

ALMA MATER STUDIORUM
UNIVERSITA' DI BOLOGNA

FACOLTA' DI SCIENZE MATEMATICHE, FISICHE E NATURALI

Corso di laurea magistrale in *Biologia marina*

**Relazione fra comunità macrobentoniche e morfodinamica
nelle zone costiere dell'Alto Adriatico**

Relatore

Prof. Victor Ugo Ceccherelli

Presentata da

Davide Metrious

Correlatore

Prof.ssa Colangelo Maria Antonia

II sessione
Anno Accademico 2011/2012

Il mare è tutto. Copre i sette decimi del globo terrestre; il suo respiro è puro e sano; è l'immenso deserto in cui l'uomo non è mai solo, poiché sente fremere la vita accanto a sé. Il mare non è altro che il veicolo di un'esistenza straordinaria e prodigiosa; non è che movimento e amore, è l'infinito vivente [...]

J. G. VERNE

INDICE

1. INTRODUZIONE	1
1.1 INQUADRAMENTO DEL PROBLEMA E SCOPO DEL LA VORO	1
1.2 ECOLOGIA DELLE SPIAGGIA SABBIOSE.....	3
1.3 MINACCE E MISURE DI GESTIONE.....	8
1.3.1 L'erosione costiera e le opere di difesa	11
1.4 MACROFAUNA.....	13
1.4.1 Polychaeta	16
1.4.2 Isopoda	17
1.4.3 Amphipoda.....	19
2. CARATTERIZZAZIONE DELL'AREA DI STUDIO	23
2.1 LA COSTA EMILIANO - ROMAGNOLA E L'ALTO ADRIATICO	23
2.1.1 Lido Spina	26
2.1.2 Bellocchio.....	27
3. MATERIALI E METODI.....	29
3.1 DISEGNO DI CAMPIONAMENTO	29
3.1.1 Metodi di campionamento.....	30
3.1.2 Trattamento dei campioni.....	31
3.2 ANALISI DEI SEDIMENTI	32
3.3 INDICI MORFODINAMICI	34
3.4 ANALISI STATISTICA	35
3.4.1 Analisi univariate	35
3.4.2 Analisi multivariate	35
3.5 ECOSYSTEM MODELING	40
3.5.1 Fuzzy logic	40
3.5.2 Classificatore naive bayes	42
3.5.3 Compilatore fuzzy naive bayes	42
3.5.4 Simulazioni.....	44
4. RISULTATI	47
4.1 COMPONENTE BIOTICA	47
4.2 DESCRITTORI ABIOTICI	60
4.3 MATCHING TRA COMPONENTE BIOTICA E VARIABILI AMBIENTALI	67
4.4 RISULTATI DELLE SIMULAZIONI	70
5. DISCUSSIONE E CONCLUSIONE	75
BIBLIOGRAFIA	I
RINGRAZIAMENTI	IX

1. INTRODUZIONE

1.1 INQUADRAMENTO DEL PROBLEMA E SCOPO DEL LAVORO

Il presente studio si inserisce nel contesto del progetto THESEUS (Innovative technologies for safer European coasts in a changing climate), un Progetto Integrato di ricerca per la valutazione e mitigazione del rischio costiero. Iniziato nel Dicembre 2009, il programma ha una durata quadriennale e vi partecipano 31 istituti partner appartenenti ai 12 paesi dell'UE e altri 7 del resto del mondo (Cina, Messico, USA, Russia, Taiwan, Ucraina). L'acronimo del progetto prende il nome dalla mitologia greca, in particolare dalla leggenda di Teseo e il Minotauro, per cui erosione, *flooding* e tempeste rappresentano metaforicamente il Minotauro, mentre il filo di Arianna, che dovrebbe tirarci fuori dalla minaccia del mostro, è costituito dalle differenti tecnologie di mitigazione testate e proposte (<http://www.theseusproject.eu>).

Lo scopo principale del programma prevede quindi di integrare tali tecnologie, al fine di identificare adeguate strategie di difesa, mirando ad una gestione equilibrata tra sostenibilità ambientale, economia ed aspetti socioculturali. Per questo motivo nel progetto sono coinvolte diverse figure di ricercatori, quali ecologi, economisti, ingegneri, informatici, meteorologi e sociologi.

Il progetto si sviluppa su quattro constatazioni principali:

- grandi tratti delle coste europee, densamente popolate ed economicamente importanti, risultano già minacciate dall'erosione costiera e dal *flooding* (inondazioni);
- i cambiamenti climatici e l'innalzamento del livello del mare determineranno un aumento della frequenza e della gravità degli eventi erosivi e delle inondazioni;
- gli approcci storici riguardanti la gestione di tali rischi sono in contrasto con la Direttiva Habitat, in quanto tendono a garantire la sicurezza dell'uomo a discapito di quella degli habitat costieri;
- l'Europa non ha ancora sviluppato un approccio integrato per la valutazione e gestione di questi rischi che sia in grado di rispondere alle risposte umane e ambientali.

In definitiva il progetto si propone di individuare e studiare gli effetti delle tecnologie di difesa costiera a minor impatto ambientale. Per rispondere a tali necessità sono stati individuati otto siti studio delle coste europee, per ciascuno dei quali vengono analizzate la vulnerabilità, la resistenza e la resilienza dei principali habitat che li caratterizzano, tenendo conto anche delle previsioni di *flooding* e di *sea level rise* conseguenti ai vari scenari di *global climate change* dei prossimi 100 anni. Fra gli otto siti di studio è stata scelta l'area del Delta del Po e la costa adiacente, comprendendo in essa anche il litorale Emiliano-Romagnolo, un tratto particolarmente soggetto all'impatto dei cosiddetti *multiple stressors*.

Lo studio qui presentato si colloca all'interno del "work package 3" il cui scopo generale è quello di esaminare le interazioni tra difese costiere ed ecosistemi naturali; viene valutata la gestione dell'habitat naturale e parallelamente gli effetti ecologici che gli interventi di ingegneria costiera possono avere sugli habitat marini.

Lo scopo del presente lavoro consiste nell'analisi dei popolamenti macrobentonici presenti nella zona intertidale delle costa emiliano – romagnola, in relazione alla morfodinamica delle spiagge considerate. Gli obiettivi principali del lavoro sono stati in dettaglio:

- operare un confronto fra risposte del compartimento macrobentonico di spiagge differenti per caratteristiche morfodinamiche, grado di antropizzazione e modalità gestionali di difesa dall'erosione costiera;
- valutare la vulnerabilità dell'habitat intertidale in relazione al *global climate change*, in particolare agli eventi di *flooding* e *storm surge*, utilizzando come indicatore le comunità macrobentoniche.

1.2 ECOLOGIA DELLE SPIAGGIA SABBIOSE

Le spiagge sabbiose dominano la maggior parte delle coste temperate e tropicali, dove rappresentano importanti *asset* ricreazionali e *zone buffer* contro l'avanzamento del mare (McLachlan, 1981). In alcune aree del mondo le spiagge sabbiose sono anche altamente produttive e per questo sono intensamente sfruttate.

Secondo Short (1999) gli elementi necessari per la formazione di una spiaggia sono solamente due: il sedimento e il moto ondoso, che rispettivamente rappresentano il materiale e la macchina che lo assembla fino a formare un deposito con caratteristiche specifiche. Il sedimento deriva, nella maggior parte dei casi, da apporti fluviali o dai litorali vicini; tuttavia, in alcuni casi le spiagge sono formate da materiali presenti *in loco* e rielaborati da onde e correnti.

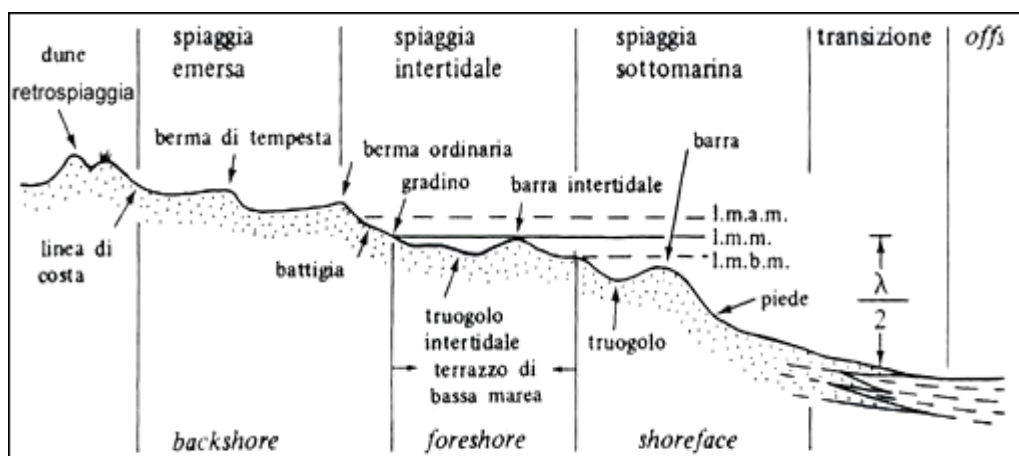


Figura 1.1. Profilo topografico ideale (non in scala) di una spiaggia.

La spiaggia, in definitiva, è la parte più dinamica della superficie terrestre risentendo in vario modo delle numerose influenze derivanti dall'atmosfera, idrosfera, litosfera e biosfera. Essa può essere suddivisa in più habitat o sottoambienti (Fig. 1.1):

- zona delle dune eoliche: costituisce un elemento di protezione della fascia costiera retrostante al sistema spiaggia, in particolare durante le mareggiate di forti intensità, in quanto le dune rappresentano una sorgente supplementare di sedimento, che è essenziale durante gli eventi estremi;

- spiaggia emersa o *backshore*: si estende dal piede delle dune fino al livello di alta marea, quindi viene raggiunta dall'acqua solamente durante le tempeste;
- spiaggia intertidale o *foreshore*: è compresa tra il livello medio di alta marea e il livello medio di bassa marea, di conseguenza è la zona sottoposta a maggior disturbo, poichè ciclicamente emersa durante la bassa marea e sommersa durante l'alta marea;
- spiaggia sommersa o *shoreface*: è delimitata dal limite inferiore della bassa marea e dalla profondità di chiusura (zona dove cessa l'azione del moto ondoso sul fondale).

Le principali forze fisiche responsabili della morfologia e dell'ecologia delle spiagge sono: l'ampiezza di marea, la granulometria del sedimento e l'energia del moto ondoso (Fig.1.2).

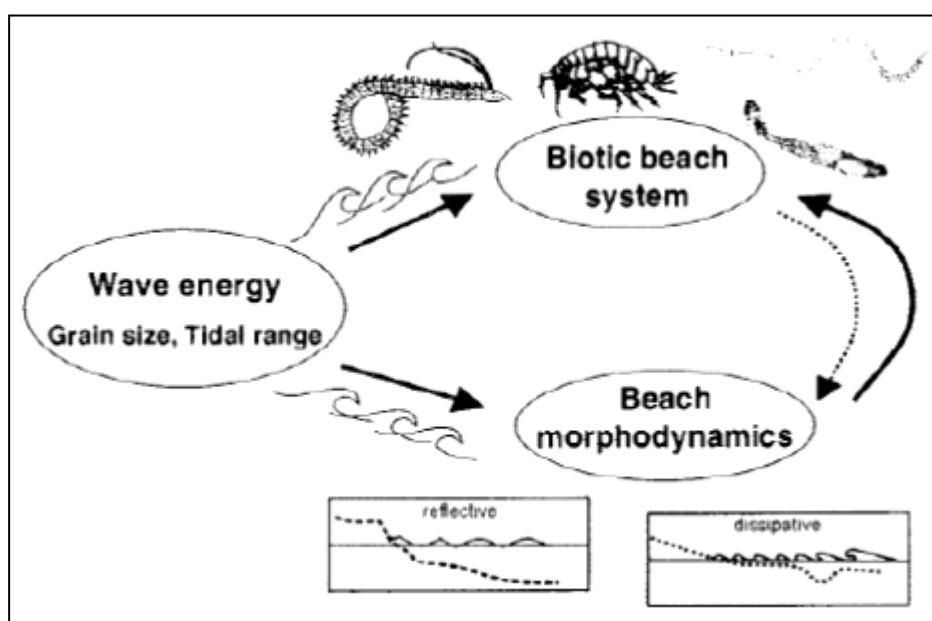


Figura 1.2. Modello schematico delle interazioni tra forza del moto ondoso, morfodinamica e componente biotica del sistema spiaggia (Short, 1999).

Defeo e McLachlan (2005) hanno proposto una scala generale di diverse tipologie di spiagge microtidali classificate lungo un *continuum* di tipi morfodinamici che vanno dalle spiagge definite riflesse a quelle definite dissipative.

Le spiagge di tipo dissipativo (Fig.1.3) sono caratterizzate da sabbia fine, pendenza ridotta e un'estesa zona di frangenti delle onde (*surf zone*), dove le onde dissipano la propria energia prima di incontrare la spiaggia emersa. Le spiagge di tipo riflessivo (Fig.1.3), viceversa, sono caratterizzate da sabbia più grossolana, maggiore pendenza, zona di frangente delle onde ridotta, in quanto le onde si infrangono direttamente sulla spiaggia emersa e la maggior parte dell'energia del moto ondoso viene riflessa verso il mare (Tsuyuko Yamanaka *et al.*, 2010).

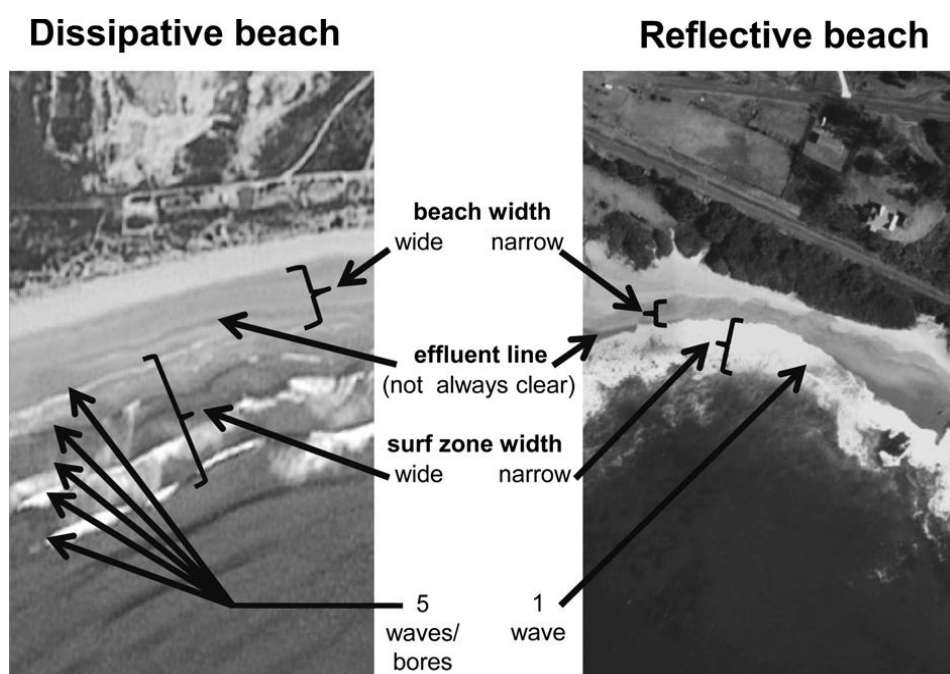


Figura 1.3. Confronto tra le caratteristiche di una spiaggia dissipativa e una riflessiva (Harris *et al.*, 2011).

Generalmente le spiagge dissipative sono erosive, mentre quelle riflesse sono accrescitive (Schlacher *et al.*, 2008). In realtà la maggior parte delle spiagge ha caratteristiche comprese fra questi due estremi e perciò vengono definite “intermedie”.

Le spiagge, inoltre, non possono essere confinate in un'unica tipologia morfodinamica poiché rispondono ai cambiamenti di energia del moto ondoso; quindi, per una stessa spiaggia, il profilo varia al variare dello stato del mare, spesso con ritmi stagionali.

Nel tempo sono stati sviluppati diversi descrittori dello stato morfodinamico di una spiaggia; tra questi il parametro di Dean indica quanto una spiaggia microtidale è riflessiva o dissipativa:

$$\Omega = \frac{Hb}{W_s \cdot T}$$

dove Hb è l'altezza del frangente (m), W_s è la velocità di sedimentazione delle particelle di sedimento (ms^{-1}) e T il periodo dell'onda (s). Valori di $\Omega < 2$ caratterizzano spiagge riflesse, valori maggiori di 5 quelle dissipative e quelle intermedie hanno valori compresi tra 2 e 5.

La pendenza (*slope*) è considerata dagli ecologi una delle caratteristiche più importanti della spiaggia, dal momento che influenza la possibilità di insediamento della fauna. In particolare è stato dimostrato che nelle spiagge dissipative, con minor pendenza, sono presenti comunità con più elevata ricchezza specifica, maggiore abbondanza e biomassa complessiva rispetto a quelle presenti nelle spiagge riflesse (McLachlan, 1990).

Tutto ciò dipende dall'esposizione al moto ondoso; quest'ultimo ha un effetto negativo rilevante sulla macrofauna (McLachlan, 1983), poiché molte specie tendono a vivere più in prossimità della superficie del sedimento. Al contrario la meiofauna è in grado di tamponare meglio l'estrema variabilità delle condizioni fisiche delle spiagge, in quanto gli organismi che la compongono tendono a vivere più in profondità sotto la superficie dei sedimenti durante l'intero ciclo di marea, così come durante tutta la loro vita.

L'ecosistema spiaggia, in quanto tale, fornisce alla popolazione umana una serie di servizi ecosistemici, molti dei quali sono essenziali ai fini delle attività che vengono svolte dall'uomo nella fascia costiera.

I principali servizi ecosistemici offerti dalle spiagge sabbiose sono:

- I. accumulo e trasporto di sedimenti;
- II. dissipazione delle onde e *buffering* degli eventi estremi;
- III. abbattimento dei livelli di sostanza organica e di inquinamento;
- IV. filtrazione e purificazione dell'acqua;
- V. mineralizzazione e riciclo dei nutrienti;
- VI. mantenimento della biodiversità;
- VII. aree *nursery* per numerose specie ittiche;
- VIII. aree di deposizione per uccelli e tartarughe

La costante perdita di biodiversità e il crescente degrado degli ecosistemi compromettono la capacità di questi ultimi di svolgere funzioni essenziali, con il rischio che s'innescino processi irreversibili che potrebbero portare alla perdita dei citati servizi ecosistemici. Per questo motivo, l'attenzione da parte delle istituzioni competenti e degli studiosi si sta volgendo sempre più verso le aree costiere e i problemi ad esse connessi.

1.3 MINACCE E MISURE DI GESTIONE

La distruzione degli habitat e il depauperamento delle risorse naturali hanno causato enormi impatti sugli ecosistemi di tutto il mondo, compresi quelli marini (Fig.1.4), soprattutto in seguito all'aumento della popolazione umana che si è verificato negli ultimi decenni.

Le zone costiere sono caratterizzate dalla presenza di habitat produttivi estremamente importanti per gli uomini; per questo motivo, attualmente, più della metà della popolazione mondiale vive entro 60 km dalla linea di costa. Le spiagge, di conseguenza, risultano da tempo minacciate da una ampia gamma di attività umane, che aumenteranno nel corso del XXI secolo (Brown and McLachlan, 2002).

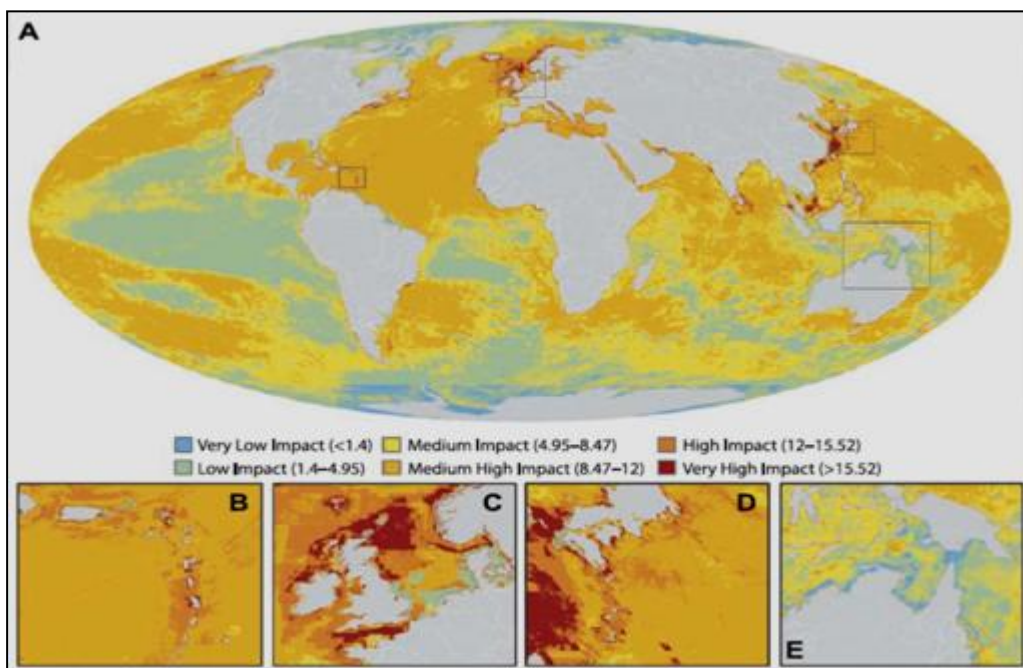


Figura 1.4. Mappa globale (A) degli impatti antropici cumulativi elaborata considerando 20 tipi di ecosistemi marini; in basso vengono mostrate tre aree particolarmente impattate, (B: Caraibi orientali, C: Mare del Nord, D: Mar del Giappone) e una delle regioni meno impattate (E: Australia settentrionale)(Halpern et al., 2008).

Oltre a questi impatti antropici diretti, si prevede che il *global climate change* avrà delle conseguenze drammatiche per tutti gli ecosistemi marini. Il *climate change* rappresenta la sfida principale del XXI secolo, dal punto di vista ambientale, economico e sociale.

Nelle ultime decadi diversi studi hanno evidenziato che l'aumento delle emissioni di gas serra di origine antropica ha determinato cambiamenti nel clima mondiale; è previsto inoltre che tali cambiamenti saranno più intensi ed estesi alla fine del secolo corrente (Meehl *et al.*, 2007).

Le zone costiere risultano le aree maggiormente colpite dagli effetti del *climate change*; in particolare le spiagge sabbiose rappresentano il primo ricettore degli effetti del *sea level rise*, dei cambiamenti del regime del moto ondoso e delle tempeste, nonché dell'alterazione del budget sedimentario (Jones *et al.*, 2004).

Il livello del mare è cresciuto nell'ultimo secolo di 0.17 m (0.12-0.22 m) (Miller and Douglas, 2006); questo dato globale mostra tuttavia variazioni regionali, con valori più elevati nell'area dell'oceano Pacifico occidentale e dell'oceano Indiano orientale (Bindoff *et al.*, 2007). Secondo gli scenari elaborati dall'IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), il livello marino globale potrà aumentare di 0.18-0.59 m a partire dall'ultima decade del XXI secolo (<http://www.ipcc.ch>) (Fig.1.5).

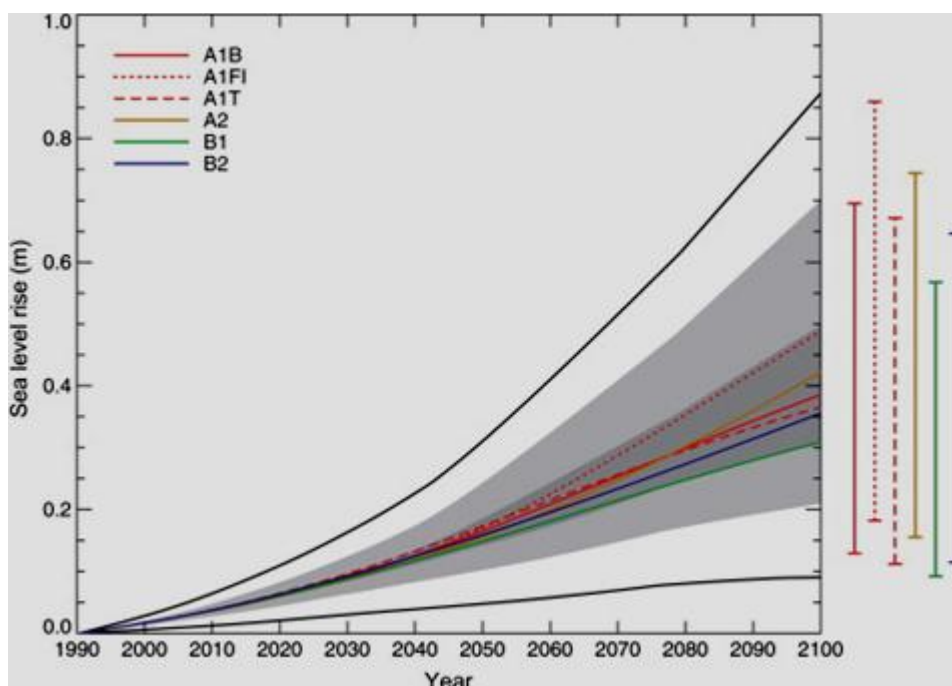


Figura 1.5. Innalzamento del livello marino globale secondo gli scenari SRES (<http://www.ipcc.ch>).

La principale conseguenza del *sea level rise* è rappresentata dall'accentuarsi dei fenomeni erosivi; questi ultimi sono legati anche all'incremento della frequenza e/o dell'intensità degli eventi estremi (*storm surges*).

Attualmente circa il 70% delle spiagge sabbiose del mondo è in erosione, il 20-25% è stabile e meno del 10% è in fase di accrezione; a causa dei cambiamenti climatici, le spiagge erosive si ritireranno ulteriormente, quelle stabili entreranno in erosione e il numero di quelle in accrezione diminuirà. Questo fenomeno è noto come “effetto Bruun” (Jones *et al.*, 2004).

La maggiore minaccia che riguarda le spiagge sabbiose è sicuramente il *coastal squeeze*, fenomeno che “intrappola” il sistema spiaggia tra erosione e *sea level rise* da un lato (mare), e sviluppo antropico dall'altro (terra), con il risultato della perdita degli habitat associati alla fascia intertidale (Fig.1.6).

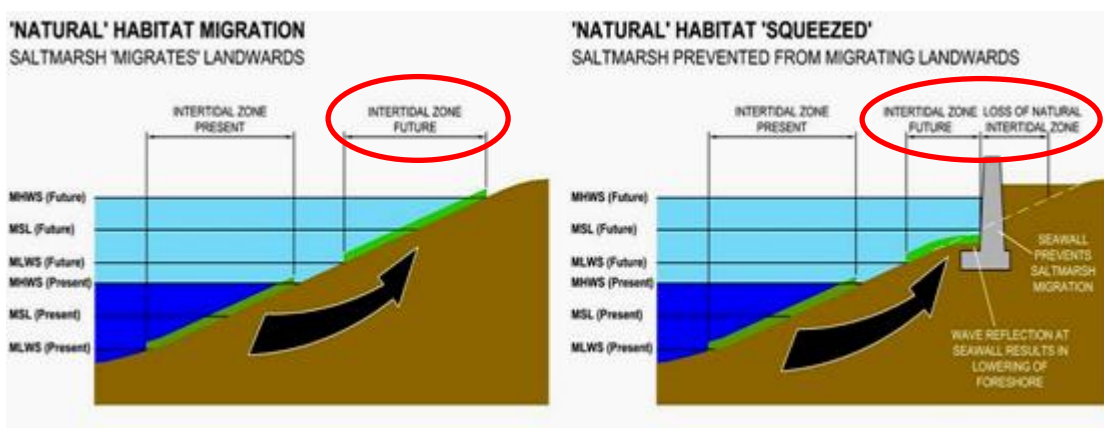


Figura 1.6. Rappresentazione schematica degli effetti del *coastal squeeze* sulla fascia intertidale.

Poiché le spiagge sabbiose hanno connessioni funzionali con gli ecosistemi adiacenti, gli effetti del *climate change* potrebbero avere conseguenze indirette anche su dune, estuari e *surf zone* (Jones *et al.*, 2008). Inoltre tali effetti potrebbero interagire con altre pressioni antropiche, quali costruzione di strutture di difesa rigide e dune sabbiose artificiali (*bulldozzing*), pulizie delle spiagge e ripascimenti, modificazione dell'input sedimentario fluviale.

1.3.1 L'erosione costiera e le opere di difesa

L'erosione costiera corrisponde a un ritiro verso terra della linea di riva; è un fenomeno naturale legato soprattutto alle condizioni meteo marine e, in tempi geologici, alle variazioni eustatiche dovute all'alternarsi di glaciazioni e scioglimento dei ghiacci.

Il processo erosivo, come documentato in epoca storica, era inizialmente limitato ad alcuni tratti particolarmente sensibili, quali, per esempio, le foci fluviali. Si è poi gradualmente esteso ai tratti limitrofi, ove le spiagge erano, in un recente passato, in espansione. Una stima effettuata nel 2007 ha rilevato come la percentuale di spiagge in erosione fosse dell'80% a livello europeo, mentre la media italiana si attesta al 42,5% (ARPA, 2007).

I fattori principali che hanno contribuito all'aumento dell'erosione costiera sono:

- riduzione dell'apporto sedimentario alle foci fluviali, causato da interventi antropici nei bacini idrografici (sbarramenti, regimazioni idrauliche, estrazioni di inerti dagli alvei);
- modificazione della dinamica litoranea dei sedimenti causata dalla costruzione di opere marittime (portuali e di difesa) e infrastrutture;
- subsidenza naturale o indotta da estrazioni dei fluidi dal sottosuolo;
- aumento dell'intensità e frequenza degli eventi estremi.

Poiché l'erosione costiera ha assunto notevole importanza, anche in termini economici, i governanti si sono trovati di fronte a due opzioni: non fare nulla, lasciando alla natura la possibilità di trovare un nuovo stato di equilibrio, o intervenire con opere idonee a controllare il fenomeno. Nel caso di questa ultima scelta, le tipologie di interventi utilizzate sono essenzialmente di due tipi, le difese *hard* e quelle *soft*.

Le prime possono essere distinte in:

- difese radenti: posizionate in corrispondenza della battigia, sono spesso opere di primo intervento e tamponamento;

- difese trasversali o *pennelli*: perpendicolari alla linea di costa, si estendono verso mare allo scopo di bloccare, parzialmente o totalmente, il flusso di sedimenti che si muove lungo riva. L'effetto è quello di provocare la deposizione della spiaggia che si trova nella zona sovracorrente rispetto al flusso; ma al tempo stesso, sottocorrente si innescano processi erosivi vistosi. Per ridurre gli effetti negativi, queste opere vengono costruite permeabili oppure sommerse, permettendo così il passaggio di una parte del flusso di sedimento;
- difese parallele o *scogliere*: costruite in mare, ad una certa distanza dalla linea di riva e parallele ad essa, sono progettate per ridurre l'energia del moto ondoso, innescando la deposizione del sedimento lungo riva. Come i pennelli, queste difese generano erosione sottoflutto; per questo motivo è d'obbligo che a una scogliera ne segua un'altra. Il risultato è la formazione di una linea di riva costituita da una serie di piccole baie regolari, separate da cuspidi sabbiose (tomboli) che si estendono da terra verso le scogliere e spesso si saldano ad esse. Queste baie sono caratterizzate da scarsissimo idrodinamismo e sono soggette, soprattutto durante la stagione estiva, all'accumulo di rifiuti e tendenza all'inquinamento. Per evitare questi problemi si cerca di incrementare la permeabilità delle scogliere, oppure le si costruisce semisommerse o sommerse.

Quando si parla di difese *soft* si indica invece quasi esclusivamente la metodologia del ripascimento, con la quale l'uomo si sostituisce alla natura, dando alla spiaggia quei sedimenti di cui essa necessita per sopperire a quelli asportati dall'erosione. Il vantaggio principale di questo metodo è legato al fatto che non si corre il rischio di esportare l'erosione, anzi le spiagge limitrofe traggono giovamento dall'intervento effettuato. Uno dei problemi principali è invece legato alla necessità di poter disporre di un sedimento simile per granulometria e composizione mineralogica a quello presente sulla spiaggia su cui si intende intervenire. Inoltre c'è l'esigenza di ripetere ciclicamente l'intervento, poiché la causa dell'erosione non viene eliminata, con i conseguenti oneri economici.

1.4 MACROFAUNA

La zona intertidale delle spiagge sabbiose costituisce un sistema estremamente dinamico, nel quale si verificano frequenti cambiamenti spazio-temporali delle caratteristiche fisiche e morfologiche. Nonostante ciò, essa fornisce un habitat tridimensionale per numerosi organismi (Fig.1.7), i quali hanno evoluto una vasta gamma di adattamenti per lo più correlati all'instabilità del sedimento e alla necessità di rispondere rapidamente ai cambiamenti delle condizioni ambientali (Little, 2000).

Con il termine benthos si indicano tutte quelle specie, animali e vegetali, che vivono a stretto contatto con il fondo marino (Marchetti, 1993).

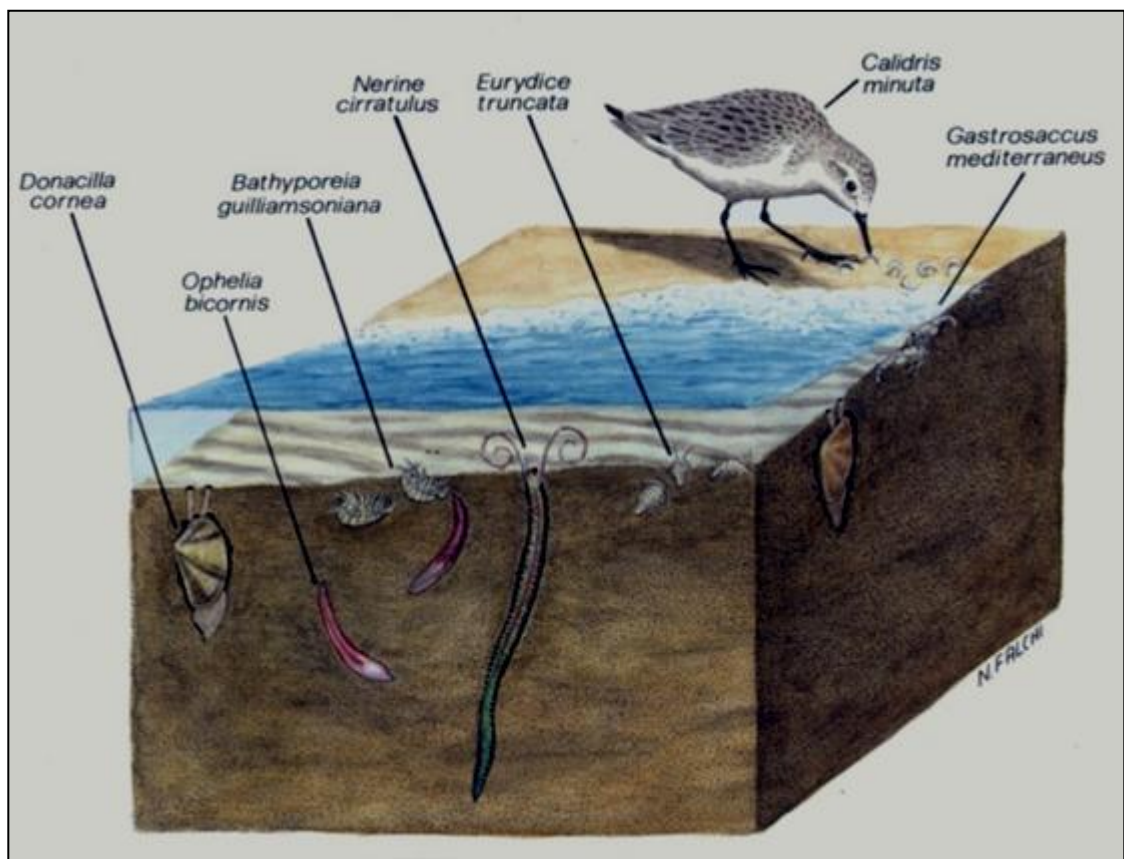


Figura 1.7. Esempio di una biocenosi dell'intertidale sabbioso del Mediterraneo (disegno di Falchi).

Per quanto riguarda la posizione nei confronti del substrato, si usa distinguere l'epibenthos per indicare gli organismi che vivono sulla superficie del substrato, e l'endobenthos per indicare quelli che vivono all'interno del substrato. Generalmente i fondi duri sono caratterizzati da organismi epibentonici, mentre i fondi molli ospitano prevalentemente organismi endobentonici (Giere, 2009).

Dal punto di vista dimensionale e operativa, il benthos è suddiviso in:

- macrobenthos: organismi di dimensioni superiori a 500 μm ;
- meiobenthos: organismi con dimensioni comprese tra 500 e 63 μm ;
- microbenthos: organismi le cui dimensioni sono inferiori a 63 μm .

La meiofauna e la macrofauna non differiscono solamente per le dimensioni, ma anche per il ruolo biologico ed ecologico che svolgono (Peterson *et al.*, 2006).

I macroinvertebrati che vivono nella zona intertidale giocano un ruolo chiave nella catena trofica delle spiagge sabbiose: i filtratori e i *deposit feeders* si cibano di materia organica particolata, come per es. le microalghe epipsammiche e, in misura minore, di meiofauna (McLachlan and Brown, 2006); al tempo stesso essi costituiscono un'importante fonte di cibo per i giovanili di specie ittiche commercialmente importanti (Pleuronectiformes) e di grossi crostacei (Beyst *et al.*, 2001). La fauna interstiziale invece costituisce una propria rete trofica all'interno del sedimento.

La distribuzione spaziale della macrofauna è generalmente caratterizzata da un'elevata *patchiness*, dovuta soprattutto al movimento della massa d'acqua e al conseguente *sorting* del sedimento, all'accumulo localizzato di cibo o all'aggregazione biologica delle specie.

La distribuzione, l'abbondanza degli organismi e la ricchezza in specie (Fig.1.8) è stata correlata a diversi fattori, tra i quali la granulometria del sedimento e la quantità di sostanza organica in esso contenuta, la pendenza della spiaggia (McLachlan *et al.* 1981) e la classazione del sedimento (Bally, 1981).

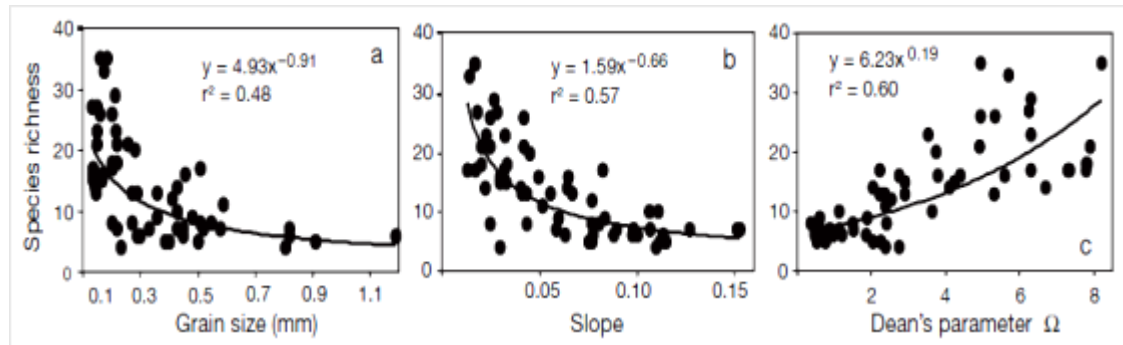


Figura 1.8. Relazione tra la ricchezza in specie e granulometria (a), pendenza (b) e parametro di Dean (c) (Defeo & McLachlan, 2011).

Lo studio del macrobenthos di fondo molle rappresenta un importante strumento per il monitoraggio dell'ambiente marino; le comunità bentoniche di fondo molle sono infatti largamente usate come indicatori delle caratteristiche ambientali e quindi per il rilevamento delle alterazioni dell'ambiente marino derivate dall'attività antropica (Crema *et al.*, 1987; Thomson *et al.*, 2003).

L'importanza delle comunità macrobentoniche di fondo molle ha fatto sì che esse siano state alla base di numerose ricerche sviluppatesi negli ultimi decenni nella fascia costiera sia in ambiente marino che salmastro. Tali comunità sono state ad esempio utilizzate per valutare gli effetti di scarichi urbani, di scarichi industriali e termici, del deposito di materiali di dragaggio e di fanghi di perforazione, ecc., sull'ambiente marino.

Tali studi possono essere effettuati considerando diversi livelli di risoluzione tassonomica. La determinazione a livello di specie riveste comunque una notevole importanza; essa permette di individuare l'eventuale presenza di specie indicatrici di particolari situazioni ambientali (Cognetti *et al.* 1978, Cognetti 1982), fornisce un quadro delle specie presenti, utile per considerazioni biogeografiche (problema delle specie alloctone) e per considerazioni sull'evoluzione delle comunità macrobentoniche presenti in una certa area (Castelli *et al.*, 2003).

La macrofauna delle spiagge sabbiose include gran parte degli invertebrati marini; tuttavia è ormai riconosciuto che i molluschi, sia gasteropodi che bivalvi, i crostacei e i policheti rappresentano i taxa più importanti (Rees, 1939; Watkin, 1942; Southward,

1953; Dexter, 1969, 1972). Un lavoro di Dexter (1983) suggerisce che i crostacei dominano le spiagge più esposte e i policheti quelle più protette, mentre i molluschi raggiungono la maggiore abbondanza nelle situazioni intermedie. Qui di seguito sono riportati alcuni cenni sulla sistematica dei taxa dominanti, in termini di abbondanza, rinvenuti nei campioni del presente studio. Non sono citati i molluschi a causa della scarsa abbondanza con cui sono stati rinvenuti nella zona intertidale dei siti investigati.

1.4.1 Polychaeta

I policheti costituiscono la classe più importante del phylum Anellida; questi ultimi sono definiti tradizionalmente vermi segmentati, per la loro evidente metameria.

Il corpo dei policheti è generalmente allungato e cilindrico, a volte compresso; esso consiste di una parte anteriore, una intermedia e una posteriore detta pigidio. Le dimensioni variano da pochi mm a 20cm e più.

La parte anteriore è divisa in una porzione preorale, detta *prostomio*, e una postorale, detta *peristomio*. Il prostomio è piccolo, spesso porta due paia di occhi e può avere delle appendici sensoriali dorsali (tentacoli) e ventrali (palpi). Il peristomio solitamente è privo di parapodi, i quali possono essere trasformati in cirri tentacolari.

I segmenti della parte mediana sono caratterizzati dalla presenza di parapodi, suddivisi in parapodi dorsali o *notopodi* e parapodi ventrali o *neuropodi*. In ciascuno di questi vi è una setola assiale, detta *aciculum*, sulla quale si inseriscono i muscoli motori e uno o più ciuffi di setole, che possono essere semplici, uncinati o composte. I parapodi possono essere inoltre provvisti di un cirro a funzione tattile; il notopodio porta una branchia lamellare, filiforme o ramificata.

Per quanto riguarda la biologia riproduttiva, quasi tutte le specie hanno sessi separati; la riproduzione sessuata può avvenire attraverso la liberazione di uova e spermatozoi o per copulazione; lo sviluppo può essere diretto o indiretto, in quest'ultimo caso con stadi larvali planctonici (trochophora, metatrochophora, nectochaeta, nectosoma). Sono presenti anche diverse forme di riproduzione asessuata, compresa la gemmazione.



Figura 1.9. Polichete appartenente alla famiglia Nereididae.

L'alimentazione consiste di detrito, alghe e piccoli organismi; la maggior parte dei policheti dotati di elevata motilità sono predatori ed onnivori, mentre quelli meno mobili, che tendono a vivere in tane e gallerie scavate nei sedimenti, sono prevalentemente specie detritivore e sospensivore. Attualmente si contano circa 13000 specie di policheti appartenenti a più di 700 generi quasi tutti marini; in Italia sono state segnalate 876 specie appartenenti a 71 famiglie (Castelli *et al*, 2008).

1.4.2 Isopoda

Gli isopodi sono un ordine di crostacei (phylum Arthropoda) appartenenti alla classe Malacostraca, superordine Peracarida.

Gli Isopodi costituiscono un ordine monofiletico che comprende circa 10.000 specie (Schultz, 1982) suddivise in 10 sottordini. Di questi, 8 sottordini sono rappresentati in Italia e nei mari che la circondano. Questi malacostraci costituiscono un gruppo altamente diversificato dal punto di vista adattativo. Troviamo infatti, accanto a gruppi squisitamente terrestri (Oniscoidea) e dulcacquicoli (Asellidae e forme d'origine marina come Sphaeromatidae, Cirolanidae, Stenasellidae, Microparasellidae, Microcerberidae), sottordini prevalentemente o esclusivamente marini bentonici, sia di superficie

(Asellota, Valvifera, Anthuridea, Flabellifera) che interstiziali (Microcerberoidea, Microparasellidae), forme parassite di pesci (Cymothoidae, Gnathiidea) oppure endoparassite o iperparassite di crostacei (Argano e Campanaro, 2010).

Il corpo degli isopodi (Fig.1.10) è appiattito dorso-ventralmente e ha dimensioni comprese tra 2 e oltre 30 mm; il capo è fuso con un segmento toracico, porta un paio di occhi sessili composti e due paia di antenne.

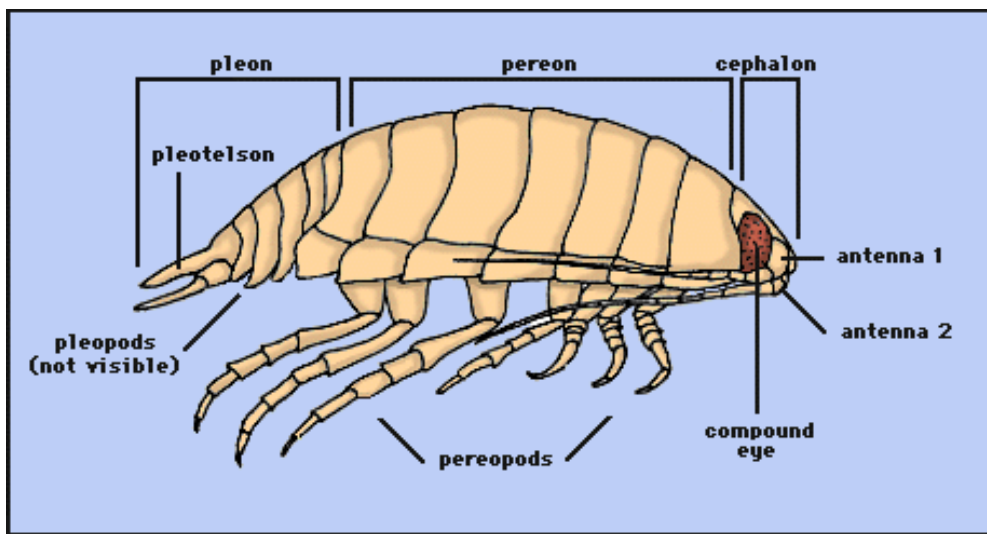


Figura 1.10. Schema della morfologia di un isopode (Disegno di R. Brusca, 1997).

Sul lato inferiore del capo si trovano le parti boccali, ovvero mandibola, mascelle e massillipedi. I successivi 7 segmenti toracici liberi portano 5-7 paia di arti toracici, detti *pereiopodi*; le femmine portano oostegiti sulla parte interna dei pereiopodi. La parte posteriore del corpo, detta *pleon*, mostra segmenti liberi o fusi portanti *pleopodi* fogliacei, biarticolati, utilizzati per il nuoto; il sesto articolo addominale è sempre unito alla piastra caudale, detta *telson*; quest'ultima reca un paio di *uropodi*.

Gli isopodi vivono in tutti i tipi di ambiente, dalla spiaggia ai fondali melmosi; si trovano in gran numero sui fondi ricchi di sedimento e negli ammassi spiaggiati di fanerogame; alcune specie e forme giovanili si trovano nel plancton, altre sono parassiti di pesci e crostacei (Riedl, 1991).

I sessi sono prevalentemente separati, con dimorfismo sessuale poco accentuato; la trasmissione degli spermatozoi avviene tramite copula. Molte specie sono fitofaghe o detritivore, alcune si nutrono di animali morti o sono predatrici; le specie ectoparassite utilizzano come nutrimento i liquidi interni dei loro ospiti.



Figura 1.11. Eurydice sp. (sottordine Flabellifera), isopode caratteristico della zona intertidale delle spiagge sabbiose.

1.4.3 Amphipoda.

Gli anfipodi sono un ordine di crostacei (phylum Arthropoda) malacostraci e, come gli isopodi, appartengono al superordine Peracarida. Le specie di anfipodi note per i mari italiani sono 458: 365 Gammaridei, 1 Ingolfiellideo, 23 Caprellidei, 69 Hyperiidai (Ruffo S., 2010).

Il corpo (Fig.1.12), le cui dimensioni sono in genere comprese tra 1 mm e alcuni cm, è compresso lateralmente e privo di carapace; il torace e l'addome non sono nettamente separati.

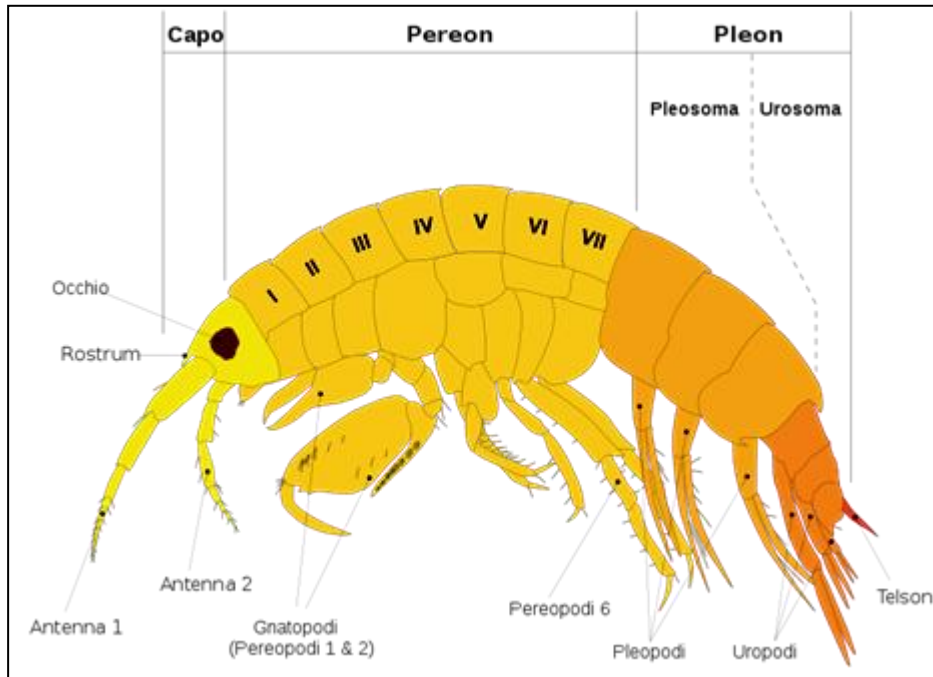


Figura 1.12. Morfologia generale di un anfipode Gammaridae.

Il capo è completamente fuso con il primo segmento toracico e porta un paio di occhi sessili, due paia di antenne ben sviluppate, due paia di mascelle e un paio di massillipedi.

I successivi sette segmenti toracici, che costituiscono il *pereon*, portano spesso appendici laterali, piastre coxali e comunemente un paio di arti ambulatori (pereiopodi). Il primo e il secondo paio di pereiopodi terminano con un'unghia oppure con una chela, sono spesso dimorfici nei due sessi e sono detti *gnatopodi*. Il primo articolo generalmente si estende all'interno delle piastre coxali; sulla parte interna di queste si trovano gli oostegiti e le branchie.

L'addome o *pleon* è suddiviso in un pleosoma, con tre segmenti e altrettante paia di arti natatori, detti *pleopodi*, e urosoma, formato da tre segmenti parzialmente fusi che portano tre paia di arti, detti *uropodi*, e un telson.

Gli anfipodi vivono in tutti gli ambienti marini, si trovano anche all'interno di spugne, ascidie e grandi animali planctonici, nonché in gallerie e tane da essi stessi costruite. Si

possono trovare in notevoli quantità tra le comunità di alghe ricche di sedimento e negli ammassi spiaggiati di fanerogame marine.

Il ciclo vitale di questi crostacei dura generalmente un anno; la crescita avviene tramite numerose mute. I sessi sono generalmente separati, talvolta con dimorfismo sessuale accentuato. Dopo la fecondazione le femmine portano le uova tra gli oostegiti; trascorse alcune settimane nella camera incubatrice, i giovani schiudono e hanno proporzioni quasi definitive, raggiungendo la maturità sessuale dopo poche settimane. Gli anfipodi possono giocare un ruolo importante nell'alimentazione di specie ittiche sfruttate commercialmente (Riedl R., 1991).



Figura 1.13. Anfipode Gammaridae appartenente al genere Gammarus.

2. CARATTERIZZAZIONE DELL'AREA DI STUDIO

2.1 LA COSTA EMILIANO - ROMAGNOLA EL'ALTO ADRIATICO

La configurazione costiera subisce nel tempo variazioni dovute a cause naturali, in particolare in seguito a cambiamenti climatici rilevanti, quali le glaciazioni; tali variazioni sono note con il nome di eustatismo.

Circa 18.000 anni fa, alla fine dell'ultima glaciazione, il livello del mare era circa 120 m più in basso rispetto alla posizione attuale, a causa del sequestro dell'acqua del globo terrestre da parte della grande estensione dei ghiacciai. Il mare Adriatico settentrionale era completamente emerso e costituito da una grande pianura alluvionale, formata dal fiume Po; l'antica linea di costa si estendeva quindi a Sud fino a Pescara (Fig.2.1). La storia geologica dell'area ha determinato le batimetrie attuali dell'Alto Adriatico, rendendolo un mare caratterizzato da profondità molto ridotte.



Figura 2.1. La penisola italiana 18000anni fa; le linee tratteggiate indicano l'attuale conformazione delle coste.

Al termine della glaciazione il ritiro dei ghiacci ha provocato l'innalzamento progressivo del livello del mare; questo ha potuto avanzare facilmente verso l'entroterra trovando davanti a sé una pianura molto bassa, e di conseguenza la linea di costa si è spostata all'altezza di Mestre. Nei pressi di Gabicce invece si è formata una vera e propria falesia, in quanto qui gli Appennini si spingono fino alla costa. Nel momento del massimo avanzamento (circa 5000 anni fa) la costa si trovava ad Alfonsine Adria. Si sono poi verificate ulteriori oscillazioni, anche in periodi storici, che hanno portato il livello di marea a raggiungere la posizione attuale.

La costa romagnola, in passato, era inoltre accompagnata da una fascia di dune, allungate nel senso del litorale e perpendicolari ai venti dominanti. Fino a qualche anno fa, alcune tracce di questa caratteristica fascia costiera si potevano ancora osservare tra Milano Marittima e la foce del fiume Savio (ARPA, 2007). La sostituzione della vegetazione spontanea e dei cordoni dunali con strutture balneari, edifici residenziali e infrastrutture ha provocato l'alterazione dell'equilibrio della costa.

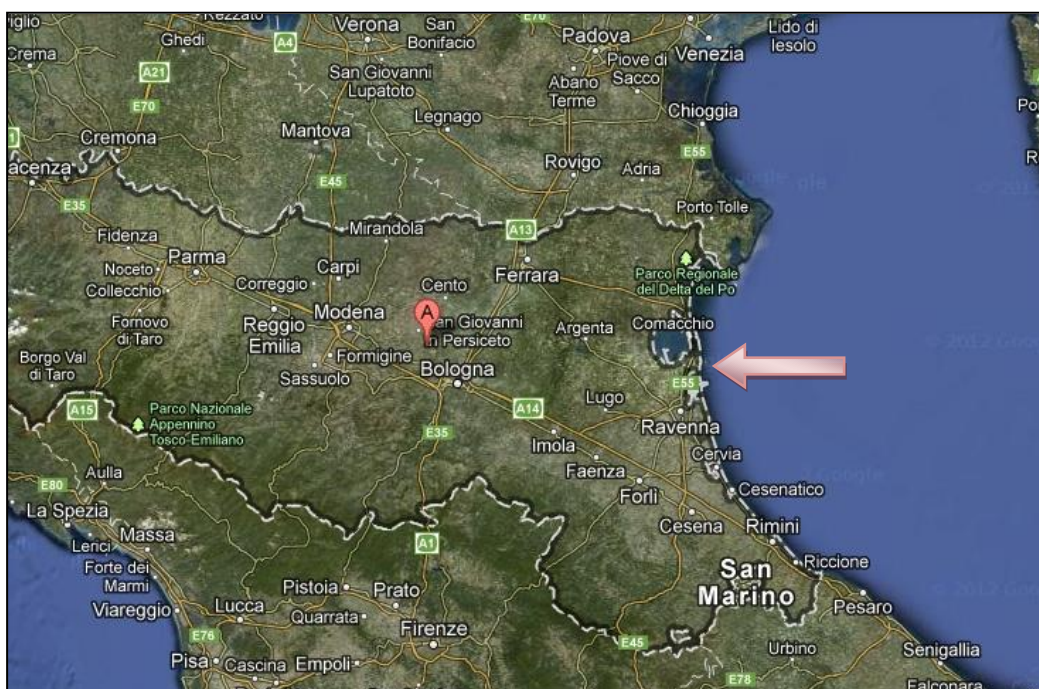


Figura 2.2. Localizzazione dell'area di studio.

Oggi il litorale emiliano - romagnolo si estende per 130 km ed è caratterizzato da una costa bassa e sabbiosa, la cui ampiezza varia da pochi metri ad oltre 200. L'attività principale che viene svolta lungo la fascia costiera è quella turistico - balneare che, come noto, ha una rilevante importanza economica per la regione e per l'intero paese. L'area di studio della presente tesi è compresa nella "macrocella" costiera Porto Corsini-Porto Garibaldi, le cui vicende evolutive sono strettamente connesse con l'evoluzione della cuspide di foce del fiume Reno. La spiaggia a Nord della foce del Reno è in equilibrio nei primi 2 km, mentre a cavallo della foce del Canale Gobbino, si registrano i maggiori tassi di arretramento dell'intera costa regionale con punte di 11 m/anno (ARPA, 2007).

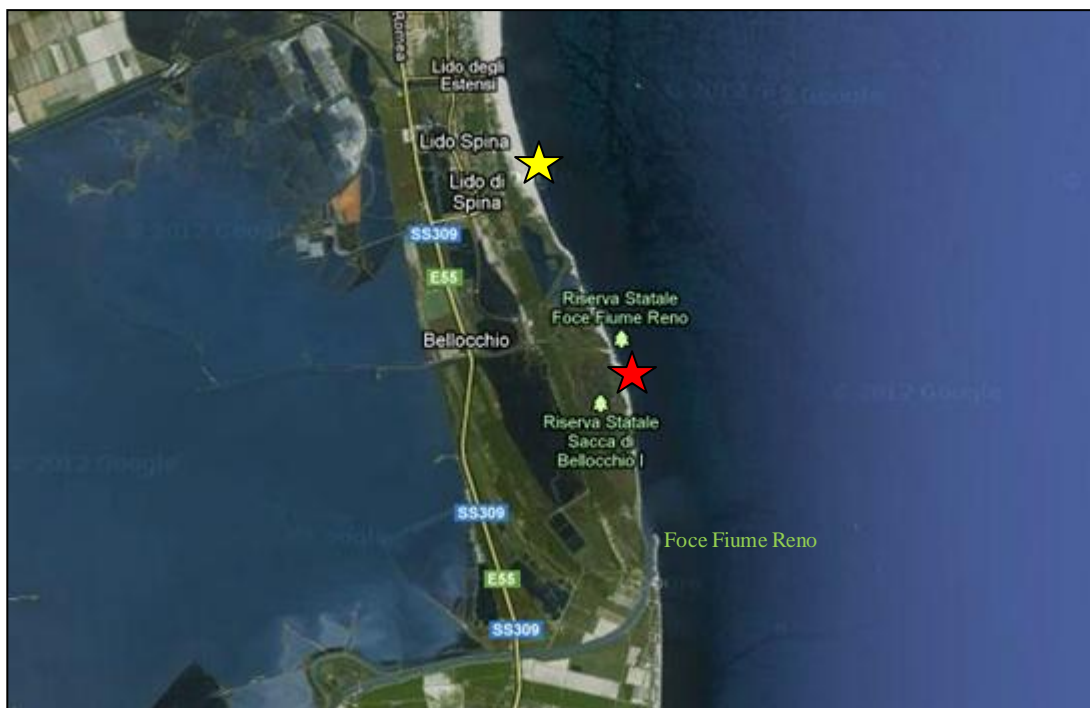


Figura 2.3. Siti di campionamento; in giallo Lido Spina e in rosso Bellocchio.

2.1.1 Lido Spina

È il lido più a sud dei sette lidi di Comacchio e può vantare una spiaggia tra le più lunghe della riviera; deve il suo nome all'antica città portuale etrusca di Spina, che anticamente sorgeva poco più a nord, nel territorio del Delta del Po.

Il sito di Lido Spina è stato scelto come “antropizzato” poiché attualmente rappresenta uno dei principali poli di attrazione turistica della costa emiliana. Nel 1999 in corrispondenza del bagno del Campeggio di Lido Spina sono stati realizzati 5 pennelli in pali di legno accostati, al fine di proteggere dall’erosione questo tratto di costa.

Per consentire la fruibilità turistico - balneare dell’area, Lido Spina subisce periodicamente (ogni primavera) interventi di ripascimento dal 1995, in particolare nel tratto che si estende dai citati pennelli in legno fino a 600 m a nord di essi (ARPA, 2007). In questo modo il sedimento viene trasportato dalle correnti lungo costa, permettendo così l’avanzamento della linea di riva anche in un tratto non direttamente interessato dal ripascimento. A questo si aggiunge il disturbo legato alle attività di *bulldozzing* che vengono svolte per la preparazione della stagione balneare, di cui è portato un esempio in Figura 2.4.



Figura 2.4. Il sito di Lido SPINA.

2.1.2 Bellocchio

All'estremo sud del territorio di Lido di Spina ha inizio la Riserva Naturale delle Vene di Bellocchio, un sito con elevata diversità ambientale che comprende: un sistema di dune sabbiose attive, la fascia marina antistante, una grande sacca salmastra, la foce del fiume Reno, zone umide d'acqua dolce e salmastra, pinete, boscaglie costiere e un bosco planiziale. Le depressioni, entro le quali si trovano le zone umide del sito, sono separate dalle Valli di Comacchio da un antico fascio di cordoni litoranei. Nella prima metà del 1600 l'area era un'unica laguna con un canale che la metteva in comunicazione con il tratto terminale del Po di Primaro (l'attuale Reno). Nei secoli successivi la laguna è rimasta completamente isolata dal mare ed è stato scavato il canale di Bellocchio che la attraversa per mettere in comunicazione le Valli di Comacchio con il mare. Nella prima metà del 1900 si è formata a Nord della foce del Reno un'altra laguna parallela alla precedente, attraversata anch'essa dal prolungamento del canale di Bellocchio. Nella seconda metà del 1900 la parte settentrionale è stata soggetta a un'intensa urbanizzazione (Lido di Spina) che ha comportato la realizzazione di strade e argini e l'alterazione delle zone umide.



Figura 2.5. Il sito di Bellocchio.

Il cordone litoraneo ha molto risentito negli ultimi decenni del marcato processo di erosione costiera che interessa la foce del Reno e, nonostante le varie opere di difesa realizzate, le mareggiate entrano sempre più frequentemente nell'entroterra.

La spiaggia di Bellocchio registra un arretramento annuo di 10 m (ARPA, 2007); il processo di erosione è stato così intenso che il mare è giunto ad inglobare alcuni stagni salmastri più prossimi al mare del complesso lagunare di Bellocchio. La spiaggia, di conseguenza, presenta tratti in cui affiorano i depositi sedimentari di natura argillosa dei precedenti stagni, nei quali si possono ancora osservare residui della caratteristica vegetazione lagunare, riconoscibili in Figura 2.5.

Per queste caratteristiche il sito di Bellocchio rappresenta un'opportunità rara, quasi unica, per lo studio degli effetti del fenomeno del *retreat*, soprattutto in un ottica gestionale europea che prende in considerazione anche la possibilità di lasciare spazio all'acqua, permettendo al sistema spiaggia di trovare un nuovo equilibrio naturale.

3. MATERIALI E METODI

3.1 DISEGNO DI CAMPIONAMENTO

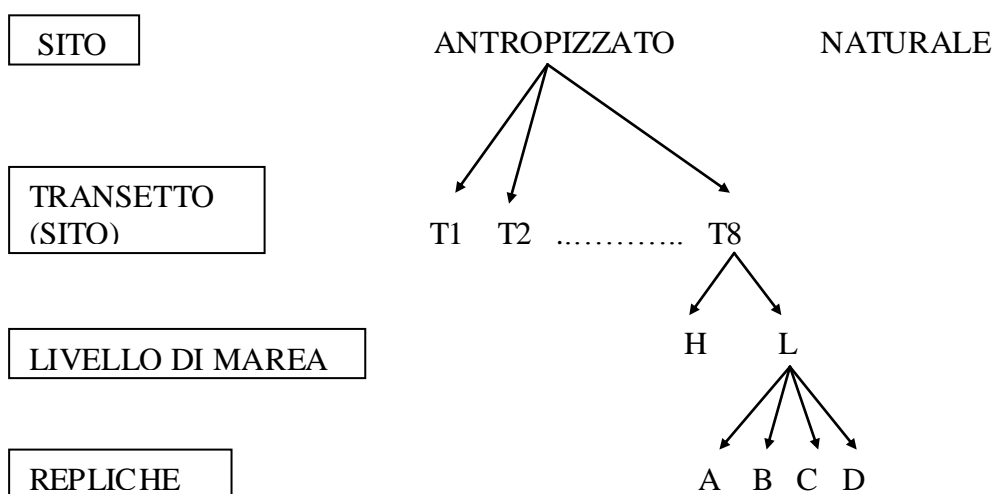
Per valutare l'impatto del grado di antropizzazione e delle diverse modalità gestionali del sistema intertidale, sono stati scelti due siti con caratteristiche differenti, uno fortemente antropizzato (SPINA) e l'altro in condizioni naturali (BELLOCCHIO). In ciascun sito sono stati scelti con procedura casuale otto transetti perpendicolari alla linea di costa e per ciascun transetto sono stati campionati due livelli di marea fissi: il livello di alta (H) e quello di bassa (L) marea. In ciascun livello di marea sono state infine prelevate quattro campioni e/o misurazioni replica A, B, C e D per ogni variabile considerata.

Il disegno sperimentale consiste quindi di un modello a tre fattori:

- fattore SITO (SI), fisso con 2 livelli (SPI e BEL)
- fattore TRANSETTO (TR(SI)), random con 8 livelli (T1...T8), *nested* in SITO
- fattore MAREA (MA), fisso con 2 livelli (H e L), ortogonale a SITO

Nel complesso sono stati raccolti 128 campioni per ogni variabile.

DISEGNO DI CAMPIONAMENTO



3.1.1 Metodi di campionamento

All'interno di ogni sito precedentemente descritto i transetti sono stati scelti utilizzando le tavole dei numeri casuali (campionamento casuale semplice), e contrassegnati con picchetti di ferro. Per ciascun transetto e per ogni livello di marea sono stati annotati:

- orario di prelievo dei campioni;
- posizione, registrata con un GPS da campo;
- altezza della marea (mediante il programma WXTide);
- presenza/assenza del “RPD layer” (*redox potential discontinuity layer*) nel sedimento e, qualora fosse presente, la profondità (cm) a cui si riscontrava;
- lunghezza del transetto mediante una cordella metrica, per stimare l'ampiezza della zona intertidale.

Per ogni replica sono stati inoltre registrati i valori dei principali parametri chimico-fisici (temperatura, conducibilità e pH), mediante una sonda multiparametrica da campo (*EUTECH PCD 650*).

Ciascun campione di macrobenthos è stato ottenuto prelevando 4 “carote” in PVC di 10 cm di diametro (area totale $78,5 \text{ cm}^2 \times 4 = 314 \text{ cm}^2$), introdotte all'interno del sedimento fino a 10 cm di profondità. Al momento del prelievo, ogni campione è stato collocato in una busta di nylon, precedentemente contrassegnata con la sigla del campione stesso.

I campioni destinati alle analisi di granulometria, materia organica totale e meiofauna sono stati prelevati con carote di 3 cm di diametro e 10 cm di profondità e collocati direttamente in barattoli etichettati.

In seguito, i campioni di macrofauna sono stati setacciati, mediante filtro di 500 μm , direttamente *in situ* e il campione così ottenuto è stato conservato con una soluzione isotonica di aldeide formica al 4% (soluzione al 10% di formalina commerciale) in un barattolo di plastica segnato con il codice della replica. I campioni di meiofauna, posti in barattolini, sono stati fissati direttamente in campo mediante formalina al 4%. I campioni di granulometria e materia organica totale (TOM) sono stati trasportati in

laboratorio all'interno di frigoriferi portatili ed in seguito stoccati rispettivamente a 4°C e - 20°C.

3.1.2 Trattamento dei campioni

In laboratorio i campioni di macrofauna sono stati setacciati utilizzando 2 setacci impilati l'uno sull'altro in ordine decrescente delle loro maglie (1000 e 500 µm) per analizzare la struttura di taglia della macrofauna. Il materiale trattenuto in ciascun setaccio è stato collocato in due beker distinti e successivamente è stata effettuata la colorazione con rosa bengala. Ogni frazione è stata analizzata mediante *sorting* allo stereomicroscopio, e gli organismi macrobentonici sono stati estratti, riconosciuti al livello tassonomico più basso possibile e contati.

Infine è stato determinato il peso secco di tre frazioni dimensionali (5000, 2000 e 1000 µm) di capulerio (*dead shell debris*) residuo, mediante essiccamento in stufa a 80°C per 24 ore.



Figura 3.1. Capulerio setacciato in laboratorio, prima dell'essiccamento in stufa.

Le analisi di laboratorio riguardanti i campioni di meiofauna sono state oggetto di un'altra tesi (Capecci, 2012).

3.2 ANALISI DEI SEDIMENTI

Le analisi di granulometria sono state svolte utilizzando due protocolli differenti per i due siti. I campioni di lido Spina sono stati seccati in stufa a 80°C per 24 ore (*DRY WEIGHT*) e successivamente setacciati a secco utilizzando sei setacci impilati con dimensione delle maglie progressivamente decrescente (2000, 1000, 500, 250, 125, 63 μm), seguendo la classificazione standard dei sedimenti sabbiosi (Tab.3.1); le diverse aliquote così ottenute sono state pesate con una bilancia analitica (*Kern 770*).

Tabella 3.1. Classificazione di Wentworth del sedimento sabbioso

<i>Dimensioni (μm)</i>	<i>Descrizione</i>
2000 - 1000	Sabbia molto grossolana
1000 - 500	Sabbia grossolana
500 - 250	Sabbia media
250 - 125	Sabbia fine
125 - 63	Sabbia molto fine
< 63	Silt

I campioni di Bellocchio sono stati invece seccati in forno per 48 ore e pesati; dopo essere stati disaggregati, i campioni sono stati setacciati in umido utilizzando solamente due setacci, da 125 e 63 μm . In questo modo sono state pesate direttamente le frazioni di sabbia >125 e >63 μm e per differenza è stato ricavato il peso della frazione più fine (peliti).

I dati ottenuti sono stati normalizzati a 100 e ne è stata ottenuta la distribuzione di frequenza; inoltre per ogni campione sono stati calcolati i principali parametri granulometrici, qui di seguito elencati:

- mediana, indica il valore di taglia del sedimento corrispondente al 50% della curva cumulativa dei dati, di conseguenza è individuata dal 50esimo percentile;

- classazione, rappresenta la dispersione del sedimento rispetto alla dimensione media; misura l'omogeneità di assortimento dimensionale delle particelle che costituiscono il sedimento ed è calcolata come:

$$\sigma = \frac{\varphi_{84} - \varphi_{16}}{2}$$

dove φ_{84} e φ_{16} si riferiscono rispettivamente all'84esimo e al 16esimo percentile.

Tabella 3.2. Classificazione di Wentworth della classazione del sedimento.

<i>Range</i>	<i>Descrizione</i>
< 0.35	Molto ben classati
0.35 - 0.50	Ben classati
0.50 - 0.71	Moderatamente ben classati
0.71 - 1.00	Moderatamente classati
1.00 - 2.00	Poco classati
2.00 - 4.00	Molto poco classati
> 4.00	Estremamente poco classati

Per l'analisi del contenuto in materia organica si è proceduto, dopo lo scongelamento dei campioni, al loro trasferimento in crogiuoli precedentemente tarati, e quindi posti in stufa a seccare a 80 °C per 24 h. Quindi sono stati pesati, ottenendo così il peso del sedimento secco totale (DW, Dry Weight). Successivamente il sedimento è stato incenerito in muffola a 450 °C per 8 h e quindi pesato, ottenendo il peso delle ceneri (AW, Ash Weight). Il contenuto di materia organica (TOM) è stato misurato come percentuale del peso secco perso per incenerimento, secondo la formula:

$$TOM\% = \frac{(DW - AW)}{DW} \times 100$$

3.3 INDICI MORFODINAMICI

Per definire le caratteristiche morfodinamiche delle spiagge dei due siti di studio sono stati calcolati i seguenti indici:

- BDI, *Beach Dynamic Index*, indica quanto il profilo di una spiaggia è modificato dall'idrodinamismo, in funzione della granulometria (Soares, 2003):

$$\frac{1}{S} \cdot \frac{a}{M_z}$$

$S = slope$, ovvero pendenza, ottenuta come rapporto tra altezza della colonna d'acqua al livello di alta marea e lunghezza dell'intertidale;

$a =$ costante di Stokes (1.03125);

$M_z =$ mediana granulometrica in mm.

3.4 ANALISI STATISTICA

I dati delle comunità macrobentoniche e dei descrittori abiotici sono stati analizzati attraverso due tipologie di analisi statistica, ovvero analisi uni- e multivariate. In particolare, le analisi dei dati biotici sono state effettuate scegliendo dall'intero dataset, in modo casuale, sei transetti.

3.4.1 Analisi univariate

I metodi univariati analizzano i risultati di una variabile alla volta. Le abbondanze totali degli organismi macrobentonici, quelle dei singoli taxa e le statistiche dei dati abiotici sono state analizzate tramite l'analisi della varianza (ANOVA), basandosi sul disegno sperimentale di campionamento precedentemente descritto. Prima di effettuare l'ANOVA è stata testata l'omogeneità della varianza mediante il test C di Cochran e sono state applicate, dove necessario, le opportune trasformazioni dei dati. Qualora, anche dopo la trasformazione dei dati, il test di Cochran fosse rimasto significativo, l'ANOVA è stata condotta sui dati non trasformati, interpretando criticamente i risultati. I confronti a posteriori sono stati effettuati mediante il test di Student-Newman-Keuls (SNK-TEST) (Underwood, 1997).

3.4.2 Analisi multivariate

Per l'analisi della struttura delle comunità sono state utilizzate tecniche statistiche multivariate che prendono in considerazione più variabili contemporaneamente. L'analisi consiste nell'esprimere le relazioni che intercorrono fra tutte le coppie di campioni in termini di abbondanza dei vari taxa, mediante il calcolo di indici di similarità. La similarità (o il suo complemento: la dissimilarità) tra campioni è stata calcolata mediante il coefficiente di similarità di Bray-Curtis (Faith *et al.*, 1987):

$$d_{jk} = \frac{\sum_i |y_{ij} - y_{ik}|}{\sum_i y_{ij} + \sum_i y_{ik}}$$

dove y_{ij} è il numero di individui della specie i -esima nel campione j -esimo e y_{ik} il numero di individui della specie i -esima nel campione k -esimo.

È stato scelto questo indice perché fornisce i risultati più affidabili nello studio delle comunità bentoniche, è infatti di facile calcolo ed essendo un rapporto è intrinsecamente standardizzato. Per contro risente della differenza di taglia dei campioni e tende ad esaltare l'influenza delle specie dominanti.

Dalla matrice di dati iniziale, eventualmente trasformati, si passa quindi ad una matrice triangolare di similarità. Per rappresentare graficamente i risultati di similarità è stata applicata la tecnica di ordinamento dell'MDS (*multi dimensional scaling*) non metrico, che consiste nell'adattare su un piano bidimensionale la disposizione dei campioni che meglio rispecchia il vero grado di reciproca similarità. Questo tipo di rappresentazione si ottiene tramite l'applicazione di un algoritmo complesso (Shepard-Kruskal) che utilizza una procedura interattiva di ottimizzazione per individuare la minore distorsione nella rappresentazione della struttura multidimensionale dei punti campione su un più semplice piano bidimensionale.

Per configurare con maggiore successo le relazioni tra i campioni col metodo dell'MDS, la matrice triangolare di similarità calcolata viene trasformata in matrice di similarità per ranghi (Clarke 1993), nella quale viene assegnato un valore progressivo a ciascun valore dell'indice ottenuto, per cui il valore uno viene dato al valore di similarità più alto, due al successivo e così via.

La stima della distorsione introdotta a causa della forzatura geometrica che proietta in due dimensioni le $n-1$ dimensioni richieste teoricamente per n campioni è indicato dal valore di stress (Tab.3.3). Questo si può immaginare come lo scarto medio fra le distanze (similarità) reali di tutti i reciproci confronti tra coppie possibili di due punti-campione nella matrice triangolare è quella risultante sul piano.

Il valore di stress è importante per valutare la qualità della rappresentazione dell'MDS: se lo stress presenta un valore accettabile si può considerare valido (cioè corrispondente al meglio ai valori di similarità reciproca dell'originaria matrice triangolare) un ordinamento dei punti sulle due dimensioni assegnate, nel quale punti campione che presentano maggiore affinità per composizione ed abbondanza di specie risultano più vicini tra loro e viceversa.

Tabella 3.3. Limiti di interpretabilità dei valori degli stress degli MDS (Clarke, 1993)

STRESS	INTERPRETABILITÀ
0,00 - 0,05	Rappresentazione eccellente
0,05 - 0,10	Buon ordinamento, senza false deduzioni
0,10 - 0,20	Possibile compiere errori di interpretazione, soprattutto nei dettagli
> 0,20	Non utilizzabile, possibili errori d'interpretazione

Le differenze di strutture di comunità fra i fattori tenuti sotto controllo sono state testate attraverso il test non parametrico con permutazioni PERMANOVA (Anderson, 2001). Solo nel caso in cui il test fornisca valori di probabilità minori dello 0.05 le differenze riscontrate possono essere considerate significative. Poiché l'informazione che identifica i taxa responsabili del raggruppamento di campioni rilevato mediante MDS e testato mediante PERMANOVA, viene completamente persa, è stata applicata la procedura SIMPER (Similarity percentage) al fine di individuare quali sono i taxa che maggiormente contribuiscono alla dissimilarità tra i raggruppamenti di comunità risultate significativamente differenti in base alle precedenti due analisi (Clarke, 1993). Ancora una volta viene utilizzato l'indice di similarità di Bray-Curtis che racchiude tutta l'informazione sulla struttura multivariata della matrice di abbondanza. Inoltre è possibile identificare più precisamente i taxa responsabili delle differenze evidenziate, disaggregando l'indice di Bray-Curtis, calcolando innanzitutto la dissimilarità media (δ) tra tutte le coppie di campioni inter-gruppo (cioè ciascun campione del gruppo 1 con ciascun campione del gruppo 2) per poi scindere questa media in contributi separati di ciascun taxon alla dissimilarità media. Per ogni specie quindi, mediando tra tutte le coppie di campioni (gli indici j e k della formula) si calcola il contributo medio e la deviazione standard dalla dissimilarità tra gruppi a confronto. Le specie discriminanti tra due gruppi saranno quelle che forniranno un elevato contributo medio ma che avranno anche una bassa deviazione standard. Solitamente il maggior contributo alla dissimilarità media verrà da specie abbondanti in un gruppo di campioni e rare (o assenti) in altri. Nello stesso modo è possibile esaminare il contributo che ciascuna specie dà alla similarità media all'interno di un gruppo.

Per analizzare l'insieme delle variabili abiotiche è stata utilizzata la tecnica multivariata della PCA (*Principal Component Analysis*), che utilizza l'indice di distanza euclidea:

$$d_{jk} = \sqrt{\sum_{i=1}^p (y_{ij} - y_{ik})^2}$$

dove j e k sono gli indici contatori dei campioni e $i=1, p$ sono le variabili utilizzate nell'analisi (Clarke & Warwick, 1994).

La tecnica consiste nell'ordinare i punti campione lungo degli assi (uno per ogni variabile); la bontà di rappresentazione dei punti-campione è valutata mediante la varianza spiegata dei primi due assi. Un piano di *best-fit* che giustifica almeno il 65-70% della variazione originale dei dati è considerato una rappresentazione più che soddisfacente della struttura dei dati.

Per quantificare l'accoppiamento e quindi la relazione tra il plot biotico e quello abiotico è stata applicata l'analisi BIO-ENV. A partire dalle matrici di dissimilarità relative ai due ordinamenti, questa procedura effettua una comparazione mediante un coefficiente di correlazione per ranghi, poiché le matrici di partenza non sono scalate nello stesso modo. La matrice di dissimilarità dei dati abiotici viene calcolata per tutte le possibili combinazioni delle variabili ambientali per diversi "gradi di complessità" (prendendo prima 1, poi 2, 3...variabili alla volta, in tutte le combinazioni). Per ciascuna matrice dei dati abiotici viene calcolato il rango di correlazione con la matrice dei dati biotici e per ciascun "livello di complessità" della matrice abiotica, viene tabulato il coefficiente più alto. Infine, i dati biotici vengono rappresentati attraverso un nmMDS, e questo plot viene paragonato agli ordinamenti relativi alle combinazioni più importanti delle variabili abiotiche (ad es. le configurazioni relative al coefficiente di rango maggiore per ciascun "livello di complessità").

Il coefficiente di correlazione utilizzato è il coefficiente di Spearman (Kendall, 1970):

$$\rho_s = 1 - \frac{6}{N(N^2 - 1)} \sum_{i=1}^N (r_i - s_i)^2$$

dove $N = n(n-1)/2$, n = numero di campioni, r_i e s_i rappresentano gli elementi delle matrici dei ranghi di similarità.

Tutte le analisi multivariate sono state effettuate mediante il programma PRIMER 6 + PERMANOVA (Clarke & Gorley, 2006; Anderson *et al.*, 2008).

3.5 ECOSYSTEM MODELING

L'ecosistema può essere definito dal punto di vista fisico come un sistema complesso, in quanto caratterizzato da un elevato numero di variabili, tra le quali esiste un elevato livello di connettività. Nei sistemi complessi le singole parti che li compongono sono semplici, ma interagendo tra di loro danno luogo ai cosiddetti fenomeni emergenti. Questi ultimi sono indipendenti da tutte le variabili, o componenti, considerate singolarmente; per questo motivo tali fenomeni non possono essere formalizzati in modo lineare.

I dati ecologici, inoltre, sono caratterizzati da un'elevata variabilità naturale spazio-temporale, che determina l'insorgenza dell'incertezza. Questo termine viene usato spesso per indicare diversi concetti (varianza, errore, ecc.), ma nel caso degli ecosistemi l'incertezza totale è data da:

- incertezza di stato: legata alla misura, al campionamento, all'osservazione;
- incertezza funzionale: legata alle interazioni non lineari che si verificano tra tutte le variabili.

L'assenza di linearità e la presenza di una elevata incertezza rappresentano quindi il problema principale per l'elaborazione di modelli ecosistemici utilizzabili per qualsiasi tipo di habitat. Tali modelli, dopo essere stati validati, potrebbero essere utilizzati in chiave previsionale, in particolare per valutare la vulnerabilità degli ecosistemi in relazione agli effetti del *global climate change*.

3.5.1 Fuzzy logic

La logica *fuzzy* (logica sfumata) mette in discussione e modifica il concetto di logica binaria, secondo il quale i predicati possono assumere solamente due stati "vero" e "falso". Questa logica è alle basi del funzionamento dei calcolatori ma essa risulta sempre imprecisa e non aderente alla realtà che vanta molteplici sfaccettature non considerate o, meglio, approssimate. Bart Kosko, logico statunitense e allievo di Zadeh, modellizzatore della logica *fuzzy*, chiamò tutto questo "il problema della non-

corrispondenza: il problema è in chiaroscuro, ma la scienza non contempla che il bianco o il nero assoluti”. Nella logica tradizionale o booleana, infatti, un elemento x appartiene o non appartiene ad un determinato insieme A ; x di conseguenza può assumere solo due valori, 1 o 0.

Nella logica *fuzzy* invece un elemento x appartiene ad un insieme fuzzy (*fuzzy set*) secondo un grado di veridicità che può assumere infiniti valori tra 0 e 1, indicato dal “coefficiente di appartenenza” (*membership*) μ (Fig. 3.1). In termini matematici:

logica booleana	VS	logica fuzzy	
$x \in A \Rightarrow x = 1$		$x \in A \Rightarrow x = \mu_1$	$\mu_1, \mu_2 \in [0,1]$
$x \notin A \Rightarrow x = 0$		$x \notin A \Rightarrow x = \mu_2$	$\mu_1 + \mu_2 = 1$

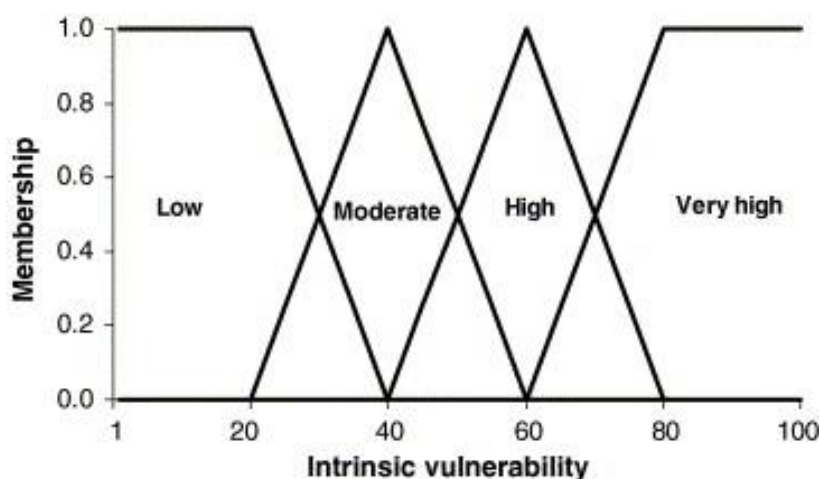


Figura 3.1. Esempio di partizione fuzzy: il dominio della variabile è suddiviso in fuzzy set; in ordinata è rappresentato il grado di appartenenza (μ), in ascissa la variabile considerata.

I sistemi fuzzy sono quindi sistemi di regole *if-then* che contengono termini linguistici per esprimere l'appartenenza di una variabile ad un certo fuzzy set.

Nei sistemi *fuzzy* più regole possono essere contemporaneamente attive, inoltre gli input e output sono variabili numeriche e non simboli o termini.

Nei sistemi *fuzzy* inoltre è possibile, tramite relazioni di input-output, approssimare qualsiasi funzione, anche non lineare. Per questo motivo la logica *fuzzy* è molto utilizzata per studiare l'incertezza di stato.

3.5.2 Classificatore naive bayes

I classificatori bayesiani rappresentano un approccio probabilistico per risolvere problemi di classificazione. In molte applicazioni, infatti, la relazione tra i valori degli attributi e quello della classe è probabilistico e non deterministico. I classificatori bayesiani sono basati sul Teorema di Bayes:

$$P(x|y) = \frac{P(y|x)P(x)}{P(y)}$$

$P(x), P(y)$: probabilità marginale con cui si può verificare l'evento x o y ;

$P(x/y)$: probabilità condizionata di x rispetto y , ovvero la probabilità che si verifichi l'evento x sapendo che si è verificato l'evento y ;

$P(y/x)$: probabilità condizionata di y rispetto x , ovvero la probabilità che si verifichi l'evento y sapendo che si è verificato l'evento x .

In definitiva il Teorema di Bayes permette di calcolare a posteriori i valori di un evento o variabile x parzialmente nota, conoscendo totalmente l'altro evento o variabile considerato/a y . I classificatori bayesiani danno quindi come output una probabilità condizionata.

Il classificatore Naive Bayes (classificatore ingenuo) è uno dei più semplici e versatili, essendo basato sull'unica assunzione semplificativa che tutti gli attributi che descrivono un'istanza siano fra loro condizionatamente indipendenti.

3.5.3 Compilatore fuzzy naive bayes

Il compilatore *fuzzy* naive bayes necessita in primo luogo di una fase di apprendimento o *learning* durante la quale vengono inserite le istanze di dati fuzzyficate, dette nel loro

insieme *training dataset*; queste ultime sono complete, ovvero contengono sia gli input che gli output. La probabilità marginale di un qualsiasi evento fuzzy è data da:

$$P(x_i) = \frac{\sum_{e \in L} \mu_{x_i}^e}{|dom(x_i)|}$$

A questa viene applicata la correzione di Laplace, a causa del problema degli zeri; in questo modo il modello legge gli zeri come valori infinitesimi intorno a zero, che descrivono comunque tutta la variabilità.

$$P(x_i) = \frac{\left(\sum_{e \in L} \mu_{x_i}^e \right) + 1}{|dom(x_i)| + |L|}$$

La probabilità marginale viene calcolata per tutti *fuzzy set* delle variabili input (x_i) e per tutti i *fuzzy set* delle variabili “target” o “output” (y_i). Successivamente viene calcolata la probabilità condizionata di ciascun *fuzzy set* dato il valore dell’output:

$$P(x_i | y) = \frac{\left(\sum_{e \in L} \mu_{x_i}^e \mu_y^e \right) + 1}{\left(\sum_{e \in L} \mu_y^e \right) + |dom(x_i)|}$$

Nella fase di *learning* i valori di probabilità congiunta e condizionata sono calcolati secondo la definizione di spazio di probabilità di Lebesgue e sono riferiti all’evento *fuzzy*, cioè alla possibilità che una data variabile assume valori inclusi in un particolare *fuzzy set* (Zadeh, 1968).

A questo punto si effettua l’inferenza naive bayes: data una nuova istanza osservata, prevista o simulata, il compilatore calcola per ogni *fuzzy set* della partizione della

variabile obiettivo (y) la sua probabilità condizionata rispetto alla nuova istanza osservata (e):

$$P(y | e) = P(y_k) \prod_{i=1}^n \left(\sum_{x_i \in X_1} \frac{P(x_i | y_k)}{P(x_i)} \mu_{x_i}^e \right) = \mu(y)$$

Il risultato che si ottiene è una serie di probabilità condizionate associate ai *fuzzy set* obiettivo. Per la definizione del risultato il modello sceglie il valore di y secondo il criterio del *MAP*, *Maximum A posteriori Probability*, attraverso il metodo del centroide. L'utilizzo congiunto di logica *fuzzy* e classificatore naive bayes rende l'output di classificazione simile per accuratezza all'output di un metodo deterministico.

Il dominio della variabile obiettivo non è più rappresentato da classi discrete, ma da classi sfumate; di conseguenza il dominio risulta continuo rispetto ai possibili valori della variabile descritta. La classificazione finale definisce quindi un range d'incertezza all'interno del dominio continuo della variabile obiettivo. All'interno di questo range, attraverso la regola del centroide, viene definita una simulazione puntiforme analoga per precisione ad una previsione deterministica. L'ampiezza del range d'incertezza su cui ricade la classificazione è funzione della partizione *fuzzy* iniziale e della somiglianza (*likelihood*) statistica fra i dati di training e le nuove istanze.

L'ultimo passo consiste nella defuzzyficazione dell'output, ovvero nella trasposizione dei valori fuzzy di output in valori *crisp*, coerenti con la natura della variabile obiettivo.

3.5.4 Simulazioni

Grazie al modello fuzzy naive bayes (Bozzeda *et al.*, 2012 submitted), è stato possibile inserire all'interno di questo studio delle simulazioni al fine di valutare la risposta del comparto biotico intertidale agli effetti del *global climate change*.

La variabile biotica utilizzata come output è il numero di taxa e l'abbondanza di organismi macrobentonici; le condizioni fisiche a contorno sono: TOM (%), capulerio totale (g), mediana granulometrica e classazione (ϕ), temperatura (°C), pH, conducibilità (mS), lunghezza (m) e pendenza della fascia intertidale, indice morfodinamico BDI, altezza dell'onda e livello medio del mare (m).

Le simulazioni sono state effettuate sui dati di entrambi i siti e si è reso necessario aggiungere per BELLOCCHIO altre due variabili di contorno, ovvero la presenza di *mussel bed* e il peso (g) di materiale vegetale presente nei campioni analizzati, in quanto aggiungono variabilità strutturale al sistema e quindi potrebbero aiutare l'elevata variabilità spaziale registrata in questo sito. Proprio a causa di tale variabilità per questo sito è stato applicato anche un secondo modello nel quale i campioni sono stati classificati in due categorie, prendendo come discriminante il valore di mediana pari a 4.5φ .

Per prima cosa sono stati definiti i range di variabilità intrinseca di tutte le variabili citate, comprese quelle biotiche; successivamente i dati sono stati standardizzati ed è stata applicata la partizione *fuzzy* a ciascuna variabile, utilizzando sempre lo stesso numero di *fuzzy set* (8), della medesima ampiezza (15: valore adimensionale).

Le matrici di dati fuzzyficati sono state utilizzate per la fase di *learning*, mentre l'inferenza naive bayes è stata effettuata su nuove matrici fuzzyficate, ottenute aggiungendo i dati fisici stimati attraverso l'elaborazione di diversi scenari basati sulla combinazione di variazioni previste del livello medio del mare a causa dei fenomeni di *storm surge* e *flooding*. Sono stati considerati otto tempi di ritorno differenti, che indicano la frequenza del fenomeno, quindi più alto è il tempo di ritorno, minore è la probabilità che esso si verifichi.

4. RISULTATI

4.1 COMPONENTE BIOTICA

L'analisi dei campioni di macrofauna ha portato ad isolare un totale di 22500 organismi, appartenenti a 54 taxa (Tab.4.10).

Gli istogrammi del numero medio di taxa calcolato su tutti i transetti e repliche per transetto (n=24) (Fig.4.1), evidenziano come il numero medio di taxa non superi mai il valore di 8; inoltre si evince una differenza tra i due siti, con valori minori a SPINA, e tra i livelli di marea all'interno di ciascun sito, il numero di taxa è maggiore a livello di bassa marea.

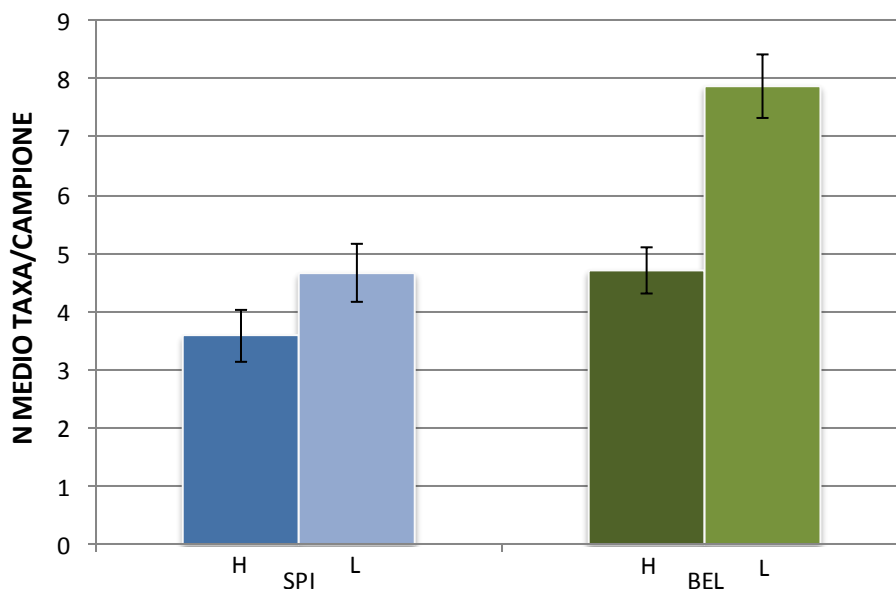


Figura 4.1. Numero medio (\pm e.s.) di taxa per campione (n=24) a SPINA (SPI) e BELLOCCHIO (BEL) per ogni livello di marea (H: alta marea, L: bassa marea).

Una prima analisi dei dati è stata effettuata mediante l'analisi della varianza (ANOVA), condotta sui dati del numero di taxa e dell'abbondanza totale della macrofauna (Tab.4.1).

Per quanto riguarda il numero di taxa il Test di Cochran non è risultato significativo, di conseguenza non è stato necessario trasformare dei dati. L'ANOVA non evidenzia significatività per le interazioni. Risultano però differenze significative fra siti e fra maree, a conferma di quanto evidenziato nell'analisi degli istogrammi (Fig. 4.1).

Tabella 4.1. Risultati dell'ANOVA per numero di taxa e densità di organismi macrobentonici.

Source	DF	Numero taxa			Densità		
		MS	F	P	MS	F	P
SI	1	112,6667	8,17	0,017	132,5124	43,15	0,0001
TR(SI)	10	13,7917	3,39	0,0011	3,0707	3,83	0,0003
MA	1	108,375	15,86	0,0026	63,8577	75,49	0,0001
SIXMA	1	26,0417	3,81	0,0795	58,1425	68,74	0,0001
MAXTR(SI)	10	6,8333	1,68	0,1016	0,8459	1,06	0,4073
RES	72	4,0625			0,8011		
Transform:		none			ln (x+1)		

Dall'analisi degli istogrammi relativi delle abbondanze medie totali degli organismi (Fig.4.2) risulta una elevata differenza di densità tra i due siti, con le densità decisamente maggiori a BELLOCCHIO che raggiungono valori intorno al migliaio di individui per campione; per questo motivo si è reso necessario rappresentare i risultati in scala logaritmica. Inoltre, sempre a BELLOCCHIO è molto evidente anche la differenza tra i due livelli di marea con densità molto alte a livello di bassa marea. La spiaggia di SPINA presenta invece valori di abbondanza totale relativamente bassi e simili tra i due livelli di marea.

I dati relativi alla densità degli individui sono stati trasformati applicando $\ln(x+1)$, per ovviare all'eterogeneità della varianze. L'ANOVA (Tab.4.1) mostra in questo caso una elevata significatività ($p < 0.001$) per l'interazione sitoXmarea. L'SNK-TEST effettuato successivamente ha evidenziato come le densità sono sempre maggiori a BELLOCCHIO nei confronti fra le due spiagge per ciascun livello di marea.

Considerando, invece, le differenze fra i due livelli di marea, in ciascun sito, risulta significativo solamente il confronto tra i livelli di marea di BELLOCCHIO.

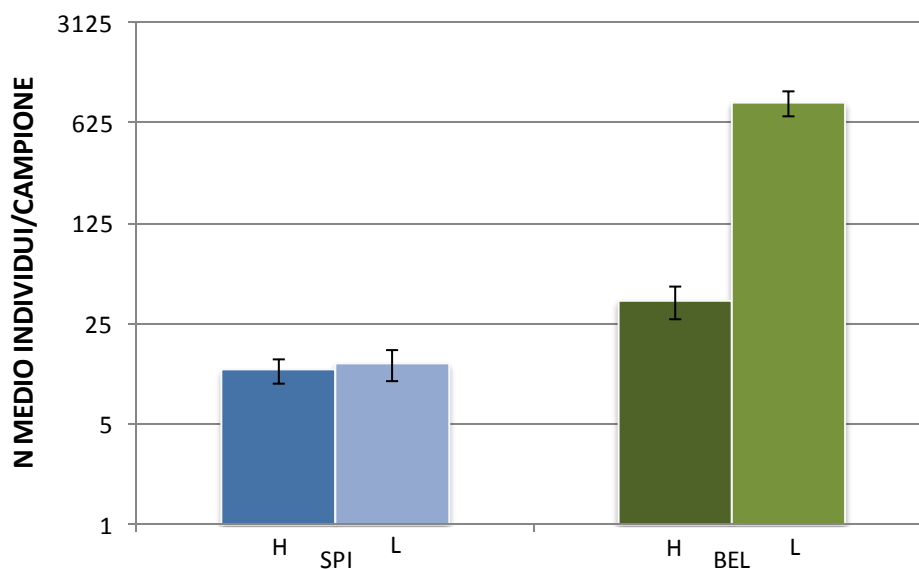


Figura 4.2. Abbondanze medie ($\pm e.s.$) del totale degli individui per campione ($n=24$) a SPINA (SPI) e BELLOCCHIO (BEL) per ogni livello di marea (H: alta marea, L: bassa marea). L'asse verticale in scala \log_5 .

L'analisi multivariata condotta sui dati di tutta la comunità macrobentonica è riportata nell'MDS in Figura 4.3. Analizzando il plot dell'MDS possiamo osservare che i punti campione di SPINA risultano ben aggregati, ma non si osservano differenze tra i livelli mareali.

Per quanto riguarda BELLOCCHIO invece, i punti campione sono molto più dispersi e si distribuiscono secondo due raggruppamenti, che corrispondono ai livelli di marea. In particolare i punti campioni relativi all'alta marea di BELLOCCHIO sembrano più simili a quelli di SPINA, mentre quelli di bassa marea formano un raggruppamento nettamente separato, evidenziando la presenza di una comunità quasi del tutto diversa. Quanto mostrato dal plot MDS viene confermato dall'analisi della PERMANOVA (Tab.4.2), in cui risulta altamente significativa ($p < 0,001$) l'interazione sitoXmarea.

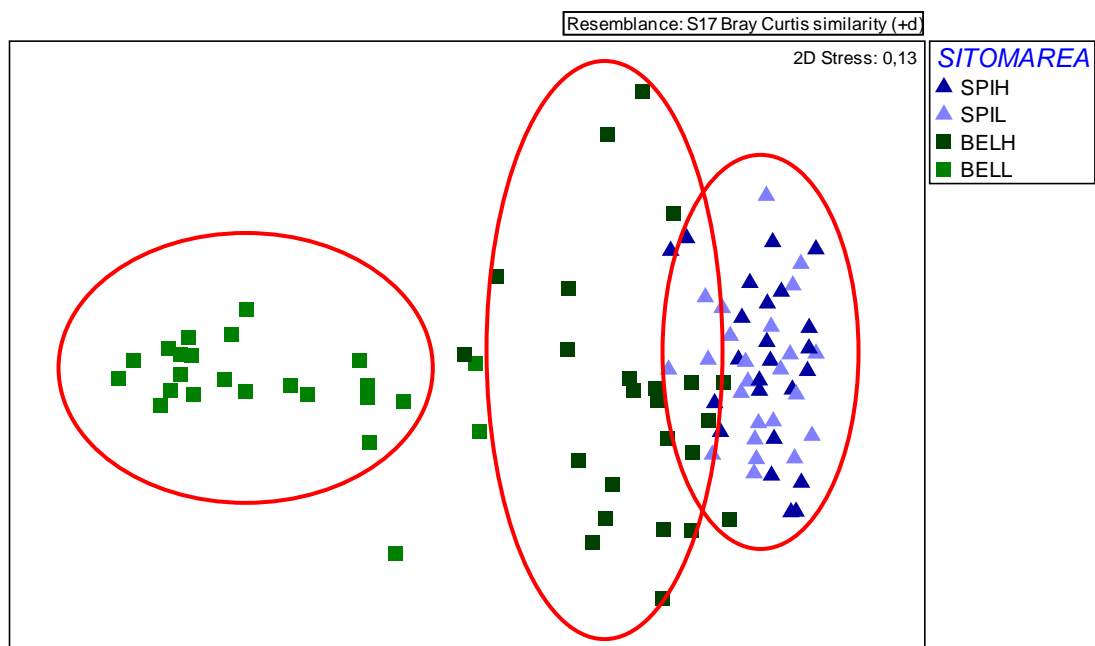


Figura 4.3. MDS ottenuto dall'analisi, tramite indice di Bray-Curtis, sui dati assoluti di macrofauna. SPI: SPINA, BEL: BELLOCCHIO; H: alta marea, L: bassa marea.

Tabella 4.2. Risultati della PERMANOVA condotta su dati non trasformati (SI: sito, MA: marea, TR: transetto)

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms
SI	1	53168	53168	11,458	0,0029	462
MA	1	22472	22472	4,607	0,0023	9941
TR(SI)	10	46405	4640,5	1,785	0,0001	9804
SIxMA	1	25711	25711	5,2711	0,0008	9935
TR(SI)xMA	10	48778	4877,8	1,8763	0,0002	9794
Res	72	187180	2599,7			

Per comprendere meglio la struttura di comunità fra i livelli mareali sono stati costruiti altri due MDS separatamente per ciascun sito.

Per quanto riguarda il sito di SPINA i punti campione risultano interdispersi all'interno del plot, di conseguenza non si sottolineano differenze di struttura delle comunità tra alta e bassa marea.

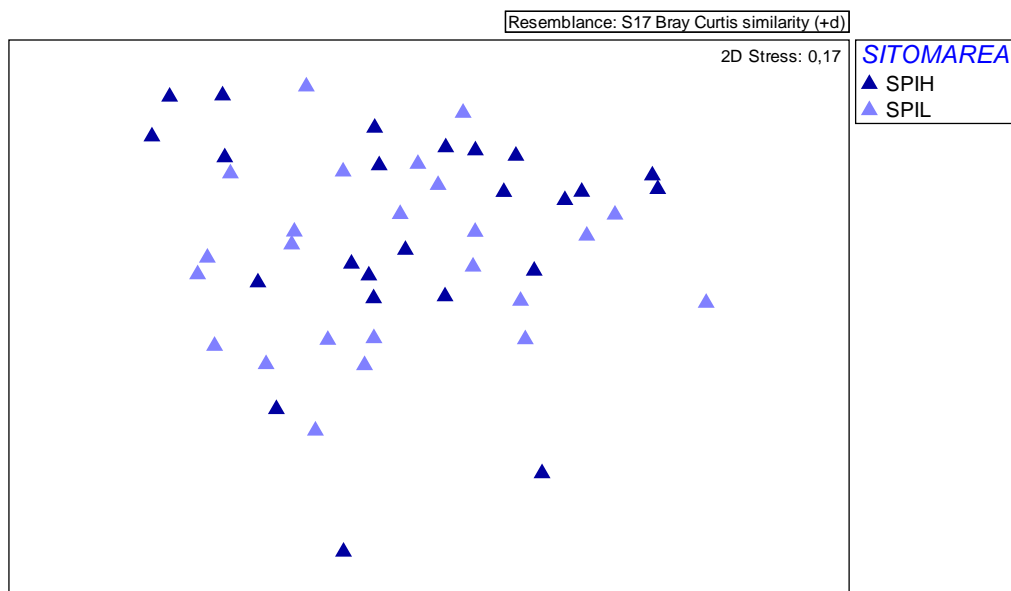


Figura 4.4. MDS ottenuto dall'analisi, tramite indice di Bray-Curtis, sui dati assoluti di macrofauna di SPINA. H: alta marea, L: bassa marea.

Tale dato è confermato dall'analisi della PERMANOVA (Tab.4.3) effettuata solamente sui dati del sito di SPINA, dove non risulta significativo il fattore marea.

Tabella 4.3. Risultati della PERMANOVA condotta sui dati non trasformati di SPINA (TR: transetto, MA: marea)

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms
TR	5	19408	3881,5	1,7019	0,0098	9890
MA	1	3191,3	3191,3	1,3993	0,1878	9939
TRxMA	5	14330	2865,9	1,2566	0,1423	9878
Res	36	82105	2280,7			

I dati di BELLOCCHIO forniscono un plot MDS completamente differente. I punti campione si distribuiscono infatti secondo due raggruppamenti che corrispondono ai due livelli di marea; inoltre si nota come i punti di alta marea siano maggiormente dispersi rispetto a quelli di bassa marea.

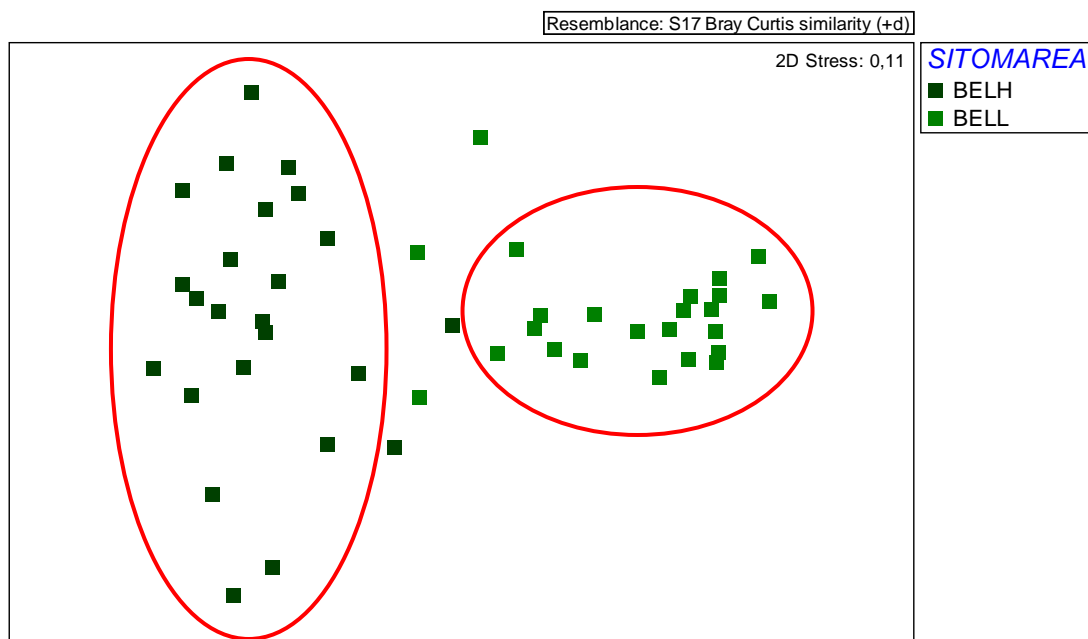


Figura 4.5. MDS ottenuto dall'analisi, tramite indice di Bray-Curtis, sui dati assoluti di macrofauna di BELLOCCHIO. H: alta marea, L: bassa marea.

L'analisi della PERMANOVA effettuata sui dati non trasformati relativi al sito di BELLOCCHIO indica una elevata significatività ($p < 0,001$) del fattore Marea.

Nel complesso, però, risulta significativo il fattore transetto ad evidenziare anche una elevata variabilità lungo ciascun sito e fra i livelli di marea come è già evidenziato dai plot MDS (Figg.4.3 e 4.5) e dall'elevata significatività delle interazioni che coinvolgono (Tab.4.2 e 4.4).

Tabella 4.4. Risultati della PERMANOVA condotta sui dati non trasformati di SPINA (TR: transetto, MA: marea)

Source	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms
TR	5	25389	5077,9	2,4825	0,0003	9888
MA	1	46528	46528	22,747	0,0001	9930
TRxMA	5	28558	5711,6	2,7923	0,0002	9878
Res	36	73638	2045,5			

Per poter evidenziare i taxa maggiormente responsabili delle osservazioni descritte nei paragrafi precedenti sono state condotte diverse analisi SIMPER. Le analisi del SIMPER sono state effettuate considerando l'interazione sitoXmarea, che, come detto precedentemente, risulta essere altamente significativa (Tab.4.2). I risultati del SIMPER mostrano valori di dissimilarità piuttosto elevati di struttura delle comunità, sia tra i livelli di marea all'interno di ciascun sito, che tra i due siti in generale.

Considerando il sito di SPINA, tra i due livelli di marea si ha una dissimilarità media superiore al 78%; le differenze sono dovute principalmente a tre taxa: nematodi, nemertini e il polichete spionide *Scolecipis squamata* (Tab.4.4). I nematodi e *S. squamata* sono in media più abbondanti a livello di bassa marea; i nemertini mostrano invece un pattern di abbondanza opposto, con densità più elevate nei campioni dei livelli di alta marea.

Tabella 4.4. Risultati dell'analisi SIMPER per il sito di SPINA (dissimilarità media=78,29%). Sono riportati i taxa che contribuiscono fino al 70% della dissimilarità cumulativa.

	Group SPIH	Group SPIL				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Nematoda	5,25	5,46	25,56	1,27	32,65	32,65
Nemertea	3,04	1,67	14,57	0,76	18,61	51,26
<i>Scolecipis squamata</i>	0,63	1,71	8,09	0,92	10,33	61,59
Turbellaria	0,71	0,38	4,28	0,62	5,47	67,06
<i>Eurydice</i> sp.	0,38	0,25	2,88	0,54	3,68	70,74

Per quanto riguarda BELLOCCHIO la dissimilarità media tra i due livelli mareali risulta ancora più elevata (96%); in questo caso, però, solo due taxa sono responsabili della dissimilarità: gli anfipodi appartenenti al genere *Corophium* (Fig.4.6a) e il polichete *Polydora* sp. (Fig.4.6b) (Tab.4.5). Questi ultimi due taxa differenziano in modo netto anche il livello di bassa marea tra i due siti; come si può vedere in Tabella 4.6, infatti, le loro abbondanze medie sono estremamente maggiori nei campioni di bassa marea di BELLOCCHIO, sia rispetto all'alta marea dello stesso sito che alla bassa marea di SPINA, dove sono praticamente assenti.

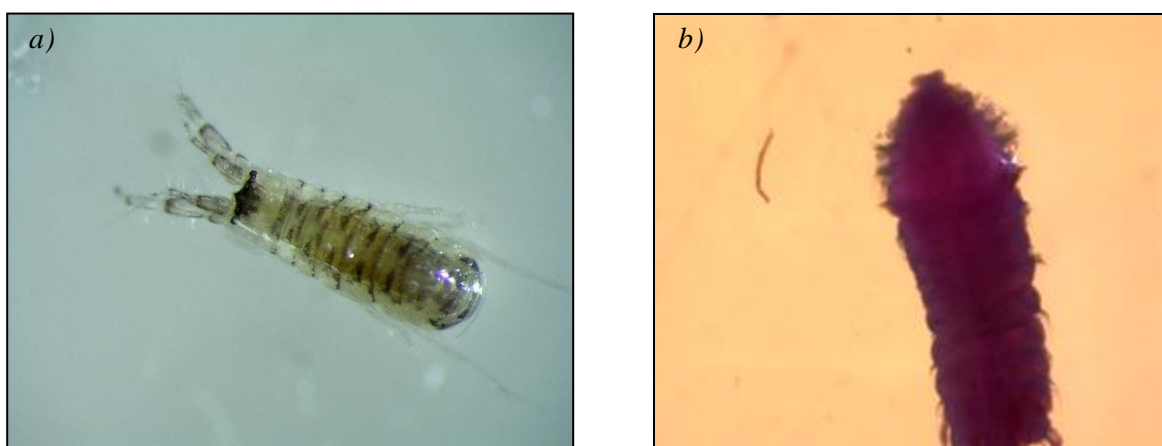


Figura 4.6. Anfipode gammarideo appartenente al genere *Corophium* (a) e polichete spionide *Polydora* sp.(b)

Tabella 4.5. Risultati dell'analisi SIMPER per il sito di BELLOCCHIO (dissimilarità media=96,21%). Sono riportati i taxa che contribuiscono fino al 70% della dissimilarità cumulativa.

	Group BELH	Group BELL				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Corophium	4,13	668,63	64,57	2,51	67,11	67,11
Polydora	0,58	115,67	9,63	1,4	10	77,11

Tabella 4.6. Risultati dell'analisi SIMPER per il livello di bassa marea tra i due siti (dissimilarità media=99,43%). Sono riportati i taxa che contribuiscono fino al 70% della dissimilarità cumulativa.

	Group SPIL	Group BELL				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Corophium	0,21	668,63	68,43	2,83	68,82	68,82
Polydora	0	115,67	10,16	1,44	10,21	79,03

Il confronto tra i livelli di alta marea dei due siti mostra una dissimilarità media del 91%, legata a cinque taxa: nemertini, nematodi, *Mytilus galloprovincialis*, *Corophium spp.* e *Tapes philippinarum* (Tab.4.7). Tutti questi taxa, ad eccezione dei nematodi, sono più abbondanti a BELLOCCHIO; in questo sito inoltre *M. galloprovincialis* forma in alcuni tratti *patches* di notevole dimensione, equiparabili a piccoli *mussel bed* (Fig.4.7).

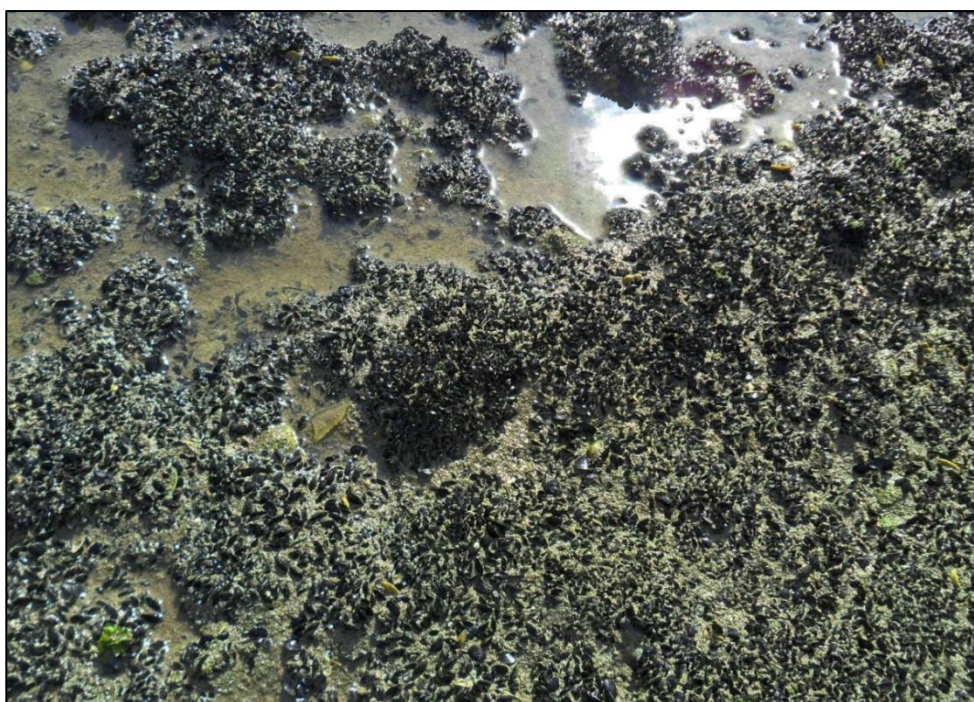


Figura 4.7. Mussel bed presente nel sito di BELLOCCHIO.

Tabella 4.7. Risultati dell'analisi SIMPER tra le alte maree dei due siti (dissimilarità media=90,95%). Sono riportati i taxa che contribuiscono fino al 70% della dissimilarità cumulativa.

	Group SPIH	Group BELH				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Nemertea	3,04	20,29	26,84	0,9	29,51	29,51
Nematoda	5,25	0,38	14,88	0,83	16,36	45,87
M.galloprovincialis	0,04	4,25	10,55	0,66	11,6	57,48
Corophium	0,13	4,13	8,12	0,74	8,93	66,4
T. philippinarum	0	2,21	6,31	0,49	6,94	73,34

Infine sono state condotte delle analisi della varianza per le densità dei taxa principalmente responsabili delle dissimilarità osservate tra comunità.

Per quanto riguarda l'abbondanza di *Corophium spp.*, il test di Cochran è risultato significativo ma nessuna trasformazione ha permesso di rendere le varianze omogenee, per questo motivo l'ANOVA è stata effettuata su dati non trasformati.

Tabella 4.8. Risultati dell'ANOVA effettuata sul numero di individui di *Corophium spp.* e *Polydora sp.*.

		Corophium spp.			Polydora sp.		
Source	DF	MS	F	P	MS	F	P
SI	1	27.128.650.417	12.80	0.0050	810.843.750	6.11	0.0330
TR(SI)	10	2.120.043.667	3.41	0.0011	132.670.750	2.23	0.0249
MA	1	26.500.260.417	12.74	0.0051	794.650.417	6.16	0.0325
SIXMA	1	26.486.970.417	12.73	0.0051	794.650.417	6.16	0.0325
MAXTR(SI)	10	2.080.081.167	3.35	0.0013	129.076.417	2.17	0.0291
RES	72	621.677.500			59.387.778		
Transform :		none			none		

I risultati danno (Tab.4.8) comunque come significativa ($p < 0.01$), per questo taxon, l'interazione sitoXmarea.

Anche per *Polydora* sp. il test di Cochran è risultato significativo dopo la trasformazione dei dati, di conseguenza l'analisi della varianza è stata svolta sui dati assoluti. I risultati riportati in Tabella 4.8, indicano ancora una significatività dell'interazione sitoXmarea ($p < 0.05$). L'SNK test effettuato su entrambi i taxa per l'interazione sitoXmarea, evidenzia differenze di abbondanza altamente significative ($p < 0.01$) tra i due livelli di marea di BELLOCCHIO e tra le basse maree dei due siti.

Per poter visualizzare al meglio l'interazione sitoXmarea che, come detto precedentemente, risulta essere significativa per entrambi i taxa, sono stati rappresentati dei diagrammi di interazione (Figg.4.8 e 4.9). Questi ultimi sono ottenuti calcolando la media della densità dei due taxa per ogni livello di marea di ciascun sito ($n=24$).

Dal grafico riportato in Figura 4.8 si può notare che la densità media di *Corophium* spp. è estremamente a livello di alta marea di entrambi i siti, mentre raggiunge valori superiori a 650 individui nei siti di bassa marea di BELLOCCHIO.

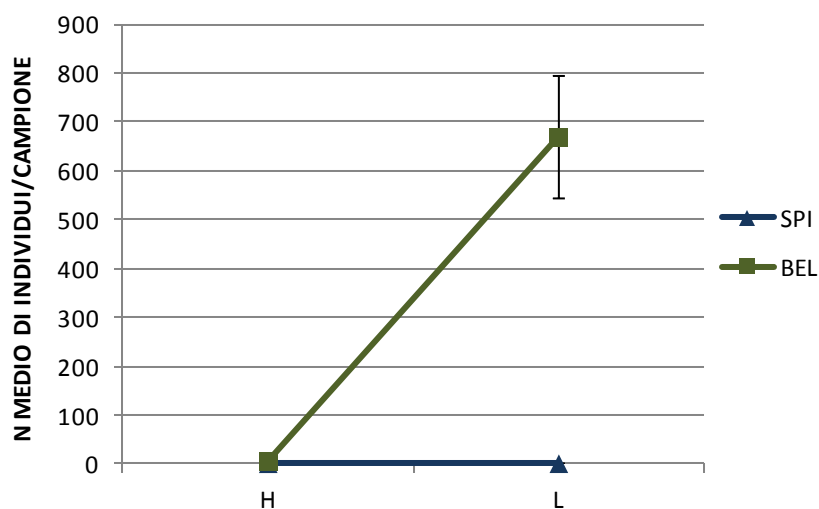


Figura 4.8. Numero medio (\pm e.s.) di individui per campione ($n=24$) di *Corophium* spp. a SPINA (SPI) e BELLOCCHIO (BEL) per ogni livello di marea (H: alta marea, L: bassa marea).

Analoga situazione si riscontra per *Polydora* sp.; questo polichete spionide è totalmente assente a SPINA, mentre è presente a BELLOCCHIO praticamente solo a livello di bassa marea, con densità piuttosto elevate. Da notare, però, l'elevata variabilità che sta

ad indicare una distribuzione a *patches*, probabilmente legata alla marcata eterogeneità ambientale riscontrata in questo sito.

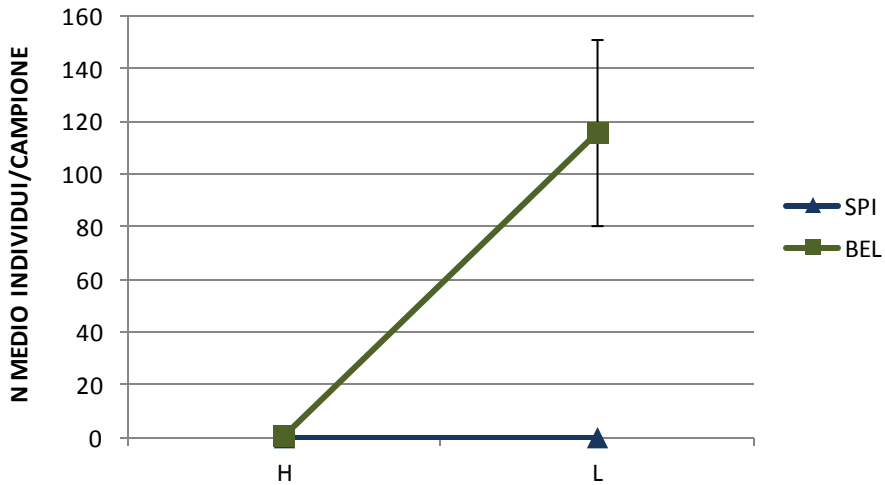


Figura 4.9. Numero medio (\pm e.s.) di individui di *Polydora* sp. a SPINA (SPI) e BELLOCCHIO (BEL) per ogni livello di marea (H: alta marea, L: bassa marea) (n=24).

L'abbondanza di questi due taxa segue quindi un pattern di distribuzione analogo; per questo motivo la densità di *Corophium* spp. e *Polydora* sp. è stata correlata utilizzando un grafico a dispersione (Fig.4.10). Quest'ultimo evidenzia una forte correlazione lineare ($\rho_s = 0.835$, $p < 0.01$) positiva tra i due taxa considerati.

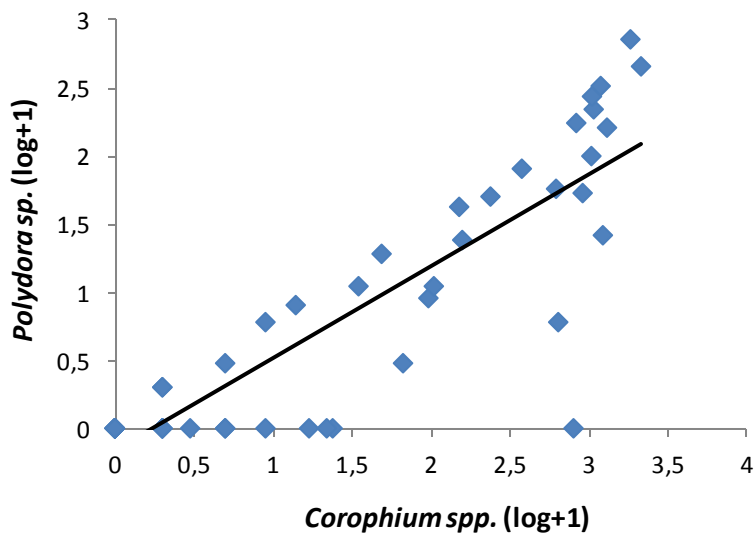


Figura 4.10. Relazione tra densità ($\log+1$) di individui per campione appartenenti ai generi *Corophium* e *Polydora* ($\rho_s = 0.835$, $p < 0.01$).

Tabella 4.10. Elenco dei taxa rinvenuti nei due siti oggetto di studio.

PHYLUM	CLASSE	ORDINE	FAMIGLIA	TAXON
Cnidaria				Cnidaria spp.
Platyhelminthes	Turbellaria			Turbellaria spp.
Nemertea				Nemertea spp.
Nematoda				Nematoda spp.
Mollusca	Gastropoda			Gastropoda spp.
		Neogastropoda	Buccinidae	Nassarius sp.
				Cyclope neritea
	Bivalvia			Bivalvia spp.
		Arcoida	Arcidae	Anadara inaequalis
		Mytiloida	Mytilidae	Musculista senhousia
				Mytilus galloprovincialis
				Modiolarca subpicta
		Myoida	Pholadidae	Barnea candida
			Corbulidae	Lentidium mediterraneum
		Veneroida	Veneridae	Tapes philippinarum
			Tellinidae	Tellinidae
				Tellina tenuis
				Donax trunculus
		Sacoglossa		Sacoglossa sp.
Anellida	Clitellata	Oligochaeta		Oligochaeta spp.
	Polychaeta			Polychaeta spp.
		Spionida	Spionidae	Spionidae sp.
				Malacoceros fuliginosus
				Scolecopsis squamata
				Polydora sp.
		Capitellida	Capitellidae	Capitellidae spp.
				Heteromastus sp.
		Phyllodocida	Glyceridae	Glycera spp.
			Nereididae	Nereididae spp.
		Terebellida	Terebellidae	Terebellidae spp.
Arthropoda	Maxillopoda	Harpacticoida		Harpacticoida spp.
		Cyclopoida	Taeniacanthidae	Taeniacanthidae spp.
	Ostracoda			Ostracoda spp.
	Malacostraca	Mysidacea		Mysidacea sp.
			Mysidae	Gastrosaccus sp.
		Cumacea		Cumacea spp.
			Bodotridae	Bodotridae sp.
		Isopoda		Isopoda sp.
			Idoteidae	Idotea balthica
			Cyrolanidae	Eurydice sp.
			Sphaeromatidae	Sphaeromatidae spp.
		Amphipoda		Amphipoda
			Aoridae	Microdeutopus gryllotalpa
				Corophium spp.
			Gammaridae	Gammaridae spp.
				Gammarus spp.
				Gammarus aequicauda
			Ischyroceridae	Jassa marmorata
			Caprellidae	Caprellidae spp.
		Decapoda		Decapoda sp.
			Portunidae	Carcinus mediterraneus
			Crangonidae	Crangonidae spp.

4.2 DESCRITTORI ABIOTICI

Dal momento che le comunità macrobentoniche sono influenzate da diversi fattori abiotici, sono state svolte le analisi sui principali descrittori dell'ambiente fisico. Per queste variabili l'analisi della varianza è stata effettuata su dati non trasformati, poiché il test di Cochran è risultato sempre significativo e nessuna trasformazione ha garantito l'omogeneità delle varianze.

L'istogramma relativo alla mediana granulometrica (Fig.4.10) sembra indicare una differenza sostanziale tra i due siti. SPINA infatti è caratterizzata da una sabbia medio-fine in entrambi i livelli di marea. BELLOCCHIO presenta, invece, nel complesso valori di mediana molto bassi; inoltre a livello di alta marea si ha, in media, un sedimento classificabile come sabbia molto fine, mentre la bassa marea è caratterizzata prevalentemente da sedimento pelitico (Tab.3.1).

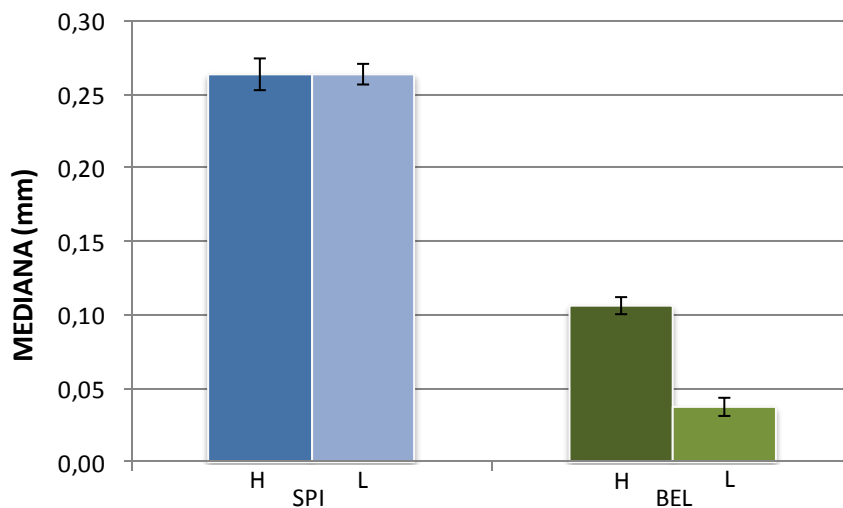


Figura 4.11. Valori medi (\pm e.s.) della mediana granulometrica (mm) calcolata per SPINA (SPI) e BELLOCCHIO (BEL) e per ciascun livello di marea (H: alta marea, L: bassa marea) ($n=32$).

I risultati dell'ANOVA (Tab.4.9) mostrano per l'interazione sitoXmarea un p value vicino al limite di significatività; dal momento che il test di Cochran è risultato significativo e la mancanza di omogeneità delle varianze induce una probabilità di

errore di tipo I molto maggiore di quella specificata dal valore critico α (p value), non sono state condotte ulteriori analisi *post hoc*.

Questi risultati confermano comunque ciò che emerge dall'analisi grafica (Fig.4.11), ovvero che esistono differenze significative ($p < 0.001$) tra i due siti.

Tabella 4.9. Risultati dell'ANOVA condotta su dati non trasformati relativi alla mediana (mm).

Source	DF	MS	F	P
SI	1	205,4871	122,54	0,0001
TR(SI)	14	1,6769	5,77	0,0001
MA	1	17,5232	4,83	0,0453
SIXMA	1	17,4198	4,8	0,0459
MAXTR(SI)	14	3,629	12,49	0,0001
RES	96	0,2905		
Transform:	none			

Per quanto riguarda la variabile classazione, il sedimento si può classificare come moderatamente ben classato a moderatamente classato a SPINA, per entrambi i livelli di marea, e nell'alta marea di BELLOCCHIO; al contrario il livello di bassa marea di BELLOCCHIO è caratterizzato da sedimento poco classato (Fig.4.12; Tab.3.2).

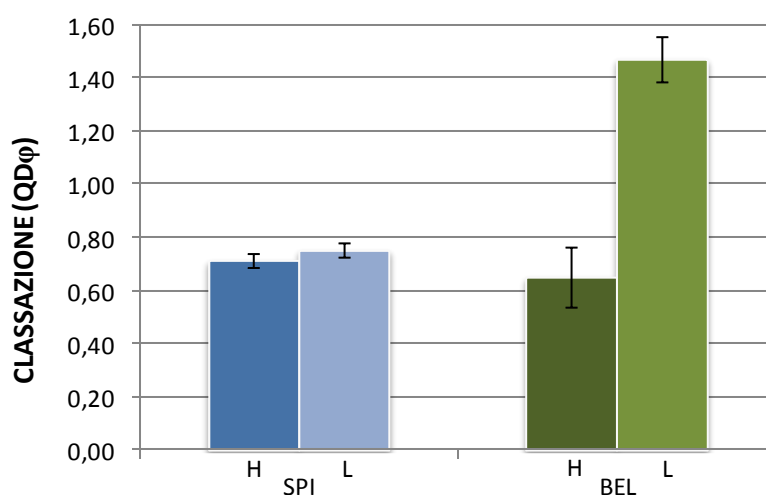


Figura 4.12. Valori medi (\pm e.s.) di classazione ($QD\phi$) calcolati per ciascun livello di marea (H: alta marea, L: bassa marea) di SPINA (SPI) e BELLOCCHIO (BEL) ($n=32$).

L'analisi della varianza indica un'elevata significatività ($p < 0.01$) dell'interazione sitoXmarea (Tab.4.9) e l'SNK test effettuato sull'interazione mostra differenze significative ($p < 0.01$) per i livelli di marea di BELLOCCHIO e per il confronto tra le basse maree dei due siti.

Tabella 4.9. Risultati dell'ANOVA effettuata su dati non trasformati di classazione ($QD\phi$).

Source	DF	MS	F	P
SI	1	3,4617	8,78	0,0103
TR(SI)	14	0,3943	3,83	0,00001
MA	1	5,9211	14,23	0,0021
SIXMA	1	4,8633	11,68	0,0042
MAXTR(SI)	14	0,4162	4,04	0,00001
RES	96	0,1029		
Transform:	none			

In Figura 4.13 vengono riportati gli istogrammi relativi alla percentuale di sostanza organica totale (TOM) presente nel sedimento. Come si può notare a SPINA si sono registrati valori medi di TOM molto bassi ($< 1\%$) in entrambi i livelli di marea, mentre a BELLOCCHIO sono stati misurati contenuti molto alti in bassa marea.

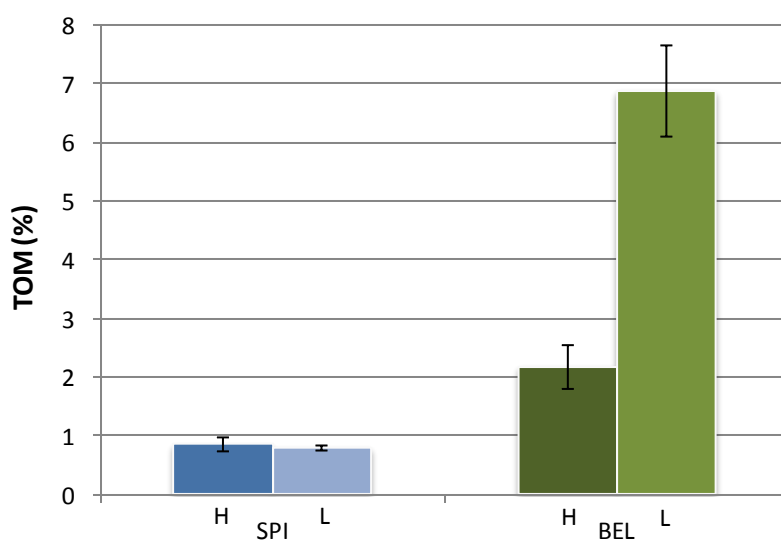


Figura 4.13. Valori medi (\pm e.s.) di TOM (%) per SPINA (SPI) e BELLOCCHIO (BEL) e per ciascun livello di marea (H:alta marea, L: bassa marea) ($n=32$).

I risultati dell'ANOVA (Tab.4.10) confermano quanto detto precedentemente, in quanto l'interazione sitoXmarea risulta altamente significativa ($p < 0.001$). L'SNK test effettuato per l'interazione indica significatività per il confronto tra le maree dei due siti e per il confronto tra i livelli di marea di BELLOCCHIO.

Tabella 4.10. Risultati dell'ANOVA svolta su dati non trasformati di % TOM.

Source	DF	MS	F	P
SI	1	438,08	49,88	0,0001
TR(SI)	14	8,7829	1,54	0,1109
MA	1	172,5153	29,22	0,0001
SIXMA	1	181,6895	30,78	0,0001
MAXTR(SI)	14	5,9036	1,04	0,4251
RES	96	5,6967		
Transform:	none			

Tra le variabili abiotiche è stato considerato anche il peso secco della frazione conchigliare residua, o capulerio, in quanto può fornire indicazioni sull'idrodinamismo e sulla complessità spaziale a piccola scala.

Osservando gli istogrammi relativi al peso di capulerio (Fig.4.14), si può notare che nei due siti ci sono differenze fra i livelli di marea; in particolare a SPINA si hanno in media valori maggiori di capulerio in bassa marea mentre per BELLOCCHIO si ha una situazione inversa con valori molto elevati a livello di alta marea. BELLOCCHIO inoltre sembra essere caratterizzata da una maggiore variabilità anche all'interno dei livelli di marea. Tali osservazioni sono confermate dall'ANOVA, i cui risultati (Tab.4.11) evidenziano significatività per l'interazione sito marea ($p < 0.05$) e soprattutto per il fattore transetto ($p < 0.001$). Dall'SNK test svolto per l'interazione sitoXmarea risultano significative ($p < 0.05$) solamente le differenze tra le alte maree dei due siti e tra i livelli mareali di BELLOCCHIO.

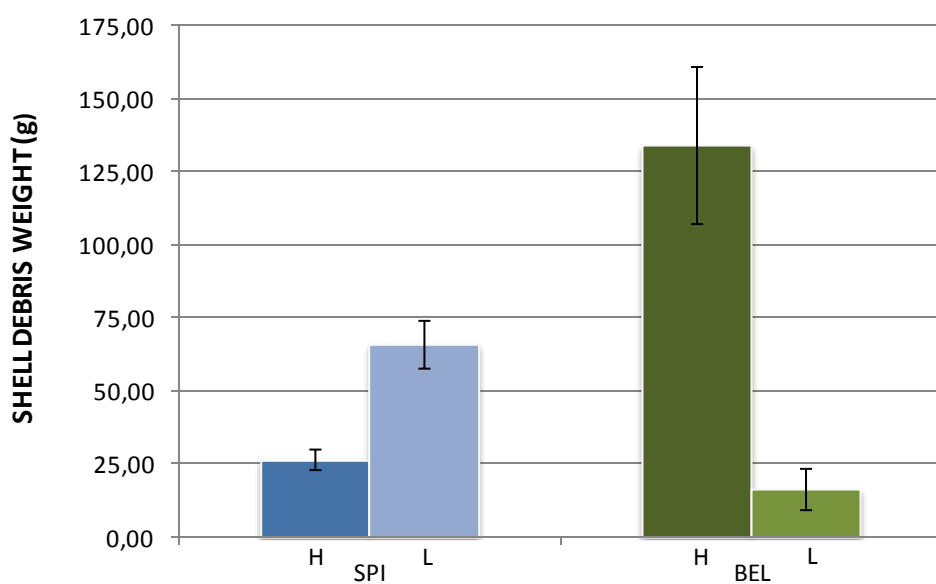


Figura 4.14. Valori medi (\pm e.s.) del peso di capulerio (g) per ciascun livello di marea (H: alta marea, L: bassa marea) di SPINA (SPI) e BELLOCCHIO (BEL) (n=24).

Tabella 4.11. Risultati dell'ANOVA svolta su dati non trasformati di peso del capulerio.

Source	DF	MS	F	P
SI	1	202.080.772	1.66	0.2266
TR(SI)	10	121.754.242	6.12	0.00001
MA	1	368.311.598	1.80	0.2098
SIXMA	1	1.481.618.061	7.23	0.0228
MAXTR(SI)	10	204.997.310	10.30	0.0000
RES	72	19.902.768		
Transform:	none			

Per valutare la similarità fra campioni, è stata effettuata la PCA, utilizzando i descrittori abiotici precedentemente analizzati e, in aggiunta, alcuni parametri chimico-fisici; nell'analisi non è stata considerata la temperatura perché influenzata dai periodi di campionamento, mentre la i valori del contenuto in materia organica (TOM) sono stati trasformati utilizzando $\log(x+1)$, a causa della distribuzione non normale.

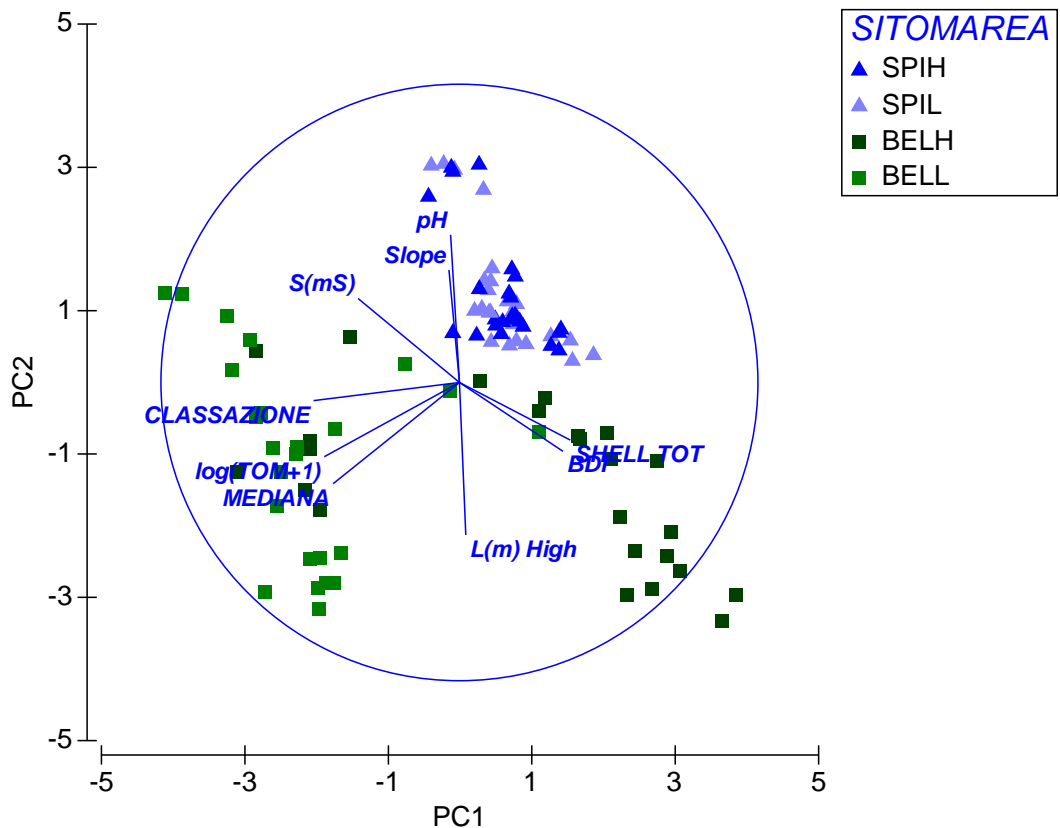


Figura 4.15. PCA condotta sui dati delle variabili ambientali; SPI: SPINA, BEL: BELLOCCHIO, H: alta marea, L: bassa marea.

In Figura 4.15 è mostrato il plot della PCA; i primi due assi spiegano il 66,4 % della varianza totale (Tab.4.12). La varianza lungo il primo asse (PC1) è spiegata principalmente da sinistra verso destra da una diminuzione di valori di TOM, mediana e classazione (φ) e da un aumento di capulerio (SHELL TOT) e BDI.

La variabilità lungo il secondo asse (PC2) è invece, spiegata dal basso verso l'alto da una diminuzione della lunghezza della zona intertidale e da un aumento di pH e pendenza della spiaggia (Slope).

Il plot evidenzia una separazione tra i punti campione relativi alla bassa marea di BELLOCCHIO, nella parte sinistra del grafico, e quelli di SPINA e dall'alta marea di BELLOCCHIO. Questa separazione è dovuta soprattutto ai valori maggiori di TOM, mediana e classazione che caratterizzano il livello di bassa marea di BELLOCCHIO;

occorre ricordare che mediana e classazione sono misurate in ϕ , quindi valori più elevati di queste variabili indicano un sedimento fine e poco classato.

Inoltre si può notare che i punti campione relativi a SPINA formano un raggruppamento molto compatto, dove non si evidenziano particolari differenze tra i livelli di marea.

Tabella 4.12. Risultati della PCA.

	Eigenvalues		
PC	Eigenvalues	% Variation	Cum.% Variation
1	3,3	36,7	36,7
2	2,67	29,7	66,4
3	1,16	12,9	79,3
4	0,526	5,8	85,2
5	0,47	5,2	90,4

4.3 MATCHING TRA COMPONENTE BIOTICA E VARIABILI AMBIENTALI

Per comprendere in che misura le singole variabili ambientali, o combinazioni di esse, siano responsabili della strutturazione della comunità macrobentonica è stata effettuata l'analisi BIO-ENV. Questa procedura permette di capire in che misura le singole variabili ambientali, o combinazioni di esse, siano responsabili della strutturazione della comunità macrobentonica.

Sono due le combinazioni che hanno fornito valori di massima correlazione significativa ($\rho_s = 0.624$; $p < 0.01$) con il pattern della comunità macrobentonica: 1) TOM, mediana, pH e 2) TOM, mediana, classazione e lunghezza dell'intertidale (Tab. 4.13).

Tabella 4.13. Risultati del BIO-ENV.

No.Vars	Corr.	Selections				
3	0,624	log (TOM+1); mediana; pH				
4	0,624	log (TOM+1); mediana; classazione; lungh.intertidale				
5	0,616	log (TOM+1); mediana; classazione; pH; lungh.intertidale				
4	0,613	log (TOM+1); mediana; classazione; pH				
2	0,609	log (TOM+1); mediana				
4	0,605	log (TOM+1); mediana; pH; lungh.intertidale				
3	0,604	log (TOM+1); mediana; lungh.intertidale				
5	0,599	log (TOM+1); mediana; classazione; S (mS) lungh.intertidale				
3	0,598	log (TOM+1); mediana; classazione				
4	0,596	log (TOM+1); mediana; pH; S (mS)				

Per avere un'impressione visiva di come le variabili abiotiche sopracitate spiegano i pattern di comunità, viene riportato, come esempio, in Figura 4.16 l'MDS costruito sovrapponendo ai punti campione della componente macrobentonica i valori percentuali di log (TOM+1), in forma di cerchi di raggio proporzionale all'entità dei valori stessi.

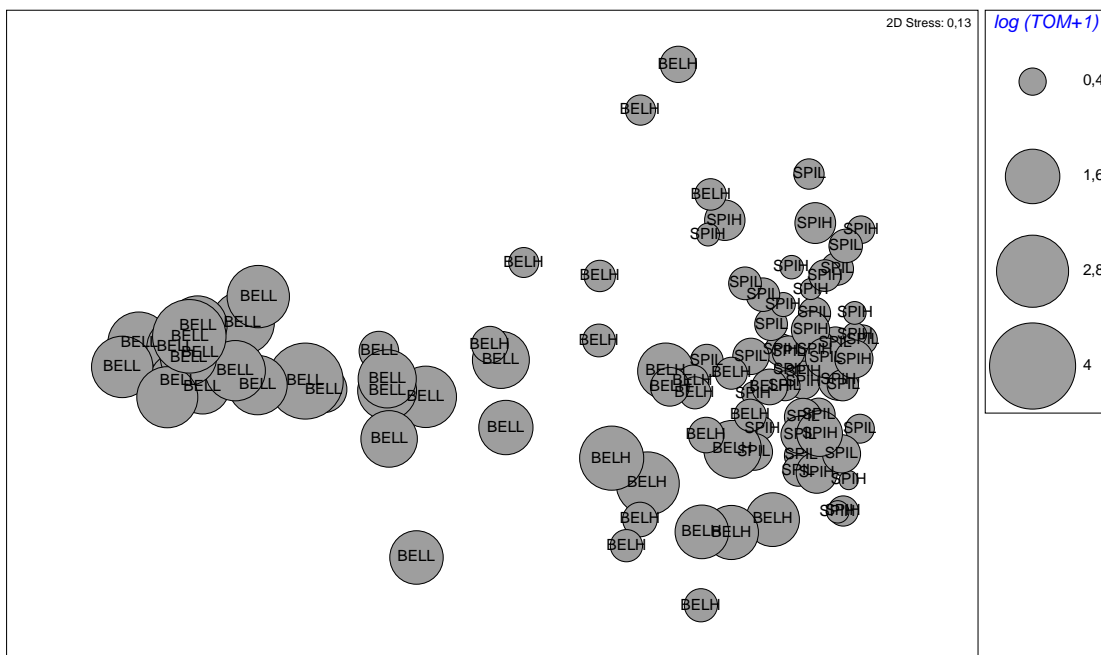


Figura 4.16. Plot MDS di Fig.4.3 (SPIH: SPINA alta marea; SPIL: SPINA bassa marea; BELH BELLOCCHIO alta marea; BELL: BELLOCCHIO bassa marea) con sovrapposizione dei valori percentuali di $\log (TOM+1)$.

La maggiore quantità di sostanza organica presente nel sito di BELLOCCHIO, in particolare al livello di bassa marea, appare determinante nella diversa strutturazione di comunità rispetto a SPINA. Inoltre si spiega con il fatto che in generale i maggiori valori di TOM % sono associati ai sedimenti fangosi come, appunto, quelli che caratterizzano i campioni di BELLOCCHIO al livello di bassa marea (BELL).

Alle graduali differenze di tessitura tra i sedimenti più fini di BELL, quelli "misto sabbia" di BELH e quelli decisamente sabbiosi di SPINA, sono associati anche i risultati messi in evidenza nei grafici riportati in Figura 4.17. Questi evidenziano la relazione tra numero di taxa e densità di individui, espressi come logaritmo, e i valori di mediana granulometrica. In entrambi i casi si può notare una correlazione negativa, ovvero il numero di taxa e la densità degli organismi macrobentonici diminuisce all'aumentare della mediana granulometrica, cioè andando dalle peliti verso le sabbie.

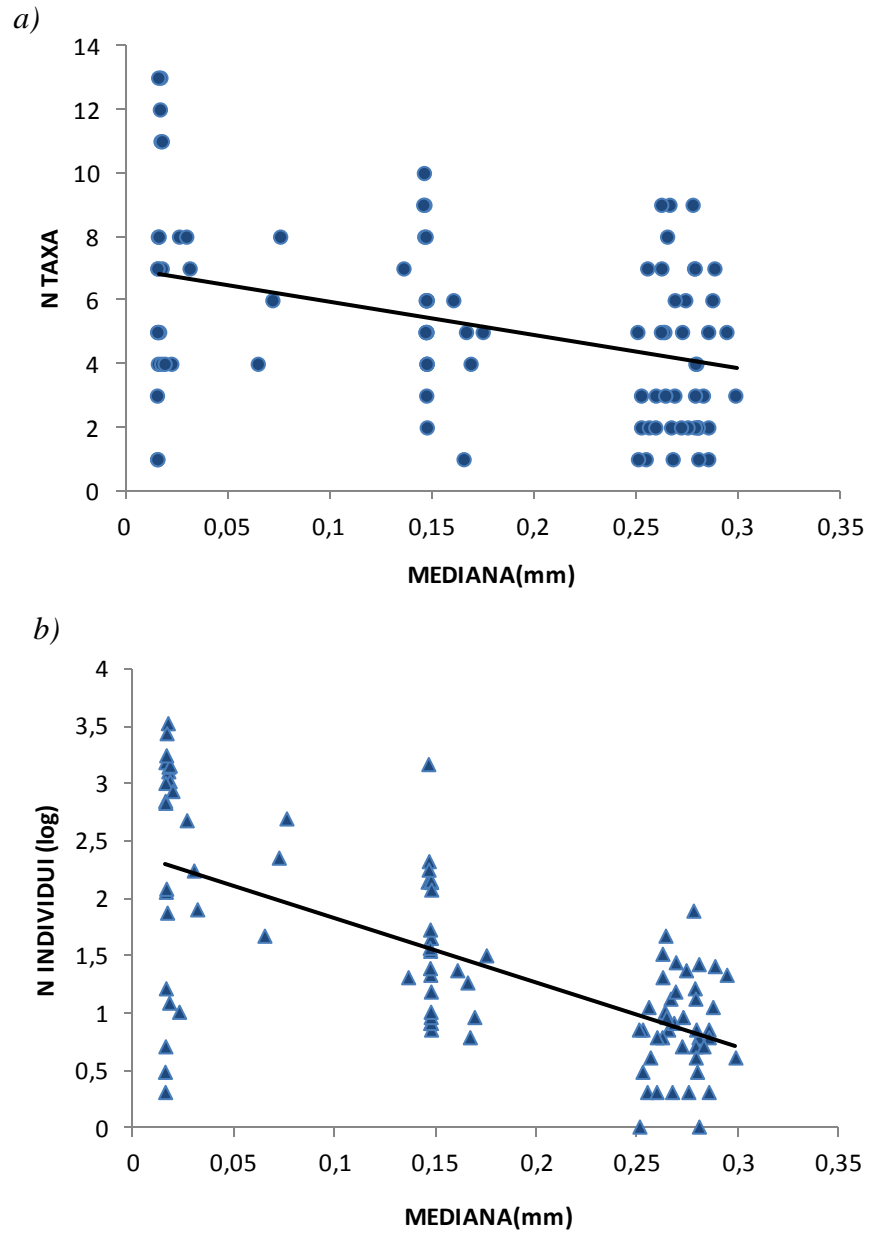


Figura 4.17. Correlazioni tra mediana granulometrica e numero di taxa/camp (a) ($\rho_s = 0.114$; $p < 0.05$) e logaritmo del numero di individui/camp (b) ($\rho_s = 0.418$, $p < 0.01$) per entrambi i siti e i livelli di marea.

4.4 RISULTATI DELLE SIMULAZIONI

Le simulazioni effettuate attraverso il modello fuzzy-naive Bayes mostrano previsioni differenti per i siti e le variabili considerate. Per quanto riguarda il sito di SPINA il numero medio di taxa (Fig.4.18 a) e di individui (Fig. 4.18 b) è dato per costante per tutti i tempi di ritorno considerati.

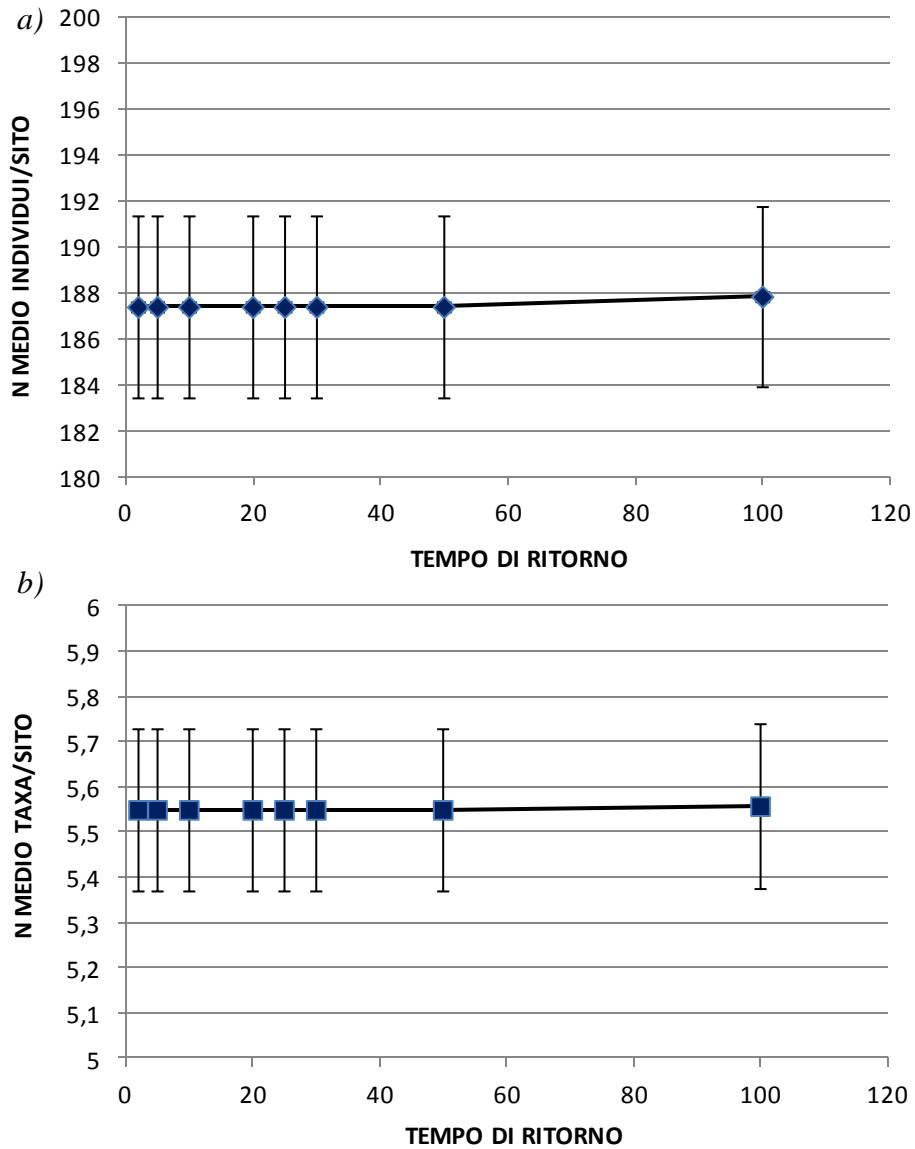


Figura 4.18. Risultati delle simulazioni previsionali effettuate per il numero medio di individui (a) e numero medio di taxa (b) ($n=64$) \pm e.s. per il sito di SPINA.

I dati relativi alle comunità macrobentoniche di BELLOCCHIO invece presentano una *threshold* tra il tempo di ritorno 30 e il tempo di ritorno 50. In particolare il numero medio di taxa (Fig.4.19a) diminuisce in modo netto, passando da valori prossimi a 5 a valori inferiori a 3; viceversa il numero medio di individui aumenta in maniera sensibile (Fig.4.19b).

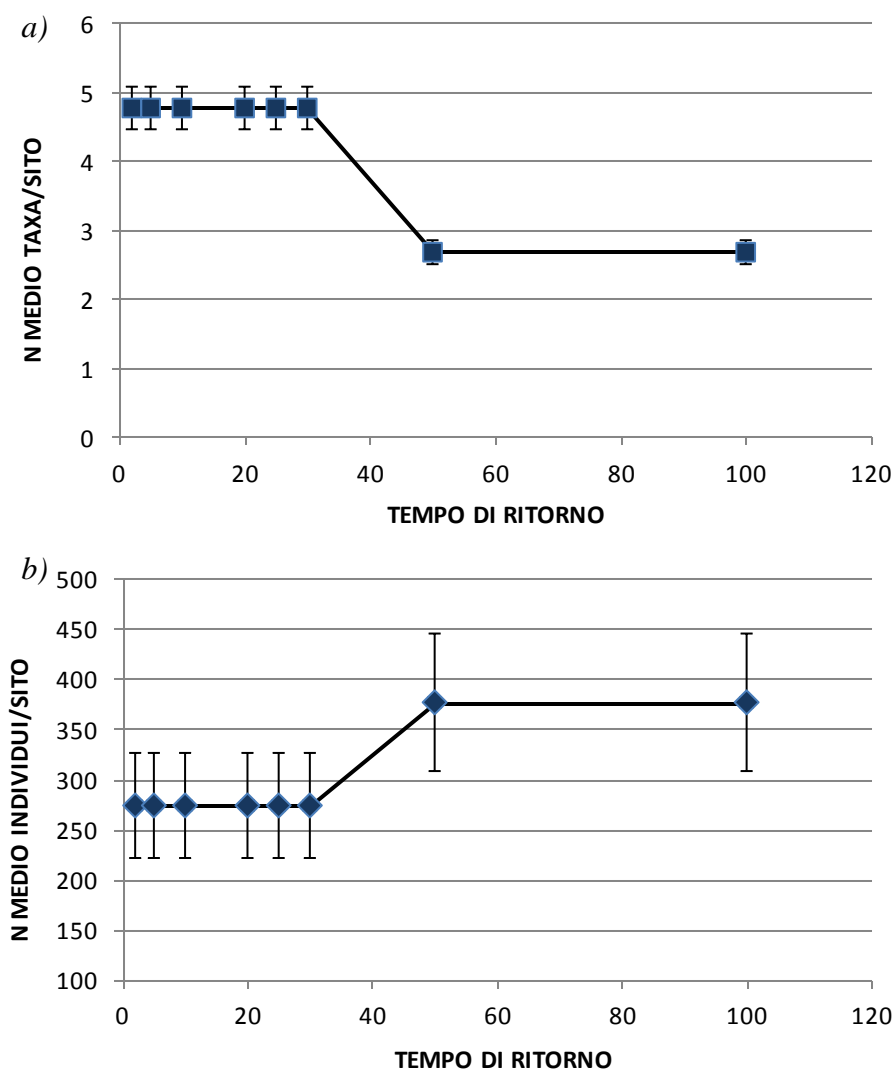


Figura 4.19. Risultati delle simulazioni previsionali effettuate per il numero medio di taxa (a) e il numero medio di individui (b) ($n=48$) \pm e.s. per il sito di BELLOCCHIO.

Poiché il sito di BELLOCCHIO è caratterizzato da una elevata eterogeneità ambientale, che si riflette anche sulle composizione e struttura delle comunità, si è deciso di

analizzare separatamente i campioni, utilizzando come soglia discriminante la mediana granulometrica.

I campioni caratterizzati da sedimento fangoso ($\phi > 4.5$) mostrano una diminuzione del numero medio di taxa (Fig.4.20a) e un aumento del numero medio di individui (Fig.4.20b); per quest'ultima variabile, tuttavia, livello di incertezza resta abbastanza elevato.

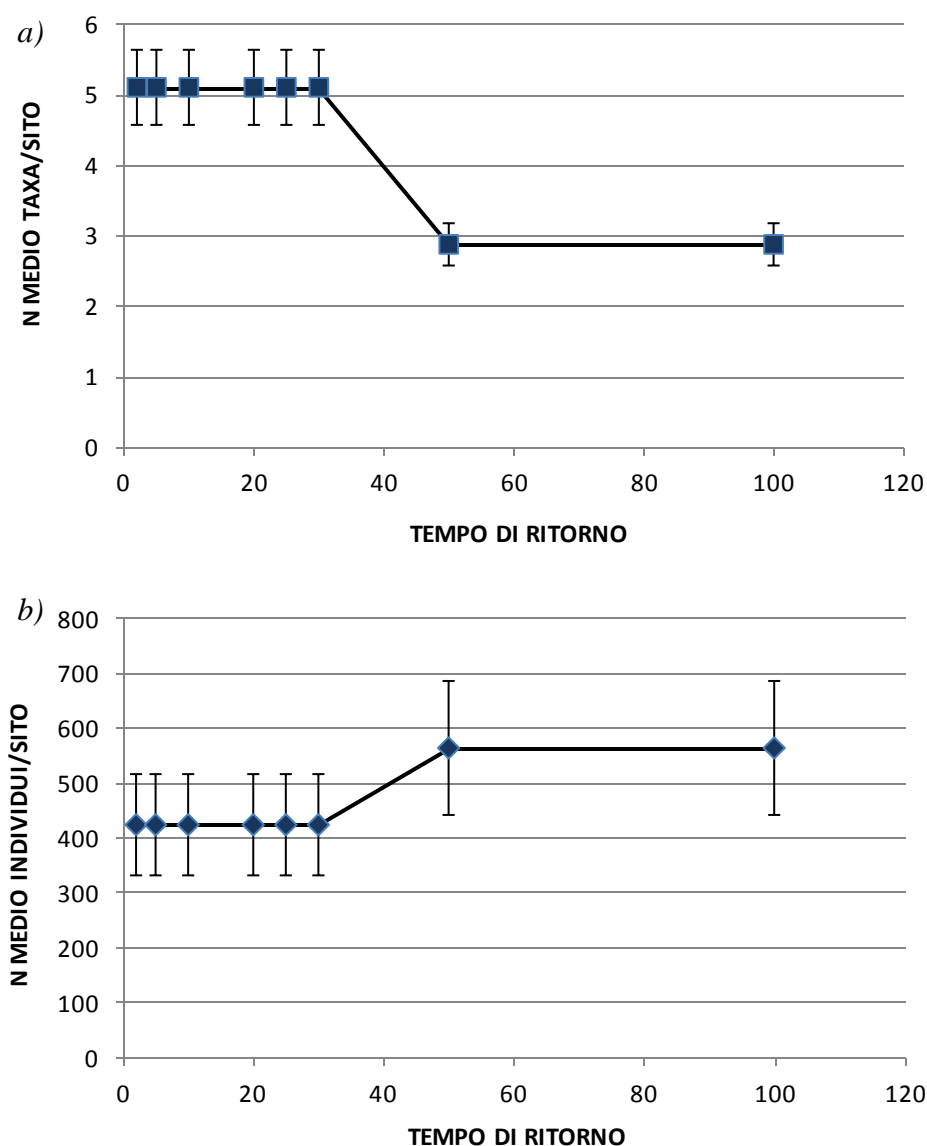


Figura 4.20. Risultati delle simulazioni previsionali per il numero medio di taxa (a) e per il numero medio di individui (b) riguardanti i campioni di BELLOCCHIO caratterizzati da sedimento fangoso ($n=24$) \pm e.s..

I campioni sabbiosi (Fig.4.21 a, b) evidenziano trend analoghi, ma con valori di incertezza più contenuti per quanto riguarda il numero medio di individui.

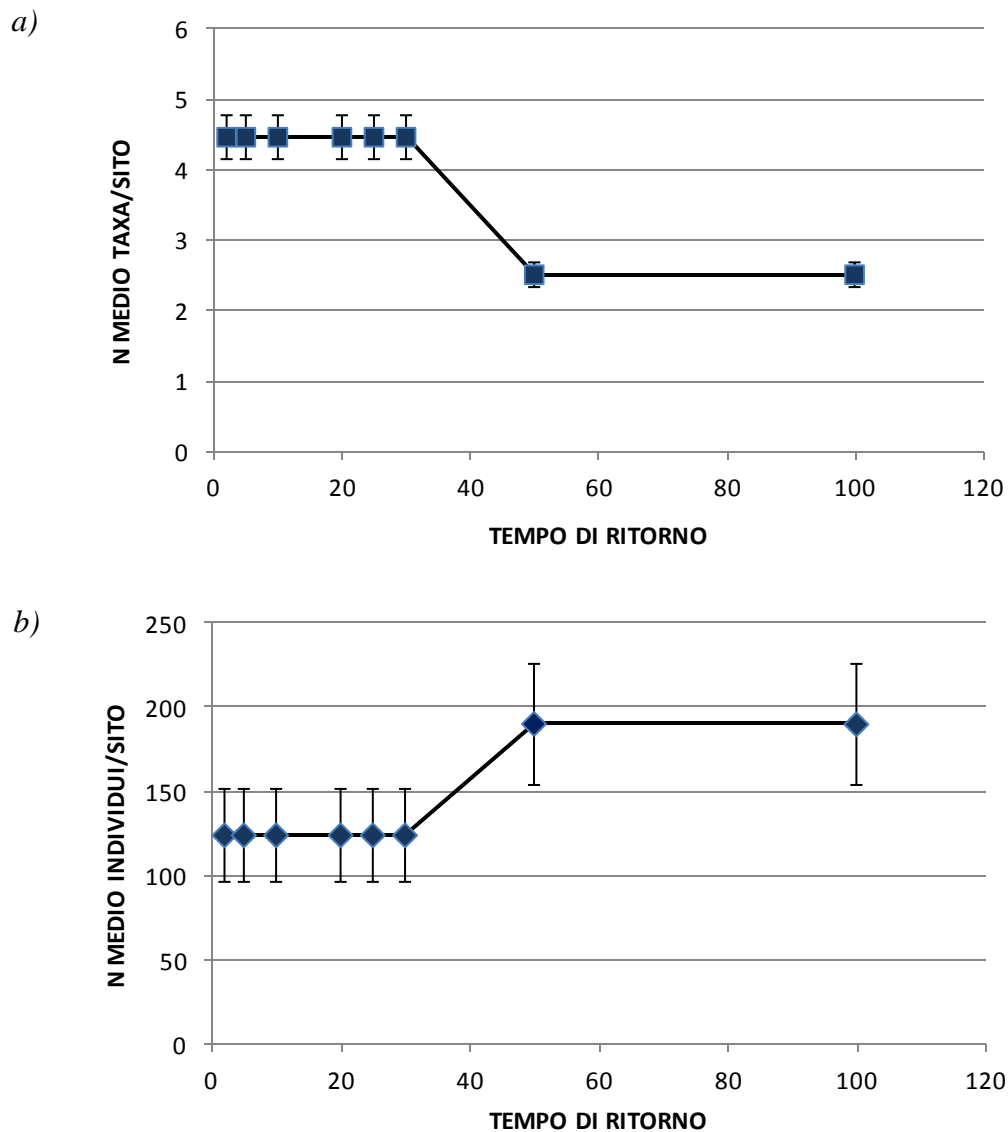


Figura 4.21. Risultati delle simulazioni previsionali per il numero medio di taxa (a) e per il numero medio di individui (b) riguardanti i campioni di BELLOCCHIO caratterizzati da sedimento sabbioso ($n=24$) \pm e.s..

5. DISCUSSIONE E CONCLUSIONE

Lo studio oggetto della presente tesi ha messo in evidenza chiare differenze significative tra la composizione e la struttura delle comunità macrobentoniche caratterizzanti i due siti di studio. Nel complesso sono stati contati 22500 organismi e isolati 54 taxa. Il numero medio di taxa variava da un minimo di 4 a un massimo di 8 taxa per campione (Fig.4.1), mentre le densità medie di individui mostravano valori minimi di 10 ind./camp. e massimi di oltre 1000 ind./camp. (Fig.4.2). Uno studio precedente riguardante i popolamenti macrobentonici di tre spiagge situate lungo la costa romagnola aveva mostrato valori del numero di specie e del numero di individui inferiori rispetto a quelli rilevati in questa tesi (Fini, 2011).

Le comunità macrobentoniche presenti nel sito di BELLOCCHIO sono infatti caratterizzate da un elevato numero di taxa e di individui, in particolare al livello della bassa marea. Le analisi hanno, quindi, evidenziato un'elevata eterogeneità della struttura di comunità all'interno di questo sito, rispetto a quello di SPINA (Figg.4.3 e 4.4), e una netta differenza tra i due livelli mareali (Fig.4.5). Tale differenza è dovuta principalmente alla quasi esclusiva presenza in BELLOCCHIO degli anfipodi del genere *Corophium* e del polichete *Polydora* sp. (Tab.4.5). Questi costituiscono inoltre di gran lunga i taxa dominanti nei campioni di bassa marea di quel sito (con abbondanze medie di centinaia di ind./camp. a fronte di alcune decine, se non unità, negli altri siti/marea). Questi due taxa sono elementi caratterizzanti i popolamenti macrobentonici delle lagune costiere e le loro densità nel sito di BELLOCCHIO risultano tra loro fortemente correlate (Fig.4.10). *Polydora* è un polichete spionide, caratterizzato dalla presenza di sete modificate in pettini rigidi (V setigero) che gli permettono di scavare tubi all'interno del sedimento; dal punto di vista trofico questo polichete è un *suspension feeder*, in quanto utilizza i due lunghi palpi per catturare particelle organiche in sospensione. La correlazione tra *Polydora* sp. e *Corophium* spp. sembra essere dovuta anche al comportamento di *Corophium* che è in grado di sfruttare i tubi costruiti dal polichete come rifugio e fonte di cibo. I corofidi infatti, essendo dei *deposit feeders*, si nutrono di materia organica presente nel sedimento fangoso, che è particolarmente abbondante all'interno dei tubi di *Polydora* sp. (Daro, 1971).

I popolamenti rinvenuti a SPINA presentano valori di densità e del numero di taxa minori rispetto a BELLOCCHIO (Figg.4.1 e 4.2). Tale differenza potrebbe essere dovuta all'interazione tra esposizione all'idrodinamismo e livelli di impatto antropico abbastanza elevati. Lido SPINA è un sito fortemente antropizzato, dove il turismo balneare è molto sviluppato; la spiaggia è in erosione da alcuni anni (ARPA, 2007) e per questo motivo subisce periodicamente interventi di ripascimento, che, insieme alle conseguenti attività di *buldozzing*, per spianare la sabbia riportata, e di pulizia della spiaggia, costituiscono un frequente fattore di disturbo per gli organismi bentonici. Un recente studio effettuato lungo le coste olandesi ha evidenziato infatti che il ripascimento può alterare la composizione e la struttura delle comunità macrobentoniche; in particolare il polichete spionide *Scolecopsis squamata* sembra comportarsi come una specie opportunistica, in grado di ricolonizzare rapidamente il fondale dopo gli interventi di ripascimento (Leewis et al., 2012).

La presenza di *Scolecopsis squamata* e *Eurydice* sp. (Tab.4.4) evidenzia che il sito di SPINA è caratterizzato dalle tipiche comunità delle spiagge sabbiose; l'associazione delle due specie suddette, infatti, è comune nella zona intertidale di molte coste sabbiose europee esposte al moto ondoso (Eleftheriou & McIntyre, 1976; Van Hoey *et al.*, 2004). È noto inoltre che questi due taxa prediligono ambienti con elevato idrodinamismo a causa del loro habitus alimentare (Jones, 1970; Dauer, 1983).

Per quanto riguarda le variabili abiotiche, dal presente studio emerge che le caratteristiche granulometriche (mediana e classazione) e il contenuto di sostanza organica sono le variabili maggiormente responsabili delle differenze osservate tra i popolamenti macrobentonici analizzati (Tab. 4.12, Figg.4.15 e 4.16). Numerosi studi hanno evidenziato che l'abbondanza e il numero di taxa degli organismi macrobentonici sono correlati a diversi fattori, tra i quali appunto la granulometria del sedimento e la quantità di sostanza organica in esso contenuta (McLachlan *et al.*, 1981, McLachlan, 1983, Brown and McLachlan, 1990, Soares, 2003, Defeo and McLachlan, 2011).

Dal punto di vista morfodinamico il litorale Nord Adriatico può essere inserito all'interno di un contesto globalmente dissipativo; si è comunque tentato di distinguere il diverso grado di riflessività delle spiagge oggetto di studio. Lido SPINA sembra caratterizzato da una condizione di maggiore riflessività rispetto a BELLOCCHIO, in

quanto presenta una granulometria più grossolana e un profilo di spiaggia più ripido (Fig.4.11). La PCA infatti raggruppa i punti campione dei due siti sulla base della pendenza della spiaggia e dell'ampiezza dell'intertidale, che risultano rispettivamente maggiore e minore a SPINA, confermando quanto detto precedentemente. La granulometria e la percentuale di sostanza organica separano invece i campioni dei due livelli di marea all'interno del sito di BELLOCCHIO. Occorre ricordare che questa area è già interessata dal fenomeno del *retreat*, in quanto il mare ha completamente eroso il vecchio cordone litoraneo che proteggeva il retrostante stagno costiero; di conseguenza il moto ondoso ha dato inizio alla rideposizione di sedimento più grossolano nella zona intertidale superiore (*upper intertidal zone*), come dimostrano i dati riguardanti la mediana granulometrica e la classazione (Figg.4.11 e 4.12). Le analisi dei principali parametri chimico-fisici supportano quanto detto precedentemente, con valori di salinità e pH minori rispetto a SPINA. Per questo motivo anche i popolamenti macrobentonici presentano taxa tipici di ambienti di transizione e lagunari (Tab.4.10).

Le simulazioni effettuate per valutare la resistenza dell'habitat intertidale agli eventi naturali di disturbo (*storm surge* e *flooding*), stando allo scenario attuale che non prevede innalzamento del livello del medio mare (*sea level rise* nullo), evidenziano risposte differenti per le comunità macrobentoniche delle spiagge considerate. In particolare le comunità presenti a SPINA sembrano non risentire del disturbo legato allo *storm surge* e al *flooding* (anche per eventi estremi rari, cioè con lunghi tempi di ritorno), in quanto la simulazione prevede che sia il numero medio di taxa che la densità media degli organismi restino costanti per tutti i tempi di ritorno (Fig.4.18). I risultati relativi a BELLOCCHIO mostrano invece di risentire degli effetti di disturbo estremi, con diminuzione del numero di taxa e aumento delle densità degli organismi macrobentonici per tempi di ritorno di 50, 100 anni (Fig.4.19). Dal punto di vista ecologico questo risultato indica che le specie più sensibili al tipo di disturbo considerato potrebbero scomparire totalmente, mentre le popolazioni delle specie più resistenti sarebbero in grado di accrescere la loro dimensione grazie alla ridotta competizione. Interessanti sono le differenze evidenziate dalle simulazioni effettuate su campioni caratterizzati da differente mediana granulometrica (Figg.4.20 e 4.21). Le comunità che popolano i sedimenti fangosi mostrano infatti un aumento del numero

medio di individui meno significativo rispetto a quelle delle zone sabbiose, indicando un possibile effetto di *buffering* dovuto alla maggior compattezza e coerenza del sedimento fine che, offrendo minori scabrosità alle “shear currents”, subisce una minore risospensione da parte dell’energia del moto ondoso, a meno che questa non sia particolarmente elevata come, appunto, nel raro caso di mareggiate eccezionali.

In conclusione, il presente studio conferma il ruolo preponderante della tessitura granulometrica e del contenuto di sostanza organica nel determinare la composizione e la struttura dei popolamenti bentonici delle spiagge sabbiose. Le simulazioni indicano inoltre che l’inasprimento (Fig.4.11) dei fenomeni estremi, quali *storm surge* e *flooding*, potrebbe avere un effetto negativo sulla diversità della componente macrobentonica, soprattutto per gli ambienti di transizione già interessati da fenomeni erosivi.

La perdita di specie che svolgono processi ecosistemici particolarmente importanti, come il riciclo dei nutrienti, potrebbe favorire l’aumento di abbondanza di specie opportunistiche, l’insediamento di specie alloctone, con la conseguente alterazione, se non scomparsa, delle principali funzioni ecologiche degli ecosistemi marini costieri.

BIBLIOGRAFIA

- Anderson M.J. (2001). *A new method for non-parametric multivariate analysis of variance*. Australian Journal of Ecology, 26: 32-46.
- Anderson M.J., Gorley R.N., Clarke K.R. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods.
- Argano R. & Campanaro A. (2010). *Checklist della flora e della fauna dei mari italiani: Isopoda*. Biologia Marina Mediterranea, 17 (suppl. 1): 491-498
- ARPA REGIONE EMILIA-ROMAGNA (2007). *Stato del litorale Emiliano - romagnolo all'anno 2007 e piano decennale di gestione*.
- Bally R. (1981). *The ecology of three sandy beaches on the west coast of South Africa*, PhD thesis, University of Cape Town.
- Bertasi F., Colangelo M.A., Colosio F., Gregorio G., Abbiati M., Ceccherelli V.U. (2009). *Comparing efficacy of different taxonomic resolutions and surrogates in detecting changes in soft bottom assemblages due to coastal defence structures*. Marine Pollution Bulletin, 58: 686-694.
- Beyst B., Hostens K., Mees J. (2001). *Factors influencing fish and macrocrustacean communities in the surf zone of sandy beach in Belgium: temporal variation*. Journal of Sea Research, 46: 281-294.
- Bindoff N.L., Willebrand J., Artale V., Cazenave A., Gregory J., Gulev S., Hanawa K., Le Quèrè C., Levitus S., Nojiri Y., Shum C.K., Talley L.D. (2007). *Observations: oceanic climate and sea level*. In: Solomon S., Qin D., Manning M. et al. (Eds), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK: 385-432.
- Bozzeda F., Colangelo M.A., Ceccherelli V.U. (submitted). *Fuzzy Bayesian Ecological Model (FBEM): an innovative hybrid approach for modeling ecosystem assessment*.

Brown A.C. & McLachlan A. (1990) *Ecology of Sandy Shores*. Amsterdam, the Netherlands: Elsevier.

Brown A. C. and McLachlan A. (2002). *Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025*. Environmental Conservation, 29: 62-77.

Capecchi S. (2012). *Previsioni di stati ecosistemici dell'intertidale sabbioso del Nord Adriatico in risposta ad eventi meteorologici estremi*. Tesi di Laurea in Biologia Marina, Università di Bologna.

Castelli C., Lardicci C., Tagliapietra D. (2003). *Il macrobenthos di fonde molle*. In: Gambi M.C. e Dappiano M. (2003). Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo. Società Italiana di Biologia Marina, 10 (Suppl.1): 109-144.

Castelli A., Bianchi C.N., Cantone G., Çinar M.E., Gambi M.C., Giangrande A., Sareri D.I., Lanera P., Licciano M., Musco L., Sanfilippo R., Simonini R. (2008). *Checklist della flora e della fauna dei mari italiani: Anellida Polychaeta*. Biologia Marina Mediterranea, 15 (suppl.1): 323-373.

Clarke K.R., (1993). *Non parametric multivariate analysis of changes in community structure*. Australian Journal of Ecology, 18: 117-143.

Clarke K.R. & Gorley R.N. (2006). Primer v6 User Manual/ Tutorial.

Clarke K.R. & Warwick R.M. (1994). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council, Plymouth Marine Laboratory, UK.

Cognetti G. (1982). *Adaptive strategy of brackish-water fauna in pure and polluted waters*. Marine Pollution Bulletin, 13: 249-250.

Cognetti G., De Angelis C.M., Orlando E., Bonvicini Pagliai A.M., Cognetti Varriale A.M., Crema R., Mari M., Mauri M., Tongiorgi P., Zuneralli Vandini R. (1978) . *Risanamento e protezione dell'ambiente idrobiologico delle Lagune di Orbetello. I*.

Situazione ecologica e ittiocoltura. Ingegneria Ambientale, Inquinamento e Depurazione, 7: 343-406.

Covazzi Harriague A., Albertelli G. (2007). *Environmental factors controlling macrofaunal assemblages on six microtidal beaches of the Ligurian Sea (NW Mediterranean)*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 73: 8-16.

Crema R., Bonvicini Pagliai A.M., Cognetti Varriale A.M., Morselli I., Zunarelli Vandini R. (1983). *Ruolo delle comunità macrozoobentoniche nel monitoraggio biologico dell'ambiente marino costiero*. In: Eutrofizzazione dell'Adriatico. Ricerche e linee di intervento. Regione Emilia Romagna: 379-384.

Daro M.H. (1971). *L'association des amphipodes et des Polydora ciliata à la côte belge*. IZWO Collected Reprints 1.

Dauer D. M., 1983. *Functional morphology and feeding behavior of Scolelepis squamata (Polychaeta: Spionidae)*. Marine Biology, 77: 279–285.

Defeo O., McLachlan A. (2005). *Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis*. Marine Ecology Progress Series, 295: 1-20.

Defeo O., McLachlan A. (2011). *Coupling between macrofauna community structure and beach type: a deconstructive meta-analysis*. Marine Ecology Progress Series, 433: 29-41

Defeo O., Rueda M. (2002). *Spatial structure, sampling design and abundance estimates in sandy beach macroinfauna: some warnings and new perspectives*. Marine Biology, 140: 1215-1225.

Defeo O., McLachlan A., Schoeman D.S., Schlacher T.A., Dugan J., Jones A., Lastra M., Scapini, F. (2009). *Threats to sandy beach ecosystems: A review*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 81: 1-12.

Dexter D.M. (1969). *Structure of an intertidal sandy beach community in North Carolina*. Chesapeake Science, 10 :93-98.

Dexter D.M. (1972). *Comparison of the community structures in a Pacific and an Atlantic Panamanian sandy beach*. Bulletin of Marine Science, 22: 449-462

Dexter D.M. (1983). *Community structure of intertidal sandy beaches in New South Wales, Australia*. In: McLachlana & Erasmus (eds), *Sandy Beaches as Ecosystems*, The Hague : Junk : 461-473.

Eleftheriou A. & McIntyre A. D. 1976. *The intertidal fauna of sandy beaches: a survey of the Scottish coast*. Scottish Fisheries Research Report, 6: 1–61.

Ellis D. (1985). *Taxonomic sufficiency in pollution assessment*. Marine Pollution Bulletin, 16: 459.

Faith D.P., Minchin P.R., Belbin L. (1987). *Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance*. Vegetation, 69: 57-68.

Fini E., (2011). *Effetti degli interventi antropici di difesa costiera sulle comunità bentoniche delle spiagge del Nord Adriatico*. Tesi di Laurea in Biologia Marina, Università di Bologna.

Giere O., (2009). *Meiobenthology. The Microscopic motile Fauna in Aquatic Sediments*. Springer-Verlag ed., Berlin Heidelberg, 328 pp.

Halpern B.S., Walbridge S., Selkoe K.A., Kappel C.V., Micheli F., D'Agrosa C., Bruno J.F., Casey K.S., Ebert C., Fox H.E., Fujita R., Heinemann D., Lenihan S.H., Madin E.M.P., Perry M.T., Selig E.R., Spalding M., Stenek R., Watson R. (2008). *A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems*. Science, 15: 948-952.

Harris L., Nel R., Schoeman D. (2011). *Mapping beach morphodynamics remotely: a novel application tested on South African sandy shores*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 92: 78-89.

Jones, D. A., 1970. *Factors affecting the distribution of the intertidal isopods Eurydice pulchra Leach and E. affinis Hansen in Britain*. Journal of Animal Ecology, 39: 455–472.

Jones A.R., Gladstone W., Hacking N.J. (2004). *Sandy Beach Ecosystems and Climate Change: Potential Ecological Consequences and Management Implications*. Coast to Coast 2004, Australia's 6th National Coastal Management Conference, Tasmania, Department of Primary Industries Water and Environment, Hobart, Tasmania.

Jones A.R., Gladstone W., Hacking N.J. (2008) *Australian sandy-beach ecosystems and climate change: ecology and management*. *Zoologist*, 34: 190–202.

Kendall M.G. (1970). *Rank Correlation Methods* (IV ed). Griffin and Co. Ltd.

Leewis L., van Bodegom P.M., Rozema J., Janssen G.M. (2012). *Does beach nourishment have long-term effects on intertidal macroinvertebrate species abundance?* *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 113: 172-181.

Little C. (2000). *The Biology of Soft Shores and Estuaries*. Oxford University press, UK.

Marchetti R. (1993). *Ecologia applicata*. Società Italiana di Ecologia, Milano, Cap. II.

McLachlan A. (1983). *Sandy beach ecology – A review*. In: McLachlan, A., Erasmus, T. (Eds.), *Sandy Beaches as Ecosystems*. W. Junk, The Hague, pp. 321-380.

McLachlan A. (1990). *Dissipative beaches and macrofauna communities on exposed intertidal sands*. *Journal of Coastal Research*, 6: 57-71.

McLachlan A. (1996). *Physical factors in benthic ecology: effects of changing sand particle size on beach fauna*. *Marine Ecology Progress Series*, 131: 205-217.

McLachlan A., Brown A. (2006). *The Ecology of Sandy Shores*. Elsevier, Amsterdam.

McLachlan A., Wooldridge T., Dye A. H. (1981). *The ecology of sandy beaches in Southern Africa*. *South African Journal of Zoology* 16: 219-231.

Meehl G.A., Stocker T.F., Collins W.D., Friedlingstein P., Gaye A.T., Gregory J.M., Kitoh A., Knutti R., Murphy J.M., Noda A., Raper S.C.B., Watterson I.G., Weaver A.J., Zhao Z.-C. (2007). *Global Climate Projections*. In: Solomon S., Qin D., Manning M. *et al.* (Eds), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working*

Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK: 747-846.

Miller L., Douglas B.C. (2006). *On the rate and causes of twentieth century sea-level rise*. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences, 364: 805-820.

Peterson C.H., Bishop M.J., Johnson G.A., D'Anna L.M. & Manning L.M. (2006) *Exploiting beach filling as an unaffordable experiment: benthic intertidal impacts propagating upwards to shorebirds*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 338: 205–221.

Rees C.B. (1939). *The plankton of the upper reaches of the Bristol Channel*. Journal of Marine Biology Association, 23: 397-425.

Riedl R. (1991). *Fauna e flora del Mediterraneo*. Franco Muzzio Editore.

Rodil I.F., Lastra M. (2004). *Environmental factors affecting benthic macrofauna along a gradient of intermediate sandy beaches in northern Spain*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 61: 37-44.

Ruffo S. (2010). *Checklist della flora e della fauna dei mari italiani: Amphipoda*. Biologia Marina Mediterranea, 17 (suppl.1): 499-515.

Schlacher, T.A., Schoeman, D. S., Dugan, J., Lastra, M., Jones, A., Scapini, F., McLachlan, A. (2008). *Sandy beach ecosystems: key features, sampling issues, management challenges and climate change impacts*. Marine Ecology 29 (1): 70-90.

Schultz G.A. (1982). Isopoda. In: Parker S.P. (ed), *Synopsis and classification of living organisms*, 2. McGraw Hill, New York: 249-255.

Short A.D. (1999). *Handbook of beach and shoreface morphodynamics*. John Wiley: USA.

Soares A.G. (2003). *Sandy beach morphodynamics and macrobenthic communities in temperate, subtropical and tropical regions – a macroecological approach*. PhD thesis, University of Port Elizabeth, South Africa.

Southward A.J. (1953). The *ecology of some rocky shores in the south of the Isle of Man*. Proceedings of Liverpool biological Society, 59: 1-50.

Thomson B.W., Riddle M.J., Stark J.S. (2003). *Cost-efficient methods for marine pollution monitoring at Casey Station, East Antarctica: the choice of sieve mesh-size and taxonomic resolution*. Marine Pollution Bulletin, 46: 232-243.

Tsuyuko Yamanaka, Dave Raffaelli, Piran C.L. White. (2010). *Physical determinants of intertidal communities on dissipative beaches: Implications of sea-level rise*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 88 (2): 267-278.

Underwood A.J., (1997). *Experiments in ecology*. Cambridge. University Press.

Van Hoey, G., Degraer, S., Vinex, M. (2004). *Macrobenthic community structure of soft-bottom sediments at the Belgian Continental Shelf*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 55: 599-613.

Warwick R.M., Clarke K.R. (1998). *Taxonomic distinctness and environmental assessment*. Journal of Applied Ecology, 35: 532-543

Watkin E.E. (1942). *The macrofauna of intertidal sand of Kames Bay, Millport, Bureshire*. Transactions of the Royal society of Edinburgh, 60: 543-561.

Yamanaka, T., Raffaelli, D., Piran C.L. White. (2010). *Physical determinants of intertidal communities on dissipative beaches: Implications of sea-level rise*. Estuarine, Coastal and Shelf Science 88 (2): 267-278.

Zadeh L.(1968). *Probability Measures of fuzzy events*. Journal of Mathematical Analysis and Application.

RINGRAZIAMENTI

Desidero innanzitutto ringraziare il Professor Ceccherelli per i preziosi insegnamenti elargiti durante questa laurea magistrale, per i consigli e le ore dedicate alla mia tesi. Inoltre, vorrei esprimere la mia più sincera gratitudine alla Prof.ssa Colangelo, per avermi dato la possibilità di partecipare ad un progetto di rilevanza internazionale, per essersi dimostrata una persona estremamente competente e al tempo stesso di grande simpatia. Intendo poi ringraziare il Dr. Bozzeda per il sostegno professionale e per la sua disponibilità.

Ringrazio con affetto i miei genitori e mia sorella Sara per il loro sostegno economico e morale, per essermi stati vicino durante questi due anni vissuti da studente fuori sede.

Ringrazio inoltre i miei colleghi di laboratorio e di corso, con cui ho condiviso molto tempo all'interno della facoltà, e per tutte le belle serate passate insieme.

Un ringraziamento speciale va a Simona, che mi ha sempre supportato e sopportato, soprattutto nell'ultimo periodo.