

ALMA MATER STUDIORUM  
UNIVERSITA' DI BOLOGNA

FACOLTA' DI SCIENZE MATEMATICHE FISICHE E NATURALI

Corso di laurea magistrale in Biologia Marina

**Previsioni di stati ecosistemici dell'intertidale sabbioso del Nord  
Adriatico in risposta ad eventi meteorologici estremi**

Relatore

Prof. Victor Ugo Ceccherelli

Presentata da

Sara Capecci

Correlatore

Dott. Fabio Bozzeda

II sessione

Anno Accademico 2012/2013







# Indice

<b>Premessa e scopo della tesi</b> .....	1
<b>1. Introduzione</b> .....	3
<b>2. Le spiagge sabbiose</b> .....	5
2.1 Proprietà fisiche .....	5
2.2 Ecologia .....	9
2.3 La resilienza costiera .....	11
2.4 Problemi e sfide nella gestione delle spiagge sabbiose .....	13
2.5 Gli ecosistemi sabbiosi costieri e il <i>climate change</i> .....	15
2.5.1 Il <i>Sea Level Rise</i> .....	16
2.5.2 Gli Eventi Estremi .....	17
2.5.3 Conseguenze e possibilità .....	18
2.6 Gestione dell'erosione costiera in Emilia-Romagna .....	19
2.7 Gli ecosistemi sabbiosi costieri: sistemi complessi .....	21
2.7.1 Come affrontare l'incertezza: "Fuzzy Bayes Ecological Model" .....	22
2.7.2 La fuzzy logic .....	23
2.7.3 Classificatore Naïve-Bayes .....	24
<b>3. La Meiofauna</b> .....	25
3.1 Turbellaria .....	27
3.2 Nemertinea .....	28
3.3 Nematoda .....	29
3.4 Gastrotricha .....	30
3.5 Copepoda: Harpacticoida .....	31
<b>4. Materiali e Metodi</b> .....	33
4.1 Caratterizzazione dell'area di studio .....	33
4.1.1 Lido di Spina .....	35
4.1.2 Bellocchio .....	36
4.2 Disegno di campionamento .....	37
4.3 Prelievo e trattamento dei campioni in campo .....	38
4.4 Trattamento dei campioni in laboratorio .....	39
4.5 Algoritmo compilatore fuzzy naïve-Bayes .....	43
4.5.1 Simulazione .....	45
4.6 Analisi dei dati .....	48
4.6.1 Analisi univariate .....	48
4.6.2 Analisi multivariate .....	49
<b>5. Risultati</b> .....	53
5.1 Analisi delle comunità meiobentoniche .....	53
5.2 Analisi delle variabili ambientali .....	64
5.3 Relazione tra componente biotica e variabili ambientali .....	68
5.4 Risultati delle simulazioni .....	71
<b>6. Discussioni e conclusioni</b> .....	81
<b>BIBLIOGRAFIA</b> .....	I



## **Premessa e scopo della tesi**

Il presente elaborato di Tesi si inserisce nell'ambito del progetto europeo THESEUS (*Innovative technologies for safer European coasts in a changing climate*).

Tale progetto, finanziato dalla Comunità Europea, vede coinvolti 31 istituti partner appartenenti a 12 paesi dell'Unione Europea e ad altri 7 paesi extraeuropei (Cina, Messico, Stati Uniti, Ucraina, Russia e Taiwan).

Il progetto parte da quattro considerazioni fondamentali:

1. grandi tratti di costa europea, densamente popolati ed economicamente essenziali, sono già minacciati dall'erosione costiera e dal *flooding* (alluvione costiera);
2. è previsto che il *climate change* e il *sea-level rise* aumenteranno la frequenza e la severità degli eventi di erosione e di inondazione;
3. gli approcci storici per la gestione di questi rischi sono incoerenti con la "Habitat Directive", in quanto vanno a sostenere la sicurezza umana a discapito degli habitat costieri;
4. l'Europa ad oggi non ha ancora sviluppato un approccio integrato per la valutazione e la gestione dei crescenti rischi dovuti ai fenomeni di erosione e di *flooding*.

THESEUS si propone, quindi, di ideare e applicare tecnologie innovative con l'obiettivo generale di fornire un'adeguata metodologia integrata per la pianificazione di strategie di difesa costiera sostenibili. Lo scopo, infatti, è quello di gestire i processi di erosione costiera, conseguenti all'innalzamento del livello del mare con tutti gli aspetti tecnici, sociali, economici ed ambientali ad essi connessi, nella maniera più efficiente possibile.

In particolare il presente lavoro si colloca all'interno del *work package 3: Ecologically based mitigation measures and design*. In tale ambito THESEUS esaminerà in che misura gli habitat naturali "biogenici" possono offrire protezione costiera e come tale protezione possa essere migliorata e gestita; cercherà anche di fornire una conoscenza approfondita della vulnerabilità e della resilienza ambientale alle inondazioni marine. Tali tipologie di informazioni risulteranno essenziali per poter procedere all'identificazione degli habitat che dovranno essere protetti e di quelli in cui poco o niente dovrà essere fatto, così, fornendo linee guida per una corretta progettazione dei piani di gestione.

E' noto, infatti, come gli impatti sugli habitat naturali stanno accelerando a seguito della rapida espansione degli insediamenti antropici; in particolare l'intensificazione dell'urbanizzazione costiera ha focalizzato tali impatti lungo le zone costiere di tutto il mondo, per la maggior parte, caratterizzate da litorali sabbiosi (McLachlan & Brown, 2006). Le modificazioni antropiche delle coste sabbiose hanno avuto inizio almeno due secoli fa (Nordstrom, 2000), ed è previsto che esse aumenteranno ancora nei prossimi decenni (Brown *et al.*, 2008); è constatato, infatti, che più della metà della popolazione mondiale vive entro i primi 60 km dalla linea di costa, e che tale affollamento sia destinato a crescere, anche fino ai tre quarti della popolazione umana, già entro il 2020 (UNCED 1992).

Il *Global climate change*, e in particolare il conseguente *sea level rise*, hanno aggiunto una nuova dimensione al cambiamento mondiale della linea di costa (Jones *et al.*, 2007; Schlacher *et al.*, 2008). Diventa quindi importante, in un'ottica di preservazione e di gestione, capire come gli ecosistemi sabbiosi costieri e i beni e servizi che essi forniscono, risponderanno a questi cambiamenti ambientali.

A tale scopo la prima parte del lavoro ha avuto come obiettivo quello di analizzare la componente biotica e abiotica della zona intertidale di due differenti siti lungo la costa emiliano-romagnola. I tratti di spiaggia presi in considerazione, infatti, sono stati gestiti in maniera diversa. In particolare la mia attenzione si è focalizzata sull'analisi della meiofauna, per valutare l'eventuale differenza presente nella composizione e nelle abbondanze relative tra i popolamenti dei due siti a differente gestione.

La seconda parte del lavoro, invece, vede l'utilizzo di un approccio metodologico innovativo e revisionale, chiamato "Fuzzy Bayes Ecological Model" (FBEM) (Bozzeda *et al.*, *submitted*), che è stato sviluppato proprio nell'ambito del progetto THESEUS. L'applicazione del FBEM in THESEUS è finalizzata alla simulazione delle risposte ecosistemiche ad eventi di *flooding* costiero ed al fenomeno del *sea level rise*. In questo elaborato, il modello è stato applicato per descrivere eventuali cambiamenti dei popolamenti meiobentonici, scelti per l'appunto come indicatori chiave della vulnerabilità ecologica della zona intertidale sabbiosa, individuata come primo recettore costiero agli eventi di *flooding*, in due diversi siti del Nord Adriatico. Nello specifico, l'utilizzo del modello è servito per poter confrontare la situazione attuale relativa allo scenario 1 del *sea level rise* (SLR=0 m) con quella futura del 2080, relativa allo scenario 4 (SLR=0,22 m), prendendo in considerazione otto tempi di ritorno di eventi simulati di *flooding* a intensità crescente.



# 1.Introduzione

Gli ecosistemi costieri rappresentano una zona di transizione tra l'ambiente marino e quello terrestre, un ecotono altamente dinamico tra due ambienti di per sé omogenei. Come zona di confine terra-mare evolve con estrema rapidità, molto più di altri ambienti marini e terrestri. E', infatti, l'ambiente al mondo che riceve la più alta energia da fonti esterne, la principale delle quali è l'incessante azione delle onde. Interessata da processi di tipo chimico, fisico, biologico, morfologico e geologico, tutti interagenti tra loro in maniera complessa, essa si presenta con forme estremamente diversificate: baie, spiagge, delta, estuari, fiordi, piani di marea, tratti rocciosi, formazioni coralline etc.. La sua realtà diventa, quindi, di difficile identificazione.

Molte sono le definizioni legate al termine di "zona costiera", in funzione del diverso approccio tematico adottato. Fra tutte quelle esistenti, quella maggiormente corrispondente al nostro approccio di studio è la definizione di "Zona Costiera" fornita dalla Convenzione di Barcellona per la protezione dell'ambiente marino del Mediterraneo, del 1995: *"Spazio geomorfologico, dove si manifesta l'interazione tra la componente marina e quella terrestre nel campo dei sistemi ecologici complessi comprendenti sia la componente biotica sia quella abiotica e spazio di azione per le comunità umane e le loro attività socio-economiche"*.

Finalmente la fascia costiera viene vista non solo come un sistema fisico di variabili ambientali, ma come un sistema complesso di interazioni biotiche e abiotiche le quali vanno a formare un habitat, unico nel suo genere, ma altamente fragile, da cui l'uomo può comunque trarne un esclusivo vantaggio! Per riuscire a mantenere questo vantaggio il primo passo è considerare la zona costiera come un ambiente soggetto a un alto rischio. Numerose, infatti, sono le pressioni cui questo ambiente è sottoposto, tra queste le principali sono: l'innalzamento del livello del mare, la subsidenza naturale e indotta, i cambiamenti climatici con l'aumento degli eventi estremi, l'inquinamento, le modificazioni morfologiche, l'erosione costiera naturale e quella indotta da interventi antropici.



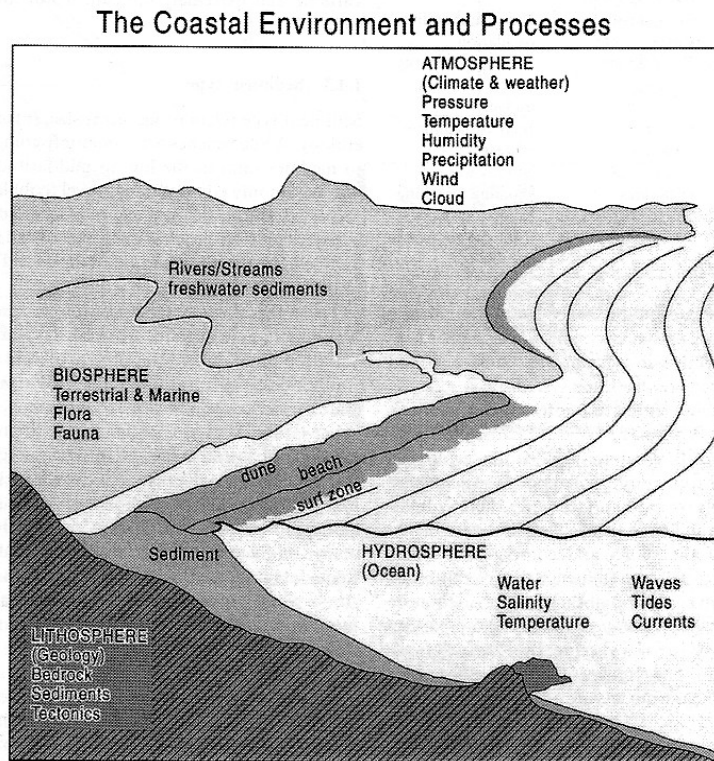
## 2. Le spiagge sabbiose

### 2.1 Proprietà fisiche

Secondo Short (1999) la "ricetta" per formare una spiaggia ha solo due "ingredienti": il sedimento e il moto ondoso, ossia il materiale e la macchina che lo assembla a formare un deposito con caratteristiche ben specifiche. Quando sono presenti questi due "ingredienti", le spiagge (o litorali) si originano lungo quasi tutte le coste, differenziandosi comunque anche nell'ambito di uno stesso tipo di costa dato l'elevato numero delle variabili che entrano in gioco. Un ulteriore "ingrediente", da non sottovalutare, è la pendenza del substrato su cui poggia la spiaggia. Roy *et al.* (1994) dimostrano che pendenze maggiori a  $0.8^\circ$  favoriscono il trasporto verso il largo impedendo la persistenza della spiaggia (costa e fondali diventano rocciosi).

Gli schemi generali di classificazione delle spiagge le distinguono in funzione dell'energia del moto ondoso (spiagge a bassa, media e alta energia) e dell'escursione di marea (spiagge microtidali, 0-2m; mesotidali, 2-4m; macrotidali, >4m). Ma anche se così definita, una spiaggia può sempre presentarsi in numerose forme (sebbene il campo di variabilità oggettivamente si riduce). In particolare le spiagge italiane sono a regime microtidale (con circa 0.5m di escursione di marea) e in genere a medio-bassa energia. La spiaggia non è solo quella che si vede, ma include anche una porzione sottomarina (la zona subtidale) la cui estensione eccede di 5-10 volte quella emersa. I suoi costituenti variano dalle ghiaie alle sabbie o a miscele di entrambe. Più rare sono le spiagge limose, per lo più relegate in zone protette (estuari, baie) o comunque ad energia molto bassa.

La spiaggia, è la parte più dinamica della superficie terrestre risentendo in vario modo delle numerose influenze derivanti da ciascuna delle quattro "sfere" che costituiscono il globo terraqueo: l'atmosfera (clima); l'idrosfera (oceani); la litosfera (geologia) e la biosfera (fauna e flora, marina e terrestre) (Fig.1).



**Figura 1. Da Short (1999).**

La spiaggia si estende dal piede della duna (o di una falesia o comunque dal limite massimo raggiunto dalle onde di tempesta) fino ove cessa sul fondale l'azione delle onde (profondità di chiusura). Quindi, la sua estensione corrisponde alla zona di esercizio del moto ondoso, ove il sedimento si muove e le morfologie cambiano in continuazione. La forma di un profilo di spiaggia, sebbene dipenda da caratteristiche locali (moto ondoso, tipo e quantità di sedimento), presenta sempre tre zone principali: **la spiaggia emersa** (*backshore*), **la spiaggia intertidale** (*foreshore*), e **la spiaggia sottomarina** (*nearshore*). La cresta di berma e il livello di bassa marea delimitano la seconda zona dalle altre due. Il profilo tipico di una spiaggia è illustrato in Figura 2.

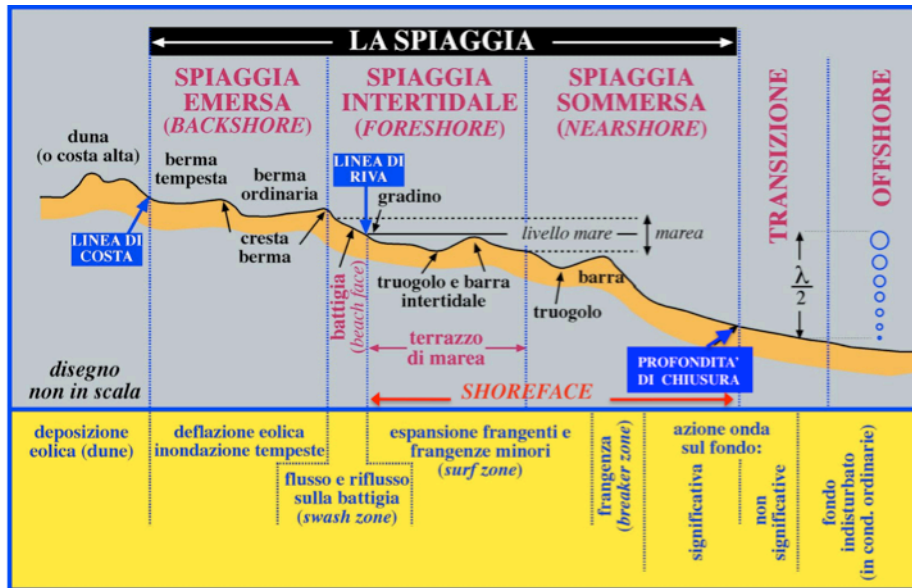


Figura 2. Profilo di una spiaggia sabbiosa.

L'interazione tra moto ondoso, regime tidale e sedimento produce un *continuum* morfodinamico di differenti tipologie di spiagge (Fig.3). Le spiagge macrotidali dissipative ne rappresentano un estremo, mentre le spiagge riflesse microtidali ne rappresentano l'altro, e nell'intervallo viene riconosciuta una serie di stati intermedi. Le spiagge dissipative sono caratterizzate da sedimento fine, forte moto ondoso, un profilo poco ripido della spiaggia e sono precedute da un'ampia *surfzone*, o zona dei frangenti, lungo la quale le onde perdono molta della loro energia; questa tipologia viene anche definita erosiva. Le riflesse o accrescitive, invece, presentano un sedimento grossolano, una ristretta zona intertidale, un alto profilo della spiaggia e assenza della surf zone, tutta l'energia delle onde viene riflessa verso mare (Defeo & McLachlan, 2005; McLachlan, 1990; Short, 1996).

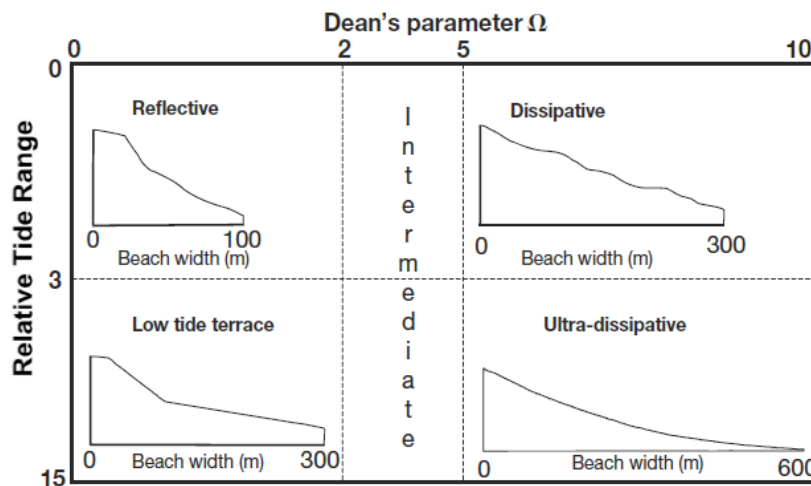


Figura 3. Classificazione delle spiagge basata sul rapporto tra il parametro di Dean e l'indice RTR (Defeo & McLachlan, 2005).

Bisogna comunque precisare, che una spiaggia non ricade sempre all'interno di una stessa categoria, ma per la medesima spiaggia il profilo morfologico cambia in funzione dello stato del mare con una ciclicità per lo più stagionale. Le due fasi principali sono rappresentate dal:

- profilo invernale con caratteristiche più tipiche di una spiaggia dissipativa;
- profilo estivo con caratteristiche più tipiche di una spiaggia riflessiva.

Diversi indici sono stati proposti e utilizzati dagli ecologi per quantificare le caratteristiche morfodinamiche di una spiaggia incorporando parametri come: altezza dell'onda, perdita di velocità, trasporto del sedimento e ampiezza di marea.

Uno di questi è il parametro di Dean ( $\Omega$ ), che descrivendo la capacità delle onde di modificare il litorale, esprime quanto è dissipativa o riflessiva una spiaggia microtidale. Tale parametro si basa sulla valutazione dell'energia dell'onda e della velocità di deposizione della sabbia (Short, 1996):

$$\Omega = \frac{Hb \times 100}{W_s \times T}$$

dove **Hb** corrisponde all'altezza, in metri, del frangente; **Ws** alla velocità di sedimentazione delle particelle di sedimento (m/s) e **T** al periodo dell'onda (s). Valori di  $\Omega$  minori di 2 definiscono le spiagge riflessive; valori maggiori a 5 definiscono le spiagge dissipative; mentre, l'intervallo tra i due valori caratterizza tutti gli stati intermedi delle spiagge (Fig.3). Essenzialmente, quindi,  $\Omega$  misura la capacità erosiva dell'energia del moto ondoso prevalente.

Il *Relative Tide Range* (RTR), invece, indica l'importanza relativa delle maree rispetto alle onde nel controllare la morfodinamica di una spiaggia:

$$RTR = \frac{Tr}{Hb}$$

dove **Tr** corrisponde all'altezza media della marea sigiziale.

## 2.2 Ecologia

Considerate a lungo dei deserti marini e ampiamente trascurate dagli studiosi, le spiagge rappresentano, invece, gli habitat tra i più vitali e più produttivi del pianeta dal punto di vista ecologico, economico e sociale. Esse forniscono, infatti, numerosi servizi ecosistemici che sono essenziali per supportare l'uso che l'uomo ne fa. I servizi ecosistemici più importanti includono:

1. deposito e trasporto di sedimenti;
2. effetto tamponante dell'energia scaricata sulla costa dal moto ondoso e dagli eventi estremi (uragani e tsunami);
3. risposta dinamica al *sea level rise* (con limiti);
4. trasformazione della sostanza organica e abbattimento degli inquinanti;
5. filtrazione e purificazione dell'acqua;
6. mineralizzazione e riciclo dei nutrienti;
7. mantenimento della biodiversità;
8. aree nursery per i giovanili dei pesci;
9. sedi di nido per tartarughe ed uccelli marini, e ripari per i pinnipedi;
10. paesaggi panoramici, e opportunità ricreative;
11. legami funzionali tra l'ambiente marino e terrestre nella zona costiera;

(Defeo *et al.*, 2009).

La nostra attenzione si è focalizzata in particolare sul corpo sabbioso della zona intertidale, questa tipicamente ospita tre differenti classi dimensionali di benthos:

- il Microbenthos, con organismi (vegetali ed animali) inferiori ai 63  $\mu\text{m}$ ;
- il Meiobenthos, con organismi (animali) compresi tra i 500 e 63  $\mu\text{m}$ ;
- il Macrobenthos, con organismi (animali) di dimensioni superiori ai 500  $\mu\text{m}$ ;

(Little, 2000).

La fascia intertidale, caratterizzata da substrato mobile, fornisce così due habitat per le popolazioni della fauna bentonica. L'habitat tipico del macrobenthos, quello rappresentato dalla matrice sabbiosa; e l'habitat interstiziale del meio e microbenthos. Il primo forma un sistema prevalentemente a due dimensioni (la dimensione verticale in particolare è sfruttata dagli organismi "fossori", tramite però il dislocamento della sabbia), uniforme, ma dinamico e instabile; il secondo più stabile, ma più complesso e con chiari gradienti verticali, forma pienamente un sistema a tre dimensioni (McLachlan, 1977).

La composizione dei popolamenti bentonici intertidali, e le abbondanze relative degli organismi che li rappresentano, sono di norma determinate da tutte quelle variabili fisiche che tipicamente caratterizzano la spiaggia e di cui si è già accennato sopra. Tra le diverse tipologie di spiagge, inoltre, quelle riflessive presentano una ricchezza in specie generalmente minore rispetto a quelle dissipative, dove le condizioni fisiche creano un ambiente più favorevole all'insediamento degli organismi e alla colonizzazione dell'habitat (McLachlan, 1990; McLachlan *et al.*, 1996, 1993).



### 2.3 La resilienza costiera

La resilienza costiera è definita come la capacità della costa di adattarsi ai cambiamenti indotti dal *sea level rise*, dagli eventi estremi e dagli impatti umani occasionali, mantenendo, contemporaneamente, nel lungo termine anche le funzioni svolte dal sistema costiero (European Commission, 2004).

La resilienza varia tra le diverse tipologie di sistemi costieri: una spiaggia sabbiosa dotata di dune costiere può essere più resiliente di una costa rocciosa frastagliata, a causa della capacità delle dune di ripristinarsi da sole, e a patto che ci sia abbastanza sedimento e tempo perché il naturale processo possa aver luogo.

Inoltre, tale definizione non richiede che il sistema costiero debba rimanere in uno stato di omeostasi continua. Specialmente se pensiamo che su scale a lungo termine la maggior parte dei sistemi costieri è in evoluzione e non necessariamente in equilibrio (Klein *et al.*, 1998).

La resilienza costiera, inoltre, dovrebbe far riferimento anche alle funzioni, in quanto, la capacità di adattamento di queste alle naturali fluttuazioni della linea di costa vanno ad aumentare la resilienza del sistema.

Infrastrutture antropiche permanenti costruite vicino alla costa diminuiscono la resilienza. Un esempio di come la funzionalità costiera può essere compatibile con le fluttuazioni della linea di costa sono le attività ricreative sulle spiagge: durante le tempeste stagionali (autunno ed inverno) l'erosione della spiaggia e delle dune non interferisce con le attività ricreative fino a quando, durante la stagione di calma (estate), la spiaggia riacquista di nuovo la sufficiente larghezza. La flessibilità nella costruzione delle strutture ricreative, come padiglioni e ristoranti balneari semi-permanenti, rappresenta una strategia adattativa a queste naturali variazioni ben conosciute in molte aree costiere.

In definitiva quindi la resilienza può essere considerata come una specifica proprietà dei sistemi costieri, misurabile nel caso in cui possa essere definita chiaramente nello spazio e nel tempo. Generalmente le spiagge sabbiose possono mostrare un comportamento resiliente nel caso in cui, esse, si trovino in un equilibrio dinamico. Ma ciò risulta vero solo per periodi di tempo relativamente brevi in quanto se andiamo a considerare scale di tempo più lunghe come decenni, secoli o addirittura tempi geologici, le spiagge sabbiose sono in continua evoluzione e non in equilibrio.

Ciò nonostante tale proprietà può essere utile se applicata alla normativa come linea guida nella formulazione di obiettivi e misure gestionali sostenibili contro l'erosione costiera. Le strategie adattative, infatti, dovrebbero includere misure per promuovere la resilienza costiera, come la protezione e la rigenerazione/stabilizzazione delle dune, il mantenimento dei tassi di sedimentazione, la disposizione di zone di tamponamento (*buffer*), e altre ancora (Defeo *et al.*, 2009).

Usare la resilienza costiera come “valore aggiunto” dovrebbe, quindi, contribuire all'uso sostenibile della zona costiera, anche tramite il potenziamento del suo valore ecologico e il rafforzamento delle attività economiche contemporaneamente alla minimizzazione dei rischi potenziali legati al *global climate change*.

## 2.4 Problemi e sfide nella gestione delle spiagge sabbiose

La conservazione della spiaggia come ecosistema funzionale e la protezione della sua esclusiva biodiversità richiedono interventi di gestione mirati non solo alla mitigazione delle minacce nei confronti delle proprietà fisiche, ma soprattutto interventi che includano la sua dimensione ecologica. Le spiagge sono oggi minacciate da numerose attività umane destinate a crescere nel corso del XXI secolo (Fig.4; Brown & McLachlan, 2002; Schlacher *et al.*, 2006, 2007).



**Figura 4. Esempi di minacce all'ecosistema spiaggia nel mondo (Schlacher *et al.*, 2008).**

Gli impatti antropici alle spiagge non sono un fenomeno moderno: l'umanità ha da sempre utilizzato e 'gestito' le coste nel corso della sua storia (Nordstrom, 2000). Tuttavia, la rapida crescita globale della popolazione, gli *shift* demografici verso la costa, la prosperità e lo sviluppo economico stanno oggi sottoponendo le spiagge a pressioni che agiscono su scale e grandezze senza precedenti (Brown & McLachlan, 2002; Schlacher *et al.*, 2006, 2007). In aggiunta agli impatti antropogenici, è previsto che il *global climate change* determinerà delle conseguenze drammatiche e durature all'ecosistema marino mondiale, in particolare quando le linee di costa si ritireranno verso l'entroterra in risposta al *sea level rise* (Feagin *et al.*, 2005; Harley *et al.*, 2006). La gestione della spiaggia è stata tradizionalmente focalizzata quasi esclusivamente sul mantenimento e il ripristino di quelle caratteristiche fisiche e geomorfologiche importanti per la difesa costiera, mentre gli aspetti ecologici sono stati raramente

considerati (James, 2000; Micallef & Williams, 2002). Questo anche perché in molte situazioni le informazioni ecologiche richieste dai piani di conservazione non sono presenti, e/o la comunicazione tra gli ecologi e gli ingegneri costieri non è sufficiente, generando così la produzione di piani di gestione delle spiagge mancanti della dimensione ecologica. Così, una gestione costiera che concili l'incessante incremento di domanda di benefici finanziari e ricreativi ottenuti dalle coste sabbiose con il bisogno di conservare le peculiari caratteristiche e i processi ecologici di queste, è diventata un problema critico.

Schlacher *et al.* (2008) propongono l'adozione di quattro principi che possono essere utilizzati nella gestione integrata degli aspetti fisici ed ecologici dei sistemi costieri sabbiosi per lo sviluppo di migliori pratiche di intervento. Questi sono:

1. Le spiagge sabbiose offrono una vasta gamma di beni e servizi ecosistemici che nessun altro ecosistema è in grado di supportare, e sono inoltre un "porto" di peculiare biodiversità.
2. Le spiagge di tutto il mondo si trovano sotto minaccia, essendo letteralmente 'schiacciate' tra l'innalzamento del livello del mare, sul versante marino, e dall'espansione e sviluppo della popolazione umana, sul versante terrestre.
3. Le spiagge sabbiose, incluse le dune e le aree subtidali, devono essere mantenute come ecosistemi intatti, in grado, sia di supportare i processi ecologici chiave sia di sostenere i molteplici usi che l'uomo ne fa.
4. Per le spiagge sabbiose l'impegno a lungo termine da parte di scienziati, manager e pubblico è fondamentale per lo sviluppo e l'adozione di politiche di gestione basate su principi ecologici.

## 2.5 Gli ecosistemi sabbiosi costieri e il *climate change*

Probabilmente, il *global climate change* è la prima sfida ambientale, economica e sociale del XXI secolo. Numerose prove, accumulate nel corso degli ultimi decenni, mostrano che le emissioni atmosferiche di gas serra hanno determinato cambiamenti importanti al clima mondiale e agli oceani (Solomon *et al.*, 2007); si prevede, inoltre, che questi cambiamenti siano destinati a diventare più grandi e più diffusi per la fine di questo secolo (Meehl *et al.*, 2007). Questo recente cambiamento climatico si è propagato a una moltitudine di effetti ecologici che si estendono su di una vasta gamma di ecosistemi, organizzazioni ecologiche e aree geografiche (Walther *et al.*, 2002).

Il *climate change* espone, quindi, anche gli ecosistemi costieri a grandi minacce (Harley *et al.*, 2006). Le spiagge, in particolare, andranno incontro all'impatto del *sea level rise*, ai cambiamenti dei regimi di moto ondoso e di tempesta, e all'alterazione dei budget sedimentari (Jones *et al.*, 2007). L'erosione accelerata delle spiagge e la recessione verso terra della linea di riva a causa dei cambiamenti climatici saranno, quindi, i temi fondamentali del futuro per gli ecosistemi sabbiosi costieri (Slott *et al.*, 2006). Globalmente circa il 70% delle spiagge si trova in una situazione di recessione, il 20-30% è stabile, mentre, solo il 10% o meno si trova in accrescimento (Bird, 2000).

Esistono oggi modelli geo-fisici che possono essere applicati a previsioni di cambiamenti associati al clima per le spiagge sabbiose (Zhang *et al.*, 2004). Tuttavia, non esistono modelli equivalenti per gli effetti ecologici del *climate change* sulle spiagge. Pertanto, emerge la necessità di dotarsi di approcci e metodologie in grado di prevedere le risposte ecologiche delle spiagge e gli effetti degli interventi antropici al cambiamento delle coste (Schlacher *et al.*, 2008).

In questo lavoro di tesi, sarà considerato come indicatore degli stati ecosistemici delle spiagge sabbiose il comparto meiobentonico della fascia intertidale. La scelta parte dall'accezione di ecosistema come sistema complesso composto da variabili ambientali fisiche, chimiche e biologiche inquadrate in una struttura gerarchica di interdipendenze. L'alto livello di dipendenza e la conseguente bassa posizione nella gerarchia delle variabili fanno sì che le variazioni della meiofauna bentonica riflettano le variazioni e, quindi, gli stati successivi dell'ecosistema. Per questo motivo, tenendo conto delle limitazioni legate alla definizione di ecosistema, in questo elaborato si parlerà di stato ecosistemico in riferimento alla meiofauna bentonica.

### 2.5.1 Il *Sea Level Rise*

Il tasso di crescita osservato del livello medio del mare è accelerato tra il XIX e il XX secolo con un incremento di 0,17 m (0,12-0,22 m) nel secolo scorso (Miller & Douglas, 2006). Questo aumento globale mostra variazioni regionali, per cui alcune zone oceaniche (come il Pacifico occidentale e l'Oceano Indiano) hanno contribuito ad incrementare più e più volte la media globale (Bindoff *et al.*, 2007). Esiste anche un incremento del livello di alta marea a causa del rinforzo dovuto alle mareggiate, supportato dall'osservazione di più frequenti ed estremi episodi di acqua alta in numerosi posti del mondo fin dal 1975 (Bindoff *et al.*, 2007). A partire dall'ultimo decennio del XXI secolo, il livello medio globale del mare si prevede che sarà più alto da 0,18 a 0,59 m secondo i sei scenari di emissione di gas serra SRES (*Special Report on Emission Scenarios*) sviluppati dall'IPCC (Fig.5, <http://www.ipcc.ch>), come conseguenza soprattutto della dilatazione termica degli oceani (Meehl *et al.*, 2007). Tale stima non tiene conto del possibile scioglimento dei ghiacciai in Groenlandia e Antartide, e per questo è criticata da molti scienziati come troppo conservazionistica. Indipendentemente dall'esatto valore di innalzamento del livello del mare (includere variazioni regionali), l'erosione accelerata delle spiagge e il ritiro verso terra della linea di riva sono praticamente certe (Zhang *et al.*, 2004). Questo determinerà un potenziale e disastroso flusso di conseguenze per le società costiere di tutto il mondo (Nicholls & Tol, 2006) con un'estesa perdita di habitat.

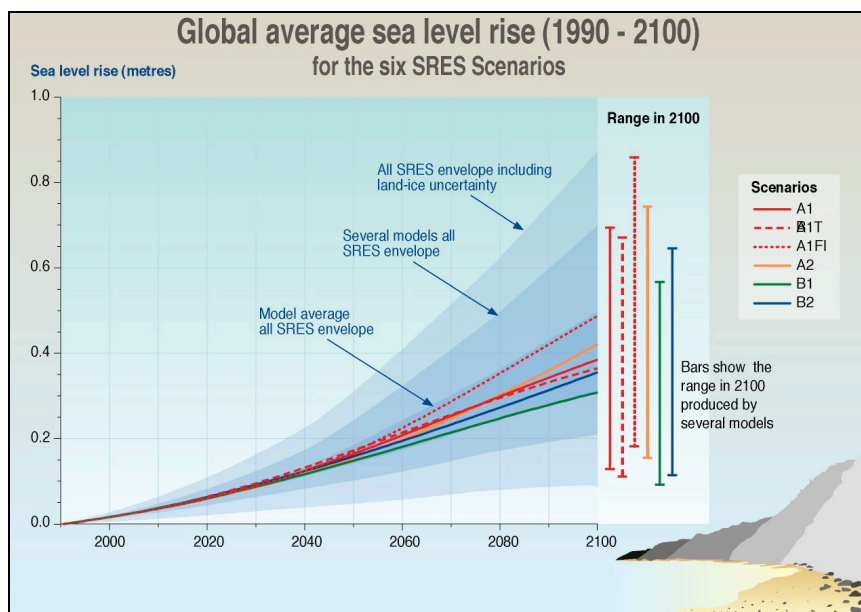


Figura 5. Andamenti stimati del *sea level rise* secondo i sei diversi scenari SRES dell'IPCC per il periodo 1990-2100.

## 2.5.2 Gli Eventi Estremi

L'attività dei cicloni su entrambi gli emisferi è cambiata nel corso degli ultimi cinque decenni. Le osservazioni, infatti, mostrano una tendenza verso una maggiore distruttività, una maggiore durata e una maggiore intensità delle tempeste (Webster *et al.*, 2005; Trenberth *et al.*, 2007). Allo stesso modo, entro la fine di questo secolo, è previsto anche un calo del numero totale di cicloni tropicali, che potrebbero però verificarsi con maggiore intensità (Meehl *et al.*, 2007). Ciò significa, di conseguenza, un accentuato incremento dell'energia del moto ondoso. Un esempio rappresentativo è costituito dal recente uragano Sandy (Fig.6), un ciclone post-tropicale di fine stagione che ha colpito la Giamaica, Cuba, Bahamas, Haiti, Repubblica Dominicana, la costa orientale degli Stati Uniti e il Canada orientale con un'estensione totale pari a 3200 km, venti fino a 175 km/h e un livello di *storm surge* osservato di 4,361 m (Fig.7).

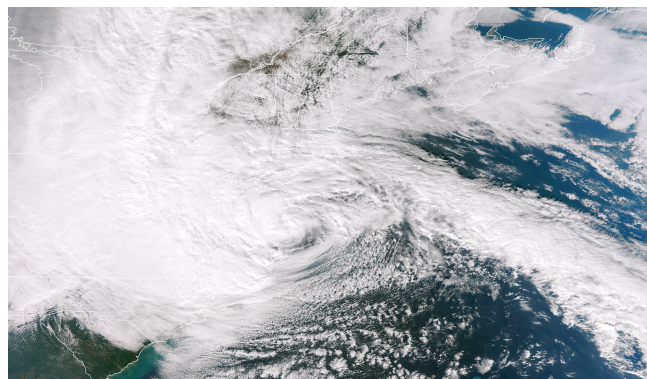


Figura 6. Uragano Sandy (<http://www.oceanservice.noaa.gov/>).

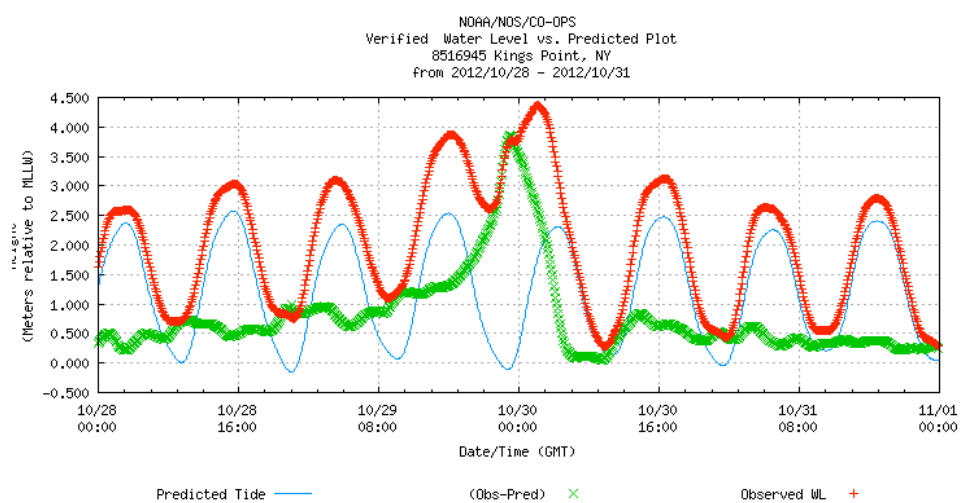


Figura 7. Grafico del MLLW (Mean Lower Low Water) (<http://www.oceanservice.noaa.gov/>) che mostra il confronto tra la marea astronomica prevista (linea in blu) e il livello del mare raggiunto a New York (linea in rosso) durante il passaggio dell'uragano Sandy. La differenza tra i due rappresenta il valore di *storm surge* che ha dato origine a un evento di *flooding*.

Modelli di proiezioni future di tempeste e del *wave climate* (clima del moto ondoso) pur presentando ancora un grado elevato di incertezza, sottolineano comunque come questi fattori saranno fondamentali per rimodellare le coste, con il rischio in futuro di un'accelerazione dell'erosione costiera (Slott *et al.*, 2006).

### 2.5.3 Conseguenze e possibilità

La perdita di habitat, e del biota ad esso associato, causata dall'accelerata erosione costiera rappresenta la minaccia ecologica più grave e immediata conseguente al *climate change*. L'erosione generata dall'effetto combinato del *sea level rise* e del cambiamento nel regime delle tempeste e dell'energia delle onde, probabilmente necessiterà l'adozione e la messa in opera di piani di gestione a breve e medio termine (Polome *et al.*, 2005).

Tuttavia la gestione su larga scala di tale fenomeno non sarà facile. I seguenti scenari sono stati identificati come quelli più probabili (Schalcher *et al.*, 2008):

- Non fare nulla, ossia consentire al litorale di retrocedere naturalmente, il cosiddetto “*retreat*”.
- Consentire il ritiro della costa, spostandosi attivamente e rimuovendo le infrastrutture minacciate.
- Ripascimento delle spiagge (interventi ‘soft’).
- Opere di difesa rigide (interventi ‘hard’) come pennelli, frangiflutti e moli.
- Approcci combinati (es. ripascimenti a fronte di barriere artificiali).

Ognuno di questi scenari può avere diverse conseguenze ecologiche per le spiagge.

Misure di protezione classica sono spesso costose, richiedono una manutenzione continua e non scoraggiano lo sviluppo imprudente legato all'antropizzazione. Mentre, la strategia del “non fare nulla” comporterebbe rischi socio-economici rilevanti, e obbligherebbe la società e le autorità locali ad adottare costose misure economiche a breve termine, come assistenza di emergenza, rimborsi, ricostruzioni e compensazioni finanziarie (Carrasco *et al.*, 2012).

A livello Europeo sia la Raccomandazione dell'UE sull'ICZM, come anche il protocollo sull'ICZM nel Mediterraneo, entrate recentemente in vigore (24 Marzo, 2011), richiedono un approccio attivo, strategico e integrale nella gestione della fascia costiera, con un riferimento esplicito all'erosione costiera e alla protezione contro di essa.



## 2.6 Gestione dell'erosione costiera in Emilia-Romagna

La fascia costiera emiliano-romagnola sul finire degli anni '70 si è trovata a dover affrontare l'incremento dei processi erosivi e di episodi di ingressione marina, i quali raggiunsero all'epoca un livello tale da rappresentare una seria minaccia per il territorio, per gli abitanti, e per lo sviluppo dell'economia turistico-balneare che nel frattempo aveva raggiunto posizioni "leader" in Europa. Così già a partire dal 1979 la regione Emilia-Romagna ha iniziato ad occuparsi del problema dotandosi di una legge specifica (L.R.7/1979), grazie alla quale, effettuando un primo studio generale della costa, è stato possibile individuare le principali cause dei processi erosivi. Tra queste la presenza di decine di chilometri di opere di difesa rigide, costruite dallo Stato tra il 1950 e il 1980 e poi in misura minore anche tra il 1980 e il 2006 (Figg.8 e 9). Le autorità regionali hanno così scelto di istituire nel 1983-84, reti di controllo dell'evoluzione della costa e dei principali fattori alla base del suo dissesto, così come indicato dal "Piano Costa 1981". Gli studi condotti in quegli anni evidenziarono l'esigenza di abbandonare le opere di difesa rigide e indicarono nelle pratiche di ripascimento la soluzione più idonea. Le barriere emerse, infatti, proteggevano in modo efficace la porzione di litorale direttamente antistante ed esse ma, trasferivano l'erosione alle zone costiere limitrofe poiché sequestravano la quasi totalità del flusso solido litorale. I ripascimenti sembrarono la scelta meno impattante e più efficace da attuare.

Le pratiche di ripascimento, quindi, sono state adottate come migliore strategia di difesa del litorale emiliano-romagnolo con l'approvazione del piano della Gestione Integrata della Zona Costiera (GZIC) nel 2005. Tant'è vero che tra il 1983 al 2007 sono stati complessivamente riportati a ripascimento 8,1 milioni di m<sup>3</sup> di materiale sabbioso. Il Piano Costa 1981 propose anche l'istituzione di un sistema di monitoraggio della costa articolato in tre reti: batimetrica, della subsidenza e della linea di riva. Questo sistema, primo nel suo genere in Italia, è stato poi migliorato, ulteriormente potenziato e integrato nel corso del tempo.

Solo conoscendo nel dettaglio l'entità dei processi, il trend evolutivo del sistema e il grado di incidenza dei fattori che ne governano l'equilibrio, si può salvaguardare un sistema litoraneo complesso come quello emiliano-romagnolo e fornire indicazioni utili al miglioramento delle politiche di difesa fin ora qui adottate (ARPA, 2007).



**Figura 8. Sei scogliere parallele emerse, Bellaria-Igea Marina (sinistra) presenti fin dagli anni '60, trasformate poi in un'unica scogliera semisommersa nel 2003; ventisei pennelli trasversali, spiaggia di Misano (destra).**



**Figura 9. Scogliere semisommerse, Cesenatico ponente realizzate nel 2002.**

## 2.7 Gli ecosistemi sabbiosi costieri: sistemi complessi.

Gli ecosistemi in generale, e nel nostro caso quelli sabbiosi costieri, rappresentano dei sistemi complessi. Le loro dinamiche sono funzione di un grande numero di variabili che presentano tra loro un alto livello di connettività. Ogni ecosistema, quindi, dipenderà dalle caratteristiche delle singole componenti e dalla sua struttura specifica. Tali proprietà, rendono difficile, se non, impossibile riuscire a descrivere questi sistemi applicando modelli deterministici classici. In particolare, una di queste proprietà, che rientra nel concetto di auto organizzazione del sistema, è la comparsa dei comportamenti emergenti (Sibani *et al.*, 1993; Levin, 1998; Levin, 2005). Essi determinano una situazione nella quale un sistema esibisce dinamiche inspiegabili e indipendenti dalle variabili, quando considerate singolarmente. Allo stesso tempo, però, i comportamenti emergenti condizionano e influenzano le variabili del sistema in modo tale che i loro valori non possano essere descritti da semplici interazioni lineari tra le componenti stesse del sistema (Grimm *et al.*, 2005; Svirezhev, 2008). Perciò, la presenza di questi comportamenti emergenti, comporta all'osservatore l'impossibilità di creare regole deterministiche che possono descrivere gli ecosistemi.

Gli ecosistemi sabbiosi costieri presentano, quindi, una struttura le cui componenti sono legate da dipendenze reciproche che danno luogo a una serie gerarchica di variabili. Per descrivere al meglio, lo stato dei sistemi complessi, è necessario analizzare principalmente le variabili che più si annidano all'interno di tale struttura di dipendenze (Sibani *et al.*, 1993, Clauset *et al.*, 2008); cioè quelle variabili i cui valori integrano le variazioni reciproche di tutte le altre in accordo con l'ordine gerarchico specifico del sistema considerato. E' stato riconosciuto che tra tutte le variabili di un ecosistema, quelle che meglio soddisfano i suddetti requisiti di dipendenza e integrazione sono le variabili biotiche. Purtroppo però le variabili biotiche sono anche quelle che mostrano un maggior grado d'incertezza e variabilità. D'altra parte, nel quadro dei possibili scenari futuri del *global climate change*, la gestione degli ecosistemi sabbiosi costieri ha bisogno, come già detto in precedenza, di trovare metodi quantitativi e misure che possono essere utilizzati per prevedere e valutare la risposta di tali ecosistemi agli eventi climatici estremi che si potrebbero verificare nel prossimo futuro (Schlacher *et al.*, 2008; Planque *et al.*, 2011; Migliavacca *et al.*, 2012). Un evento estremo può essere definito come "un evento che, per quanto riguarda una certa classe di eventi, o è notevole, raro, unico e profondo, o comunque significativo in termini di impatti, effetti

o risultati" (Sarewitz & Pielke, 2001). Un evento climatico estremo potrebbe innescare un'incertezza molto elevata e una variabilità delle dinamiche degli ecosistemi, che possono, solo in parte, essere spiegate con le osservazioni sperimentali.

### 2.7.1 Come affrontare l'incertezza: "Fuzzy Bayes Ecological Model".

Strumenti di descrizione e di previsione dovrebbero essere in grado di elaborare sia l'incertezza della struttura dell'ecosistema sia l'incertezza causata dalle variazioni spazio-temporali delle componenti dell'ecosistema (Hughes, 2001; Wu & David, 2002; Camara, 2011; Boyd, 2012). Nel presente elaborato, l'incertezza è stata valutata come una caratteristica intrinseca dell'informazione associata al grado di complessità della variabile considerata, quella della meiofauna, che a sua volta dipende dal grado di nidificazione all'interno della struttura del sistema.

L'incertezza totale può essere suddivisa in due componenti principali che sono:

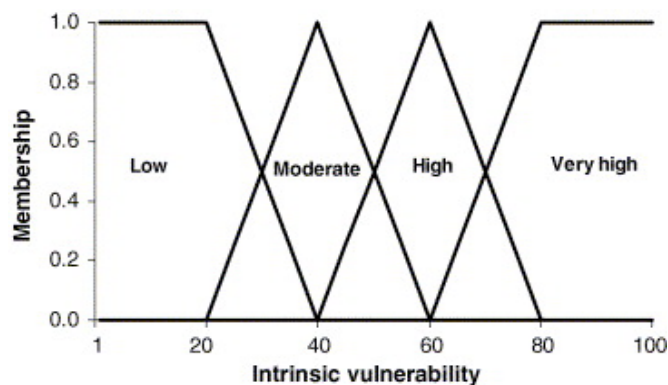
- l'incertezza di stato, cioè l'incertezza associata al campionamento, alla misura e all'osservazione dei dati;
- l'incertezza funzionale, cioè l'incertezza associata alla conoscenza di tutte le dinamiche reciproche che si creano tra le variabili

(Cressie *et al.*, 2009).

Nel caso degli ecosistemi costieri, quando le variabili biotiche sono considerate, il sistema mostra elevati valori d'incertezza per entrambe le componenti prima descritte. L'elevata incertezza di stato deriva dalla impossibilità di osservare modelli di distribuzione della variabile biotica lungo un continuo spazio-temporale, da ciò deriva la caratteristica di non asintoticità dei dataset da analizzare e la conseguente difficoltà nell'applicazione di tecniche statistiche e analitiche tradizionali. Mentre, l'elevata incertezza funzionale è dovuta al numero elevato di forzanti ambientali al contorno che influenzano gerarchicamente la variabile biotica. Ciò rende molto difficile affrontare l'incertezza complessiva di tali ecosistemi. Di solito la logica fuzzy viene utilizzata per trattare la prima componente dell'incertezza, mentre la statistica bayesiana per trattare la seconda. L'approccio congiunto, d'altro canto, sembra adeguato al processamento dell'alto livello di connettività dei sistemi ambientali. Si è pensato così di provare a gestire l'intera incertezza e la complessità dei sistemi ecologici e in particolare quello dell'ecosistema spiaggia, utilizzando congiuntamente per questo specifico studio, la logica fuzzy e la statistica bayesiana, come previsto da un modello stocastico generativo: il "Fuzzy Bayes Ecological Model" (FBEM) (Bozzeda *et al.*, *submitted*).

## 2.7.2 La fuzzy logic

La logica fuzzy si contrappone alla logica classica booleana secondo cui una variabile può assumere solo due valori, 1 o 0 (vero o falso), ovvero un elemento può appartenere o non appartenere ad un determinato insieme. La logica fuzzy, invece, si basa sul concetto di “fuzzy set” (Zadeh, 1965) cioè un insieme al quale un elemento  $x$  appartiene, con un grado di verità che può assumere infiniti valori nell’intervallo  $[0-1]$ . Il reale problema, oggetto della teoria fuzzy, è la percezione, o più precisamente, la misura delle grandezze reali. Supponendo che non è possibile ottenere misure di grandezze reali con errore nullo o con l’assoluta sicurezza della costanza d’errore, la logica fuzzy definisce il grado di incertezza come una qualità intrinseca della grandezza misurata. Una quantità può essere assegnata a una data “caratteristica” attraverso gli “eventi fuzzy” che sono intervalli di valore più o meno sovrapposti definiti all’interno del dominio continuo della variabile considerata (Fig.10). Appare, quindi, logico come un dato possa rispondere parzialmente ad una determinata “caratteristica” secondo una scala di valori che va dallo 0 al 100% standardizzabile in un valore compreso tra 0 e 1.



**Figura 10. Esempio di partizione fuzzy: il dominio della variabile è suddiviso in fuzzy set; in ordinata è rappresentato il grado di appartenenza ( $\mu$ ), in ascissa la variabile considerata.**

Il grado di verità di una certa variabile rispetto ad una determinata caratteristica definisce il “grado di appartenenza fuzzy” ( $\mu$ ) che esprime il valore di appartenenza di quella variabile ad un fuzzy set (Fig.10). Nonostante sia già stato dimostrato che i gradi di appartenenza esprimono valori di possibilità (Zadeh, 1968), si sta ancora discutendo se è possibile considerarli valori di probabilità. Tuttavia, formalmente i coefficienti di appartenenza rispettano la regola complementare e verificano i tre assiomi di Kolmogorov. E’ importante sottolineare come qualsiasi distribuzione di probabilità può essere descritta con il formalismo fuzzy, ma soprattutto, è possibile stimare la probabilità marginale di un certo evento fuzzy in base ad una serie di “gradi di appartenenza” fuzzy.

### 2.7.3 Classificatore Naïve-Bayes

Un classificatore Bayes è una metodologia probabilistica che, partendo da una serie di dati appartenenti a differenti variabili, stima i parametri di un modello generativo e classifica le nuove istanze osservate attraverso il teorema di Bayes (John & Langley, 1995). Il classificatore seleziona, in un dominio continuo, la classe o l'intervallo di valori che ha la più alta probabilità di avere generato l'"istanza". Si noti che, in una matrice di dati, una "istanza E" è un insieme di valori "x", ciascuna delle quali corrisponde ad ogni singola variabile delle "n" variabili misurate. Secondo le regole di lavoro del classificatore di Bayes, all'interno della "istanza E", n - 1 variabili sono in programma come variabili in entrata o di "input", mentre solo una è nominata come l'ennesima variabile in uscita o in "output", cioè la variabile da classificare. Il teorema di Bayes è il seguente:

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

Dove:

- $P(x)$  è la probabilità *a priori* o probabilità marginale di x. "x *a priori*" significa che non tiene conto di nessuna informazione riguardo y.
- $P(x|y)$  è la probabilità condizionata di x, noto y. Viene anche chiamata probabilità *a posteriori*, visto che è derivata o dipende dallo specifico valore di y.
- $P(y|x)$  è la probabilità condizionata di y, noto x.
- $P(y)$  è la probabilità *a priori* di y, e funge da costante di normalizzazione.

Fra i classificatori bayesiani, il "naïve-Bayes" è uno dei più semplici e versatili poiché basato sull'unica assunzione semplificata che tutti gli attributi che descrivono un'istanza siano fra loro condizionatamente indipendenti (Pazzani, 1995; Kohavi, 1996). L'assunzione di "indipendenza condizionale" viene anche chiamata assunzione naïve-Bayes, e, in base a questa, il classificatore esegue una classificazione di tipo MAP (*maximum a posteriori probability*). Il campo di applicazione del naïve-Bayes riguarda la classificazione di istanze descrivibili anche attraverso un insieme di attributi con un grado elevato di cardinalità. Contrariamente ad altri algoritmi di apprendimento, il naïve-Bayes non cerca la soluzione nello spazio di altre possibili soluzioni (aprioristiche), ma stima la sua veridicità sulla base delle frequenze osservate nelle istanze di apprendimento (cioè appunto *a posteriori*).

### 3. La Meiofauna

La meiofauna è tra i comparti dell'ambiente marino il cui studio è potenzialmente di maggiore interesse, costituendo una sorta di “frontiera” della ricerca sistematica, e il cui contributo alla biodiversità marina appare oggi preponderante. A fronte di ciò, pochissimi sono però i ricercatori al mondo attivamente impegnati nello studio dei taxa della meiofauna.

La meiofauna, caratterizzata da elevata diversità specifica, brevi cicli vitali, rapidi tassi metabolici, distribuzioni ubiquitarie e assenza di fasi dispersive appare come un candidato ideale per la documentazione dei cambiamenti in ambiente marino. Queste caratteristiche unite alla dipendenza del comparto meio bentonico dalle variabili ambientali ne fanno un ottimo indicatore sincretico di stato dell'ecosistema marino, e in particolare, costiero (Water Framework Directive 2000/60/EC). Fin dal suo riconoscimento come distinta componente bentonica (Molly F. Mare, 1942), numerose ricerche sono state condotte per testare sia la sua risposta alle pressioni antropiche, come ad esempio l'inquinamento; sia la relazione esistente tra essa e la morfodinamica della fascia intertidale. Nessuno studio, però, è stato finora condotto per valutare la possibilità di utilizzare tale categoria come descrittore di eventuali cambiamenti legati a piani di gestione della costa e del fenomeno del *global climate change*. E' quindi un paradosso che la categoria faunistica che potrebbe costituire un efficace indicatore biologico sia, di fatto, la meno studiata dell'ambiente marino.

La meiofauna è la componente biotica più diversificata dal punto di vista filogenetico, ad oggi risulta caratterizzata da ben 20 phyla, di cui 5 esclusivi. Al suo interno sono inclusi sia taxa che formano la cosiddetta “meiofauna permanente”, ossia organismi che fanno parte di tale categoria per tutta la durata del loro ciclo vitale come ad esempio Nematoda, Copepoda, Turbellaria, Gastrotrichia e Tardigrada; sia taxa della “meiofauna temporanea”, costituita dagli stadi giovanili di organismi che, giunti allo stadio adulto, andranno a far parte della macrofauna, come ad esempio Gastropoda, Holoturoidea, Nemertinea e Sipunculida.

La meiofauna abita l'intero range di sedimenti marini (litorale, estuarino, costiero e oceanico). La sua distribuzione spazia dalle profondità adipelagiche degli oceani fino al livello di alta marea, e dalle acque dolci, attraverso gli estuari, fino all'ipersalinità delle lagune costiere tropicali. In aggiunta, la meiofauna, è estremamente abbondante, con

densità che generalmente eccedono quelle di tutti gli altri metazoi combinati (Kennedy & Jacoby, 1999). E' stato stimato che la meiofauna presenta una densità totale che può superare  $1.29 \times 10^7$  individui per metro quadro di superficie (Warwick *et al.*, 1979), mentre la densità delle singole specie può raggiungere  $5.7 \times 10^6$  per metro quadro di superficie (Hicks, 1991). L'abbondanza è influenzata sia da fattori abiotici come salinità, granulometria, esposizione, e pH, e sia da fattori biotici quali predazione, competizione e disturbo (Kennedy & Jacoby, 1999). Inoltre è stato mostrato come i piccoli gradienti di ossigeno, che si irradiano nei tubi costruiti dalla macrofauna scavatrice, possono causare cambiamenti significativi alla distribuzione della meiofauna anche su piccola scala (Meyers *et al.*, 1987).

Negli ultimi 30 anni del secolo scorso la giusta attenzione scientifica è stata spesa per capire il ruolo funzionale che la meiofauna ha nelle comunità marine bentoniche. Studi specifici includono il suo contributo al flusso di energia (Gerlach, 1971), il suo ruolo nel rendere accessibile il detrito ai macroconsumatori (Tenore *et al.*, 1977), e la sua importanza come fonte di cibo per la macroinfauna e per il novellame di pesci sfruttati commercialmente quali Pleuronectiformi e Salmonidi (Gee, 1989). La componente dominante della meiofauna, tipica di spiagge sabbiose, è rappresentata da nematodi e copepodi arpacticoidi con tanti altri taxa di importanza variabile come turbellari, nemertini e gastrotrichi.



### 3.1 Turbellaria

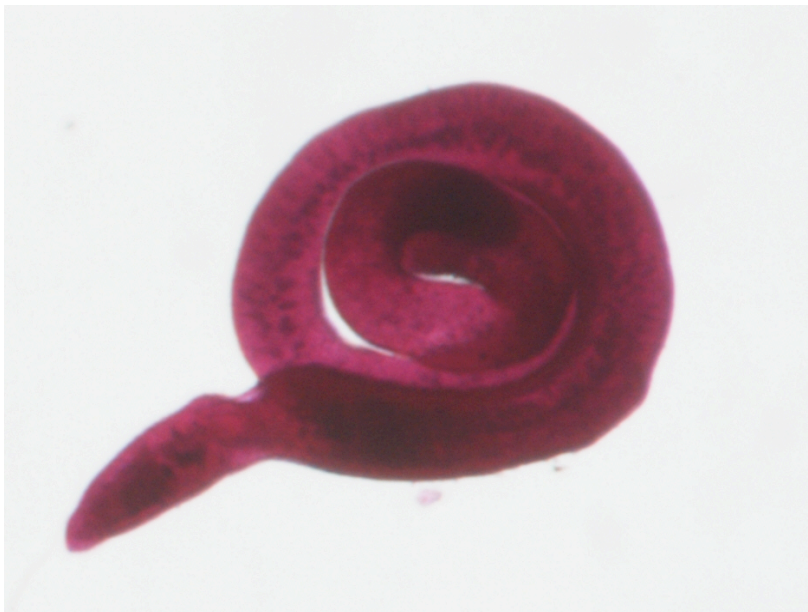
I turbellari (Fig.11) rappresentano una delle classi più primitive tra i metazoi e sono inseriti all'interno del phylum dei Platyhelminthes. La presenza di caratteristiche specifiche, quali corpo vermiforme, estrema flessibilità, epitelio ciliato, organi genitali ermafroditi e fecondazione interna, rendono i turbellari un classico gruppo meiobentonico preadattato alla vita interstiziale. Più di 3000 specie di turbellari meiobentonici di acqua dolce e marina sono state descritte; la maggior parte di esse vivono sul litorale marino. Nel Mediterraneo sono conosciute all'incirca 200 specie. I turbellari di regola conducono vita libera, sono prevalentemente bentonici, poche specie sono planctoniche. Si nutrono di detrito e diatomee, oppure, sono organismi predatori che assimilano principalmente nematodi, nauplii e artpacticoidi. Mentre, sono prede di policheti, nemertini e crostacei.



**Figura 11. Turbellari.**

### 3.2 Nemertinea

L'intero phylum dei Nemertini (Fig.12) sembra essere perfettamente preadattato alla vita meiobentonica quando la taglia degli organismi è ridotta. Le dimensioni sono molto variabili, le forme più piccole sono di qualche millimetro, mentre le più grandi possono arrivare a raggiungere lunghezze di molti metri. Organismi vermiformi con un corpo completamente ciliato, sono in genere animali predatori che usano la proboscide estroflettibile armata di stiletto e ghiandola velenifera per catturare la preda; se non è armata, la proboscide secerne una sostanza vischiosa. Quando non è utilizzata, questa, è riposta in una cavità allungata (rincocele) che decorre dorsalmente al canale alimentare. Alcuni nemertini si nutrono di animali morti e detrito. I nemertini tipicamente meiobentonici sono circa 50 specie, di cui 30 vivono negli spazi interstiziali dei sedimenti sabbiosi marini.



**Figura 12. Nemertino.**

### 3.3 Nematoda

I nematodi (Fig.13) rappresentano il taxon animale con la più grande ricchezza specifica nella zona bentonica, e costituiscono il gruppo principale della meiofauna in termini di abbondanza e biomassa. Fino ad oggi sono state descritte circa 20000 specie di nematodi a vita libera, di cui il 90% vivente negli habitat marini (Eyuaalem-Abebe *et al.*, 2008). Alcuni ricercatori considerano i nematodi come un taxon “iperdiverse” con più di 1 milione di specie, mentre altri presentano dubbi su questa stima (Lambshhead & Boucher, 2003). Le dimensioni in genere sono comprese tra i 500 e 5000  $\mu\text{m}$  (raramente più di 10000  $\mu\text{m}$ ), e la loro lunghezza è 20-40 volte la loro larghezza (Giere, 2009). Presentano un corpo rotondo fusiforme o filiforme con epidermide provvista di cuticola completamente sprovvista di ciglia, liscia o anulata. In mancanza di una muscolatura circolare i nematodi si muovono nel loro ambiente naturale grazie alla contrazione alternata dei loro muscoli longitudinali che determina un tipico movimento serpentiforme. Il loro habitat ideale è rappresentato soprattutto dai litorali riparati con sabbia fine. Visto l’enorme numero di specie, non è una sorpresa osservare come i nematodi sfruttino tutte le risorse trofiche disponibili nel loro habitat; anche se nel tempo è diventato chiaro che molte specie, originariamente considerate generaliste, sono in realtà dei consumatori specializzati con un’elevata ripartizione della nicchia trofica (Giere, 2009). Quando si cerca di assegnare i nematodi a gruppi trofici specifici, inoltre, è importante considerare che molte forme opportunistiche possono variare la loro alimentazione in funzione delle risorse di cibo disponibili.

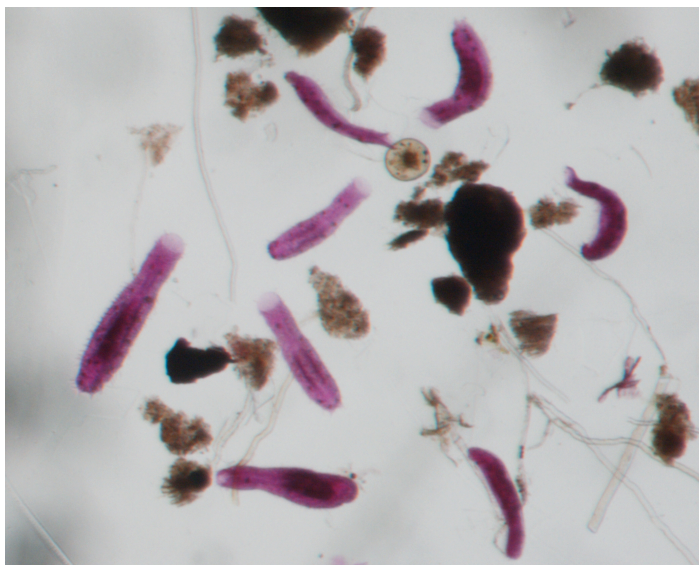


**Figura 13. Nematode.**

### 3.4 Gastrotricha

I Gastrotricha (Fig.14) rappresentano un phylum di animali acquatici pseudocelomati, con circa 720 specie. Organismi vermiformi comuni sia nell'ambiente marino che d'acqua dolce, raggiungono dimensioni che non superano i 2000  $\mu\text{m}$ . Presentano un corpo allungato e appiattito in senso dorso ventrale che può essere suddiviso generalmente in tre parti principali: il capo, munito di due ciuffi di ciglia in posizione laterale; il tronco, contenente lo pseudoceloma; e la furca, una struttura caudale dotata di ghiandole che secernono sostanze adesive utili nella locomozione e nell'ancoraggio a qualsiasi tipo di substrato. L'epidermide è avvolta da uno strato cuticolare molto resistente costellato di spine e lamelle; e spesso viene interpretata come una forma di protezione nei confronti della pressione e abrasione operata dal sedimento.

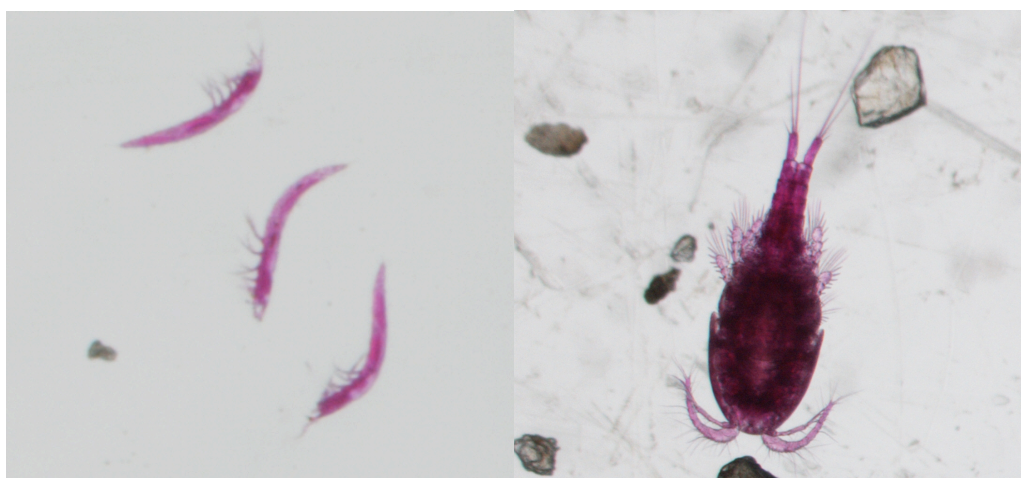
Tipicamente microfagi, si nutrono di detrito organico, protozoi e batteri, che filtrano o catturano con la bocca situata anteriormente; e a loro volta sono alimento per un vasto numero di invertebrati come anellidi, nematodi e artropodi. La riproduzione è sessuata e la condizione più diffusa è quella dell'ermafroditismo; dalle uova schiudono i giovanili che si accrescono con sviluppo diretto. Il ciclo vitale dei gastrotrichi dura solo poche settimane. Le specie marine vivono preferibilmente nello spazio interstiziale di sedimenti a granulometria fine arricchiti con detrito. Sono presenti con maggiori densità tra il livello di bassa marea e il subtidale. I fondali fangosi sono raramente popolati, in quanto, i gastrotrichi preferiscono sedimenti ben ossigenati, (Giere, 2009).



**Figura 14. Gastrotrichi.**

### 3.5 Copepoda: Harpacticoida

Dopo i nematodi, gli arpacticoidi sono di norma il gruppo meiobentonico più abbondante con circa 4000-5000 specie descritte. L'esile e lineare corpo di questi animali misura in lunghezza dai 200 ai 2500  $\mu\text{m}$  senza una netta delimitazione tra cefalotorace e addome. Gli arpacticoidi si distinguono dai copepodi calanoidi e ciclopidi per le loro corte antenne. La taglia e la forma del corpo di questi organismi è variabile in accordo con l'ambiente in cui vivono. Le specie tipicamente interstiziali che vivono in sedimenti a granulometria medio-fine presentano un corpo sottile, quasi vermiforme, che risulta estremamente flessibile. Sono in grado, infatti, di nuotare rapidamente tra gli interstizi del sedimento aiutandosi, non solo, con le corte appendici di cui sono dotati, ma soprattutto grazie al movimento dell'intero corpo. Invece, gli arpacticoidi che vivono nei sedimenti fini o fangosi presentano un corpo fusiforme e sono di taglia più grande. Le appendici, più corpulente, aiutano l'animale a scavare nel fango, anche se, tali arpacticoidi, preferiscono rimanere sulla superficie del sedimento e vivere quindi in una condizione epibentonica (Fig. 15).



**Figura 15. Arpacticoidi interstiziali (sinistra), arpacticoidi epibentonici (destra).**

Gli arpacticoidi sono stati considerati per la maggior parte detritivori. Altri studi, comunque, hanno dimostrato l'esistenza di selettività nel grazing per singole particelle di cibo (batteri, protozoi, e in particolare cellule di diatomee) che l'animale strappa con la sua bocca dal detrito, dalle alghe e dai granuli del sedimento (Marcotte, 1983, 1984; Bouguenec & Giani, 1989; Coull, 1999; De Troch *et al.*, 2005). Gli arpacticoidi epibentonici, invece, rappresentano la preda preferita di piccoli crostacei carnivori (come gamberetti e loro rispettive larve), di policheti e di pesci giovanili demersali.



## 4. Materiali e Metodi

### 4.1 Caratterizzazione dell'area di studio

La fascia costiera Emiliano-romagnola forma un sistema litoraneo complesso che con i suoi 130 km di costa bassa e sabbiosa rappresenta, di fatto, una delle zone costiere più importanti d'Europa sotto il profilo turistico-balneare. Il sistema si estende praticamente ininterrotto, se non per la presenza di canali, lagune, foci e strutture artificiali, dal margine degli Appennini a sud, fino alla foce del Po di Goro a nord. La costa è soggetta a condizioni di vento generalmente moderato e a un range di marea (circa 80 cm) relativamente ampio se confrontato con i valori registrati nel resto del bacino del Mediterraneo. La costa è caratterizzata da spiagge che possono essere definite, in diverso grado, di tipo 'dissipativo', e sono soggette per la maggior parte a intensi fenomeni erosivi.

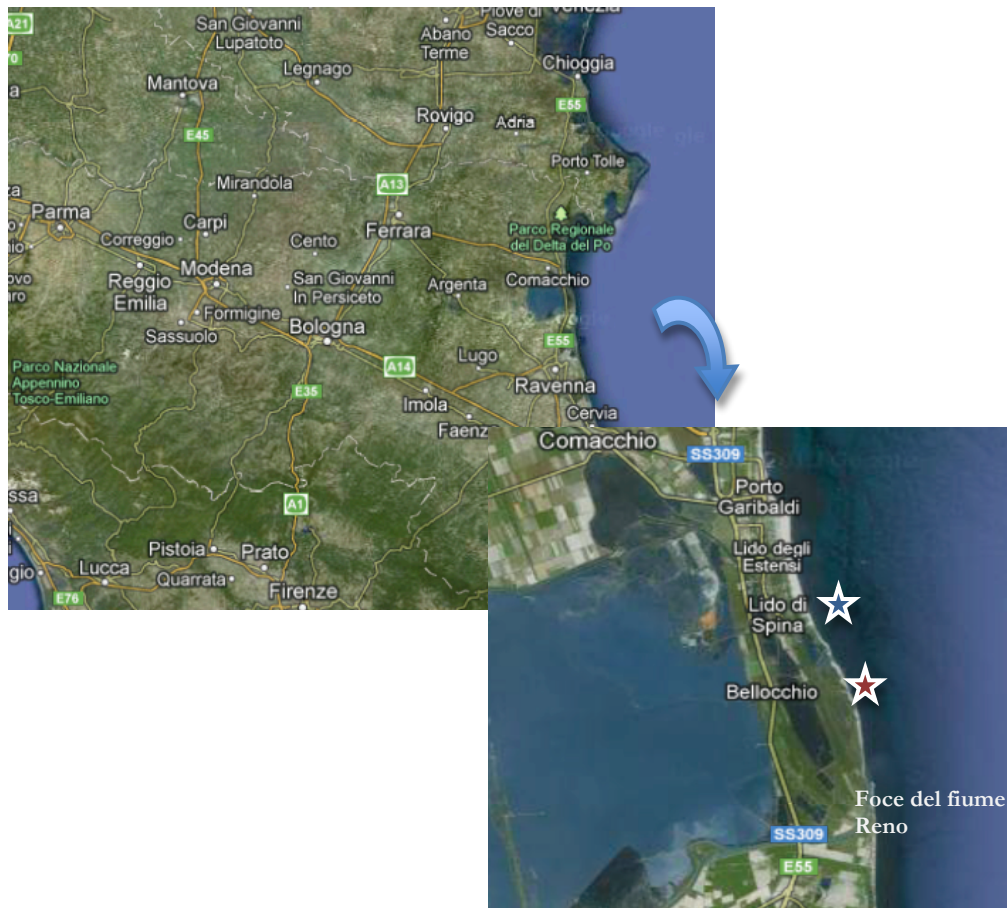


Figura 16. Area e siti di studio.

Nel corso del 900', in particolare nella seconda metà, la costa emiliano-romagnola è stata oggetto di una profonda trasformazione che ne ha cambiato radicalmente gli originali caratteri paesaggistico-ambientali e l'ha resa estremamente fragile. A causa dell'intenso sviluppo turistico, le dune sono state in gran parte spianate per far posto a una serie di strutture balneari e alberghiere che oggi occupano circa 85 km di fronte a mare, mentre, l'estrazione massiccia di acqua e metano dal sottosuolo ha prodotto, nel corso del secolo abbassamenti del terreno di circa 1 metro per oltre 100 km di fascia costiera. A tutto ciò si aggiunge che da più di 50 anni il litorale è sottoalimentato dai fiumi per quanto riguarda l'apporto sedimentario e la costruzione di lunghi moli portuali ha bloccato di fatto il trasporto tangenziale della sabbia lungo costa, determinando il frazionamento della maggior parte della spiaggia originale. (ARPA, 2007)



#### 4.1.1 Lido di Spina

Il primo sito di studio, Lido di Spina, è il lido più a sud dei sette lidi di Comacchio e vanta di una spiaggia tra le più lunghe della riviera (Fig.17). La spiaggia si estende dalla foce del canale di Logonovo fino al Bagno Giamaica, dove, 5 pennelli in pali di legno costruiti nel 1999 la separano dalla Riserva Naturale delle Vene di Bellocchio. I 600 m a Nord del primo pennello si trovano in una situazione di forte erosione, mentre il restante tratto di spiaggia è in continuo avanzamento. Per tale motivo la spiaggia è stata soggetta ogni primavera a partire dal 1995 a interventi di difesa costiera tramite ripascimenti, concentrati in particolare nella zona a sud, che consentono l'avanzamento della linea di riva e il normale svolgimento della stagione balneare turistica (Avanzi & Marzetti, 2011). Il sedimento riportato raggiunge, però, anche la zona a nord della spiaggia, non in erosione, in virtù del trasporto operato dalla corrente lungo costa.



**Figura 17. Lido di Spina.**

#### 4.1.2 Bellocchio

Il secondo sito di studio comprende la zona intertidale della spiaggia antistante la laguna di Bellocchio (Fig.18). Tale spiaggia ricade all'interno del Parco Naturale Regionale del Delta del Po, e nel suo complesso rappresenta un sito ad elevata naturalità, praticamente gestito con un approccio cosiddetto “*do nothing*” nella terminologia anglosassone. L'intera area si estende per 510 ettari e 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 bosco planiziale di tamerici ed olivi. Il cordone litoraneo ha molto risentito negli ultimi decenni del marcato processo di erosione costiera che interessa la foce del Reno. Le mareggiate entrano sempre più frequentemente nell'entroterra causando la riduzione della laguna retrostante (la Sacca di Bellocchio, formatasi nella prima metà del 1900). Tale fenomeno procede con ritmo molto sostenuto, sottraendo materiale al cordone di dune che la difende e determinando l'arretramento della spiaggia verso l'entroterra con una media di 10 metri l'anno (ARPA, 2007).



**Figura 18. Spiaggia di Bellocchio.**

## 4.2 Disegno di campionamento

Al fine di valutare la presenza di eventuali differenze tra i due ecosistemi indagati, dovute al diverso approccio gestionale applicato, il disegno di campionamento (Fig. 19) è stato pianificato prendendo in considerazione i due siti sopra descritti:

- Lido di Spina: sito fortemente urbanizzato con infrastrutture balneari-turistiche permanenti e gestito con pratiche di ripascimento annuali.
- Spiaggia di Bellocchio: sito naturale.

Per ogni sito sono stati scelti, con procedura random, 8 transetti perpendicolari alla linea di costa.

Per ogni transetto sono stati considerati 2 livelli di marea: alta (H) e bassa (L).

Per ciascun livello di marea sono stati prelevati 4 campioni replica per ogni variabile considerata, in modo da avere un totale di 64 campioni per sito.

Il piano di campionamento presenta, pertanto, un disegno sperimentale a 3 fattori (Fig. 19):

1. FATTORE SITO (SI): fisso, con 2 livelli (SPI=Lido di Spina, BEL=Bellocchio);
2. FATTORE TRANSETTO (TR): random e nested in sito, con 8 livelli;
3. FATTORE MAREA (MA): fisso e ortogonale al sito, con 2 livelli (H=Alta marea, L=Bassa marea).

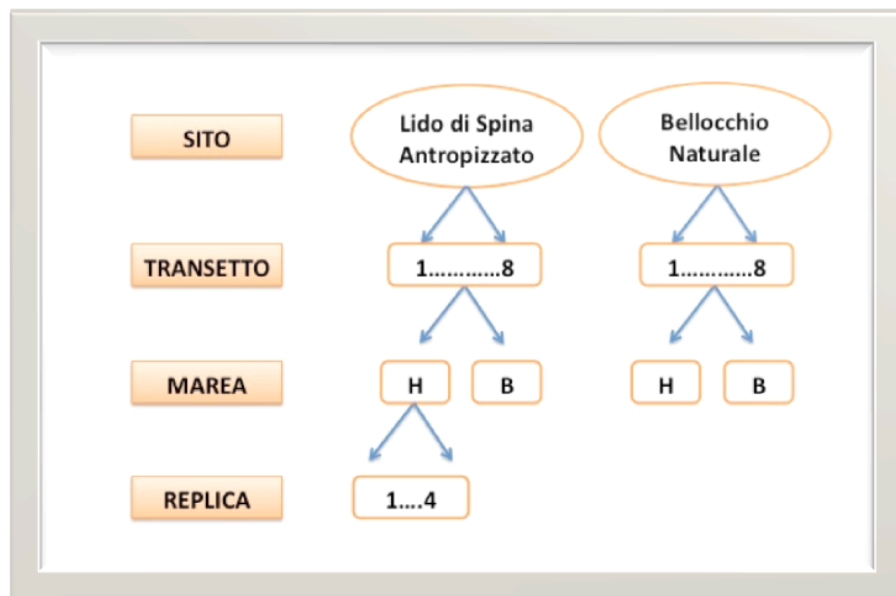


Figura 19. Disegno sperimentale.

### 4.3 Prelievo e trattamento dei campioni in campo

Le coordinate GPS Nord e Sud sono state annotate per ogni transetto, e per i punti di alta e bassa marea in cui venivano effettuati i prelievi dei campioni, segnando in contemporanea l'orario e l'altezza di marea calcolata mediante il programma WXTide.

I campioni di meiobenthos sono stati raccolti prelevando carote del diametro di 3 cm e di 10 cm di profondità, e fissandoli immediatamente in formalina al 4%.

Per la raccolta del macrobenthos sono state prelevate 4 carote PVC di 10 cm di diametro in modo tale da ottenere un area di campionamento di 314 cm<sup>2</sup> per ogni campione replica. Tali campioni sono stati sottoposti a una prima setacciatura in campo e poi riposti in barattoli fissandoli con formalina al 10%.

Contemporaneamente alla raccolta dei campioni biotici sono stati, inoltre, prelevati campioni di sedimento per l'analisi delle variabili utili come "descrittori del sedimento". Sono stati, quindi, prelevati campioni per l'analisi della granulometria e del contenuto in sostanza organica, mediante carote di 3 cm di diametro e 10 cm di profondità, travasati nei loro rispettivi barattoli e conservati in contenitori termici fino all'arrivo in laboratorio, dove, sono stati poi posti in frigorifero: i campioni per l'analisi della granulometria a 4°C e i campioni per l'analisi della materia organica a -20°C.

E' stata segnata l'eventuale presenza dello strato di RPD (*Redox Potential Discontinuity Layer*) nei sedimenti, misurandone la profondità mediante l'utilizzo di una carota graduata.

Per ogni punto replica, infine, sono stati annotati i valori di temperatura, pH, e conducibilità misurati tramite apposita sonda multiparametrica (*EUTECH PCD 650*).

Al termine di ogni campionamento, con l'utilizzo di una fettuccia metrica, è stata misurata la lunghezza della fascia intertidale (distanza tra il paletto che marcava il limite dell'alta marea e quello relativo al limite della bassa marea) di ciascun transetto per entrambi i siti.

#### 4.4 Trattamento dei campioni in laboratorio

In laboratorio il mio lavoro, oggetto della presente tesi, si è concentrato sull'analisi quantitativa degli organismi appartenenti alla meiofauna. Prima della procedura di filtrazione, i campioni sono stati trattati con Rosa Bengala. Tale colorante, determina un alto contrasto tra gli animali e il detrito presente nel campione, permettendo così una più facile individuazione e riconoscimento degli organismi. Il colorante è assorbito in modo differente dai vari gruppi. Di solito, anellidi e turbellari necessitano di 10 minuti mentre i nematodi hanno bisogno di più tempo. In definitiva, la regola generale prevede di lasciar riposare il campione con il rosa bengala almeno per un ora, tempo sufficiente per permettere la colorazione della maggior parte degli animali.

Gli organismi della meiofauna sono stati quindi estratti dal sedimento. A tale proposito è stato necessario applicare due diverse metodiche a causa della diversa tipologia di sedimento riscontrata nei due siti di prelievo. I campioni di Lido di Spina, essendo caratterizzati da sedimento sabbioso a granulometria medio-fine (vedi risultati) sono stati trattati utilizzando la tecnica della "elutrazione". Il campione è versato e raccolto su due setacci da 1000 e da 45  $\mu\text{m}$  per eliminare la formalina. La frazione trattenuta dal setaccio di 45  $\mu\text{m}$  viene versata in una beuta di plastica da due litri, riempita con 500 ml di acqua deionizzata. A questo punto, è eseguita l'elutrazione. Questa consiste nell'agitare manualmente con movimento semirotatorio la beuta, capovolta e chiusa con parafilm, per circa mezzo minuto. Successivamente, l'acqua contenuta nella beuta viene versata lentamente sul setaccio da 45  $\mu\text{m}$ , permettendo così la raccolta degli organismi mandati in sospensione dal movimento agitato, mentre il sedimento sabbioso, più pesante, precipita più velocemente sul fondo della beuta. Tale processo è ripetuto almeno per cinque volte in modo tale da consentire l'estrazione degli organismi. È stato stimato che tale metodo ha un'efficacia di estrazione del 95% (Higgins & Thiel, 1988).

I campioni prelevati dalla spiaggia di Bellocchio, invece, sono stati trattati con un metodo di estrazione differente, in quanto, costituiti da sedimento misto di fango e di sabbia a granulometria fine. Il protocollo proposto per tale tipologia di sedimento prevede di sospendere il campione di sedimento in un mezzo con un peso specifico simile a quello degli animali. In questo modo, gli organismi assumono un assetto neutrale, rimangono in sospensione e possono essere separati dal sedimento tramite successiva centrifugazione. Il mezzo utilizzato è stato il Ludox-TM, una soluzione di silice colloidale, introdotta per la prima volta da De Jonge e Bouwman (1977), diluita al

60% con acqua deionizzata per raggiungere un peso specifico di 1.18. Tale tecnica presenta un'efficienza di estrazione maggiore del 90%, rimane comunque consigliabile ripetere il trattamento con il Ludox più volte (Giere, 2009). Nel nostro caso i campioni sono stati sottoposti all'intero processo per tre volte, centrifugando ogni volta la sospensione per 15 minuti a 3000 rpm. Il sovrantante separato dal sedimento, veniva, quindi, versato sul setaccio da 45  $\mu\text{m}$  il cui contenuto veniva poi dilavato per circa 10 minuti con un esiguo getto di acqua deionizzata in modo tale da ripulire gli organismi dalla soluzione colloidale.

Terminata l'estrazione, gli organismi raccolti da ogni campione sono stati conservati all'interno di un becker e poi riconosciuti a livello di taxa e quantificati allo stereoscopio binoculare. Una volta effettuato il conteggio, infine, gli organismi sono stati conservati nei rispettivi barattoli con formalina.

I campioni di macrofauna sono stati oggetto di analisi di un'altra tesi (Metrious, 2012). Le analisi dei campioni per la misura dei "descrittori del sedimento", quali granulometria e materia organica, sono state effettuate seguendo i protocolli standard (McIntyre, 1977).

Per l'analisi della granulometria i campioni sono stati disposti in appositi crogiuoli di porcellana tarati e posti nella stufa a seccare a 80°C per 24h nel caso dei campioni di Spina e per 48h nel caso dei campioni di Bellocchio. Una volta asciutto, il sedimento è stato nuovamente polverizzato con l'aiuto di un mortaio e quindi pesato. Fatto ciò i campioni sabbiosi provenienti da Lido di Spina sono stati setacciati a secco utilizzando una batteria di setacci, disposti in pila secondo una serie progressivamente decrescente di apertura della maglia (2000, 1000, 500, 250, 125, 63  $\mu\text{m}$ ), sottoposta all'azione di un agitatore meccanico per circa 10 minuti al fine di ottenere la completa vagliatura del materiale. Al termine, si è proceduto a svuotare il contenuto dei setacci e a pesare le aliquote di sedimento trattenuto in ognuno di essi. I valori di ogni singola pesata, così ottenuti, vengono riferiti alle classi granulometriche della scala di Wentworth (Tabb.1 e 2). I campioni di Bellocchio, invece, sono stati setacciati in umido utilizzando i soli setacci da 125 e 63  $\mu\text{m}$  sottoposti sempre all'agitatore meccanico per circa 10 minuti. Le frazioni di sedimento raccolte sono state quindi nuovamente seccate in stufa per 24h e poi pesate, calcolando, in questo caso, per differenza anche il peso della frazione di peliti inferiore a 63  $\mu\text{m}$ .

**Tabella 1. Scala di Wentworth del sedimento sabbioso.**

Dimensioni ( $\mu\text{m}$ )	Descrizione
2000-1000	Sabbia molto grossolana
1000-500	Sabbia grossolana
500-250	Sabbia media
250-125	Sabbia fine
125-63	Sabbia molto fine
<63	Silt

Le misure di peso sono state tutte eseguite con bilancia analitica (*Kern 770*).

Sono state quindi calcolate:

- la mediana (in mm), indica il valore di taglia dei granuli del sedimento corrispondente al 50% della curva cumulativa dei dati, di conseguenza è individuata dal 50esimo percentile;
- la classazione, esprime quanto la distribuzione granulometrica è dispersa intorno al valore del diametro medio dei granuli, ed è calcolata come:

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

dove  $\varphi$  (-log mm) indica il valore percentile nella distribuzione della scala di Krumbein.

**Tabella 2. Classificazione di Wentworth della classazione del sedimento.**

Range	Descrizione
<0.35	Molto ben classato
0.35-0.50	Ben classato
0.50-0.71	Moderatamente ben classato
0.71-1	Moderatamente classato
1-2	Poco classato
2-4	Molto poco classato
>4	Estremamente poco classato

Per l'analisi del contenuto di materia organica, i campioni sono stati scongelati e trasferiti in crogiuoli precedentemente tarati. Questi sono stati posti a seccare in stufa a 80°C per 24h nel caso dei campioni di Lido di Spina, e 48h nel caso dei campioni di Bellocchio. A questo punto è stato misurato il peso secco totale del sedimento (DW, Dry Weight). Fatto ciò i crogiuoli sono stati passati in muffola, al suo interno il sedimento viene esposto a una temperatura di 480°C per circa 8h in modo tale da essere incenerito e ottenere per differenza con il peso iniziale, il peso delle ceneri (AW, Ash Weight). Infine, il contenuto di materia organica (TOM) è misurato come percentuale del peso secco perso per incenerimento, secondo la formula:

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

Infine, con le misure prese in campo, sono stati calcolati i seguenti indici morfodinamici:

- **BDI** o *Beach dynamic Index*, misura l'influenza dell'idrodinamismo sul profilo della spiaggia in funzione della granulometria

$$BDI = \frac{1}{Slope} * \frac{a}{Mz}$$

dove **Slope**, indica il rapporto tra il livello di marea e la lunghezza della zona intertidale; **a**, è la costante di Stokes; **Mz**, è la dimensione in mm della mediana granulometrica; **a/Mz** rappresenta, quindi, una misura dell'idrodinamismo.



## 4.5 Algoritmo compilatore fuzzy naïve-Bayes

L'approccio fuzzy naïve Bayes si basa su un procedimento di *machine learning* per cui una fase di apprendimento viene seguita da una fase di inferenza vera e propria.

Il compilatore è un algoritmo che agisce come un normale naïve Bayes-classificatore, ossia elaborando i dati in forma di istanze di gradi di appartenenza fuzzy ( $\mu$ ), per stimare i parametri di un "modello" generativo fuzzyficato. L'algoritmo è composto dalle seguenti cinque fasi:

1. "Fuzzyficazione" delle variabili ambientali.
2. "Fase di learning" (apprendimento).
3. "Inferenza fuzzy-naïve Bayes" sulle nuove istanze osservate e/o calcolate.
4. Definizione del risultato utilizzando la regola del centroide all'interno dell'intervallo di incertezza dipendente dal compilatore.
5. "De-fuzzyficazione" dell'output.  
(Widyantoro & Yen, 2000).

- La "Fuzzyficazione" delle variabili ambientali consiste nell'esprimere i valori originali di tali variabili secondo il formalismo fuzzy. Una determinata partizione fuzzy è generata all'interno del dominio dei valori di ciascuna variabile. Di conseguenza, ogni dominio del sistema sarà composto da una successione di "fuzzy set", parzialmente sovrapposti, secondo la quale le osservazioni che costituiscono il "training set" verranno fuzzyficate per la fase di learning. In caso di simulazione di possibili eventi estremi, è necessario andare oltre i limiti del dominio osservato, di conseguenza, in questo caso, la partizione è stata determinata dall'operatore. L'elemento di soggettività così introdotto è tuttavia escluso dal carattere naïve della successiva "fase di apprendimento", poiché i parametri del modello sono calcolati in base ai dati osservati.
- Grazie alla fase di learning l'algoritmo (compilatore) stima i parametri del modello generativo, derivanti sia dalle probabilità marginali, che dalle probabilità condizionate di ciascun fuzzy set (cioè evento fuzzy) dato il valore della variabile target "y" (o di output), che è quella di cui si vuol prevedere l'evoluzione dei valori man mano che si impongono cambiamenti dei valori delle variabili al contorno di input (in genere, ma non solo, le variabili abiotiche).

Le probabilità marginali sono calcolate tramite l'equazione:

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

dove  $P(x_i)$  è uguale alla probabilità marginale dell'i-esimo evento fuzzy;  $\mu$  è il grado di appartenenza al fuzzy set di riferimento,  $e$  è l'istanza,  $L$  è il numero di istanze del set di apprendimento,  $dom(x_i)$  è il dominio del i-esimo evento fuzzy.

Le probabilità condizionate sono calcolate tramite l'equazione:

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

dove  $P(x_i|y)$  è la probabilità condizionata dell'i-esimo evento fuzzy data la variabile target.

Nella fase di apprendimento i valori di probabilità congiunta e condizionata sono calcolati secondo la definizione di spazio di probabilità di Lebesgue e sono riferiti all'evento fuzzy, ossia alla possibilità che una data variabile assuma valori che ricadono all'interno di un particolare fuzzy set (Zadeh, 1968).

- Successivamente, data una nuova istanza osservata, prevista o simulata, l'inferenza fuzzy-naïve Bayes permette al compilatore di calcolare per ogni fuzzy set della variabile target, la sua probabilità condizionata rispetto alla nuova istanza osservata:

$$P(y|e) = P(y) \left( \sum_{x \in X_i} \frac{P(x_i|y)}{P(x_i)} \mu_{x_i}^e \right) \dots \left( \sum_{x_n \in X_n} \frac{P(x_n|y)}{P(x_n)} \mu_{x_n}^e \right)$$

dove  $P(y|e)$  è la probabilità condizionata della variabile target data una nuova istanza "e" di variabili.

- L'output finale è composto da una serie di probabilità condizionate associate ai fuzzy set target. I valori previsti sono ottenuti secondo criterio MAP (*Maximum a posteriori probability*), ossia con il metodo del centroide.

L'utilizzo combinato di logica fuzzy e classificatore naïve Bayes produce un output di classificazione molto simile per accuratezza a quello di una metodologia predittiva. Infatti, il dominio della variabile target, sottoposta a fuzzyficazione, non è più rappresentato da classi discrete, ma da classi indistinte. Il dominio, risulta quindi, continuo rispetto ai possibili valori assunti dalla variabile. Inoltre, la classificazione finale non è assoluta ma definisce una range d'incertezza all'interno del dominio continuo della variabile target. All'interno di questo intervallo d'incertezza, la regola del centroide, determina una previsione puntiforme analoga per precisione ad una previsione deterministica.

- L'ampiezza del range d'incertezza entro cui ricade la classificazione è funzione sia della partizione tradizionale fuzzy, sia della somiglianza statistica tra il set di dati di “training” e la nuova istanza calcolata. Pertanto, per quanto concerne il dominio della variabile target, l'output è un intervallo di valori che rappresenta l'intervallo di incertezza della simulazione. Una nuova istanza di condizioni al contorno, quando è sottoposta a questa metodologia, conduce a una stima specifica della variabile target, che corrisponde alla più alta probabilità statistica tra la nuova istanza e il training set.
- La “De-fuzzyficazione” dell'output, infine, consiste nella trasposizione dei valori fuzzy di output in valori coerenti con la natura originale della variabile target (valori “crisp”).

#### 4.5.1 Simulazione

Al fine di testare l'applicabilità del modello nella previsione e descrizione dei cambiamenti che potrebbero interessare i popolamenti meiobentonici della fascia intertidale delle spiagge sabbiose, si è deciso di considerare l'impatto degli eventi di *flooding* e *storm surge* simulati e forniti dai climatologi e ingegneri del progetto THESEUS, in funzione di differenti livelli di innalzamento medio del mare previsti dall'IPCC (*International Panel of Climate Change*) per due dei quattro scenari stimati. Ogni scenario descrive otto eventi di *flooding* che si andranno a verificare, rispettivamente con tempi di ritorno di 2, 5, 10, 20, 25, 30, 50 e 100 anni. Gli scenari, differiscono tra loro per la combinazione dei dati di “learning” delle variabili al contorno quali le forzanti di *flooding*: altezza dell'onda, valore di *storm surge* e aumento del livello medio marino (SLR) che vanno a completare il dataset del modello

generativo prodotto dalla fase di “learning”. Restano, invece, invariate le variabili al contorno misurate nello studio originale dei due siti.

Il dataset per la fase di learning, infatti, contiene i dati raccolti durante la campagna di campionamento THESEUS 2012 portata a termine per i due diversi siti: Lido di Spina e spiaggia di Bellocchio. Le variabili misurate come condizioni ambientali a contorno per il Lido di Spina sono: contenuto in percentuale di materia organica; mediana granulometrica; valore di classazione; frazione conchigliare residua (capulerio), ricavata dalla ripulitura dei campioni di macrobenthos; “slope” della zona intertidale; lunghezza della fascia intertidale; temperatura; pH; conducibilità, BDI (*Beach dynamic Index*); mentre, per la spiaggia di Bellocchio a queste sono state aggiunte la presenza di “patches” di mitili, e il peso del materiale vegetale presente nel sedimento in quanto *proxy* della eterogeneità dei campioni colà prelevati. Invece, le variabili di output, classificate dal modello revisionale, sono state: l’abbondanza totale e il numero dei taxa della meiofauna.

Per ogni variabile è stato individuato un dominio, rappresentativo del range di valori possibili assunti dalla variabile stessa. Ogni dominio ottenuto, comprensivo dei suoi valori è stato, quindi, standardizzato (mediante proporzioni) nel range adimensionale di valori da 0 a 120. In questo modo, è stato possibile eliminare il problema relativo alle differenti scale di misura utilizzate per le diverse variabili ambientali. Fatto ciò, si è passati alla fuzzyficazione, cioè alla trasposizione dei valori secondo formalismo fuzzy. I valori standardizzati sono stati sottoposti a fuzzyficazione secondo la regola del triangolo isoscele. Si è scelto di utilizzare tale regola per la sua facilità computazionale e per cercare la massima oggettività nel descrivere le distribuzioni osservate.

I domini sono stati partizionati in 8 intervalli fuzzy ognuno di ampiezza adimensionale 15 e ciascuno sovrapposto nel punto medio ai due intervalli adiacenti. Ogni intervallo fuzzy corrisponde ad un possibile evento fuzzy.

Terminata la fase di fuzzyficazione, il modello è stato calibrato tramite la fase di apprendimento (learning) durante la quale vengono stimati i parametri del sistema che daranno poi luogo alle simulazioni vere e proprie. In questo modo, sono stati prodotti due modelli generativi di 721 parametri stimati per il Lido di Spina e 895 parametri stimati per la spiaggia di Bellocchio.

La simulazione è stata applicata considerando 64 campioni replica per Lido di Spina e 48 campioni replica per la spiaggia di Bellocchio. In particolare, il dataset relativo a Lido di Spina è stato utilizzato nella sua interezza per “istruire” il modello specifico del

sito; al contrario il dataset di Bellocchio, dopo un'utilizzo analogo, è stato scomposto in due dataset che hanno dato origine a due modelli specifici del sito e delle caratteristiche interne al sito stesso. Il criterio di separazione scelto si è basato sull'alta variabilità della mediana granulometrica osservata a Bellocchio per cui le istanze sono state suddivise originando due dataset, uno con le istanze in cui il valore di mediana granulometrica era minore di 4.5 ( $\varphi$ ), e l'altro in cui lo stesso era maggiore di 4.5 ( $\varphi$ ). Sono stati così ottenuti due dataset di dimensioni equivalenti, ognuno costituito di 24 istanze, in base ai quali sono stati poi stimati i parametri dei due modelli.

Per le simulazioni relative allo scenario 4 (anno 2080) è emerso il problema di come considerare i diversi *timing* di effetto del *sea level rise* e del *flooding*. Le due forzanti sono, infatti, caratterizzate rispettivamente da un effetto continuo nel tempo, e da un effetto puntiforme legato al singolo evento. Il problema è stato "bypassato" effettuando una prima simulazione basata sui valori di *sea level rise* in modo da ottenere una proiezione di quelli che saranno i popolamenti di meiofauna su cui, poi, incideranno le forzanti di *flooding* relative al 2080. Il pattern ottenuto dalla simulazione è stato utilizzato in una nuova fase di learning del modello vero e proprio su cui, poi, sono state forzate le ampiezze di *flooding* specifiche degli eventi dello scenario 4.

Poiché i valori delle nuove istanze aumentano in relazione agli eventi più estremi, anche i rispettivi intervalli di incertezza aumentano in maniera proporzionale alla diversità tra le nuove istanze e quelle della fase di learning. Inizialmente i valori ottenuti sono sufficientemente simili a quelli del training set, ma, ad un certo punto, il modello può raggiungere una soglia di non-linearità, chiamata "punto critico" (*tipping point*), oltre la quale la risposta delle variabili target (qui l'abbondanza o il numero di taxa della meiofauna) mostra dinamiche diverse in relazione ai cambiamenti dello stato dell'ecosistema. Oltre la soglia di non linearità, i valori delle variabili nelle nuove istanze diventano sempre più diversi dai valori del training set. Essi possono anche essere zero quando cadono all'interno di insiemi fuzzy privi di osservazioni reali. In questo caso la fase di apprendimento del compilatore darebbe parametri nulli del modello. Questo problema è risolto analiticamente adottando la correzione di Laplace durante il calcolo dei parametri. Tale correzione trasforma gli zeri, cioè le non osservazioni, in intorni di zeri, cioè valori molto piccoli statisticamente ininfluenti, ma che consentono al modello di continuare a lavorare su tutto il dominio di riferimento.

## 4.6 Analisi dei dati

L'elaborazione dei dati è stata effettuata mediante tecniche di analisi statistiche univariate e multivariate sia sui dati biotici che sulle variabili ambientali descrittive dell'habitat.

### 4.6.1 Analisi univariate

L'analisi univariata è condotta su di una sola variabile alla volta. Sulla base del disegno di campionamento descritto in precedenza, è stata condotta l'Analisi della Varianza (ANOVA) a tre fattori, verificando ogni volta l'omogeneità della varianza. Tale assunzione dell'ANOVA è stata testata mediante il test C di Cochran. Nel caso di risultato significativo sono state applicate le opportune trasformazioni dei dati. Nei casi in cui nonostante le trasformazioni, il test rimaneva ugualmente significativo, è stata comunque condotta l'ANOVA sui dati non trasformati, prestando attenzione all'interpretazione dei risultati ottenuti e adottando un livello di significatività di 0,01 (Underwood, 1997). Tenendo conto che il disegno sperimentale adottato prevedeva l'ortogonalità dei due fattori fissi (sito=SI e livello di marea=MA) si è analizzata per prima cosa l'eventuale significatività dell'interazione. I confronti a posteriori sono stati eseguiti mediante lo *Student-Newman-Kelus* test (SNK-test) (Underwood, 1997).

Per i popolamenti meiobentonici le analisi sono state condotte in particolare per i seguenti parametri: abbondanza (N) in termini di numero di individui per campione, numero di taxa (S) per campione, e la diversità misurata utilizzando l'indice di Shannon-Wiener ( $H'$ ), definito come:

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$$

dove  $p_i$  rappresenta la frequenza dell' $i$ -esimo taxon, stimata come  $n_i/N$  ( $n_i$  è uguale all'abbondanza dell' $i$ -esimo taxon nel campione, ed  $N$  è il numero totale di individui nel campione).

#### 4.6.2 Analisi multivariate

La struttura delle comunità, in termini di differente composizione per taxa e di abbondanza reciproca degli stessi in ogni campione, è stata analizzata applicando anche metodiche multivariate (Clarke, 1993; Clarke & Ainsworth, 1993; Clarke & Warwick, 1994). Le tecniche multivariate consistono nel confrontare i vari campioni per evidenziarne le eventuali somiglianze reciproche in composizione e struttura. Il punto di partenza è rappresentato dalla matrice assoluta dei dati, sulla quale, avvalendosi degli opportuni indici di similarità, vengono calcolate le somiglianze di composizione quali-quantitative tra i campioni. Si ottiene la cosiddetta matrice di similarità, triangolare e simmetrica, che riporta al suo interno i valori di similarità ottenuti confrontando a coppie tutti i campioni.

Nel nostro caso l'indice di similarità adottato è quello di Bray-Curtis (Faith *et al.*, 1987):

$$S_{jk} = 100 \left( 1 - \frac{\sum_i |x_{ij} - x_{ik}|}{\sum_i (x_{ij} + x_{ik})} \right)$$

Dove  $x_{ij}$  è il numero degli individui della specie  $i$ -esima nel campione  $j$ ;  $x_{ik}$  è il numero degli individui della specie  $i$ -esima nel campione  $k$ .

La scelta di questo indice non è casuale ma determinata dal fatto che rappresenta l'indice che fornisce i migliori risultati nell'ambito dello studio delle comunità bentoniche. Infatti, non tiene conto della presenza dei doppi zeri ed è intrinsecamente standardizzato essendo un rapporto.

Per diminuire l'importanza delle poche specie abbondanti e dare enfasi anche alle specie meno abbondanti, le analisi sono state applicate anche dopo aver trasformato i dati mediante "radice quarta".

La rappresentazione dei risultati di similarità è stata eseguita attraverso la tecnica di ordinamento non metrico dell'MDS (*Multi Dimensional Scaling*). Questa procedura permette di ridurre su di un piano bidimensionale e/o tridimensionale la rappresentazione degli "n" punti-campione usando i valori di similarità calcolati nella matrice triangolare. Tali valori rappresentano le distanze reciproche tra i punti campione nello spazio multidimensionale di origine, irrepresentabile graficamente. Questo tipo di restituzione grafica dei valori si ottiene applicando un algoritmo complesso che utilizza una procedura interattiva di ottimizzazione per individuare la migliore dispersione dei

punti-campione. Per configurare con maggior successo le relazioni tra i campioni con il metodo dell'MDS, la matrice triangolare di similarità calcolata, è trasformata in matrice di similarità per ranghi (Clarke, 1993). La stima della distorsione introdotta a causa della forzatura geometrica, che proietta in due dimensioni le n-1 dimensioni richieste teoricamente per gli n campioni, è indicata dal valore di stress. Tale stress può essere immaginato come lo scarto fra le “distanze” reali fra le coppie dei punti-campione nella matrice numerica e quelle risultanti sul piano di ordinamento. Il suo valore è importante per valutare la qualità della rappresentazione dell'MDS. Se lo stress presenta un valore accettabile (Tab.3), si può considerare valido l'ordinamento dei punti nelle due dimensioni assegnate, con i punti-campione che presentano una maggiore affinità per composizione ed abbondanza di specie più vicini tra loro e viceversa per una minore affinità.

**Tabella 3. Limiti di interpretabilità dei valori di stress degli MDS (Clarke, 1993)**

<b>Stress</b>	<b>Interpretabilità</b>
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 di interpretazioni

Le differenze di struttura di comunità fra i fattori tenuti sotto controllo nel disegno sperimentale descritto sono state testate mediante il test multivariato non parametrico della PERMANOVA (Anderson, 2001a).

Le analisi sono state eseguite sulle matrici di dissimilarità di Bray-Curtis ottenute una dalla matrice assoluta dei dati e una dalla matrice dei valori trasformati con radice quarta. I valori di probabilità (P) sono ottenuti mediante una strategia di permutazione appropriata per ciascun particolare termine del modello del disegno sperimentale, comprese le interazioni (Anderson, 2001b).

Poiché l'informazione che identifica i taxa responsabili del raggruppamento dei campioni all'interno dell'MDS e testato mediante PERMANOVA, viene completamente persa, è stata applicata la procedura SIMPER (*Similarity Percentage*). Tale analisi permette di identificare quali sono i taxa che maggiormente contribuiscono alla dissimilarità tra i raggruppamenti di comunità risultati significativamente differenti



con le analisi preliminari sopradette (Clarke, 1993). Anche in questo caso, è stato utilizzato l'indice di similarità di Bray-Curtis, in quanto, racchiude tutta l'informazione sulla struttura multivariata della matrice di abbondanza. In particolare, è possibile identificare i taxa maggiormente responsabili delle differenze evidenziate disaggregando l'indice di Bray-Curtis. Si calcola il contributo medio  $\delta_i$  della specie  $i$ -esima alla distanza complessiva fra due campioni confrontati come:

$$\delta_i = \frac{|x_{ij} - x_{ik}|}{\sum_{i=1}^s (x_{il} + x_{ik})}$$

I contributi  $\delta_i$  possono essere mediati su tutti i campioni che costituiscono due o più gruppi di campioni per identificare le specie che globalmente pesano di più nel determinare la distanza complessiva fra gruppi. La deviazione standard dei contributi  $\delta_i$  indica, quando i suoi valori sono piccoli, che una specie ha un peso coerente in tutti i campioni di ciascun gruppo. Inoltre, i contributi standardizzati (divisi quindi per la loro deviazione standard) possono essere utilizzati per meglio valutare quali siano le specie basilari ai fini della discriminazione di due gruppi. Generalmente il maggior contributo alla dissimilarità media viene dato dalle specie abbondanti in un gruppo e rare o assenti negli altri. Nello stesso modo è possibile esaminare il contributo che ciascuna specie dà alla similarità media all'interno e tra gruppi.

L'insieme delle variabili abiotiche è stato analizzato mediante l'Analisi delle Componenti Principali (*Principal Components Analysis* – PCA) (Clarke & Warwick, 1994) che utilizza l'indice di distanza Euclidea:

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

dove  $j, k$  sono gli indici contatori dei campioni e  $i=1, 2, \dots, p$  sono le variabili utilizzate per l'analisi. Prima di procedere con la PCA i dati sono stati normalizzati.

La PCA appartiene ad un insieme di tecniche di ordinamento il cui risultato finale consiste in un plot di punti-campione in due o tre dimensioni dello spazio che riflette al meglio la struttura delle variabili esaminate. Infatti, la bontà di rappresentazione dei punti-campione è valutata mediante la varianza spiegata dai primi due assi. Un piano di best-fit che spiega almeno il 70-75% della variazione originale dei dati è considerato una rappresentazione soddisfacente della struttura dei dati.

L'ultima parte dell'analisi ha avuto come obiettivo quello di spiegare i *patterns* di comunità collegando l'analisi biotica all'analisi abiotica. E' stata, quindi, eseguita la procedura BIO-ENV (Clarke & Ainsworth, 1993; Clarke & Warwick, 1994). Tale procedura ci consente di individuare le correlazioni che possono sussistere tra le variabili abiotiche descrittive dell'habitat e la variabile biotica in esame, ossia, considerando variabili ambientali singolarmente o in combinazioni via via crescenti, cioè  $k$  variabili alla volta ( $k = 1, 2, \dots, v$ ). Il BIO-ENV permette di determinare, individuando il valore più alto del coefficiente, tra quelli stimati, la migliore combinazione di variabili ambientali che spiega il *pattern* di similarità. Il punto di partenza è la matrice di similarità (calcolata mediante l'indice di Bray-Curtis) dei dati della comunità indagata (nel nostro caso quella meiobentonica), questa viene confrontata con le matrici di similarità (calcolate mediante la Distanza Euclidea) generate da tutte le possibili combinazioni delle variabili ambientali considerate. Per poter mettere a confronto le due matrici è necessario convertirle entrambe in matrici per ranghi, e quindi a quel punto, utilizzare un coefficiente di correlazione per ranghi. Infatti, il coefficiente applicato è il coefficiente di correlazione per ranghi di Spearman ( $\rho_s$ ) (Kendall, 1970):

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

Dove  $r_i$  e  $s_i$  sono gli elementi delle matrici (biotica e abiotica rispettivamente) dei ranghi di similarità con  $i$  che varia da 1 a  $N$ , tali ranghi sono ottenuti dopo aver trasformato ciascuna delle matrici in un vettore di lunghezza  $N = n(n-1)/2$  dove  $n$  è il numero dei campioni. I termini costanti presenti nella formula sono definiti in modo tale che  $\rho_s$  sia compreso nel range di valori (-1 ; +1). Gli estremi corrispondono ai casi in cui i *set* di ranghi sono rispettivamente in completa opposizione o in completo accordo. Il valore di correlazione più elevato, fra tutti i possibili  $\rho_s$  calcolati, individua la migliore combinazione di variabili ambientali che spiega il plot biotico. Il valore di  $\rho_s$  così ottenuto viene, quindi, confrontato con la distribuzione ottenuta mediante permutazione. Tutte le analisi multivariate sono state effettuate mediante il programma PRIMER 6 + PERMANOVA (Clarke & Gorley, 2006; Anderson *et al.*, 2008).

## 5. Risultati

Le analisi dei dati sono state condotte sia sulle variabili ambientali che sui dati relativi alla comunità meiobentonica.

Le variabili ambientali prese in considerazione sono state tutte quelle fisico-chimiche direttamente misurate (in campo e/o in laboratorio) durante i campionamenti, nonché le variabili morfodinamiche delle spiagge, misurate e calcolate, quali la pendenza della spiaggia, la lunghezza della zona intertidale e l'indice BDI, di cui si è parlato nel paragrafo dei Materiali e Metodi .

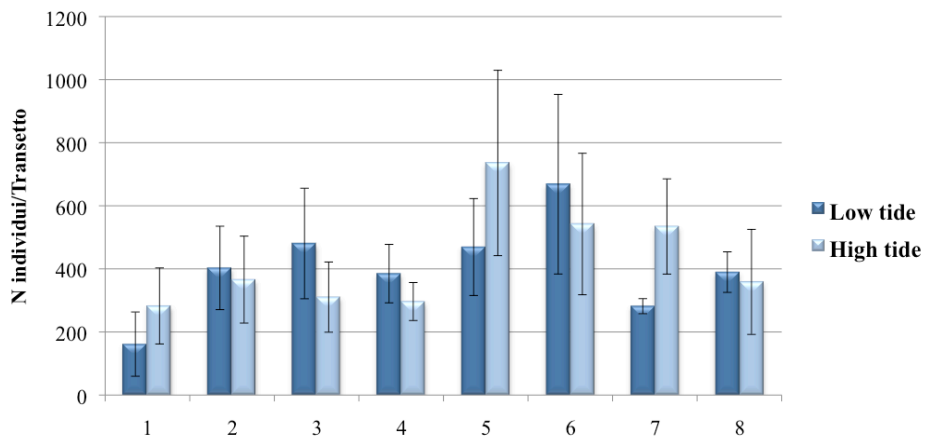
Relativamente alla comunità meiobentonica sono stati presi in esame i dati di abbondanza (come numero di individui per campione), il numero dei taxa presenti in ogni campione, e l'indice di diversità di Shannon.

### 5.1 Analisi delle comunità meiobentoniche

L'analisi dei campioni di meiofauna ha comportato il conteggio di un totale di 26.664 individui per il sito di Spina e 40.455 individui per il sito di Bellocchio. A Spina sono stati identificati 16 taxa differenti, mentre a Bellocchio 17.

Una prima analisi è stata eseguita sul numero totale di individui dei campioni raccolti nei due siti. Gli istogrammi relativi (Fig.20) mettono in evidenza un'elevata variabilità dei valori medi di abbondanza sia all'interno che tra i transetti. I risultati dell'ANOVA non evidenziano differenze significative né fra siti, fattori principali, né fra i livelli di marea, né tantomeno della loro interazione (Tab.4). Considerando i due siti nel complesso, comunque, sembrano esserci valori medi di abbondanza maggiori al livello di alta marea nel sito di Bellocchio (Fig.21).

### Lido di Spina



### Bellocchio

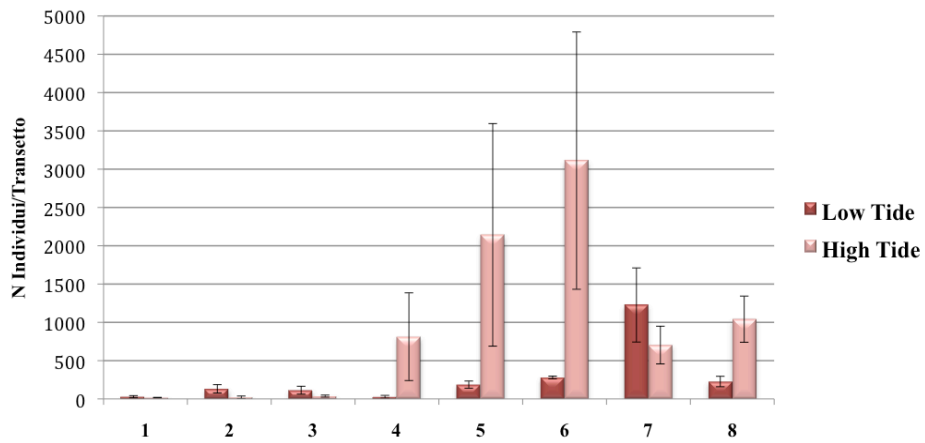


Figura 20. Valori medi di abbondanza totale ( $n=4$ ) $\pm$  e.s. per ciascun sito, per transetto e per livello di marea; H=Alta marea, L=Bassa marea.

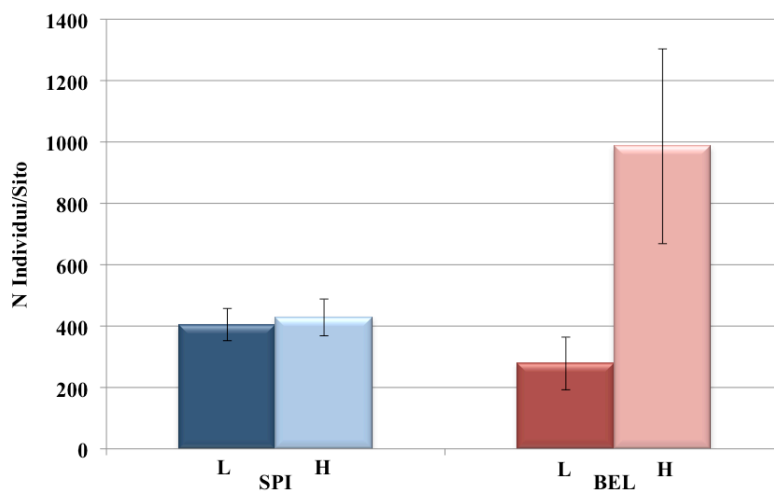
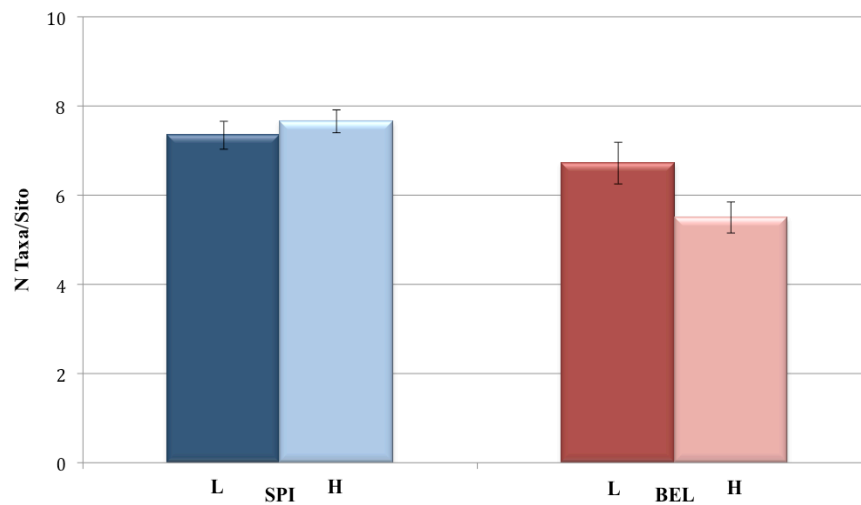


Figura 21. Valori medi di abbondanza totale ( $n=32$ ) $\pm$  e.s. per ciascun sito e per ogni livello di marea; SPI=Lido di Spina, BEL= Bellocchio, L=Bassa marea, H=Alta marea.

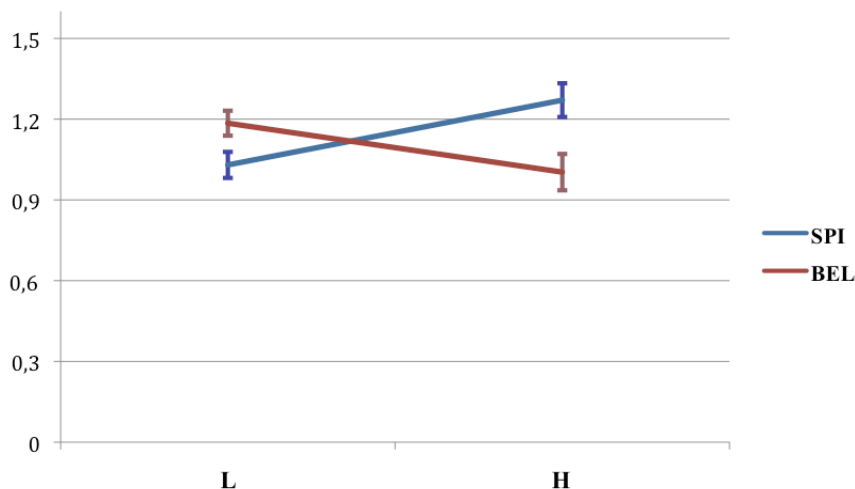
Una seconda analisi è stata compiuta sul numero totale dei taxa riconosciuti nei campioni prelevati nei due siti.



**Figura 22. Valori medi del numero di taxa (n=32)±e.s. per ciascun sito e livello di marea; SPI= Lido di Spina, BEL=Bellocchio, H=alta marea, L=bassa marea.**

Osservando l'istogramma costruito come media di tutte le repliche e transetti per ciascun sito e livello di marea (Fig.22), è possibile notare come il numero dei taxa sembra essere maggiore a Spina, mentre, non è possibile evidenziare delle differenze rilevanti tra i livelli di marea. L'ANOVA, comunque, non permette di evidenziare differenze significative a causa dell'elevata variabilità presente tra i transetti all'interno dei due siti (Tab.4).

Infine, sono stati analizzati i risultati dell'indice di Shannon ( $H'$ ).



**Figura 23. Grafico dei valori medi dell'indice di Shannon ( $n=32$ ) $\pm$ e.s. per ciascun sito e per livello di marea; SPI=Lido di Spina, BEL=Belloccchio, L=Bassa marea, H=Alta marea.**

Il grafico (Fig.23) mostra un andamento opposto dei valori medi dell'indice di Shannon per i livelli di marea tra i due siti. L'analisi della varianza, infatti, ha evidenziato un'interazione significativa SxM, come riportato in Tabella 4.

A questo punto, è stata quindi eseguita un'analisi post-doc mediante SNK test.

Tale analisi ha messo in evidenza che:

- Il confronto tra i due livelli di marea a Lido di Spina non mostra nessuna differenza significativa.
- Il confronto tra i due livelli di marea evidenzia una differenza altamente significativa a Belloccchio; con un valore medio più alto a livello di bassa marea (SNK  $p<0,001$ )
- Il confronto tra i due siti per il livello di bassa marea risulta significativo; con valori medi di diversità minori per il sito di Spina rispetto a Belloccchio (SNK  $p<0,05$ )
- Il confronto tra i due siti per il livello di alta marea non mostra nessuna differenza significativa.

**Tabella 4. Risultati dell'ANOVA del numero (N) di individui, del numero (N) di taxa, e dell'indice di Shannon (H') per ciascun fattore ed interazione; (SI= Sito; TR= Transetto; MA=Marea).**

Source	df	N individui			N taxa			H'		
		MS	F	P	MS	F	P	MS	F	P
SI	1	20,4047	2,13	0,1667	20,4047	2,13	0,1667	0,1009	1,33	0,2689
TR(SI)	14	9,5892	11,65	0,0001	9,5892	11,65	0,0001	0,0761	0,73	0,7428
MA	1	3,0693	0,87	0,3661	3,0693	0,87	0,3661	0,0277	0,22	0,6442
SIXMA	1	2,124	0,6	0,45	2,124	0,6	0,45	1,4272	11,48	0,0044
MAXTR(SI)	14	3,5174	4,27	0,0001	3,5174	4,27	0,0001	0,1243	1,19	0,2979
RES	96	0,823		0,1667	0,823			0,1048		
Trasformation		Ln(x+1)			None			None		

L'insieme dei dati biotici, in termini di abbondanza e di taxa, è stato poi analizzato mediante tecniche di analisi multivariata.

La matrice dei dati assoluti è stata esaminata prima senza utilizzare nessuna trasformazione e in seguito applicando la trasformazione con radice quarta, esaltando, così, il contributo delle specie più rare e valutando eventuali differenze nella struttura di comunità per i fattori indagati.

Esaminando attentamente i plot MDS in cui sono riportati i punti campione relativi ai due livelli di marea per i due siti, è possibile osservare un certo grado di differenziamento tra le due comunità meiobentoniche. In particolare, nel plot MDS effettuato partendo dalla matrice dei dati non trasformati (Fig. 24) è evidente come i punti campione appartenenti al sito di Bellocchio “abbracciano” letteralmente i punti campione del sito di Spina, che formano un cluster molto compatto e appaiono tutti concentrati all'interno del cluster di Bellocchio; nel complesso si presentano come due cluster “separati” ma “compenetrati” uno dentro l'altro. Nel plot MDS ottenuto dalla matrice dei dati trasformati (Fig.25) i due cluster tendono a mostrarsi separati (anche se quello di bellocchio presenta punti campione più dispersi). Si può, però, notare come alcuni punti campione del livello di alta marea di Bellocchio tendono a raggrupparsi con il cluster del sito di Spina.

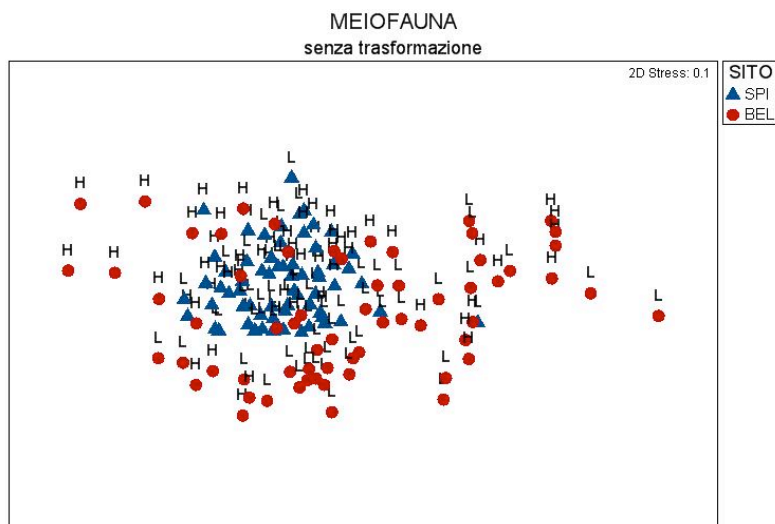


Figura 24. Plot di ordinamento MDS basato sulle densità dei taxa meio bentonici usando l'indice di similarità di Bray-Curtis. SPI=Lido di Spina, BEL= Bellocchio, H=Alta marea, L=Bassa marea.

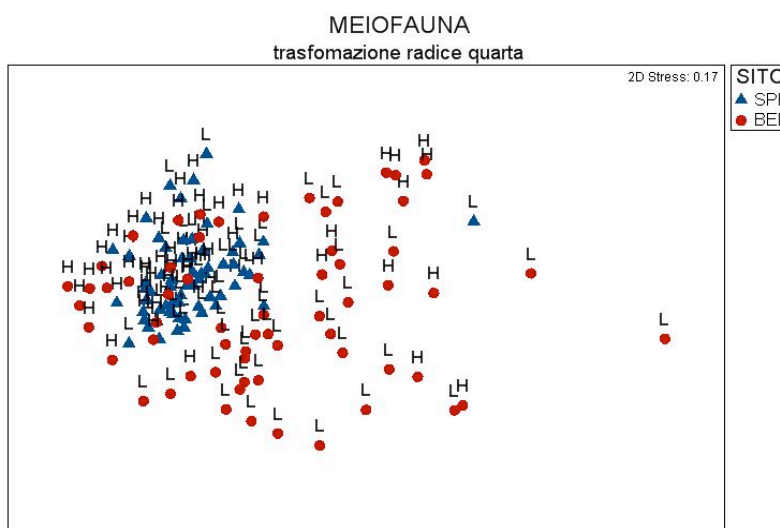


Figura 25. Plot di ordinamento MDS basato sulle densità trasformate mediante radice quarta dei taxa meio bentonici usando l'indice di similarità di Bray-Curtis. SPI=Lido di Spina, BEL= Bellocchio, H=Alta marea, L=Bassa marea.

I risultati della PERMANOVA (Tab.5) rivelano un'elevata significatività per tutti i fattori. In particolare, l'attenzione è stata focalizzata sull'interazione SIxMA.

Tabella 5. Risultati della PERMANOVA condotta sui dati di abbondanza della meiofauna per tutti i livelli di tutti i fattori (SI= Sito; TR= Transetto; MA=Marea).

Source	df	MS	Pseudo-F	P (perm)	MS	Pseudo-F	P (perm)
SI	1	37694	65.482	0.0002	17513	76.508	0.0004
MA	1	15273	49.644	0.0013	8507.7	63.628	0.0007
TR (SI)	14	5756.4	35.548	0.0001	2289	38.729	0.0001
SIxMA	1	6887.9	22.389	0.0664	3970.8	29.697	0.0322
TR (SI) xMA	14	3076.5	18.998	0.0001	1337.1	22.623	0.0001
Res	96	1619.3			591.03		
Transform			None			Rad4	



Per meglio comprendere il significato di questa interazione, è stata condotta l'analisi SIMPER che ha permesso di identificare i taxa che maggiormente contribuiscono alla dissimilarità tra i "clusters" di campioni individuati mediante l'MDS. A tale fine è stato considerato il confronto tra le comunità presenti ai due livelli di marea in ciascun sito, e il confronto delle comunità presenti nei due siti al medesimo livello di marea.

**Tabella 6. Risultati dell'analisi SIMPER per l'interazione SIxMA. Sono riportati i taxa che contribuiscono fino all'90% della dissimilarità cumulativa (SPIL: Spina bassa marea; BELL: Bellocchio bassa marea; SPIH: Spina alta marea; BELH: Bellocchio alta marea).**

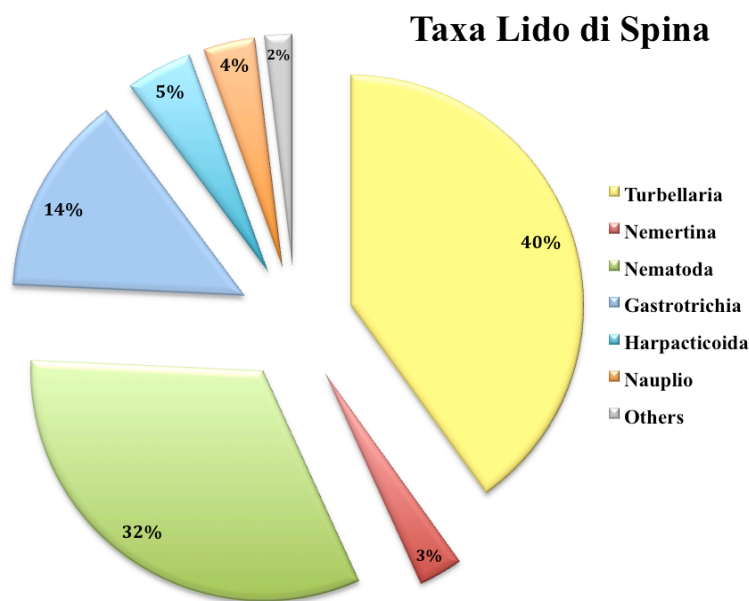
<b>Fattore SitoXMarea</b>						
Cut off for low contributions: 90.00%						
<b>Groups SPIL &amp; BELL</b>						
Average dissimilarity = 72.94						
	Group	Group				
	SPIL	BELL				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Turbellaria	161.22	20.00	25.47	1.36	34.92	34.92
Nematoda	171.22	101.41	24.14	1.31	33.10	68.03
Amphipoda	0.00	56.66	6.40	0.77	8.78	76.81
Gastrotrichia	21.97	20.09	3.46	0.73	4.75	81.56
Harpacticoida	20.88	7.75	3.19	1.04	4.38	85.93
Trocofora	0.66	49.69	2.47	0.29	3.39	89.33
Nemertina	9.16	2.06	2.40	0.33	3.29	92.61
<b>Groups SPIH &amp; BELH</b>						
Average dissimilarity = 74.23						
	Group	Group				
	SPIH	BELH				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Gastrotrichia	95.72	609.03	22.21	0.96	29.93	29.93
Turbellaria	173.19	95.69	20.66	1.09	27.83	57.76
Nematoda	99.63	141.03	16.97	1.01	22.86	80.62
Nemertina	16.66	64.56	4.98	0.82	6.72	87.33
Harpacticoida	17.84	22.22	2.88	0.75	3.88	91.22
<b>Groups SPIL &amp; SPIH</b>						
Average dissimilarity = 54.51						
	Group	Group				
	SPIL	SPIH				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Turbellaria	161.22	173.19	17.43	1.22	31.98	31.98
Nematoda	171.22	99.63	17.26	1.24	31.67	63.65
Gastrotrichia	21.97	95.72	9.99	0.91	18.34	81.99
Nemertina	9.16	16.66	2.92	0.62	5.36	87.35
Harpacticoida	20.88	17.84	2.77	0.93	5.09	92.44
<b>Groups BELL &amp; BELH</b>						
Average dissimilarity = 82.25						
	Group	Group				
	BELL	BELH				
Species	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
Nematoda	101.41	141.03	25.38	1.14	30.86	30.86
Gastrotrichia	20.09	609.03	18.78	0.74	22.83	53.69
Turbellaria	20.00	95.69	11.53	0.96	14.01	67.70
Amphipoda	56.66	0.53	7.91	0.71	9.61	77.31
Nemertina	2.06	64.56	5.43	0.74	6.60	83.91
Harpacticoida	7.75	22.22	2.94	0.71	3.57	87.49
Nauplio	7.47	15.53	2.74	0.54	3.33	90.82

I risultati dell'analisi SIMPER (Tab.6) ci mostrano elevati valori medi percentuali di dissimilarità per tutte i confronti considerati. In particolare il confronto tra i due siti ha mostrato:

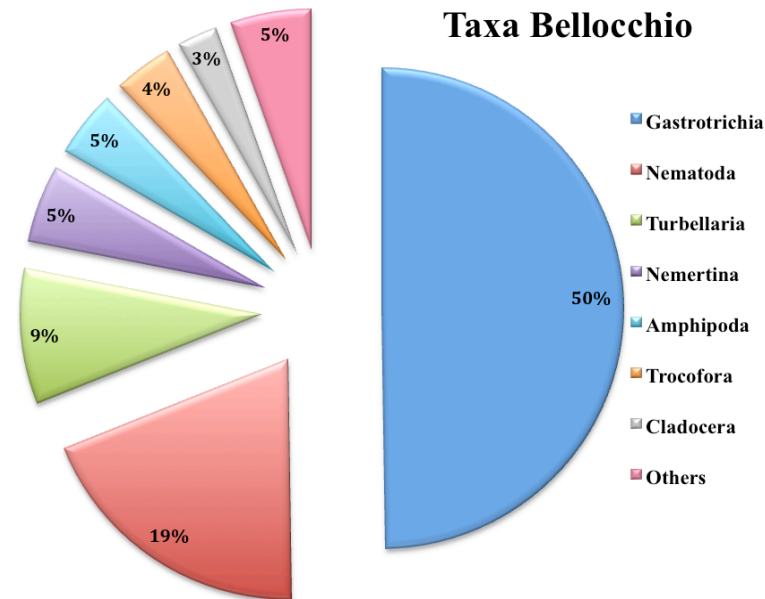
- per il livello di bassa marea un valore medio di dissimilarità del 72.94% determinato principalmente da Turbellaria e Nematoda con un contributo del 34.92% e 33.10% rispettivamente.
- per il livello di alta marea un valore medio di dissimilarità del 74.23% determinato principalmente da Gastrotrichia, Turbellaria e Nematoda con un contributo del 29.93%, 27.83% e 22.86% rispettivamente.

Confrontando i due livelli di marea all'interno di ciascun sito, invece, possiamo sottolineare come a Spina si riscontra un valore medio di dissimilarità (54.51%) nettamente inferiore rispetto a quello di Bellocchio che raggiunge l' 82.25%.

Tutte queste differenze sono determinate da inversioni di dominanza dei taxa all'interno dei livelli considerati per il confronto. I taxa, le abbondanze di ciascun taxon e quindi i relativi rapporti di dominanza sono, infatti, differenti all'interno dei due siti (Figg. 26 e 27). Dall'analisi SIMPER è possibile determinare che i taxa che contribuiscono maggiormente a discriminare i due siti sono i Turbellaria, i Nematoda e i Gastrotrichia (Figg.26 e 27).

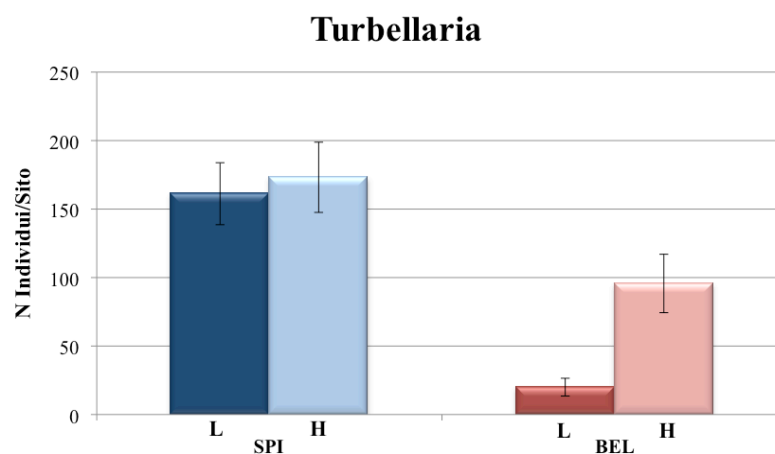


**Figura 26. Grafico a torta per i taxa rinvenuti a Lido di Spina con relative percentuali di dominanza.**



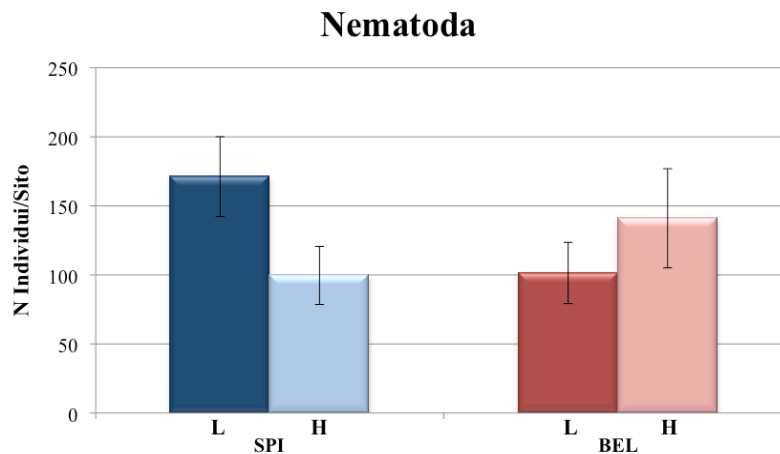
**Figura 27. Grafico a torta per i taxa rinvenuti nel sito di Bellocchio con relative percentuali di dominanza.**

E' stata eseguita l'analisi della varianza (ANOVA) per ciascuno dei tre taxa dominanti. L'analisi sul numero totale di individui di Turbellaria (Fig.28) evidenzia valori medi di abbondanza maggiori per il sito di Spina nel confronto con Bellocchio e una marcata differenza tra i due livelli di marea all'interno di quest'ultimo. I valori di errore standard evidenziano una variabilità fra transetti all'interno di ciascun livello di marea di ciascun sito. I risultati dell'ANOVA mostrano un'elevata significatività per tutti i fattori considerati (Tab.7).



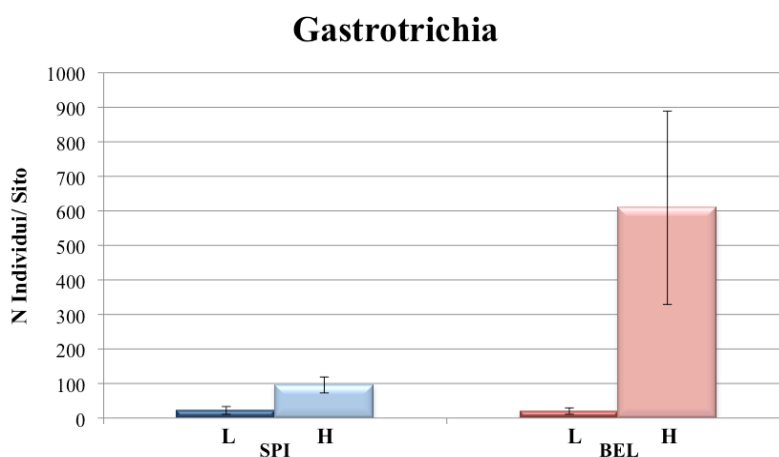
**Figura 28. Valori medi di abbondanza dei Turbellaria (n=32)±e.s.per ciascun sito e per ogni livello di marea; SPI=Lido di Spina, BEL= Bellocchio, L=Bassa marea, H=Alta marea.**

L'analisi sul numero totale dei Nematodi (Fig.29) mostra, nel confronto Spina vs Bellocchio, una chiara inversione di dominanza del valore medio di abbondanza tra i due livelli di marea. Se a Lido di Spina i nematodi risultano maggiormente abbondanti nel livello di bassa marea, al contrario, a Bellocchio essi sono più abbondanti nel livello di alta marea. L'analisi dell'ANOVA ci mostra un'alta significatività del fattore transetto ( $p < 0,0001$ ), che potrebbe mascherare l'effetto dei due fattori principali tenuti sotto controllo (Tab.7).



**Figura 29.** Valori medi di abbondanza dei Nematoda ( $n=32$ ) $\pm$ e.s.per ciascun sito e per ogni livello di marea; SPI=Lido di Spina, BEL= Bellocchio, L=Bassa marea, H=Alta marea.

L'analisi sul numero totale di individui di gastrotrichi (Fig.30) mostra per entrambi i siti una valore medio di abbondanza maggiore al livello di alta marea. Le abbondanze comunque sono marcatamente maggiori nel sito di Bellocchio al livello di alta marea, dove in media gli individui raggiungono un valore nettamente più alto; ciò è però riscontrabile solo in pochi transetti, indicando una chiara distribuzione estremamente aggregata (a "patches"). Di conseguenza, l'ANOVA non fornisce nessuna significatività per alcun fattore o interazione (Tab. 7).



**Figura 30.** Valori medi di abbondanza dei Gastrotrichia (n=32)±e.s.per ciascun sito e per ogni livello di marea; SPI=Lido di Spina, BEL= Bellocchio, L=Bassa marea, H=Alta marea.

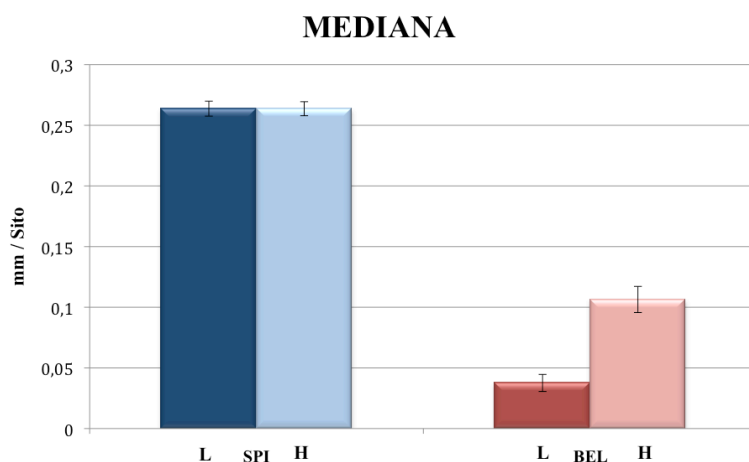
**Tabella 7.** Risultati dell'ANOVA per le abbondanze di Turbellaria, Nematoda, e Gastrotrichia (SI= Sito; TR= Transetto; MA=Marea).

Source	df	Turbellaria			Nematoda			Gastrotrichia		
		MS	F	P	MS	F	P	MS	F	P
SI	1	1286,2069	22,71	0,0003	63,0363	0,36	0,5564	2092546,531	2,32	0,15
TR(SI)	14	56,6446	3,44	0,0002	173,6275	10,01	0,0001	901848,7098	1,62	0,0882
MA	1	186,4457	4,88	0,0444	42,7798	1,33	0,2677	3513237,781	3,99	0,0657
SIXMA	1	110,5818	2,89	0,1111	91,5294	2,85	0,1135	2123345,281	2,41	0,1429
MAXTR(SI)	14	38,2281	2,32	0,0085	32,1122	1,85	0,0417	881383,5491	1,58	0,0987
RES	96	16,4886			17,3374			557705,3698		
Trasformation		Sqrt(x+1)			Sqrt(x+1)			None		

## 5.2 Analisi delle variabili ambientali

Le analisi sulle variabili ambientali sono state condotte utilizzando i dati non trasformati, in quanto, il test di Cochran ha sempre indicato la non significatività dell'omogeneità delle varianze.

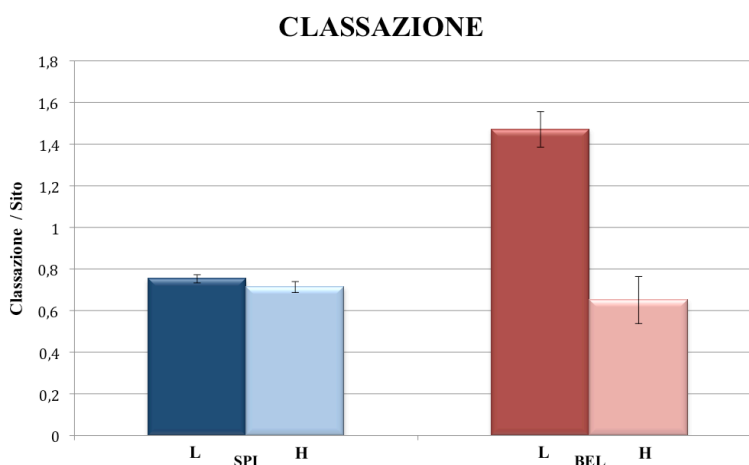
I risultati dell'analisi effettuata sulla mediana granulometrica evidenziano valori medi notevolmente differenti tra i due siti considerati (Fig.31). Lido di Spina, infatti, è caratterizzato per l'intero tratto di costa esaminato e per entrambi i livelli di marea da un sedimento omogeneo di sabbia medio-fine. La spiaggia di Bellocchio, invece, presenta una tessitura granulometrica completamente differente, in quanto, caratterizzata da valori di mediana nel complesso molto bassi ed eterogenei; nello specifico da sabbia molto fine al livello di alta marea e da peliti al livello di bassa marea.



**Figura 31. Valori medi della mediana granulometrica (n=32)±e.s. per ciascun sito e per ogni livello di marea; SPI=Lido di Spina, BEL= Bellocchio, L=Bassa marea, H=Alta marea.**

I risultati dell'ANOVA (Tab.8) mostrano per l'interazione SixMA un valore molto vicino alla soglia di significatività. Ma constatando che, il test di Cochran è risultato significativo e che quindi la mancanza di omogeneità della varianza induce una maggiore probabilità di commettere un errore di tipo I rispetto a quella specificata dal valore critico  $\alpha$  (p value), non è corretto considerare tale interazione significativa. Analoga considerazione è da farsi per il fattore Marea (Tab.8). L'ANOVA ci conferma comunque, che esistono differenze significative ( $p<0,001$ ) per il fattore Sito, come osservato nell'istogramma (Fig. 31).

Gli istogrammi relativi alla classazione mostrano (Fig.32) per entrambi i livelli di marea nel sito di Spina e per il livello di alta marea nel sito di Bellocchio un sedimento classificabile come “moderatamente ben classato” (0,50-0,71) e “moderatamente classato” (0,71-1,00). Il sedimento al livello di bassa marea del sito di Bellocchio si distingue dagli altri, in quanto, classificabile come “poco classato”.

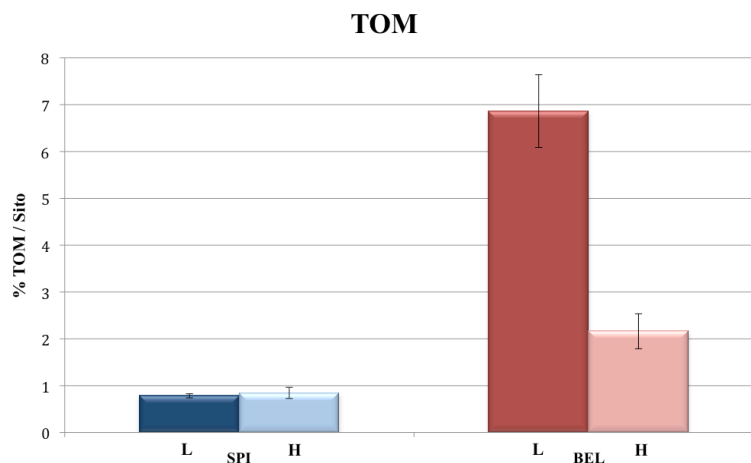


**Figura 32. Valori medi di Classazione  $\phi$  (n=32)±e.s. per ciascun sito e per ogni livello di marea; SPI=Lido di Spina, BEL= Bellocchio, L=Bassa marea, H=Alta marea.**

L’analisi dell’ANOVA, mostra un valore di significatività elevato ( $p<0,01$ ) per l’interazione SxMA (Tab.8). E’ stata, quindi, eseguita un’analisi post-doc per tale interazione mediante SNK test, che ha dato i seguenti risultati:

- Il confronto tra i due livelli di marea per il Lido di Spina non mostra nessuna differenza significativa.
- Il confronto tra i due livelli di marea per Bellocchio evidenzia una differenza altamente significativa; con un valore medio di classazione più alto per il livello di bassa marea (SNK  $p<0,01$ ) (cioè un sedimento molto eterogeneo).
- Il confronto tra i due siti per il livello di bassa marea risulta molto significativo; logicamente con un valore medio di classazione più alto per il sito di Bellocchio (SNK  $p<0,01$ ).
- Il confronto tra i due siti per il livello di alta marea non mostra nessuna differenza significativa.

Gli istogrammi relativi alla TOM% (Fig.33) mostrano valori medi percentuali molto bassi per entrambi i livelli di marea nel sito di Spina (<1%), mentre a Bellocchio si presenta una situazione nettamente differente con valori medi percentuali decisamente molto elevati al livello di bassa marea (>6%), e valori più bassi al livello di alta (intorno al 2%).



**Figura 33. Valori medi di TOM % (n=32)±e.s. per ciascun sito e per ogni livello di marea; SPI=Lido di Spina, BEL= Bellocchio, L=Bassa marea, H=Alta marea.**

Anche in questo caso, i risultati dell'ANOVA (Tab.8) hanno evidenziato un'interazione significativa SxM (p<0,001). L'analisi post-doc di tale interazione, con SNK test, ha indicato che:

- Il confronto tra i due livelli di marea per il Lido di Spina non mostra nessuna differenza significativa.
- Il confronto tra i due livelli di marea mostra una differenza molto significativa per Bellocchio; con un valore medio percentuale di TOM più alto per il livello di bassa marea (SNK p<0,01).
- Il confronto tra i due siti per il livello di bassa marea mostra una differenza molto significativa; con un valore medio percentuale di TOM più alto per il sito di Bellocchio (SNK p<0,01).
- Il confronto tra i due siti per il livello di alta marea mostra una differenza significativa, con un valore medio percentuale di TOM più alto per il sito di Bellocchio (SNK p<0,05).

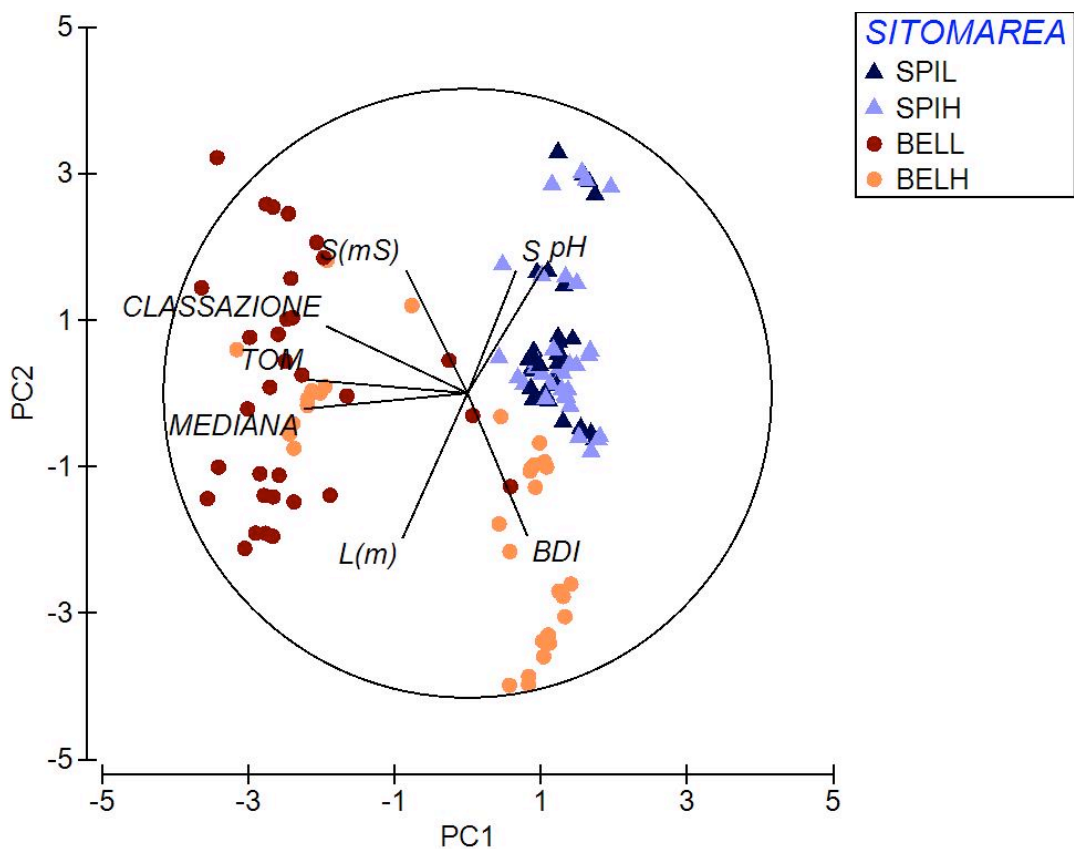


**Tabella 8. Risultati dell'ANOVA delle variabili ambientali: per Mediana, Classazione e TOM% (SI= Sito; TR= Transetto; MA=Marea).**

Source	df	Mediana			Classazione			Tom		
		MS	F	P	MS	F	P	MS	F	P
SI	1	205,4871	122,54	0,0001	3,4617	8,78	0,0103	438,08	49,88	0,0001
TR(SI)	14	1,6769	5,77	0,0001	0,3943	3,83	0,0001	8,7829	1,54	0,1109
MA	1	17,5232	4,83	0,0453	5,9211	14,23	0,0021	172,5153	29,22	0,0001
SIXMA	1	17,4198	4,8	0,0459	4,8633	11,68	0,0042	181,6895	30,78	0,0001
MAXTR(SI)	14	3,629	12,49	0,0001	0,4162	4,04	0,0001	5,9036	1,04	0,4251
RES	96	0,2905			0,1029			5,6967		
Trasformation		None			None			None		

L'analisi delle componenti principali (PCA) condotta sull'insieme delle variabili ambientali. Si è, però, deciso di non includere la temperatura, in quanto, i campionamenti nei due siti, sono stati effettuati in due stagioni differenti.

Prima di condurre la PCA i dati di TOM sono stati preventivamente trasformati mediante logaritmo, e infine tutte le variabili sono state normalizzate.



**Figura 34. PCA condotta sui dati delle variabili ambientali (SPI=Lido di Spina, BEL=Bellochio, L=Bassa marea, H=Alta marea).**

In Figura 34 si osserva il plot della PCA. I primi due assi spiegano il 70.5% della varianza totale (Tab.9). La varianza lungo l'asse PC1 è spiegata principalmente, da sinistra verso destra, da una diminuzione dei valori di  $\varphi$  di mediana, classazione e TOM. La varianza lungo l'asse PC2, invece, è spiegata, dal basso verso l'alto, da una diminuzione del BDI e della lunghezza della fascia intertidale L(m), e da un aumento del pH, salinità S(ms) e *slope*(S).

Il plot bidimensionale della PCA fornisce una buona sintesi delle corrispondenze tra i punti-campioni, evidenziando, una netta separazione tra i due siti determinata principalmente da valori più alti di TOM, mediana ( $\varphi$ ) e classazione ( $\varphi$ ) a Bellocchio (sinistra) e valori più alti di *slope* e pH a Spina (destra).

**Tabella 9. Risultati della PCA**

Eigenvalues			
PC	Eigenvalues	%Variation	Cum.%Variation
1	3.11	38.9	38.9
2	2.53	31.6	70.5
3	1	12.5	83.0
4	0.471	5.9	88.9
5	0.371	4.6	93.5

### 5.3 Relazione tra componente biotica e variabili ambientali

Dalle analisi precedenti si è potuto osservare che esiste una relazione tra i due dataset, biotico e abiotico. L'ordinamento basato sull'informazione biotica (MDS), infatti, raggruppa i siti come l'ordinamento abiotico (PCA). Si è deciso, quindi, di applicare la procedura del BIOENV al fine di riuscire a trovare un subset di variabili ambientali, fra tutte quelle rilevate, che spiegasse meglio i pattern osservati.

Nel nostro caso la procedura BIOENV è stata eseguita sia considerando la matrice biotica dei dati non trasformati sia quella dei dati trasformati mediante radice quarta.

Partendo dalla matrice biotica non trasformata la combinazione di variabili ambientali che ha fornito il valore di massima correlazione ( $\rho_s = 0,497$ ) significativa ( $p < 0,01$ ) con il pattern di struttura della comunità meiofaunale è rappresentato dalla combinazione di TOM, mediana e salinità (ms) (Tab.10).

Partendo dalla matrice biotica trasformata, invece, la combinazione di variabili ambientali che ha fornito il valore di massima correlazione ( $\rho_s = 0,584$ ) significativa

( $p < 0,01$ ) con il pattern di struttura della comunità meiofaunale è rappresentato da TOM, mediana, classazione e salinità (ms) (Tab.10).

Variables
1 TOM
2 MEDIANA
3 CLASSAZIONE
4 pH
5 S(mS)

**Tabella 10. Risultati del BIOENV per la matrice biotica non trasformata (sinistra), e per quella trasformata (destra).**

Best results		
Best results	No.Vars	Corr. Selections
3	0,497	1;2;5
4	0,487	1-3;5
4	0,485	1;2;4;5
2	0,482	2;5
5	0,482	1-5
5	0,477	1-3;5;6
3	0,477	2;3;5
4	0,476	1;2;5;6
5	0,475	1;2;4;5;8
5	0,473	1-3;5;8

Best results		
Best results	No.Vars	Corr. Selections
4	0,584	1-3;5
3	0,583	1;2;5
5	0,575	1-5
4	0,566	1;2;4;5
3	0,555	1;3;5
4	0,550	1-4
3	0,548	2;3;5
3	0,547	1-3
5	0,547	1;3;5;8
3	0,544	1;2;4

Per riportare graficamente come le variabili abiotiche spiegano i pattern di comunità, è riportato, di seguito, il plot MDS con la sovrapposizione, in successione, dei valori di  $\log(\text{TOM}+1)$ , mediana ( $\varphi$ ) e classazione ( $\varphi$ ) (Fig.34) (rappresentati da cerchi di diametro crescenti in funzione di valori crescenti della variabile considerata). In questo caso, inoltre, per ottenere una restituzione grafica migliore, il plot MDS è stato prodotto partendo dalla matrice biotica della meiofauna ottenuta eseguendo la media delle repliche, in modo tale da avere solo 16 punti-campione per sito. In tutti e tre i plot è evidente come i differenti valori medi delle variabili ambientali considerate giocano un ruolo importante nel determinare una differente strutturazione dei due siti in esame per la componente meio bentonica.

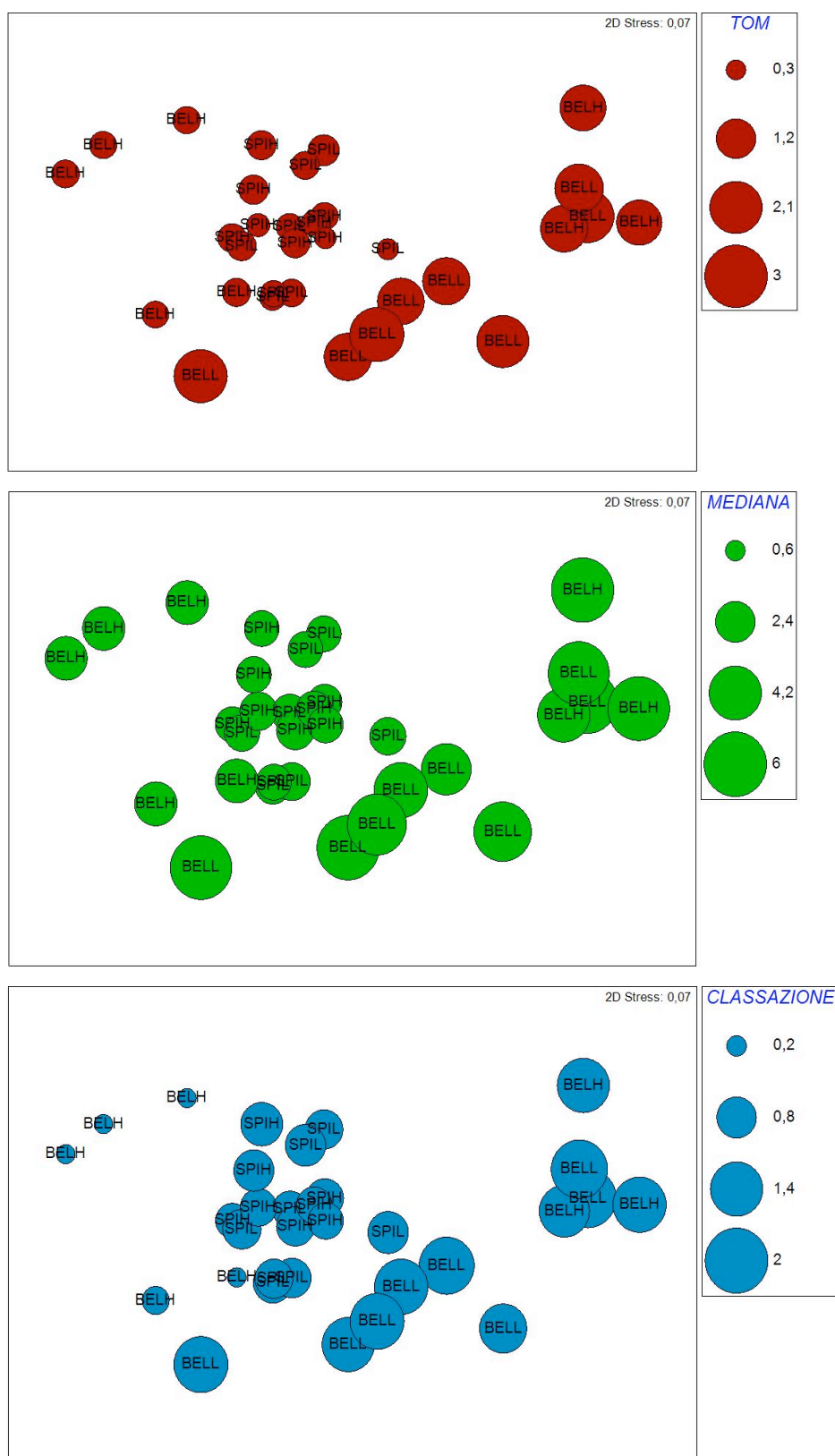


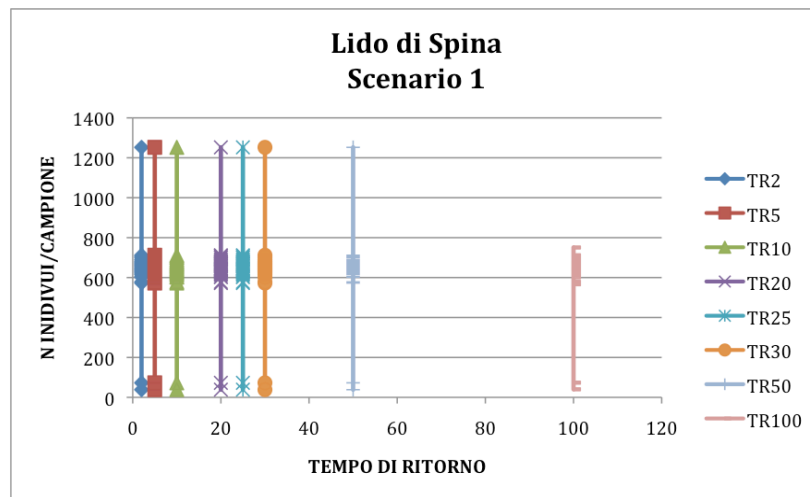
Figura 35. Plot MDS prodotti dalla sovrapposizione dei valori di  $\log(\text{TOM}+1)$ , mediana ( $\varphi$ ), e classazione ( $\varphi$ ) ai punti-campioni della matrice biotica di similarità della meiofauna (SPL=Lido di Spina, BEL=Bellocchio, L=Bassa marea, H=Alta marea).

## 5.4 Risultati delle simulazioni

Per comprendere la possibile risposta ecosistemica della meiofauna bentonica sono state simulate sulle forzanti di *flooding* popolazioni equivalenti a quelle utilizzate nelle analisi statistiche uni e multivariate; per cui sono state considerate popolazioni di 64 campioni replica per Lido di Spina e di 48 campioni replica per Bellocchio, replicando in questo modo quella che è stata l'unità di analisi utilizzata nel campionamento reale.

Le simulazioni ottenute dal modello calibrato sulle osservazioni relative a Lido di Spina mostrano, in risposta alle forzanti di *flooding* del primo scenario, due andamenti opposti per le risposte delle variabili considerate, quali numero di individui e numero di taxa meiobentonici.

a)



b)

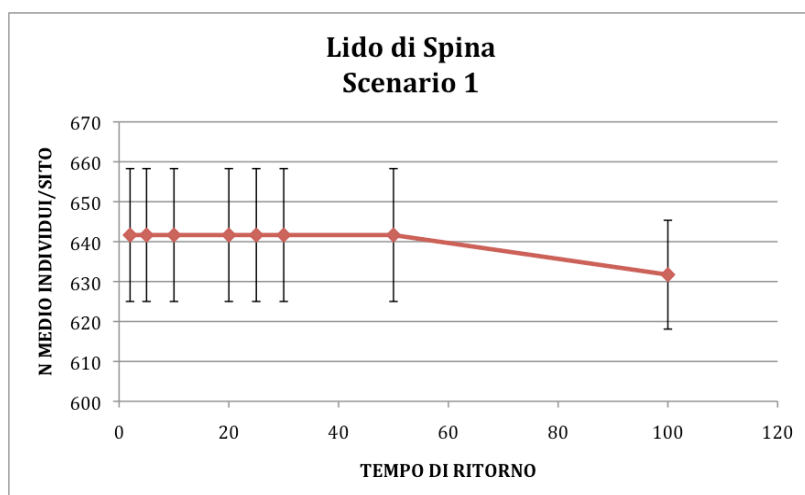
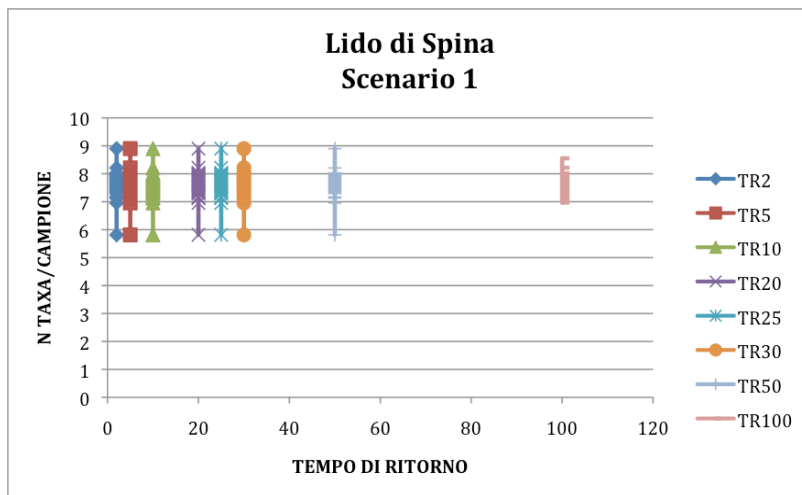


Figura 36. Eventi previsti nel primo scenario (attuale l.m.m) nel sito Lido di Spina: a) Grafico a dispersione delle simulazioni previsionali effettuate per il numero di individui del meiobenthos (n=64); b) Risultato delle simulazioni previsionali relative al numero medio di individui del meiobenthos (n=64±e.s.).

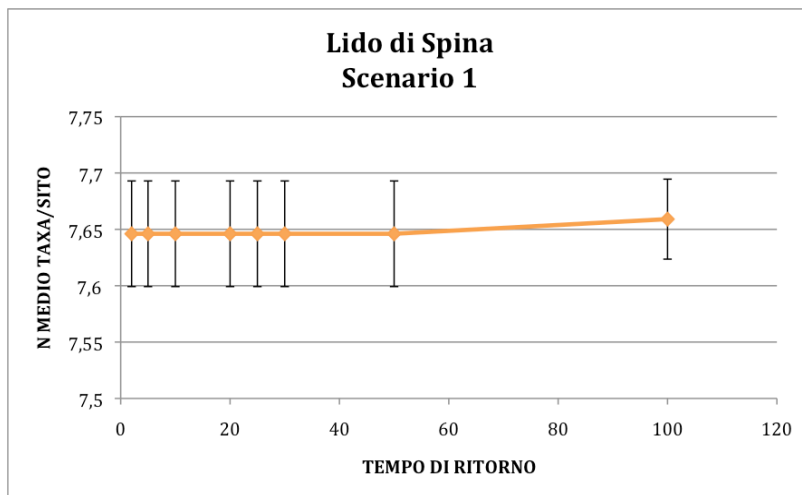
In particolare, le simulazioni effettuate sulle abbondanze mostrano un leggero *threshold* corrispondente all'evento con tempo di ritorno 100, in cui il numero degli individui dovrebbe diminuire in maniera però non significativa (Fig.36).

Al contrario, le simulazioni mostrano un lieve incremento nel numero di taxa sempre al tempo di ritorno di 100 (Fig.37).

a)



b)

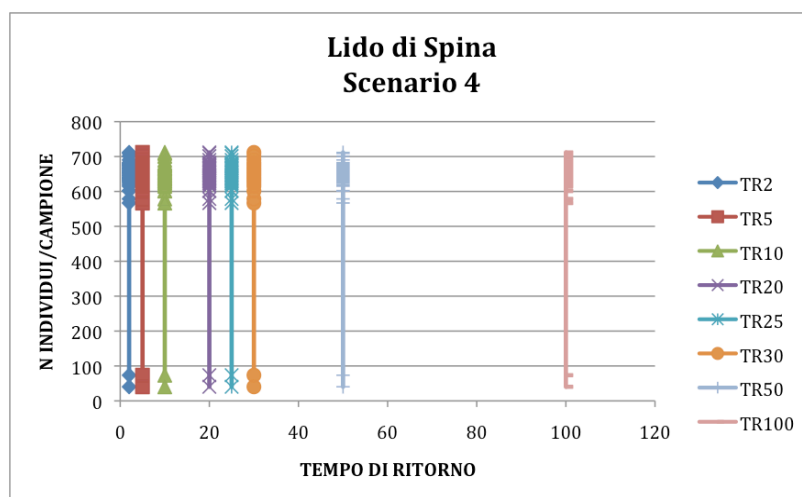


**Figura 37. Eventi previsti nel primo scenario (attuale l.m.m) nel sito Lido di Spina: a) Grafico a dispersione delle simulazioni previsionali effettuate per il numero di taxa del meiobenthos (n=64); b) Risultato delle simulazioni previsionali relative al numero medio di taxa del meiobenthos (n=64, ±e.s.).**

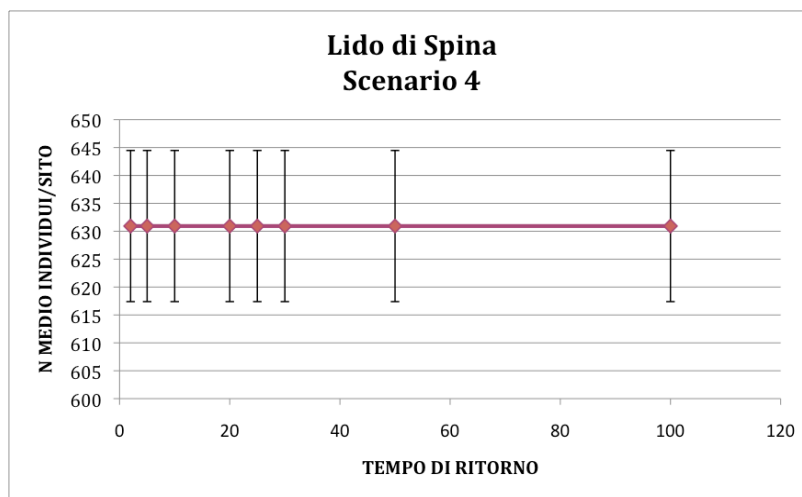
Le simulazioni indicano una diminuzione nell'errore standard delle popolazioni simulate per entrambe le variabili di output (abbondanze e numero di taxa).

Le simulazioni effettuate secondo le forzanti del quarto e più estremo scenario per il Lido di Spina non mostrano differenze fra gli eventi dello scenario stesso, né per le abbondanze né per il numero di specie (Figg.38 e 39). Rispetto alla risposta meiobentonica al primo scenario si nota comunque una diminuzione nel range di variabilità per entrambi le variabili di output.

a)

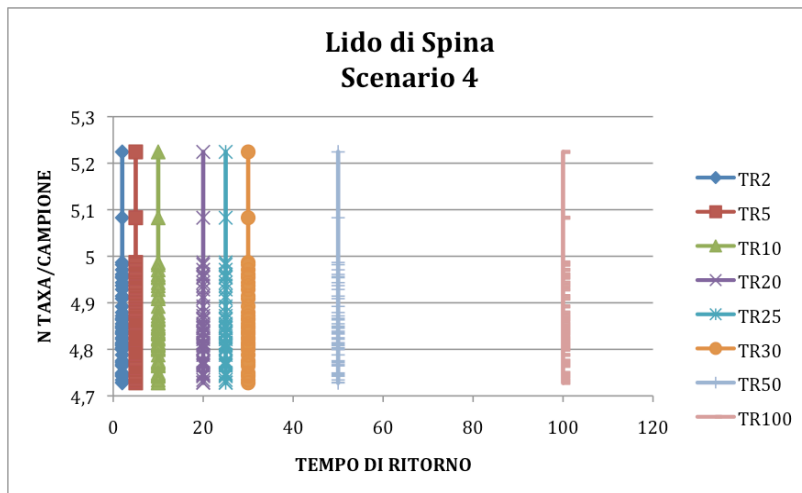


b)

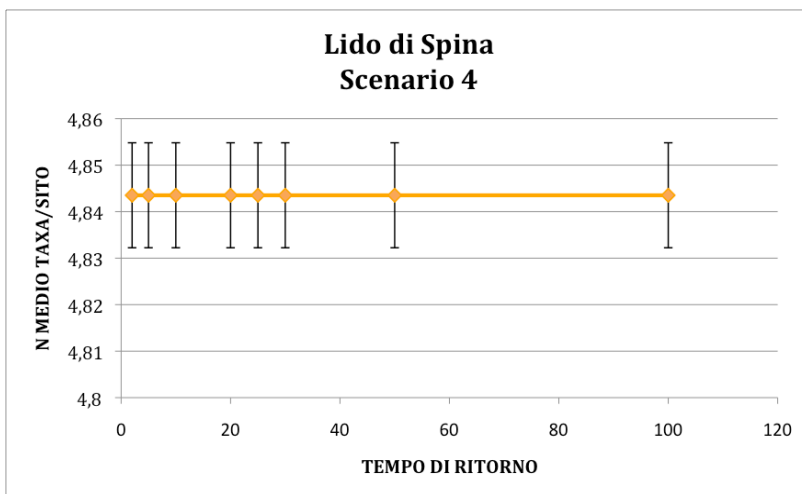


**Figura 38. Eventi previsti nel quarto scenario (innalzamento l.m.m di 0,22m) nel sito Lido di Spina: a) Grafico a dispersione delle simulazioni previsionali effettuate per il numero di individui del meiobenthos (n=64); b) Risultato delle simulazioni previsionali relative al numero medio di individui del meiobenthos (n=64, ±e.s.).**

a)



b)

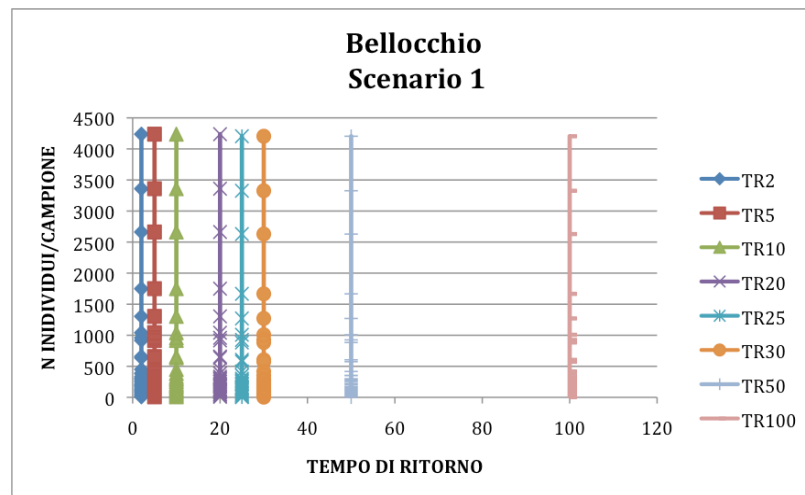


**Figura 39. Eventi previsti nel quarto scenario (innalzamento l.m.m di 0,22 m) nel sito Lido di Spina: a) Grafico a dispersione delle simulazioni previsionali effettuate per il numero di taxa del meiobenthos (n=64); b) Risultato delle simulazioni previsionali relative al numero medio di taxa del meiobenthos (n=64,  $\pm$ e.s.).**

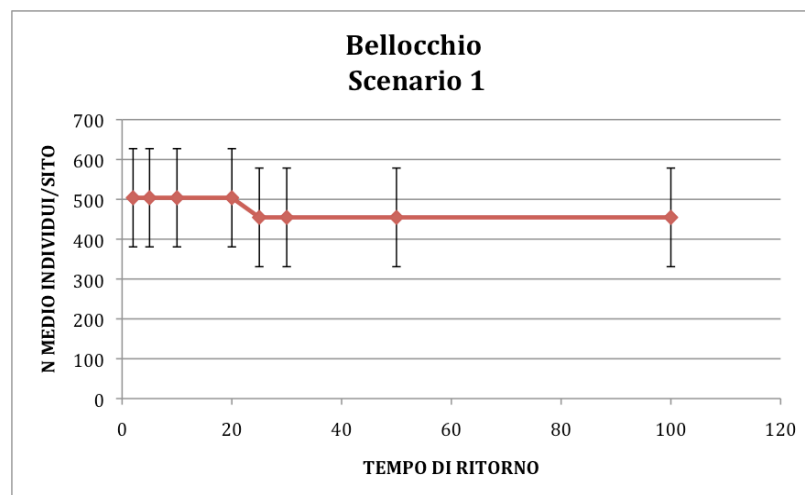


Dai risultati delle simulazioni relative al sito di Bellocchio si individua una soglia corrispondente all'evento con tempo di ritorno 25 dopo la quale si assiste a una lieve diminuzione delle abbondanze (Fig.40). Contemporaneamente, per lo stesso tempo di ritorno, si osserva un deciso declino del numero di taxa che passa in media da 4 nei primi tempi di ritorno all'unico rimasto dopo la soglia (Fig.41).

a)

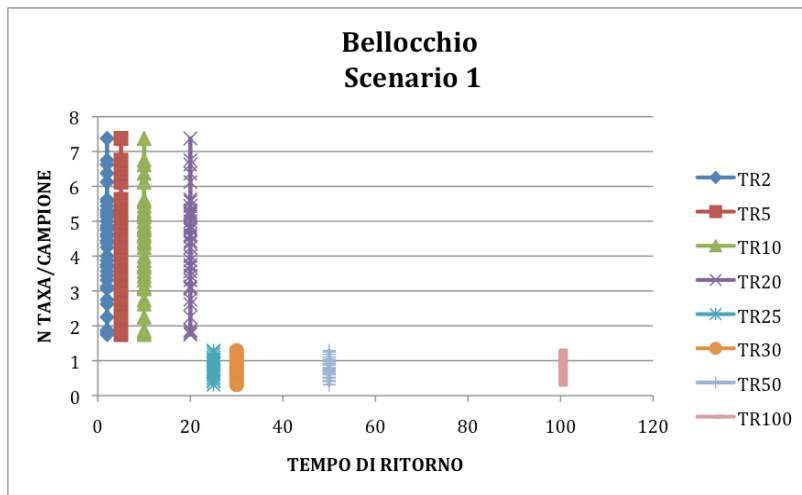


b)

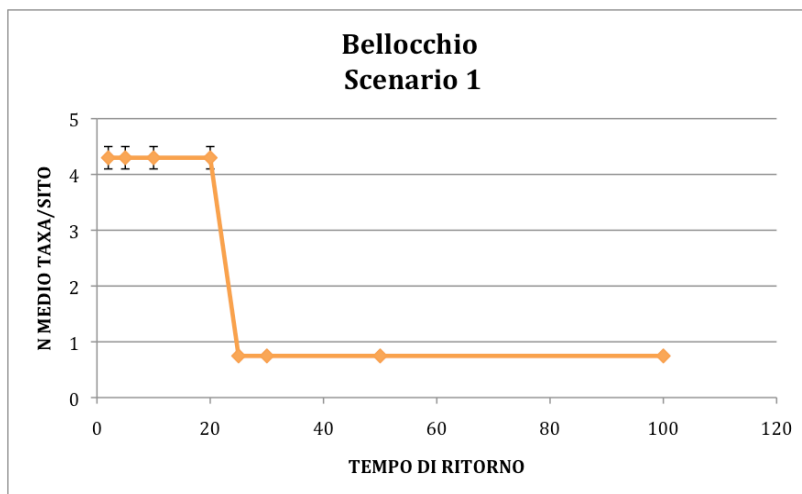


**Figura 40. Eventi previsti nel primo scenario (attuale l.m.m) nel sito di Bellocchio: a) Grafico a dispersione delle simulazioni previsionali effettuate per il numero di individui del meiobenthos (n=48); b) Risultato delle simulazioni previsionali relative al numero medio di individui del meiobenthos (n=48,  $\pm$ e.s.).**

a)



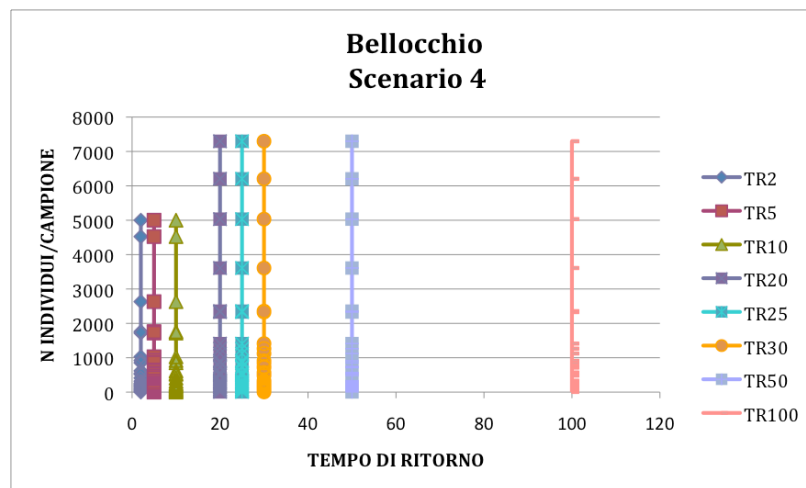
b)



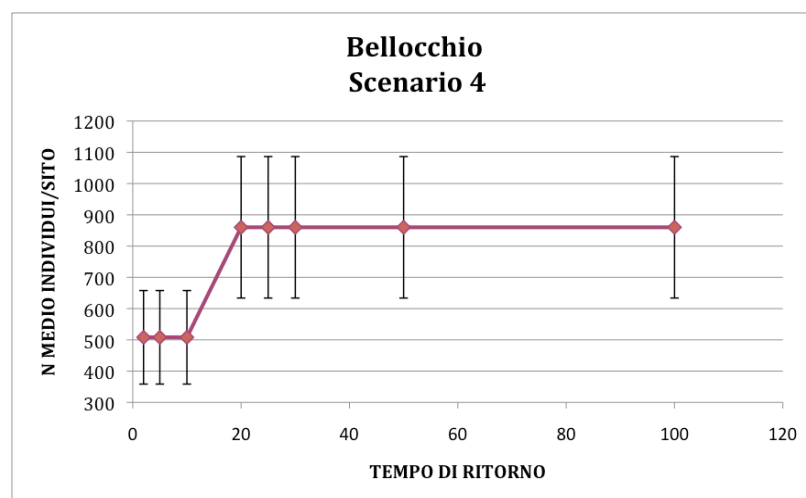
**Figura 41. Eventi previsti nel primo scenario (attuale l.m.m) nel sito di Bellocchio: a) Grafico a dispersione delle simulazioni previsionali effettuate per il numero di taxa del meiobenthos (n=48); b) Risultato delle simulazioni previsionali relative al numero medio di taxa del meiobenthos (n=48,  $\pm$ e.s.).**

Le simulazioni degli eventi di *flooding* dello scenario 4 per il sito di Bellocchio riportano due trend opposti per le abbondanze e il numero di taxa. Si nota, infatti, come le prime aumentino a partire dall'evento con tempo di ritorno di 20 anni mostrando, anche, un aumento nell'errore standard ad esse associato (Fig.42).

a)



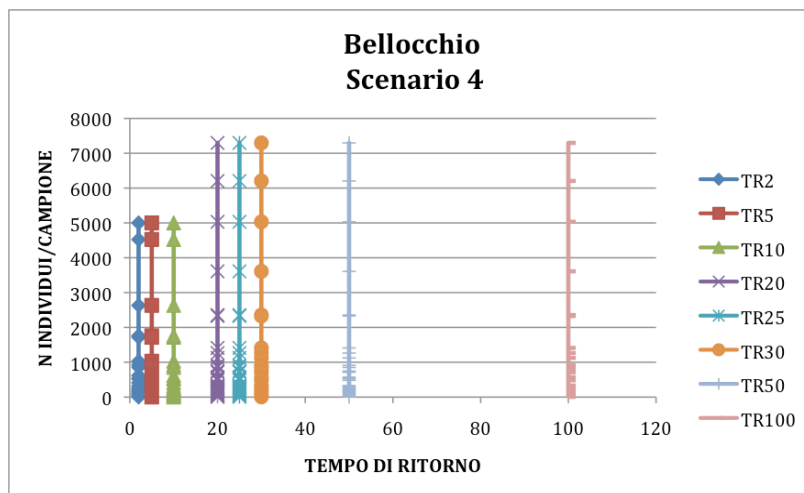
b)



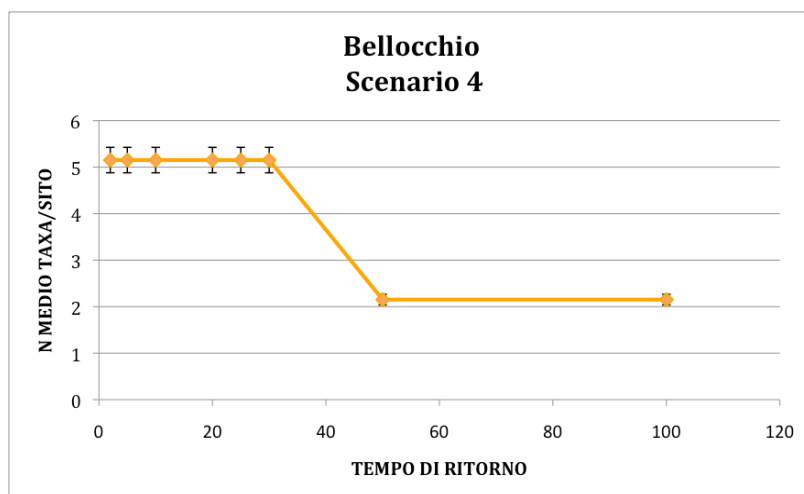
**Figura 42. Eventi previsti nel quarto scenario (innalzamento l.m.m di 0,22 m) nel sito di Bellocchio: a) Grafico a dispersione delle simulazioni previsionali effettuate per il numero di individui del meiobenthos (n=48); b) Risultato delle simulazioni previsionali relative al numero medio di individui del meiobenthos (n=48, ±e.s.).**

Al contrario, per il numero di taxa i modelli individuano una soglia all'evento con tempo di ritorno di 50 anni, dopo la quale si passa da 5 a 2 taxa presenti. Anche per il numero di taxa al trend per i valori medi corrisponde lo stesso trend per gli errori standard (Fig.43).

a)

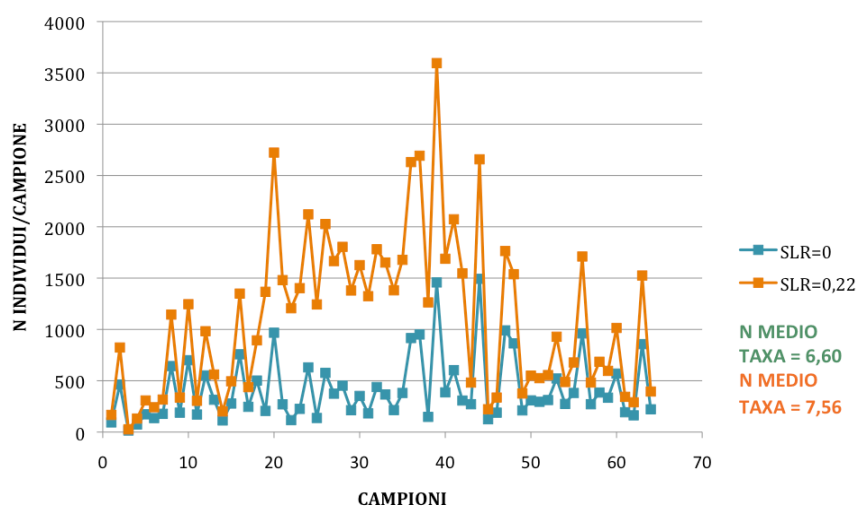


b)

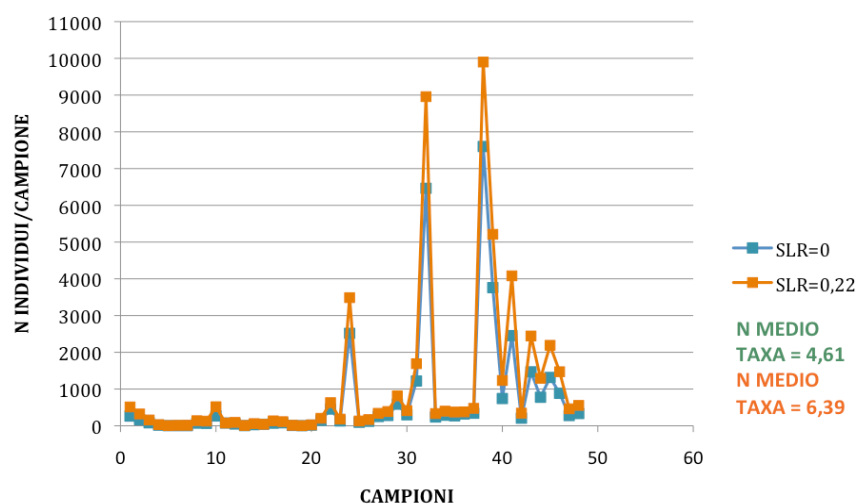


**Figura 43. Eventi previsti nel quarto scenario (innalzamento l.m.m di 0,22 m) nel sito di Bellocchio:**  
a) Grafico a dispersione delle simulazioni previsionali effettuate per il numero di taxa del meiobenthos (n=48); b) Risultato delle simulazioni previsionali relative al numero medio di taxa del meiobenthos (n=48,  $\pm$ e.s.).

Nell'osservare i risultati delle simulazioni sul quarto scenario è bene tenere in considerazione l'effetto del *sea level rise*. Infatti, le grandezze proprie del *flooding* (altezza dell'onda, e *surge*) sono state forzate sui popolamenti ottenuti da simulazioni basate solo su quell'effetto. Dai grafici (Figg.44 e 45) si evidenzia l'effetto stabilizzatore del *sea level rise* sui popolamenti meiobentonici i quali passano da valori tipici dell'intertidale a valori più elevati caratteristici della prima zona del subtidale sabbioso. L'effetto risulta più accentuato per il Lido di Spina.



**Figura 44.** Grafico riportante i valori di abbondanza dei campioni di meiofauna del Lido di Spina osservati nel campionamento reale (in blu) e nelle simulazioni (in arancione), in funzione dell'effetto del *sea level rise* al 2080 (SLR=0,22).



**Figura 45.** Grafico riportante i valori di abbondanza dei campioni di meiofauna del sito di Belloccchio osservati nel campionamento reale (in blu) e nelle simulazioni (in arancione), secondo l'effetto del *sea level rise* al 2080 (SLR=0,22).



## 6. Discussioni e conclusioni

Il presente lavoro di tesi ha permesso di mettere a confronto due tratti di spiaggia della riviera emiliana-romagnola con una storia di formazione ed evoluzione completamente differente e, inoltre, da tempo gestiti, con un diverso approccio.

In particolare, durante la campagna di prelievo del progetto THESEUS è stato possibile effettuare un studio preliminare della spiaggia di Bellocchio, la quale per le sue peculiari caratteristiche di sito naturale, è risultata molto interessante. Infatti, rappresenta l'unico sito di studio, all'interno del progetto, a mostrare come la linea di costa può evolvere nel caso in cui il mare, come conseguenza dell'erosione, riesca a "sfondare" entrando nello stagno salmastro retrostante, e a modificare la fascia costiera stessa, collegando i due habitat contigui: intertidale di spiaggia sabbiosa e laguna retrostante. Bellocchio è il classico esempio di cosa può succedere se si lascia al litorale la possibilità di retrocedere naturalmente, il cosiddetto "*retreat*". Tutto ciò è stato possibile anche grazie all'assenza di infrastrutture balneari e turistiche permanenti lungo la fascia costiera stessa in quanto la spiaggia di Bellocchio ricade all'interno di un parco naturale protetto. La spiaggia attualmente, presenta una situazione in cui la vecchia linea di costa si trova verso il largo, e la *surfzone* è rappresentata dalla vecchia laguna coperta dal mare. L'eterogeneità creata dall'interazione del cordone litoraneo formatosi lungo la nuova linea di costa con l'habitat tipico di una laguna, ha portato a una situazione nuova, molto particolare e complessa. Il sistema è, infatti, caratterizzato da un habitat a patches, altamente variabile anche su piccola scala, in cui il sedimento, poco classato, si alterna tra sabbia a granulometria molto fine e vero e proprio silt (Figg.31 e 32). Inoltre, il materiale vegetale della vecchia laguna oltre a determinare un elevato contenuto di sostanza organica presente nel sedimento (Fig.33) ha consentito in alcune zone la formazione di *mussel beds*, barriere naturali che, dove presenti, oltre ad aumentare l'eterogeneità della dimensione ecologica, sembrano rallentare e far regredire l'erosione della spiaggia grazie ad un effetto dissipativo dell'energia del moto ondoso.

La vecchia linea di costa rappresenta ora la zona di frangenza delle onde caratterizzata dalla presenza di uno scalino, delimitato dall'inizio del sedimento argilloso della vecchia laguna e dai *mussel beds*. Questo ha portato a una situazione in cui alcuni tratti della spiaggia di Bellocchio presentano una maggiore lunghezza della fascia intertidale

e una pendenza minore della stessa aumentando, quindi, la resistenza della spiaggia attuale alle forzanti erosive.

La particolare storia evolutiva della spiaggia di Bellocchio ha, quindi, determinato una netta differenziazione del sito rispetto al Lido di Spina che, invece, presenta le tipiche caratteristiche chimico-fisiche e geomorfologiche di una spiaggia sabbiosa con minori valori percentuali di sostanza organica (TOM) (Fig.33) e un sedimento a granulometria medio-fine e ben classato (Figg.31 e 32). Inoltre, la spiaggia di Spina presenta una fascia intertidale più stretta e una pendenza del profilo maggiore mostrando, quindi, una situazione di maggiore riflessività (Fig.34).

I due siti contraddistinguendosi per le variabili ambientali del sistema “spiaggia” rappresentano di fatto due diversi ecosistemi di spiaggia sabbiosa. Questo si riflette non solo nelle caratteristiche dei due diversi habitat ma anche nei due popolamenti meiobentonici che li caratterizzano. Le abbondanze assolute degli individui di meiofauna presenti a Lido di Spina sono nettamente minori rispetto a quelle riscontrate a Bellocchio (Fig.21), probabilmente anche a causa del fatto che la spiaggia di Spina è soggetta a un continuo impatto antropico, concentrato in particolare nel periodo di preparazione alla stagione balneare-turistica (rinascimento, buldozing, etc.) e durante lo svolgimento della stessa. La diversità biologica è all'incirca la stessa (Fig.22), come anche i taxa dominanti, anche se a cambiare sono i rapporti relativi di abbondanza (Figg.26 e 27). Da sottolineare la presenza nell'intertidale di Bellocchio di specie appartenenti a una fauna meiobentonica più tipicamente lagunare, come per esempio specie di arpacticoidi epibentonici con corpo appiattito rispetto a specie interstiziali vermiformi presenti nelle sabbie di Lido di Spina.

Le variabili ambientali che sembrano spiegare meglio i patterns osservati nel plot MDS dei due diversi popolamenti meiobentonici sono TOM%, classazione e mediana (Fig.35). Proprio perché rappresentano le principali caratteristiche chimico-fisiche all'interno di un ecosistema che, determinando diverse tipologie di habitat, portano potenzialmente allo sviluppo di differenti popolamenti.

Le differenze chimico-fisiche, geomorfologiche e biologiche riscontrate tra i due siti hanno influenzato anche il risultato dei modelli numerici. Nonostante le forzanti di *flooding* applicate siano state le stesse, le variabili ambientali al contorno dei due sistemi, come già detto in precedenza, sono differenti. La differenza riscontrata fra i due ecosistemi di spiaggia è confermata dalla risposta ecologica mostrata dalla nostra



variabile biotica indicatrice: i popolamenti meiobentonici infatti riflettono differenti stati ecosistemici.

Le simulazioni ottenute per lo scenario 1 (SLR=0) mostrano, per gli eventi di *flooding* che potrebbero verificarsi nell'immediato futuro con tempi di ritorno a intensità crescenti, stati ecosistemici con un trend delle abbondanze decrescente per entrambi i siti (Figg.36 e 40). Da sottolineare, però, che Bellocchio presenta una riduzione della diversità nettamente maggiore rispetto a Spina, la quale è risultata caratterizzata, quindi, da un popolamento meiobentonico qualitativamente più resistente (Figg.37 e 41).

I risultati ottenuti per lo scenario 4 (SLR=0,22) per il Lido di Spina non evidenziano nessuna *threshold* tra gli eventi simulati con diversi tempi di ritorno (Figg.38 e 39). I rispettivi stati ecosistemici ottenuti, infatti, sono omogenei fra loro. Questo è spiegato probabilmente dall'effetto mitigatore del *sea level rise* rispetto all'effetto dovuto all'impatto delle onde. La soglia di non-linearità sarebbe stata individuata presumibilmente se avessimo modellizzato eventi di *flooding* intermedi tra il primo e il quarto scenario.

Al contrario Bellocchio mostra per le simulazioni ottenute dal 4 scenario (SLR=0,22) una chiara *threshold* nelle abbondanze degli individui (Fig.42), le quali diventano molto elevate, sempre a causa dell'effetto stabilizzante del *sea level rise* e, quindi, al progressivo cambiamento dell'intertidale in subtidale marino. L'effetto del disturbo è comunque mostrato da un contemporaneo crollo nel numero di taxa presenti nel popolamento (Fig.43). Questo può essere motivato dal fatto che Bellocchio, partendo da una situazione in cui la *patchness* biologica rispecchia la *patchness* ambientale, mostra una decisa frammentazione dell'habitat. Tale frammentazione viene ridotta dal *flooding* che agisce uniformando l'habitat stesso e lasciando posto a poche specie opportuniste, le cui popolazioni, trovandosi di fronte a spazio e risorse libere tendono ad accrescersi fortemente. Un tipico taxon meiobentonico opportuniste è rappresentato dai nematodi, i quali, essendo caratterizzati da cicli vitali molto brevi (1-3 mesi) sono potenzialmente in grado di rispondere rapidamente ai cambiamenti ambientali (Warwick *et al.*, 1998). In generale, comunque, la meiofauna presenta una minore vulnerabilità al passaggio di un evento di disturbo rispetto alla macrofauna, in quanto, essendo caratterizzata da tassi di riproduzione più elevati, mostra una costante presenza di individui giovanili che facilita la rapida ricolonizzazione dell'habitat (Schratzberger, 2012).

Inizialmente il modello ottenuto dall'intero dataset di Bellocchio, risentendo dell'alta variabilità del sito, non è riuscito a discriminare fra le possibili risposte della meiofauna alle forzanti di *flooding*, rendendo responsi equiprobabili per ogni tempo di ritorno degli scenari. E' stato dunque necessario in corso d'opera scomporre il dataset di Bellocchio in due subset utilizzando come criterio di suddivisione il valore di mediana granulometrica di 4.5  $\phi$ . Di fatto, per modellizzare la risposta meiobentonica al *flooding* e al *sea level rise* per un stesso sito, è stato necessario costruire due modelli e, in funzione dell'alta variabilità riscontrata nel sito, stimare un numero doppio di parametri rispetto a quanto previsto inizialmente. Per modellizzare in maniera adeguata il sito, che rappresenta concretamente un *tipping point*, occorrerà in futuro aumentare la potenza del campionamento per numero di repliche e registrare alcune variabili, come ad esempio la granulometria, secondo una scala di osservazione più efficace nel evidenziarne la variabilità.

I risultati delle simulazioni mostrano in generale come l'eventuale danno ecologico sia dovuto all'onda frangente. Il dato è confermato dalle simulazioni del quarto scenario in cui l'effetto "dannoso" del frangente è mitigato dall'effetto stabilizzante dovuto al *sea level rise*. Infatti, seppure in presenza di valori di altezza d'onda molto maggiori rispetto al primo scenario, i popolamenti risultano addirittura rafforzati rispetto a quelli attuali, indicando la trasformazione dell'attuale intertidale in un primo subtidale grazie dell'innalzamento del livello medio marino.

I popolamenti meiobentonici sono risultati, quindi, dei buoni indicatori chiave nella valutazione della vulnerabilità ecologica per i rischi connessi al *sea level rise* e al *flooding*. Dimostrando, così, il loro possibile utilizzo come descrittori dei cambiamenti ecologici in ambito marino che si andranno probabilmente a verificare come conseguenza del *global climate change*. Per questo lo studio ed il monitoraggio della dinamica e della struttura dei popolamenti meiobentonici può diventare un mezzo fondamentale per la comprensione delle funzionalità ecosistemiche delle spiagge sabbiose e per produrre alcune delle informazioni necessarie allo sviluppo dei piani di gestione integrata della fascia costiera in un ottica di conservazione di questi habitat costieri e dei servizi e beni da essi forniti.

*“Meiofauna are not impressively large or tasty, and they are not even dangerous – they are simply small”*

M. Schratzberger



## BIBLIOGRAFIA

- Anderson M.J. (2001a). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32-46.
- Anderson M.J. (2001b). Permutation tests for uni variate or multivariate analysis of variance and regression. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58: 626-639.
- Anderson M.J., Gorley R.N., Clarke K.R., (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods.
- ARPA REGIONE EMILIA-ROMAGNA, (2007). Stato del litorale emiliano-romagnolo all'anno 2007 e piano decennale di gestione.
- Avanzi S., Marzetti S., (2011). Vautazione economica di una spiaggia. *Ecoscienza*, 2: 82-83.
- Bindoff N.L., Willebrand J., Artale V., Cazenave A., Gregory J., Gulev S., Hanawa K., Le Que'ré C., Levitus S., Nojiri Y., Shum C.K., Talley L.D., (2007). Observations: oceanic climate change and sea level. In: Solomon S., Qin D., Manning M. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor & H.L. Miller (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: pp. 385-432.
- Bird E.C.F., (2000). *Coastal Geomorphology: An Introduction*. John Wiley, Chichester, 322 pp.
- Boyd I.L., (2012). The Art of Ecological Modeling. *Science* 337:306-307.
- Bouguenec V., Giani N., (1989). Biological studies upon *Enchytraeus variatus*. Bouguenec & Giani 1987 in breeding cultures. *Hydrobiologia*, 180: 151-165.
- 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., (2002). Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation*, 29: 62-77.

- Brown A.C., Nordstorm K., McLachlan A., Jackson N.L., Sherman D.J., (2008). Sandy shores of the near future. In: Polunin, N.V.C. (Ed.), *Acquatic Ecosystems; Trends and Global Prospects*. Cambridge University Press, New York, pp. 263-280.
- Camara B.I., (2011). Waves analysis and spatiotemporal pattern formation of an ecosystem model. *Nonlinear Analysis-Real World Applications*, 12: 2511-2528.
- Carrasco A.R., Ferreira Ó., Matias A., Freire P., (2012). Flood hazard assessment and management of fetch-limited coastal environments. *Ocean & Coastal Management*, 65: 15-25.
- Clarke K.R. (1993). Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.*, 18: 117-143.
- Clarck K.R., Ainsworth M. (1993). A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 92: 205-219.
- 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.
- Clauset A., Moore C., Newman M.E.J., (2008). Hierarchical structure and the prediction of missing links in networks. *Nature*, 453: 98-101.
- Coull B.C., (1999). Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats. *Austr. J. Ecol.*, 24: 327-343.
- Cressie N., Calder C.A., Clark J.S., Ver Hoef J.M., Wikle C.K., (2009). Accounting for uncertainty in ecological analysis: the strengths and limitations of hierarchical statistical modelling. *Ecological Applications*, 19: 553-570.
- De Jonge V.N., Bouwman L.A., (1977). A simple density separation technique for quantitative isolation of meiobenthos, using colloidal Ludox TM. *Mar. Biol.*, 42: 143-148.

- 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., 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.
- De Troch M., Steinarsdottir M., Chepurnov V., Olafsson E., (2005). Grazing on diatoms by harpacticoid copepods: species-specific density dependent uptake and microbial gardening. *Aquat. Microb. Ecol.*, 39: 135-144.
- Eyualem-Abebe E., Decraemer W., De Ley P., (2008). Global diversity of nematodes (Nematoda) in freshwater, *Hydrobiologia*, 595: 67-78.
- European Commission, (2004). Living with Coastal Erosion in Europe – Sediment and Space for Sustainability. Part I – Major Findings and Policy Recommendations of the EUROSION Project. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 40 pp.
- Faith D.P., Minchin P.R., Belbin L. (1987). Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegatatio*, 69: 57-68.
- Feagin R.A., Sherman D.J., Grant W.E., (2005). Coastal erosion, global sea-level rise, and the loss of sand dune plant habitats. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3: 359-364.
- Gee J.M, (1989). An ecological and economic review of meiofauna as food for fish. *Zool. J. Linn. Soc.*, 96: 243-261.
- Gerlach S.A., (1971). On the importance of marine meiofauna for benthos communities. *Oecologia (Berl)*, 6: 176-190.
- Giere O. *Meiobenthology: The Microscopic Motile Fauna of Aquatic Sediments*. second ed. Springer Verlag; Berlin and Heidelberg, Germany: 2009.
- Grimm V., Revilla E., Berger U., Jeltsch F., Mooij W.M., Railsback S.F., Thulke H.H., Weiner J., Wiegand T., De Angelis D.L., (2005). Pattern-oriented modeling of agent-based complex systems: Lessons from ecology. *Science*, 310: 987-991.

Mare M. F., (1942). A study of a marine benthic community with special reference to the micro-organism. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 25: 517-554.

Metrious D., (2012). Relazione fra comunità macrobentoniche e morfodinamica nelle zone costiere dell'alto adriatico. Tesi di laurea in Biologia Marina, Università di Bologna, sede di Ravenna.

Harley C.D.G., Hughes A.R., Hultgren K.M., Miner B.G., Sorte C.J.B., Thornber C.S., Rodriguez L.F., Tomanek L., Williams S.L., (2006). The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*, 9: 228-241.

Hicks G.R.F., (1991). Monitoring with Meiofauna: A Compelling Option for Evaluating Environmental Stress in Tidal Inlets. In: *Coastal Engineering – Climate for Change*, Auckland, New Zeland: 10th Australasian Conference on Coastal and Ocean Engineering, pp. 387-391.

Higgins R.P., Thiel H., (1988). Introduction to the study of meiofauna. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

Hughes E.J., (2001). Evolutionary multi-objective ranking with uncertainty and noise. *Evolutionary Multi-Criterion Optimization, Proceedings*, 1993: 329-343.

James R.J., (2000). From beaches to beach environments: linking the ecology, human-use and management of beaches in Australia. *Ocean & Coastal Management*, 43: 495-514.

John G.H., Langley P., (1995). Estimating continuous distributions in Bayesian classifiers. Pages 338-345 in P. Besnard and S. Hanks editors. *Proceedings of the Eleventh Conference on Uncertainty in Artificial Intelligence*, Morgan Kaufmann Publishers, San Mateo.

Jones A.R., Gladstone W., Hacking N.J., (2007). Australian sandy-beach ecosystems and climate change: ecology and management. *Australian Zoologist*, 34: 190-202.

Kennedy A.D., Jacoby C.A., (1999). Biological indicators of marine environmental health: Meiofauna - A neglected benthic component? *Environmental Monitorin assessment*, 54: 47-68.



- Kohavi R., (1996). Scaling up the accuracy of naive-Bayes classifier: A decision-tree hybrid. Pages 202-207 in AAAI Press. Proceedings of the Second International Conference on Knowledge Discovery and Data Mining.
- Lamshead P.J.D., Boucher G., (2003). Marine nematode deep-sea biodiversity—hyperdiversity or hype?. *J. Biogeogr.*, 30: 475-485.
- Levin S.A., (1998). Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems. *Ecosystems*, 1: 431-436.
- Levin S.A., (2005). Self-organization and the emergence of complexity in ecological systems. *Bioscience*, 55: 1075-1079.
- Little C. (2000). *The biology of Soft Shores and Estuaries*. OXFORD University Press, pp.252.
- Marcotte B.M., (1983). The imperatives of copepod diversity: perception, cognition, competition and predation. In: Schram FR (Ed) *Crustacean phylogeny*. Balkema, Rotterdam, pp. 47-72.
- Marcotte B.M., (1984). Behaviourally defined ecological resources and speciation in *Tisbe* (Copepoda: Harpacticoida). *J. Crust. Biol.*, 4: 404-416.
- McLachlan A., (1977). Composition, distribution, abundance and biomass of the macrofauna and meiofauna of four sandy beaches. *Zool. Afr.*, 12: 279-306.
- McLachlan A., (1990). Dissipative beaches and macrofauna on exposed intertidal sands. *J Coast Res*, 6: 57-71.
- McLachlan A., Jaramilli E., Donn T.E., Wessels F., (1993). Sandy beach macrofauna communities and their control by the physical environment: a geographical comparison. *Journal of Coastal Research*, 15: 27-38.
- McLachlan A., De Ruyck A.M.C., Hacking N., (1996). Community structure on sandy beaches: patterns of richness and zonation in relation to tide range and latitude. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 451-467.
- McLachlan A., Brown A.C., (2006). *The Ecology of Sandy Shore*. Academic Press, Burlington, MA, USA, 373 pp.

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.

Metrious D., (2012). Relazione fra comunità macrobentoniche e morfodinamica nelle zone costiere dell'alto adriatico.

Meyers M.B., Fossing H., Powell E.N., (1987). Microdistribution of interstitial meiofaunal, oxygen and sulfide gradients, and the tubes of macro-infauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 35: 223-241.

Micallef A., Williams A.T., (2002). Theoretical strategy considerations for beach management. *Ocean & Coastal Management*, 45: 261-275.

Nordstorm K.F., (2000). *Beaches and Dunes on Developed Coasts*. Cambridge University Press, UK, 338&352 pp.

Migliavacca M., Sonnentag O., Keenan T.F., Cescatti A., O'Keefe J., Richardson A.D., (2012). On the uncertainty of phenological responses to climate change, and implications for a terrestrial biosphere model. *Biogeosciences*, 9: 2063-2083.

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.

Orr J.C., Fabry V.J., Aumont O., Bopp L., Doney S.C., Feely R.A., Gnanadesikan A., Gruber N., Ishida A., Joos F., Key R.M., Lindsay K., Maier-Reimer E., Matear R., Monfray P., Mouchet A., Najjar R.G., Plattner G.K., Rodgers K.B., Sabine C.L., Sarmiento J.L., Schlitzer R., Slater R.D., Planque B., Bellier E., Loots C., (2011). Uncertainties in projecting spatial distributions of marine populations. *Ices Journal of Marine Science*, 68:1045-1050.

Pazzani M., (1995). Searching for attribute dependencies in bayesian classifiers. *In Fifth International Workshop on Artificial Intelligence and Statistics*, pp. 424-429.

- Planque, B., E. Bellier, and C. Loots. 2011. Uncertainties in projecting spatial distributions of marine populations. *Ices Journal of Marine Science*, 68:1045-1050.
- Polome P., Marzetti S., van der Veen A., (2005). Economic and social demands for coastal protection. *Coastal Engineering*, 52: 819-840.
- Warwick R.M., Joint I.R., Radford P.J. (1979). Secondary production of the benthos in an estuarine environment. In: Jefferies, R.L. *et al.* (Ed.) (1979). *Ecological processes in coastal environments*. Oxford, U.K., Blackwell Scientific Publications, pp. 429-450.
- Warwick R.M., Carr M.R., Clarke K.R., Gee J.M., Green R.H., (1988). A mesocosm experiment on the effects of hydrocarbon and copper pollution on a sublittoral soft-sediment meiobenthic community. *Marine Ecology Progress Series*, 46: 181-191.
- Widyantoro D.H., Yen J., (2000). A fuzzy similarity approach in text classification task. *In Proceedings of the IEEE International Conference on Fuzzy Systems, FUZZ-IEEE*.
- Wu, J. G., David J. L., (2002). A spatially explicit hierarchical approach to modeling complex ecological systems: theory and applications. *Ecological Modelling*, 153: 7-26.
- Raven J., (2005). *Ocean Acidification due to Increasing Atmospheric Carbon Dioxide*. The Royal Society, London: 65 pp.
- Roy P.S., Cowell P.J., Ferland M.A., Thom B.G., (1994). Wave-dominated coasts. In: Carter, R.W.G., Woodroof, C.D. (Ed) (1994). *Coastal Evolution-Late Quaternary shoreline morphodynamics*. Cambridge University Press, IV: 121-186.
- Sarewitz D., Pielke R.A. Jr., (2001). Extreme events: a research and policy framework for disasters in context. *International Geology Review*, 43: 406-418.
- Schlacher T.A., Schoeman D.S., Lastra M., Jones A., Dugan J., Scapini F., McLachlan A., (2006). Neglected ecosystems bear the brunt of change. *Ethology, Ecology & Evolution*, 18: 349-351.
- Schlacher T.A., Dugan J., Schoeman D.S., Lastra M., Jones A., Scapini F., McLachlan A., Defeo O., (2007). Sandy beaches at the brink. *Diversity & Distributions*, 13: 556-560.

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

Schratzberger M., (2012). On the relevance of meiobenthic research for policy-makers. *Marine Pollution Bulletin*, 64: 2639-2644.

Short A.D., (1996). The role of wave height, slope, tide range and embaymentisation in beach classification: a review. *Rev Chil Hist Nat*, 69: 589-604.

Short A.D., (Ed.), (1999). *Handbook of Beach and Shoreface Morphodynamics*. John Wiley, London, 379 pp.

Sibani P., Schon J.C., Salamon P., Andersson J.O., (1993). Emergent hierarchical structures in complex-system dynamics. *Europhysics Letters*, 22: 479-485.

Slott J.M., Murray A.B., Ashton A.D., Crowley T.J., (2006). Coastline responses to changing storm patterns. *Geophysical Research Letters*, 33, L18404.

Solomon S., Qin D., Manning M., Alley R.B., Berntsen T., Bindoff N.L., Chen Z., Chidthaisong A., Gregory J.M., Hegerl G.C., Heimann M., Hewitson B., Hoskins B.J., Joos F., Jouzel J., Kattsov V., Lohmann U., Matsuno T., Molina M., Nicholls N., Overpack J., Raga G., Ramaswamy V., Ren J., Rusticucci M., Somerville R., Stocker T.F., Whetton P., Wood R.A., Wratt D., (2007). Technical Summary. In: S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor & H.L. Miler (Eds). *Climate Changes 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, U.K., pp. 19-91.

Svirezhev Y.M., (2008). Nonlinearities in mathematical ecology: Phenomena and models - Would we live in Volterra's world? *Ecological Modelling*, 216: 89-101.

Tenore K.R., Tietjen J.H., Lee J.J., (1977). Effect of meiofauna on incorporation of aged eelgrass, *Zostera marina*, detritus by the polychaete *Nephtys incisa*. *J. Fish. Res. Board. Can.*, 34: 563-567.

Totterdell I.J., Weirig M.F., Yamanaka Y., Yool A., (2005). Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature*, 437: 681-686.

Traunspurger W., (1997). Bathymetric, seasonal and vertical distribution of feeding-types of nematode in an oligotrophic lake. *Vie Milieu*, 47:1-7.

UNCED, (1992). United Nations Conference on Environment and Development, Agenda 21, Chapter 17: Protection of the Oceans, all Kinds of Seas, Including Enclosed and Semiclosed Seas, and Coastal Areas and Protection, Rational Use and Development of their Living Resources.

Underwood A.J. (1997). Experiments in ecology- Their logical design and interpretation using analysis of variance. Vol. Cambridge University Press.

Zadeh L.A., (1968). Probability measures of fuzzy events. *Journal of mathematical analysis and applications*, 23: 421-427.

Zhang K.Q., Douglas B.C., Leatherman S.P., (2004). Global warming and coastal erosion. *Climate Change*, 64: 41-58.