

ALMA MATER STUDIORUM  
UNIVERSITA' DI BOLOGNA

FACOLTA' DI SCIENZE MATEMATICHE FISICHE E NATURALI

Corso di laurea magistrale in BIOLOGIA MARINA

Valutazione della qualità degli ambienti lagunari: confronto tra  
popolamenti bentonici residenti e reclutamento su pannelli  
artificiali.

Relatore

Prof. Marco Abbiati

Correlatore

Massimo Ponti

Presentata da

Concetta Lanzafame

II sessione

Anno Accademico 2011/2012



## **ABSTRACT**

In order to assess the biological and environmental status, soft bottom assemblages and the recruitment of sessile species on artificial panels were investigated in relation to natural and anthropogenic disturbance gradients in the Pialassa Baiona, a eutrophic and polluted brackish coastal lagoon located along the Italian coast of the northern Adriatic Sea.

Soft bottom macrobenthic invertebrate assemblages showed higher heterogeneity at local spatial scale, while species distributions along the channels were strongly correlated with the natural land-sea gradient but were also affected by the anthropogenic disturbance gradient. Anthropogenic disturbance mainly affected species richness. The biotic index AMBI, generally successfully applied in coastal marine areas, didn't reflect the biological status of this lagoon, as already occurred in other similar transitional water habitats.

Spatial and temporal patterns in the recruitment of epibenthic assemblages were measured at two time frequencies. In general, panels exposed for one month, compared those immersed for only two weeks, show a greater differentiation between the populations of the areas investigated and appear to better reflect the quality status of the environment expressed by soft bottom assemblages and from prior knowledge of this lagoon system. The analysis of the recruitment of sessile populations seems to be a promising tool for the analysis of environmental quality in the lagoons; it is characterized by simplicity of implementation and high repeatability over time. Its application extended to other lagoons, however, still requires a phase of development based on a thorough knowledge of the biology and ecology of the species involved.

## Sommario

<b>1</b>	<b>Introduzione .....</b>	<b>5</b>
1.1	La valutazione della qualità ambientale nei sistemi lagunari.....	5
1.1.1	I fattori di stress nelle lagune costiere.....	7
1.2	Le lagune del Nord Adriatico.....	8
1.3	I popolamenti bentonici dei fondali lagunari .....	10
1.4	I popolamenti bentonici sui fondi duri lagunari.....	11
1.5	Valutazione della qualità ambientale attraverso organismi bioindicatori ....	12
1.6	Scopo della ricerca .....	17
	<b>Materiali e metodi.....</b>	<b>18</b>
1.7	Inquadramento dell'area di studio: la laguna Pialassa Baiona.....	18
1.8	Norme giuridiche di riferimento .....	21
1.9	Disegno di campionamento.....	21
1.9.1	Metodo di campionamento dei popolamenti dei fondali mobili.....	25
1.9.2	Metodi di campionamento dei popolamenti dei substrati duri.....	27
1.10	Analisi di laboratorio .....	29
1.10.1	Analisi dei popolamenti macrobentonici di fondo molle .....	29
1.10.2	Analisi dei popolamenti macrobentonici di fondo duro.....	29
1.11	Analisi dei dati .....	30
1.11.1	Indici.....	31
1.11.2	Analisi univariata e multivariata della varianza .....	32
<b>2</b>	<b>Risultati.....</b>	<b>34</b>
2.1	Popolamenti bentonici dei fondi mobili.....	34
2.1.1	Analisi della distribuzione dei singoli taxa .....	36
2.1.2	Diversità specifica.....	48
2.1.3	Analisi della struttura di comunità.....	51
2.1.4	AZTI' Marine Biotic Index (AMBI).....	53
2.2	Popolamenti di fondo duro.....	55
2.2.1	Analisi della distribuzione dei singoli taxa .....	55
2.2.1	Diversità specifica.....	64
2.2.2	Analisi della struttura di comunità di sub strato duro .....	68
<b>3</b>	<b>Discussione e conclusioni.....</b>	<b>73</b>
	<b>BIBLIOGRAFIA .....</b>	<b>76</b>

# 1 Introduzione

## 1.1 *La valutazione della qualità ambientale nei sistemi lagunari*

Gli ambienti lagunari sono ecotoni in cui le acque dolci terrestri e salate marine si mescolano e costituiscono il passaggio naturale tra terra e mare. Essi sono dei sistemi dinamici complessi e imprevedibili caratterizzati da marcate variazioni giornaliere e stagionali e da variabili ambientali chimico – fisici (Fiala, 1972; Barnes 1991; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2005; Specchiulli *et al.*, 2008).

Questi habitat sono molto eterogenei nella morfologia e idrologia, come ad esempio l'estensione, la profondità delle acque, i ricambi idrici con il mare e il range di salinità (Basset *et al.*, 2006). Inoltre, queste aree hanno una morfologia articolata e complessa a causa della presenza di canali e bacini, e la qualità ambientale dipende dal complesso equilibrio fra componenti chimico - fisiche e processi biologici. I fattori che possono influenzare notevolmente i processi fisico – chimici, che si verificano all'interno del corpo lagunare, sono: la dimensione e la configurazione delle insenature di marea, lo sviluppo di bacini confinanti, la quantità di input di acqua dolce, la profondità dell'acqua e le condizioni del vento. Le caratteristiche che accomunano tutti i bacini salmastri sono l'estrema variabilità dei parametri chimico – fisico (salinità, temperatura, ossigeno disciolto, elevata produttività, ridotto idrodinamismo).

Le lagune costiere occupano circa il 13% delle aree costiere in tutto il mondo. Il 5,3 % sono presenti in Europa. In Mediterraneo sono state studiate dal punto di vista idrologico ed ecologico più di 50 lagune; mentre 26 lagune costiere sono state oggetto di studio in Italia (Sabette *et al.*, 2007).

Le lagune costiere sono gli ecosistemi più fortemente influenzati, della terra, dalle attività antropiche come la costruzione di dighe che induce importanti variazioni morfologiche ed idriche, la bonifica delle terre, il dragaggio di canali, lo scarico di rifiuti industriali e civili. Infatti, in Italia e in Europa, solo negli ultimi anni è stata compresa l'importanza di questi ambienti, e recentemente sono stati inseriti a livello nazionale nella nuova normativa italiana sulle acque (D.lgs 152/99) e a livello europeo nella *Water Framework Directive* (WFD: 2000/60/Ce), nelle quali

è prevista un'azione di controllo della qualità dell'ambiente marino costiero e una regolazione delle attività umane su questi ambienti<sup>1</sup>.

Secondo il D.lgs 152/99 che definisce la disciplina generale per la tutela delle acque, l'obiettivo generale è il raggiungimento entro il 2016 di un buon stato ambientale per tutte le tipologie di acque (fiumi, laghi, acque marino - costiero, acque di transizione, corpi idrici artificiali e acque sotterranee). La qualità ambientale è definita: in funzione delle capacità dei corpi idrici di mantenere i processi naturali di auto depurazione, e di supportare comunità animali e vegetali ampie e diversificate<sup>2</sup>.

Secondo la WFD l'obiettivo principale è quello di raggiungere almeno “un buon stato ecologico e chimico” per tutte le acque di superficie, comprese le acque di transizione, entro il 2015. La WFD richiede la valutazione della qualità ecologica e la vulnerabilità degli ecosistemi di transizione con l'obiettivo di implementare il processo per ottenere la conservazione, la gestione e il recupero dell'ecosistema. Inoltre, richiede un'analisi degli elementi di qualità biologica (*biological quality elements* – BQEs) per una classificazione ecologica dei sistemi acquatici. I principali elementi di qualità biologica sono gli invertebrati bentonici, altri possono essere il fitoplancton, la flora acquatica o l'ittiofauna (ma solo per le acque di transizione). I BQEs rappresentano un insieme idoneo di variabili di base, indicative delle caratteristiche e funzioni ecosistemiche, che possono essere utili nella valutazione della qualità degli habitat all'interno e tra gli ecosistemi di transizione.

La WFD presume che la fauna bentonica è in un buono stato, quando:

Sono presenti lievi cambiamenti nella composizione e abbondanza dei taxa di invertebrati nelle comunità tipo-specifico;

Il rapporto tra taxa sensibili al disturbo e tra taxa tolleranti deve presentare minime variazioni rispetto ai livelli tipo-specifico;

Il livello di diversità dei taxa di invertebrati presenti lievi variazioni rispetto ai livelli specifici.

---

<sup>1</sup> [www.isprambiente.gov.it](http://www.isprambiente.gov.it)

<sup>2</sup> [www.minambiente.it](http://www.minambiente.it)

### **1.1.1 I fattori di stress nelle lagune costiere**

I principali fattori stress che influenzano le lagune costiere sono di tipo abiotico e biotico. Quelli abiotici di origine naturale che influenzano sensibilmente gli habitat di transizione sono i cambiamenti climatici (umidità, piogge, temperatura, venti), che determinano un aumento dell'erosione costiera, ciò comporta inondazioni e perdita di zone umide. Questi ambienti sono molto sensibili a qualsiasi forma di variazione nel regime delle precipitazioni, nel livello del mare e nella temperatura dell'aria perché si trovano all'interfaccia tra ambiente terrestre, acqua dolce, e il mare e sono ecosistemi poco profondi. Le lagune sono generalmente caratterizzate da basse profondità, rapido ricambio dell'acqua, uno scambio attivo con l'atmosfera e un flusso continuo di organismi dagli ecosistemi circostanti. In questi habitat la salinità presenta valori minimi in corrispondenza delle immissioni in laguna dei corpi d'acqua continentali; si riscontrano valori massimi di salinità nelle zone a scarso ricambio idrico, sottoposte a forte evaporazione, o nelle aree circostanti le connessioni con il mare aperto. Invece, la temperatura dell'acqua è soggetta a forti escursioni con valori più alti in estate e più bassi in inverno rispetto al mare adiacente.

I fattori di stress biotici comprendono le variazioni significative delle componenti biologiche causate dalle attività umane svolte in questi habitat, come la pesca e l'introduzione di specie invasive.

I fattori di stress di origine antropica determinano la degradazione dell'habitat, compromettono la qualità delle acque ed alterano le comunità biotiche. I fattori che causano il degrado degli habitat sono prettamente di origine fisica come: il dragaggio, la modifica della costa, la bonifica delle aree umide. Invece, la qualità delle acque è alterata principalmente da fattori chimici e biologici come: arricchimento in nutrienti, carico di carbonio organico, agenti patogeni e metalli pesanti. Inoltre, la rapida crescita della popolazione e il forte ed eccessivo sviluppo delle zone costiere costituiscono un ulteriore fattore di stress per questi ambienti (Vitousek *et al.*, 1997).

I fattori abiotici e biotici che caratterizzano questi habitat, si influenzano a vicenda definendo particolari condizioni di eterogeneità spaziale e temporale nelle stesse aree; si vengono così a creare numerosi gradienti come quello di salinità. La variazione è più o meno accentuata a secondo della morfologia del bacino e della

presenza o meno di fimi e sbocchi al mare. Tuttavia vi sono anche caratteristiche ambientali peculiari che caratterizzano i singoli bacini e li rendono delle entità uniche (Cognetti *et al.*, 1998).

L'unicità non riguarda solo gli aspetti chimico – fisico ma anche l'insieme dei popolamenti di specie tipiche presenti nei diversi ambienti. Inoltre i singoli habitat ospitano specie esclusive che ne caratterizzano il popolamento e spesso presentano degli adattamenti eco-fisiologici specifici (Cognetti e Maltagliati, 2000).

Nelle lagune costiere la distribuzione delle specie è influenzata dalla eterogeneità delle variabili ambientali (profondità delle acque, condizioni idrodinamiche, caratteristiche dei sedimenti) e dalle sorgenti di disturbo antropico, che può variare in un intervallo di scale spaziali, in habitat con una morfologia complessa (Lardicci *et al.*, 1997; Arvanitidis *et al.*, 1999).

I disturbi di tipo antropico potrebbero interagire con l'eterogeneità naturale influenzando i modelli di distribuzione delle specie, la diversità delle specie e le funzioni ecosistemiche.

## ***1.2 Le lagune del Nord Adriatico***

Le coste italiane sono storicamente ricche di lagune, estuari, stagni, in particolare quelle che si affacciano sull'Adriatico settentrionale. Questi habitat ospitano un gran numero di corpi d'acqua di transizione, differenti tra loro per le estensioni e i collegamenti con il mare. Lungo il tratto di costa tra il Delta del Po ed il porto di Ravenna (~100 Km) sono presenti 17 ecosistemi di transizione: Laguna Caleri, Laguna Vallona, Laguna Scannello-Barbamarco, Laguna di Burcio, Laguna Basson, Sacca del Canarin, Daccò, Sacca degli Scardovari, Sacca di Goro, Valle Bertuzzi, Lago delle Nazioni, Valle Cantone, Valli Fattibello, Valli di Comacchio, Lago di Spina, Vene di Bellocchio, Pialassa Baiona, Pialassa Piomboni (Figura 1).

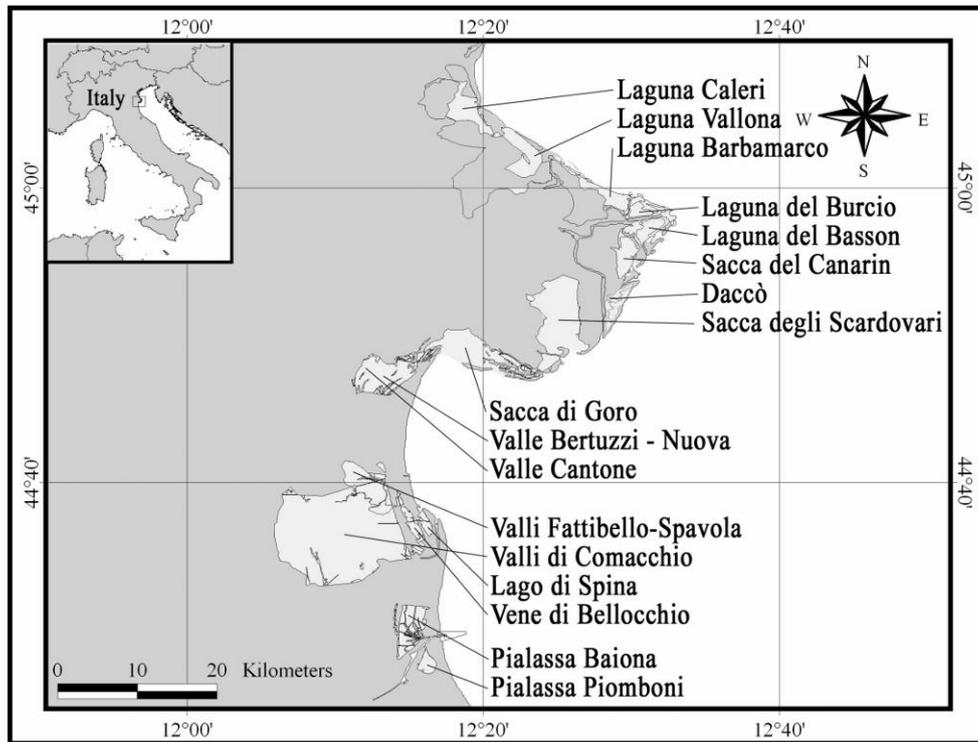


Figura 1 Lagune del Nord Adriatico (Abbiati *et al.*, 2010).

Essi possono dividersi in 3 categorie principali: habitat piccoli e grandi soggetti a micro-maree e non soggetti a marea.

Le acque di transizione forniscono beni e servizi ecosistemici essenziali come: la protezione delle coste, le risorse ittiche, e il miglioramento della qualità delle acque, e sono anche ecosistemi molto produttivi, e forniscono habitat e cibo per gli animali residenti e migratori.

Per millenni, i sistemi di transizione del Nord Adriatico sono stati modificati per soddisfare i bisogni dell'uomo e sono stati sfruttati per l'allevamento ittico.

Ai giorni d'oggi, come molti ecosistemi costieri, le lagune sono sotto forte stress a causa dell'attività umana e dei cambiamenti climatici (Airoldi e Beck, 2007).

Le problematiche ambientali delle lagune costiere dipendono agli effetti delle attività umane, che sono principalmente dovute agli aumenti stabili e stagionali delle densità di popolazione, l'acquacoltura, la pesca, l'agricoltura e l'industria. Queste crescenti pressioni inevitabilmente portano a crisi ambientali come l'eccessivo sfruttamento delle risorse, la distruzione di habitat, contaminazione da parte di sostanze inquinanti da scarichi di acque reflue urbane e agricole, l'eutrofizzazione, stagionale ipossia/anossia e introduzione di specie aliene (Crooks e Turner, 1999). Infatti, i 17 habitat di transizione presenti lungo le coste

italiane dell'Adriatico settentrionale sono molto impattati dalle attività umane e dalle alterazioni umane, ma differiscono, tra loro, notevolmente per gli usi e le fonti e per le eventuali minacce. Ad esempio, gli habitat di transizione del Delta del Fiume Po sono principalmente corpi aperti che ricevono input di nutrienti e sono soggetti alla raccolta intensiva di molluschi (*Venerupis philippinarum*) che comporta disturbi importanti nel contesto sedimentario. Le lagune della Pialassa Baiona e Pialassa Piomboni sono principalmente impattate dalle attività industriali e portuali. Pertanto, le acque di transizione lungo il tratto di costa italiana forniscono un quadro complesso sia in termini di tipi di habitat che sull'impatto del disturbo antropico.

### **1.3 I popolamenti bentonici dei fondali lagunari**

I fondi mobili, o incoerenti, costituiscono un sistema di estremo interesse per la loro ampia distribuzione e per la loro importanza e la varietà dei popolamenti bentonici che li colonizzano (Gray, 1997; Snelgrove, 1997).

I fondi incoerenti sono colonizzati da organismi di diverse specie che sono in grado di penetrare più o meno in profondità all'interno del substrato, favorendone l'ossigenazione ad esempio con la costruzione di gallerie; lo spessore colonizzato varia sensibilmente tra gli ambienti marini e quelli salmastri, a seconda della granulometria, della sostanza organica presente, dei tassi di sedimentazione, dell'idrodinamismo, della stabilità dei parametri chimico – fisici e dei fattori abiotici. I popolamenti dei fondi mobili sono dominati da anellinidi policheti, seguiti da molluschi bivalvi, crostacei anfipodi, decapodi ed echinodermi. Gli organismi che dominano questi habitat sono di piccole dimensioni e presentano caratteri morfologici specializzati: il capo in generale è molto allungato e appiattito, sono scarsamente pigmentati, gli occhi possono essere ridotti o assenti, alcuni organismi possiedono anche delle papille adesive.

Negli ambienti lagunari, l'elevata instabilità delle condizioni ambientali e le ampie variazioni dei parametri abiotici (salinità, temperatura, pH) limitano la colonizzazione di questi ambienti solamente a specie che ben tollerano ampi intervalli di variazione dei parametri chimico – fisico; queste specie sono classificate come eurialine ed euriterme.

Si tratta, quindi, di ambienti selettivi che ospitano un numero di taxa generalmente minore rispetto ad ambienti marini adiacenti, conseguentemente si ha una bassa diversità specifica, ma spesso, rappresentati da un numero di maggiore d'individui e quindi da un'elevata biomassa e produttività secondaria (Arias e Drake, 1994). Sebbene l'area di studio, la Pialassa della Baiona, è una delle lagune costiere del Mediterraneo più soggetta a disturbo antropico poiché si trova in prossimità di centri urbani, industrie e del porto, ospita popolamenti bentonici relativamente diversi (Ponti *et al.*, 2008). I principali popolamenti di invertebrati macrobentonici che vivono nei fondali fangosi e sabbiosi di questa laguna includono principalmente: policheti, spionidi, capitellidi, ologocheti tubicoli, anfipodi, bivalvi e gasteropodi.

#### **1.4 I popolamenti bentonici sui fondi duri lagunari**

Negli ambienti lagunari i substrati sono prevalentemente costituiti da sedimenti di varia granulometria, nonostante questo possono essere presenti substrati duri sia naturali, costituiti da rocce in posto, sia artificiali, costituiti da opere di contenimento e regimazione delle acque, palizzate e moli, realizzati con vari materiali come laterizi, cemento e legno. I popolamenti di questi substrati sono costituiti da specie sessili tolleranti alle condizioni ambientali tipiche delle lagune e spesso caratterizzati da cicli vitali brevi ed elevate velocità di colonizzazione, tipiche degli organismi del cosiddetto *fouling*. Ad esempio, in uno studio condotto nella laguna Sacca di Goro, le specie rinvenute comprendono due poriferi, 9 celenterati, 2 anellidi, 4 molluschi, 3 artropodi, 3 briozoi e 2 tunicati (Marchini *et al.*, 2004). Su questi substrati si possono trovare annidati anche diverse specie mobili (Ysebaert *et al.*, 2000, Marchini *et al.*, 2004). In alcuni studi è stato dimostrato che gli invertebrati che vivono sui fondi duri possono essere utilizzati come indicatori per l'individuazione degli stress ambientali, poiché sono sessili e relativamente sensibili all'inquinamento (Marchini *et al.*, 2004 e loro citazioni).

Per lo studio dei popolamenti associati ai fondi duri è possibile campionare i substrati esistenti, utilizzando ad esempio pali, briccole, capanni, muri di cemento, ecc. oppure ricorre all'immersione di appositi substrati, ad esempio i pannelli di reclutamento, su cui si possono insediare le specie presenti.

La metodica dei pannelli rappresenta un approccio validissimo ed attualmente trova applicazione in tutti i campi dell'ecologia marina sperimentale. Questa metodica permette di datare, seguire e misurare in dettaglio insediamento, accrescimento, maturazione sessuale, ritmi riproduttivi, senescenza ecc, di molti organismi sessili.

Questa tecnica è stata collaudata anche in ambienti lagunari lungo le coste italiane, immergendo i pannelli artificiali atossici, vicino al substrato naturale, per lo studio del "fouling" inteso come l'insieme dei popolamenti fitobentonici e zoobentonici sessili capaci di insediarsi sui substrati artificiali, per valutare il reclutamento e l'insediamento degli animali bentonici.

Il reclutamento delle popolazioni naturali dipende dall'apporto di larve che costituiscono il prodotto delle popolazioni residenti o di larve prodotte da popolazioni limitrofe, inoltre dipende dalla densità di adulti.

L'insediamento può essere indotto da numerosi fattori fisici – chimici e biologici, che permettono alle larve di selezionare gli habitat idonei che forniscono riparo e cibo durante la loro vita giovanile e adulta.

Il "fouling" dipende da un complesso insieme di fattori chimici, fisici e biologici. Nella seriazione delle comunità che si formano si possono distinguere: una sequenza temporale che dipende dal tempo di immersione; una sequenza stagionale; una successione biotica.

### ***1.5 Valutazione della qualità ambientale attraverso organismi bioindicatori***

Secondo la definizione di Blandin (1986) il termine indicatore biologico (o biondicatore): "È un organismo o un gruppo di organismi che con una risposta a livello biochimico, citologico, fisiologico o ecologico permette di caratterizzare, in modo pratico e sicuro, lo stato di un ecosistema o di un eco complesso (inteso come un insieme localizzato di ecosistemi interdipendenti, modellati da una storia ecologica comune) e di evidenziarne, il più precocemente possibile, le probabili alterazioni". A seconda dei casi quindi il bioindicatore rappresenta una comunità, una popolazione, un singolo organismo o una porzione di esso.

Lo studio del macro-benthos di fondo incoerente rappresenta un importante strumento per il monitoraggio dell'ambiente marino. Le comunità bentoniche di fondo incoerente sono largamente usate come “indicatori” delle caratteristiche ambientali e, quindi, per il rilevamento delle alterazioni dell'ambiente marino derivate dall'attività antropica (Crema *et al.*, 1983; Bilyard, 1987; Thomson *et al.*, 2003).

La principale caratteristica che ha reso gli organismi bentonici tra i più diffusi bioindicatori della qualità di ecosistemi marini costieri ed estuarini, rispetto a pesci e plancton, è la loro relativa immobilità e maggiore stabilità nei confronti delle variazioni ambientali stagionali.

I principali vantaggi nell'utilizzo del benthos negli studi di monitoraggio della qualità ambientale sono (Bilyard, 1987; Dauer, 1993; Warwick, 1993; Weisberg *et al.*, 1997; Paul *et al.*, 2001):

- gli organismi bentonici sono sedentari e quindi riflettono le condizioni ambientali locali;
- sono sensibili a diversi tipi di inquinanti che si accumulano proprio a livello dei sedimenti;
- molte specie bentoniche hanno cicli vitali relativamente lunghi e pertanto presentano una risposta integrata nel tempo alle variazioni della qualità dell'acqua e dei sedimenti;
- il benthos comprende numerose specie, con cicli diversi, con ruoli trofici diversi e con differente grado di tolleranza allo stress;
- le specie bentoniche svolgono un ruolo fondamentale nello scambio di nutrienti e materiale tra il sedimento e la colonna d'acqua;
- alcune specie bentoniche sono importanti da un punto di vista commerciale;
- sono ben note le relazioni del benthos con i principali parametri ambientali come la natura del substrato, la temperatura, l'ossigeno, la salinità, la profondità e la resistenza all'emersione.

L'utilizzo di bioindicatori o indicatori negli studi di qualità ambientale presentano alcuni vantaggi rispetto alle tradizionali analisi strumentali di fattori chimico-fisico, come:

- forniscono una risposta mediata che sintetizza l'azione su tutte le componenti ambientali ed evidenzia l'effetto combinato di più sostanze;

- permettono di stimare caratteristiche non sempre misurabili sperimentalmente, come la complessità biologica, il valore ecologico ed il valore estetico;
- richiedono costi più contenuti soprattutto per indagini a lungo termine e su vasta scala o per inquinanti diffusi.

Tuttavia gli indicatori biologici presentano degli svantaggi da non sottovalutare, perché forniscono solo stime indirette della presenza di un disturbo, ed inoltre trattandosi di organismi, possono con il passare del tempo adattarsi all'inquinante falsandone la risposta. Con lo sviluppo di indici biotici é possibile identificare e/o classificare la qualità ambientale attraverso l'analisi della composizione o dell'abbondanza dei popolamenti di specie.

Gli indici biotici basati sull'utilizzo di indicatori bentonici applicati negli studi di biomonitoraggio in ambienti marini costieri ed estuarini, convenzionalmente possono essere suddivisi in quattro categorie:

- **indici basati sul valore indicatore di singole specie o gruppi di specie:** si basano sulla presenza o abbondanza di specie e taxa caratteristici di particolari condizioni ecologiche, vengono considerate solo le principali specie indicatrici;
- **indici a livello di comunità:** comprendono tutti gli indici sviluppati in base alle caratteristiche della comunità bentonica;
- **indici multimetrici:** si tratta di indici sviluppati attraverso un approccio multimetrico che integra dati relativi alle caratteristiche della comunità bentonica, alla presenza di taxa indicatori, dei valori di diversità, di parametri ambientali, ecc.;

Gli indici biotici, nella maggior parte dei casi esplicitamente includono la sensibilità o la tolleranza del taxon verso condizioni di inquinamento o di stress (Hilsenhoff, 1987; Majeed, 1987; Clements et al., 1992; Zamoramunoz and Albatercedor, 1996; Roberts et al., 1998; Borja et al., 2000).

Per analizzare e predire le variazioni della struttura di comunità lungo un gradiente di disturbo ambientale di vario genere sono stati proposti alcuni modelli di indici biotici:

Modello di Pearson e Rosenberg (1978): secondo cui l'arricchimento organico e la carenza di ossigeno condizionano la ricchezza di specie, l'abbondanza e la biomassa totale dei popolamenti bentonici (Gray et al., 2002). I cambiamenti

descritti da Pearson e Rosenberg (1978) non riguardano solo la ricchezza di specie, l'abbondanza e la biomassa, ma anche la composizione dei popolamenti specie (Gray, 1979; Diaz and Rosenberg, 1995; Gray et al., 2002).

Seguendo il modello di Pearson e Rosenberg, Glémarec e Hily (1981) proposero la classificazione delle specie macrobentoniche in cinque gruppi ecologici in base alla loro sensibilità ad un arricchimento organico crescente. Questi gruppi sono stati descritti come segue: G<sub>I</sub>, specie molto sensibili; G<sub>II</sub>, specie indifferenti; G<sub>III</sub>, specie tolleranti, G<sub>IV</sub>, specie secondarie opportunistiche, G<sub>V</sub>, specie opportunistiche primo ordine.

Majeed (1987) ha proposto un modello che descrive la distribuzione dei gruppi ecologici lungo un gradiente di inquinamento organico. I valori dei discreti indici biotici (BI) sono stati definiti in base alla relativa abbondanza di ogni gruppo ecologico. Usando criteri simili, Borja *et al.* (2000) proposero un indice di tipo biotico, l'AZTI Marine Biotic Index (AMBI noto anche come Coefficiente Biotico BC), che è un indice per stimare la qualità di ambienti marini estuarini e costieri in Europa (Oceano Atlantico, Mar Baltico, Mar Mediterraneo, Mar del Nord e Mar di Norvegia). Si basa sulla classificazione delle specie in cinque gruppi ecologici, come è stato proposto precedentemente da altri autori (Glémarec and Hily, 1981; Glémarec, 1986; Majeed, 1987; Grall and Glémarec, 1997), e sulla loro distribuzione lungo un gradiente di inquinamento organico, secondo la successione ecologica in ambienti stressati (Pearson and Rosenberg, 1978).

I gruppi ecologici (ecological groups- EGs) sono stati definiti:

- EG<sub>I</sub>: specie molto sensibili all'arricchimento organico e presente in condizioni non inquinate (stato iniziale). Essi comprendono i carnivori specializzati e alcuni sospensivori e policheti tubicoli.
- EG<sub>II</sub>: specie indifferenti all'arricchimento, sempre presenti in basse densità con variazioni non-significative nel tempo (da stato iniziale, a lieve squilibrio). Questi includono i sospensivori e i carnivori meno selettivi e spazzini.
- EG<sub>III</sub>: specie tolleranti all'eccessivo arricchimento di materia organica. Queste specie possono trovarsi anche in condizioni normali, ma le loro popolazioni sono stimulate dall'arricchimento di materia organica. Si tratta di specie sospensivore superficiali, come gli spionidi tubicoli.

- EG<sub>IV</sub>: specie secondarie opportuniste. Principalmente possono essere policheti di piccole dimensioni: sospensivori superficiali, come i cirratulidi.
- EG<sub>V</sub>: specie prime opportuniste. Queste sono specie sospensivore che proliferano nei sedimenti ridotti.

Per l'applicazione di questo indice occorre seguire le linee guida proposte dagli autori (Borja and Muxika, 2005) che sono:

- L'indice AMBI è stato progettato per essere utilizzato solo con le comunità di fondo incoerente, ma non può essere applicato ai substrati duri e i dati devono essere rimossi dal dataset tutti taxa che non appartengono ai fondi mobili (esempio Nudibranchi) o taxa dell'epifauna (esempio: Bryozoa);
- Togliere dal dataset tutti i taxa di invertebrati non bentonici;
- Togliere tutti i taxa di acqua dolce (esempio: Cladocera);
- Rimuovere gli insetti (esempio: Chiromonidi);
- Togliere gli stadi giovanili, quando le specie non sono identificate;
- Alcuni taxa devono essere raggruppati insieme (esempio: specie dello stesso genere non identificate);
- Non usare mai alti livelli tassonomici (esempio: Bivalvi, Gastropodi) ad eccezione di quelli inclusi nella lista dei taxa (esempio Nemertea);
- Utilizzare la versione più recente della lista dei taxa;
- È preferibile calcolare i valori AMBI per ciascuna replica, per poi derivare il valore medio;

Gli indici biotici multimetrici sono una combinazione matematica (tipicamente una somma o una media) di punteggi standardizzati di un insieme di parametri. Ogni parametro calcolato fornisce informazioni sulle specie o sui popolamenti. L'integrazione di parametri tiene conto della risposta dovuta a diversi tipi e intensità di disturbo e potrebbe fornire un indice basato sull'ecologia (Weisberg *et al.*, 1997; Engle and Summers, 1999). L'approccio multimetro è stato applicato per i pesci ed i popolamenti bentonici in ambienti costieri e di estuario (Weisberg *et al.*, 1997; Engle and Summers, 1999; Van Dolah *et al.*, 1999; Eaton, 2001).

Negli ambienti salmastri, presenti lungo le coste italiane, le comunità macrobentoniche di fondo incoerente si sono rivelate particolarmente utili a mettere in risalto l'evoluzione delle caratteristiche ambientali.

Molti indici biotici bentonici sono stati sviluppati per gli ambienti degli estuari e costieri del Nord America (Weisberg *et al.*, 1997; Engle and Summers, 1999; Eaton, 2001; Smith *et al.*, 2001) e in Europa (Borja *et al.*, 2000, 2003); tuttavia solo alcune applicazioni sono disponibili per il Mediterraneo (Borja *et al.*, 2003; Fano *et al.*, 2003; Orfanidis *et al.*, 2003).

## **1.6 Scopo della ricerca**

L'oggetto di questa tesi ha come obiettivo primario la valutazione della qualità ambientale degli ambienti lagunari: confrontando un approccio classico, basato sui popolamenti bentonici di fondo incoerente, con un approccio innovativo in corso di messa a punto basato sul reclutamento delle specie sessili. In particolare, la dinamica di reclutamento dei popolamenti bentonici, nella laguna della Pialassa Baiona è stato studiato tramite il posizionamento di pannelli artificiali.

Lo scopo del presente studio è quello di valutare l'impatto antropico sulle comunità bentoniche, attraverso l'analisi della struttura delle comunità macrozoobentoniche che risultano essere un buon indicatore degli effetti spaziali e temporali sia delle fluttuazioni naturali sia dei disturbi indotti dalle attività umane (Pearson e Rosenberg, 1978; Dauer, 1993).

## **Materiali e metodi**

### ***1.7 Inquadramento dell'area di studio: la laguna Pialassa Baiona***

Storicamente il sistema lagunare della Pialassa Baiona si è formato naturalmente circa 4 secoli fa, ma le sue origini risalgono all'inizio del XVIII secolo come parte integrante della portualità ravennate. Nel corso dei secoli la presenza del porto ha portato ad una modificazione dell'assetto geomorfologico – sedimentario ed ecologico - ambientale delle lagune dovuta principalmente all'attività antropica, e ad un significativo incremento del livello del mare (per subsidenza), ed anche ad un peggioramento delle condizioni climatiche, in termini di intensità e frequenza (Brochier e Ramieri, 2001; IPCC, 2001; Ferrara, 2002). La sua origine è stata resa possibile dalla formazione di nuovi cordoni dunosi che hanno isolato un braccio di mare in maniera progressiva.

Attualmente l'area complessiva della laguna è di 11,8 Km<sup>2</sup> per una superficie di circa 1.100 ettari. La Baiona è delimitata da due serie di cordoni sabbiosi che si sviluppano parallelamente alla costa; mentre i limiti settentrionali e meridionali sono definiti da opere artificiali; a sud del cavo portuale, attraverso il canale Candiano che comunica con il mare, e a nord dal trattato terminale del fiume Lamone. Sui cordoni occidentali si sviluppa la Pineta di S. Vitale, mentre in quelli ad est si ha la presenza della Pineta di Marina Romea (Figura 2).

La Pialassa Baiona è una laguna salmastra eutrofica, situata tra il porto di Ravenna e la foce del fiume Lamone. La laguna è suddivisa in diversi specchi d'acqua o canali, comunemente chiamati “chiari”, poco profondi. I canali sono tra di loro interconnessi e disposti a raggiera e si dipartono dal porto di Ravenna che rappresenta il punto di connessione col mare aperto. Nei canali il range di profondità è tra 1 m e 8 m rispettivamente nei lati verso terra e al largo. In media l'acqua si estende per una superficie di 10 Km<sup>2</sup>. Il range di marea che influenza queste aree, può essere eccezionalmente superiore a 1 m, e le aree poco profonde di solito emergono con la bassa marea.

La laguna riceve input di acqua da cinque canali principali che drenano un bacino di 264 Km<sup>2</sup> che comprende le zone urbane per il 9% e le zone agricole per l' 87%.

Questi ambienti hanno assunto nel corso del tempo una diversa valenza socio – economica, oltre che naturalistica.



Figura 2 Sovrapposizione della cartografia del SIT del Comune di Ravenna sull'ortofotopiano del 1998 (Ravenna) (Ascani *et al.*, 2003).

Attualmente, le attività produttive che gravitano direttamente sulla Pialassa sono (Vistoli, 2003):

- Deposito petrolifero costieri (PIR, PETRA);
- Produzione petrolifera (Alma Petroli SpA);
- Produzione oli vegetali (Eridania SpA);

- Industrie di lavorazione dei metalli (Marcegaglia);
- Produzione chimiche (Degusta SpA, Ecofuel SpA, Endura Spa);
- Produzione di energia (Enel, Enipower SpA);
- Cementifici (cementificio Balbetti).

L'insieme di tutte queste attività produce impatti su tutte le matrici ambientali, in particolar modo sull'acqua. Infatti, il canale sud raccoglie anche le acque reflue provenienti da impianti di depurazione urbani e industriali e da 2 centrali termoelettriche (Figura 3).

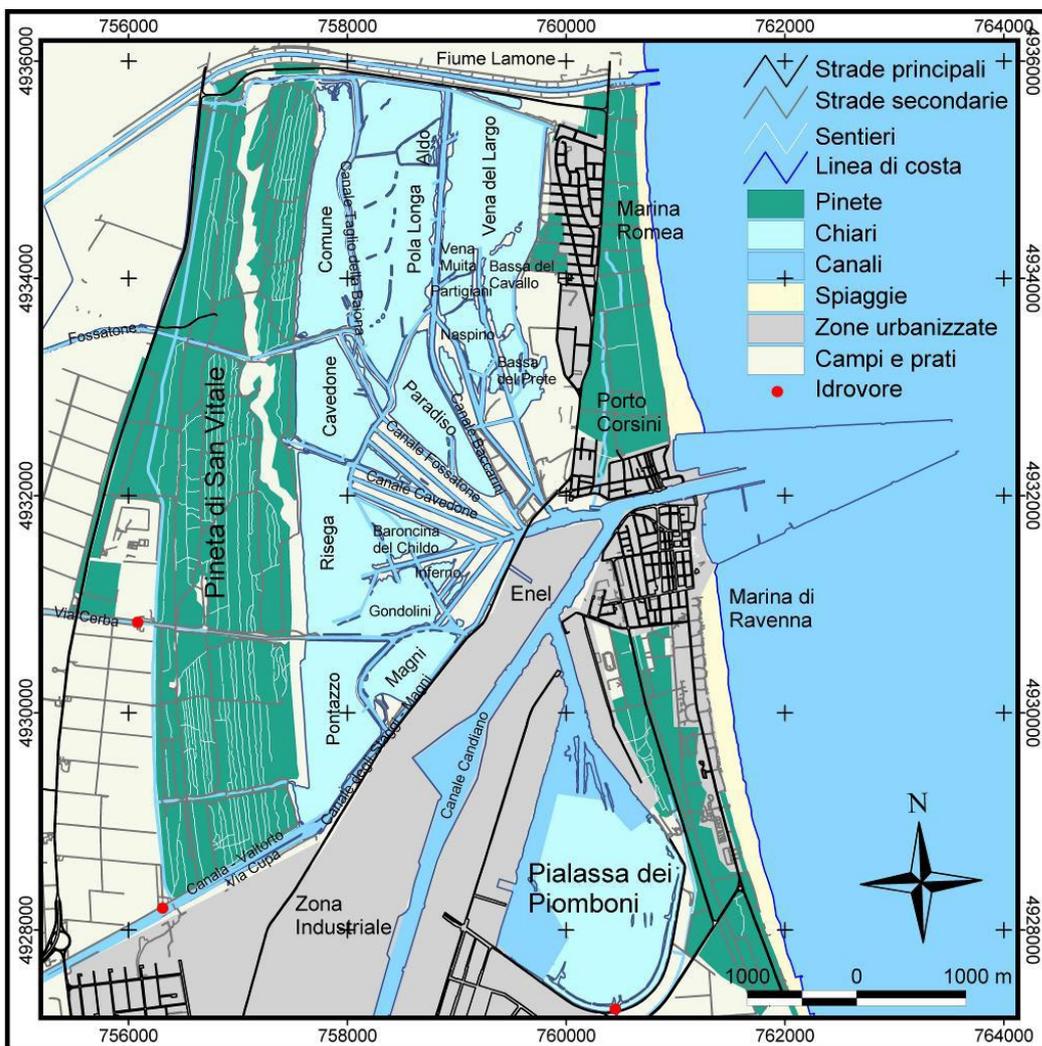


Figura 3 Pialassa Baiona, cartografia tratta dal GIS (reticolo UTM32 ED50) (Ascani *et al.*, 2003).

Dal punto di vista ecologico la Pialassa Baiona è un ambiente eterogeneo in cui le variabili fisiche e chimiche possono cambiare a diversa scala spaziale e temporale. Grazie alle dimensioni relativamente piccole e ai complessi patterns di stress

naturali e antropici, la laguna rappresenta un laboratorio naturale per testare le teorie sui modelli di distribuzione delle specie negli habitat di transizione.

### ***1.8 Norme giuridiche di riferimento***

Paradossalmente, è stato dunque il condizionamento antropico a consentire la sostanziale sopravvivenza delle Pialasse, e di conseguenza dei loro peculiari valori naturalistico – ambientale. Attualmente sono inserite tra le aree protette dalla Convenzione internazionale di Ramsar (UNESCO,1971) e dalle direttive Europee (UE, 1992) poiché gli ambienti lagunari rappresentano un patrimonio naturale di grandissimo pregio. Infatti, l’interesse prioritario di tutela risulta essere quello naturalistico; ciò deriva dall’ emanazione di una serie di disposizioni della Unione Europea, che pone il sito della Pialassa Baiona tra le zone di protezione speciale (ZPS – direttiva 79/409/CEE) e tra i siti di interesse comunitario (SIC – direttiva 92/43/CEE) (tali direttive sono state recepite con d.m. 3 aprile 2000).

La Pialassa Baiona è stata inclusa all’interno del piano territoriale di stazione “Pineta di San Vitale e Pialasse di Ravenna” del Parco del Delta del Po che la inquadra come una zona D1 (pre – parco, salvaguardia ambientale).

Il quadro di riferimento normativo della Pialassa Baiona presenta una notevole complessità essendo caratterizzato da una peculiarità di sistemi di tutela tra loro diversi sia sul piano della natura giuridica della fonte di disciplina che del tipo di interesse tutelato, vigenti nel territorio stesso, i quali devono essere coerenti e coordinati tra di loro (Garzia G, 2003; Vistoli A, 2003).

### ***1.9 Disegno di campionamento***

L’impostazione del disegno di campionamento prende in considerazione il complesso sistema lagunare della Pialassa Baiona, dove è stato condotto il presente studio. Sulla base delle morfologia della laguna è stato ipotizzato l’esistenza di due tipi di gradienti:

**Un gradiente naturale terra-mare:** tipico degli ambienti lagunari costieri, che presenta una direzione principale da est verso ovest e ha un andamento ortogonale che è legato all’idrologia del sistema, in particolare alla velocità della corrente, al

ricambio idrico, al ritardo di marea, alla salinità, alla concentrazione dei nutrienti e alle fluttuazioni di temperatura.

**Un gradiente antropico:** legato alla vicinanza con l'area portuale, con i poli industriali della città ed anche alla presenza lungo il Canale Magni di due centrali termoelettriche (Eni Power ed ENEL). L'impatto antropico è maggiore nella zona meridionale della Pialassa Baiona dove vengono direttamente scaricate le acque reflue urbane, industriali e le acque di raffreddamento delle centrali. I principali disturbi antropici che sono la concentrazione dei nutrienti, l'inquinamento chimico e l'inquinamento termico. Il gradiente antropico presenta un andamento crescente che va da nord verso sud e risulta essere sostanzialmente perpendicolare al gradiente naturale terra – mare (Figura 4).

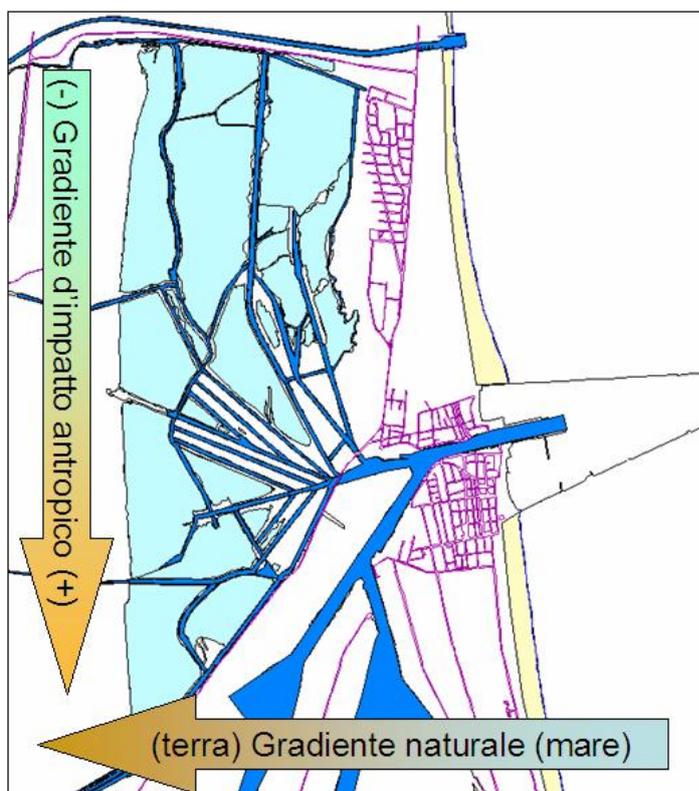


Figura 4 Mappa dell'area di studio con rappresentazione dei due principali gradienti ambientali.

Per l'analisi dei popolamenti bentonici di fondo mobile, il disegno di campionamento adottato è di tipo misto: ortogonale e gerarchizzato, poiché si è tenuto conto della presenza dei due gradienti e dell'elevata eterogeneità dei fondali, e sono stati considerati tre fattori di analisi:

- Distanza dalle sorgenti di disturbo

- Distanza dal mare
- Siti di campionamento all'interno dell'interazione dei due fattori precedenti.

Per i primi due fattori sono stati considerati due livelli (vicino e lontano), mentre per il fattore siti sono stati considerati tre livelli casuali (A, B e C). Le diverse combinazioni tra vicino e lontano dal mare e dalle sorgenti di disturbo identificano quattro aree rappresentati da canali:

**Area 1:** è la parte più interna del canale Magni, che riceve le acque di scarico e di raffreddamento dell'area industriale; questa zona è meno interessata dagli scambi con il mare;

**Area 2:** tratto terminale del canale Magni-Staggi, in prossimità del punto di confluenza dei canali verso il mare e vicino al polo industriale, questa zona è soggetta ad un forte ricambio con il mare ma anche al passaggio delle acque di scarico e di raffreddamento;

**Area 3:** individuata nel canale Fossatone, in prossimità del punto di confluenza dei canali verso il mare e relativamente lontano dalla zona industriale;

**Area 4:** localizzata nel canale Taglio della Baiona, lontano dal polo industriale e poco influenzata dagli scambi con il mare; rappresenta l'area di studio più interna alla laguna.

Sulla base di questo disegno di campionamento sono state individuate zone esposte al disturbo antropico rappresentate dalle aree 1 e 2, rispetto alle aree 3 e 4 collocate più a nord, mentre il gradiente naturale terra-mare viene analizzato confrontando le zone più prossime al mare, rappresentate dalle aree 2 e 3, con quelle delle aree 1 e 4, più interne alla laguna (Tabella 1).

Per valutare il livello di variabilità a piccola scala spaziale dei popolamenti bentonici e delle condizioni ambientali all'interno delle quattro aree in cui sono state individuate in modo random tre siti di campionamento e per ciascuno di essi sono stati raccolti quattro campioni replica, di cui tre sono stati analizzati per il seguente studio, ed uno di riserva (Figura 5). Il numero di siti per area e di repliche è stato determinato in base alla variabilità intrinseca del sistema che è stata definita e dedotta dai dati storici disponibili e agli scopi dello studio.

Tabella 1 Schema del disegno di campionamento adottato e delle possibili combinazioni fra i fattori considerati.

		distanza dal mare	
		vicino	lontano
distanza dalle sorgenti di disturbo	vicino	<b>Area 2</b> 3 siti 3 repliche	<b>Area 1</b> 3 siti 3 repliche
	lontano	<b>Area 3</b> 3 siti 3 repliche	<b>Area 4</b> 3 siti 3 repliche

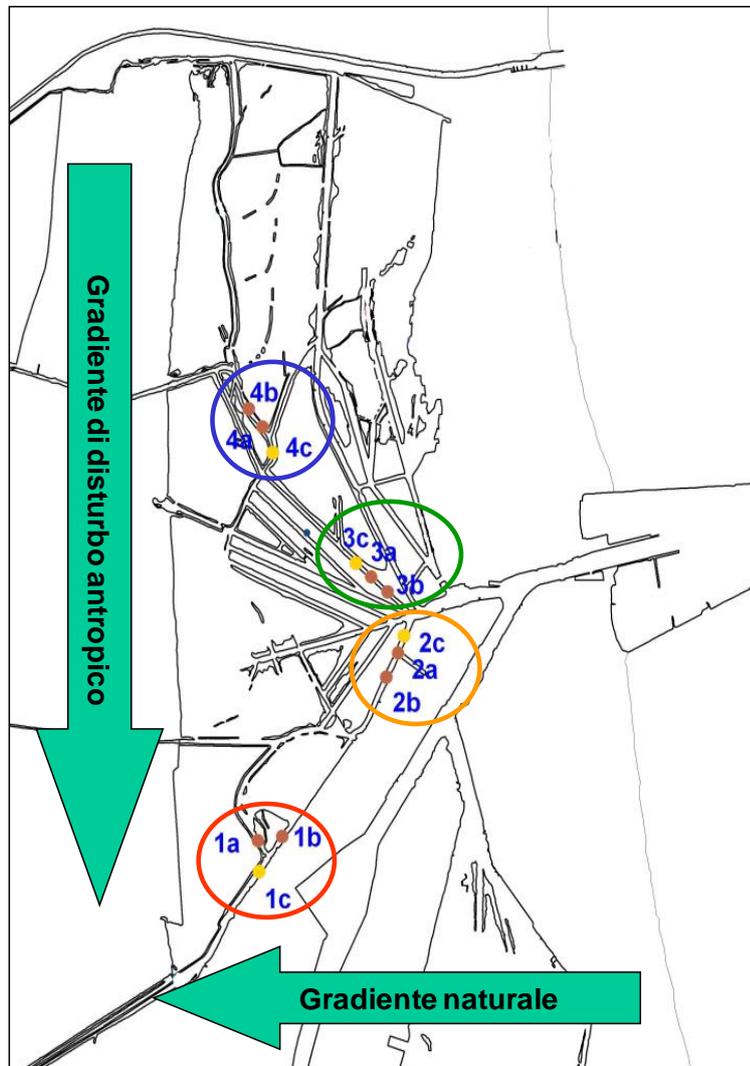


Figura 5 Mappa dell'area di studio con rappresentazione dei due principali gradienti ambientali che portano alla individuazione di quattro aree, all'interno delle quali sono state individuate i tre siti di campionamento.

### 1.9.1 Metodo di campionamento dei popolamenti dei fondali mobili

In base al disegno di campionamento elaborato per questo studio, nei tre siti individuati in ognuna delle quattro aree sono stati prelevati quattro campioni di sedimento per analizzare i popolamenti bentonici per un totale di 48 campioni di cui solo 36 sono stati destinati all'analisi.

Per prelevare i campioni di sedimento molle è stato utilizzato un *box-corer* Wildco® con apertura di 15x15 cm per un'area di presa di 0,0225 m<sup>2</sup> (Figura 6 e Figura 7), ad una profondità che è stata stabilita tra 0 e 50 cm sotto il livello di riferimento degli scandagli, previa verifica della profondità dell'acqua opportunamente corretta sulla base della previsione astronomica di marea calcolata per Porto Corsini mediante le relative costanti armoniche con il software WXTide32.



Figura 6 *Box corer* utilizzato per il campionamento del macrobenthos.



Figura 7 Campione di benthos nel *box corer*.

Successivamente ogni campione raccolto è stato setacciato *in situ* utilizzando un setaccio con apertura di maglia da 500  $\mu\text{m}$  allo scopo di eliminare l'acqua e il sedimento superfluo (Figura 8).



Figura 8 Setaccio (500 mm) utilizzato *in situ*.

Al termine della setacciatura il materiale rimanente è stato trasferito in appositi contenitori etichettati, in cui i singoli campioni sono stati fissati in formalina al 10% (4% di aldeide formica), tamponata. L'applicazione di questo metodo di

conservazione dei campioni impedisce la degradazione *post-mortem* dei tessuti mantenendo inalterata la struttura degli organismi.

Inoltre durante la fase di campionamento sono state rilevate le posizioni geografiche dei punti di prelievo mediante DGPS. Il campionamento si è svolto nel mese di maggio (03/05/2012).

### **1.9.2 Metodi di campionamento dei popolamenti dei substrati duri**

Per lo studio dei popolamenti associati ai fondi duri sono stati utilizzati degli appositi pannelli di reclutamento, su cui analizzare l'insediamento delle specie.

Il disegno sperimentale prevede le stesse aree individuate per lo studio dei popolamenti dei fondi mobili ma, in ragione della maggiore uniformità spaziale e al rimescolamento delle masse d'acqua, dovuta alla circolazione interna alla laguna, le aree non sono state suddivise in più siti.

Per il reclutamento larvale della fauna sessile presente nella colonna d'acqua sono stati impiegati pannelli in forex ® di dimensioni 10,5 cm x 15,0 cm, fissati in modo temporaneo mediante fascette di plastica su una struttura tubulare portante. La profondità della struttura è stata assicurata dal collegamento ad una boa di segnalazione e ad una zavorra sottostante, mentre il corretto posizionamento della struttura all'interno dei canali è stata garantita da un corpo morto in cemento (Figura 9).



Figura 9 Struttura portante dei pannelli di reclutamento.

I pannelli sono stati etichettati e cambiati con una frequenza quindicinale e mensile a partire dal mese di aprile; in questo modo si è potuto osservare la variazione nell'abbondanza e nella distribuzione delle varie specie secondo il differente tempo di permanenza del pannello nella colonna d'acqua (Figura 10 e Figura 11).



Figura 10 Dettaglio del pannello con etichetta.



Figura 11 Boa di segnalazione; stazione 4.

Per la raccolta dei campioni sono stati utilizzati sacchetti di plastica di dimensione di 20 cm x 27 cm; ciascun pannello è stato riposto all'interno di un singolo sacchetto riempito di acqua al fine di preservare l'eventuale fauna vagile adiacente alla superficie di reclutamento. I popolamenti sono stati analizzati in vivo o, quando non possibile per ragioni di tempo, conservati in alcool etilico al 70%.

## ***1.10 Analisi di laboratorio***

### **1.10.1 Analisi dei popolamenti macrobentonici di fondo molle**

Tutti gli organismi animali presenti nei campioni sono stati contati e classificati fino al livello sistematico migliore possibile, con l'ausilio di microscopi e chiavi tassonomiche.

### **1.10.2 Analisi dei popolamenti macrobentonici di fondo duro.**

La percentuale di ricoprimento delle specie sessili su entrambi i lati di ciascun pannello è stata stimata attraverso la frequenza di occorrenza delle specie all'interno di un reticolo formato da 400 celle costruite con un filo di nylon, fissato ad un telaio, mantenendo i pannelli immersi in vaschetta piena di acqua.

Per l'identificazione e il conteggio degli organismi è stato utilizzato un microscopio binoculare (Figura 12).

La fauna vagile è stata raccolta lavando il pannello e filtrando l'acqua con un setaccio di maglia 500  $\mu\text{m}$ .

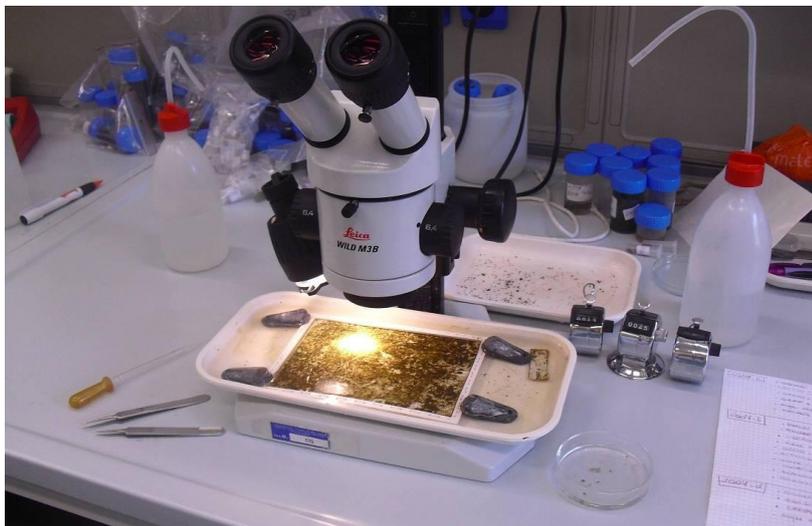


Figura 12 Dettaglio del banco da lavoro durante l'analisi dei pannelli mediante microscopio binoculare.

### ***1.11 Analisi dei dati***

La distribuzione delle specie più abbondanti e l'analisi delle caratteristiche dei popolamenti di invertebrati macrobentonici sono state analizzate seguendo le metodologie e gli approcci statistici più moderni ed efficaci tra quelli disponibili (Underwood, 1997; Clarke, 1993; Anderson, 2001; Gray & Elliot 2009).

La matrice quantitativa della distribuzione delle specie nei 36 campioni presi in esame è stata analizzata considerando i tre fattori che determinano la struttura del disegno di campionamento. Dalla matrice sono stati calcolati:

- l'abbondanza media (individui campione<sup>-1</sup>);
- gli indici sintetici di diversità specifica.

Il popolamento nel suo insieme è stato caratterizzato in termini di similarità reciproca fra le repliche, i siti e le aree, calcolata utilizzando l'indice di Bray-Curtis, sui dati trasformati mediante radice quadrata. Inoltre sono stati condotte analisi applicando tecniche multivariate (Clarke, 1993; Anderson, 2003) di ordinamento (grafici PCO).

Le differenze fra le diverse comunità bentoniche, sia di fondo molle che di fondo duro, sono state analizzate in termini di numero di specie, ricchezza specifica, e abbondanza (intesa come numero complessivo di individui), o valutando la ripartizione degli individui tra le specie. Queste caratteristiche delle comunità possono essere sintetizzate ed espresse attraverso indici di diversità (Krebs,1989). Per valutare la qualità ambientale della Pialassa Baiona, sulla base dei popolamenti di fondo mobile, è stato utilizzato un indice di tipo biotico, l'AZTI Marine Biotic Index.

Per quanto riguarda i popolamenti sui pannelli di reclutamento, sul totale dei campioni raccolti sono state prese in considerazione solo 3 date: 10-06-2012; 06-08-2012; 03-09-2012, per il periodo di esposizione bisettimanale e altrettante per quello mensile.

### 1.11.1 Indici

In questo studio sono stati considerati i seguenti indici:

**Ricchezza specifica (S):** rappresentata dal numero di specie complessivamente trovato all'interno del campione.

**Diversità di specie o eterogeneità complessiva (H')**: tiene conto sia del numero di specie sia della ripartizione degli individui fra le specie. Viene calcolata utilizzando l'indice di Shannon, dato dalla formula:

$$H' = - \sum_{j=1}^s p_j \log p_j$$

dove S è il numero totale di specie e P la frequenza dell'i-esima specie.

**Equidistribuzione (J):** è stata calcolata tramite l'indice di Pielou secondo la formula:

$$J = \frac{H'}{H'_{MAX}} = \frac{H'}{\log_2 S}$$

dove H' è dato dall'indice di Shannon ed S è il numero totale di specie (ricchezza di specie).

Per i popolamenti di fondo mobile, la valutazione della qualità ambientale è stata analizzata anche attraverso il seguente indice:

**AZTI' Marine Biotic Index (AMBI):** consente di calcolare la derivazione di una serie di valori continui (Borja *et al.*, 2000) sulla base delle percentuali dei cinque gruppi ecologici (EG) in cui le specie bentoniche sono allocate, attraverso la seguente formula:

$$AMBI = \frac{(0 \times \% EG_I) + (1.5 \times \% EG_{II}) + (3 \times \% EG_{III}) + (4.5 \times \% EG_{IV}) + (6 \times \% EG_V)}{100}$$

L'indice può assumere valori nell'intervallo tra 0 – 6, mentre il valore 7 viene attribuito a campioni privi di organismi.

L'AMBI è l'indice che rappresenta lo “stato di salute” delle comunità bentonica ed esso interpreta “l'inquinamento o il disturbo” classificando un particolare sito e lo stato ecologico (ai sensi della European Water Framework Directive) come riportato in Tabella 2.

Tabella 2 Sintesi dei valori di AMBI e le loro equivalenze (Muxika *et al.*, 2005)

<b>Biotic coefficient</b>	<b>Dominating ecological group</b>	<b>Benthic community health</b>	<b>Site disturbance classification</b>	<b>Ecological status</b>
0.0 < AMBI ≤ 0.2	I	Normal	Undisturbed	High status
0.2 < AMBI ≤ 1.2		Impoverished		
1.2 < AMBI ≤ 3.3	III	Unbalanced	Slightly disturbed	Good status
3.3 < AMBI ≤ 4.3		Transitional to pollution	Moderately disturbed	Moderate status
4.3 < AMBI ≤ 5.0	IV-V	Polluted		Poor status
5.0 < AMBI ≤ 5.5		Transitional to heavy pollution	Heavily disturbed	
5.5 < AMBI ≤ 6.0	V	Heavy polluted		Bad status
6.0 < AMBI ≤ 7.0	Azoic	Azoic	Extremely disturbed	

### 1.11.2 Analisi univariata e multivariata della varianza

Le differenze misurate tra i valori medi delle variabili biotiche (abbondanza delle singole specie, indici di diversità, struttura dei popolamenti) sono state esaminate utilizzando la tecnica di analisi della varianza basata su permutazioni (PERMANOVA) a tre fattori (due per i popolamenti sui pannelli di reclutamento):

- Fattore 1: distanza dal mare (Dm, 2 livelli fissi);
- Fattore 2: distanza dalle sorgenti di inquinamento (Di, 2 Livelli fissi)
- Fattore 3: siti all'interno delle aree (Si, 3 livelli, random e gerarchizzati nell'interazione dei fattori ‘distanza dal mare’ e ‘distanza dalle sorgenti di inquinamento’).

In tutti i test è stato applicato il criterio di significatività del 5% di probabilità ( $\alpha=0,05$ ) in cui si accettano come significativi i risultati in cui si ha meno del 5% di probabilità che essi non siano dovuti ai fattori considerati dall'analisi. Il modello lineare generale per questa analisi è rappresentata dall'equazione:

$$X = \mu + Di + Dm + Si(Di \times Dm) + Di \times Dm + Res$$

dove il valore di abbondanza della specie **X** in una replica è dato dalla abbondanza media della specie nel popolamento ( $\mu$ ) a cui si somma il contributo dovuto ai fattori definiti dal disegno di campionamento e dal residuo (**Res**) determinato dall'errore di campionamento.

L'analisi prende in considerazione le seguenti fonti di variabilità dei popolamenti:

Source	DF	F versus
Disturbo	1	si(imXma)
Mare-Terra	1	si(imXma)
Di X MT	1	si(imXma)
Siti(Di X MT)	8	RES
RES	24	
TOT	35	

dove Source rappresenta la sorgente di variabilità; DF i gradi di libertà; F versus il denominatore per il calcolo della statistica F.

Nel caso in cui si ottengono differenze significative inerenti ai principali fattori dell'analisi o della loro interazione, le differenze a livello di aree soggette a diverse condizioni possono essere discriminate attraverso il test a posteriori (*pair-wise test*).

Le differenze tra i popolamenti, in termini di indice di similarità, sono state valutate secondo il medesimo disegno sperimentale mediante analisi multivariata non parametrica della varianza per via per mutazionale (PERMANOVA; Anderson, 2001; Anderson e ter Braak 2003). Anche in questo caso se si riscontrano differenze tra le singole aree indagate può essere applicato un test a posteriori (*pair-wise test*).

## 2 Risultati

### 2.1 Popolamenti bentonici dei fondi mobili

Complessivamente nei trentaquattro campioni esaminati sono stati rinvenuti ed identificati 19.483 individui. La fauna bentonica è risultata composta da 74 taxa, e comprende: cnidari (1), nemertini (1), platelminti (1), molluschi gasteropodi (4) e bivalvi (11), anellidi policheti (33) e clitellati (1), artropodi crostacei (20) ed insetti (1) ed echinodermi ofiuroidi (1) (Tabella 3).

La specie che è risultata più abbondante nei campioni è il polichete *Capitella capitata* e i crostacei anfipodi *Monocorophium insidiosum* e *Microdeutopus gryllotalpa*, seguiti dagli oligocheti (clitellati) della famiglia Tubificidae e dall'anfipode *Gammaru aequicauda* (Figura 13).

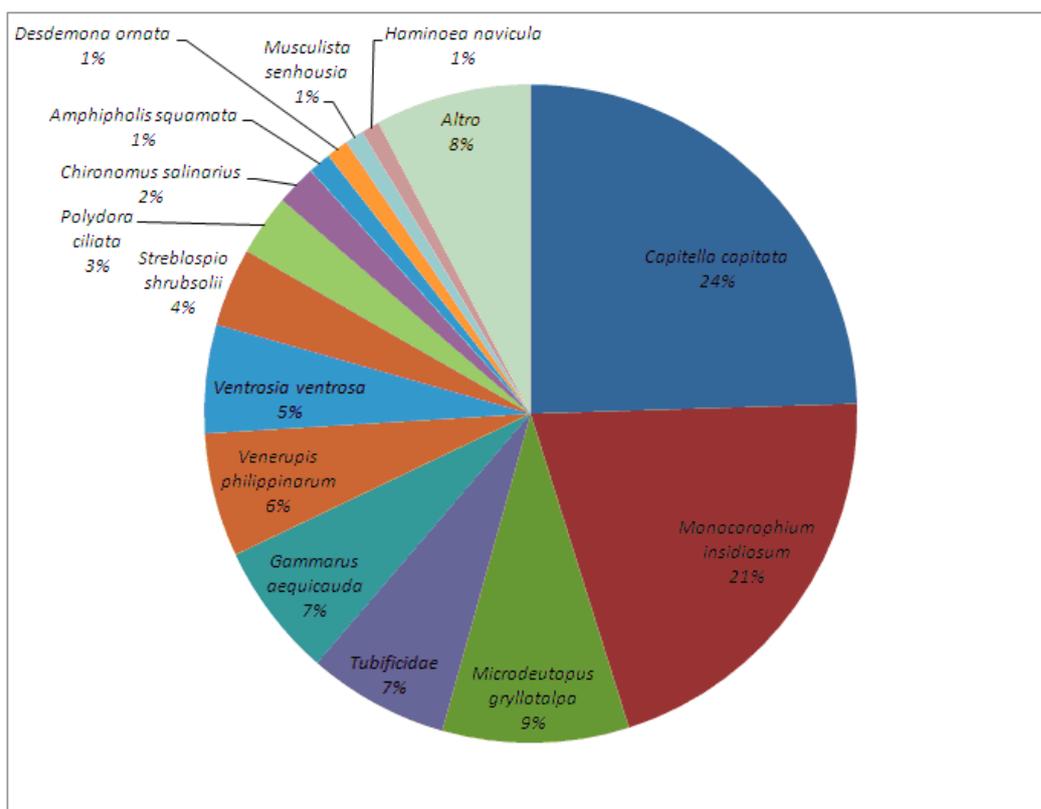


Figura 13 Abbondanza relativa dei principali taxa rinvenuti

Tabella 3 Taxa rinvenuti.

<b>Phylum</b>	<b>Class</b>	<b>Family</b>	<b>Taxon</b>	
Cnidaria	Anthozoa		Actiniaria	
Nemertea			Nemertea	
Platyhelminthes	Turbellaria		Turbellaria	
Mollusca	Gastropoda	Haminoeidae	<i>Haminoea navicula</i>	
		Hydrobiidae	<i>Ventrosia ventrosa</i>	
		Nassariidae	<i>Cyclope neritea</i> <i>Nassarius reticulatus</i>	
	Bivalvia	Arcidae	<i>Anadara inaequivalvis</i>	
		Mytilidae	<i>Musculista senhousia</i> <i>Mytilus galloprovincialis</i>	
		Semelidae	<i>Abra nitida</i> <i>Abra segmentum</i>	
		Lasaeidae	<i>Mysella bidentata</i>	
		Cardiidae	<i>Cerastoderma glaucum</i>	
		Veneridae	<i>Venerupis philippinarum</i>	
		Pharidae	<i>Phaxas adriaticus</i>	
		Corbulidae	<i>Corbula gibba</i>	
		Hiatellidae	<i>Hiatella arctica</i>	
Annelida		Polychaeta	Hesionidae	<i>Ophiodromus agilis</i> <i>Ophiodromus flexuosus</i>
			Syllidae	<i>Trypanosyllis zebra</i>
			Nereididae	<i>Neanthes</i> cfr. <i>succinea</i> <i>Hediste diversicolor</i> Nereididae
			Nephtyidae	<i>Nephtys hombergii</i>
			Phyllodoceidae	<i>Eteone longa</i> <i>Phyllodoce mucosa</i>
	Glyceridae		<i>Glycera</i> sp.	
	Eunicidae		<i>Marphysa sanguinea</i>	
	Lumbrineridae		<i>Lumbrineris tetraura</i>	
	Onuphidae		Onuphidae	
	Eunicidae		<i>Lysidice</i> sp.	
	Paraonidae		<i>Cirrophorus furcatus</i>	
	Oweniidae		<i>Myriochele heeri</i>	
	Spionidae		<i>Polydora ciliata</i> <i>Prionospio cirrifera</i> <i>Prionospio malmgreni</i> <i>Pygospio elegans</i> <i>Streblospio shrubsolii</i> <i>Malacoceros</i> cfr. <i>fuliginosus</i>	
			Cirratulidae	<i>Cirriiformia tentaculata</i>
			Capitellidae	<i>Capitella capitata</i> <i>Heteromastus filiformis</i>
				Capitellidae
			Sabellidae	<i>Desdemona ornata</i> <i>Owenia fusiformis</i>
				Sabellidae
			Sabellariidae	<i>Sabellaria alcocki</i>
			Serpulidae	<i>Hydroides dianthus</i> <i>Pomatoceros lamarckii</i>

Phylum	Class	Family	Taxon
Arthropoda	Clitellata	Terebellidae	<i>Amphitrite</i> sp.
		Tubificidae	Tubificidae
	Malacostraca	Isopoda	Isopoda
		Idoteidae	<i>Idotea balthica</i>
		Anthuridae	<i>Cyathura carinata</i>
		Sphaeromatidae	<i>Lekanesphaera hookeri</i>
			<i>Paracerceis sculpta</i>
		Amphipoda	Amphipoda
		Ampeliscidae	<i>Ampelisca</i> sp.
		Aoridae	<i>Microdeutopus gryllotalpa</i>
		Corophiidae	<i>Monocorophium insidiosum</i>
			<i>Monocorophium acherusicum</i>
		Gammaridae	<i>Gammarus aequicauda</i>
		Melitidae	<i>Melita palmata</i>
		Ischyroceridae	<i>Erichthonius punctatus</i>
		Caprellidae	<i>Pseudo liriuskroyerii</i>
			<i>Caprella liparotensis</i>
		Nebaliidae	<i>Nebalia</i> sp.
		Grapsidae	<i>Brachynotus gemmellari</i>
		Portunidae	<i>Carcinus mediterraneus</i>
Diogenidae	<i>Diogenes pugilator</i>		
Upogebiidae	<i>Upogebia pusilla</i>		
Echinodermata	Insecta	Chironomidae	<i>Chironomus salinarius</i>
	Ophiuroidea	Amphiuridae	<i>Amphipholis squamata</i>

### 2.1.1 Analisi della distribuzione dei singoli taxa

*Capitella capitata* (Fabricius, 1780)

Il polichete *Capitella capitata* è una specie eurialina (Pechenik *et al.*, 2000) tollerante all'arricchimento organico dei sedimenti e alle condizioni distrofiche, per questo è una specie ampiamente distribuita in diversi ambienti marini costieri (Mendez *et al.*, 1997; Gamenick *et al.*, 1998; Linton e Taghon, 2000; Ponti e Abbiati, 2004).



I risultati del seguente studio indicano un'abbondanza significativamente maggiore nelle aree più prossime al mare. Infatti, *C. capitata* risulta significativamente più abbondante nelle aree 2 e 3 rispetto alle aree 1 e 4 (Figura 14).

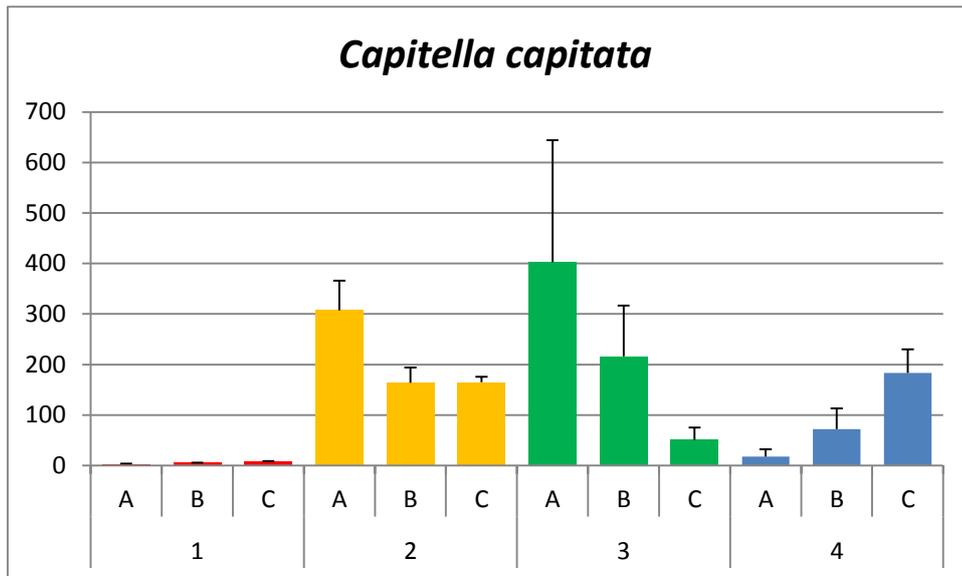


Figura 14 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Capitella capitata* nei diversi siti di campionamento.

Le analisi della varianza (PERMANOVA), conferma la significatività ( $p < 0.05$ ) del fattore distanza dal mare (Dm), mentre gli altri fattori risultano non significativi (Tabella 4).

Tabella 4 Risultati dell'analisi della varianza (PERMANOVA) significativi, sono evidenziati in grassetto (Di – Disturbo antropico; Dm - Distanza dal mare; Di x Dm - interazione fra i due gradienti; Si (Di x Dm) – Siti definiti nell'interazione fra i due gradienti).

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
<b>Di</b>	1	21316	21316	0.63055	0.4639	8816
<b>Dm</b>	1	259080	259080	7.6639	<b>0.0227</b>	8740
<b>DixDm</b>	1	12619	12619	0.37328	0.6112	8675
<b>Si(DixDm)</b>	8	270440	33805	1.7411	0.0943	9949
<b>Res</b>	24	465990	19416			
<b>Total</b>	35	1029400				

## *Monoorophium insidiosum*

(Crawford, 1937)

*Monoorophium insidiosum* è un piccolo anfipode tipico delle lagune salmastre (Kevrekidis, 2004) e con una buona tolleranza all'arricchimento in sostanza organica dei sedimenti (Pearson e Rosenberg, 1978).



Come la maggior parte degli anfipodi è una specie sensibile a diversi fattori di disturbo di origine antropica e per questo viene utilizzato come specie indicatrice in saggi ecotossicologici (Prato *et al.*, 2006; Guerra *et al.*, 2007; Prato *et al.*, 2008; Guerra *et al.*, 2009; Ponti *et al.*, 2009b). La distribuzione di questo organismo nella laguna della Pialassa Baiona è stata messa in relazione con l'idrodinamismo e il ricambio di acque marine (Ponti *et al.*, 2010). Dalle analisi svolte l'abbondanza risulta essere influenzata dai fenomeni di anossia estivi (Ponti e Abbiati, 2004) (Figura 15).

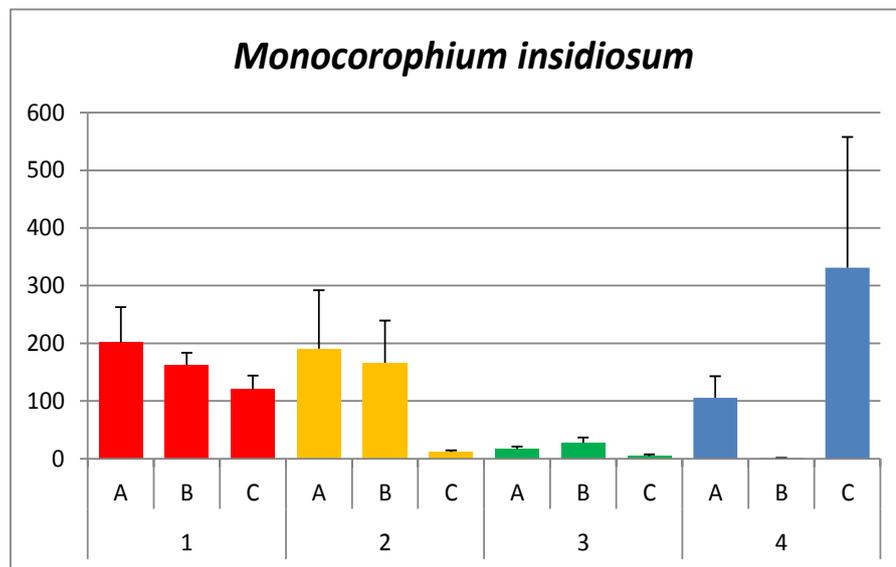


Figura 15 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Monocorophium insidiosum* nei diversi siti di campionamento

Dalle analisi svolte con PERMANOVA, nel seguente studio, non si evidenziano differenze significative in relazione ai fattori analizzati (Tabella 4).

Tabella 5 Risultati dell'analisi della varianza (PERMANOVA).

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
Di	1	33733	33733	1.1328	0.3182	8832
Dm	1	63672	63672	2.1383	0.1917	8722
DixDm	1	18587	18587	0.6242	0.4692	8763
Si(DixDm)	8	238220	29778	1.6212	0.1348	9931
Res	24	440820	18367			
Total	35	795030				

### Tubificidae

Gli anellidi oligocheti appartenenti alla famiglia dei Tubificidae sono una componente abituale e caratteristica dei sedimenti delle acque costiere ricche di sostanza organica (Rossi e Underwood, 2002).



La presenza di questo organismo nella laguna della Pialassa Baiona, risulta essere ubiquitaria ma con un'elevata eterogeneità a piccola scala spaziale (Ponti *et al.*, 2010). I risultati ottenuti dalle analisi svolte non consentono di evidenziare andamenti di abbondanza riguardo ai fattori analizzati (Figura 16).

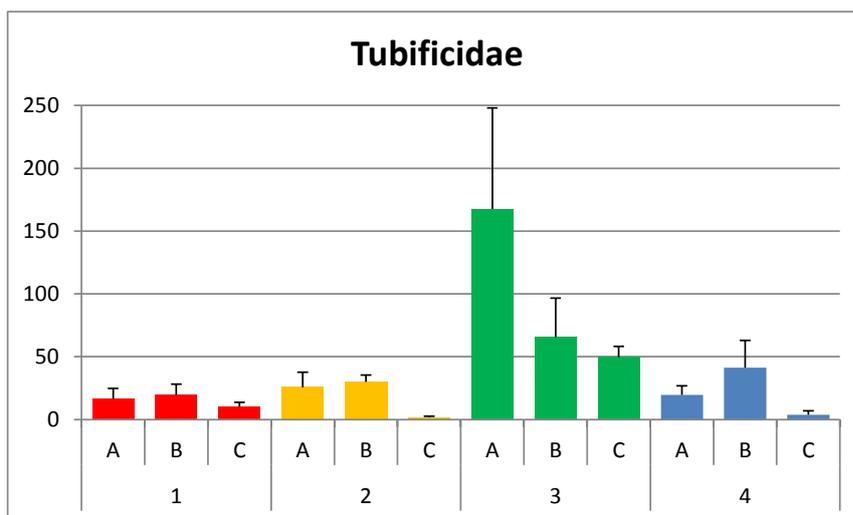


Figura 16 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di oligocheti tubificidi nei diversi siti di campionamento.

La distribuzione di questa specie, dalle analisi svolte con la PERMANOVA risulta essere non significativa ( $p > 0.05$ ), quindi non può essere messa in relazione ne con la distanza dalle sorgenti di impatto antropico ne con la distanza dal mare (Tabella 6).

Tabella 6 Risultati dell'analisi della varianza (PERMANOVA).

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
<b>Di</b>	1	14843	14843	4.2016	0.0562	8763
<b>Dm</b>	1	13110	13110	3.7111	0.0732	8854
<b>DixDm</b>	1	10781	10781	3.0518	0.0953	8808
<b>Si(DixDm)</b>	8	28262	3533	1.6940	0.0778	9927
<b>Res</b>	24	50049	2085			
<b>Total</b>	35	117050				

### *Ventrosia ventrosa* (Montagu, 1803)

Il genere *Ventrosia* è la specie più diffusa in Mediterraneo (Torelli, 1982), inoltre sono note specie ad elevata eurialinità, tipiche delle lagune salmastre. Questa specie ha un reclutamento pressoché continuo, quindi la sua abbondanza può variare durante tutto l'anno (Drake e Arias, 1995b).



Nella laguna Pialassa Baiona questa specie mostra un'abbondanza maggiore nelle zone a ridotta profondità dei chiari, rispetto ai canali (Ponti *et al.*, 2010).

Il presente studio è stato condotto solamente nei canali, ed ha evidenziato un'elevata eterogeneità a piccola scala spaziale ed una maggiore abbondanza delle specie nelle zone più interne della laguna che risultano essere distanti dal mare e meno profonde (Figura 17).

La distribuzione di questa specie non può essere imputabile alla presenza di sorgenti di disturbo antropico.

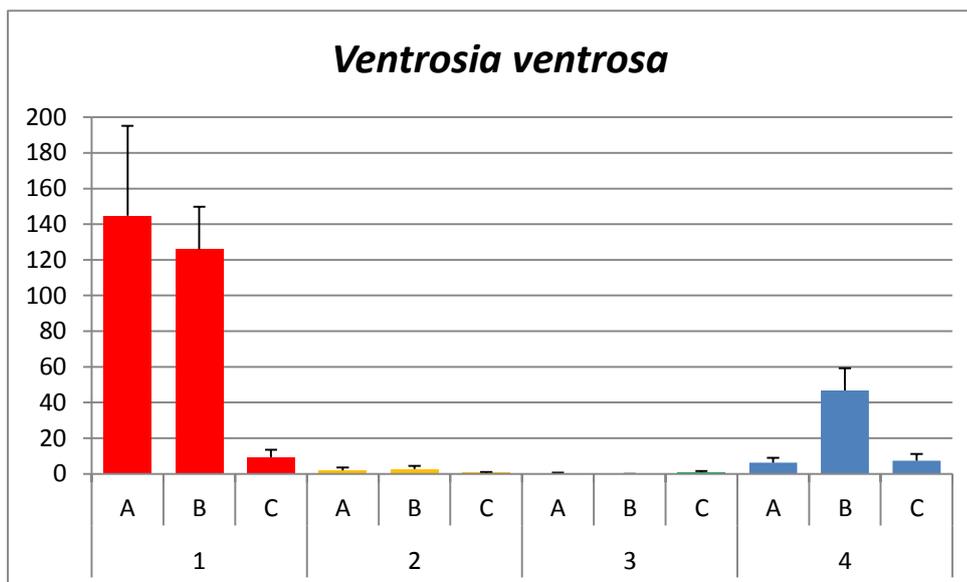


Figura 17 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Ventrosia ventrosa* nei diversi siti di campionamento.

Dalle analisi della varianza (PERMANOVA) sono stati ottenuti valori significati ( $p < 0.05$ ) solo per due fattori: la distanza dal mare (Dm) e siti definiti interazione fra i due gradienti (Si (Di x Dm)) (Tabella 7).

Tabella 7 Risultati dell'analisi della varianza (PERMANOVA) significativi, sono evidenziati in grassetto.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
Di	1	12507	12507	2.8218	0.1348	8817
Dm	1	27833	27833	6.2799	<b>0.0416</b>	8174
DixDm	1	11628	11628	2.6236	0.1525	8723
Si(DixDm)	8	35457	4432	5.3364	<b>0.0004</b>	9946
Res	24	19933	831			
Total	35	107360				

***Chironomus salinarius*** Kieffer, 1915

Le larve del dittero *Chironomus salinarius* sono comuni in tutte le lagune salmastre costiere (Arias e Drake, 1994). Questo insetto ha un ciclo riproduttivo che prevede una fase acquatica di durata variabile secondo le condizioni climatiche. Durante il periodo estivo possono verificarsi 5-7 cicli vitali completi (Drake e Arias, 1995a; Ponti *et al.*, 2007).



La presenza di emoglobina conferisce la tipica colorazione rossa ed inoltre consente alle larve di sopravvivere anche in condizioni di scarsa ossigenazione dei fondali (Rossaro 1982).

I risultati del presente studio evidenziano un'eterogeneità a piccola e media scala spaziale, già nota in questo habitat (Ponti *et al.*, 2010). È stata riscontrata un'abbondanza mediamente maggiore nelle zone più interne della laguna, indipendentemente dalla vicinanza alla zona portuale (Figura 18).

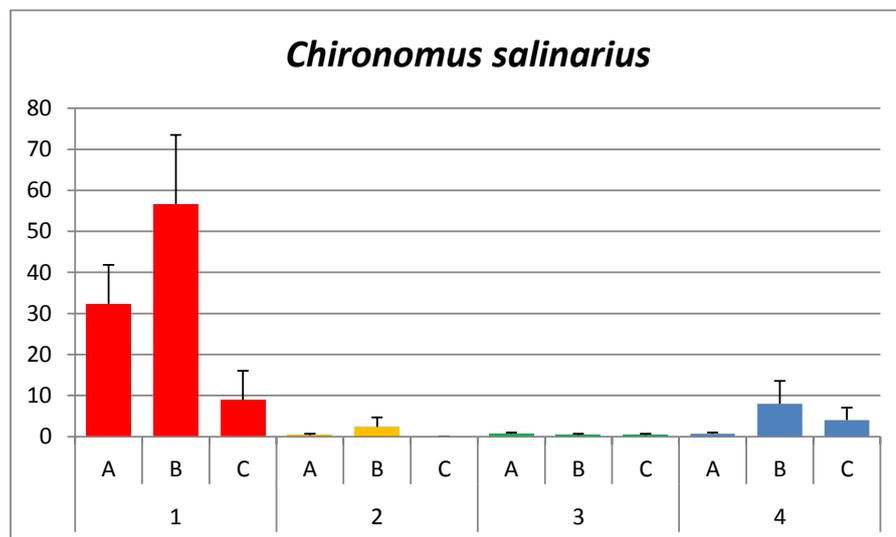


Figura 18 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Chironomussalinarius* nei diversi siti di campionamento.

Anche se è stata riscontrata un'elevata eterogeneità, i test di analisi della varianza (PERMANOVA) rilevano valori significativi ( $p < 0.05$ ) per i fattori distanza dal mare (Dm) e per i siti definiti interazione fra i due gradienti (Si (Di x Dm)) (Tabella 8). Si sottolinea comunque che, data l'ampia tolleranza di queste larve e l'effimerità dovuta al ciclo biologico questa specie è normalmente esclusa nella valutazione della qualità ambientale di acque costiere (Borja e Muxika, 2005).

Tabella 8 Risultati dell'analisi della varianza (PERMANOVA) significativi, sono evidenziati in grassetto.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
Di	1	1878	1878	4.2929	0.0624	7899
Dm	1	2844	2844	6.5028	<b>0.0255</b>	7872
DixDm	1	1764	1764	4.0328	0.0658	7843
Si(DixDm)	8	3499	437	3.7342	<b>0.0042</b>	9946
Res	24	2811	117			
Total	35	12797				

*Streblospio shrubsolii* (Buchanan, 1890)

Questo organismo è un polichete appartenente alla famiglia degli spionidi, è comune ed abbondante negli ambienti lagunari del Mediterraneo (Sardá e Martin, 1993; Lardicci *et al.*, 1997).



I risultati ottenuti per il presente studio sottolineano l'elevata eterogeneità a piccola e media scala spaziale, (Figura 19), già osservata in questa laguna da studi progressi (Ponti *et al.*, 2010).

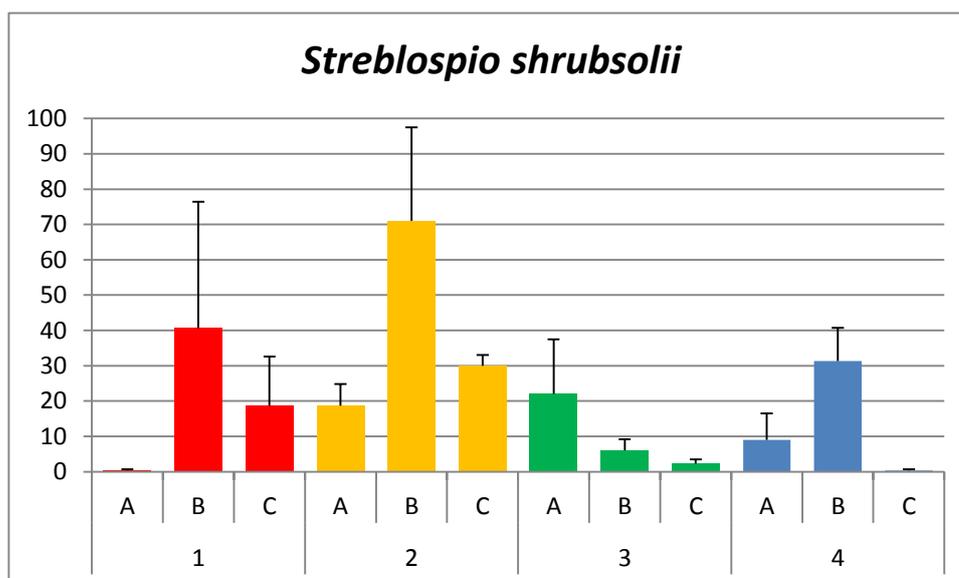


Figura 19 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Streblospio shrubsolii* nei diversi siti di campionamento.

I dati ottenuti dall'analisi della varianza (PERMANOVA) risultano non significativi ( $p > 0.05$ ) ed anche in questo caso, la distribuzione della specie non è riconducibile all'effetto delle sorgenti di disturbo antropico (Tabella 9).

Tabella 9 Risultati dell'analisi della varianza (PERMANOVA).

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
<b>Di</b>	1	2934	2934	2.5552	0.1655	8683
<b>Dm</b>	1	617	617	0.53706	0.4857	8827
<b>DixDm</b>	1	1237	1237	1.077	0.3373	8790
<b>Si(DixDm)</b>	8	9186	1148	1.7548	0.1196	9941
<b>Res</b>	24	15705	654			
<b>Total</b>	35	29678				

***Microdeutopus gryllotalpa*** A. Costa, 1853

Questo organismo è un anfipode comune negli ambienti lagunari mediterranei (Procaccini e Scipione, 1992), è sensibile alle condizioni distrofiche estive (Ponti e Abbiati, 2004). Generalmente, questa specie mostra una distribuzione eterogenea a piccola scala spaziale (Ponti *et al.*, 2010).



I risultati ottenuti per questo studio confermano questa eterogeneità con differenze significative tra i siti all'interno dell'area (Figura 20).

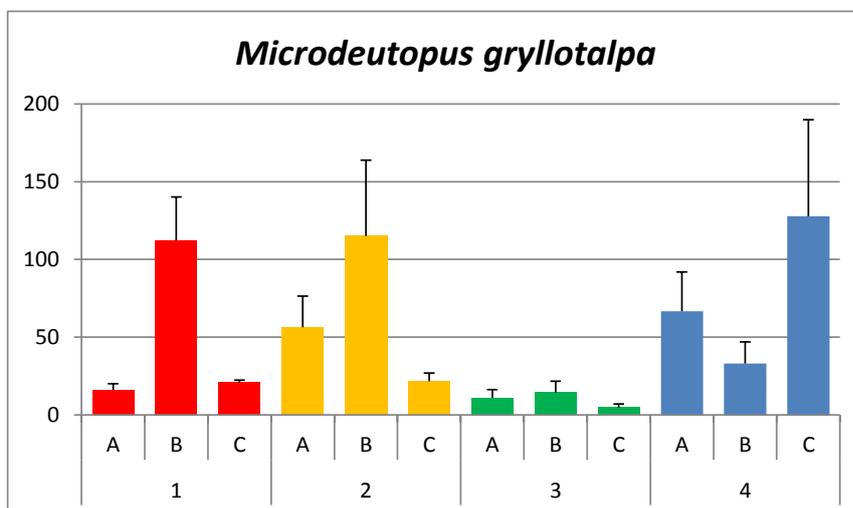


Figura 20 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Microdeutopus gryllotalpa* nei diversi siti di campionamento.

Anche in questo caso, la distribuzione della specie non è riconducibile alla presenza di sorgenti di disturbo antropico, poiché i valori ottenuti dall'analisi della varianza risultano valori significativi solo per il fattore siti definiti interazione fra i due gradienti (Si (Di x Dm)) (Tabella 10).

Tabella 10 Risultati dell'analisi della varianza (PERMANOVA) sono evidenziati in grassetto.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
<b>Di</b>	1	1792	1792	0.31845	0.6059	8884
<b>Dm</b>	1	5878	5878	1.0445	0.3155	8775
<b>DixDm</b>	1	14560	14560	2.5874	0.1571	8464
<b>Si(DixDm)</b>	8	45020	5628	2.6708	<b>0.0308</b>	9950
<b>Res</b>	24	50569	2107			
<b>Total</b>	35	117820				

***Polydora ciliata*** (Johnston, 1838)

È un polichete della famiglia degli spionidi presente in molti ambienti marini costieri di diversa natura e ben adattato alle condizioni lagunari ed estuarine.



Per questa specie i risultati ottenuti per il presente studio evidenziano una minore eterogeneità a piccola scala spaziale rispetto a quanto registrato in precedenti studi (Figura 21), già osservata in questa laguna (Ponti *et al.*, 2010).

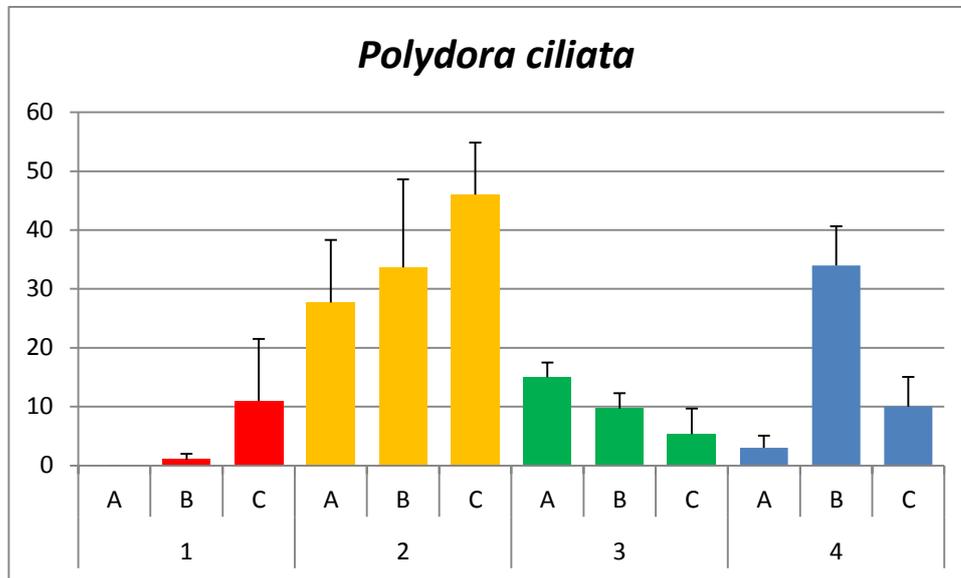


Figura 21 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Polydora ciliata* nei diversi siti di campionamento.

Le analisi della varianza (PERMANOVA) evidenziano valori di interazione significativa tra i due gradienti (Di x Dm) analizzati (Tabella 11). Attraverso i *pair-wise* test è stato possibile confermare una maggiore abbondanza nell'area 2 e

rispetto all'area 3, quindi a parità di distanza dal mare, e sia rispetto all'area 1, quindi a vicinanza alle sorgenti di disturbo.

Tabella 11 Tabella 12 - Risultati dell'analisi della varianza (PERMANOVA), i risultati significativi ( $p < 0.05$ ) sono evidenziati in grassetto.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
<b>Di</b>	1	448	448	1.4494	0.2637	8654
<b>Dm</b>	1	1534	1534	4.9627	0.0616	8723
<b>DixDm</b>	1	3155	3155	10.206	<b>0.0119</b>	8819
<b>Si(DixDm)</b>	8	2473	309	1.9509	0.0986	9924
<b>Res</b>	24	3803	158			
<b>Total</b>	35	11412				

*Venerupis philippinarum* (Adams & Reeve, 1850)

Questa specie, nota come vongola filippina, è d'interesse commerciale e soggetta a raccolta professionale all'interno della laguna Pialassa Baiona.



Negli ultimi anni il suo stock si è maggiormente ridotto rendendo lo sfruttamento non redditizio o comunque marginale nell'economia dei pescatori locali (Ponti *et al.*, 2003; Ponti *et al.*, 2009a).

Dalle analisi svolte in questo studio è stata riscontrata una distribuzione a piccoli banchi che ha evidenziato un'eterogeneità a piccola scala spaziale, ciò è dimostrato dalle differenze tra i siti all'interno dell'area (Figura 22).

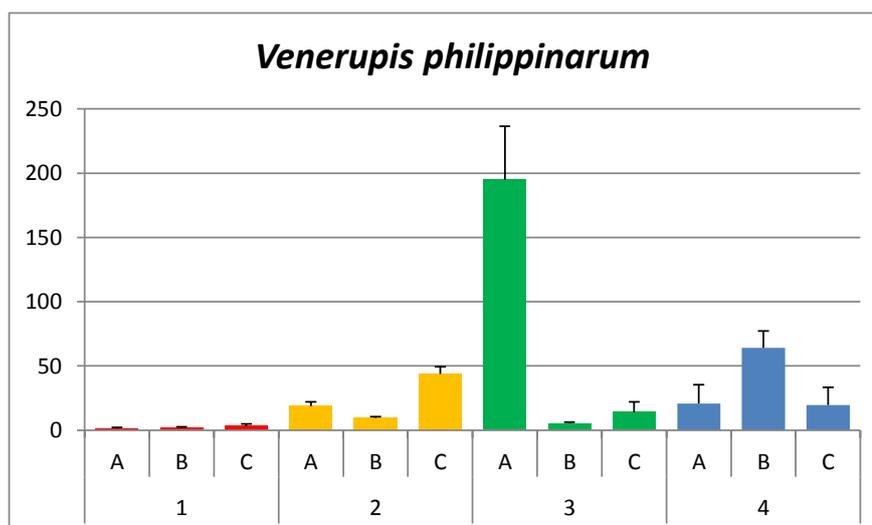


Figura 22 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Venerupis philippinarum* nei diversi siti di campionamento

I risultati ottenuti dalla PERMANOVA evidenziano valori significativi ( $p < 0.05$ ) per il fattore siti definiti dall'interazione fra i due gradienti (Si (Di x Dm)) (Tabella 13).

Tabella 13 Risultati dell'analisi della varianza (PERMANOVA), i risultati significativi ( $p < 0.05$ ) sono evidenziati in grassetto

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
Di	1	14440	14440	1.555	0.2654	8854
Dm	1	7715	7715	0.831	0.4655	8760
DixDm	1	477	477	0.051	0.8934	8648
Si(DixDm)	8	74274	9284	15.148	<b>0.0001</b>	9951
Res	24	14710	613			
Total	35	111610				

### 2.1.2 Diversità specifica

La ricchezza specifica media dei (*S*) popolamenti di invertebrati bentonici per sito di studio (Figura 23) varia da un minimo di  $13,0 \pm 1,7$  ad un massimo di  $26,0 \pm 5,6$  specie/campione ( $\pm$  e.s.). Dall'analisi della varianza i dati mostrano una interazione significativa tra i due fattori principali, distanza dal mare e dal disturbo (Tabella 14). Ciò è stato dimostrato dai *pair-wise* test che indicano un valore significativamente più basso nell'area 1 rispetto sia all'area 4, cioè a parità di distanza dal mare, sia rispetto all'area 2, cioè a parità di distanza dalle sorgenti

di impatto antropico. In pratica si rileva una ricchezza specifica mediamente più bassa nell'area più interna della laguna e più prossima alle sorgenti di disturbo.

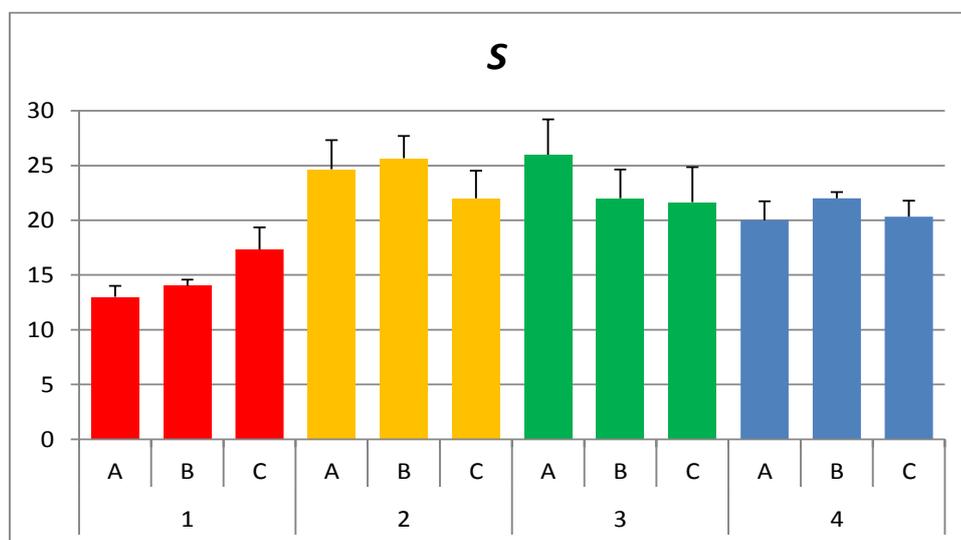


Figura 23 Ricchezza specifica media (numero di specie/campione + e.s.) nei diversi siti di campionamento.

Tabella 14 Risultati dell'analisi della varianza (PERMANOVA), i risultati significativi ( $p < 0.05$ ) sono evidenziati in grassetto.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
<b>Di</b>	1	58.78	58.78	4.991	0.0575	7436
<b>Dm</b>	1	312.11	312.11	26.500	0.0025	7216
<b>DixDm</b>	1	106.78	106.78	9.066	<b>0.0260</b>	7822
<b>Si(DixDm)</b>	8	94.22	11.78	0.843	0.5826	9942
<b>Res</b>	24	335.33	13.97			
<b>Total</b>	35	907.22				

L'equidistribuzione media dei popolamenti bentonici, è stata calcolata mediante l'indice di Pielou ( $J$ ), e dai risultati ottenuti si osserva che varia tra i siti all'interno delle aree (Figura 24). Inoltre dai risultati ottenuti dalla PERMANOVA si evidenzia che l'equidistribuzione dei popolamenti bentonici non sembra essere significativamente condizionata dalla distanza dal mare e dalla distanza dalle diverse sorgenti di disturbo, ma si osserva variabilità significativa ( $p < 0.05$ ) per il fattore siti all'interno delle aree (Si(Di x Dm)) (Tabella 15).

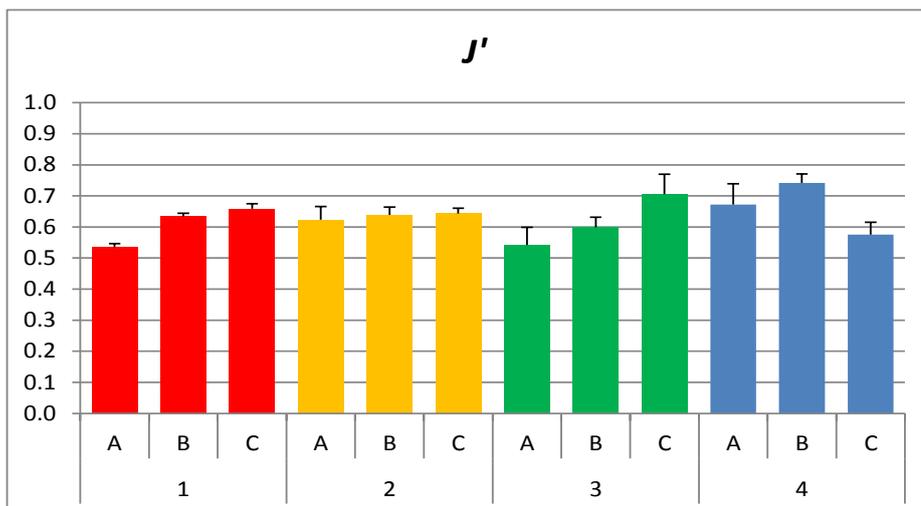


Figura 24 Equidistribuzione media (+ e.s.) nei diversi siti di campionamento.

Tabella 15 Risultati dell'analisi della varianza (PERMANOVA), i risultati significativi ( $p < 0.05$ ) sono evidenziati in grassetto.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
Di	1	0.0026	0.0026	0.1910	0.6720	8818
Dm	1	0.0011	0.0011	0.0796	0.7785	8771
DixDm	1	0.0122	0.0122	0.8923	0.3578	8718
Si(DixDm)	8	0.1095	0.0137	2.9499	<b>0.0169</b>	9935
Res	24	0.1113	0.0046			
Total	35	0.2367				

L'eterogeneità specifica dei popolamenti bentonici, è stata calcolata mediante l'indice di Shannon ( $H'$ ), nei diversi siti di indagati ed assume valori medi compresi tra  $2,0 \pm 0,2$  e  $3,3 \pm 0,3$  (Figura 25).

L'analisi della varianza (PERMANOVA) mostra una significativa variabilità tra siti all'interno delle aree (Si(Di x Dm)) (Tabella 16).

Questo risultato è in accordo sia con gli studi precedenti condotti in questa laguna (Ponti *et al.*, 2010) sia, almeno parzialmente, con gli andamenti generali che si osservano negli ambienti costieri di transizione (e.g. Lardicci *et al.*, 1993; Barnes, 1994; Attrill, 2002; Attrill e Rundle, 2002; Rossi *et al.*, 2006).

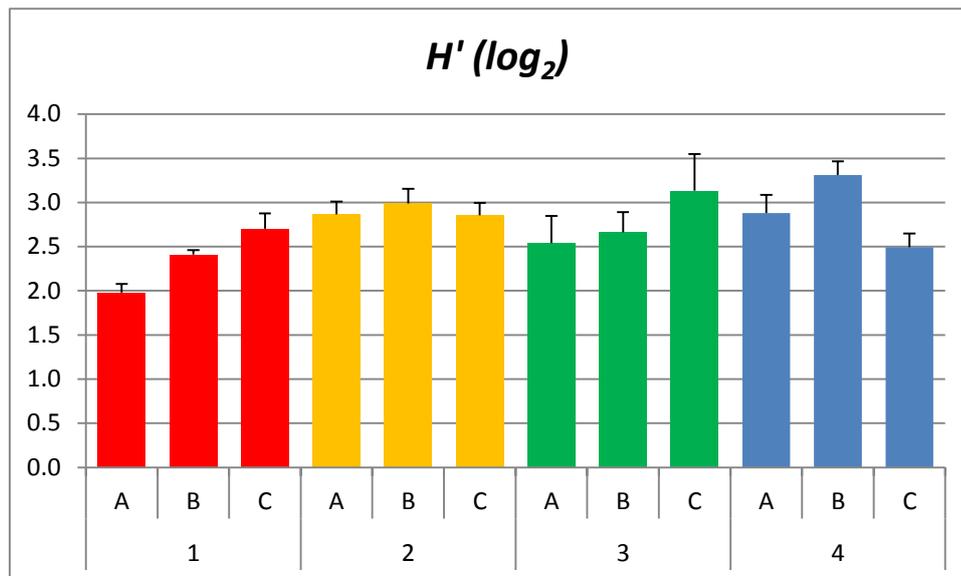


Figura 25 Diversità specifica media (ind./campione + e.s.) nei diversi siti di campionamento.

Tabella 16 Risultati dell'analisi della varianza (PERMANOVA), i risultati significativi ( $p < 0.05$ ) sono evidenziati in grassetto.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
Di	1	0.3730	0.3730	1.2360	0.2990	8777
Dm	1	0.4030	0.4030	1.3356	0.2818	8820
DixDm	1	0.9594	0.9594	3.1792	0.1173	8834
Si(DixDm)	8	2.4141	0.3018	2.3181	<b>0.0480</b>	9953
Res	24	3.1243	0.1302			
Total	35	7.2738				

### 2.1.3 Analisi della struttura di comunità

Con l'analisi della struttura delle comunità è stato possibile valutare come i 3 fattori inclusi nell'analisi, oltre ad influenzare le singole specie o gli indici sintetici come esposto in precedenza, possano avere effetti sulla composizione quali-quantitativa del popolamento plurispecifico considerato nel suo insieme. Un quadro della similarità reciproca tra i popolamenti rinvenuti in tutti i campioni di ciascun sito nell'ambito delle diverse aree analizzate è stato riportato graficamente in Figura 26. Il grafico di ordinamento bidimensionale, spiega il 46,6% della variabilità complessiva del sistema (Asse PCO1+Asse PCO2), permette di evidenziare un chiaro differenziamento dei popolamenti presenti nelle quattro diverse aree. Questo differenziamento dimostra chiaramente l'influenza del gradiente naturale, rappresentato dalla distanza dal mare, con i popolamenti delle aree 2 e 3 prossime al mare disposti entrambi sulla destra del grafico.

L'analisi di struttura di comunità conferma l'elevata variabilità dei popolamenti a piccola scala spaziale e rileva un'interazione significativa tra i due fattori principali dell'analisi (Tabella 17). La collocazione intermedia dei punti dell'area 4 tra quelli di area 1 e area 2, fa supporre una situazione di maggiore differenziamento dei popolamenti dell'area 1 rispetto a quelli del resto della laguna.

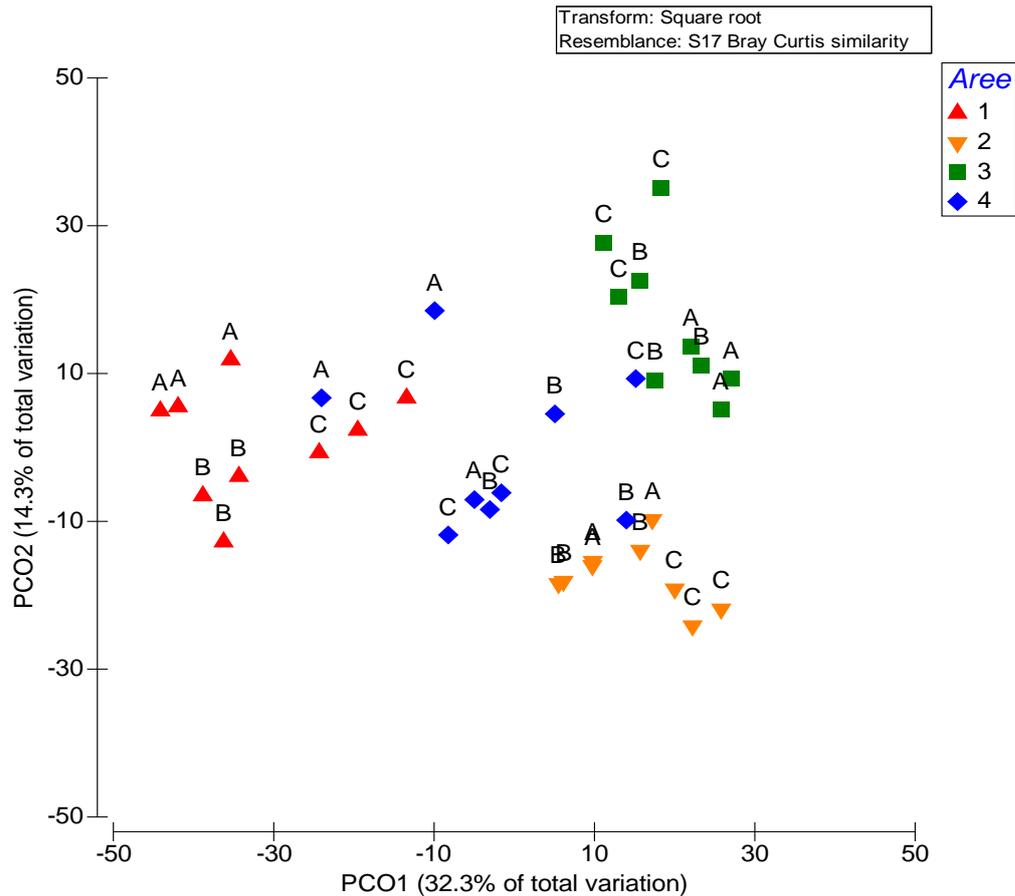


Figura 26 - Grafico di ordinamento (PCO) rappresentante le similarità reciproche tra i popolamenti rinvenuti in tutti i campioni di ciascun sito (indicato dalle lettere) delle diverse aree di studio (indicate da simboli e colori).

Tabella 17 Risultati dell'analisi della varianza multivariata (PERMANOVA), i risultati significativi ( $p < 0.05$ ) sono evidenziati in grassetto

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
<b>Di</b>	1	6361	6361	3.4465	0.0035	8885
<b>Dm</b>	1	11202	11202	6.0695	0.0029	8919
<b>DixDm</b>	1	5020	5020	2.7197	<b>0.0136</b>	8869
<b>Si(DixDm)</b>	8	14764	1846	2.7209	<b>0.0001</b>	9844
<b>Res</b>	24	16279	678			
<b>Total</b>	35	53625				

Il contributo dei diversi taxa al differenziamento dei popolamenti bentonici osservati è rappresentato graficamente in Figura 27. I vettori di correlazione indicano che l'abbondanza di molte specie aumenta in direzione del mare (verso destra) oppure andando verso la zona meridionale della laguna (verso il basso). Nell'area 1, caratterizzata come già visto da una minore diversità specifica, le sole specie caratterizzanti sono il piccolo gasteropode *Ventrosia ventrosa* e le larve del dittero *Chironomus salinarius*.

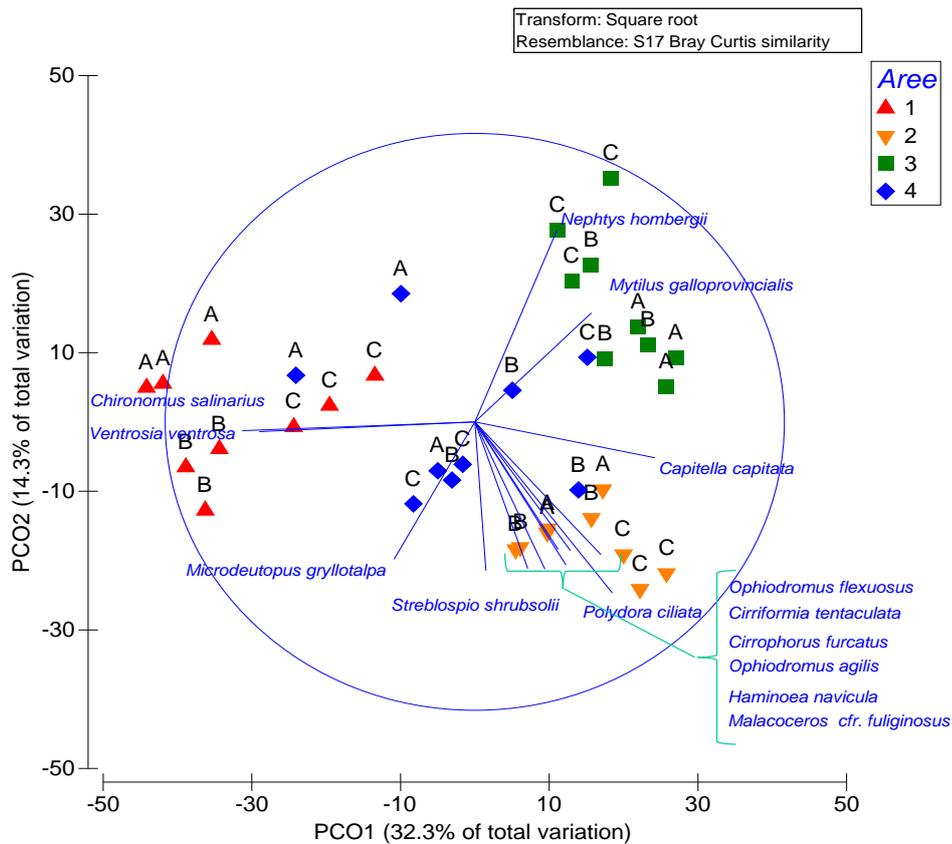


Figura 27- Vettori di abbondanza dei principali taxa in relazione al grafico di ordinamento (PCO) rappresentante le similarità reciproche tra i popolamenti bentonici rinvenuti in ciascun sito delle diverse aree di studio (indicate da simboli e colori).

#### 2.1.4 AZTI' Marine Biotic Index (AMBI)

L'indice AMBI è stato applicato alle comunità di fondo mobili per valutare lo stato di salute, permettendo così di determinare la qualità ambientale della laguna Pialassa Baiona. Inoltre è stato possibile classificare lo stato ecologico dei siti indagati.

I risultati ottenuti dalle analisi svolte mostrano che per i siti 1 e 4(A) il coefficiente biotico ha valori compresi tra  $1.2 < AMBI \leq 3.3$  e queste aree sono classificate come “scarsamente disturbate”. Invece i siti 2 e 3 ed il 4 (B, C) il coefficiente biotico ha valori compresi in un range di  $3.3 < AMBI \leq 4.3$  -  $4.3 < AMBI \leq 5.0$  e questi siti sono classificati come moderatamente disturbati (Figura 28).

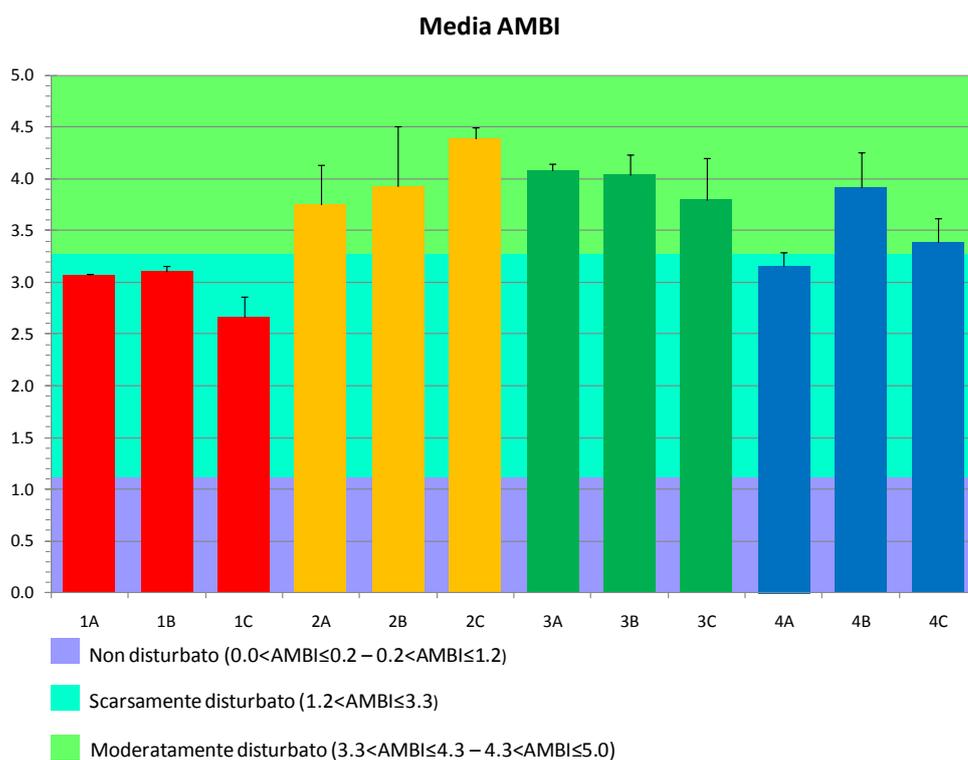


Figura 28 Media AMBI nei diversi siti di campionamento

I risultati ottenuti dall'AMBI sono stati analizzati con l'analisi della varianza multivariata (PERMANOVA) che mostra valori significativi ( $p < 0.05$ ) per il fattore Dm.

Tabella 18 Risultati dell'analisi della varianza multivariata (PERMANOVA), i risultati significativi ( $p < 0.05$ ) sono evidenziati in grassetto.

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
Di	1	0.55776	0.55776	2.1561	0.182	8798
<b>Dm</b>	1	5.4951	5.4951	21.243	<b>0.0046</b>	8838
DixDm	1	0.78293	0.78293	3.0266	0.1464	8759
Si(DixDm)	8	2.0695	0.25868	1.0855	0.4053	9939
Res	24	5.7192	0.2383			
<b>Total</b>	35	14.624				

## 2.2 Popolamenti di fondo duro

Complessivamente sono stati analizzati centoventi pannelli in cui sono stati rinvenuti 58 taxa. Le analisi sono state condotte sulle cinque specie che sono risultate abbondanti e frequenti nel tempo nelle 4 aree indagate, quali: l'alga *Cladophora* sp., i crostacei cirripedi *Amphibalanus improvisus*, i policheti serpulidi *Neodexiospira pseudocorrugata* e *Hydroides dianthus* e il tunicato *Botryllus* sp.

### 2.2.1 Analisi della distribuzione dei singoli taxa

*Cladophora* (Kützing 1843)

Questa è una macroalga filamentosa verde che appartiene al phylum delle Chlorophyta. Vivono sia in acque marine che in estuari e prediligono substrati poco profondi.<sup>3</sup> La presenza di questa specie può essere causa di disturbo poiché causa modifiche importanti alle condizioni bentoniche<sup>4</sup>.



Negli ambienti salmastri le specie filamentose come *Cladophora* crescono come epifite su altre piante o sui substrati duri occasionali (Tomasino M, 1995).

Le analisi svolte sul ricoprimento percentuale sui pannelli con esposizione quindicinale del periodo di giugno, evidenziano la presenza di questa specie nell'area 2 e 3 (Figura 29). I risultati ottenuti dalla PERMANOVA confermano un effetto significativo ( $p < 0.05$ ) per il fattore distanza dal mare (Dm). Mentre nei pannelli con esposizione mensile di giugno, è confermata la presenza nell'area 2,

---

<sup>3</sup> <http://www.algaebase.org/>

<sup>4</sup> <http://en.wikipedia.org/wiki/Cladophora>

ma non si ritrova in area 3 ed invece presente nell'area 1 (Figura 30). L'analisi della varianza multivariata (PERMANOVA), svolta per l'esposizione mensile di giugno, evidenziano un effetto significativo ( $p < 0.05$ ) per il fattore distanza dal mare (Dm).

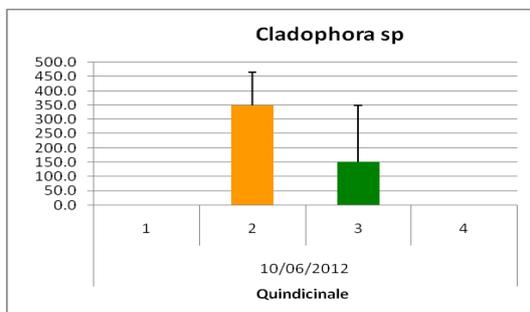


Figura 29 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Cladophora* sp. nelle diverse aree di campionamento.

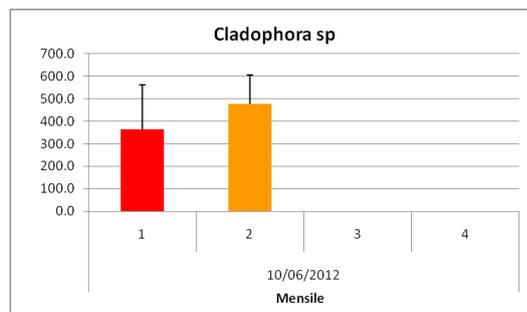


Figura 30 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Cladophora* sp. nelle diverse aree di campionamento.

Nel mese di agosto, *Cladophora* sp. è presente solo nell'area 1 e 2 (Figura 31) quindi mostra un effetto del fattore distanza dal disturbo (Di). I pannelli ad esposizione mensile mostrano un piccolo reclutamento anche in area 3 (Figura 32), ma il risultato dell'analisi statistica rimane il medesimo.

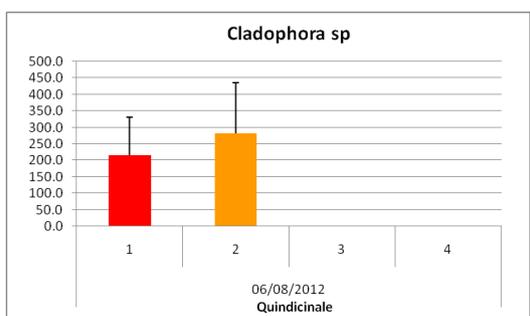


Figura 31 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Cladophora* sp. nelle diverse aree di campionamento.

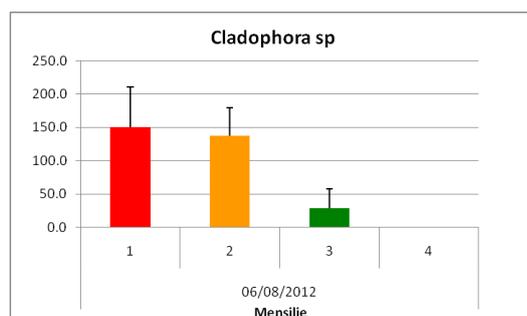


Figura 32 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Cladophora* sp. nelle diverse aree di campionamento.

A settembre i pannelli con esposizione quindicinale mostrano una diversa abbondanza nelle aree 1- 2 e 3, e la specie risulta sempre assente nell'area 4 (Figura 33) e questo determina un'interazione tra i due fattori principali dell'analisi. Nei pannelli ad esposizione mensile, si accentuano le differenze tra i

siti (Figura 34) e questo permette di mettere in evidenza una abbondanza significativamente maggiore nell'area più inquinata.

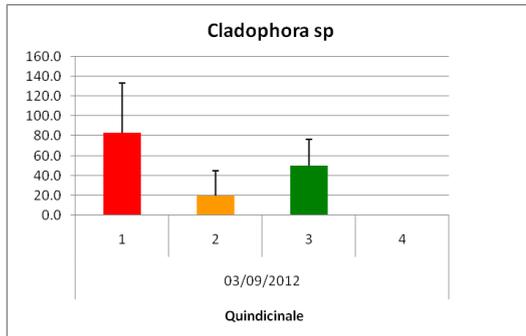


Figura 33 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Cladophora* sp. nelle diversi aree di campionamento.

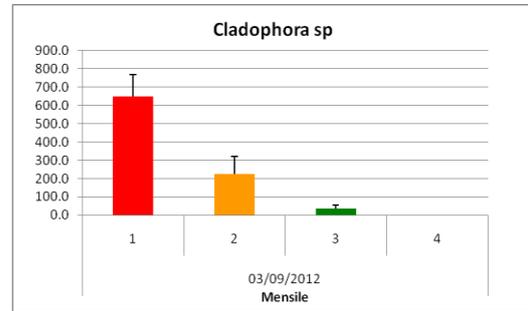


Figura 34 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Cladophora* sp. nelle diversi aree di campionamento.

### *Amphibalanus improvisus* (Darwin, 1854)

Questa specie appartiene alla famiglia dei balanidi, e vive preferibilmente in ambienti salmastri come estuari, lagune e lungo le coste. Questo cirripide è in grado di sopportare la dissalazione e riesce a sopravvivere per un certo tempo anche in acque dolci (Relini, 1980). Questa specie ha un'elevata resistenza che gli consente di sopravvivere in zone inquinate e eutrofizzate (Cecere & Matarrese 1983).



A giugno i risultati ottenuti dall'analisi del ricoprimento percentuale di questa specie sui pannelli ad esposizione quindicinale evidenziano una maggiore abbondanza nell'area 1 ed una minore nelle aree 2, 3 e 4 (Figura 35), risultato confermato dall'analisi statistica. Questo risultato è confermato anche dai pannelli rimasti immersi per un mese (Figura 36).

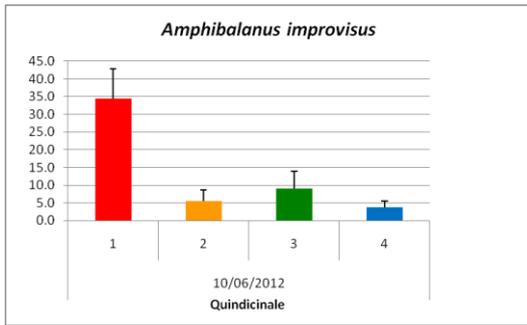


Figura 35 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Amphibalanus improvisus* nelle diverse aree di campionamento.

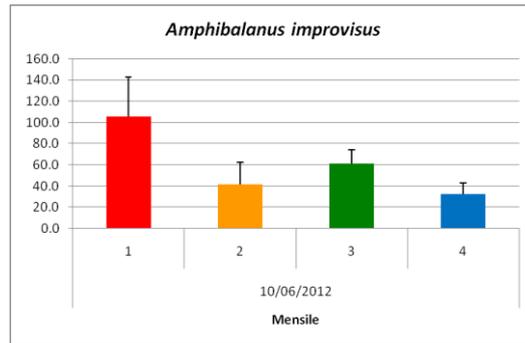


Figura 36 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Amphibalanus improvisus* nelle diverse aree di campionamento.

Ad agosto questa specie risulta presente nelle 4 aree di campionamento, nel periodo di reclutamento quindicinale risulta maggiore nell'area 2 (Figura 37), nel periodo mensile risulta maggiore in area 3 (Figura 38).

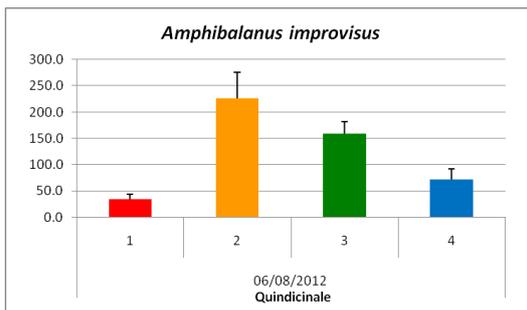


Figura 37 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Amphibalanus improvisus* nelle diverse aree di campionamento.

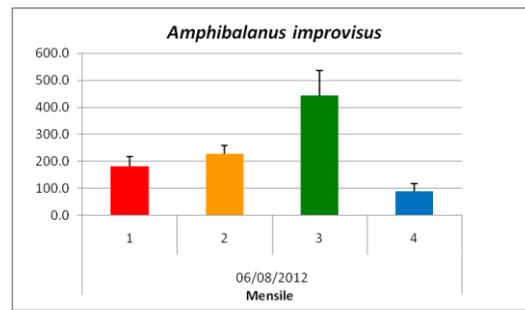


Figura 38 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Amphibalanus improvisus* nelle diverse aree di campionamento.

A settembre, in due settimane colonizza maggiormente i pannelli di area 1 (Figura 39), mentre nell'esposizione mensile mostra una distribuzione diversa, con una prevalenza nelle aree prossime al mare (Figura 40).

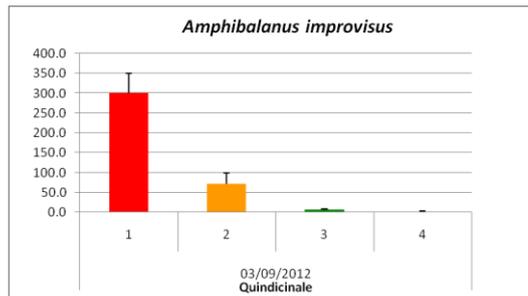


Figura 39 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Amphibalanus improvisus* nelle diversi aree di campionamento.

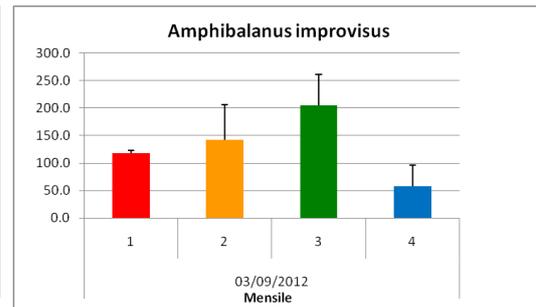


Figura 40 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Amphibalanus improvisus* nelle diversi aree di campionamento.

### *Hydroides dianthus* (Verril, 1873)

È un polichete appartenente alla famiglia dei serpulidi, è comune nei porti e nelle lagune, ed è in grado di sopportare ampie variazioni di salinità e di temperatura. Questa è una specie invasiva che si diffonde grazie al trasporto passivo sulla chiglia delle navi. Il periodo riproduttivo avviene tra la primavera e l'estate (Bianchi, 1981).



Analizzando i pannelli con esposizione quindicinale del mese di giugno questa specie risulta assente nelle 4 aree di campionamento (Figura 41). Mentre nei pannelli immersi per un mese compare nelle aree 1 e 2 (Figura 42).

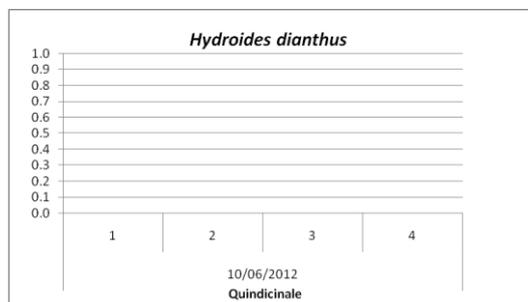


Figura 41 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Hydroides dianthus* nelle diversi aree di campionamento.

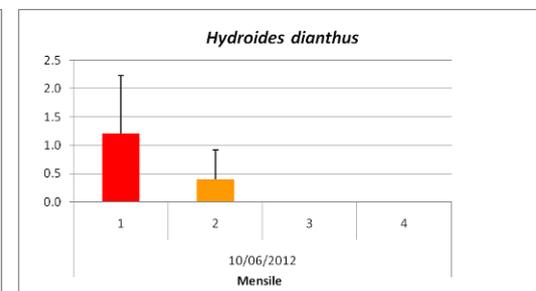


Figura 42 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Hydroides dianthus* nelle diversi aree di campionamento.

Ad agosto, compare sui pannelli esposti 2 settimane nelle aree 2, 3 e 4 (Figura 43), mentre in quelli esposti per un mese compare in tutte le aree ma senza un andamento riconducibile ai fattori di studio.

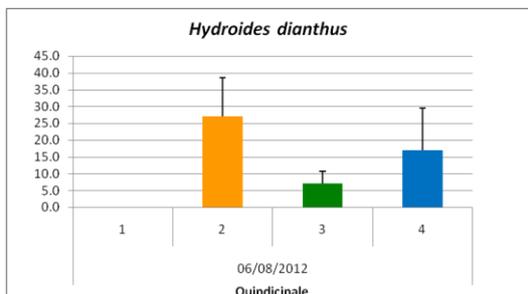


Figura 43 Abbondanza media (ind./campionone + e.s.) di *Hydroides dianthus* nelle diversi aree di campionamento.

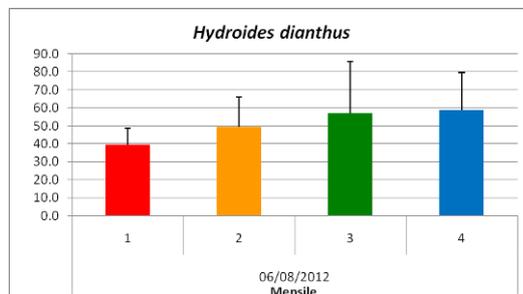


Figura 44 Abbondanza media (ind./campionone + e.s.) di *Hydroides dianthus* nelle diversi aree di campionamento.

A settembre nei periodo di colonizzazione quindicinale, il serpulide risulta significativamente più abbondante vicino alle fonti di disturbo (Figura 45). Nei pannelli esposti per un mese invece sembra prevalere il fattore distanza dal mare (Figura 46).

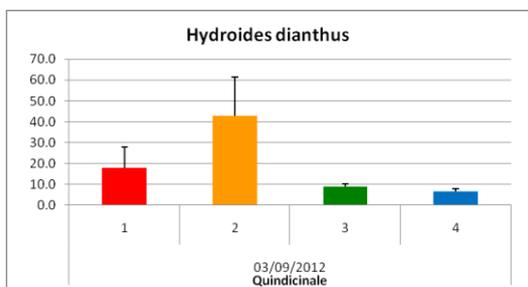


Figura 45 Abbondanza media (ind./campionone + e.s.) di *Hydroides dianthus* nelle diversi aree di campionamento.

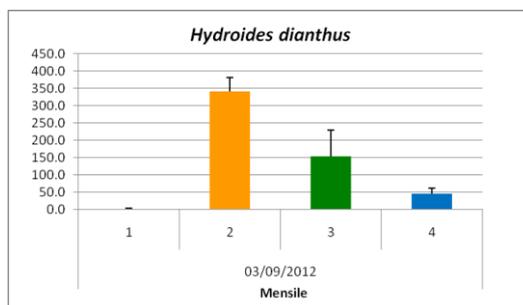
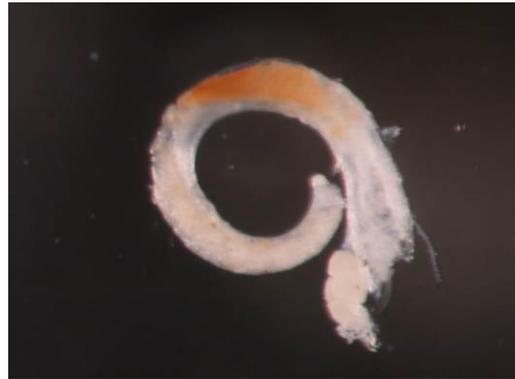


Figura 46 Abbondanza media (ind./campionone + e.s.) di *Hydroides dianthus* nelle diversi aree di campionamento.

### *Neodexiospira pseudocorrugata* (Bush,1905)

Questa specie è un polichete appartenente alla famiglia dei serpulidi, ed è assai comune in diversi popolamenti vegetali infralitorali e su ciottoli e pietre in acque basse. Tollera l'abbassamento di salinità ed ampie variazioni di temperatura: può proliferare in ambienti portuali o lagunari.



L'insediamento e la riproduzione avvengono per tutto l'anno (Bianchi, 1981). Le analisi svolte sui pannelli del mese di giugno, sia esposti 2 settimane sia esposti 1 mese, evidenziano una maggiore abbondanza nelle aree 2 e 4 mentre si osserva una minore abbondanza nell'area 1 e 3 (Figura 47 e 48). In entrambi i casi la distribuzione spaziale risente dell'interazione dei due fattori analizzati.

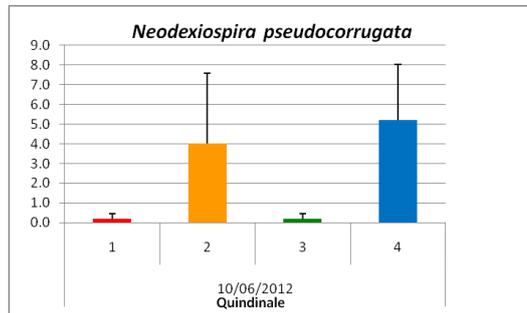


Figura 47 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Neodexiospira pseudocorrugata* nelle diverse aree di campionamento.

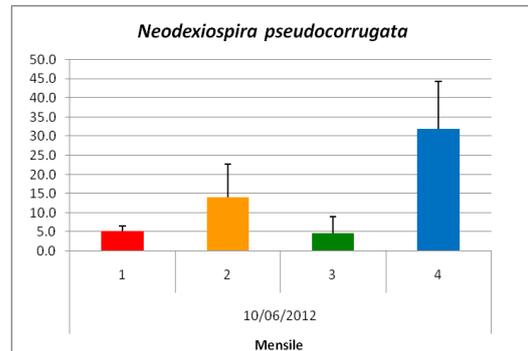


Figura 48 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Neodexiospira pseudocorrugata* nelle diverse aree di campionamento.

Ad agosto colonizza i pannelli nelle aree 2, 3 e 4 (Figura 49 e 50). Nel caso dell'esposizione quindicinale, la distribuzione spaziale risente dell'interazione dei due fattori analizzati mentre nell'esposizione mensile non si evidenzia un andamento riconducibile a questi (39).

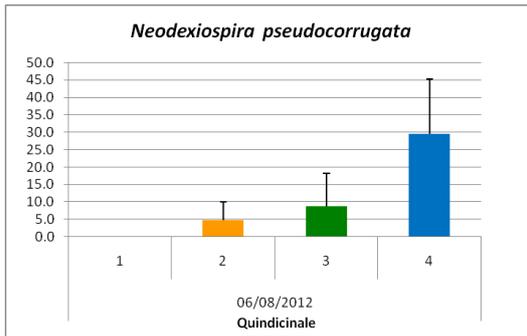


Figura 49 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Neodexiospira pseudocorrugata* nelle diverse aree di campionamento.

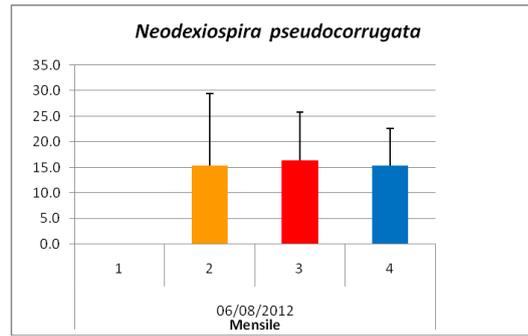


Figura 50 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Neodexiospira pseudocorrugata* nelle diverse aree di campionamento.

A settembre, è stata osservata una diversa abbondanza nelle 4 aree di campionamento (Figura 51), l'esposizione mensile permette però di evidenziare una maggiore colonizzazione nell'area 4 (Figura 52).

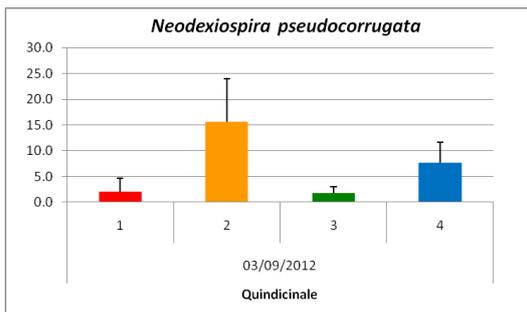


Figura 51 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Neodexiospira pseudocorrugata* nelle diverse aree di campionamento.

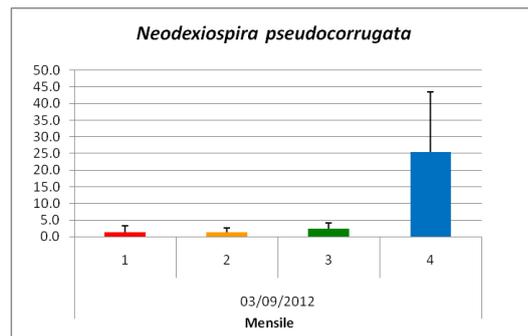


Figura 52 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di *Neodexiospira pseudocorrugata* nelle diverse aree di campionamento.

### ***Botryllus* sp. (Gaertner, 1774)**

Sono ascidie coloniali incrostanti, vivono sui fondali rocciosi o su strutture artificiali. Queste specie vivono anche in acque eutrofizzate, tanto che è possibile trovarle all'interno delle zone portuali ed è anche molto comune nelle lagune costiere.



La riproduzione sessuata di questi organismi avviene dall'autunno alla primavera (Mastrototaro *et al.*, 2008). In giugno, sui pannelli ad esposizione quindicinale risulta significativamente più abbondante nelle zone vicine alle fonti di disturbo antropico (Figura 53). Questo pattern invece scompare sui pannelli a maggior tempo di reclutamento (Figura 54).

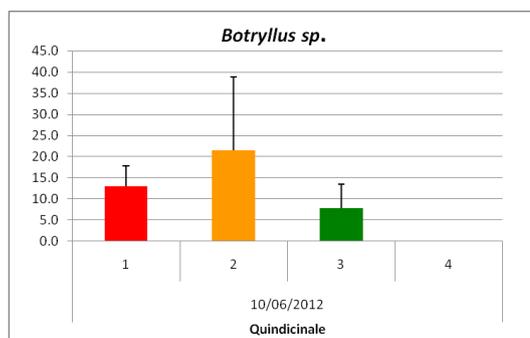


Figura 53 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di Botryllus sp. nelle diverse aree di campionamento.

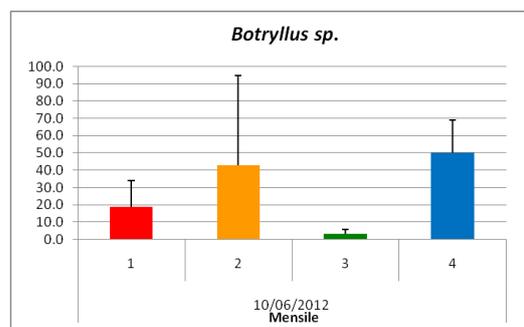


Figura 54 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di Botryllus sp. nelle diverse aree di campionamento.

Queste ascidie risultano completamente assenti ad agosto e nei pannelli immersi per 2 sole settimane a settembre. Ricompare solo nella stazione 3 nei pannelli esposti per un mese intero (Figura 55).

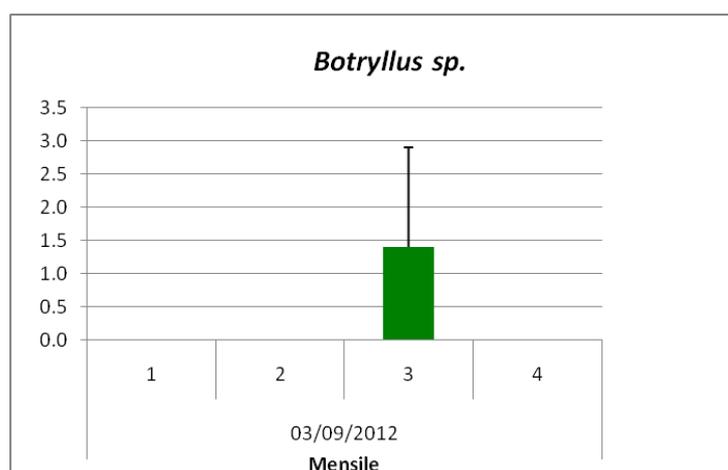


Figura 55 Abbondanza media (ind./campione + e.s.) di Botryllus sp. nelle diverse aree di campionamento.

## 2.2.1 Diversità specifica

### 2.2.1.1 Ricchezza specifica

A giugno, sui pannelli esposti per 2 settimane la ricchezza specifica media dei (*S*) popolamenti di invertebrati macro-bentonici per area di studio (Figura 56) varia da un minimo di  $4,00 \pm 0,82$  ad un massimo di  $8,20 \pm 1,49$  specie/campione ( $\pm$  e.s.). Dall'analisi della varianza i dati mostrano una interazione non significativa tra i due fattori principali. Nel periodo di esposizione mensile, la ricchezza specifica media dei (*S*) è maggiore e (Figura 57) e varia da un minimo di  $5,60 \pm 0,77$  ad un massimo di  $11,40 \pm 0,77$  specie/campione ( $\pm$  e.s.). L'analisi indica una ricchezza maggiore nelle aree più prossime alle sorgenti di disturbo.

Nel periodo di esposizione quindicinale di agosto, la ricchezza specifica media dei (*S*) popolamenti di invertebrati macro-bentonici per area di studio (Figura 58) varia da un minimo di  $4,60 \pm 0,77$  ad un massimo di  $8,40 \pm 1,05$  specie/campione ( $\pm$  e.s.). Dall'analisi della varianza i dati mostrano un'interazione significativa tra i due fattori principali, distanza dal mare e dal disturbo. Ciò è stato dimostrato dai *pair-wise* test che indicano un valore significativamente più alto nell'area 2 rispetto sia all'area 3, cioè a parità di vicinanza alle sorgenti di impatto antropico, sia all'area 1 cioè a parità di distanza dal mare. In pratica si rileva una ricchezza specifica mediamente più alta nell'area più esterna della laguna e più prossima alle sorgenti di disturbo. Nel periodo di reclutamento mensile invece la ricchezza specifica media dei (*S*) per area di studio (Figura 59) varia da un minimo di  $6,80 \pm 0,26$  ad un massimo di  $10,80 \pm 0,86$  specie/campione ( $\pm$  e.s.). L'analisi indica valori significativamente maggiori in prossimità del mare.

A settembre, sui pannelli ad esposizione quindicinale di la ricchezza specifica media dei (*S*) popolamenti di invertebrati bentonici per area di studio (Figura 60) varia da un minimo di  $5,40 \pm 0,52$  ad un massimo di  $9,40 \pm 1,33$  specie/campione ( $\pm$  e.s.). Sui pannelli esposti per un mese la ricchezza specifica media (*S*) per area di studio (Figura 61) varia da un minimo di  $5,40 \pm 0,66$  ad un massimo di  $13,00 \pm 1,35$  specie/campione ( $\pm$  e.s.). L'analisi indica sia una maggiore ricchezza in prossimità del mare sia una maggiore ricchezza lontano dalle fonti di disturbo.

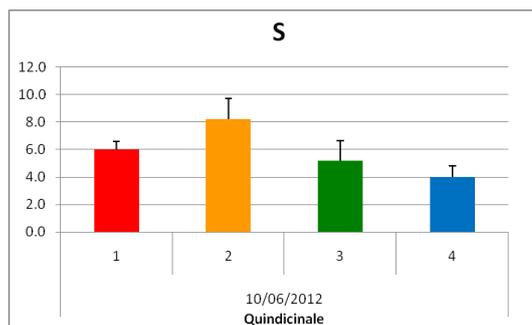


Figura 56 Ricchezza specifica media (numero di specie/campione + e.s.) nelle diverse aree di campionamento.

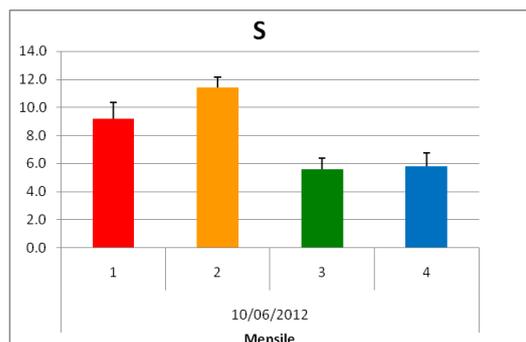


Figura 57 Ricchezza specifica media (numero di specie/campione + e.s.) nelle diverse aree di campionamento.

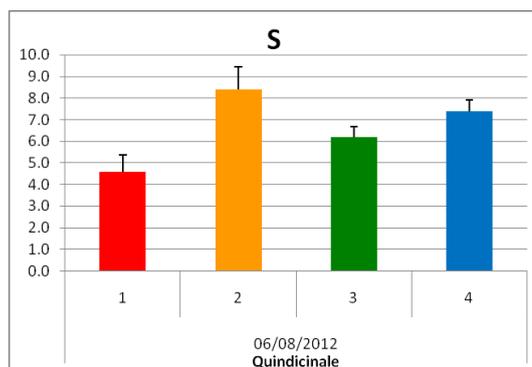


Figura 58 Ricchezza specifica media (numero di specie/campione + e.s.) nelle diverse aree di campionamento.

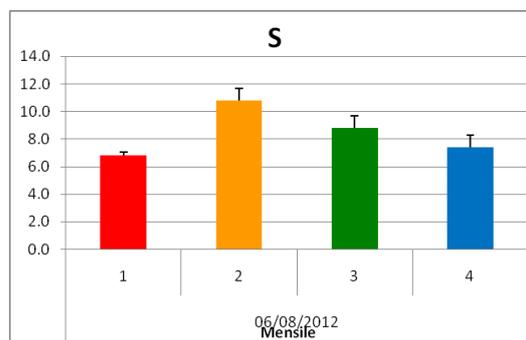


Figura 59 Ricchezza specifica media (numero di specie/campione + e.s.) nelle diverse aree di campionamento.

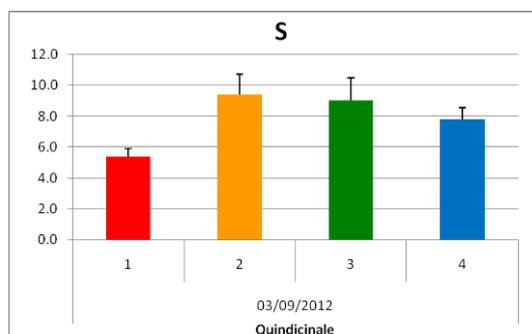


Figura 60 Ricchezza specifica media (numero di specie/campione + e.s.) nelle diverse aree di campionamento.

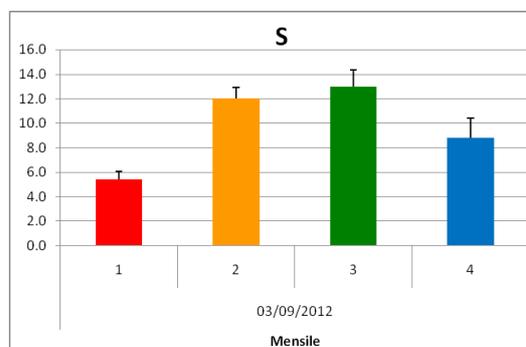


Figura 61 Ricchezza specifica media (numero di specie/campione + e.s.) nelle diverse aree di campionamento.

### 2.2.1.2 Equidistribuzione

A giugno, nel periodo di esposizione quindicinale l'equidistribuzione media dei popolamenti macro-bentonici, risulta significativamente minore in prossimità del mare (Figura 62). Mentre nei pannelli immersi per un mese si perde questo

andamento e l'equidistribuzione più alta si osserva nell'area 4 (Figura 63). Ad agosto e settembre non ci sono differenze significative tra le aree (Figura 64-67).

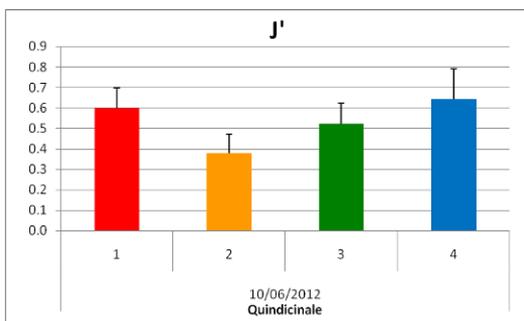


Figura 62 Equidistribuzione media (+ e.s.) nelle diverse aree di campionamento.

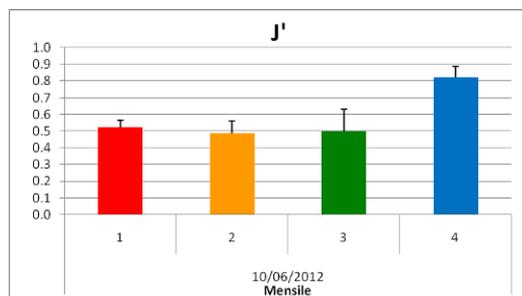


Figura 63 Equidistribuzione media (+ e.s.) nelle diverse aree di campionamento.

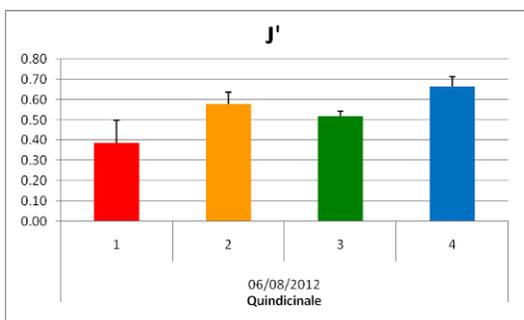


Figura 64 Equidistribuzione media (+ e.s.) nelle diverse aree di campionamento.

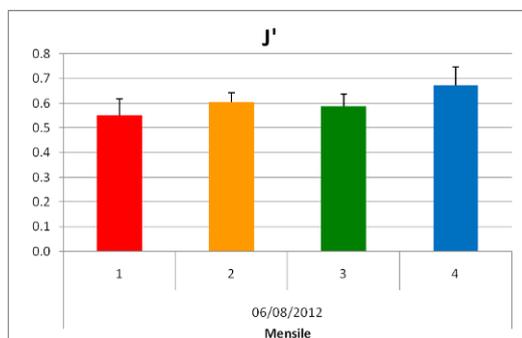


Figura 65 Equidistribuzione media (+ e.s.) nelle diverse aree di campionamento.

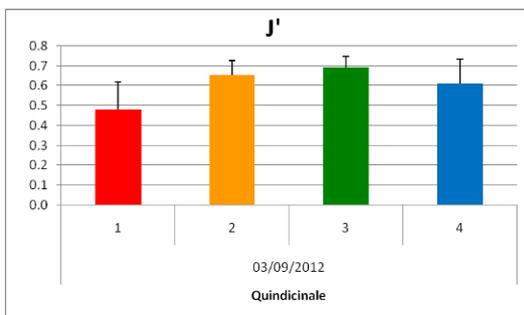


Figura 66 Equidistribuzione media (+ e.s.) nelle diverse aree di campionamento.

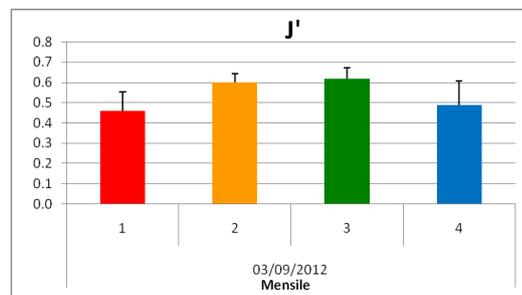


Figura 67 Equidistribuzione media (+ e.s.) nelle diverse aree di campionamento.

### 2.2.1.3 Diversità specifica

A giugno, nel periodo di esposizione quindicinale la diversità specifica complessiva dei popolamenti bentonici nelle diverse aree indagate, assume valori medi compresi tra  $1,11 \pm 0,25$  e  $1,35 \pm 0,26$  (Figura 68). Mentre nei pannelli ad esposizione mensile si hanno valori medi compresi tra  $1,26 \pm 0,37$  e  $2,02 \pm 0,13$  (Figura 69). Solo in questo caso l'analisi indica un valore significativamente più

basso per area 3 nei confronti di area 2 e 4. Ad agosto i valori di diversità sui pannelli esposti 2 settimane sono condizionati dall'interazione dei 2 fattori, mentre nei pannelli esposti un mese si perde questo effetto (Figura 70-71). A settembre la diversità specifica media nelle diverse aree non risente dei gradienti analizzati (Figura 72-73).

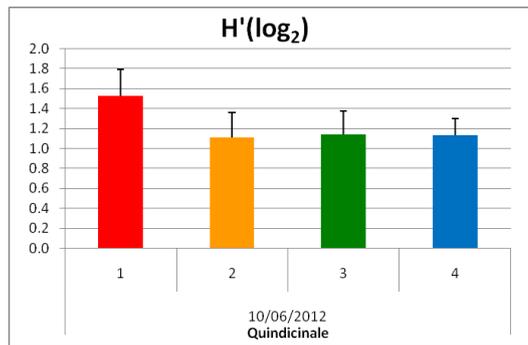


Figura 68 Diversità specifica media (ind./campione + e.s.) nelle diversi aree di campionamento.

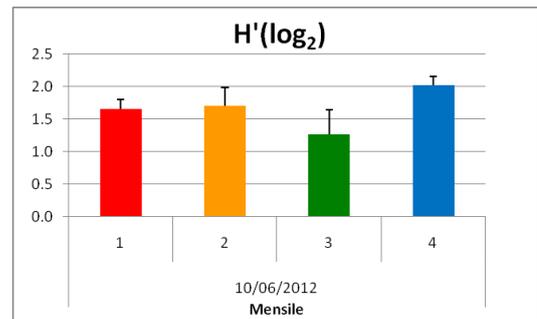


Figura 69 Diversità specifica media (ind./campione + e.s.) nelle diversi aree di campionamento.

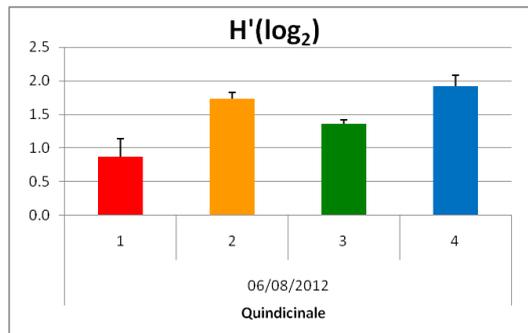


Figura 70 Diversità specifica media (ind./campione + e.s.) nelle diversi aree di campionamento.

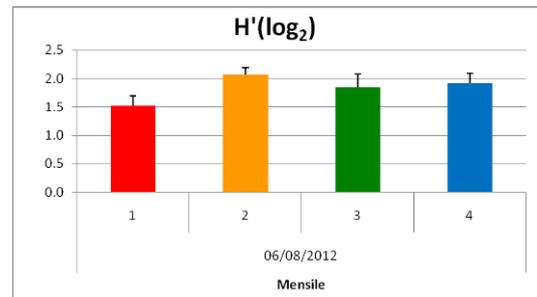


Figura 71 Diversità specifica media (ind./campione + e.s.) nelle diversi aree di campionamento.

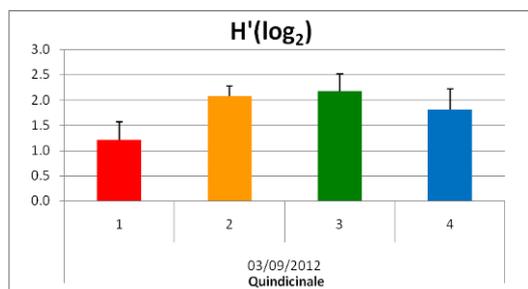


Figura 72 Diversità specifica media (ind./campione + e.s.) nelle diversi aree di campionamento.

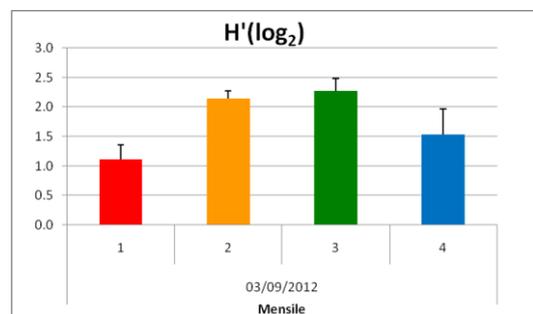


Figura 73 Diversità specifica media (ind./campione + e.s.) nelle diversi aree di campionamento.

## 2.2.2 Analisi della struttura di comunità di sub strato duro

Con l'analisi della struttura delle comunità è stato possibile valutare come i 2 fattori inclusi nell'analisi e il fattore temporale, oltre ad influenzare le singole specie o gli indici sintetici come esposto in precedenza, possano avere effetti sulla composizione quali-quantitativa del popolamento plurispecifico considerato nel suo insieme.

A giugno i pannelli esposti per 2 settimane mostrano una separazione netta dei popolamenti di area 2 rispetto alle altre, mentre i pannelli esposti per un mese hanno popolamenti maggiormente strutturati e meglio differenziati tra le aree (Figure 74 e 75). L'analisi indica in entrambi i casi un'interazione tra i due fattori analizzati, distanza dal mare e dalle sorgenti di disturbo (Tabella 19 e 20).

Ad agosto e settembre i pattern di differenziamento continuano ad essere influenzati dall'interazione tra i due fattori analizzati (Tabella 21-24), ma il livello di strutturazione sembra analogo tra i pannelli colonizzati per 2 settimane e quelli esposti per 1 mese (Figure 76-79).

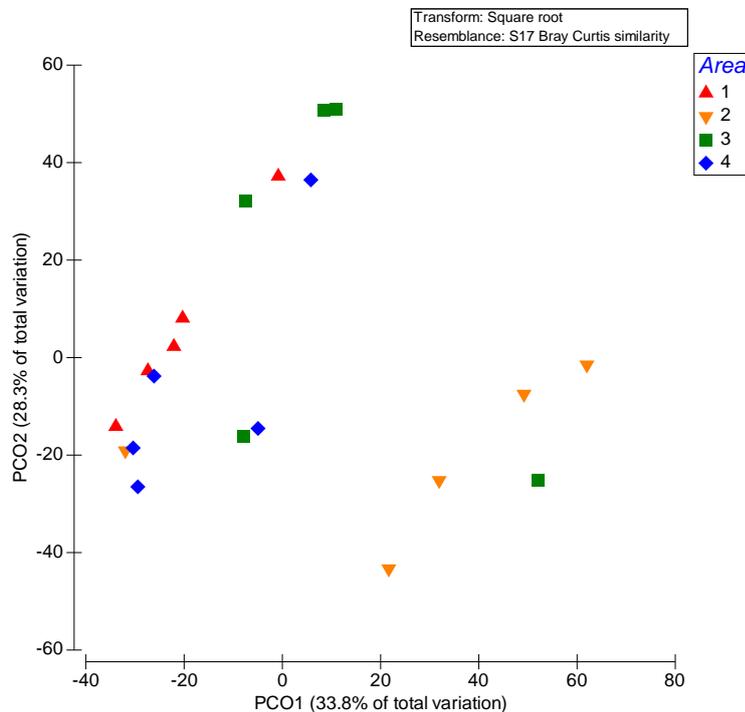


Figura 74 Grafico di ordinamento (PCO) rappresentante le similarità reciproche tra i popolamenti rinvenuti in tutti i campioni di ciascuna area (indicato dalle lettere) delle diverse aree di studio (indicate da simboli e colori) (reclutamento quindicinale a giugno).

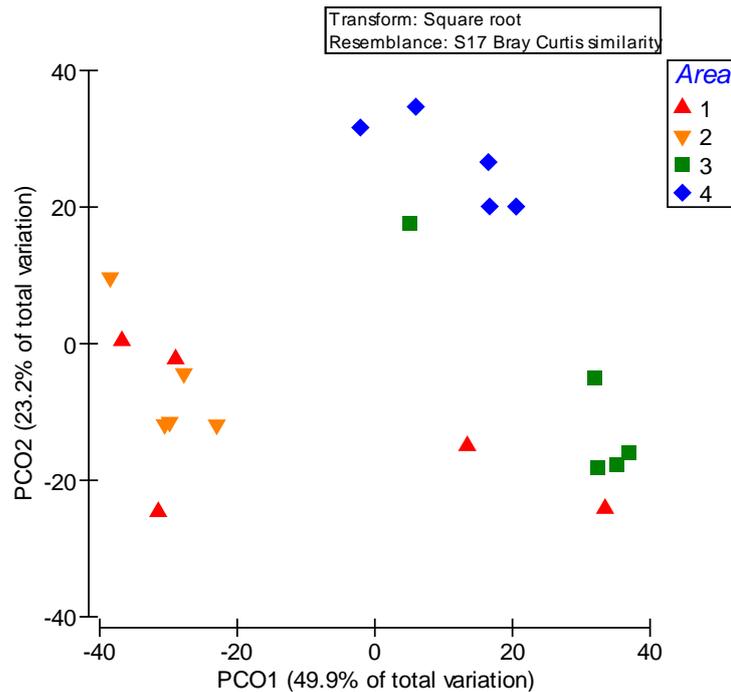


Figura 75 Grafico di ordinamento (PCO) rappresentante le similarità reciproche tra i popolamenti rinvenuti in tutti i campioni di ciascuna area (indicato dalle lettere) delle diverse aree di studio (indicate da simboli e colori) (reclutamento mensile a giugno).

Tabella 19 Risultati dell'analisi della varianza multivariata (PERMANOVA), i risultati significativi ( $p < 0.05$ ) sono evidenziati in grassetto (reclutamento quindicinale a giugno).

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
<b>Dm</b>	1	7699	7699	4.0327	<b>0.0072</b>	9956
<b>Di</b>	1	6669.4	6669.4	3.4934	<b>0.0072</b>	9959
<b>DmxDi</b>	1	5670	5670	2.9699	<b>0.0233</b>	9954
<b>Res</b>	16	30546	1909.2			
<b>Total</b>	19	50585				

Tabella 20 Risultati dell'analisi della varianza multivariata (PERMANOVA), i risultati significativi ( $p < 0.05$ ) sono evidenziati in grassetto (reclutamento mensile a giugno).

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
<b>Dm</b>	1	1570	1570	17.981	0.1349	9960
<b>Di</b>	1	9883.04.00	9883.04.00	11.319	<b>0.0003</b>	9964
<b>DmxDi</b>	1	4298.08.00	4298.08.00	49.233	<b>0.0043</b>	9958
<b>Res</b>	16	13971	873.16.00			
<b>Total</b>	19	29723				

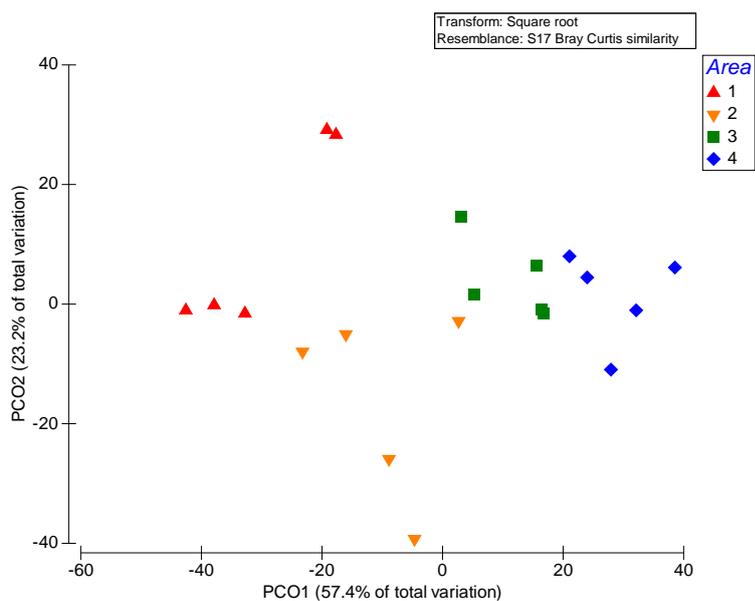


Figura 76 Grafico di ordinamento (PCO) rappresentante le similarità reciproche tra i popolamenti rinvenuti in tutti i campioni di ciascuna area (indicato dalle lettere) delle diverse aree di studio (indicate da simboli e colori) (reclutamento quindicinale a agosto).

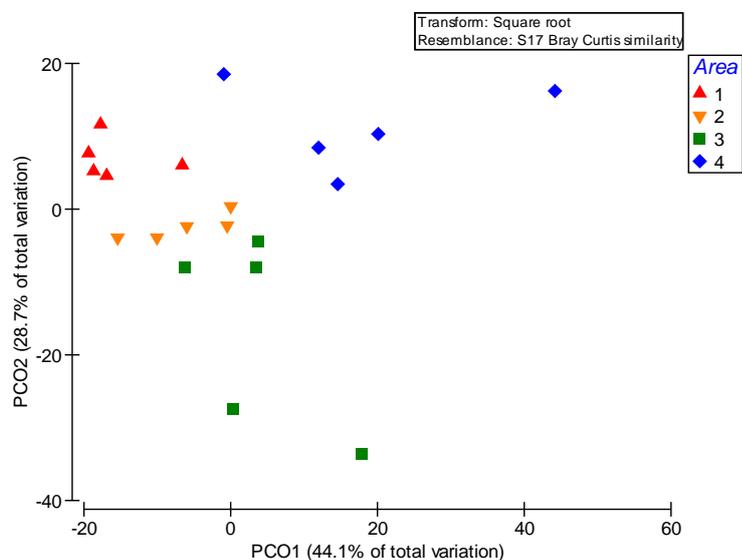


Figura 77 Grafico di ordinamento (PCO) rappresentante le similarità reciproche tra i popolamenti rinvenuti in tutti i campioni di ciascuna area (indicato dalle lettere) delle diverse aree di studio (indicate da simboli e colori) (reclutamento mensile a agosto).

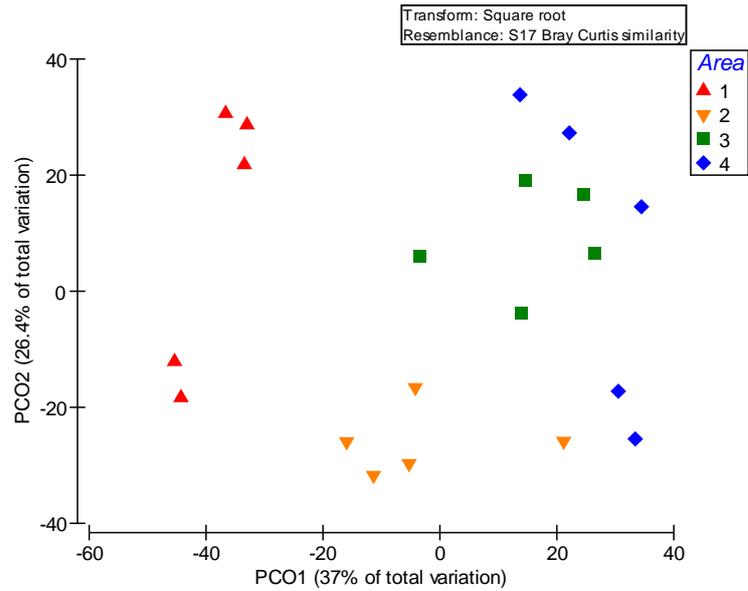


Figura 78 Grafico di ordinamento (PCO) rappresentante le similarità reciproche tra i popolamenti rinvenuti in tutti i campioni di ciascuna area (indicato dalle lettere) delle diverse aree di studio (indicate da simboli e colori) (reclutamento quindicinale a settembre).

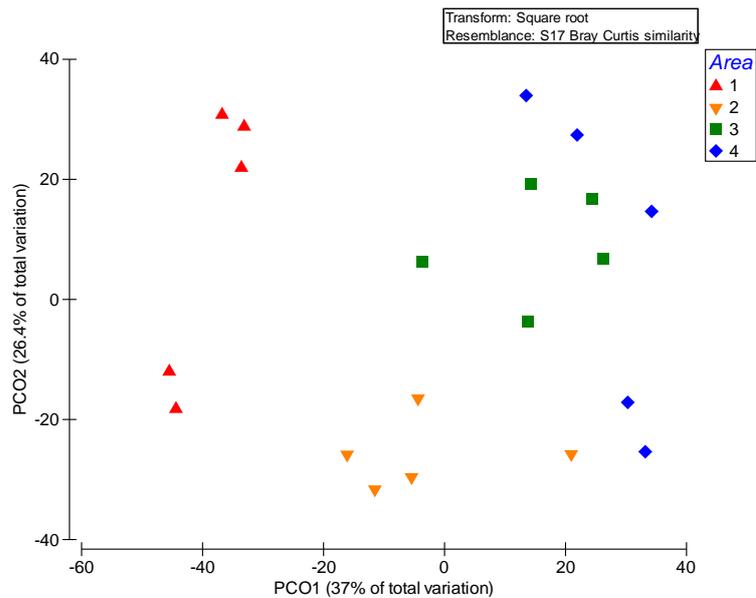


Figura 79 Grafico di ordinamento (PCO) rappresentante le similarità reciproche tra i popolamenti rinvenuti in tutti i campioni di ciascuna area (indicato dalle lettere) delle diverse aree di studio (indicate da simboli e colori) (reclutamento mensile a settembre).

Tabella 21 Risultati dell'analisi della varianza multivariata (PERMANOVA), i risultati significativi ( $p < 0.05$ ) sono evidenziati in grassetto (reclutamento quindicinale a agosto).

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
<b>Dm</b>	1	<b>42900.00.00</b>	<b>1787.5</b>	<b>4.4687</b>	<b>0.0028</b>	<b>9974</b>
<b>Di</b>	1	<b>8129</b>	<b>8129</b>	<b>20.323</b>	<b>0.0001</b>	<b>9940</b>
<b>DmxDi</b>	1	<b>2964</b>	<b>2964</b>	<b>7.4101</b>	<b>0.0001</b>	<b>9959</b>
<b>Res</b>	16	<b>6399.9</b>	<b>400</b>			
<b>Total</b>	<b>19</b>	<b>19280</b>				

Tabella 22 Risultati dell'analisi della varianza multivariata (PERMANOVA), i risultati significativi ( $p < 0.05$ ) sono evidenziati in grassetto (reclutamento mensile a agosto).

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
<b>Dm</b>	1	<b>1816.02.00</b>	<b>1816.02.00</b>	<b>56'889</b>	<b>0.0001</b>	<b>9951</b>
<b>Di</b>	1	<b>2794.06.00</b>	<b>2794.06.00</b>	<b>87'537</b>	<b>0.0005</b>	<b>9949</b>
<b>DmxDi</b>	1	<b>1267.08.00</b>	<b>1267.08.00</b>	<b>39'711</b>	<b>0.003</b>	<b>9958</b>
<b>Res</b>	16	<b>5108</b>	<b>319.25.00</b>			
<b>Total</b>	<b>19</b>	<b>10987</b>				

Tabella 23 Risultati dell'analisi della varianza multivariata (PERMANOVA), i risultati significativi ( $p < 0.05$ ) sono evidenziati in grassetto (reclutamento quindicinale a settembre).

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
<b>Dm</b>	1	<b>4146.03.00</b>	<b>4146.03.00</b>	<b>3'722</b>	<b>0.0067</b>	<b>9950</b>
<b>Di</b>	1	<b>10313</b>	<b>10313</b>	<b>92'573</b>	<b>0.0002</b>	<b>9939</b>
<b>DmxDi</b>	1	<b>5695.05.00</b>	<b>5695.05.00</b>	<b>51'126</b>	<b>0.0009</b>	<b>9958</b>
<b>Res</b>	16	<b>17824</b>	<b>1114</b>			
<b>Total</b>	<b>19</b>	<b>37978</b>				

Tabella 24 Risultati dell'analisi della varianza multivariata (PERMANOVA), i risultati significativi ( $p < 0.05$ ) sono evidenziati in grassetto (reclutamento mensile a settembre).

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	perms
<b>Dm</b>	1	<b>1816.02.00</b>	<b>1816.02.00</b>	<b>56'889</b>	<b>0.0001</b>	<b>9951</b>
<b>Di</b>	1	<b>2794.06.00</b>	<b>2794.06.00</b>	<b>87'537</b>	<b>0.0005</b>	<b>9949</b>
<b>DmxDi</b>	1	<b>1267.08.00</b>	<b>1267.08.00</b>	<b>39'711</b>	<b>0.003</b>	<b>9958</b>
<b>Res</b>	16	<b>5108</b>	<b>319.25.00</b>			
<b>Total</b>	<b>19</b>	<b>10987</b>				

### 3 Discussione e conclusioni

In questo lavoro sono stati presi in esame gli organismi bentonici che popolano i fondi mobili perché sono considerati buoni indicatori della salute ambientale, e sono organismi sedentari, quindi non possono evitare il deterioramento dell'acqua e le condizioni di qualità dei sedimenti e quindi rispondono agli impatti ambientali locali; inoltre molte specie hanno cicli vitali relativamente lunghi, che nel tempo integrano gli eventi di disturbo anche negli habitat che mostrano grande varietà stagionale e giornaliera, come le lagune temperate costiere e gli estuari (Bilyard 1987, Dauer 1993, Salas *et al.*, 2006).

Una sezione di questo studio si è occupata dei popolamenti bentonici di fondo mobile, ed è stata basata su una sola data di campionamento, nel mese di Maggio 2012, e non è stata presa in considerazione la variabilità stagionale naturale ed antropica, ma solo il modello di distribuzione spaziale dei popolamenti macrobentonici che può essere considerato come il risultato sia dello stato ecologico attuale e sia degli eventi di disturbo precedenti.

Le analisi dei popolamenti bentonici mostrano un'elevata eterogeneità su scala spaziale locale, cioè tra siti all'interno delle aree campionate. Questa distribuzione è stata confermata dai dati ottenuti dagli indici di ricchezza specifica, equidistribuzione e diversità specifica, che mostrano un'eterogeneità a scala locale tra i siti all'interno delle aree e poco condizionata dai fattori presi in esame in questo studio. Le nove specie (*C. capitata*, *M. insidiosum*, Tubificidae, *V. ventrosa*, *C. shrubsolei*, *M. grillotalpa*, *P. ciliata*, *V. philippinarum*) prese in considerazione differiscono significativamente in relazione ai siti all'interno delle aree. Questo differenziamento dei popolamenti bentonici sembra essere dovuto al gradiente naturale rappresentato dal fattore distanza dal mare, infatti è stato dimostrato che si ha una maggiore ricchezza specifica di popolamenti bentonici verso il mare, cioè nella zona maggiormente soggetta al ricambio d'acqua marina. La presenza del gradiente di disturbo antropico si sovrappone al gradiente naturale, come nella maggior parte delle acque di transizione, e questo rappresenta un motivo di confusione. Tuttavia le analisi multivariate e gli approcci di

regressione multipla migliorano la capacità di discriminare tra il gradiente naturale e lo stress antropico (Gamito 2008).

Nella Pialassa Baiona, nonostante l'alto livello di disturbo antropico, la diversità di specie è relativamente alta e ciò è evidenziato dal gradiente terra-mare che si rispecchia nella composizione dei popolamenti di invertebrati macrobentonici. La riduzione della naturale variabilità dei popolamenti bentonici può essere attribuita al disturbo antropico.

In questo studio sono stati messi a confronto due metodi per la valutazione della qualità ambientale, ed è emerso che l'AMBI, un indice biotico comunemente utilizzato per i fondi mobili marini costieri, fornisce risultati opposti e discordanti con quanto noto per questa laguna, rilevandosi così un indice inadeguato per questo ambiente, così come risultato in altre indagini relative ad ambienti costieri di transizione, caratterizzati da un disturbo naturale elevato e da specie molto tolleranti (Ponti *et al.*, 2008).

Il principale limite di approccio per la valutazione delle qualità ambientale attraverso gli indici biotici, è basato sulla classificazione delle specie macrobentoniche in termini di tolleranza e inquinamento (Roberts *et al.*, 1998; Borja *et al.*, 2000). In molti casi la sensibilità è dedotta sulla base delle strategie adattative o altre caratteristiche ecologiche, piuttosto che su prove sperimentali (Gray, 1979; Majeed, 1987). Inoltre la sensibilità e il recupero delle specie nei confronti dei diversi fattori fisici-chimici e biologici non può essere generalizzato per un gruppo univoco (Tyler-Walters *et al.*, 2001; Ponti *et al.*, 2003; Ponti and Abbiati, 2004). Quindi, per lo sviluppo e la validazione degli indici biotici occorre una migliore comprensione delle distribuzione della popolazione e delle dinamiche di popolazione in risposta ai diversi disturbi sia di origine antropica che naturale.

In conclusione si può constatare come il disturbo antropico tende a ridurre la naturale variabilità dei popolamenti. Quindi la comprensione dell'eterogeneità spaziale dei popolamenti bentonici presenti all'interno della laguna, e la conoscenza dei modelli di distribuzione in risposta ai gradienti di disturbo sia naturale che antropico, è di fondamentale importanza per costituire un programma di monitoraggio per la valutazione della qualità ambientale.

Una seconda parte di questo studio si è occupata di valutare la qualità ambientale della laguna Pialassa Baiona, attraverso un metodo innovativo basato sul reclutamento delle specie sessili. Il reclutamento è stato analizzato da maggio a settembre 2012, con pannelli posti al centro delle stesse aree considerate per lo studio dei popolamenti dei fondi mobili e con periodi d'immersioni dei pannelli di reclutamento di 2 e 4 settimane. L'abbondanza dei colonizzatori sui pannelli dipende dal numero di larve presenti nella colonna d'acqua (Barry & Dayton, 1991; Hulburt, 1991), dalle caratteristiche dell'acqua (e.g. Sutherland, 1990) e dall'attrattiva del sub-strato (Bourget, 1988; Raimondi, 1988; Roberts *et al.*, 1991; Rodriguez *et al.*, 1993).

Durante il periodo di studio è stata osservata la comparsa e scomparsa di diversi taxa che si insediano sui pannelli, l'analisi si è però focalizzata solo sulle specie più abbondanti e frequenti. La principale specie colonizzatrice dei pannelli artificiali è risultata essere un'alga verde filamentosa del genere *Cladophora*, che comprende specie caratterizzate da una crescita rapida e da grande capacità riproduttiva e di grande dispersione (Littler & Littler, 1980; Sousa, 1984; Santelices, 1990). La seconda specie più abbondante osservata è stata il balanide *Amphibalanus improvisus*, seguita dai serpulidi *Hydroides dianthus* e *Neodexiospira pseudocorrugata*. L'abbondanza delle specie e la struttura dei popolamenti varia nel tempo e secondo la durata del processo di reclutamento, nel nostro caso di 2 e 4 settimane. In generale i pannelli esposti per un mese, rispetto quelli immersi per 2 sole settimane, mostrano un maggiore differenziamento dei popolamenti tra le aree indagate e sembrano meglio riflettere lo stato di qualità dell'ambiente espresso dai popolamenti dei fondi mobili e dalle pregresse conoscenze di questo sistema lagunare. L'analisi del reclutamento dei popolamenti sessili sembra essere uno strumento promettente per l'analisi della qualità ambientale negli ambienti lagunari, caratterizzato da semplicità di realizzazione ed elevata replicabilità nel tempo. La sua applicazione estesa ad altre lagune richiede però ancora una fase di messa a punto basata su un'approfondita conoscenza delle caratteristiche biologiche ed ecologiche delle specie coinvolte.

## BIBLIOGRAFIA

- Abbiati M, Mistri M, Batoli M, Ceccherelli VU, Colangelo M.A, Ferrari CR, Giordani G, Munari C, Zizzoli D, Ponti M, Rossi R, Viaroli P (2010) Trade-off between conservation and exploitation of the transitional water ecosystems of the northern Adriatic Sea. *Chemistry and Ecology* vol.26, Supplement 105-119
- Airoldi L, and Beck MW (2007) Loss, status and trends for coastal marine habitat of Europe, *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 45, pp 345-405
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32-46
- Anderson MJ (2003) PCO: a FORTRAN computer program for principal coordinate analysis. Department of Statistics, University of Auckland, Auckland. Available at: [www.stat.Auckland.ac.nz/~mja/programs.htm](http://www.stat.Auckland.ac.nz/~mja/programs.htm).
- Arias AM, Drake P (1994) Structure and production of the benthic macroinvertebrate community in a shallow lagoon in the Bay of Cádiz. *Marine Ecology Progress Series* 115: 151-167
- Attrill MJ (2002) A testable linear model for diversity trend in estuaries. *Journal of Animal Ecology* 71(2): 262-269
- Attrill MJ, Rundle SD (2002) Ecotone or ecocline: ecological boundaries in estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55(6): 929-936
- Barnes RSK (1991) European estuaries and lagoons, and management. *Aqua Conserv Marine Freshw Ecosyst* 1:79-87
- Barnes RSK (1994) A critical appraisal of the application of Guèlorget and Perthuisot's concepts of the paralic ecosystem and confinement to macrotidal Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 38(1): 41-48
- Barnes, R. S. K. 1988 The faunas of land-locked lagoons: chance differences and the problem of dispersal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 26, 309-318.
- Barry JP, & Dayton P K (1991) Physical heterogeneity and organisation of marine communities. In *Ecological heterogeneity* (Kolasa, J. & Pickett, S. T. A., eds). Springer-Verlag, New York, pp. 270-320.
- Bianchi CN (1981) Policheti serpuloidi guida per il riconoscimento delle specie animali delle acque lagunari e costiere italiane CNR AQ/1/96 5: 171 pp 190
- Bilyard GR (1987) The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Mar Poll. Bull*, 18: 581 - 585. Dal Manuale di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo, Livorno: S.I.B.M. vol. 10 (Suppl.) - 2003, pp: 109 - 144
- Borgognoni L (2010) Approccio SEM-AVS (Simultaneously Extracted Metals-Acid Volatile Sulfides) per la valutazione del rischio ambientale dei metallici nei sedimenti della Pialassa Baiona, Tesi magistrale aa 2010-2011, Università di Bologna
- Borja A, Franco J, Perez V (2000) A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40: 1100-1114
- Borja A, Muxika I, Franco J (2003) The application of a marine biotic index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin* 46: 835-845

- Borja A, Muxika H (2005) Guidelines for the use of AMBI (Azti's Marine Biotic Index) in the assessment of the Benthic Ecological Quality. *Marine Pollution Bulletin* 50(7): 787-789
- Bourget E (1988) Barnacle larval settlement: the perception of cues at different spatial scales. In *Behavioral adaptation to intertidal life* (Chelazzi, G. Vannini, M., eds). Plenum Press, New York, pp. 153–172.
- Brocchier F, Ramieri E (2001) Climate change impacts on the Mediterranean coastal zone. *Nota di Lavoro, Fondazione ENI "Enrico Mattei"*, Milano, pp.82
- Cece E, Matarrese A(1983) Settlement periods of Barnacles in the Mar Piccolo of Taranto(Southern Italy) from 1972 to 1982. *Olbia, Vol. IX, N.S.*,pp 105-117
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143
- Clements WH, Cherry DS, Van Hassel JH (1992) Assessment of the impact of heavy metals on benthic communities at the Clinch River (Virginia): evaluation of an index of community sensitivity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 1686-1894
- Cognetti G, *et al.* (1998) "Valutazione comparativa delle caratteristiche ecologiche di ambienti lagunari ai fini di una loro specifica e corretta utilizzazione per l'acquacoltura" Relazione finale del progetto finanziato dal Ministero delle Risorse Alimentari, Agricole e Forestali, Pisa, voll. 1,2 e 3
- Cognetti G, Maltagliati F (2000) Biodiversity and adaptive mechanisms in brackish water fauna, *Marine Pollution Bulletin* 40: 7-14
- Crema R, Bonvicini Pagliai AM, Cognetti Varriale AM, Morselli I, Zunarelli Vandini R (1983) Ruolo delle comunità macrobentoniche nel monitoraggio biologico dell'ambiente marino costiero. In: *Eutrofizzazione dell'Adriatico. Ricerche e linee di intervento*. Regione Emilia Romagna: 379 – 384. Dal Manuale di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo, Livorno: S.I.B.M. vol. 10 (Suppl.) – 2003, pp: 109 – 144
- Cognetti G, Sarà M, Magazzù G, *Biologia marina*, Calderini (2002), pp 243 – 278
- Crooks S, Turner RK (1999) Integrated coastal management: Sustaining estuarine natural resources, *Adv. Ecol. Res.* 29, pp. 241-289
- Dauer DM (1993) Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Marine Pollution Bulletin* 26: 249-257.
- Diaz RJ, Rosenberg R (1995) Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioral responses of benthic macrofauna. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 33:245-303.
- Drake P, Arias AM (1995a) Distribution and production of *Chironomus salinarius* (Diptera: Chironomidae) in a shallow coastal lagoon in the Bay of Cádiz. *Hydrobiologia* 299: 195-206
- Drake P, Arias AM (1995b) Distribution and production of *Hydrobia species* (Gasteropoda: Hydrobiidae) in a shallow coastal lagoon in the Bay of Cádiz, Spain. *Journal of Molluscan Studies* 61: 185-196
- Eaton L (2001) Development and validation of biocriteria using benthic macroinvertebrates for North Carolina estuarine waters. *Marine Pollution Bulletin* 42: 23-30
- Engle VD, Summers JK (1999) Refinement, validation and application of a benthic condition index for northern Gulf of Mexico estuaries. *Estuaries* 22: 624 – 635
- European Commission, 2000 Directive 2000/60/EC, Establishing a framework for community action in the field of water policy. European Commission PE-CONS 3639/1/100 Rev 1: Luxemburg

- Fano EA, Mistri M, Rossi R (2003) The ecofunctional quality index (EQI): a new tool for assessing lagoonal ecosystem impairment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56: 709-716
- Ferrara V (2002) Evoluzione del clima ed impatti dei cambiamenti climatici in Italia. Sintesi del contributo ENEA alla III Comunicazione Nazionale dell'Italia alla UN-FCCC
- Fiala M (1972) Etudes physico- chimiques des eaux et sediments de l'étang Bages Sigean (Aude). *Vie Et Milieu* 23:15-30
- Gamenik I, Abbiati M, Giere O (1998) Field distribution and sulphide tolerance of *Capitella capitata* (Annelida: Polychaeta) around shallow water hydrothermal vents off Milos (Aegean Sea). A new sibling species? *Marine Biology* 130(3): 447-453.
- Gamito S (2008) Three main stressors acting on the Ria Formosa lagoonal system (southern Portugal): physical stress, organic matter pollution and the land-ocean gradient. *Estuar Coast Shelf Sci* 77:710-720
- Garzia G, 2003. Il quadro di riferimento normativo. In Bologna C.U.d, Ravenna C.d (Eds). *La pialassa della Baiona. Qualità dell'ambiente e attività di ricerca.* Editrice La Mandragora, Imola (BO): 61 – 67
- Glémarec M (1986) Ecological impact of an oil-spill: utilisation of biological indicators. *Water Science and Technology* 18: 203-211.
- Glémarec M, Hily C 1981. Perturbations apportés à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecologica* 2: 139-150.
- Grall J, Glémarec M (1997) Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44: 43-53
- Gray JS (1979) Pollution-induced changes in populations. *Philosophical Transaction of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 286: 545-561
- Gray JS (1997) Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs. *Biodiv. Conserv.* 6: 153 – 165
- Gray JS, Elliot M (2009) *Ecology of marine sediments.* New York, Oxford University Press
- Gray JS, Wu RSS, Or YY (2002) Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series* 238: 249-279
- Guerra R, Pasteris A, Ponti M, Fabbri D, Bruzzi L (2007) Impact of dredging in a northern Adriatic coastal lagoon: Microtox (R) Basic Solid- Phase Test, trace metals and Corophium bioassay. *Environment International* 33(4): 469-473
- Hilsenhoff WL (1987) An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomologist* 20: 32-39
- Hulburt CJ (1991) Community recruitment: settlement and juvenil survival of seven co-occurring species of sessile marine invertebrates. *Marine Biology* 109, 507-515.
- IPCC (2001) *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation & Vulnerability. Third Assessment Report*
- Kevrekidis T (2004) Population dynamics, growth and reproduction of *Corophium insidiosum* (Crustacea: Amphipoda) at low salinities in Monolimni lagoon (Evros Delta, North Aegean Sea). *Hydrobiologia* 522(1-3): 117-132
- Krebs CJ, Ed. (1989) *Ecological methodology,* New York, Harper Collins Publisher

- Lardicci C, Abbiati M, Crema R, Morri C, Bianchi CN, Castelli A (1993) The distribution of polychaetes along an environmental gradient, an example from the Orbetello lagoon, Italy. *Marine Ecology – Pubblicazioni della Stazione Zoologica di Napoli* 14: 35-52
- Lardicci C, Ceccherelli G, Rossi F (1997) *Streblospio shrubsolii* (Polychaeta: Spionidae): temporal fluctuations in size and reproductive activity. *Cahiers de Biologie Marine* 38: 207-214
- Lardicci C, Rossi F, Castelli A (1997) Analysis of macro-zoobenthic community structure after severe dystrophic crises in a Mediterranean coastal lagoon. *Mar Pollut Bull* 34:536-547
- Linton DL, Taghon GL (2000) Feeding, growth, and fecundity of *Capitella* sp.I in relation to sediment organic concentration. *Marine Ecology Progress Series* 205: 229-240
- Littler MM & Littler DS (1980) The evolution of thallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae field and laboratory tests of a functional form model. *The American Naturalist* 116, 25–44.
- Majeed SA (1987) Organic matter and biotic indices on the beaches of north Brittany. *Marine Pollution Bulletin* 18: 490-495
- Marchini A, Gauzer K, Occhipinti-Ambrogi A (2004) Spatial and temporal variability of hard-bottom macrofauna in a disturbed coastal lagoon (Sacca di Goro, Po river Delta Northwestern Adriatic sea) *Marine Pollution Bulletin* 48 1084-1095
- Mastrototaro F, Fava F, Ponti M (2008) Ascidi. In: Ponti M, Mescalchin P (eds) *Meraviglie sommerse delle "Tegnùe"* Guida alla scoperta degli organismi marini. Associazione "Tegnùe di Chioggia" - onlus, Editrice La Mandragora, Imola (BO), 424 pp, p 309-330
- Mendez N, Romero J, Flos J (1997) Population dynamics and production of the polychaete *Capitella capitata* in the littoral zone of Barcelona (Spain, NW Mediterranean). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 218(2): 263-284
- Muxika I, Borja A, Bonne W (2005) The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators* 5: 19-31.
- Orfanidis S, Panayotidis P, Stamatis N (2003) An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators* 3: 27-33
- Paul JF, Scott KJ, Campbell DE, Gentile JH, Strobel CS, Valente RM, Weisberg SB, Holland AF, Ranasinghe JA (2001) Developing and applying a benthic index of estuarine condition for the Virginian Biogeographic Province. *Ecol. Indicators*, 1: 83–99.
- Peachenik JA, Berard R, Kerr L (2000) Effects of reduced salinity on survival, growth, reproductive success, and energetic of the euryhaline polychaete *Capitella* sp.I. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 254: 19-35
- Pearson TH, Rosenberg R (1978) Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 16:229-311
- Pérez-Ruzafa A, Fernández A, Marcos C, Gilabert J, Quispe J, Garcia-Charton J (2005) Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and *Hydrobiologia* 550:11-27

- Ponti M, Abbiati M,(2004) Quality assessment of transitional waters using a benthic biotic index: the case study of the Pialassa Baiona (Northern Adriatic Sea). *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 14: S31-S41
- Ponti M, Bonati A, Abbiati M, Dinamica dei popolamenti zoobentonici in relazione alla qualità ambientale. In Bologna C.U.d, Ravenna C.d (Eds). *La pialassa della Baiona. Qualità dell'ambiente e attività di ricerca.* Editrice La Mandragora, Imola (BO): 199 – 221
- Ponti M, Casselli C, Abbiati M (2003) Application of the Biotic Coefficient to the environmental quality assessment of the coastal lagoon Pialassa Baiona (Ravenna, Italy). In *Proceedings of the International Conference on Southern European Coastal Lagoons: The Influence of River Basin- Coastal Zone interactions*, CastelloEstense (Ferrara, Italy), 10-12 November 2003, Joint Research Centre, European Commission, Ispra (VA) Italy, Murray CN, Zaldivar JM, Giordani G, Viaroli P (eds.); pp. 127.
- Ponti M, Casselli C, Abbiati M (2010) Anthropogenic disturbance and spatial heterogeneity of macrobenthic invertebrate assemblages in coastal lagoons: the study case of Pialassa Baiona (northern Adriatic Sea). *Helgoland Marine Research* accepted
- Ponti M, Casselli C, Abbiati M, 2011 Anthropogenic disturbance and spatial heterogeneity of macrobenthic invertebrate assemblages in coastal lagoons: the study case of Pialassa Baiona (northern Adriatic Sea). *Helgoland Marine Research* 65(1): 25-42
- Ponti M, Castellini A, Ragazzoni A, Devenuto L, Ceccherelli VU, Abbiati M (2009a) Stock assessment, recruitment and harvesting of *Ruditapes philippinarum* (Adams and Reeve, 1850) in a small northern Adriatic lagoon: an economic and biological approach. *Science and management of estuaries and coasts: a tale of two hemispheres.* Abstract of the ECSA 44<sup>th</sup> International conference. ECSA Buletin No 53. UK, Estuarine & Coastal Science Association: 19-20
- Ponti M, Colangelo MA, Ceccherelli VU (2007) Composition, biomass and secondary production of the macrobenthic invertebrate assemblages in a coastal lagoon exploited for extensive aquaculture: Valle Smarlacca (northern Adriatic Sea): Biodiversity and Ecosystem Function in Coastal and Transitional Waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75(1-2): 79-89
- Ponti M, Gamba E, Ceccherelli VU (2003) Distribuzione della vongola filippina (*Tapes philippinarum*) e stima della consistenza dello stock commerciale sfruttabile. In Bologna C.U.d, Ravenna C.d (Eds). *La pialassa della Baiona. Qualità dell'ambiente e attività di ricerca.* Editrice La Mandragora, Imola (BO): 223-237
- Ponti M, Pasteris A, Guerra R, Abbiati M (2009b) Impacts of marine canne dredging in a northern Adriatic coastal lagoon II: Effects on macrobenthic assemblages in channels and ponds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 85: 143-150
- Ponti M, Pinna M, Basset A, Moncheva S, Trayanova A, Georgescu L, Beqiraj S, Orfanidis S, Abbiati M (2008) Quality assessment of Mediterranean and Black Sea transitional waters: comparing responses of benthic biotic indices. *Aquat Conserv* 18:S62-S75
- Ponti M, Vadrucci R, Orfanidis S, Pinna M (2009a) Biotic indices for ecological status of transitional water ecosystems. *Transit. Waters Bull* 3: 32-90

- Prato E, Di Leo A, Biandolino F, Cardellicchio N (2006) Sediment toxicity test using two species of marine amphipods: *Gammarus aequicauda* and *Corophium insidiosum*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 76(4): 629:636
- Prato E, Scardicchio C, Biandolino F (2008) Effects of temperature on the acute toxicity of cadmium to *Corophium insidiosum*. *Environmental Monitoring and Assessment* 136(1): 161-166
- Procaccini G, Scipione MB (1992) Observation on the spatiotemporal distribution of crustacean amphipods in the Fusaro coastal lagoon (central Tyrrhenian Sea, Italy) and some notes on their presences in Mediterranean lagoons. *Marine Ecology* 13(3): 203-224
- Raimondi P T (1988) Rock types affects settlement, recruitment and zonation of the barnacle *Chtamalus anisopoma* Pilsbury. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 123, 253–268.
- Relini G (1980) Cirripedi Toracici guida per il riconoscimento delle specie animali delle acque lagunari e costiere italiane CNR AQ/1/91 2: 54 pp
- Roberts D, Rittschoff D, Holm E, & Schmidt R (1991) Factors influencing initial larval settlement: temporal, spatial and surface molecular components. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 150, 203–211.
- Roberts RD, Gregory MR, Fosters BA, 1998 Developing an efficient macrofauna monitoring index from an impact study – a dredge spoil example. *Marine Pollution Bulletin* 36:231-235
- Rodriguez SR, Ojeda FP, & Inestrosa, NC (1993) Settlement of benthic marine invertebrates. *Marine Ecology Progress Series* 97, 193–207.
- Rossaro B, Ed. (1982). *Chironomidi, 2 (Diptera Chironomidae: Orthocladiinae)*. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane, Consiglio Nazionale delle Ricerche
- Rossi F, Castelli A, Lardicci C. (2006) Distribution of macrobenthic assemblages along a marine gradient in Mediterranean eutrophic coastal lagoons. *Marine Ecology-an Evolution Perspective* 27(1): 66-75
- Rossi F, Underwood AJ (2002) Small-scale disturbance and increase nutrients as influences on intertidal macrobenthic assemblage: experimental burial of wrack in different intertidal environments. *Marine Ecology Progress Series* 241: 29-39
- Sabetta L, Barbone E, Giardino A, Galuppo N, Basset A, 2007. Species-area patterns of benthic macro-invertebrates in Italian lagoons. *Hydrobiologia* 577, 127-139
- Salas F, Marcos C, Neto JM, Patricio J, Perez-Ruzafa A, Marques JC (2006) User friendly guide for using benthic ecological indicators in coastal and marine quality assessment. *Ocean Coast Manag* 49:308–331
- Sardà R, Martin D (1993) Population of *Streblospio* (Polychaeta: Spionidae) in temperate zones: demography and production. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 73: 769-784
- Smith RW, Bergen M, Weisberg SB, Cadien D, Dalkey A, Montagne D, Stull JK, Velarde RG (2001) Benthic response index for assessing infaunal communities on the southern California mainland shelf. *Ecological Applications* 11: 1073-1087
- Sousa WP (1984) Intertidal mosaics: patch size, propagule availability, and spatially variable patterns of succession. *Ecology* 65, 1918–1935
- Specchiulli A, Focardi S, Renzi M, Scirocco T, Cilenti L, Breber P, Bastiononi S (2008) Environmental heterogeneity patterns and assessment of trophic levels

- in two Mediterranean lagoons: Orbetello and Varano, Italy. *Sci Total Environ* 402:285-298
- Thomson BW, Riddle MJ, Stark JS (2003) Cost-efficient methods for marine pollution monitoring at Casey Station, East Antarctica: the choice of sieve mesh-size and taxonomic resolution. *Mar. Poll. Bull*, 46: 232 – 243. Dal Manuale di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo, Livorno: S.I.B.M. vol. 10 (Suppl.) – 2003, pp: 109 – 144
- Torelli A, Ed. (1982) Gasteropodi conchigliati. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque lagunari e costiere italiane, Consiglio Nazionale delle Ricerche
- Tyler-Walters H, Hiscock K, Lear DB, Jackson A (2001) Identifying species and ecosystem sensitivities. Report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs from the Marine Life Information Network (MarLIN). Marine Biological Association of the United Kingdom: Plymouth.
- Underwood AJ (1997) *Experiments in ecology*. Cambridge University Press, Cambridge
- Van Dolah RF, Hyland JL, Holland AF, Rosen JS, Snoots TR (1999) A benthic index of biological integrity for assessing habitat quality in estuaries of the southeastern USA. *Marine Environmental Research* 48: 269-283
- Vistoli A, 2003. Aspetti socio – economici: caccia, pesca, turismo, attività industriali. In Bologna C.U.d, Ravenna C.d (Eds.). *La Pialassa della Baiona. Qualità dell'ambiente e attività di ricerca*. Editrice La Mandragora, Imola (BO): 49 - 60
- Vitousek P, M, Monney HA, Lubchenko J, Mellilo JM, 1997. Human domination of Heart's ecosystem. *Science* 277:494-499
- Warwick RM (1993) Environmental impact studies on marine communities: pragmatical considerations. *Aust.J. Ecol*, 18: 63-80. Dal Manuale di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo, Livorno: S.I.B.M. vol. 10 (Suppl.) – 2003, pp: 109 – 144
- Weisberg SB, Ranasinghe JA, Dauer DM, Schaffner LC, Diaz RJ, Fristen JB (1997) An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries*, 20 (1): 149-158
- Ysebaert T, De Neve, L, Meire, P (2000) The subtidal macrobenthos in the mesohaline part of the Schelde Estuary (Belgium): influenced by man? *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 80, 587–597.
- Zamoramunoz C, Albatercedor J (1996) Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *Journal of the North American Benthological Society* 15:332-352