

ALMA MATER STUDIORUM
UNIVERSITA' DI BOLOGNA
FACOLTA' DI SCIENZE MATEMATICHE FISICHE E NATURALI

Corso di laurea magistrale in Biologia Marina

**Influenza dei fattori morfodinamici e degli interventi di
gestione sulle comunità macrobentoniche di spiagge nell'alto
Adriatico**

Relatore

Prof. Victor Ugo Ceccherelli

Presentata da

Silvia Zanchetta

Correlatore

Prof.ssa Marina Antonia Colangelo

III sessione

Anno Accademico 2012/2013

Indice

Premessa e scopo del lavoro	1
1. Introduzione	4
1.1 Proprietà fisiche delle spiagge sabbiose	4
1.2 Ecologia delle spiagge sabbiose	8
1.3 Minacce degli ecosistemi sabbiosi	9
1.3.1 Le attività antropiche	10
1.3.2 <i>Global climate change</i> : il <i>sea-level rise</i> e gli eventi estremi	12
1.4 L'erosione costiera e gli interventi di gestione	14
1.4.1 Erosione e gestione nelle spiagge Emiliano-Romagnole	20
2. La Macrofauna	23
3. Materiali e Metodi	27
3.1 Caratterizzazione dell'area di studio	27
3.1.1 Lido di Spina	29
3.1.2 Bellocchio	31
3.1.3 Lido di Dante	33
3.1.4 Cervia	35
3.1.5 Cesenatico	36
3.1.6 Cesenatico sud	37
3.2 Disegno di campionamento	39
3.3 Prelievo e trattamento dei campioni in campo	41
3.4 Trattamento dei campioni in laboratorio	42
3.4.1 Analisi biotiche	42
3.4.2 Analisi dei sedimenti	42
3.4.3 Indici morfodinamici	45
3.5 Analisi statistica dei dati	46
3.5.1 Analisi univariata	46
3.5.2 Analisi multivariata	46
4. Risultati	51
4.1 Analisi della comunità macrobentonica	51
4.2 Analisi delle variabili ambientali	64
4.3 Relazione tra morfodinamica delle spiagge e popolamenti bentonici	73
5. Discussione e conclusioni	80

Bibliografia

Appendice

Premessa e scopo del lavoro

Le spiagge sabbiose occupano il 50-60% delle coste a livello globale, e si presentano con una grande varietà di morfologie, esposizioni agli agenti atmosferici e condizioni oceanografiche (McLachlan *et al.*, 1996).

Negli ultimi decenni gli ecosistemi costieri sabbiosi sono stati esposti a incalzanti rischi provenienti da mare, quali tempeste, aumento del livello del mare ed erosione della costa; e sottoposti al verificarsi di elevati stress bioecologici (fioriture algali, sversamenti di inquinanti, ecc.). A ciò si aggiunge una progressiva e consistente azione antropica direttamente sulla costa, tradotta nella realizzazione di strutture turistico-balneari, intensa urbanizzazione, presenza di opere costiere atte a contrastare i fenomeni erosivi (scogliere, barriere, pennelli), diminuzione dell'apporto di sedimento da parte dei fiumi, aumento dei tassi di subsidenza.

La costa Emiliano-Romagnola rappresenta un caso esemplare di litorale su cui pesano enormemente i fenomeni erosivi che, accentuati da una forte urbanizzazione, causano l'arretramento della linea di riva. La tendenza erosiva di questa zona è principalmente causata dai ridotti tassi di trasporto del sedimento da parte dei fiumi e dall'aumento di subsidenza antropica causata da frequenti estrazioni di metano. Tali sistemi costieri sono anche soggetti ai cambiamenti climatici e ai loro effetti, come l'innalzamento del livello del mare e l'aumento di frequenza e intensità delle inondazioni (*flooding*).

Fino a pochi decenni fa l'attenzione data agli ambienti di spiaggia sabbiosa era molto scarsa e si focalizzava per lo più sugli aspetti geologici e ingegneristici, tralasciando gli aspetti biologici e il loro intrinseco valore ecologico. Poiché si prevede che gli effetti dei cambiamenti climatici si faranno sempre più importanti nel prossimo secolo, e che la popolazione umana sulle coste aumenti enormemente in numero, con conseguente incremento di urbanizzazione, una delle sfide a cui molti ecologi sono chiamati a rispondere è valutare come i sistemi costieri reagiranno a condizioni ambientali che non hanno analoghi con il presente o il passato recente. Ciò che risulta preoccupante infatti, ancora più degli effetti che possono produrre le pressioni prese singolarmente, è il loro effetto combinato. Un recente studio (Burkett *et al.*, 2005) volto a valutare le risposte biologiche al cambiamento delle condizioni climatiche ha dimostrato come queste non siano lineari, e quindi che tali cambiamenti, sia climatici che di origine antropica, seppur gradualmente, possono provocare risposte biologiche inaspettate e improvvise. Per questi

motivi è altamente consigliato un approccio gestionale che sia in grado di evolvere in funzione dell'evoluzione dell'ambiente, includendo lo sviluppo di una rete di collaborazione interdisciplinare in un'ottica di dialogo tra le parti che si indirizzi a rispondere a domande sulla resilienza dell'ecosistema e sulla sostenibilità dei propri interventi su larga scala e a lungo termine. In tale ottica appare importante quindi l'adozione di una gestione che sia in grado di integrare gli aspetti economici, sociali e ambientali, che derivi da una migliore conoscenza scientifica dei processi che contraddistinguono gli ecosistemi costieri e che tenga conto della protezione dell'ambiente e degli organismi che lo occupano.

Il presente elaborato di tesi si inserisce nel contesto del progetto europeo *Theseus (Innovative technologies for safer European coasts in a changing climate)* “Tecnologie innovative per la salvaguardia delle coste europee a fronte del cambiamento climatico“ (www.theseus.eu), il cui scopo è quello di sviluppare un approccio sistematico atto a ridurre l'uso antropico delle coste preservandone gli habitat in un contesto di molteplici fattori di cambiamento e pressione. A tale scopo sono stati individuati 8 siti di studio lungo le coste europee, tra cui è compreso il tratto Emiliano-Romagnolo. L'obiettivo primario è quello di fornire una metodologia integrata per la pianificazione di strategie di difesa sostenibili nei confronti dell'erosione costiera e del rischio di inondazioni, che siano in grado di comprendere anche gli aspetti tecnici, sociali, economici e ambientali.

Il presente lavoro si inserisce all'interno del *work package 3: Ecologically based mitigation measures and design*, fra i cui scopi ci sono quelli dell'individuazione di differenti metodi atti a contrastare o valutare l'erosione costiera, tenendo in considerazione non solo tecnologie ingegneristiche ma anche l'evoluzione naturale dei sistemi costieri. La difesa delle coste, infatti, dovrebbe considerare sia misure ingegneristiche adatte (ripascimento o strutture rigide), sia lo sviluppo e il ripristino di ambienti naturali quali dune e *reefs* biogenici, che per la loro intrinseca capacità di protezione della costa potrebbero essere sfruttati anche in campo gestionale. Il progetto provvede quindi a dare anche delle linee guida per minimizzare l'impatto ambientale legato alle strutture tradizionali e per progettare opere di difesa ecocompatibili.

Le spiagge sabbiose sono sistemi considerati come fisicamente controllati, dove è nota una forte interdipendenza tra aspetti abiotici, morfodinamici e biotici; risulta quindi evidente che, a seconda della scelta gestionale (ingegneristica o meno) effettuata, i cambiamenti che si possono evidenziare verranno osservati non solo sulle caratteristiche

morfodinamiche e fisiche delle spiagge, ma anche e soprattutto sul comparto biotico e di conseguenza sui processi ecologici che caratterizzano quel determinato ambiente.

Scopo del lavoro è quello di confrontare le eventuali variazioni nella struttura e composizione dei popolamenti bentonici della zona intertidale in sei spiagge poste lungo la riviera emiliano-romagnola, diverse tra loro per caratteristiche morfodinamiche, per grado di antropizzazione, modalità di gestione ed interventi effettuati per contrastare i fenomeni di erosione costiera. In particolare sono state analizzate le comunità macrobentoniche, spesso usate come indicatori nell'ambito della valutazione della qualità ambientale perché in grado di rispondere bene ai cambiamenti dell'habitat grazie alla loro plasticità comportamentale, e sono state valutate le loro relazioni rispetto alle variabili ambientali e morfodinamiche delle spiagge esaminate.

1. Introduzione

1.1 Proprietà fisiche delle spiagge sabbiose

La spiaggia è quella parte di costa che è soggetta all'azione delle onde, compresa tra il piede della spiaggia stessa, ovvero la zona di transizione tra fondale sabbioso e fondale fangoso e, verso terra, il livello più elevato lambito dalle onde di tempesta. Una spiaggia consiste in accumulo di sabbia depositato dalle onde: l'energia del moto ondoso, associata alla granulometria del sedimento sabbioso e interagendo con l'ampiezza del regime di marea della specifica località geografica, contribuiscono alla caratterizzazione morfologica dei diversi tipi di spiagge e alla strutturazione della componente biologica in esse presente (Short, 2001).

La *surf zone* (zona dei frangenti) è la parte più dinamica della spiaggia e rappresenta la zona dove viene dissipata l'energia delle onde, le quali infrangendosi e ritirandosi producono trasporti di vario tipo. Il sedimento che viene portato lontano dalla spiaggia durante gli eventi di erosione lentamente viene depositato verso riva durante il recupero, determinando fenomeni di accrescimento della spiaggia. La taglia e la granulometria del sedimento possono contribuire alla tipologia della spiaggia, con la sabbia più fine che caratterizza le *surf zone* più ampie con minore pendenza mentre il sedimento più grossolano caratterizza le spiagge con il profilo più ripido e la *surf zone* più stretta.

Essendo dei sistemi estremamente variabili e dinamici, le spiagge sabbiose rispondono in maniera naturale ai cambiamenti del moto ondoso, maree e vento, mostrando delle variazioni in molti dei loro aspetti, quali pendenza e posizionamento della linea di riva. Nonostante ciò, il profilo morfologico o topografico di una spiaggia può considerarsi articolato in quattro unità principali (Fig. 1):

- **zona delle dune:** le dune segnano il limite interno della spiaggia e si sviluppano parallelamente alla linea di costa; sono di origine eolica, costruite dai venti e alimentate dalla sabbia asciutta della spiaggia emersa. Spesso costituiscono un esempio di 'argine naturale' in quanto sono in grado di proteggere e smorzare gli effetti del moto ondoso, e con il loro accumulo di sedimento rappresentano una sorgente supplementare essenziale in grado di limitare i fenomeni erosivi dovuti ad eventi estremi;

- **spiaggia emersa** (*backshore*): è posta al di sopra del livello massimo di alta marea e si estende verso terra fino al limite massimo di azione delle onde di tempesta; è caratterizzata da una rampa inclinata verso mare, la battigia, ed è esposta al flutto montante;
- **spiaggia intertidale** (*foreshore*): posizionata tra il livello medio di bassa marea e il livello medio di alta marea, viene quindi ciclicamente sommersa ed esposta due volte al giorno. Per questo motivo essa rappresenta la zona maggiormente soggetta a disturbo;
- **spiaggia sommersa** (*shoreface*): posta al di sotto del livello minimo di bassa marea, questa zona si estende fino al limite inferiore di presenza delle onde "normali" (pari a circa metà della lunghezza d'onda), dove cessa l'azione del moto ondoso sul fondale.

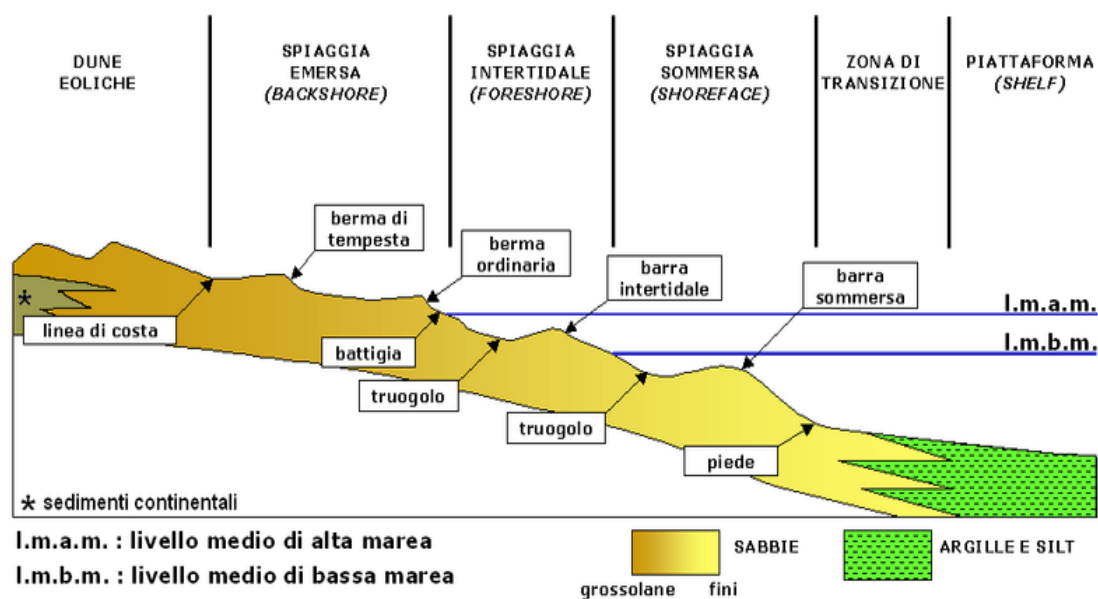


Figura 1: Schema del profilo topografico di una spiaggia sabbiosa.

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, 0-2 m; mesotidali, 2-4 m; macrotidali, > 4 m). Le spiagge italiane, in particolare, sono a regime microtidale (con circa 0.5 m di escursione di marea) e in genere a medio-bassa energia.

Short & Wright (1983) classificano le spiagge sabbiose in tre diverse tipologie (Fig. 2), basandosi sulla condizione di dispersione dell'energia delle onde (alta/bassa energia) e

del materiale sedimentario che caratterizza la spiaggia (sedimenti fini, ghiaia, ciottoli, massi o misture di sedimenti):

- **spiagge riflesse**: sono caratterizzate da un alto profilo della spiaggia e assenza di *surf zone* con ristretta zona intertidale; sono dovute a onde che si infrangono direttamente sulla parte emersa, la cui energia viene quindi tutta riflessa verso mare con la risacca, e selezionano sedimento grossolano e residui di conchiglie (capulerio). Il trasporto di sedimento verso riva che si verifica in queste condizioni fa sì che tutto il sedimento sia accumulato sulla parte emersa della spiaggia, permettendone l'accrescimento;

- **spiagge dissipative**: sono il prodotto di forte moto ondoso, presentano un profilo poco ripido e sono costituite di sedimento fine. Sono precedute da un'ampia *surf zone*, lungo la quale le onde, scorrendo, perdono molta della loro energia prima di incontrare la spiaggia emersa. Esse sono anche per questo motivo le spiagge maggiormente caratterizzate da fenomeni erosivi;

- **spiagge intermedie**: si distinguono per la presenza di una *surf zone* simile a quella che caratterizza le situazioni dissipative e generalmente ampia 20-100 m; si trovano in una condizione transitoria tra l'alta energia che caratterizza le spiagge dissipative e la bassa energia delle spiagge riflesse.

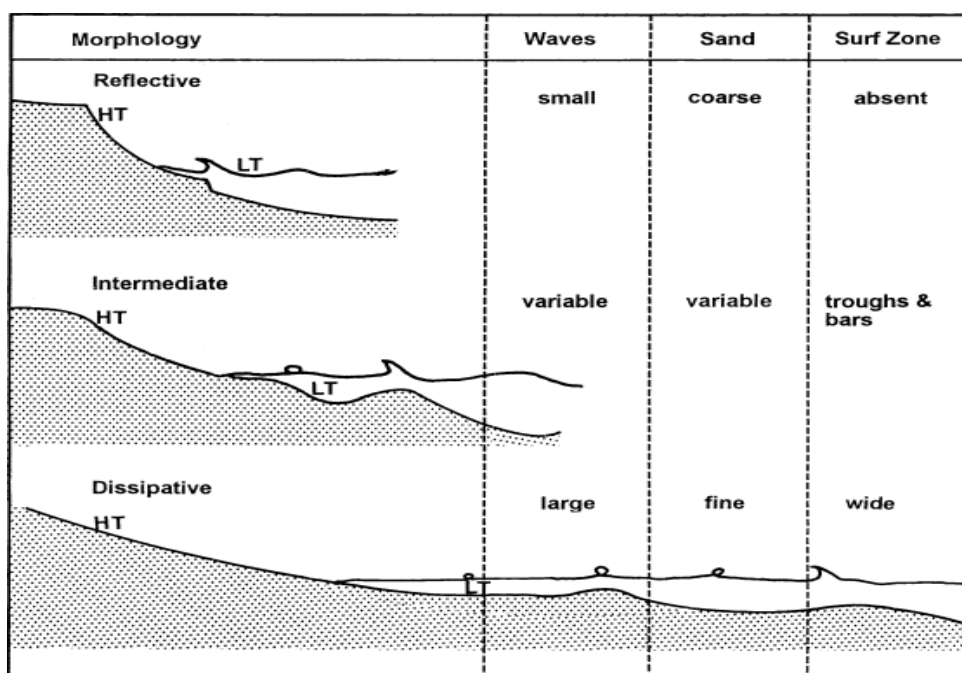


Figura 2: I tre stati morfodinamici delle spiagge microtidali; LT: bassa marea; HL: alta marea.

Tuttavia, le spiagge non sono ‘bloccate’ in un singolo stato morfodinamico, ma possono rispondere a cambiamenti nell’energia del moto ondoso muovendosi verso condizioni dissipative durante eventi di tempesta o verso condizioni riflesse durante periodi di calma; di conseguenza la sabbia erode o accresce la spiaggia a seconda che l’altezza delle onde (e il *range* di marea) salga o scenda. Tali avvenimenti sono spesso stagionali. Il parametro di Dean (Ω) permette di definire le tre tipologie di spiagge (riflessiva, intermedia e dissipativa) usando il flusso di velocità di deposizione della sabbia (Short, 1996):

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

dove H_b è l’altezza de frangente (m), W_s la velocità di sedimentazione delle particelle di sedimento ($m \cdot s^{-1}$), T il periodo dell’onda. Valori di $\Omega < 2$ caratterizzano spiagge riflesse, valori > 5 le dissipative, quelle intermedie hanno valori compresi tra 2 e 5. Come tutti i parametri soggettivi, l’indice di Dean offre un paradigma classificatorio della tipologia morfodinamica delle spiagge ma non è detto che abbia un effetto determinante la struttura delle loro comunità biotiche (Rodil & Lastra, 2004).

Un’influenza più diretta la esercita invece la pendenza (*slope*) della spiaggia, che è considerata una delle caratteristiche più importanti della spiaggia nel condizionare l’insediamento della fauna. In particolare è stato dimostrato che nelle spiagge dissipative, con minor pendenza, sono presenti comunità bentoniche con più elevata ricchezza specifica, maggiore abbondanza e biomassa complessiva rispetto a quelle presenti nelle spiagge riflesse (McLachlan, 1990).

A tale proposito un altro utile descrittore delle spiagge è il BDI o *Beach deposit index*, che viene soprattutto usato negli studi di spiagge microtidali e misura l’influenza dell’idrodinamismo sul profilo della spiaggia in funzione della granulometria:

$$BDI = \frac{1}{\text{slope}} * \frac{a}{Mz}$$

dove *slope*, la pendenza, indica il rapporto tra il livello di marea e la lunghezza della zona intertidale; *a*, è la costante di Stokes (1,03125); *Mz*, è la dimensione in mm della mediana della distribuzione di taglia dei granuli di sabbia; *a/Mz* rappresenta, quindi, una misura dell'idrodinamismo.

Come detto, le caratteristiche fisiche delle spiagge riflettono l'interazione tra energia del moto ondoso, ampiezza del regime mareale e granulometria del sedimento. Lo stato fisico risultante, includendo i rapporti di tali elementi tra di loro e con la pendenza, origina una serie di caratteristiche morfologiche e morfodinamiche che determinano nell'insieme la struttura di comunità, la zonazione degli organismi e il funzionamento ecosistemico (Brown & McLachlan, 2002).

1.2 Ecologia delle spiagge sabbiose

Le spiagge sono dei sistemi altamente dinamici nei quali i cambiamenti spaziali e temporali degli aspetti morfologici sono comuni. Esse scambiano materiale sia con la colonna d'acqua che con il fondale al largo, che con la parte emersa, fino alle dune retrostanti (McLachlan *et al.*, 2012); e pertanto rappresentano una zona di transizione tra la terra e il mare, costituendo sistemi estremamente dinamici in cui i confini con gli ambienti terrestri e marini adiacenti non sono sempre chiari. Tali sistemi rappresentano uno tra gli habitat più vitali e produttivi del pianeta dal punto di vista ecologico, economico e sociale. Oltre infatti a costituire ecosistemi definiti da specifiche funzioni e processi e fonte di risorse trofiche per molti altri organismi, le spiagge sostengono anche molte attività economiche e forniscono diversi beni e servizi. Nel complesso funzioni, beni e servizi possono essere così elencati:

- accumulo e trasporto di sedimenti;
- dissipazione delle onde e *buffering* degli eventi estremi;
- filtrazione e purificazione dell'acqua;
- abbattimento dei livelli di sostanza organica e di inquinamento;

- mineralizzazione e riciclo dei nutrienti;
- sostentamento di specifiche reti trofiche;
- supporto della pesca di costa (“nursery” per gli stadi giovanili);
- supporto alle attività di estrazione;
- cibo, materiale e risorse energetiche per il consumo umano;
- servizi ecosistemici di tipo estetico, ricreativo-culturale e scientifico (Defeo *et al.*, 2009).

Attualmente, si stima che esse siano in grado di assicurare più di 14 trilioni di dollari per anno in termini di beni e servizi (Costanza *et al.*, 1997). Tuttavia, molti dei servizi offerti dalle spiagge sono minacciati dall’uso umano, dall’invasione di specie alloctone (oggi dette aliene) e dal cambiamento climatico (Zarnerske *et al.*, 2010). Il declino e l’estinzione delle specie, con conseguente perdita della biodiversità causata dall’eccessiva pressione demografica concentrata sulle aree costiere, dall’eccessivo sfruttamento del territorio e delle risorse e dalla perdita di habitat naturali, hanno prodotto il progressivo degrado degli ecosistemi costieri compromettendone la capacità di svolgere funzioni essenziali al mantenimento dei citati servizi ecosistemici (Airoldi *et al.*, 2007).

1. 3 Minacce degli ecosistemi sabbiosi

Gli habitat marini sono tra quelli più minacciati dall’azione dell’uomo, sia diretta che indiretta, e ci si aspetta che tali pressioni aumenteranno nel corso del XI secolo. Data la loro importanza socio-economica, appare chiaro come le conseguenze delle pressioni antropiche non peseranno solo sugli ecosistemi in sé, ma anche sul benessere dell’uomo (Harley *et al.*, 2006). La salute dell’uomo e la sua stabilità sociale sono quindi fortemente dipendenti dal mantenimento di molti processi ecologici.

A livello globale, oggi tali ecosistemi devono rispondere ad un intensificarsi di pressioni naturali e antropiche (Brown & McLachlan, 2002). Gli impatti dovuti all’uomo non sono un fenomeno moderno: l’umanità ha da sempre usato e ‘gestito’ le coste in tutta la storia (Nordstrom, 2000); tuttavia l’aumento di popolazione, gli spostamenti demografici sulle coste e l’incalzante sviluppo economico stanno sottoponendo le coste in genere e le spiagge in particolare a pressioni che agiscono su dimensioni di scala senza precedenti (Brown & McLachlan, 2002; Schlacher *et al.*, 2006, 2007). Inoltre le spiagge, per la

posizione che occupano, sono il primo recettore dei cambiamenti climatici, con importanti impatti sulla loro morfologia ed ecologia; soprattutto sulla zona intertidale, maggiormente esposta a condizioni di stress e disturbo. Solitamente, essendo ecosistemi notevolmente resilienti, essi sono in grado di rispondere naturalmente a eventi di tempesta e a variazioni delle correnti e del moto ondoso; tuttavia, gli interventi dovuti all'uomo limitano severamente tale flessibilità.

Alla base di questi cambiamenti vi sono principalmente le alterazioni antropiche dei processi di trasporto e rifornimento del sedimento lungo costa, insieme all'innalzamento del livello del mare e all'aumento di frequenza degli eventi di tempesta indotti dal cambiamento climatico (Slott *et al.*, 2006). Insieme, tali fattori contribuiscono all'aumentare del fenomeno erosivo costiero (Bird, 2000) e della frequenza di tempeste (*storm surge*), con il risultato che la maggior parte delle coste in tutto il mondo si sta ritraendo (Schlacher *et al.*, 2007). In particolare, tutto il bacino del Mediterraneo è classificato dall'IPCC come zona a "rischio di ingressione marina, erosione costiera e di deterioramento del territorio" (Comunicazione dalla Commissione al Consiglio dell'europarlamento – Verso una politica marittima integrata per un migliore governo del Mediterraneo – Com (2009) 466 -11/09/2009).

1.3.1 Le attività antropiche

L'uomo causa spesso degli impatti diretti sulla costa, con conseguenze anche su piccola scala e a breve termine. Dal 1995 la popolazione globale è aumentata con un tasso annuo dell'1.33 %, con un aumento di circa 79 milioni di persone ogni anno (United Nations, 1998). L'impatto di tale incremento di popolazione è rilevante soprattutto in seguito all'attuale tendenza ad insediare agglomerati urbani fino a pochi metri dalla costa (Roberts & Hawkins, 1999). La stima della crescita globale futura della popolazione umana è di 7.1 miliardi di persone entro il 2020 (United Nations, 1998), e si prevede che fino al 75% di queste persone vivrà entro i 60 km dalla costa. Tra le attività maggiormente dannose, praticate lungo la costa, si ha il sovrasfruttamento delle risorse sia in termini di pesca che di estrazione della sabbia (*mining*); l'inquinamento chimico con sversamenti e rilascio di rifiuti; la pulizia della spiaggia e le attività ricreative e turistiche, come camping, calpestio, uso di fuoristrada (Fig. 3). Le attività di estrazione possono avere effetti severi sull'ecosistema; oltre a determinare la rimozione stessa della

sabbia, possono lasciare materiale di decantazione sulla spiaggia, alterandone il profilo e la granulometria (Brown & McLachlan, 2002). Ciò, nei casi più estremi, può determinare anche un'evoluzione della spiaggia da una condizione più dissipativa ad una più riflessiva, con conseguente perdita di specie (McLachlan, 1996). Altro esempio è dato dalle attività di pulizia delle spiagge, che in alcune zone costiere avviene regolarmente durante la stagione estiva o addirittura tutto l'anno. Tale pratica, compiuta con macchine scavatrici, non asporta soltanto rifiuti lasciati dai visitatori, ma anche detriti di materiale vegetale o organismi morti o arenati. Le attività ricreative, anche le più comuni (nuoto, surf, gioco a pallone, costruzione di castelli di sabbia) hanno tutte un qualche impatto, spesso non quantificato, e possono diminuire la stabilità della spiaggia (Carter, 1975; Artukhin, 1990); tuttavia, tali impatti sembrano essere insignificanti nella zona intertidale e anche i piccoli invertebrati della *surf zone* sembrano essere poco impattati dal fenomeno (Brown & McLachlan, 2002). Le specie sembrano essere relativamente resilienti anche agli impatti del calpestio per l'instabilità che già contraddistingue l'habitat, il quale essendo estremamente variabile promuove la plasticità del loro comportamento e la loro mobilità (Brown, 1996). Ben più importante è l'uso dei fuoristrada, che con i loro grossi pneumatici, muovendosi spesso a velocità considerevole, possono causare lo spostamento di sabbia e la distruzione della vegetazione delle dune, sistemi di fragile natura che assicurano protezione dall'erosione (Brown & McLachlan, 2002). Agli impatti sopra descritti si sommano quelli derivanti dall'inquinamento dell'ecosistema, come le maree nere provenienti da piattaforme petrolifere, oleodotti, sversamenti di navi cisterna, ecc. (Nordstrom, 2000).



Figura 3: Alcune delle principali minacce che insistono sugli ecosistemi marini.

1.3.2 *Global climate change: il sea-level rise* e gli eventi estremi

Probabilmente il cambiamento climatico globale è una delle principali sfide ambientali, sociali ed economiche del XXI secolo (Schlacher *et al.*, 2008). L'aumento delle emissioni di gas serra e il conseguente aumento della temperatura globale stanno comportando una cascata di cambiamenti fisici e chimici che interessano anche gli ecosistemi marini (Harley *et al.*, 2006), e che si prevede saranno di maggiore entità e più diffusi alla fine di questo secolo (Meehl *et al.*, 2007).

Il conseguente prevedibile scioglimento dei ghiacciai, oltre a possibili futuri cambiamenti delle correnti marine, sta determinando alterazioni della circolazione atmosferica e della sua variabilità, che, insieme ad un innalzamento del livello del mare, tendono ad incrementare la frequenza degli eventi di tempesta (*storm surge*) e il pattern delle precipitazioni piovose. Il tasso di innalzamento del livello del medio mare è accelerato dal XIX al XX secolo con una crescita media, seppur con variazioni regionali, di 0,17 m (0,12-0,22) nell'ultimo secolo, facendo crescere il conseguente rischio di ingressione

marina per gran parte delle aree costiere (Miller & Douglas, 2006). A partire dall'ultimo decennio del XXI secolo, il livello medio del mare si innalzerà dai 0,18 m ad un massimo di 0,59 m secondo il peggiore dei sei scenari di emissione di gas serra SRES (*Special Report on Emission Scenarios*) sviluppati dall'IPCC (Fig. 4, <http://www.ipcc.ch>).

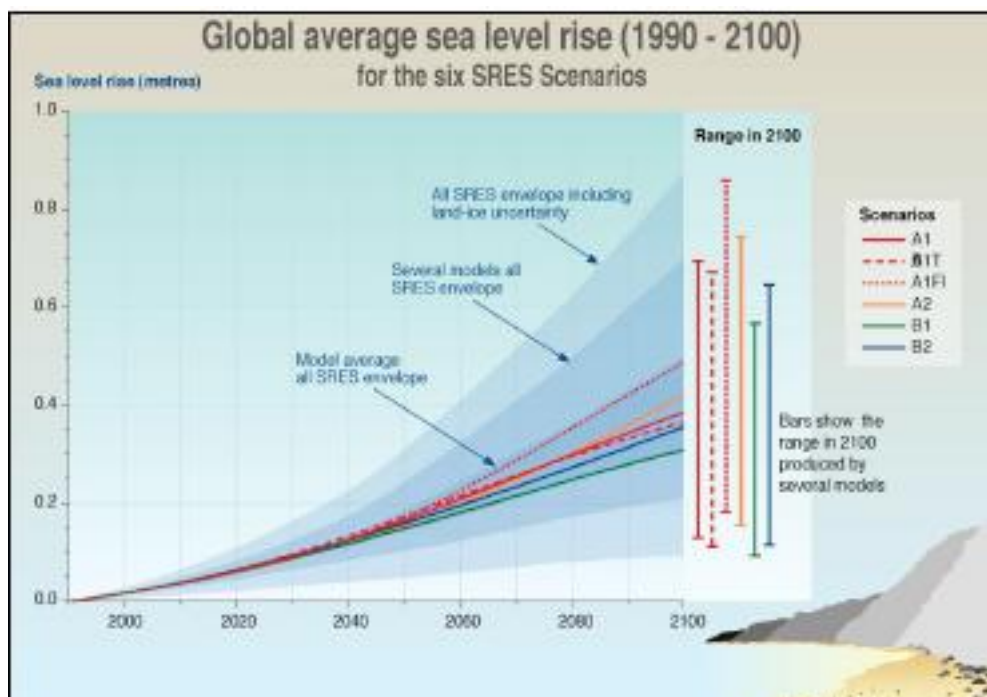


Figura 4: Andamenti stimati del sea level rise secondo i sei diversi scenari SRES dell'IPCC per il periodo 1990-2100.

Per quanto riguarda gli eventi di tempesta, sebbene essi siano un'importante parte del naturale processo di modellamento dei litorali, un loro aumento di frequenza può rappresentare la maggiore minaccia naturale per le spiagge sabbiose (Brown & McLachlan, 2002). Le osservazioni mostrerebbero una tendenza verso una maggiore distruttività, una maggiore durata e una maggiore intensità delle tempeste (Webster *et al.*, 2005; Trenberth *et al.*, 2007), con rischio futuro di un'accelerazione dell'erosione costiera (Slott *et al.*, 2006).

Gli habitat intertidali sono caratterizzati da un forte *pattern* verticale nella distribuzione degli organismi. Poiché la zonazione biologica riflette i marcati gradienti locali di stress fisico e questi possono subire dei mutamenti a seguito dei cambiamenti climatici in corso, è facile che i *pattern* di distribuzione si modifichino a seguito dei cambiamenti ambientali. Tali cambiamenti, in particolare, possono alterare la composizione, l'abbondanza e la diversità di specie, con implicazioni per funzioni ecosistemiche importanti come la produttività e la resistenza all'invasione.

1.4 L'erosione costiera e gli interventi di gestione

Le zone costiere sono degli ecosistemi estremamente dinamici e l'erosione, intesa come ritiro verso terra della linea di riva, è dovuta a diversi fenomeni meteo-climatici e per questo rappresenta un aspetto naturale che ha da sempre contribuito al delinarsi della linea di costa e al rimescolamento del sedimento. Tuttavia, come accennato, i cambiamenti climatici da un lato e l'incalzante aumento delle attività antropiche dall'altro possono inasprire tale fenomeno, tanto che attualmente molte delle zone costiere si stanno retraendo e solo in Europa circa il 20% di queste è interessato dal fenomeno (Airoldi & Beck, 2007). L'effetto combinato di queste due forze porta le spiagge ad essere intrappolate nel cosiddetto "coastal squeeze" (Fig. 5), tra gli impatti legati all'urbanizzazione dal lato terrestre e le manifestazioni fisico-chimiche del cambiamento climatico dal lato marino (Defeo *et al.*, 2009; Jones, 2012). Globalmente, il 70% delle spiagge sta retrocedendo, il 20-30% è stabile mentre solo il 10% si sta accrescendo (Bird, 2000). In Italia, invece, il 27% delle coste è in forte stato di erosione, mentre il 70% rimane stabile e il 3% è in avanzamento (Matteucci *et al.*, 2010).

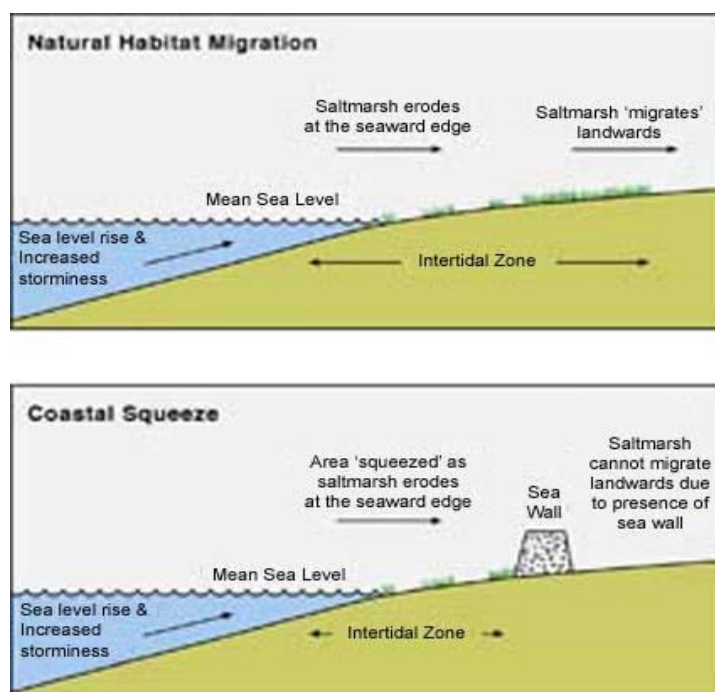


Figura 5: Rappresentazione schematica del fenomeno del coastal squeeze.

Vista l'importanza delle spiagge dal punto di vista socio-economico e l'enorme presa mediatica che possiedono, in molti paesi sono state avviate diverse politiche di gestione atte a contrastare tali fenomeni. Tuttavia, gli interventi attuati hanno riscontrato una quasi totale mancanza di efficacia a causa della mancanza di nozioni in campo ecologico e biologico. Fino ad ora l'attenzione si è focalizzata soprattutto sugli aspetti geomorfologici e sedimentologici delle spiagge; e molto spesso le soluzioni ingegneristiche non hanno tenuto conto del valore intrinseco dell'ecosistema e dei suoi importanti collegamenti con gli altri circostanti (James 2000 a; Micallef & Williams, 2002). Per conservare la biodiversità e le funzioni ecosistemiche, la gestione delle coste dovrebbe invece progressivamente incorporare anche gli aspetti ecologici delle spiagge (Schlacher *et al.*, 2007) e considerare maggiormente l'interdipendenza degli aspetti ecologici, sociali ed economici a varie scale, nello spazio e nel tempo (Jones *et al.*, 2012). E' risaputo infatti che molti sistemi naturali non esistono in condizioni di staticità, ma sono estremamente dinamici ed eterogenei e mostrano grandi variazioni a livello spaziale e temporale; allo stesso modo quindi l'entità e le conseguenze delle pressioni agenti oggi potrebbero avere nuovi e imprevedibili effetti nel futuro. Per questi motivi è altamente consigliato un approccio gestionale che sia in grado, attraverso anche il monitoraggio continuo, di evolvere in funzione dell'evoluzione dell'ambiente, includendo lo sviluppo di una rete di collaborazione interdisciplinare in un'ottica di dialogo tra le parti che si indirizzi a rispondere a domande sulla resilienza dell'ecosistema e sulla sostenibilità dei propri interventi su larga scala e a lungo termine. La maggior parte dei piani di intervento dovrebbe incorporare elementi di protezione dai pericoli che possono affliggere le coste; mantenere i benefici economici che derivano dalle spiagge; salvaguardare le opportunità ricreazionistiche per l'uomo, regolare l'estrazione e il sovra sfruttamento delle risorse, proteggere gli habitat e la biodiversità (James, 2000 a,b; Scapini, 2002). Schlacher *et al.* (2008) propongono quattro principi che possono essere usati per mettere a fuoco una gestione delle spiagge che integri gli aspetti fisici ed ecologici per lo sviluppo delle migliori pratiche di intervento:

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 "serbatoio" 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 l’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.

Attualmente, diverse sono le soluzioni su larga scala che le parti stanno cercando al fine di limitare i fenomeni erosivi sulle coste. Una delle prime soluzioni adottate è stata quella di costruire strutture rigide di difesa della costa (Fig. 6), tra cui le più comuni sono:

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

- difese trasversali o pennelli: perpendicolari alla linea di costa, si estendono verso mare allo scopo di bloccare, parzialmente o totalmente, il flusso di sedimenti che si muove lungo riva. L’effetto è quello di provocare la deposizione della spiaggia che si trova nella zona sovracorrente rispetto al flusso; ma, al tempo stesso, sottocorrente si innescano processi erosivi vistosi.

- difese parallele o scogliere: costruite in mare, ad una certa distanza dalla linea di riva e parallele ad essa, sono progettate per ridurre l’energia del moto ondoso, innescando la deposizione del sedimento lungo riva. Come i pennelli, queste difese generano erosione sottoflutto; per questo motivo è d’obbligo che a una scogliera ne segua un’altra. Il risultato è la formazione di una linea di riva costituita da una serie di piccole baie regolari, separate da cuspidi sabbiose (tomboli) che si estendono da terra verso le scogliere e spesso si saldano ad esse. Queste baie sono caratterizzate da scarsissimo idrodinamismo, limitato ricambio di acqua col mare aperto e accumulo di materiale più fine rispetto a quello naturale; e sono soggette, soprattutto durante la stagione estiva, all’accumulo di rifiuti e a tendenza all’inquinamento. Al fine di evitare questi problemi si cerca di incrementare la permeabilità delle scogliere, costruendole semisommerse o sommerse: in quest’ultimo caso il moto ondoso mantiene un minimo di energia per prevenire la formazione di tomboli (Martin *et al.*, 2005; Bertasi *et al.*, 2007).



Figura 6: Esempi di strutture rigide di protezione della costa.

Nonostante siano state a lungo tra le strategie di difesa della costa maggiormente utilizzate a livello mondiale, diversi studi hanno dimostrato che le strutture “rigide”, diminuendo l’energia del moto ondoso, alterano la geomorfologia della spiaggia, e riducendo l’apporto di sabbie spesso possono aumentare l’erosione e il rischio di inondazioni, anziché diminuirlo, oltre a determinare cambiamenti nel contenuto organico e nella granulometria del sedimento (Hill *et al.*, 2004; Martin *et al.*, 2005; Dawson *et al.*, 2009). Bisogna inoltre sottolineare che data la forte interdipendenza tra gli aspetti morfodinamici delle spiagge e le comunità bentoniche presenti, ognuna di queste soluzioni avrà delle conseguenze importanti anche sul comparto biotico, in quanto modifica l’ampiezza della zona intertidale, il regime idrodinamico, le caratteristiche del sedimento (Martin *et al.*, 2005; Bertasi *et al.*, 2007). La severità e l’estensione degli impatti dipenderanno dagli aspetti fisici e biologici e nel contempo dalla progettazione della struttura di difesa rigida, e le conseguenze potranno essere diverse a seconda della

tipologia dei particolari popolamenti che occupano tali zone e potranno variare nello spazio e nel tempo (Zanutigh *et al.*, 2005). In alcuni casi, l'aumento di specie e di diversità riscontrato non sempre è sinonimo di beneficio per l'ambiente, in quanto molto spesso consiste in un aumento di organismi derivanti da substrati duri non tipici delle spiagge sabbiose, o di forme associate a minori disturbi fisici e a fondali idrodinamicamente meno stressati e ricchi di sostanza organica. Per questi motivi, per valutare l'importanza ecologica dei cambiamenti indotti, va data una particolare attenzione alle popolazioni delle singole specie responsabili dei cambiamenti riscontrati nelle comunità (Martin *et al.*, 2005), più che all'aumento di specie o di abbondanza in sé.

Alla luce di quanto detto appare evidente come, sotto un punto di vista ecologico, la scelta del tipo di struttura di difesa rigida sia fondamentale in un'ottica di miglioramento gestionale, e dovrebbe essere effettuata dando la priorità alla minimizzazione degli impatti, preservando le condizioni ecologiche e il valore socio-economico delle spiagge. Inoltre, ogni impatto potenziale delle diverse alternative dovrebbe essere considerato in un contesto geografico più ampio piuttosto che in un singolo tratto di costa (Zanutigh *et al.*, 2005). Ciò è particolarmente importante in Adriatico, dove gli impatti ambientali locali sono amplificati su scala regionale, a causa dell'estesa protezione della costa.

Nell'ultimo decennio la consapevolezza degli impatti di tali strutture sul paesaggio e la necessità di contenerne gli effetti negativi hanno indirizzato le scelte verso interventi di tipo "soft", come il ripascimento (Fig. 7), che prevede la ricostruzione delle spiagge erose mediante trasporto di sedimento da altre zone costiere o da cave alla zona intertidale e superiore della spiaggia oggetto dell'intervento (Peterson, 2000). A volte tale approccio viene usato in combinazione con strutture rigide, solitamente sommerse o semisommerse, per stabilizzare il sedimento spostato (Colosio *et al.*, 2007). Il vantaggio principale di questo metodo è legato al fatto che non si corre il rischio di esportare l'erosione, anzi le spiagge limitrofe sottoflutto traggono giovamento dall'intervento effettuato. Uno dei problemi principali è invece legato alla necessità di poter disporre di un sedimento simile per granulometria e composizione mineralogica a quello presente sulla spiaggia su cui si intende intervenire. Inoltre, poiché la causa dell'erosione non viene eliminata, c'è l'esigenza di dover ripetere ciclicamente l'intervento, con i conseguenti oneri economici. Per andare a contrastare effettivamente il fenomeno erosivo dovrebbero essere importati grandi apporti di sedimento (10^5 - 10^6 m³), in quantità che spesso eccedono le fluttuazioni naturali tipiche degli ambienti sedimentari vicino costa e che possono quindi modificare

l'ambiente sedimentario dei fondali (cambiando porosità, stabilità, flussi biogeochimici, qualità del cibo e movimenti del benthos) impattando le comunità macrobiotiche, che risponderanno a seconda delle specifiche tolleranze (Miller *et al.*, 2002). Inoltre, nonostante oggi in molti la considerino la migliore pratica ingegneristica, diversi dubbi rimangono e andrebbero chiariti. Questi includono la localizzazione del posizionamento della sabbia, la profondità a cui deve essere portata in modo da permettere la sopravvivenza degli organismi residenti, e gli effetti a lungo termine degli apporti ripetuti nel tempo. Nonostante ciò, i ripascimenti periodici sono comunque considerati una tecnica sostenibile dal punto di vista ambientale sia per emergenze a breve termine sia per la protezione della costa a lungo termine (Hamm *et al.*, 2002). Essi appaiono oggi come lo strumento più idoneo a difendere i litorali, in quanto mantengono le dinamiche naturali proprie dell'ambiente, permettendo di compensare le sottrazioni dovute all'erosione e al mancato apporto di sabbia da parte dei fiumi, e limitando così gli impatti negativi delle strutture rigide sul valore ricreazionistico e biologico delle coste (Coastance, 2011¹).



Figura 7: Attività di ripascimento.

Ultimamente, tra le possibili metodologie di gestione, si sta facendo strada anche la strategia del “do nothing”, in cui si opta per il non intervento sulle spiagge, permettendo

¹ COASTANCE è un progetto finanziato dal Programma MED (n° Id: 1G-MED08-62) che si propone di sviluppare strategie di azione regionale contro l'erosione costiera e gli effetti dei cambiamenti climatici per una pianificazione costiera sostenibile nel bacino del Mediterraneo.

così alla costa di retrocedere in maniera naturale e andando semplicemente a monitorare il fenomeno. Tale strategia è tuttavia rischiosa e potrebbe comportare seri danni socio-economici, obbligando società e autorità competenti ad adottare costose misure economiche, come assistenza di emergenza, rimborsi e ricostruzioni a breve termine (Carrasco *et al.*, 2012).

1.4.1. Erosione e gestione nelle spiagge Emiliano-Romagnole

Nell'ambito della regione Emilia-Romagna, la fascia costiera sul finire degli anni '70 si è trovata a dover fronteggiare l'incremento dei processi erosivi e degli episodi di ingressione marina, che 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. I primi fenomeni di erosione si sono manifestati all'inizio del '900 in corrispondenza di alcune cuspidi fluviali e nelle spiagge a nord dei moli portuali di Rimini e porto Garibaldi; ma è nel secondo dopoguerra che il degrado ambientale ha assunto dimensioni eclatanti (ARPA, 2007).

Attualmente il 30% dei litorali emiliano-romagnoli risultano interessati da un quadro di estesi fenomeni erosivi, derivanti soprattutto dalle costanti pressioni di origine antropica, caratterizzati principalmente da cambiamenti di flusso dei sedimenti, accentuati fenomeni di subsidenza a causa di estrazioni dal sottosuolo, abbattimento delle dune retrostanti e intercettazione del trasporto lungo costa (Martinelli *et al.*, 2011). Inoltre, l'evoluzione storica della costa degli ultimi 200 anni ha risentito fortemente delle modificazioni climatiche che hanno prodotto anch'esse una forte riduzione del trasporto solido da parte dei corsi d'acqua (Coastance, 2011), amplificando così la fragilità della zona.

La difesa della costa è sempre stato un tema centrale nell'azione di governo della Regione Emilia-Romagna, sia per ragioni strategiche di difesa dell'entroterra dall'ingressione marina, sia per ragioni economiche guidate dalla presenza di una delle più importanti industrie turistico-balneari del paese. Nel corso degli anni la regione ha prodotto numerosi studi e ricerche, sviluppato e affinato politiche e strategie di gestione del territorio e di difesa costiera che l'hanno posta all'avanguardia nel settore all'interno del panorama regionale italiano.

In tale regione gli interventi di difesa della costa storicamente si sono basati sulla costruzione di opere di difesa rigide che, se da un lato hanno difeso il territorio, dall'altro

hanno spostato il problema dell'erosione dai litorali di intervento a quelli posti ai lati delle opere stesse. Si è creato così un effetto domino che ha portato in 70 anni alla costruzione di circa 80 km di opere di difesa rigide, tra scogliere parallele emerse (38 km), scogliere radenti (19 km), scogliere semisommerse (6,7 km) e pennelli (2,6 km) (ARPA, 2007). Con il Piano Costa (1981), si è deciso di sostituire, o quantomeno diminuire, l'approccio di tipo 'rigido' con un approccio 'morbido' con la scelta di sistemi di difesa a minor impatto ambientale. Sono stati così effettuati ripascimenti con sabbie provenienti da depositi litoranei e, negli ultimi anni, da giacimenti sottomarini. Il Piano Costa indicava la difesa "morbida" quale strumento migliore per contrastare i fenomeni di erosione e di rischio di sommersione. Basti pensare che nel periodo 1950-1980 sono stati protetti con opere rigide circa 54 km di litorale, mentre tra il 1980 e il 2006 soltanto 12 km; questo cambio di tendenza è avvenuto proprio a seguito delle indicazioni emerse dal Piano. Sempre in quegli anni la regione ha bloccato lo scavo di sabbia e ghiaia dai letti dei fiumi, per migliorare il trasporto solido fluviale utile per il ripascimento naturale dei litorali. In questo percorso si inserisce anche la deliberazione del consiglio regionale n°72 del 1983, in cui si regola e si limita il prelievo di fluidi sotterranei nelle aree costiere, per ridurre il tasso di subsidenza e quindi la vulnerabilità delle zone costiere all'ingressione marina. Purtroppo, attualmente i 4/5 del litorale sono ancora fortemente esposti a tale rischio, fino alla zona più a sud di Cesenatico (ARPA, 2007).

Complessivamente, è risultato che tra il 1983 e il 2007 sono stati portati a ripascimento delle spiagge circa 8,1 milioni di m³ di materiale sabbioso, di cui 3,5 milioni nel periodo 2000-2007. I due principali interventi di ripascimento con sabbia proveniente da giacimenti sottomarini sono stati realizzati rispettivamente nel 2002 e nel 2007: nel 2002, 800.000 m³ di sabbia proveniente da una duna "fossile" posta a 40 m di profondità, 55 km al largo della costa, sono stati portati su 8 spiagge distinte lunghe complessivamente 9 km; nel 2007 si sono prelevati invece 815.000 m³ di materiale portandolo in 7 diverse spiagge. Nei prossimi dieci anni, per migliorare ulteriormente lo stato del litorale e garantirne la stabilità occorrerà portare a ripascimento 6 milioni di m³ di sabbia. Di questi si è stimato che 2,4 milioni possano essere prelevati dalle fonti litoranee e terrestri e 3,6 milioni da giacimenti sottomarini. In prospettiva, gli accumuli di sabbia sottomarini acquistano un'ulteriore valenza strategica anche nel caso in cui si verifichi il previsto innalzamento del livello del mare. I giacimenti di sabbia sottomarina possono quindi

essere considerati una garanzia per il futuro del litorale e conseguentemente degli abitati e dell'industria turistico-balneare (ARPA, 2007).

A livello internazionale, l'Emilia-Romagna dal 2005 si inserisce nell'ambito della gestione integrata delle zone costiere (GIZC), che si pone in un'ottica di riconoscimento della costa come sistema unitario, nella piena consapevolezza delle complesse interazioni fra le specificità territoriali e gli interessi economici e sociali. In questo ambito, la regione individua i suoi problemi ambientali, relativi alla stabilità della costa, e mira a fissare e individuare le linee di intervento rivolte a contrastare la forte diminuzione del trasporto solido dei fiumi, a contenere e governare l'antropizzazione e l'urbanizzazione della fascia costiera, a ripristinare le difese naturali favorendo il mantenimento e la ricostruzioni degli arenili e a mantenere la continuità delle dune costiere.

Tutte le province e i 14 comuni costieri hanno adottato le linee guida a livello locale nei loro strumenti di pianificazione territoriale e urbana (Coastance, 2011).

2. La macrofauna

La zona intertidale delle spiagge sabbiose è caratterizzata dalla presenza di un substrato mobile che offre habitat adatti per diverse popolazioni di specie bentoniche (McLachlan, 1983).

Con il termine *benthos* si indicano tutte quelle specie, animali e vegetali, che vivono a stretto contatto con il fondo marino (Marchetti, 1993). Per quanto riguarda la posizione nei confronti del substrato, si usa distinguere l'epibenthos per indicare gli organismi che vivono sulla superficie del substrato, e l'endobenthos per indicare quelli che vivono all'interno del substrato. Generalmente i fondi duri sono caratterizzati da organismi epibentonici, mentre i fondi molli ospitano prevalentemente organismi endobentonici (Giere, 2009).

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

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

La meiofauna e la macrofauna non differiscono solamente per le dimensioni, ma anche per il ruolo biologico ed ecologico che svolgono (Peterson *et al.*, 2006). Il macrobenthos gioca un ruolo vitale nei processi di decomposizione del detrito, nel ciclo dei nutrienti e nel flusso di energia verso i più alti livelli trofici, essendo una risorsa di cibo per molti vertebrati (Masero *et al.*, 1999; Carvalho *et al.*, 2007). Esso è infatti inserito nella catena trofica delle spiagge sabbiose, che include zooplancton, pesci e uccelli; mentre la fauna interstiziale costituisce una propria catena trofica all'interno del sedimento. La maggior parte delle specie tende ad essere generalista e i gruppi trofici includono per lo più scavatori (*scavenger*), sospensivori (*suspension feeders*) e filtratori (*filter feeders*). Inoltre, le zone di costa presentano una maggiore variabilità nella ricchezza e densità di specie che cresce man mano che ci si sposta verso il mare aperto. Ciò è dovuto all'eterogeneità ed alla *patchiness* del sedimento che, insieme alla sua diversa topografia e ad una maggiore composizione in sedimento fine, creano un habitat favorevole in grado

di supportare la presenza di molte associazioni di specie, solitamente sospensivore in vicinanza della costa (Ruddik *et al.*, 2004), mentre più al largo si ritrovano specie tipiche di substrati fangosi, per lo più detritivore (Ambrogi *et al.*, 1990; Daelli *et al.*, 2000).

Solitamente la macrofauna delle spiagge si distribuisce su tre zone parallele alla battigia: una sopralitorale, caratterizzata dalla presenza di granchi o anfipodi; una mesolitorale (intertidale) con isopodi e policheti principalmente; e una infralitorale con molti gruppi (molluschi, crostacei, anfipodi, isopodi e policheti) (McLachlan & Jaramillo, 1995). Esiste un chiaro gradiente di aumento della ricchezza di specie muovendosi dalla zona sopralitorale verso quella infralitorale, dove le condizioni all'interno e all'esterno del sedimento tendono a divenire più stabili (McLachlan, 2001).

Le spiagge sabbiose sono degli ecosistemi estremamente dinamici e variabili e mostrano una forte eterogeneità spaziale e temporale a varia scala. Di conseguenza, il macrobenthos mostra una notevole variabilità nella sua distribuzione e le popolazioni che ne costituiscono le comunità tendono a disporsi a *patches*, con dense aggregazioni di organismi intersperse tra aree di minor abbondanza o inabitate (Schlacher *et al.*, 2008). Secondo la *swash exclusion hypothesis* (McLachlan, 1990), la *swash condition* rappresenta il più importante fattore che controlla le comunità macrobentoniche intertidali. Tale ipotesi afferma che la diversità di specie, l'abbondanza totale e la biomassa decrescono con la maggiore esposizione della spiaggia e con il progressivo passaggio verso spiagge riflesse, nelle quali, nei casi più estremi, permangono solo forme sopralitorali (Jaramillo *et al.*, 1993). Le spiagge riflesse, come detto, sono infatti caratterizzate da elevata turbolenza e da onde che, in mancanza di un'ampia *surf zone*, si rompono direttamente sull'intertidale, determinando una maggior probabilità per gli organismi di rimanere arenati al di sopra della linea di flusso. In tali spiagge, quindi, gli organismi devono spendere molta energia per mantenere il proprio insediamento (magari approfondandosi maggiormente nel sedimento durante le forti mareggiate e così rinunciando a nutrirsi) e hanno minore fecondità e più alta mortalità (Defeo, Gomez & Lercari, 2001). La condizione di maggiore dissipatività o di riflessività della spiaggia è basata su determinati fattori fisici associati, tra cui i più importanti sono la granulometria del sedimento e la quantità di materia organica in esso presente, la classazione del sedimento, la pendenza della spiaggia, il moto ondoso e l'ampiezza di marea. La macrofauna intertidale tende generalmente ad aumentare in abbondanza e diversità dove vi è minore pendenza, minor turbolenza, alti livelli di sostanza organica e minor quantità

di substrato grossolano; tipiche condizioni queste che si ritrovano solitamente in spiagge dissipative (Fig. 9). Il sedimento grossolano, ad esempio, sembra escludere forme piccole e delicate o per schiacciamento e abrasione, soprattutto quelle scarsamente mobili, o per influenza sulla performance di scavatori (*burrowing*), o ancora per “intasamento” delle strutture di filtraggio (McLachlan, 1996). La materia organica ottenuta dal fitoplancton può invece essere ritenuta nella *surf zone* delle spiagge dissipative, aumentandone la ricchezza di materia organica edibile (Brown & McLachlan, 1990).

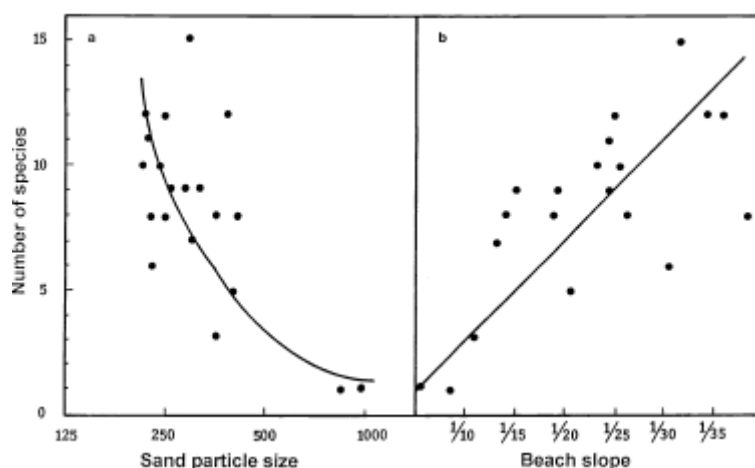


Figura 8: Relazione presente tra numero di specie e dimensione dei granuli (μm) del sedimento e tra numero di specie e pendenza (McLachlan, 2001).

In aggiunta ai fattori fisici, anche la latitudine e la lunghezza della spiaggia possono giocare un ruolo fondamentale nel determinare la ricchezza di specie: sembra infatti che le spiagge tropicali più lunghe supportino una ricchezza di specie maggiore rispetto a quelle delle latitudini temperate temperate con tipologia simile.

La macrofauna della spiagge sabbiose include per la maggior parte taxa di invertebrati, tra cui Molluschi, Crostacei e Anellidi policheti sono quelli più largamente rappresentati. Dexter (1983) in un lavoro ha messo in evidenza che c'è una tendenza per i crostacei ad essere più abbondanti nelle spiagge esposte e riflesse e per i policheti in quelle meno esposte e dissipative, con i molluschi che abbondano in situazioni intermedie e hanno successo all'interno di vaste varietà di spiagge (McLachlan, 2001).

Soggetti a differenti sorgenti di disturbo, sia naturale (mareggiate, vento) che antropico, sia su piccola che su grande scala, gli organismi macrobentonici sono importanti perché utilizzati in molti studi come organismi indicatori della qualità ecologica dell'ambiente,

rappresentando un importante strumento di monitoraggio dell'ambiente marino (Occhipinti-Ambrogi, 2005). Essendo infatti strettamente dipendenti da diversi fattori biotici ed abiotici caratterizzati da una notevole variabilità sia spaziale che temporale, ed essendo organismi relativamente poco mobili, tali comunità rispondono significativamente alle variazioni ambientali locali (Martin *et al.*, 2005). Sono quindi particolarmente adatte a valutare la qualità dell'ambiente, permettendo di rendere evidenti le modificazioni ambientali (Pearson & Rosenberg 1978; Gray, 1981; Warwick & Clarke, 1991). La comunità macrozoobentonica di fondo mobile è poi costituita da specie che hanno tolleranze diverse ai vari agenti di stress, ed è in grado quindi di offrire una risposta ad un'ampia gamma di fattori di perturbazione. Negli ultimi decenni gli studi di conservazione e gestione degli ecosistemi marino-costieri si sono rivolti sempre più verso lo studio delle componenti biologiche dell'ecosistema. Non a caso normative comunitarie come la Water Framework Directive (CEE 60/2000) e la Marine Strategy Framework Directive (CEE 56/2008) pongono particolare attenzione alle componenti biologiche, che rivestono un ruolo centrale sia per la valutazione dello stato e della qualità dell'ambiente marino che per mantenere e/o raggiungere un buono stato ambientale. L'importanza delle comunità macrobentoniche di fondo molle ha fatto sì che esse siano state alla base di numerose ricerche sviluppatesi negli ultimi decenni nella fascia costiera italiana sia in ambiente marino che salmastro. Tali comunità sono state ad esempio utilizzate per valutare gli effetti sull'ambiente marino di scarichi urbani, di scarichi industriali e termici, del deposito di materiali di dragaggio e di fanghi di perforazione, ecc.

Lo studio del macrozoobenthos di fondo mobile rappresenta dunque un importante strumento per il monitoraggio dell'ambiente marino, soprattutto per quel che riguarda gli ambienti costieri dove insistono la maggior parte delle attività antropiche e dove le fluttuazioni delle variabili ambientali sono più importanti (Castelli *et al.*, 2003). Nello specifico, nel nord-Adriatico le alterazioni dell'habitat possono essere particolarmente evidenti. Essendo un bacino semi chiuso e poco profondo, esso è largamente influenzato dalle condizioni meteorologiche e dagli input provenienti dal fiume Po; di conseguenza le masse d'acqua mostrano ampie variazioni delle loro caratteristiche, dovute a stratificazioni, fenomeni di eutrofizzazione, cambiamenti nelle caratteristiche fisico-chimiche dei sedimenti e sviluppo di mucillagini che spesso portano a una riduzione delle componenti bentoniche più sensibili (Occhipinti-Ambrogi, 2005). E' soprattutto in tale contesto, quindi, che lo studio delle componenti bentoniche risulta particolarmente importante.

3. Materiali e metodi

3.1 Caratterizzazione dell'area di studio

Il litorale Emiliano-Romagnolo è costituito da una costa bassa e sabbiosa con ampiezza che varia da pochi metri a oltre 200 m; esso si estende praticamente ininterrotto per circa 130 km tra Cattolica a sud e la foce del Po di Goro a nord. La zona è caratterizzata da estese aree a intensa urbanizzazione, con massima concentrazione nel settore centro meridionale (110 km), e da alcune limitate aree naturali, facenti parte del parco del Delta del Po, nel settore settentrionale. Il sistema dunale è presente solo lungo il 30% circa del litorale e si sviluppa in modo discontinuo e con quote medie di 2–3 metri. Nel settore meridionale (costa riminese) è praticamente assente in quanto è stato ampiamente spianato ed urbanizzato per far posto a 85 km di strutture alberghiere.

A causa dello sviluppo di un'economia prevalentemente turistico-balneare, nel corso del '900 il sistema costiero emiliano-romagnolo ha subito profonde trasformazioni di origine antropica che hanno portato alla scomparsa di gran parte dei caratteri paesaggistico-ambientali originali e che lo hanno reso estremamente fragile. Oltre alla distruzione di gran parte delle dune, diverse zone vallive sono state bonificate e le aree boschive e incolte sono state fortemente ridotte. Tali azioni hanno determinato un incremento dei già consistenti fenomeni di erosione e subsidenza, da estrazione di acqua e metano, che contraddistinguono la regione (ARPA, 2007). Come detto, in tale zona la tendenza erosiva è causata principalmente, oltre che dal ridotto tasso di trasporti del sedimento da parte dei fiumi, dall'aumentata subsidenza. La subsidenza è un fenomeno di abbassamento del suolo che può essere determinato sia da cause naturali (compattazione del terreno) che antropiche (dovuta principalmente all'estrazione di acqua e metano dal sottosuolo). Mentre nell'area emiliano-romagnola gli abbassamenti dovuti a cause naturali sono dell'ordine di pochi millimetri l'anno (tra 0,5 mm/anno e un massimo 3 mm/anno nella zona di Porto Garibaldi), la subsidenza legata alle azioni antropiche ha raggiunto, tra il 1949 e il 1980, tassi massimi di 50 mm/anno: l'estrazione massiccia di acqua e metano dal sottosuolo ha prodotto abbassamenti del terreno di circa 1 metro nell'arco del secolo per oltre 100 km di fascia costiera (Coastance, 2011). Attualmente, 160.000 ettari di territorio si trovano al di sotto del livello del mare; la costa regionale si abbassa in media di circa 8-10 mm l'anno e picchi nei tassi di abbassamento si rilevano tra Lido di Dante (19 mm/anno) e tra Pineta di Classe e Lido Adriano (15 mm/anno). Al

quadro descritto occorre aggiungere la previsione, per l'attuale secolo, di un cospicuo innalzamento del livello del mare. Se tale evento avrà luogo, come probabile, si assisterà al sommarsi degli effetti dei due fattori. Nel caso in cui i tassi di subsidenza antropica restino gli stessi e il mare si innalzi, la variazione del livello medio del mare nei prossimi 50 anni sarà di 65 cm, mentre nei prossimi 100 anni di 130 cm (ARPA, 2007).

Un altro aspetto problematico è legato alla riduzione del trasporto di sedimento sia lungo costa, intercettato dalla presenza di costruzioni di difesa (moli, barriere, ecc.), sia della quota di sedimento fluviale. Il sistema litorale della regione è infatti alimentato in massima parte dagli apporti di sabbie e inerti da parte dei fiumi che vi sfociano. Tuttavia, dal 1950, il loro afflusso è stato fortemente ridotto a causa della pesante antropizzazione (regimazione dei corsi d'acqua, controllo dell'erosività dei versanti, mutamenti nell'uso dei suoli, escavazioni in alveo), e il litorale è ad oggi decisamente sottoalimentato (Matteucci *et al.*, 2010). Addirittura, risulta che tra il 2000 e il 2006 il contributo sedimentario dei fiumi sia stato di circa 330.000 m³/anno, una quantità inferiore rispetto a quella prevista dagli studi realizzati in passato. C'è da aggiungere che il sistema costiero regionale, per la sua disposizione ad arco, compreso tra il monte di Gabicce a sud e la cuspidi deltizia a nord, e per l'azione delle correnti litoranee da sud e da nord, si porrebbe nelle condizioni di ricevere anche limitati contributi sedimentari sia dalla costa marchigiana che da quella veneta; tuttavia negli ultimi anni il quantitativo di sabbia prodotto dall'erosione al piede della falesia che va da Pesaro a Gabicce si è praticamente esaurito in quanto la falesia è stata protetta in più tratti da scogliere (ARPA, 2007).

Nel presente studio sono state considerate sei spiagge distribuite da nord a sud lungo tutta la costa e sottoposte a differenti gradi di antropizzazione e a diverse tipologie di gestione atte a contrastare i fenomeni erosivi (Fig. 10). Tre di queste (Lido di Spina, Bellocchio e Lido di Dante) si inseriscono in un contesto relativamente "più naturale", non risultano protette da strutture rigide di difesa né sono interessate da ripascimenti cospicui e ripetuti nel tempo (eccetto in parte Spina); due invece, Cervia e Cesenatico (quest'ultima divisa tra zona nord e zona sud), sono modificate dall'uomo in maniera rilevante (Tab. 1), o tramite la protezione con barriere frangiflutto o con apporti di sabbia (ripascimenti) e attività di *bulldozing*. Quest'ultima è una pratica che consiste essenzialmente nell'impiego di ruspe per movimentare la sabbia della spiaggia allo scopo di ripulire la battigia dai detriti depositati dalle mareggiate invernali (*grooming*); costruire, al termine della stagione balneare e prelevando sabbia dalla spiaggia, dune artificiali a protezione

delle costruzioni retrostanti; ripianare le stesse dune all'inizio della stagione successiva per riguadagnare l'estensione originaria della spiaggia. Per la presente tesi, al fine di confrontare lo stato delle comunità biotiche di tutte e sei le spiagge, sono stati raccolti dati originali per Lido di Spina, Bellocchio e Lido di Dante, mentre per Cervia, Cesenatico e Cesenatico sud sono stati utilizzati dati pregressi oggetto di precedenti tesi (Fini, 2011; Cirelli, 2012; Orilia, 2012).

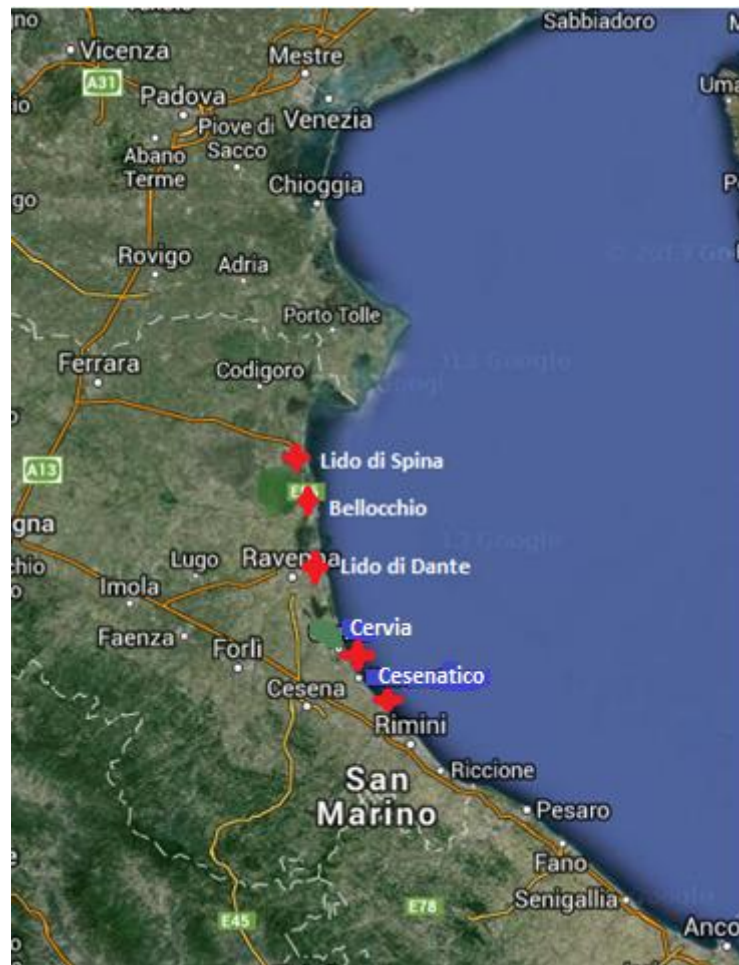


Figura 10: Localizzazione dell'area di studio e dei siti di campionamento.

3.1.1 Lido di Spina

E' il più meridionale dei sette lidi di Comacchio e vanta una spiaggia tra le più lunghe della riviera. La spiaggia si estende dalla foce del canale di Logonovo, a nord, fino

all'inizio della riserva naturale di Bellocchio, a sud. I 300 m della parte più meridionale della spiaggia sono quelli soggetti a maggiore erosione; per tale motivo a partire dal 1995 quel tratto di spiaggia è interessata ogni primavera da interventi di ripascimento, per il ripristino della linea di riva erosa dalle mareggiate invernali. Tuttavia ne deriva che le correnti litoranee operano una redistribuzione del sedimento fino al confine nord del lido, che non è soggetto ad erosione. Inoltre, solo in quel tratto di 300 m, in corrispondenza dell'area della Riserva Naturale della Sacca di Bellocchio, nel 1999 sono stati realizzati 5 pennelli in pali di legno accostati. Nel complesso l'intera spiaggia di Lido di Spina costituisce un tratto stabile (9 km stabili; 7,5 km in avanzamento e solo 4,5 km in arretramento). Il sito specifico, invece, è lungo 900 m, comprende quindi anche la parte settentrionale con i pennelli ed è in forte erosione.

La nostra attenzione si è focalizzata sul tratto meridionale della spiaggia, a 600 m a nord dal pennello che la separa dalla riserva di Bellocchio; esso è esente dalla presenza di bagni, è meno antropizzato e presenta residui di duna nella parte retrostante (Fig. 11).



	Denominazione				Lido di Spina Sud										
	Tipologia della cella				Cella con spiaggia										
	Delimitazione fisica				Tratto lungo 900 m posto a nord del bagno Giamaica										
	Coordinate	I	Lon	44,63653804	Lat	12,26620193									
		F	Lon	44,64349874	Lat	12,26041302									
	Lunghezza cella (m)				900										
	Comune/i				Comacchio										
Provincia				Ferrara											
<table border="1"> <tr> <td>A</td> <td>S</td> <td>P</td> <td>E</td> <td rowspan="2">2000</td> <td rowspan="2">2006</td> </tr> <tr> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> </tr> </table>				A	S	P	E	2000	2006						
A	S	P	E	2000	2006										

Figura 11: Immagine del sito di Lido di Spina e sua classificazione ASPE (A=Accumulo, S=Stabile, P=Equilibrio precario, E=Erosione; Coastance 2011).

3.1.2 Bellocchio

La Riserva naturale Sacca di Bellocchio è un' area naturale protetta della regione Emilia-Romagna composta di tre riserve naturali statali all'interno del Parco regionale del Delta del Po e due "zone umide di rilevanza internazionale" ai sensi della Convenzione di Ramsar. Rappresenta un sito con elevata diversità ambientale che si estende tra la strada Romea ed il mare 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 un bosco planiziale, inframmezzati da coltivi,

vigneti e pioppeti. Le vaste depressioni, entro le quali si trovano le varie zone umide del sito, sono separate dalle Valli di Comacchio da un fascio di cordoni litoranei, formatisi tra il IX e il XIV secolo. Nella prima metà del 1600 l'area era un'unica laguna, che nei secoli successivi si è andata progressivamente isolando dal mare. Nella prima metà del 1900 si è formata a Nord della foce del Reno un'altra laguna parallela alla precedente, mentre nella seconda metà del 1900 la parte settentrionale è stata soggetta ad un'intensa urbanizzazione (Lido di Spina) che ha comportato la realizzazione di strade e argini e l'alterazione del precedente complesso degli stagni (Vene) di Bellocchio (Fig. 12). Il cordone litoraneo ha molto risentito negli ultimi decenni del marcato processo di erosione costiera che interessa la foce del Reno e le mareggiate si intrudono sempre più frequentemente negli specchi lagunari causandone la progressiva riduzione. Tale fenomeno procede con ritmo molto sostenuto, con una media di 10 metri all'anno (ARPA, 2007). La spiaggia, di conseguenza, presenta tratti in cui affiorano i depositi sedimentari argillosi dei precedenti stagni, ormai divenuti parte della zona intertidale della spiaggia, e in cui si possono osservare residui di vegetazione tipicamente lagunare (Fig. 13).

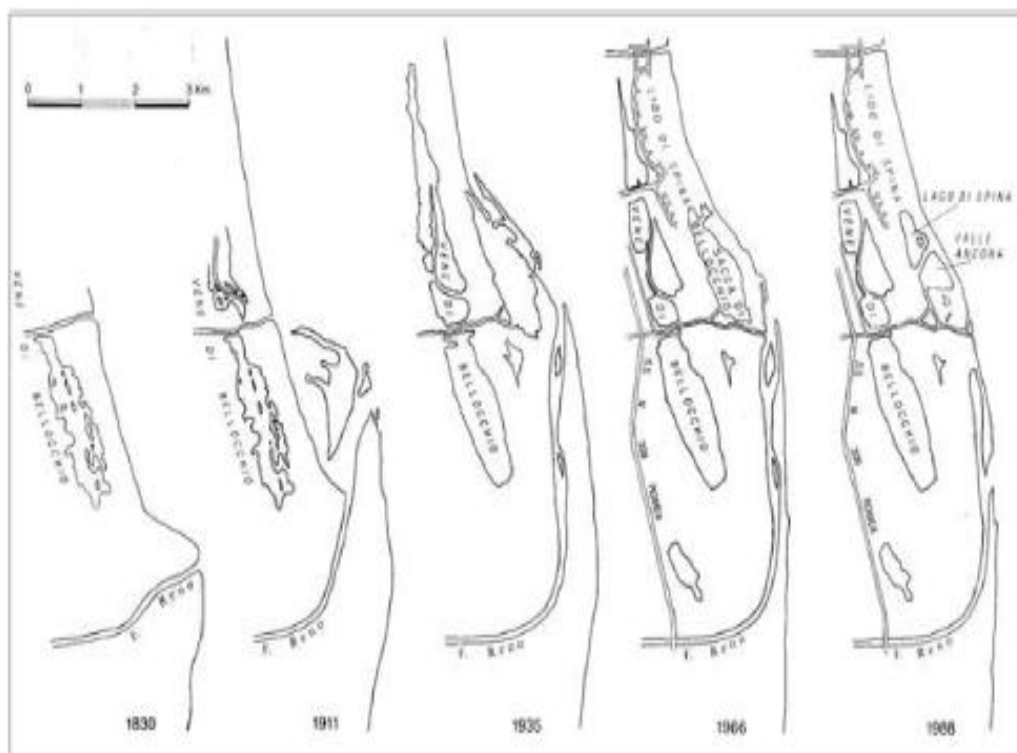


Figura 12: Evoluzione della foce del fiume Reno fra il 1830 e il 1988 (da: *Aspetti naturalistici delle zone umide salmastre dell'Emilia-Romagna*, RER, 1990).

A causa dell'assenza di gestione e dell'elevate dose di naturalità che caratterizza tale sito, esso rappresenta un ottimo caso di studio in un'ottica gestionale del non intervento (“*do nothing*”).



	Denominazione		Foce Gobbino - Bagno Giamaica										
	Tipologia della cella		Cella con spiaggia										
	Delimitazione fisica		Tratto compreso tra la foce del canale Gobbino e il bagno Giamaica										
	Coordinate	I	Lon	44,62357763	Lat	12,2742129							
		F	Lon	44,63653804	Lat	12,26620193							
	Lunghezza cella (m)		1.575										
	Comune/i		Ravenna / Comacchio										
Provincia		Ravenna / Ferrara											
<table border="1"> <tr> <td>A</td> <td>S</td> <td>P</td> <td>E</td> <td>2000</td> </tr> <tr> <td></td> <td></td> <td></td> <td style="background-color: red;"></td> <td>2006</td> </tr> </table>		A	S	P	E	2000					2006		
A	S	P	E	2000									
				2006									

Figura 13: Immagine del sito di Bellocchio e sua classificazione ASPE (A=Accumulo, S=Stabile, P=Equilibrio precario, E=Erosione; Coastance 2011).

3.1.3. Lido di Dante

E' una spiaggia situata circa 13 km² a sud-est del capoluogo, sulla Riviera romagnola, compresa tra la foce dei Fiumi Uniti (Ronco e Montone) e quella del Bevano. Tale sito si trova all'interno della zona della Bassona e ha una combinazione di spiaggia protetta da barriere ed una non protetta: la parte a nord, fortemente erosa, presenta tre pennelli

collegati a barriere semisommerse parallele al litorale, mentre la parte a sud non è protetta. Il campionamento è stato effettuato nella zona meridionale e a nord della riserva naturale della foce del Bevano; il sito è quindi da considerarsi naturale poiché non presenta alcun tipo di struttura di difesa costiera, né vengono effettuate attività di ripascimento o *bulldozing*. Inoltre, trovandosi in prossimità di un'area di foce, risulta essere un ambiente fortemente dinamico protetto in parte dall'ingressione salina da una pineta nella parte retrostante.

A causa dei modesti apporti di sabbia al mare da parte dei fiumi, della subsidenza, ancora oggi superiore a 1 cm/anno, e degli effetti prodotti dalle barriere dei litorali limitrofi, il tratto di spiaggia in questione resta uno dei più critici dell'intera regione, soprattutto nei primi 500 m a sud delle difese rigide di Lido di Dante, e presenta la maggiore variazione di riva (Fig. 14).



	Denominazione		Bevano Nord									
	Tipologia della cella		Cella con spiaggia									
	Delimitazione fisica		Tratto di 1 km posto a sud del primo pennello di Lido di Dante									
	Coordinate	I	Lon	44,3749439	Lat	12,32315573						
		F	Lon	44,38386676	Lat	12,32157188						
	Lunghezza cella (m)		1.000									
	Comune/i		Ravenna									
	Provincia		Ravenna									
<table border="1"> <tr> <td>A</td> <td>S</td> <td>P</td> <td>E</td> <td rowspan="2">2000 2006</td> </tr> <tr> <td></td> <td></td> <td></td> <td style="background-color: red;"></td> </tr> </table>		A	S	P	E	2000 2006						
A	S	P	E	2000 2006								

Figura 14: Immagine del sito di lido di Dante e sua classificazione ASPE (A=Accumulo, S=Stabile, P=Equilibrio precario, E=Erosione; Coastance 2011).

3.1.4. Cervia

Il sito si trova a circa 20 km a sud-est di Ravenna. La spiaggia presenta un tipico profilo dissipativo, è pertanto molto ampia come conseguenza dei processi depositivi che superano quelli erosivi, e non sono presenti strutture rigide parallele alla costa. Questo sito è stato classificato come “antropizzato” in quanto rappresenta una meta turistica molto frequentata e caratterizzata dalla cospicua presenza di strutture turistico ricreative, in particolare nella zona alta della spiaggia. In passato era presente un cordone dunale oggi completamente distrutto e sostituito da strutture urbane. Inoltre viene praticata periodicamente l’attività di *bulldozing* in preparazione alla stagione turistica. Cervia è una spiaggia di accumulo (Fig. 15); infatti risulta l’unica interruzione della fascia longitudinale dei fondali in erosione.



	Denominazione		Cervia			
	Tipologia della cella		Cella con spiaggia			
	Delimitazione fisica		Tratto lungo circa 4400 m posto a sud della darsena di Cervia			
	Coordinate	I	Lon	44,23112703	Lat	12,38134222
		F	Lon	44,26789772	Lat	12,36062437
	Lunghezza cella (m)		4.420			
	Comune/i		Cervia			
Provincia		Ravenna				
ASPE		2000 2006				

Figura 15: Immagine del sito di Cervia e sua classificazione ASPE (A=Accumulo, S=Stabile, P=Equilibrio precario, E=Erosione; Coastance 2011).

3.1.5. Cesenatico

Il sito è stato scelto come “protetto” per la presenza di strutture rigide artificiali permanenti di fronte alla costa ed inoltre perché sottoposta a *bulldozing* su base stagionale. I campionamenti sono stati effettuati nella zona di Cesenatico Ponente (litorale nord). In questo territorio la subsidenza ha prodotto un abbassamento del terreno di 115 cm in 55 anni. L’abitato di Cesenatico e il territorio retrostante sono stati interessati per tutti gli anni ’80 dal tasso di abbassamento del suolo più elevato dell’intera fascia costiera regionale, ovvero 4-5 cm all’anno (ARPA, 2007). Il sito di studio ha pertanto subito nel corso degli anni una serie di interventi a partire dal 1978. Oltre alla costruzione delle barriere frangiflutto sono infatti state effettuate protezioni con Tubi Longard e ripascimenti vari. Attualmente la barriera protettiva è continua e semisommersa, ha un solo tratto ribassato a ridosso del molo portuale ed è distante circa 250 m dalla battigia, mentre la larghezza della “berna” è sui 12 m. L’intervento è stato completato con il versamento di circa 150.000 m³ di sabbia (ARPA, 2007). Il sito risulta fortemente esposto e in forte erosione fin dagli anni ’70 (Fig. 16).

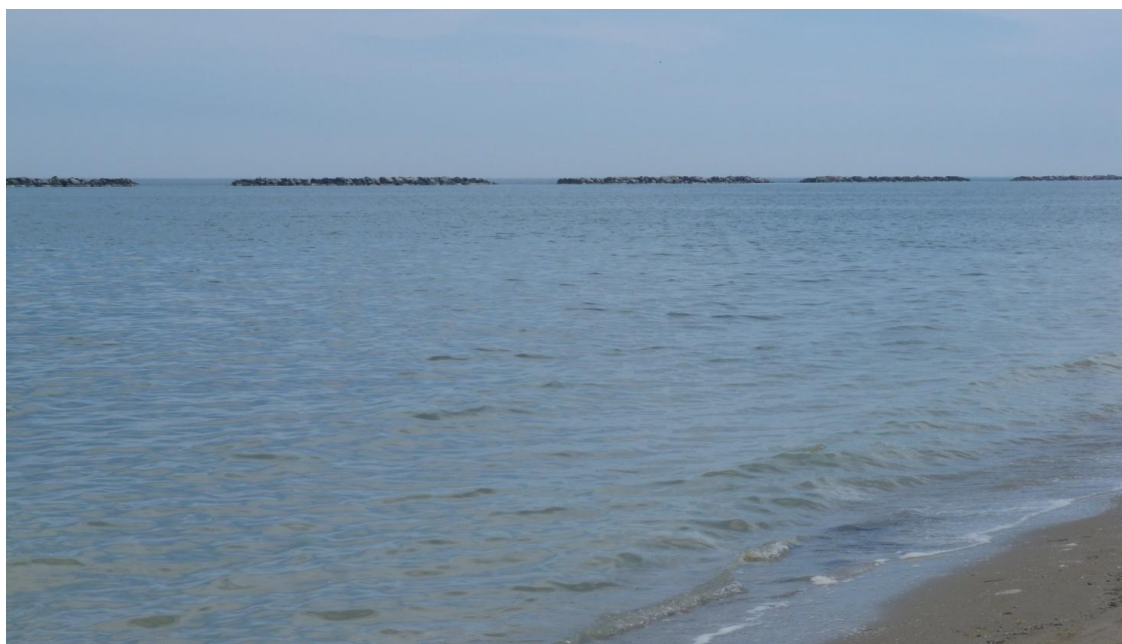


	Denominazione				Cesenatico Ponente			
	Tipologia della cella				Cella con spiaggia			
	Delimitazione fisica				Tratto difeso dalla scogliera semisommersa compreso tra il molo nord del porto di Cesenatico e il pennello grande			
	Coordinate	I	Lon	44,20743716	Lat	12,40155551		
		F	Lon	44,21298947	Lat	12,39471086		
	Lunghezza cella (m)				825			
	Comune/i				Cesenatico			
	Provincia				Forlì-Cesena			
A S P E				2000 2006				

Figura 16: Immagine del sito di Cesenatico e sua classificazione ASPE (A=Accumulo, S=Stabile, P=Equilibrio precario, E=Erosione; Coastance 2011).

3.1.6 Cesenatico sud

La più importante caratteristica di questo tratto della spiaggia di Cesenatico posta a sud della bocca del Porto-Canale è la presenza di una serie ininterrotta di scogliere parallele emerse da un estremo all'altro. Il fondale si è alzato fino a meno di 1 metro sotto il medio mare all'interno delle scogliere, mentre all'esterno è stato eroso ed ora è 3-4 m sotto il livello del mare. Il bilancio della spiaggia emersa è positivo e complessivamente il tratto, che comprende il tratto a nord dei pennelli della Colonia Agip e il molo sud del porto di Cesenatico, è in avanzamento (11,3 km avanzamento, 8,7 stabili, 0 km in arretramento) (Fig. 17).



	Denominazione		Cesenatico											
	Tipologia della cella		Cella con spiaggia											
	Delimitazione fisica		Tratto a nord dei pennelli della Colonia AGIP il molo sud del porto di Cesenatico											
	Coordinate	I	Lon	44,19313018	Lat	12,41737665								
		F	Lon	44,20890071	Lat	12,40510797								
	Lunghezza cella (m)		2.015											
	Comune/i		Cesenatico											
	Provincia		Forlì-Cesena											
<table border="1"> <tr> <td>A</td> <td>S</td> <td>P</td> <td>E</td> <td>2000</td> </tr> <tr> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td>2006</td> </tr> </table>		A	S	P	E	2000					2006			
A	S	P	E	2000										
				2006										

Figura 17: Immagine del sito di Cesenatico sud e sua classificazione ASPE (A=Accumulo, S=Stabile, P=Equilibrio precario, E=Erosione; Coastance 2011).

In Tabella 1 vengono sintetizzate le principali caratteristiche delle spiagge oggetto di studio in termini di interventi gestionali e di modifiche geomorfologiche.

Tabella 1: Schematizzazione degli interventi gestionali e delle modifiche geomorfologiche per ciascun sito di studio.

Sito	Opere di difesa	Ripascimenti (m ³)	Tasso di subsidenza (cm/anno)	Variazione della linea di riva
Lido di Spina	5 pennelli in pali di legno	n.d.	0,65	arretramento
Bellocchio	/	/	1,09	arretramento
Lido di Dante	/	/	1,08	arretramento
Cervia	/	/	0,87	stabile
Cesenatico	Scogliera semisommersa e 3 pennelli	146.060	0,74	avanzamento
Cesenatico sud	Scogliere parallele emerse alternate a piattaforme	15.000	0,86	stabile

3.2 Disegno di campionamento

Il campionamento dei siti di Lido di Spina, Lido di Dante e Bellocchio è stato effettuato nel periodo compreso tra giugno e luglio 2013, mentre quello dei siti di Cervia, Cesenatico e Cesenatico sud nell'arco di un anno a cavallo tra il 2010 e il 2011. Come detto, i siti analizzati differiscono notevolmente sia per grado di impatto antropico sia per la scelta delle modalità gestionali atte a fronteggiare i fenomeni erosivi:

- Lido di Spina: sito in erosione che mantiene ancora aspetti seminaturali per l'assenza di manufatti retrostanti e di pratiche di gestione dirette; è però posizionato vicino ad aree fortemente urbanizzate ed è soggetto a ripascimenti;
- Lido di Dante: sito naturale in erosione non protetto da strutture artificiali e con pineta

costiera retrostante alla spiaggia e al sistema di dune costiere;

- Bellocchio: sito naturale in erosione gestito con la pratica del “do nothing” e caratterizzato dalla presenza di una laguna retrostante e inglobante fondali residui di stagni salmastri invasi dall’introggressione marina;

- Cervia: sito antropizzato, non protetto da strutture artificiali, ma sottoposto a periodiche attività di *bulldozing*;

- Cesenatico: sito antropizzato, protetto da una scogliera semisommersa e 3 pennelli e sottoposta a *bulldozing*;

- Cesenatico sud: sito antropizzato, con scogliere parallele emerse e sottoposta a *bulldozing*.

Per i primi tre siti ho partecipato attivamente all’attività di campionamento e all’analisi in laboratorio, mentre nel caso di Cervia, Cesenatico e Cesenatico sud sono stati analizzati i dati ottenuti da precedenti campagne di campionamento (Fini, 2011; Cirelli, 2012; Orilia, 2012).

Il disegno di campionamento dei sei siti è riassunto nella tabella seguente (Tab. 2):

Tabella 2: Disegno di campionamento relativo ai sei siti indagati.

Spiaggia	Transetti	Distanze o livelli di marea	Repliche
Lido di Spina	3	0, 10	3
Bellocchio	6	0, 10, 20	3
Lido di Dante	6	0, 10, 20	3
Cervia	6	H, M, L	2
Cesenatico	6	H, M, L	2
Cesenatico sud	6	H, M, L	2

In tutti i siti sono stati scelti mediante procedura casuale tre o sei transetti perpendicolari alla linea di costa per ciascuno dei quali sono stati prelevati campioni a diverse distanze a partire dal limite di alta marea sigiziale (il campionamento iniziava all’ora tabulare del minimo di marea) o a differenti livelli di marea, seguendo l’escursione mareale del giorno (0, 10, 20 metri; H: alta, M: media e L: bassa). Per ciascuna distanza (scelta al fine di coprire l’intera lunghezza dell’intertidale) o livello di marea sono stati prelevati dai due ai tre campioni replica per ciascuna variabile considerata (macrobenthos, meiobenthos,

materia organica, granulometria del sedimento).

Vista la scelta di effettuare un lavoro riassuntivo, in tutti i siti campionati il fattore transetto è stato considerato come replica, mentre è stato escluso il fattore distanza, usando come dati le stime del numero di specie e di abbondanza degli organismi lungo un'intera fascia di spiaggia di lunghezza pari all'intero intertidale e larga 1 metro (vedi ¶ 3.5 Analisi statistica dei dati). Di conseguenza il disegno sperimentale è risultato essere ad un solo fattore: il fattore sito.

3.3 Prelievo e trattamento dei campioni in campo

Per ciascuna delle distanze considerate e per ogni transetto sono state annotate le coordinate GPS e l'orario di campionamento, insieme all'altezza della colonna d'acqua per ogni punto tramite l'utilizzo di una cordella metrica e l'altezza della marea (mediante il programma WXTide). Sono stati prelevati tre campioni replica per l'analisi della macrofauna, meiofauna, sostanza organica e granulometria.

Nel caso del campionamento della macrofauna, da me specificatamente investigata, per ottenere ogni singolo campione sono state unite 4 carote in PVC di 10 cm di diametro e di profondità di 15 cm per un'area di campionamento di ciascuna replica pari a 314 cm^2 (area totale $78,5 \text{ cm}^2 \times 4 = 314 \text{ cm}^2 = 0,03 \text{ m}^2$). I campioni per i dati abiotici (sostanza organica e granulometria) sono stati prelevati mediante carote di 3 cm di diametro e 10 cm di profondità e trasferiti in barattoli precedentemente etichettati, poi conservati in contenitori termici fino all'arrivo in laboratorio, dove successivamente sono stati stoccati rispettivamente in congelatore (-20°C) e in frigorifero (4°C). I campioni di macrofauna, prima di essere trasferiti negli appositi barattoli e fissati in formalina (10%), sono stati setacciati in loco utilizzando setacci da $500 \mu\text{m}$. Tale procedimento è stato abbastanza difficoltoso a Bellocchio e a Lido di Dante; nel primo caso per la presenza di blocchi di argilla compatta che, spesso non disgregandosi, impedivano il setacciamento completo dei campioni; nel secondo caso per la presenza di sabbia più grossolana che non era in grado di oltrepassare il filtro.

Al termine del campionamento sono stati segnati punti coordinate a distanza regolare per ricostruire e delineare il profilo interno e quello esterno di ogni spiaggia.

3.4 Trattamento dei campioni in laboratorio

Il lavoro in laboratorio si è concentrato, per quanto riguarda la componente biotica, sull'analisi della macrofauna, mentre per la componente abiotica sono stati esaminati il contenuto di materia organica e la granulometria del sedimento.

3.4.1 Analisi biotiche

Ai campioni di macrofauna sono state aggiunte una decina di gocce di rosa bengala, colorante che, fissandosi alla materia organica, colora gli eventuali organismi presenti facilitandone l'individuazione durante la fase di *sorting*. Affinché il colorante abbia effetto occorre lasciare sedimentare il materiale per circa 24 ore prima che possa essere visionato.

A seguito di una prima setacciatura subita in spiaggia, si effettua una seconda setacciatura in laboratorio utilizzando filtri da 1000 μm e 500 μm . Si passa poi alla fase di *sorting*, ovvero al conteggio e all'identificazione dei principali taxa presenti nelle due frazioni mediante utilizzo di uno stereomicroscopio e con l'aiuto delle chiavi dicotomiche, facendo in modo che il riconoscimento avvenga al livello tassonomico più basso possibile. Nel nostro caso, per la maggior parte degli organismi si è raggiunto il livello di genere, per alcuni è stata possibile anche l'identificazione a livello di specie.

Al termine del lavoro di *sorting*, è stato determinato il peso secco del materiale di scarto della frazione conchigliare residua (capulerio o *dead shell debris*) trattenuto nel filtro da 1000 μm , dopo essiccamento per 24 h in stufa a 80°C. Nei campioni provenienti da Bellocchio oltre al capulerio era presente un'abbondante quantità di materiale vegetale; il peso delle due porzioni è stato sommato e identificato come "detrito grossolano".

3.4.2 Analisi dei sedimenti

Le analisi dei campioni per la misura dei "descrittori del sedimento", ovvero granulometria e sostanza organica, sono state effettuate seguendo dei protocolli standard (McIntyre, 1977).

Per l'analisi della materia organica, i campioni sono stati scongelati e raccolti in crogiuoli tarati. Questi sono stati seccati in forno ad una temperatura di circa 80°C per 24 h e successivamente è stato determinato il peso secco totale del sedimento (DW, Dry Weight) per ogni campione. In seguito i crogiuoli sono stati passati in muffola ad una temperatura di 500°C per 8 h e ripesati (AW, Ash Weight). Dalla differenza dei due pesi ottenuti si ricava la percentuale di sostanza organica presente nel campione (TOM), calcolata come

percentuale del peso secco perso per incenerimento, secondo la formula:

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

Nel caso di Bellocchio, a causa dei più lunghi tempi di asciugatura richiesti dall'argilla, i campioni sono stati messi in forno a 80°C per 48 h (anziché 24 h) e una volta seccati è stato necessario frantumarli per sgretolare l'argilla; successivamente sono stati pesati, messi in muffola per 8 h ed in seguito ripesati. Per l'analisi della granulometria, vanno da subito distinte le procedure seguite per le spiagge sabbiose investigate da quelle seguite per Bellocchio. Nel primo caso, i campioni prelevati sono stati prima disposti in crogiuoli precedentemente tarati, poi seccati in forno ad una temperatura di circa 80°C per 24 h e successivamente, dopo pesatura, è stato eseguito un setacciamento "a secco" con un agitatore meccanico per 10 minuti al fine di ottenere una completa vagliatura del materiale, utilizzando una batteria di filtri impilati l'uno sull'altro secondo una serie progressivamente decrescente di apertura della maglia (2000-1000-500-250-125-63 µm). Al termine, le frazioni granulometriche rimanenti in ogni setaccio sono state poi pesate; i valori di ogni singola pesata vengono riferiti alle classi granulometriche della scala di Wentworth (Tab. 3).

I campioni di Bellocchio, essendo costituiti principalmente da sedimento fine e argilla, hanno subito un procedimento di setacciamento detto "in umido": i crogiuoli sono stati messi in forno per 48 h e una volta seccati sono stati frantumati mediante utilizzo di un mortaio per polverizzare l'argilla compattata. Dopo aver pesato l'intero campione, si è passati alla setacciatura in umido sempre con agitatore meccanico per 10 minuti, utilizzando stavolta solo tre filtri da 250, 125 e 63 µm, relativi a sedimenti fini e molto fini. Le frazioni granulometriche rimanenti nei filtri sono state messe in forno per altre 24 h e poi pesate. La differenza tra il peso iniziale e il peso delle tre frazioni, costituisce la percentuale di sedimento fine (peliti, <63 µm).

Tabella 3: Scala di Wentworth (in ϕ e μm) per la classificazione dei sedimenti sabbiosi.

ϕ	Dimensioni (μm)	Descrizione
-1 - 0	2000-1000	Sabbia molto grossolana
0 - 1	1000-500	Sabbia grossolana
1 - 2	500-250	Sabbia media
2 - 3	250-125	Sabbia fine
3 - 4	125-63	Sabbia molto fine
> 4	<63	Silt

Le pesate sono state tutte effettuate utilizzando una bilancia analitica di precisione (Kern 770).

Per ogni campione sono stati poi calcolati i principali parametri granulometrici, ovvero:

- mediana (in $\phi = -\log \text{mm}$), indica il valore di taglia dei granuli del sedimento corrispondente al 50% della curva cumulativa dei dati, di conseguenza è individuata dal 50esimo percentile;
- classazione (in ϕ), esprime la dispersione della distribuzione granulometrica intorno al valore del diametro medio dei granuli, ovvero il grado di dispersione della sabbia; misura l'omogeneità di assortimento dimensionale delle particelle che costituiscono il sedimento ed è calcolata come:

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

dove ϕ_{84} e ϕ_{16} si riferiscono rispettivamente all'84esimo e al 16esimo percentile (Tab. 4);

- asimmetria (in ϕ), esprime lo scostamento della popolazione granulometrica dalla simmetria o normalità, sarà basso e vicino allo 0 più le classi granulometriche sono distribuite in modo omogeneo. Valori positivi indicano una selezione verso diametri fini mentre valore negativi indicano una prevalenza di diametri più grossolani. Una distribuzione può diventare asimmetrica in seguito a un evento che apporta materiale da un'altra popolazione granulometrica, o che rimuove granuli appartenenti a particolari classi granulometriche;

- appuntimento: misura il grado di appuntimento di una curva di frequenza granulometrica (con classi dimensionali in ascissa e frequenza percentuale in ordinata);

offre un'idea del grado di cernita del sedimento attorno alla classe più rappresentata (classe modale). Un sedimento con appuntimento elevato indica un episodio sedimentario rapido ed improvviso e può essere espresso graficamente da una curva gaussiana stretta ed appuntita. Un sedimento con coefficiente di appuntimento modesto esprime viceversa un processo sedimentario più graduale ed una sedimentazione quantitativamente equivalente di classi granulometriche diverse; ne risulta che la classe modale non mostrerà valori di abbondanza molto maggiori rispetto alle classi dimensionali vicine.

Tabella 4: Scala di Wentworth (in ϕ) per la classazione dei sedimenti.

Range (ϕ)	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

3.4.3 Indici morfodinamici

Per definire le caratteristiche morfodinamiche delle spiagge è stato calcolato un particolare indice, il BDI o *Beach dynamic Index*, che misura l'influenza dell'idrodinamismo sul profilo della spiaggia in funzione della granulometria (Soares, 2003). Esso risponde alla formula:

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

dove *slope*, la pendenza, indica il rapporto tra l'escursione all'alta 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 in quanto misura la velocità costante di caduta (deposizione) nell'acqua dei granuli di sedimento assimilati ad una sferetta.

3.5 Analisi statistica 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. Per poter rendere i dati confrontabili, l'analisi complessiva dei popolamenti bentonici di tutte e sei le spiagge è stata condotta dopo linearizzazione delle abbondanze (ind. m⁻¹ lineare), metodica che consiste nel moltiplicare la media delle densità al m² degli *n* campioni presenti in un transetto per la lunghezza del transetto, corrispondente all'intera estensione della fascia intertidale (Brazeiro & Defeo, 1996).

3.5.1 Analisi univariate

L'analisi univariata è stata condotta su di una sola variabile alla volta. L'Analisi della Varianza (ANOVA) a un fattore, con le sei spiagge come livelli, è stata effettuata mediante test di permutazione (PERMANOVA). Quando il fattore sito risultata significativo, confronti a posteriori fra tutti i livelli del fattore sono stati eseguiti mediante il test *t di Student* (Student, 1908), utilizzando l'indice di distanza Euclidea. Per i popolamenti macrobentonici le analisi sono state condotte per i seguenti descrittori di comunità: abbondanza in termini di numero di individui per metro lineare (indi. m⁻¹), numero di taxa (S), e 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 .

3.5.2 Analisi multivariate

La struttura delle comunità, in termini di differente composizione dei taxa e di abbondanza 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. Sulla matrice assoluta dei dati, avvalendosi degli opportuni indici di similarità, vengono calcolate le somiglianze di composizione quali - quantitative tra i campioni, ottenendo così la matrice di similarità, triangolare e

simmetrica, che riporta al suo interno i valori di similarità ottenuti confrontando a coppie tutti i campioni.

La similarità fra coppie di campioni è stata calcolata utilizzando l'indice di similarità 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 -esimo; x_{ik} è il numero degli individui della specie i -esima nel campione k -esimo.

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

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

La rappresentazione dei risultati di similarità è stata eseguita attraverso la tecnica di ordinamento non metrico dell'MDS (*Multi Dimensional Scaling*), che permette di ridurre su un piano bidimensionale 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. Questo tipo di restituzione grafica dei valori si ottiene applicando un algoritmo complesso (Shepard-Kruskal) che utilizza una procedura interattiva di ottimizzazione per individuare la minore distorsione nella rappresentazione della struttura multidimensionale dei punti-campione su un piano bidimensionale. Per configurare con maggior successo le relazioni tra i campioni con il metodo dell'MDS, la matrice triangolare di similarità calcolata viene 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, che indica lo scarto fra le distanze (similarità) 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 (Tab. 5). Se lo stress presenta un

valore accettabile, 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 5: Limiti di interpretabilità dei valori di stress dell'MDS (Clarke, 1993).

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

Le differenze di struttura di comunità fra le sei spiagge sono state testate mediante il test multivariato non parametrico della PERMANOVA (Anderson, 2001), considerando significative le differenze solo nel caso in cui il test fornisca valori di probabilità minori del 5%.

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 consente 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, calcolando il contributo medio δ_i della specie i -esima alla distanza complessiva fra due campioni j e k confrontati come:

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

I contributi δ_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 δ_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 di un gruppo.

L'insieme delle variabili abiotiche è stato analizzato mediante la tecnica multivariata della PCA (*Principal Components Analysis*; 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 e k sono gli indici dei campioni e 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.

Per spiegare poi i *patterns* di comunità relazionando l'analisi biotica all'analisi abiotica è stata eseguita la procedura BIO-ENV (Clarke & Ainsworth, 1993; Clarke & Warwick, 1994). Tale procedura 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 ($k = 1, 2, 3, \dots$). 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 biotico. Il punto di partenza è la matrice di similarità (calcolata mediante l'indice di Bray-Curtis) dei dati della comunità biotica indagata; 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 (ρ_s) (Kendall, 1970):

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

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 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 ρ_s calcolati, individua la migliore combinazione di variabili ambientali che spiega il plot biotico. Il valore di ρ_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).

4. Risultati

L'analisi è stata condotta sull'insieme dei dati delle comunità macrobentoniche e sulle diverse variabili ambientali che influenzano sia la distribuzione che l'abbondanza dei popolamenti bentonici. Alcune delle variabili considerate sono quelle fisico- chimiche misurate direttamente sul campo e/o in laboratorio durante il campionamento, come la pendenza, la lunghezza della fascia intertidale e l'indice BDI; nel loro insieme esse forniscono importanti informazioni circa gli aspetti morfodinamici delle spiagge. Inoltre, sono stati analizzati dati biotici e abiotici provenienti da precedenti campagne di campionamento (Cervia, Cesenatico e Cesenatico sud; Cirelli, 2012; Fini, 2011; Orilia, 2012), al fine di valutare la struttura di comunità macrobentonica della fascia intertidale su una più ampia area geografica ed evidenziare la presenza di possibili *pattern* biotici e abiotici lungo la costa.

4.1 Analisi della comunità macrobentonica

Come detto precedentemente, per poter rendere i dati provenienti da diverse campagne di campionamento confrontabili, l'analisi relativa ai popolamenti bentonici di tutte e sei le spiagge è stata condotta dopo linearizzazione delle abbondanze (ind. m^{-1} lineare). Sono stati presi in esame, per ogni sito, i dati medi di abbondanza per m^{-1} lineare (N), il numero di specie (S) e l'indice di diversità di Shannon (H'), il quale riassume il *pattern* di struttura di una qualsiasi comunità studiata. L'analisi dei dati è stata poi realizzata mediante l'utilizzo di tecniche di analisi statistiche univariate e multivariate.

Complessivamente, il sito di Bellocchio presenta i valori più elevati per numero di taxa (34), mentre lido di Dante per numero di individui (3.286.524) per transetto, con valori intermedi per le altre spiagge. Più nel dettaglio, a lido di Spina sono stati contati 350286 individui al m^{-1} lineare appartenenti a 21 taxa differenti. A Bellocchio, il numero di individui rimane alto (2715374) mentre a lido di Dante, pur registrandosi un altissimo numero di individui al m^{-1} lineare, il numero di taxa (20) è più basso e più simile a quello di lido di Spina. Cervia possiede un numero di taxa leggermente più alto (28) di Spina con 87105 individui al m^{-1} lineare. Come Bellocchio, anche Cesenatico presenta un alto numero di taxa (31), ma in tale caso il numero di individui si abbassa toccando un valore

di 125832.7 organismi al m^{-1} lineare. Infine, Cesenatico sud spicca per essere il sito che conta il numero di taxa e di individui più basso tra tutte le spiagge analizzate, con soltanto 17 specie e 29288.25 individui al m^{-1} lineare (Fig. 18).

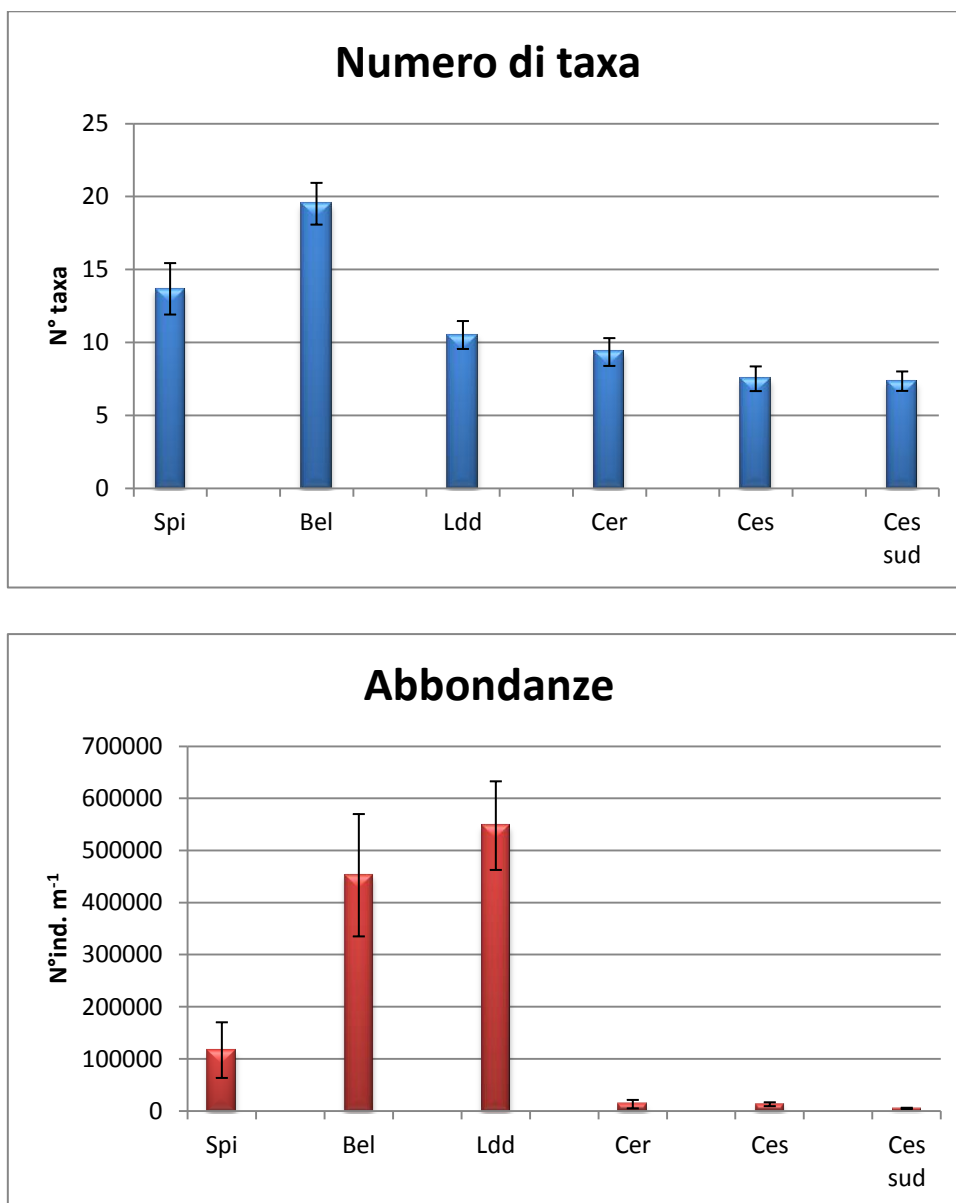


Figura 18: Numero medio di specie e valori medi di abbondanza m^{-1} lineare ($n \pm e.s.$: numero di transetti) per ciascun sito considerato. Spi=Lido di Spina ($n=3$), Bel=Bellocchio ($n=6$), Ldd=Lido di Dante ($n=6$), Cer=Cervia ($n=6$), Ces=Cesenatico ($n=6$), Ces sud=Cesenatico sud($n=6$).

E' stato poi calcolato l'indice di diversità di Shannon-Wiener H' . Il valore di diversità risulta decisamente elevato a Cesenatico sud e a Bellocchio, per abbassarsi drasticamente a Lido di Dante, sebbene questo sito presenti il più alto numero di individui. Risulta interessante come a Cesenatico sud, nonostante i bassi valori di numero di specie e di numero di individui, il valore di diversità sia molto elevato; ciò è dovuto al fatto che pur essendoci poche specie, i pochi individui sono ben ripartiti tra queste, con nessuna specie decisamente dominante (Fig. 19).

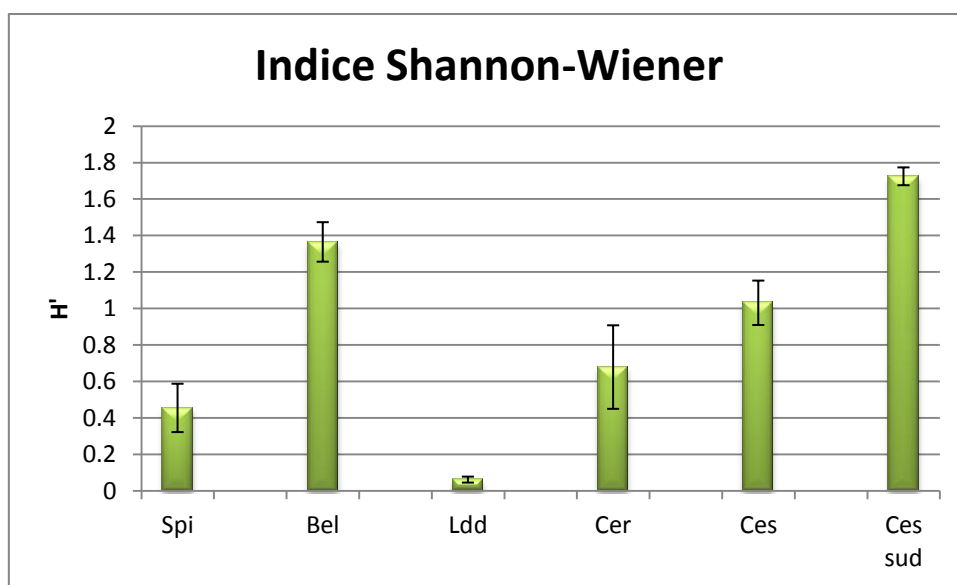


Figura 19: Indice di diversità di Shannon ($n \pm e.s.$: numero di transetti) per ciascun sito considerato. Spi=Lido di Spina ($n=3$), Bel=Bellocchio ($n=6$), Ldd=Lido di Dante ($n=6$), Cer=Cervia ($n=6$), Ces=Cesenatico ($n=6$), Ces sud=Cesenatico sud ($n=6$).

I risultati dell'ANOVA, ottenuti mediante test di permutazione (PERMANOVA) per il fattore sito, evidenziano differenze significative tra i diversi siti per tutte e tre le variabili considerate (Tab. 6).

Tabella 6: Risultati dell'ANOVA per il numero di specie (S), il numero di individui m^{-1} lineare (N) e l'indice di Shannon-Wiener (H') per il fattore SI=Sito.

source	df	S			N			H'		
		MS	Peudo-F	P(MC)	MS	Peudo-F	P(MC)	MS	Peudo-F	P(MC)
SI	5	121.5	19.527	0.0001	3.55E+11	14.758	0.0001	2.1356	20.386	0.0001
Res	27	6.2222			2.41E+10			0.10476		

Per evidenziare le differenze fra tutte le spiagge sono state effettuate analisi post-hoc su ciascuna delle tre variabili biotiche considerate. I risultati sono stati riassunti sotto forma di matrici triangolari in cui sono riportati i valori di probabilità P per ciascun confronto (Tab. 7). I risultati ben rispecchiano quanto descritto precedentemente (Figg. 18-19). I valori P significativi di P sono riportati in grassetto.

Tabella 7: Matrici triangolari con riportati i valori di probabilità, per ciascun confronto a coppie tra le spiagge e per ciascuna delle tre variabili considerate. Spi=Spina, Bel=Bellocchio, Ldd=Lido di Dante, Cer=Cervia, Ces=Cesenatico, Ces sud=Cesenatico sud.

S	Spi	Bel	Ldd	Cer	Ces
Spi					
Bel	0.0438				
Ldd	0.0781	0.0004			
Cer	0.0475	0.0003	0.7068		
Ces	0.0128	0.0001	0.1198	0.2127	
Ces sud	0.0049	0.0001	0.0532	0.1089	0.7654

N	Spi	Bel	Ldd	Cer	Ces
Spi					
Bel	0.0962				
Ldd	0.0133	0.5345			
Cer	0.0241	0.0034	0.0004		
Ces	0.0203	0.0034	0.0002	0.9878	
Ces sud	0.0161	0.004	0.0001	0.3435	0.066

H'	Spi	Bel	Ldd	Cer	Ces
Spi					
Bel	0.0026				
Ldd	0.0043	0.0001			
Cer	0.5114	0.0381	0.0277		
Ces	0.0144	0.0736	0.0001	0.2512	
Ces sud	0.0001	0.0127	0.0001	0.0029	0.0004

È stata condotta poi l'analisi multivariata sui dati di tutta la comunità macrobentonica, in termini di abbondanza al m^{-1} lineare. Il plot nMDS è stato costruito sui dati delle sei spiagge esaminate e ottenuto dopo trasformazione mediante radice quadrata, al fine di valutare anche l'eventuale contributo delle specie più rare alle differenze nella struttura di comunità. Il grafico (Fig. 20) mostra come i punti campioni delle diverse spiagge risultino

abbastanza ben distinti. In particolare, i punti relativi a Bellocchio formano un gruppo ben compatto e posizionato nettamente più distante dagli altri, sottolineando la diversità in struttura di comunità che contraddistingue tale zona. All'altro estremo si posizionano i punti campioni di Cesenatico sud. Per le altre spiagge, invece si nota un cambiamento graduale di struttura da lido di Dante, verso Spina, Cesenatico e Cervia. Queste ultime appaiono le più simili, con i punti campione che si sovrappongono tra di loro e risultano più dispersi.

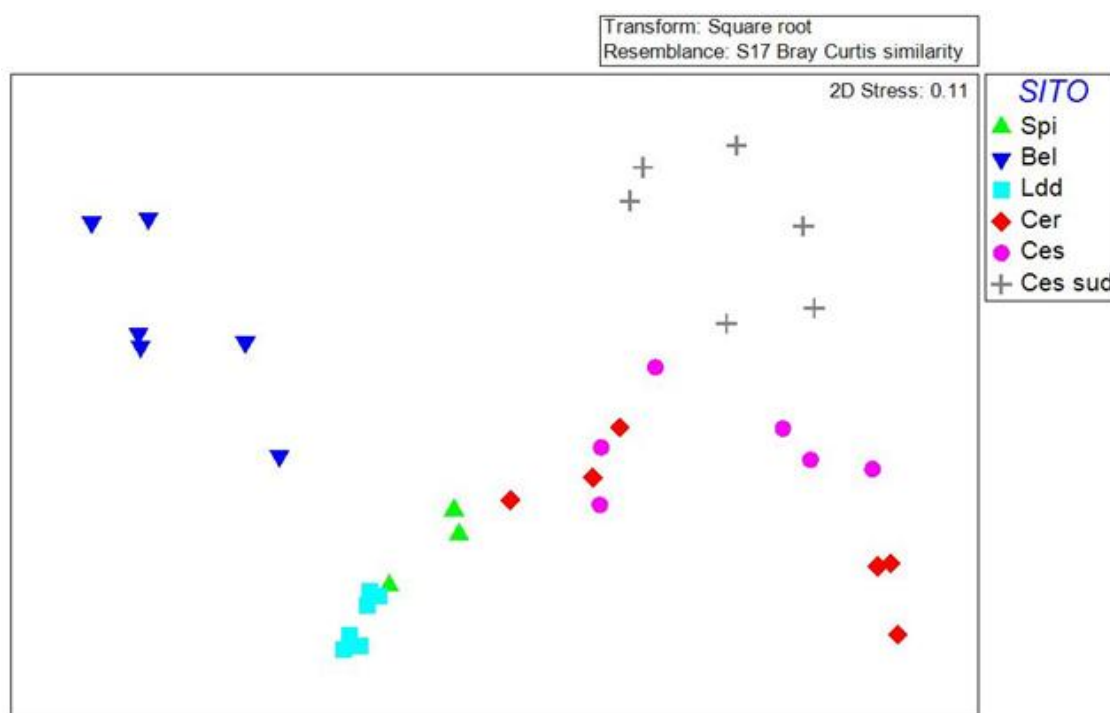


Figura 20: Non metric MDS plot ottenuto tramite indice di Bray-Curtis calcolato sui dati di abbondanza m^{-1} lineare della macrofauna trasformati con la radice quadrata. Ciascun simbolo rappresenta una replica (transetto) relativa al sito considerato. Spi=Spina, Bel=Bellocchio, Ldd=Lido di Dante, Cer= Cervia, Ces=Cesenatico, Ces sud=Cesenatico sud.

I risultati della PERMANOVA (Tab. 8) evidenziano, del resto, differenze altamente significative per il fattore sito.

Tabella 8: Risultati della PERMANOVA condotta sui dati della macrofauna dei sei siti indagati. SI=Sito.

Source	df	MS	Pseudo-F	P(MC)
SI	5	13155	10.567	0.0001
Res	27	1244.9		

In Tabella 9 sono riportati i risultati dei confronti a posteriori fra coppie di spiagge, in cui si vede come tutti i siti appaiano diversi in termini di struttura di comunità.

Tabella 9: Matrice triangolare con riportati i valori di probabilità per ciascun confronto a coppie tra le spiagge.

Spi=Spina, Bel=Bellocchio, Ldd=Lido di Dante, Cer=Cervia, Ces=Cesenatico, Ces sud=Cesenatico sud.

	Spi	Bel	Ldd	Cer	Ces
Spi					
Bel	0.0017				
Ldd	0.0005	0.0002			
Cer	0.022	0.0005	0.0004		
Ces	0.004	0.0002	0.0001	0.0364	
Ces sud	0.0012	0.0001	0.0001	0.0022	0.002

Per poter evidenziare i taxa maggiormente caratterizzanti le comunità dei diversi siti è stata condotta l'analisi SIMPER per il fattore sito, sui dati trasformati mediante radice quadrata. Le tabelle con i risultati nel dettaglio sono riportate in appendice.

In generale, le similarità medie percentuali all'interno di ciascun sito risultano comunque più basse nelle tre spiagge poste geograficamente più a sud (Cervia, Cesenatico, Cesenatico sud) rispetto a quelle poste più a nord (Lido di Dante, Bellocchio, Lido di Spina). A lido di Spina la similarità media risulta relativamente alta (68,88 %) ed è data principalmente dal contributo della specie di bivalve *Lentidium mediterraneum* e dagli anfipodi del genere *Bathyporeia*. Similmente, anche a lido di Dante la similarità è elevatissima (81,32 %) ed è data in massima parte dal piccolo bivalve *L. mediterraneum*. A Bellocchio, invece, la similarità media all'interno della spiaggia è minore rispetto ai due siti precedenti (55,21 %), con un maggior contributo del polichete *Polydora sp.* e del bivalve *Mytilus galloprovincialis*. Nel caso di Cervia, la similarità è decisamente meno elevata (40,44 %), ed è dovuta al polichete *Scolelepis squamata* e, ancora una volta, a *L.*

mediterraneum. Anche a Cesenatico sud, pur avendo un valore di similarità media relativamente basso (41%), la specie che fornisce maggior contributo alla similarità-intra, seppur in misura minore, continua ad essere *Lentidium mediterraneum*, seguito dai *Policheti spp.* e dal bivalve *Donax semistriatus*. Infine Cesenatico, pur mantenendo una similarità media piuttosto bassa (46 %), è caratterizzato dalla presenza soprattutto di *S. squamata*, insieme a *L. mediterraneum*.

Dall'insieme di queste prime analisi, appare evidente come in quasi tutti i siti il piccolo bivalve *Lentidium mediterraneum* sia estremamente abbondante e che, di conseguenza, tutti i risultati risultano condizionati dalla sua dominanza. La specie, pur presentando un'elevata variabilità spaziale sia a piccola che a media scala, tende a mascherare l'eventuale contributo alle differenze tra transetti da parte delle altre specie presenti. L'analisi dei dati è stata quindi svolta nuovamente dopo aver eliminato *L. mediterraneum* dalla matrice iniziale (Bertasi *et al.*, 2007), al fine di cercare di evidenziare meglio i *pattern* della struttura delle comunità residenti e le specie che li determinano.

Dall'istogramma sotto riportato (Fig. 21) si evince come, eliminando *Lentidium mediterraneum*, valori elevati di abbondanza permangono soltanto a Bellocchio, dove l'abbondanza resta più o meno invariata (Fig. 18). Nonostante non possano essere evidenziati a causa del diverso ordine di grandezza dell'ordinata, i risultati ottenuti a lido di Spina, lido di Dante, Cervia, Cesenatico e Cesenatico sud risultano ora equiparabili in termini di densità; l'elevata differenza che caratterizzava prima lido di Dante scompare e il *pattern* delle sue abbondanze diventa simile a quello delle altre spiagge.

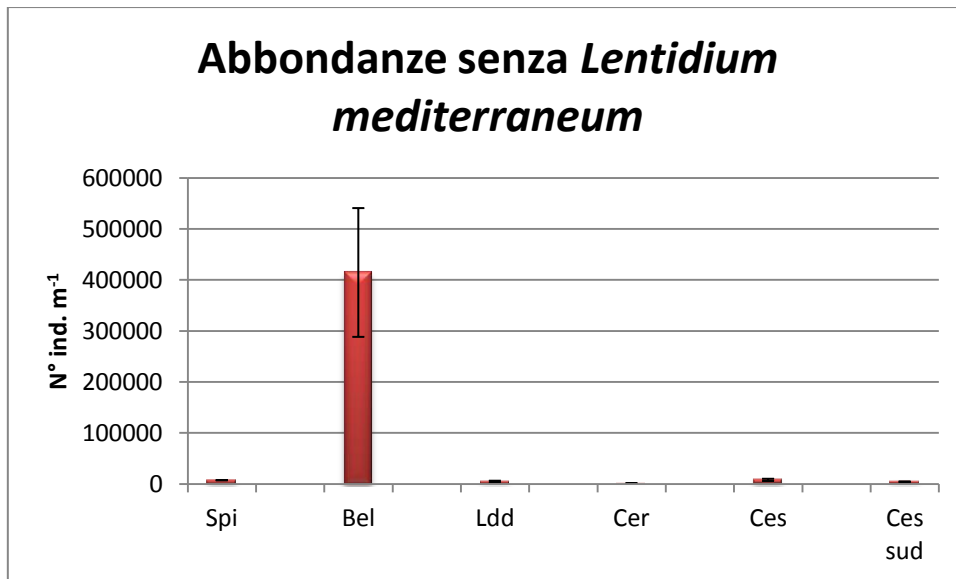


Figura 21: Valori di abbondanza m^{-3} lineare ($n \pm e.s.$: numero di transetti) per ciascun sito considerato, omettendo le abbondanze di *L. mediterraneum* Spi=Lido di Spina ($n=3$), Bel=Bellocchio ($n=6$), Ldd=Lido di Dante ($n=6$), Cer=Cervia ($n=6$), Ces=Cesenatico ($n=6$), Ces sud=Cesenatico sud($n=6$).

Allo stesso modo, anche l'indice di diversità di Shannon H' è stato ricalcolato senza *L. mediterraneum* (Fig. 22). Ancora una volta, rispetto alla situazione precedente, eliminando la specie e rimuovendo così la sua dominanza, si ottiene un deciso aumento della diversità a lido di Dante, e in parte a lido di Spina. A Cesenatico e a Cesenatico sud i valori di diversità non subiscono grossi cambiamenti, così come a Bellocchio, vista la minore presenza del bivalve in tali siti (Fig. 19).

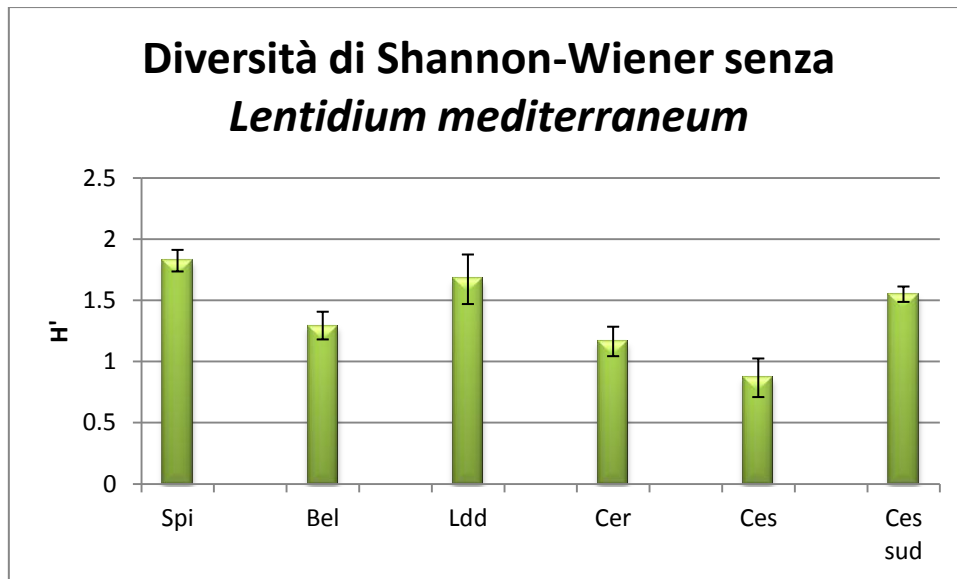


Figura 22: Valori medi dell'indice di diversità di Shannon ($n \pm e.s.$: numero di transetti) per ciascun sito considerato, omettendo le abbondanze di *L. mediterraneum*. Spi=Lido di Spina ($n=3$), Bel=Belloccchio ($n=6$), Ldd=Lido di Dante ($n=6$), Cer=Cervia ($n=6$), Ces=Cesenatico ($n=6$), Ces sud=Cesenatico sud ($n=6$).

I risultati dell' ANOVA (Tab. 10) evidenziano nuovamente differenze significative per il fattore sito.

Tabella 10: Risultati dell'ANOVA per le abbondanze m^{-1} (N) e per la diversità di Shannon-Wiener (H') omettendo *L. mediterraneum*. SI=Sito.

source	df	N			H'		
		MS	Peudo-F	P(MC)	MS	Peudo-F	P(MC)
SI	5	5.16E+10	4.5025	0.0011	0.55397	5.1232	0.0014
Res	27	1.15E+10			0.10813		

Eliminando *Lentidium mediterraneum*, cambiano anche le differenze fra i siti confrontati a coppie (Tab. 11), sia per le abbondanze che per la diversità senza però chiari *pattern* di distribuzione.

Tabella 11: Matrici triangolari con riportati i valori di probabilità per le due variabili considerate e per ciascun confronto a coppie tra le spiagge, omettendo le abbondanze di *L. mediterraneum*. Spi=Spina, Bel=Belloccchio, Ldd=Lido di Dante, Cer=Cervia, Ces=Cesenatico, Ces sud=Cesenatico sud.

N	Spi	Bel	Ldd	Cer	Ces
Spi					
Bel	0.1321				
Ldd	0.0843	0.0246			
Cer	0.0004	0.0279	0.0742		
Ces	0.0432	0.0246	0.0042	0.0084	
Ces sud	0.0064	0.0269	0.0614	0.0807	0.0061

H'	Spi	Bel	Ldd	Cer	Ces
Spi					
Bel	0.0208				
Ldd	0.4803	0.2171			
Cer	0.0123	0.6189	0.124		
Ces	0.0045	0.0583	0.0171	0.1312	
Ces sud	0.0609	0.0623	0.8779	0.0288	0.0028

Il plot nMDS (Fig. 23), ottenuto dai dati di tutta la comunità macrobentonica senza *Lentidium mediterraneum*, mostra una maggiore separazione dei punti-campione delle varie spiagge, soprattutto nei due gruppi che prima mostravano sovrapposizione.

senza *Lentidium mediterraneum*

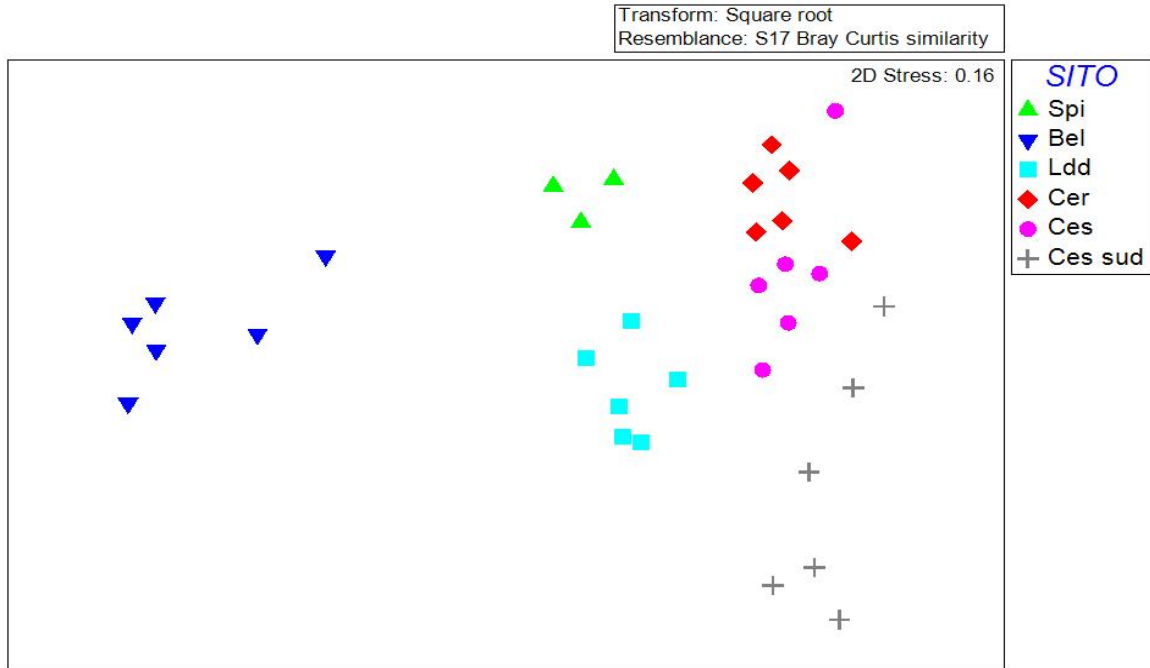


Figura 23: Non metric MDS plot costruito tramite indice di Bray-Curtis calcolato sui dati di abbondanza m^{-1} lineare della macrofauna trasformati con radice quadrata, senza *L. mediterraneum*. Ciascun simbolo rappresenta una replica (transetto) relativa al sito considerato. Spi=Spina, Bel=Bellocchio, Ldd=Lido di Dante, Cer= Cervia, Ces=Cesenatico, Ces sud=Cesenatico sud.

Anche in questo caso, quanto rivelato dal plot viene confermato dall'analisi della PERMANOVA (Tab. 12) che evidenzia un valore di P altamente significativo per il fattore sito, con differenze molto elevate tra tutte le spiagge (Tab. 13).

Tabella 12: Risultati della PERMANOVA condotta sui dati della macrofauna senza *L. mediterraneum* dei sei siti indagati. SI=Sito.

Source	df	MS	Pseudo-F	P(MC)
SI	5	14344	9.9246	0.0001
Res	27	1445.2		

Tabella 13: Matrice triangolare con riportati i valori di probabilità per ciascun confronto a coppie tra le spiagge, senza *L. mediterraneum*. Spi=Spina, Bel=Bellocchio, Ldd=Lido di Dante, Cer=Cervia, Ces=Cesenatico, Ces sud=Cesenatico sud.

	Spi	Bel	Ldd	Cer	Ces
Spi					
Bel	0.0006				
Ldd	0.0037	0.0001			
Cer	0.0013	0.0002	0.0001		
Ces	0.002	0.0002	0.0004	0.0013	
Ces sud	0.0034	0.0001	0.0004	0.0008	0.0016

Anche l'analisi SIMPER effettuata dopo l'eliminazione di *Lentidium mediterraneum* mostra notevoli differenze nelle similarità medie dei siti indagati.

A lido di Spina la similarità media si abbassa sensibilmente senza *L. mediterraneum* (61,63 %). La sua eliminazione permette di mettere in evidenza l'importante contributo di specie quali quelle appartenenti al genere *Bathyporeia*, *Scolelepis squamata* ed *Eurydice spinigera*. A Bellocchio la similarità rimane relativamente alta anche dopo l'eliminazione (52,87 %), in quanto evidentemente sono altre le specie che concorrono maggiormente a determinare la similarità dei campioni in tale spiaggia, come *Polydora* e *Mytilus galloprovincialis*, il cui contributo si alza sensibilmente. A lido di Dante invece la similarità media cambia radicalmente (dall'81 al 48,96 %); a conferma della totale dominanza del *L. mediterraneum* in questo sito. Infatti, dopo la sua rimozione si evidenzia l'importanza di specie quali l'isopode *Eurydice spinigera* ed il polichete *Scolelepis squamata*. A Cervia, invece, la similarità aumenta (51,02 %); ciò è probabilmente dovuto al fatto che non in tutti i campioni (transetti) il bivalve era presente, e, infatti, l'abbondanza e la diversità di specie rimangono quasi invariati anche dopo la sua eliminazione. La specie che dà maggior contributo alla similarità-intra rimane *Scolelepis squamata* e ad essa si aggiungono i Turbellari. All'interno di Cesenatico la similarità con e senza *L. mediterraneum* rimane circa la stessa (46,77 %), ma anche qui, come a Cervia, si evidenzia il forte contributo di *Scolelepis squamata*. Infine, a Cesenatico sud la similarità diminuisce (33,97 %), e la comunità è composta per lo più dai Policheti, seguiti dal bivalve *Donax semistriatus*.

Per quanto riguarda invece il confronto tra le comunità caratterizzanti le spiagge oggetto di studio, l'analisi SIMPER effettuata fra tutte le coppie restituisce i valori di dissimilarità media tra i vari gruppi e individua le principali specie a cui sono imputabili le differenze osservate tra i siti (Tab. 14). Anche in questo caso, l'analisi è stata ripetuta eliminando *Lentidium mediterraneum* dalla matrice (Tab. 15). Di nuovo, i risultati di dettaglio sono riportati in appendice.

Tabella 14: Matrice triangolare con riportati i valori di dissimilarità media percentuale per ciascun confronto a coppie tra le spiagge. Spi=Spina, Bel=Belloccchio, Ldd=Lido di Dante, Cer=Cervia, Ces=Cesenatico, Ces sud=Cesenatico sud.

	Spi	Bel	Ldd	Cer	Ces
Spi					
Bel	78.17				
Ldd	49.18	81.7			
Cer	71.87	90.87	82.71		
Ces	75.66	92.01	85.23	66.43	
Ces sud	87.98	95.17	90.16	78.53	73.99

Tabella 15: Matrice triangolare con riportati i valori di dissimilarità media percentuale per ciascun confronto a coppie tra le spiagge, omettendo *L. mediterraneum*. Spi=Spina, Bel=Belloccchio, Ldd=Lido di Dante, Cer=Cervia, Ces=Cesenatico, Ces sud=Cesenatico sud.

	Spi	Bel	Ldd	Cer	Ces
Spi					
Bel	92.87				
Ldd	72	95.14			
Cer	80.9	97.85	82.74		
Ces	80.16	97.54	82.52	68.99	
Ces sud	92.69	98.42	84.63	83.31	81.32

Come era prevedibile, appurata la sua estrema abbondanza e la sua presenza in quasi tutti i siti (escluso il caso di Belloccchio, dove *L. mediterraneum* è praticamente assente), eliminando il bivalve la dissimilarità media tra le spiagge aumenta per tutti i confronti, poiché le differenze in composizione e struttura delle comunità ora non sono più mascherate. Fanno eccezione i confronti tra la comunità di Lido di Dante e quelle dei lidi sud: Cervia, dove la dissimilarità resta invariata, e Cesenatico e Cesenatico sud, dove la

dissimilarità addirittura diminuisce. In questi casi probabilmente *L. mediterraneum*, presentando una marcata sproporzione tra le basse densità nei lidi meridionali e quelle elevatissime di lido di Dante, rappresentava una fonte di marcata differenza tra tali spiagge.

In riferimento ai risultati del SIMPER ottenuti sulle matrici senza *L. mediterraneum*, in generale si nota come le dissimilarità maggiori si evidenziano tra Bellocchio e tutte le altre spiagge, con valori quasi ovunque maggiori del 90%; tali differenze sono dovute alla elevata presenza a Bellocchio di taxa come *Polydora* e *Mytilus galloprovincialis*, quasi totalmente assenti nelle comunità delle altre spiagge. Ciò sottolinea la diversità nella composizione specifica che contraddistingue questo particolare sito. Altro valore di dissimilarità molto elevato (> 90%) è stato ottenuto tra lido di Spina e Cesenatico sud, imputabile principalmente agli anfipodi del genere *Bathyporeia* e ai Nemertini, assenti a Cesenatico sud. Tali taxa sono anche i maggiori responsabili delle dissimilarità ottenute tra lido di Spina e le spiagge di lido di Dante, Cervia e Cesenatico, siti in cui risulta importante il contributo anche di *Scolecopsis squamata*. Nel caso di Lido di Dante, risulta essere la cospicua abbondanza di *Eurydice spinigera* e di *Scolecopsis squamata* a rendere il sito differente, in termini di struttura di comunità, dalle altre spiagge. Cervia, oltre che per le differenze menzionate, presenta le minori dissimilarità con Cesenatico, dove risultano maggiormente presenti *S. squamata* e i Turbellari; e le maggiori dissimilarità, oltre che con Bellocchio, anche con Cesenatico sud, per minore presenza di Policheti e di *Donax semistriatus*. Infine, per quanto riguarda il confronto Cesenatico e Cesenatico sud, tali spiagge si differenziano per la maggiore presenza, a Cesenatico, di *S. squamata* e per la minore abbondanza di Policheti.

4.2 Analisi delle variabili ambientali

Le comunità bentoniche, in termini di distribuzione, abbondanza e composizione specifica, risentono fortemente delle caratteristiche fisico-chimiche del sedimento, le quali possono cambiare sia all'interno che tra le spiagge. Al fine di valutare le relazioni tra la componente biotica e abiotica e di individuare l'eventuale presenza di gradienti ambientali tra i siti indagati, sono state svolte analisi univariate e multivariate anche su alcune variabili ambientali registrate.

Le analisi sono state condotte sui principali descrittori del sedimento (TOM, frazione residua conchigliare o *shell debris*, mediana granulometrica e classazione). I risultati sono riportati nei grafici che seguono e sono stati analizzati mediante ANOVA e tecniche di ordinamento.

La classazione, come misura della eterogeneità della taglia granulometrica, è considerata ancor più della mediana un indice della severità del regime idrodinamico che agisce sul sedimento, e un fattore determinante nel condizionare la distribuzione della macrofauna. Anche la frazione conchigliare residua, oltre a dare informazioni sull'idrodinamismo delle spiagge, può aiutare a spiegare la distribuzione della componente bentonica, a causa dell'alterazione della tessitura del sedimento e della sua eterogeneità.

Gli istogrammi presentati riportano i valori medi calcolati per ogni sito, insieme ai rispettivi errori standard.

Per quanto riguarda la granulometria del sedimento (Fig. 24), Lido di Spina, Cervia, Cesenatico e Cesenatico sud, presentano valori di mediana (2-3 ϕ) corrispondenti ad un sedimento di sabbia fine, come si rinviene per nella maggior parte delle spiagge della riviera romagnola. I valori di mediana registrati a Bellocchio, invece, sono molto più elevati, compresi tra 3-4 ϕ e in alcuni campioni anche maggiori di 4 ϕ . Questa spiaggia, quindi, è caratterizzata da un sedimento composto di sabbia molto fine e di silt. Il valore più basso di mediana (1,66 ϕ) si è stato registrato a Lido di Dante che si caratterizza pertanto per un sedimento di sabbia media (1-2 ϕ).

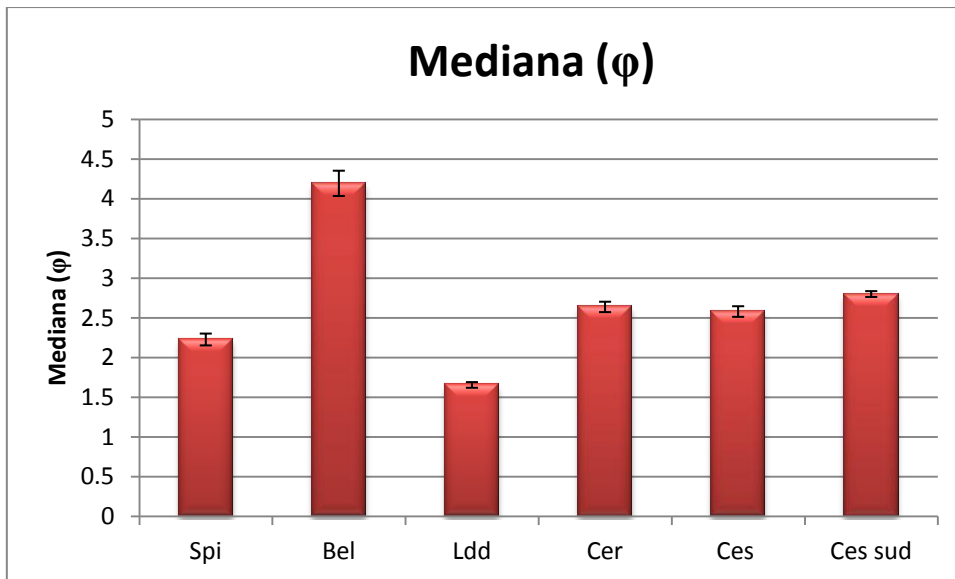


Figura 24: Istogramma dei valori medi di mediana granulometria (ϕ) mediati per ciascun sito indagato ($n \pm e.s.$: numero di transetti) Spi=Spina ($n=3$), Bel=Bellocchio ($n=6$), Ldd=Lido di Dante ($n=6$), Cer= Cervia ($n=6$), Ces= Cesenatico ($n=6$), Ces sud= Cesenatico sud ($n=6$).

Anche i valori di classazione (Fig. 25), riferiti alla scala di Wentworth, mostrano come i valori maggiori si riscontrino a Bellocchio, che presenta un sedimento che a seconda dei transetti, va dal “poco classato” al “molto poco classato” (1-2,5 ϕ). A lido di Dante troviamo un sedimento tra il “moderatamente classato” (0,71- 1 ϕ) e il “moderatamente ben classato” (0,50- 0,71 ϕ) ; mentre a lido di Spina, Cervia, Cesenatico e Cesenatico sud il sedimento sabbioso risulta tra il “moderatamente ben classato” (0,50-0,71) e il “ben classato” (0,35-0,50).

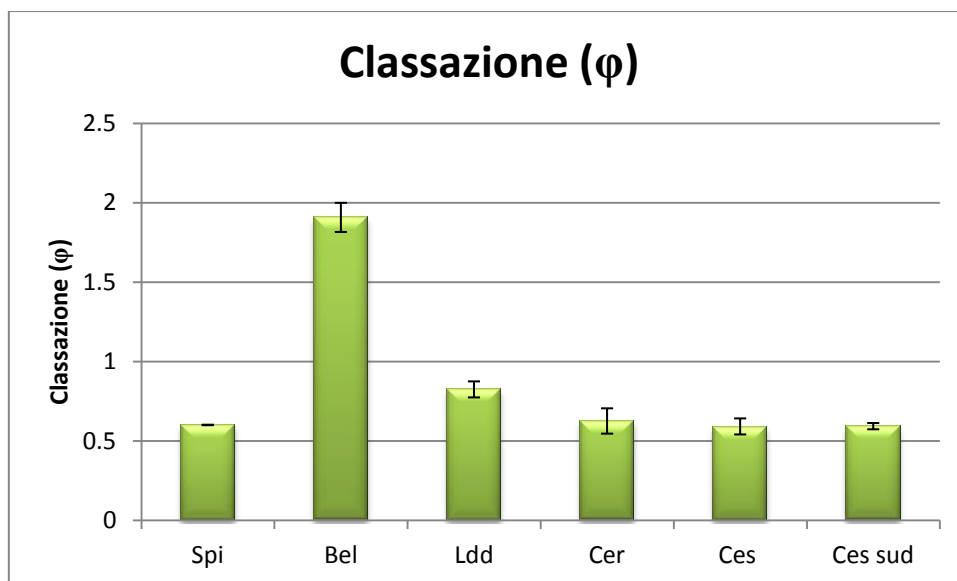


Figura 25: Istogramma dei valori medi di classazione (ϕ) mediati per ciascun sito indagato ($n \pm e.s.$: numero di transetti). Spi=Spina ($n=3$), Bel=Bellocchio ($n=6$), Ldd=Lido di Dante ($n=6$), Cer= Cervia ($n=6$), Ces= Cesenatico ($n=6$), Ces sud= Cesenatico sud ($n=6$).

Per quanto riguarda il contenuto di materia organica totale (Fig. 26), i valori medi percentuali sono ovunque piuttosto bassi (< 2 % quasi ovunque), eccetto che a Bellocchio, dove in alcuni campioni provenienti da particolari transetti viene superato il valore dell'8%. Tale risultato è probabilmente dovuto alla composizione del sedimento, caratterizzato, come evidenziato dai valori di mediana e di classazione, da un substrato misto di sabbia e argilla.

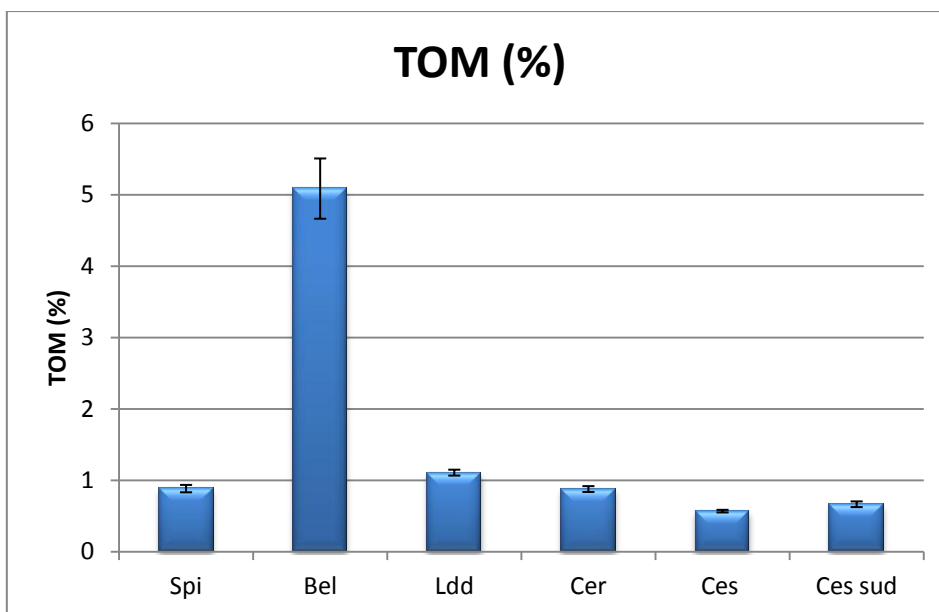


Figura 26: Istogramma dei valori medi di TOM (%) mediati per ciascun sito indagato ($n \pm e.s.$: numero di transetti). Spi=Spina ($n=3$), Bel=Bellocchio ($n=6$), Ldd=Lido di Dante ($n=6$), Cer= Cervia ($n=6$), Ces= Cesenatico ($n=6$), Ces sud= Cesenatico sud ($n=6$).

Infine, per quanto riguarda il peso in grammi del capulerio (*shell debris*), esso risulta decisamente maggiore a lido di Dante e a Cervia, seppur con una accentuata variabilità tra i transetti. A lido di Spina, Bellocchio, Cesenatico sud e in parte Cesenatico, i valori sono più bassi (Fig. 27).

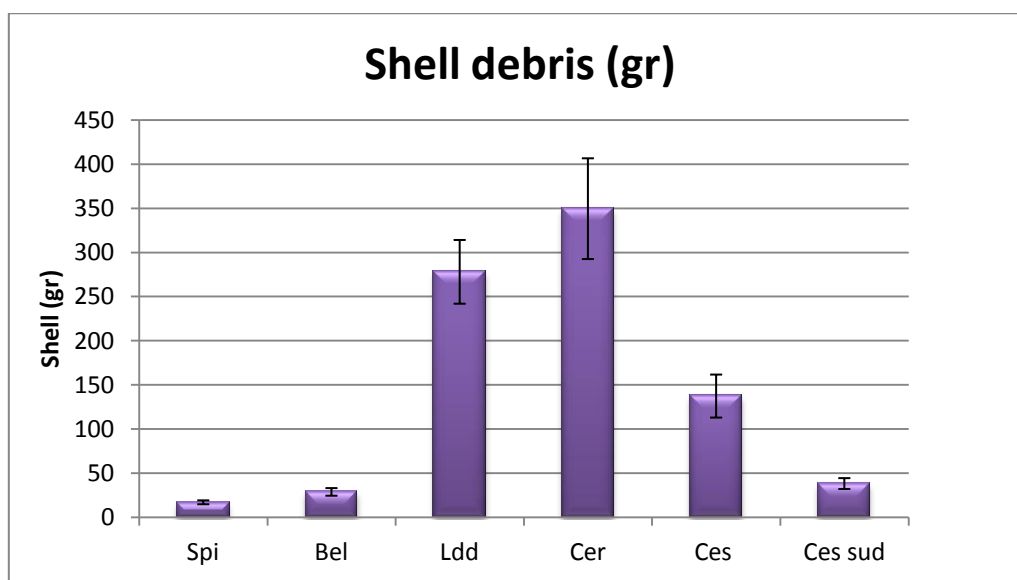


Figura 27: Istogramma dei valori medi di shell debris (gr) mediati per ciascun sito indagato ($n \pm e.s.$: numero di transetti). Spi=Spina ($n=3$), Bel=Bellocchio ($n=6$), Ldd=Lido di Dante ($n=6$), Cer= Cervia ($n=6$), Ces= Cesenatico ($n=6$), Ces sud= Cesenatico sud ($n=6$).

In tabella (Tab. 16) sono riportati i risultati dell'ANOVA effettuata su tutti i descrittori abiotici sopra descritti. Tutte le variabili sono risultate significativamente differenti per il fattore sito.

Tabella 16: Risultati dell'ANOVA per ogni variabile abiotica e per il fattore SI=Sito.

Source	df	TOM			Mediana			Classazione			Shell		
		MS	Pseudo-F	P(MC)	MS	Pseudo-F	P(MC)	MS	Pseudo-F	P(MC)	MS	Pseudo-F	P(MC)
SI	5	18.288	16.679	0.0001	4.1501	105.88	0.0001	1.5261	27.337	0.0001	1.11E+05	13.848	0.0001
Res	27	1.0964			3.92E-02			5.58E-02			8011.5		

Di seguito (Tab. 17) sono riportati i confronti a posteriori per ciascuna variabile indagata. Per quanto riguarda il contenuto in materia organica, le uniche due spiagge che non differiscono sono Spina-Cervia. Le differenze nei valori di mediana granulometrica sono tutte significative eccetto che per i confronti Cervia-Cesenatico e Cervia-Cesenatico sud. Passando ai risultati relativi alla classazione, in generale si evidenziano differenze altamente significative nei confronti che coinvolgono Bellocchio. Infine, per ciò che concerne i valori di peso della quantità di *shell debris*, i confronti delle coppie lido di Spina-Bellocchio, lido di Spina-Cesenatico, Bellocchio-Cesenatico sud e lido di Dante-Cervia risultano non significativamente differenti.

Tabella 17: Matrici triangolari con riportati i valori di probabilità, per ciascun confronto a coppie tra le spiagge, per ciascuna delle quattro variabili considerate. Spi=Spina, Bel=Bellocchio, Ldd=Lido di Dante, Cer=Cervia, Ces=Cesenatico, Ces sud=Cesenatico sud.

TOM					
	Spi	Bel	Ldd	Cer	Ces
Spi					
Bel	0.0223				
Ldd	0.0003	0.0022			
Cer	0.484	0.002	0.0006		
Ces	0.0001	0.0013	0.0001	0.0001	
Ces sud	0.0326	0.0011	0.0001	0.0282	0.0463

Mediana					
	Spi	Bel	Ldd	Cer	Ces
Spi					
Bel	0.0001				
Ldd	0.0016	0.0001			
Cer	0.0192	0.0001	0.0001		
Ces	0.0294	0.0001	0.0001	0.574	
Ces sud	0.0011	0.0001	0.0001	0.0814	0.0178

Classazione					
	Spi	Bel	Ldd	Cer	Ces
Spi					
Bel	0.0012				
Ldd	0.1917	0.0005			
Cer	0.9302	0.0002	0.1264		
Ces	0.7347	0.0001	0.1872	0.7833	
Ces sud	0.0043	0.0001	0.1619	0.4864	0.7547

Shell					
	Spi	Bel	Ldd	Cer	Ces
Spi					
Bel	0.4271				
Ldd	0.0015	0.0004			
Cer	0.0112	0.0004	0.3653		
Ces	0.0696	0.0203	0.0246	0.0191	
Ces sud	0.0324	0.414	0.0001	0.0007	0.0302

Per valutare il grado di similarità reciproca dei siti indagati per ciò che concerne le caratteristiche abiotiche, è stata condotta una PCA (*Principal component analysis*) relativa alle variabili sopra considerate (Fig. 28). I dati sono stati normalizzati per ovviare al problema delle differenti unità di misura (Clarke, 1993). I primi due assi PC1 e PC2

spiegano, insieme, l'85,8% della varianza totale (rispettivamente il PC1 il 59,1 % e il PC2 il 26,7 %).

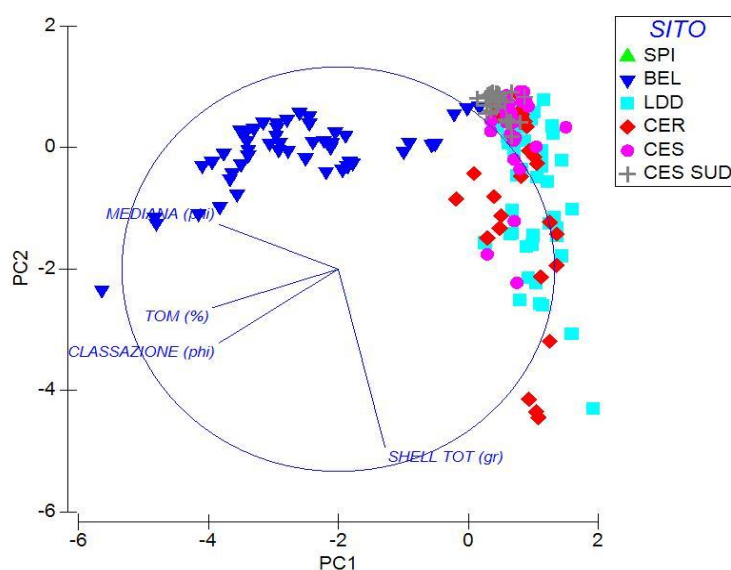


Figura 28: Plot della PCA condotta sui dati delle variabili abiotiche di ciascuna replica nei sei siti indagati.
Spi=Spina, Bel=Bellocchio, Ldd=Lido di Dante, Cer=Cervia, Ces=Cesenatico, Ces sud=Cesenatico sud.

La variabilità lungo il primo asse (PC1) è spiegata da sinistra verso destra da una diminuzione della *TOM (%)* e dei valori di *classazione* (ϕ) e *mediana* (ϕ), indicando per tutte le spiagge, eccetto che per Bellocchio, la presenza di sedimento poco ricco in materia organica e piuttosto ben classato.

La variabilità lungo il secondo asse (PC2) è spiegata dal basso verso l'alto da una diminuzione dei valori di *shell debris*.

L'analisi del plot non evidenzia una netta distinzione fra i punti-campione dei sei diversi siti, eccetto che per Bellocchio, che rimane distante e separato dagli altri, costituendo un sito a sé. Tra le altre spiagge, lido di Dante e Cervia risultano quelle meno aggregate.

Data la peculiarità del sito di Bellocchio, per poter evidenziare meglio il pattern di distribuzione dei punti-campione l'analisi è stata nuovamente condotta eliminando tale spiaggia dalla matrice originale (Fig. 29).

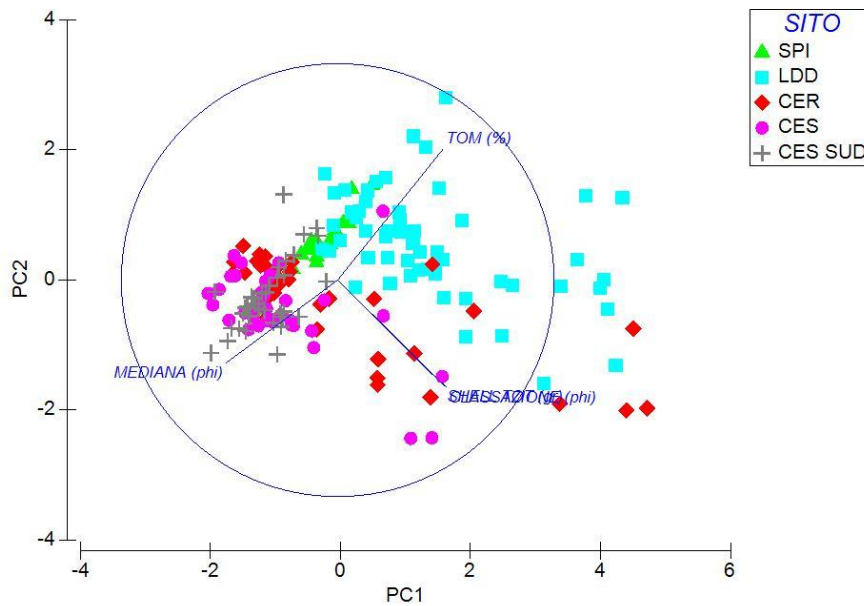


Figura 29: Plot della PCA condotta sui dati delle variabili abiotiche di ciascuna replica nei siti indagati omettendo il sito di Bellocchio. Spi=Spina, Ldd=Lido di Dante, Cer=Cervia, Ces=Cesenatico, Ces sud=Cesenatico sud.

In figura è mostrato il plot della PCA condotta sui dati normalizzati delle variabili prese in esame. I primi due assi (PC1 e PC2) spiegano il 76,7 % della varianza totale (rispettivamente il 59,2 % il PC1 e il 17,5 % il PC2).

La varianza lungo il primo asse (PC1) è spiegata da sinistra verso destra da una diminuzione dei valori di *mediana (phi)* e da un aumento di quelli di *classazione (phi)*. Ciò si traduce nella presenza di un sedimento più grossolano, soprattutto a lido di Dante e, in parte, a Cervia.

La variabilità lungo il secondo asse (PC2) viene spiegata invece dal basso verso l'alto da un aumento dei valori di *TOM (%)*.

E' ancora ben evidente la sovrapposizione dei punti campione di Cesenatico, Cesenatico sud, Cervia e in parte lido di Spina, che sono tutti caratterizzati da valori più alti di mediana e quindi costituiti da sedimento più fine. Tuttavia a Cervia i punti-campione risultano più dispersi con valori di mediana anche più bassi: sembra che Cervia si trovi in una posizione intermedia rispetto alle altre spiagge in quanto presenta sia sedimento fine sia sedimento più grossolano, al pari di lido di Dante, dove il sedimento è ancor più "grossolano" e presenta una maggiore percentuale di sostanza organica.

4.3 Relazione tra morfodinamica delle spiagge e popolamenti bentonici

Le caratteristiche fisiche e morfodinamiche dei siti indagati sono riassunte in Tabella 18, dove sono riportate le medie e i rispettivi errori standard di lunghezza dell'intertidale della spiaggia (L), pendenza (*slope*, riportata come 1/S) e indice BDI, che definisce lo stato morfologico di una spiaggia in relazione all'idrodinamismo.

Tabella 18: Valori medi ($n \pm e.s.$: numero di transetti) di lunghezza, pendenza e BDI in ciascuno dei sei siti indagati.

Spiagge	L		1/S		BDI	
	media	$\pm e.s.$	media	$\pm e.s.$	media	$\pm e.s.$
Lido di Spina	14.67	0.34	24.45	0.57	119.69	5.43
Bellocchio	17.43	0.69	24.07	2.11	634.73	85.77
Lido di Dante	18.85	0.37	28.23	0.68	93.20	3.08
Cervia	24.25	0.72	36.36	1.28	236.75	10.18
Cesenatico	16.68	1.21	23.33	1.51	146.59	10.82
Cesenatico sud	46.40	5.36	77.34	8.94	567.02	68.18

Tutti e sei i siti analizzati si inseriscono in un generale contesto di dissipatività, in conformità con quanto noto per tutte le spiagge nord - Adriatiche; ma all'interno di tale contesto possono essere individuati valori che più o meno si discostano da quelli che caratterizzano i più tipici profili dissipativi. Riguardo la lunghezza della zona intertidale, questa varia da 14,67 m a 46,40 m rispettivamente a Lido di Spina e Cesenatico sud. I valori di BDI, invece presentano i massimi e i minimi rispettivamente a Bellocchio (634,73) e a Lido di Dante (93,20), essendo determinati sia dalla pendenza della spiaggia che dalla granulometria. Le altre spiagge si pongono fra questi estremi, passando da Cesenatico sud, a Cervia fino a Cesenatico e lido di Spina.

Per esplorare la relazione tra le variabili biotiche (numero di individui al m^{-1} , numero di taxa e diversità di Shannon) e alcune di abiotiche sono stati costruiti diagrammi di dispersione e indagati i risultati delle regressioni lineari (Fig. 30).

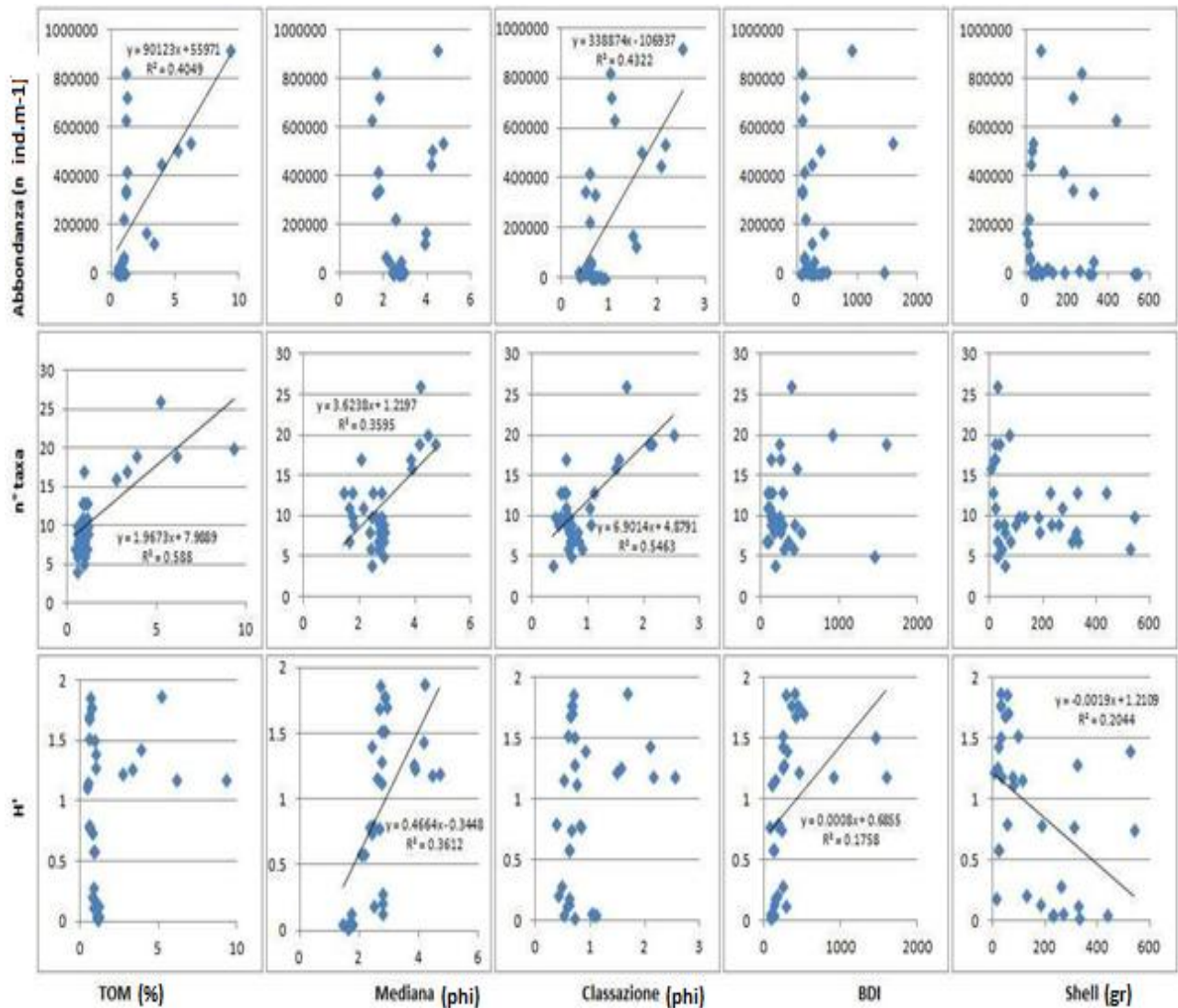


Figura 30: Grafici a dispersione, con annesse linee di regressione, dei parametri biotici delle comunità macrofaunali (abbondanza m^{-1} , numero di specie, indice di diversità di Shannon-Wiener) con la TOM(%), la mediana granulometrica (ϕ), la classazione (ϕ), l'indice BDI e lo shell (gr).

Le analisi effettuate fra la variabile dipendente abbondanza (ind. m^{-1}), e le variabili indipendenti (Fig. 30), mostrano una correlazione positiva con il contenuto percentuale di materia organica e con la classazione. La correlazione con la mediana granulometrica la si ottiene solo dopo aver effettuato la trasformazione logaritmica dell'abbondanza (Fig. 31).

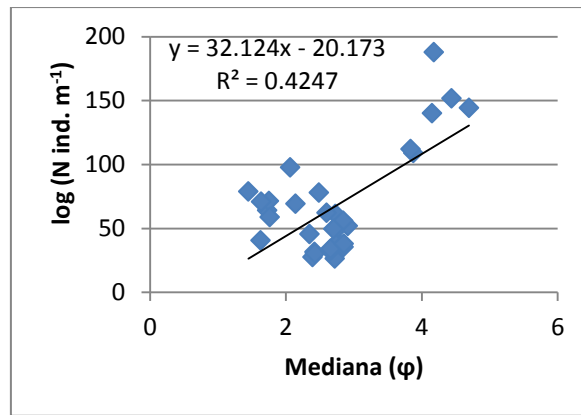


Figura 31: Grafico a dispersione, con annessa linea di regressione, del logaritmo dell'abbondanza m^{-1} con la mediana granulometrica (ϕ).

Per quanto riguarda invece il numero di taxa (Fig. 30), esso presenta una correlazione marcata con variabili del substrato come materia organica, mediana e classazione, confermando, in linea con gli altri studi, l'importante ruolo delle caratteristiche chimico-fisiche del sedimento nel condizionare la presenza delle specie.

Infine, il valore di diversità di Shannon (Fig. 30) sembra aumentare in relazione all'aumento del valore dell'indice BDI (grado di dissipatività), seppur presentando un coefficiente di regressione piuttosto basso, e della mediana (sedimento più fine); al contrario, è evidente una relazione negativa con la quantità di *shell debris*; infatti all'aumentare di quest'ultimo si assiste a una diminuzione del valore di diversità.

Contrariamente a quanto dimostrato da altri studi, non sembra esserci una relazione né dell'abbondanza né del numero di taxa con il BDI (Fig. 30), nemmeno dopo aver effettuato la trasformazione logaritmica dei dati (Fig. 32). L'analisi condotta fra le abbondanze, dopo sottrazione delle densità di *Lentidium mediterraneum*, e il BDI mostra un valore del coefficiente di regressione un po' più elevato (Fig. 32).

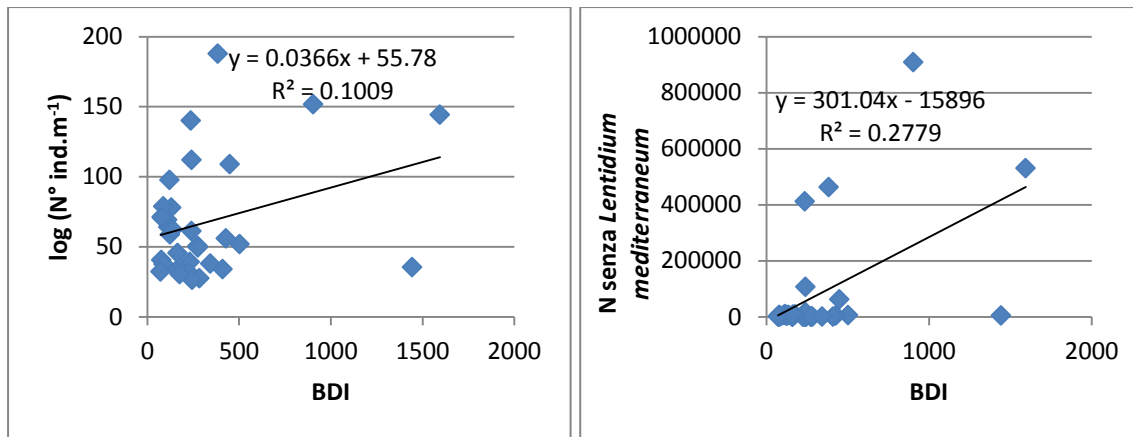


Figura 32: Grafici a dispersione, con annesse linee di regressione, dei parametri biotici (logartimo dell'abbondanza m^{-1} , N senza L. mediterraneum) con l'indice BDI.

Inoltre, quando si va ad analizzare la relazione fra le abbondanze di *L. mediterraneum* e lo shell debris si ottiene una relazione positiva, anche se il coefficiente di regressione è relativamente basso. La relazione esistente tra le due variabili può essere dovuta al fatto che, come dimostrato in altri studi (Gomoiou, 1968; Massé, 1971), *L. mediterraneum*, al pari dei frammenti conghigliari residui, si comporta come questi, lasciandosi trasportare passivamente del moto ondoso. Eliminando il bivalve, invece, sembra rendersi evidente una relazione negativa tra il logaritmo delle abbondanze e il capulerio (Fig. 33).

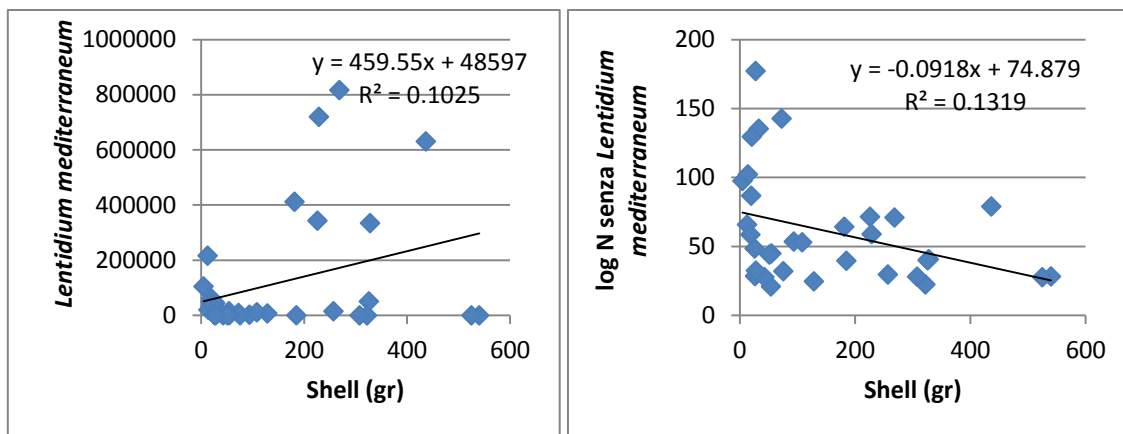


Figura 33: Grafici a dispersione, con annesse linee di regressione rispettivamente dell'abbondanza di *L. mediterraneum* e del logaritmo dell'abbondanze m^{-1} senza *L. mediterraneum* con lo shell (gr).

Le variabili ambientali sono state in seguito utilizzate per calcolare la correlazione con le variabili biotiche, mediante la procedura BIO-ENV (Tab. 19). Questa analisi ha evidenziato che la combinazione di variabili ambientali che meglio spiega il *pattern* di comunità osservato nei sei siti è data da TOM (%) e Mediana (ϕ); con un valore di correlazione molto alto e pari a $\rho_s=0,62$ ($p < 0.01$). In generale ci sono buoni valori di ρ_s per tutte le correlazioni, il che sottolinea la complessità dei sistemi, in cui tutte le variabili strutturali delle spiagge concorrono ad influenzare le comunità biotiche.

Tab. 19: Risultati del BIO-ENV

Variables	
1	log(TOM (%))
2	SHELL TOT (gr)
3	MEDIANA (ϕ)
4	log(L(m) intertidale)
5	BDI

Best results		
No.Vars	Corr.	Selection
2	0.62	1;3
3	0.588	1-3
1	0.57	3
3	0.565	1;3;5
4	0.564	1-4
1	0.561	1
3	0.55	1;3;4
2	0.547	1;5
2	0.539	1;2
4	0.529	1-3;5

Per rappresentare graficamente come tali variabili abiotiche dei diversi siti spiegano i *pattern* di comunità, viene riportato in Figura 34 l'nMDS costruito sovrapponendo ai punti-campione della componente macrobentonica (Fig. 20) i valori percentuali di $\log(TOM)$ e di *mediana* (ϕ), in forma di cerchi di raggio proporzionale all'entità dei valori stessi.

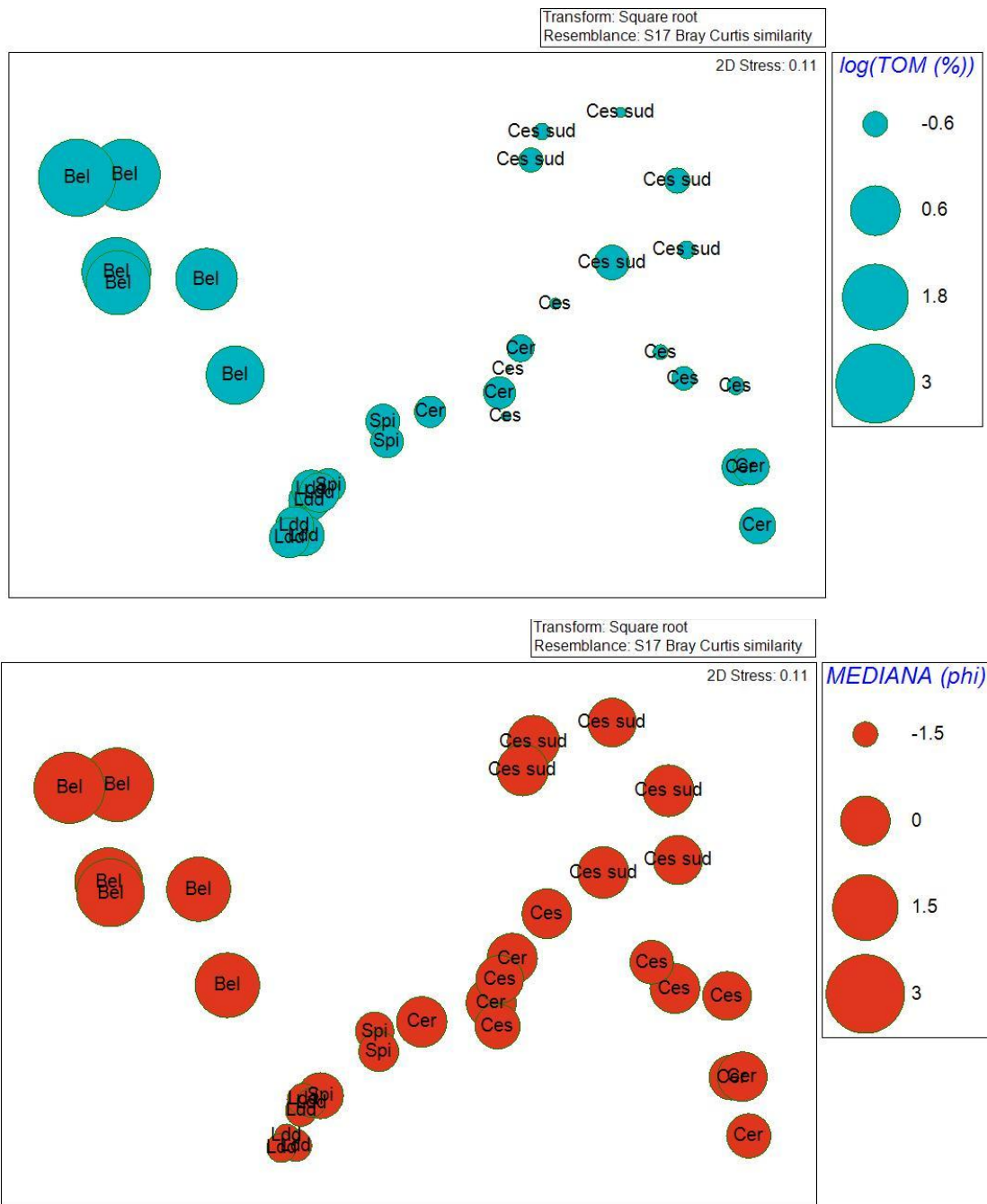


Figura 34: Plot MDS dei punti-campione della matrice di similarità della macrofauna con sovrapposti i valori percentuali di *log (TOM)* e di mediana granulometrica (ϕ). Spi=Spina; Bel=Bellocchio; Ldd=Lido di Dante; Cer=Cervia; Ces=Cesenatico; Ces sud=Cesenatico sud.

A Bellocchio la maggiore quantità di sostanza organica e il sedimento fine appaiono determinanti nella diversa strutturazione della comunità rispetto agli altri siti. D'altro canto, i maggiori valori di *TOM (%)* sono associati ai sedimenti fangosi come, appunto, quelli che caratterizzano i campioni di Bellocchio. Poiché la quantità di sostanza organica è direttamente dipendente dalla tessitura del sedimento, emerge come la granulometria del

sedimento sia la variabile che più direttamente determina le differenze osservate tra i popolamenti, sebbene a sua volta essa sia il risultato di un complesso gioco di forzanti geografiche e idrodinamiche che plasmano continuamente il profilo delle spiagge.

5. Discussione e conclusioni

Le spiagge sabbiose sono solitamente considerate degli ambienti controllati da forzanti fisiche, che possono essere descritti in termini di interazioni tra l'esposizione al moto ondoso, il range di marea e le caratteristiche del sedimento, fattori che nel loro insieme caratterizzano la morfodinamica di una spiaggia. La morfologia e il morfodinamismo delle spiagge, che possono a loro volta dipendere dagli interventi antropici, e l'interazione tra queste variabili fisiche e quelle biologiche sono state frequentemente analizzate per descrivere e classificare tali ambienti. McLachlan *et al.* (1993) avanzano l'ipotesi secondo cui le caratteristiche associate alle spiagge dissipative (ampia *surf zone*, sedimento fine e profilo più pianeggiante) permettono alla macrofauna di mantenersi abbondante e molto diversificata; come la spiaggia cambia verso condizioni più riflesse (ridotta *surf zone*, sedimento grossolano e pendenza più ripida) vengono escluse le specie più sensibili. Quindi, le comunità macrobentoniche sono solitamente collegate a cambiamenti nelle caratteristiche fisiche che si verificano lungo un gradiente morfodinamico di spiagge (Brazeiro, 2001); e questo trend è stato riscontrato per diversi tipi di spiagge e situazioni biogeografiche. Tuttavia, possono verificarsi deviazioni da questo *pattern* generale, riconducibili a effetti latitudinali, fattori geomorfologici, locali (disponibilità di cibo), biologici (competizione, predazione) e antropici.

Il presente lavoro di tesi ha permesso di confrontare la risposta delle comunità bentoniche intertidali all'assetto dei principali parametri ambientali di sei diverse spiagge poste lungo la costa Emiliano-Romagnola. Queste sono classificabili, seppur in diverso grado, come dissipative (“*intermediate*” sensu Short & Wright (1983)) e in un mare “microtidale”. Lo scopo dello studio è stato quello di analizzare la comunità di macrofauna, evidenziando eventuali cambiamenti nel numero di specie, nell'abbondanza di individui e nella struttura di comunità lungo un tratto di costa dove le spiagge sono caratterizzate da diversa morfodinamica, diverso grado di antropizzazione e diverso approccio gestionale contro i fenomeni erosivi. Per questi motivi, esse rappresentano di fatto differenti ecosistemi di spiaggia sabbiosa. Lido di Spina, Bellocchio e lido di Dante sono tutte spiagge caratterizzate da naturalità e assenza di interventi di gestione; per quanto riguarda le altre tre, Cesenatico e Cesenatico sud spiccano per l'elevata pressione antropica a cui sono sottoposte (costruzioni turistiche nell'immediato retro spiaggia, attività di *bulldozing*, presenza di porti nelle vicinanze) e si caratterizzano per la presenza di barriere artificiali.

Cervia, invece, occupa una posizione intermedia in quanto è sì soggetta a pratiche di *bulldozing* e a impatto turistico, ma è esente dalla presenza di strutture di difesa costiera.

Al fine di valutare la dinamica del sistema e la sua risposta globale a tali peculiari condizioni, sono stati prelevati dati sia per l'analisi dei descrittori dell'habitat sia per quella dei popolamenti macrobentonici. Nonostante lo studio sia limitato a poche aree, è stato possibile individuare dei trend nella risposta degli organismi alle diverse condizioni fisico-chimiche, morfodinamiche e gestionali. L'insieme dei risultati ha evidenziato maggiori o minori diversità tra i siti indagati.

Dal punto di vista abiotico, le statistiche hanno evidenziato delle differenze sostanziali nella composizione del sedimento, specie per i siti di lido di Dante e Bellocchio. Mentre infatti lido di Spina, Cesenatico e Cesenatico sud presentano un sedimento medio-fine e moderatamente ben classato, e rispecchiano, per tali motivi, le tipiche caratteristiche granulometriche delle spiagge che caratterizzano il litorale emiliano-romagnolo; viceversa, lido di Dante e Bellocchio si discostano da questa situazione tipica e presentano un sedimento rispettivamente più grossolano lido di Dante, e molto fine e argilloso Bellocchio. Cervia sembra porsi in una condizione intermedia, con un sedimento misto che va dal fine al grossolano.

La granulometria, insieme alla pendenza e all'ampiezza dell'intertidale, riveste un ruolo fondamentale nel determinare le condizioni di maggiore o minore dissipatività di una spiaggia. Nel caso delle spiagge prese in esame in questo studio, come per tutte quelle Nord-Adriatiche, abbiamo a che fare con conformazioni di spiagge dissipative. Emerge però da studi precedenti (Ymanaka *et al.*, 2010) che un non elevato range di escursione mareale non riesce a discriminare in modo univoco fra spiagge dissipative e riflesive. Quindi all'interno di questo contesto si possono distinguere diversi livelli di dissipatività dei siti indagati (Tab. 18): lido di Spina, Cesenatico e lido di Dante presentano un profilo più riflessivo, con elevata pendenza, minore lunghezza dell'area intertidale e valori di indice BDI relativamente bassi; nello specifico il sito di lido di Dante risulta, a causa delle dimensioni del sedimento, il più riflessivo di tutti. Cervia, Cesenatico sud e Bellocchio, al contrario, sono spiagge dal profilo più pianeggiante, con pendenze lievi e maggiore ampiezze della fascia intertidale (Tab. 18). Tuttavia, a Cesenatico sud l'alto valore di dissipatività rilevato non è del tutto naturale, ma è dovuto a un pesante intervento di

bulldozing avvenuto durante il periodo di campionamento, che ha determinato un marcato allungamento della zona intertidale.

Le differenze riscontrate vanno a riflettersi anche sulle comunità rinvenute, che sono apparse in taluni casi caratterizzate da diversa composizione e struttura dei popolamenti. In generale i risultati sul numero di specie sono paragonabili a quelli ottenuti in altri studi effettuati su spiagge temperate europee, ma con numeri di ind. m⁻¹ lineare superiori (Lastra *et al.*, 2006; Rodil & Lastra, 2004). Tali differenze nelle abbondanze possono essere dovute, oltre a fattori legati a condizioni latitudinali e biogeografiche, ai differenti range di marea osservati in Adriatico rispetto a quelli di altri mari, dove le maree hanno maggiore ampiezza: a livello morfologico il differente idrodinamismo si riflette in una minore ampiezza dell'area intertidale, in differenze nelle pendenze e in una diversa classazione granulometrica, che possono influenzare la comunità bentonica. A conferma di ciò, i risultati delle regressioni evidenziano come gli organismi, in termini di numero di individui e numero di specie, siano fortemente dipendenti dalla granulometria del sedimento e dal contenuto percentuale di materia organica (Fig. 30), fattori che possono essere quindi utilizzati nel predire la struttura di comunità di diverse tipologie di spiagge (McLachlan & Jaramillo, 1995; Rodil & Lastra, 2004). Il contenuto di materia organica è infatti considerato, tra l'altro, uno tra i fattori maggiormente responsabili della struttura spaziale *a patches* e della dinamica delle comunità di macrofauna (Brown & McLachlan, 1990), come dimostrato anche dall'analisi BIO-ENV (Fig. 34).

A Bellocchio, in particolare, è stato riscontrato il più alto numero di specie (34) e un altissimo numero di individui; ciò è probabilmente dovuto alla presenza di “chiazze” di substrato più fine e fangoso (dovuto alla precedente natura lagunare degli stagni salmastri inglobati nell'intertidale a causa dell'introggressione marina) e molto ricco in materia organica che, come confermato in diversi studi, favorisce l'insediamento di una comunità più numerosa e abbondante. Lido di Dante, invece, è il sito con il maggior numero di individui (3286524.281 ind. m⁻¹). Tuttavia, queste elevate densità sono imputabili in gran parte alle popolazioni del microbivalve *Lentidium mediterraneum*, il quale mostra una distribuzione spaziale aggregata (*a patches*) che può essere correlata al trasporto passivo da parte delle onde (Bertasi *et al.*, 2007), tipica situazione, questa, di ambienti fisicamente controllati, dove il principale fattore strutturante è l'idrodinamismo (Lamberti & Zanuttigh, 2005). Escludendo tale specie, le densità diventano comparabili con quelle dei siti più antropizzati, ovvero Cervia, Cesenatico e Cesenatico sud, e risultano

relativamente basse. Tale situazione può essere dovuta, nel caso di lido di Dante, alle condizioni riflesse e alla presenza di substrato grossolano, che possono aumentare il tasso di mortalità limitando la sopravvivenza di determinate specie e la loro distribuzione (Brazeiro, 2001); mentre a Cervia, Cesenatico e Cesenatico sud, lo stesso effetto di impoverimento delle densità degli organismi è da imputarsi al maggior grado di antropizzazione che grava su questi siti e che determina diminuzioni nella presenza di specie e dell'abbondanze. Lido di Spina presenta invece un numero di specie e numero di individui leggermente più elevato, ponendosi in una situazione intermedia tra Bellocchio e gli altri siti.

Le analisi rilevano come anche la struttura di comunità di alcuni siti risulti differente: come mostra il plot MDS di Fig. 23, sono evidenti due gruppi marcatamente distinti, rappresentati dai siti naturali da un lato e dai siti antropizzati dall'altro. Bellocchio si discosta fortemente dalle altre situazioni ed è caratterizzato principalmente, in linea con la sua natura, dalla presenza di specie non comuni nelle zone intertidali di coste sabbiose, ma tipiche di ambienti di transizione e lagunari e non adattate alle condizioni tipiche della zona intertidale. Esse infatti prediligono aree meno stressate dal punto di vista idrodinamico e arricchite in sostanza organica (Pearson & Rosenberg, 1978; Holte, 1998). Queste specie sono principalmente il polichete *Polydora sp.* e il bivalve *Mytilus galloprovincialis*. Tale risultato è molto interessante. Bellocchio è un caso esemplare di ambiente naturale e un tipico esempio di litorale soggetto a *retreat* poichè ha subito l'ingressione del mare nella laguna retrostante. Di conseguenza la vecchia linea di riva si trova verso il largo, e la zona dei frangenti è ora in corrispondenza della vecchia laguna attualmente coperta dal mare. Quindi la fascia intertidale campionata non è altro che il residuo della laguna preesistente, caratterizzata dalla presenza di *patches* di sedimento argilloso parzialmente coperte da uno strato di sabbia. Per questi motivi, il sistema risulta caratterizzato da un'elevata eterogeneità spaziale, e rappresenta di fatto una situazione nuova, molto particolare e complessa, in cui sono evidenti anche i residui vegetali tipici di un sistema lagunare. Queste condizioni hanno consentito la formazione di *patches* costituite da letti di mitili che si sono insediati dapprima sui residui algali e successivamente l'uno sull'altro (*mussel beds*); questi oltre ad aumentare l'eterogeneità e la complessità dell'habitat (*ecosystem engineer species* sensu Tsuchiya & Nishihira, 1985; Seed, 1996; Chapman *et al.*, 2005), sembrano favorire la sedimentazione, aumentare il contenuto di sostanza organica e,

anche se solo parzialmente, tamponare i processi erosivi grazie ad un effetto dissipativo dell'energia del moto ondoso.

Specie più tipiche di substrati medi e grossolani caratterizzano lido di Spina, lido di Dante, Cervia e Cesenatico: oltre alla specie epifaunale *Lentidium mediterraneum*, che come già detto dominava la comunità macrobentonica dell'intertidale di lido di Dante, sono risultate importanti anche specie peculiari come l'associazione tra il polichete *Scolelepis squamata* e l'anfipode *Eurydice spinigera*. *S. squamata* è un polichete fossatorio cosmopolita, comune in molte zone intertidali di spiagge europee esposte al moto ondoso (Eleftheriou & McIntyre, 1976), e predilige sabbie a granulometria medio-fine (Van Hoey *et al.*, 2004). La preferenza di queste due specie per zone idrodinamicamente più attive spiegherebbe in parte il fatto che a Cesenatico sud, dove sono presenti le barriere emerse che riducono l'esposizione al moto ondoso, tali specie siano quasi del tutto assenti, sostituite da altri policheti e dal bivalve *Donax semistriatus*, adattati ad occupare ambienti idrodinamicamente meno stressati. Questa peculiare comunità fa sì che tale sito si distingua dagli altri, al pari di Bellocchio. A Cesenatico nord invece, pur essendo il sito protetto da strutture di difesa e molto vicino geograficamente a Cesenatico sud, è presente in grande abbondanza la specie *S. squamata*. Ciò sembrerebbe dimostrare la natura meno impattante di una scogliera semisommersa rispetto ad una emersa, perché in grado di mantenere un certo livello di idrodinamismo nella spiaggia.

Un dato interessante riguarda poi la presenza a lido di Dante, e in parte a Cervia, di grandi quantità di frazioni conchigliari (capulerio o *shell debris*). Le analisi di correlazione (Fig. 33) confermerebbero la relazione positiva esistente tra *L. mediterraneum* e tale variabile; ciò può dipendere dal fatto che, come dimostrato in altri studi, *L. mediterraneum*, al pari delle frazioni conchigliari residue, si comporta come un granulo di sedimento ghiaioso lasciandosi trasportare passivamente dall'energia del moto ondoso (Gomoiou, 1968; Massé, 1971). Data la presenza quasi esclusiva di capulerio a lido di Dante, la sua zona intertidale sembrerebbe, alla luce di questo risultato, la più esposta alla forza del moto ondoso. Tale risultato potrebbe quindi spiegare in parte anche la diversa composizione sedimentaria e quindi macrobentonica del sito, nel quale le condizioni morfodinamiche più difficili e l'elevata energia del moto ondoso, oltre ad aumentare i fenomeni erosivi, inibirebbero l'accumulo di sostanza organica, la deposizione di sedimento fine e di macrofauna di piccole dimensioni, che risulta meno abbondante e meno diversificata rispetto a quanto si rinviene nelle altre due zone naturali di lido di Spina e Bellocchio.

Alla luce di quanto illustrato emerge come, in generale per queste spiagge, non sia possibile individuare un gradiente longitudinale o geografico ben preciso, né tantomeno morfodinamico, in quanto sembrano più importanti i fattori legati alle particolarità delle varie zone e al loro grado di antropizzazione. Infatti, la risposta della macrofauna è risultata essere altamente sensibile alle condizioni ambientali specifiche dei siti analizzati. Solo nelle spiagge naturali, infatti, sembra che i risultati ottenuti supportino l'ipotesi secondo cui i fattori abiotici influenzano tendenzialmente nello stesso modo le comunità presenti. Si può quindi ipotizzare che, per alcune variabili (materia organica, granulometria del sedimento), la risposta delle specie insediate in una spiaggia naturale possa essere generalizzata e riportata su altre spiagge naturali, in quanto a determinati cambiamenti fisici corrispondono pressappoco determinate risposte delle specie.

Invece, i bassi valori di correlazione ottenuti tra gli indici di comunità e alcune variabili morfodinamiche (BDI, Fig. 32) possono essere spiegati dalla presenza di interazioni biotiche o impatti dovuti all'uomo (Bally, 1987; Dexter, 1992). Lo stesso risultato di assenza di correlazione tra componente abiotica e parametri morfodinamici, infatti, è stato riscontrato anche da Rodil & Lastra (2004 e 2005) in due studi condotti su dieci spiagge della costa settentrionale della Spagna. Tale risultato si discosta dai *pattern* generali riscontrati in diversi studi precedenti (Brown & McLachlan, 1990; Jaramillo *et al.*, 1993; Harriague & Albertelli, 2007). Sembra quindi che i parametri morfodinamici abbiano una bassa capacità di predizione circa le caratteristiche della comunità dei specifici ambienti di spiaggia da noi indagati. Parte delle predizioni dettate dal modello morfodinamico, secondo cui la diversità e l'abbondanza di specie aumenterebbe spostandosi verso condizioni dissipative, non viene completamente rispettata, se non nelle aree naturali; sintomo del fatto che gli stress legati alle pressioni antropiche sono molto più importanti.

In generale, sembra emergere dal presente studio una sostanziale differenza tra spiagge naturali e spiagge antropizzate. Alcuni risultati hanno infatti suggerito un probabile effetto legato all'urbanizzazione delle aree di studio, che sono spesso soggette a *bulldozing*, protette da barriere, usate a scopi ricreativi e interessate da sempre maggiore aumento del numero di residenti e turisti. Tale urbanizzazione sembra portare, secondo quanto visto nel presente lavoro, a un declino nell'abbondanza e nella presenza di specie di invertebrati infaunali, che giocano un ruolo fondamentale nel mantenimento di molti processi ecosistemici. A fronte di questo, emerge una generale necessità di perfezionare la legislazione in materia ambientale, con politiche appropriate che si servano di robuste informazioni ecologiche per mettere a punto consone strategie gestionali che abbiano

particolare riguardo verso la protezione dell'assetto ambientale. Purtroppo, ancora oggi poco si sa sulla bio-ecologia delle spiagge, e sulle loro capacità di adattamento ai cambiamenti, antropici e non. Un maggior numero di fattori dovrebbe essere preso in considerazione nella valutazione dell'ecologia delle comunità macrofaunali dell'intertidale delle spiagge sabbiose, in quanto le comunità sembrano essere di volta in volta plasmate dall'azione di più fattori differenti, e non solo da pochi o da un unico fattore fisico chiave.

Studi su spiagge singole sono quindi sì un buon modo per evidenziare generali relazioni predittive specie-ambiente, ma ulteriori studi, che ricoprono un maggiore gamma di tipologie di spiagge e di parametri ambientali, dovrebbero essere effettuati per evidenziare i "drivers" della variabilità riscontrata e verificare la presenza di trend e *pattern* generalizzabili a tutte le spiagge. L'idea di effettuare campagne di campionamento a maggiore scala spazio-temporale, tenendo in considerazione le relazioni che sussistono tra gli ecosistemi e il contesto geografico e antropico in cui essi sono inseriti, è importante proprio a tale scopo, in quanto la più ampia scala geografica permette di acquisire informazioni aggiuntive su sistemi anche molto differenti (differenti ampiezze mareali, differenti condizioni idro e morfodinamiche, differenti tipi di spiagge), che potranno essere utilizzate nella formulazione di programmi di gestione di differenti sistemi costieri sabbiosi europei.

Bibliografia

Airoidi L., Beck M.W. (2007). Loss status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 45: 345-405.

Ambrogi R., Bedulli D., Zurlini G. (1990). Spatial and temporal patterns in structure of macrobenthic assemblages. A three-year study in the Northern Adriatic Sea in front of the Po river delta. *Marine Ecology* 11: 25-41.

Anderson M.J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Australian Journal of Ecology* 26: 32-46.

Anderson M.J., Gorley R.N., Clarke K.R. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods.

Arpa Regione Emilia-Romagna, (2007). Stato del litorale emiliano-romagnolo all'anno 2007 e piano decennale di gestione.

Artukhin Y.V. (1990) Anthropogenic effects on recreational beaches. *Recreational Uses of Coastal Areas*: 231–234.

Bally R. (1987). The ecology of sandy beaches of the Benguela ecosystem. *S. Afr. J. Mar. Sci.* 5, 759–770.

Bertasi F., Colangelo M.A., Abbiati M., Ceccherelli V.U. (2007). Effects of an artificial protection structure on the sandy shore macrofaunal community: the special case of Lido di Dante (Northern Adriatic Sea). *Hydrobiologia* 586: 277-290.

Bird E.C.F. (2000). *Coastal Geomorphology: An Introduction*. John Wiley, Chichester, 322 pp.

Brazeiro A. (2001). Relationship between species richness and morphodynamics in sandy beaches: what are the underlying factors? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 224, 35– 44.

Brazeiro A., Defeo O. (1996). Macrofauna zonation in microtidal sandy beaches: is it possible to indentify patterns in such variable environments? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 42: 523-536.

Brown A.C. (1996). Behavioural plasticity as a key factor in the survival and evolution of the macrofauna on exposed sandy beaches. *Revista Chilena de Historia Natural* 69: 469–474.

- Brown A.C., McLachlan A. (1990). *Ecology of sandy shores*. Elsevier, Amsterdam.
- Brown A.C., McLachlan A. (2002). Sandy shore ecosystem and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental conservation* 29 (1):62-67.
- Burkett V.R., Wilcox D.A., Stottlemeyer R., Barrow W., Fagre D., Baron J., Price J., Nielsen J.L., Allen C.D., Peterson D.L., Ruggerone G., Doyle T. (2005). Non linear dynamics in eco system response to climate change: case studies and policy implications. *Ecological Complexity* 2: 357-394.
- 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.
- Carter, R.W.G. (1975) The effect of human pressures on the coastlines of County Londonderry and County Antrim. *Irish Geography* 5: 72–85.
- Carvalho S., Barata M., Gaspar M.B., Pousão-Ferreira P., Cancela da Fonseca L. (2007). Enrichment of aquaculture earthen ponds with *Hediste diversicolor*: consequences for benthic dynamics and natural productivity. *Aquaculture* 262: 227-236.
- Castelli A., Lardicci C., Tagliapietra D. (2003). Il macrobenthos di fondo molle. In “Manuale di metodologia di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo”. *Biol. Mar. Medit.*, 10 (Suppl.): 109-144.
- Castelli A., Bianchi C.N., Cantone G., Çinar M.E., Gambi M.C., Giangrande A., Sareri D.I., Lanera P., Licciano M., Musco L., Sanfilippo R., Simonini R. (2008). Checklist della flora e della fauna dei mari italiani: Anellida Polychaeta. *Biologia Marina Mediterranea*, 15 (suppl.1): 323-373.
- Chapman M.G., People J., Blockley D. (2005). Intertidal assemblages associated with natural *Corallina* turf and invasive mussel beds. *Biodivers. Conserv.* 14: 1761-1776.
- Cirelli G., (2012). Impatti degli interventi antropici di difesa costiera sulla struttura e distribuzione della popolazione di *Lentidium mediterraneum* (Mollusco bivalvia). Tesi di laurea in Biologia Marina, Università di Bologna, sede di Ravenna.
- Clarke K.R. (1993). Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.*, 18: 117-143.
- Clarke 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., Warwick R.M. (1994). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, Plymouth Marine Laboratory, UK.

Clarke K.R., Gorley R.N., (2006). PRIMER v6 User Manual/Tutorial.

Colosio F., Abbiati M., Airoidi L. (2007). Effects of beach nourishment on sediments and benthic assemblages. *Marine Pollution Bulletin* 54:1197-1206.

Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., (1997). The value of the world's eco system services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

Daelli E., Occhipinti-Ambrogi A., Sala I., Ferrari C. (2000). Seasonal variations in macrobenthic communities along Emilia-Romagna coast (Northern Adriatic). *Atti A.I.O.L.* 13, 2.

Dawson R.J., Dickson M.E., Nicholls R.J., Hall J.W., Walkden M.J.A., Stansby P.K., Mokrech M., Richards J., Zhou J., Milligan J., Jordan A., Pearson S., Rees J., Bates P.D., Koukoulas S., Watkinson A.R. (2009). Integrated analysis of risks of coastal flooding and cliff erosion under scenarios of long term change. *Climatic Change* 95: 249e288.

Defeo O., Gomez J., and Lercari D. (2001). Testing the swash exclusion hypothesis in sandy beach populations: the mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay. *Marine Ecology Progress Series* 212: 159–170.

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

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

Dexter D.M. (1992). Sandy beach community structure: the role of exposure and latitude. *J. Biogeogr.* 19, 59–66.

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

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

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

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

Gomoiou M.T. (1968). Quelques considérations sur la repartition et la dynamique des Mollusques psammobiontes de la Mer Noire. Rapp. Comm. Int. Mer Médit. 19: 87-89.
Gray J.S. (1981). The ecology of marine sediments. Cambridge University Press, Cambridge: 185 pp.

Hamm L., Capobianco M., Dette H.H., Lechuga A., Spanhoff R., Stive M.J.F. (2002) A summary of European experience with shore nourishment. Coastal Engineering 47: 115-125.

Harley C.D.G., Randall Hughes A., Kristin M Hultgren, Benjamin G. Miner, Cascade J.B. Sorte, Carol S. Thornber, Laura F. Rodriguez, La Tomanek and Susan L. Williams (2006). The impact of climate change in coastal marine systems. Ecology letters, 9: 228-241.

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

Hill H.W., Kelley J.T., Belknap D.F., Dickson S.M. (2004). The effects of storms and storm-generated currents on sand beaches in southern Maine, USA. Marine Geology 210, 149-168.

Holte B. (1998). The macrofauna and main functional interactions in the sill basin sediments of the pristine Holandsfjord, Northern Norway, with autecological reviews for some key-species. Sarsia 53: 55-68.

James R.J. (2000a) The first step for the environmental management of Australian beaches: establishing an effective policy framework. Coastal Management, 28: 149–160.

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

Jaramillo E., McLachlan A., Coetzee P. (1993) Intertidal zonation patterns of macroinfauna over a range of exposed sandy beaches in south-central Chile. Mar Ecol Prog Ser 101:105-118

Jones A.R. (2012). Climate Change and Sandy Beach Ecosystems. Chapter 7 in E.A. Beever and J.L. Belant (eds) Ecological Consequences of Climate Change. CRC Press Taylor and Francis Group. Boca Raton. 314 pp.

- Kendall M.G. (1970). Rank Correlation Methods (IV ed). Griffin and Co. Ltd.
- Lamberti A., Zanuttigh B. (2005). An integrated approach to beach management in Lido di Dante, Italy. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 62: 441-451.
- Lastra M., de La Huz R., Sànchez-Mata A.G., Rodil I.F., Aerts K., Beloso S., Lòpez J. (2006). Ecology of exposed sandy beaches in northern Spain: Environmental factors controlling macrofauna communities. *Journal of Sea Research* 55, 128-140.
- Marchetti R. (1993). *Ecologia applicata*. Società Italiana di Ecologia, Milano, Cap. II.
- Martin D., Bertasi F., Colangelo M.A., de Vries M., Frost M., Hawkins S.J., MacPherson E., Moschella P.S., Satta M.P., Thompson R.C., Ceccherelli V.U. (2005). Ecological impact of coastal defense structures on sediment and mobile fauna: evaluating and forecasting consequences of unavoidable modification of native habitats. *Coastal Engineering* 52: 1027-1051.
- Martinelli L., Zanuttigh B., De Nigris N., Preti M. (2011). Sand bag barriers for coastal protection along the emilia romagna littoral, Northern Adriatic Sea, Italy. *Geotextiles and Geomembranes* 29: 370-390
- Masero J.A., Perez-Gonzalez M., Basadre M., Otero-Saavedra M. (1999). Food supply for waders (Aves: Charadrii) in an estuarine area in the Bay of Cadiz (SW Iberian Peninsula). *Acta Oecologica* 20, 429-434.
- Massé H. (1971). Contribution à l'étude quantitative et dynamique de peuplements des sables fins infralittoraux des côtes de Provence.
- Matteucci G., Riccio S., Rossini P., Sisti E., Bernucci M. E., Pari P., Benedettini M., Stanley C.C. (2010). Shoreline evolution trend connected to progressive construction of segmented defense structures (Rimini, North Adriatic Sea, Italy). *Geology of the Adriatic Area, Special Publication* 3: 135-141.
- McLachlan A. (1983). Sandy beach ecology - A review. In: McLachlan, A., Erasmus, T. (eds), *Sandy Beaches as Ecosystems*. W. Junk, The Hague, pp. 321-380.
- McLachlan A. (1990). Dissipative beaches and macrofauna on exposed intertidal sands. *J Coast Res*, 6: 57-71.
- McLachlan A. (1996). Physical factors in benthic ecology: effects of changing sand particle size on beach fauna. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 131: 205-217.
- McLachlan A. (2001). Coastal beach ecosystems. *Encyclopedia of Biodiversity, Volume I*.

McLachlan A., Jaramillo E., Donn T.E., Wessels F. (1993). Sandy beach macrofauna communities and their control by the physical environment: a geographical comparison. *J. Coast. Res.* 15, 27– 38.

McLachlan A., Jaramillo E. (1995). Zonation on sandy beaches. *Oceanogr. Mar. Biol. Abbu. Tev.* 33, 305-335.

McLachlan A., Defeo O., Jaramillo E., Short A.D. (2012). Sandy beach conservation and recreation: Guidelines for optimizing management strategies for multi-purpose use. *Ocean&Coastal Management* 71: 256-268.

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.

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

Miller D.C., Muir C.L. Hauser, O.A. (2002). Detrimental effects of sedimentation on marine benthos: what can be learned from natural processes and rates? *Ecological Engineering* 19: 211–232.

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.

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

Occhipinti-Ambrogi A., Savini D., Forni G. (2005). Macrobenthos community structural changes off Cesenatico coast (Emilia Romagna, Northern Adriatic), a six year monitoring programme. *Science of the Total Environment* 353: 317-328.

Orilia F., (2012). *Analisi spazio-temporale degli effetti di stress di origine antropica sull'ecosistema intertidale di spiagge sabbiose nell'Alto Adriatico.* Tesi di laurea in Scienze per l'Ambiente, Università di Bologna, sede di Ravenna.

Pearson T.H., Rosenberg R. (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16, 229-311.

Peterson C.H., Hickerson D.H.M., Johnson G.G. (2000). Short-Term Consequences of Nourishment and Bulldozing on the dominant large Invertebrates Of a Sandy Beach. *Journal of Coastal Research* 16 (2): 368- 378.

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

Roberts C.M., Hawkins J.P. (1999). Extinction risk in the sea. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 241–246.

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

Ruddick, K., Ovidio, F., Van den Eynde, D., Vasilkov, A. (1998). The distribution and dynamics of suspended particulate matter in Belgian coastal waters derived from Avhrr imagery. *Proceedings of the ninth Conference Satellite Meteorology and Oceanography*, Paris, 626-629.

Scapini F. (2002). *Baseline Research for the Integrated Sustainable Management of Mediterranean Sensitive Coastal Ecosystems. A Manual for Coastal Managers, Scientists and all Those Studying Coastal Processes and Management in the Mediterranean.* Istituto Agronomico per l'Oltremare, Societa` Editrice Fiorentina, Firenze: 224 pp.

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.

Seed R. (1996). Patterns of biodiversity in the macroinvertebrate fauna associated with mussel patches on rocky shores. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 76: 203-10.

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. (2001). *Beaches, physical process affecting*. University of Sidney, Australia.
- Short A.D., Wright L.D. (1983) Physical variability of sandy beaches. In: McLachlan A., Erasmus T (ed) *Sandy beaches as ecosystem*. W. Junk, The Hague, pp 133-144.
- Slott J.M., Murray A.B., Ashton A.D., Crowley T.J. (2006). Coastline responses to changing storm patterns. *Geophysical Research Letters*, 33, L18404.
- Soares A.G. (2003). *Sandy beach morphodynamics and macrobenthic communities in temperate, subtropical and tropical regions - a macroecological approach*. Port Elizabeth, South Africa: University of Port Elizabeth, Doctoral thesis. 152. p.
- Student (1908). The Probable Error of a Mean. *Biometrika*, Vol. 6, No. 1 (Mar., 1908), pp. 1-25
- Trenberth K.E., Jones P.D., Ambenje P., Bojariu R., Easterling D., Klein Tank A., Parker D., Rahimzadeh F., Renwick J.A., Rusticucci M., Soden B., Zhai P. (2007). Observations: Surface and Atmospheric Climate Change. In: Solomon S., Qin D., Manning M. et al. (Eds), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK: 235–336.
- Tsuchiya M., Nishihira M. (1985). Islands of *Mytilus* as a habitat for small intertidal animals: effect of island size on community structure. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 25: 71-81.
- Underwood A.J. (1997). *Experiments in ecology- Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Vol. Cambridge University Press.
- United Nations (1998). *World Population Prospects: the 1998 Revision, Volume 1*. New York, USA: United Nations Secretariat, Department of Economic and Social Affairs, Population Division: 614 pp.
- Van Hoey G., Degraer S., Vinex M. (2004). Macrobenthic community structure of soft-bottom sediments at the Belgian Continental Shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55: 599-613.
- Warwick R.M., Clarke K.R. (1991). A comparison of some methods for analysing changes in benthic community structure. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 71: 225-244
- Webster P.J., Holland G.J., Curry J.A., Chang H.R. (2005). Changes in tropical cyclone number, duration, and intensity in a warming environment. *Science*, 309: 1844–1846.
- Yamanaka T., Raffaelli D., White P. (2010). Physical determinants of intertidal communities on dissipative beaches: Implication of sea-level rise. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 88: 267-278.

Zanuttigh B., Martinelli L., Lamberti A., Moschella P., Hawkins S., Marzetti S., Ceccherelli V.U. (2005). Environmental design of coastal defence in Lido di Dante, Italy. *Coastal Engineering* 52: 1809-1125

Zarnetske P.L., Seabloom E.W., Hacker S.D. (2010). Non-target effects of invasive species management: beachgrass, birds, and bulldozers in coastal dunes. *Ecosphere* 1: art13.

APPENDICE
Analisi SIMPER

RISULTATI SIMPER EFFETTUATO SULLA MATRICE DEI DATI DI ABBONDANZA

Resemblance: S17 Bray Curtis similarity

Cut off for low contributions: 70.00%

Group Spi

Average similarity: 68.88

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Lentidium mediterraneum	312.55	41.45	12.74	60.18	60.18
Bathyporeia	50.02	8.39	4.13	12.18	72.36

Group Bel

Average similarity: 55.21

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Polydora	364.04	13.27	2.9	24.03	24.03
Mytilus galloprovincialis	325.05	11.7	1.38	21.19	45.22
Lentidium mediterraneum	177.53	8.15	2.1	14.76	59.98
Nereidae	103.28	3.63	2.56	6.58	66.56
Corophium insidiosum	113.73	3.47	1.25	6.28	72.84

Group Ldd

Average similarity: 81.32

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Lentidium mediterraneum	725.48	72.56	11.77	89.22	89.22

Group Cer

Average similarity: 40.44

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Scolecipis squamata	21.89	15.2	2.05	37.59	37.59
Lentidium mediterraneum	74.26	12.19	0.65	30.14	67.74
Turbellaria	8.46	4.29	1.12	10.61	78.34

Group Ces

Average similarity: 46.16

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Scolecipis squamata	68.63	26.41	4.55	57.22	57.22
Lentidium mediterraneum	54.38	10.51	1.26	22.77	79.99

Group Ces sud

Average similarity: 41.09

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Lentidium mediterraneum	28.75	12.81	4.09	31.17	31.17
Polichaeta	26.34	10.27	1.31	25	56.17
Donax semistriatus	19.46	6.15	1.24	14.97	71.14

Groups Spi & Bel

Average dissimilarity = 78.17

Species	Group Spi	Group Bel		Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss			
Polydora	5.94	364.04	15.09	2.4	19.3	19.3
Mytilus galloprovincialis	4.43	325.05	14.21	1.76	18.18	37.48
Lentidium mediterraneum	312.55	177.53	7.19	1.41	9.19	46.67
Ostracoda	0	128.05	5.63	1.08	7.2	53.87
Corophium insidiosum	2.81	113.73	4.56	1.55	5.83	59.7
Nereidae	0	103.28	4.37	2.21	5.59	65.29
Taeniacanthidae (Cyclopoida)	0	79.51	3.74	1.6	4.79	70.08

Groups Spi & Ldd

Average dissimilarity = 49.18

Species	Group Spi	Group Ldd		Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss			
Lentidium mediterraneum	312.55	725.48	28.62	2.54	58.2	58.2
Bathyporeia	50.02	3.58	3.28	4.36	6.67	64.87
Nemertea	26.89	3.62	1.59	1.34	3.24	68.12
Eurydice spinigera	23.5	39.14	1.52	0.99	3.09	71.2

Groups Bel & Ldd

Average dissimilarity = 81.70

Species	Group Bel	Group Ldd		Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss			
Lentidium mediterraneum	177.53	725.48	22.24	3.38	27.22	27.22
Polydora	364.04	0	13.48	2.35	16.5	43.73
Mytilus galloprovincialis	325.05	2.61	12.46	1.8	15.25	58.98
Ostracoda	128.05	0	4.91	1.06	6.01	64.99
Corophium insidiosum	113.73	1.59	4.06	1.57	4.97	69.96
Nereidae	103.28	0	3.83	2.12	4.69	74.65

Groups Spi & Cer

Average dissimilarity = 71.87

Species	Group Spi	Group Cer		Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss			
Lentidium mediterraneum	312.55	74.26	34.59	1.91	48.13	48.13
Bathyporeia	50.02	0	7.51	3.77	10.45	58.57
Eurydice spinigera	23.5	0	3.54	1.77	4.93	63.5
Nemertea	26.89	3.6	3.2	1.51	4.45	67.95
Bodotridae	21.6	2.99	2.84	2.67	3.95	71.9

Groups Bel & Cer

Average dissimilarity = 90.87

Species	Group Bel	Group Cer	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Polydora	364.04	0	19.06	2.88	20.97	20.97
Mytilus galloprovincialis	325.05	0	18.13	1.78	19.95	40.92
Lentidium mediterraneum	177.53	74.26	8.85	1.06	9.74	50.66
Ostracoda	128.05	0	7.07	1.16	7.78	58.44
Corophium insidiosum	113.73	0	5.75	1.72	6.33	64.77
Nereidae	103.28	0	5.42	2.49	5.97	70.74

Groups Ldd & Cer

Average dissimilarity = 82.71

Species	Group Ldd	Group Cer	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Lentidium mediterraneum	725.48	74.26	64.66	4.67	78.19	78.19

Groups Spi & Ces

Average dissimilarity = 75.66

Species	Group Spi	Group Ces	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Lentidium mediterraneum	312.55	54.38	32.72	2.5	43.25	43.25
Bathyporeia	50.02	0	6.65	3.94	8.79	52.04
Scolecipis squamata	29.34	68.63	4.96	2.05	6.55	58.59
Nemertea	26.89	0	3.3	1.7	4.36	62.95
Eurydice spinigera	23.5	0	3.14	1.8	4.14	67.09
Turbellaria	11.29	18.94	2.92	0.87	3.86	70.95

Groups Bel & Ces

Average dissimilarity = 92.01

Species	Group Bel	Group Ces	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Polydora	364.04	0	18.18	2.78	19.75	19.75
Mytilus galloprovincialis	325.05	0	17.23	1.79	18.73	38.49
Lentidium mediterraneum	177.53	54.38	8.34	1.08	9.06	47.55
Ostracoda	128.05	0	6.72	1.14	7.3	54.86
Corophium insidiosum	113.73	0	5.5	1.7	5.98	60.83
Nereidae	103.28	0	5.17	2.43	5.62	66.45
Barnea candida	79.96	0	4.62	1.37	5.02	71.47

Groups Ldd & Ces

Average dissimilarity = 85.23

Species	Group Ldd	Group Ces	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Lentidium mediterraneum	725.48	54.38	61.08	6.35	71.66	71.66

Groups Cer & Ces

Average dissimilarity = 66.43

Species	Group Cer	Group Ces		Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss			
Lentidium mediterraneum	74.26	54.38	19.33	1.31	29.09	29.09
Scolecopsis squamata	21.89	68.63	13.79	2.45	20.77	49.86
Turbellaria	8.46	18.94	5.17	0.85	7.78	57.64
Amphipoda	0	8.91	3.48	0.91	5.23	62.87
Glycera tridactyla	3.83	9.59	2.72	1.39	4.1	66.97
Nematoda	1.19	11.12	2.62	0.73	3.95	70.92

Groups Spi & Ces sud

Average dissimilarity = 87.98

Species	Group Spi	Group Ces sud		Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss			
Lentidium mediterraneum	312.55	28.75	37.85	3.77	43.02	43.02
Bathyporeia	50.02	0	7.08	4.24	8.04	51.06
Polichaeta	0	26.34	3.69	1.66	4.2	55.26
Nemertea	26.89	0	3.49	1.74	3.97	59.22
Eurydice spinigera	23.5	0	3.34	1.83	3.79	63.02
Bodotridae	21.6	0	3.04	4.57	3.46	66.47
Scolecopsis squamata	29.34	11.18	2.89	1.68	3.28	69.76
Donax semistriatus	0	19.46	2.67	1.36	3.03	72.79

Groups Bel & Ces sud

Average dissimilarity = 95.17

Species	Group Bel	Group Ces sud		Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss			
Polydora	364.04	0	18.67	2.85	19.62	19.62
Mytilus galloprovincialis	325.05	0	17.73	1.8	18.64	38.26
Lentidium mediterraneum	177.53	28.75	9.9	1.25	10.4	48.66
Ostracoda	128.05	2.26	6.85	1.15	7.2	55.86
Corophium insidiosum	113.73	0	5.64	1.72	5.93	61.79
Nereidae	103.28	0	5.31	2.47	5.58	67.37
Barnea candida	79.96	0	4.77	1.36	5.01	72.38

Groups Ldd & Ces sud

Average dissimilarity = 90.16

Species	Group Ldd	Group Ces sud		Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss			
Lentidium mediterraneum	725.48	28.75	66.12	11.7	73.34	73.34

Groups Cer & Ces sud

Average dissimilarity = 78.53

Species	Group Cer		Group Ces sud		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
Lentidium mediterraneum	74.26	28.75	19.74	1.53	25.14	25.14
Polichaeta	0.37	26.34	9.41	1.64	11.99	37.12
Donax semistriatus	0.48	19.46	6.63	1.39	8.44	45.56
Scolecipis squamata	21.89	11.18	5.47	1.51	6.96	52.53
Turbellaria	8.46	13.33	4.7	1.04	5.98	58.51
Tanaidecea sp.	0	12.11	4.56	1.2	5.8	64.31
Tellina tenuis	1.52	11.69	3.75	0.82	4.78	69.09
Nematoda	1.19	9.2	2.83	1.01	3.61	72.7

Groups Ces & Ces sud

Average dissimilarity = 73.99

Species	Group Ces		Group Ces sud		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
Scolecipis squamata	68.63	11.18	14.95	2.68	20.2	20.2
Lentidium mediterraneum	54.38	28.75	9.49	1.15	12.82	33.03
Polichaeta	0	26.34	7.27	1.61	9.83	42.86
Turbellaria	18.94	13.33	5.44	0.85	7.35	50.21
Donax semistriatus	4.4	19.46	4.51	1.25	6.1	56.31
Tanaidecea sp.	0	12.11	3.44	1.21	4.65	60.96
Nematoda	11.12	9.2	3.35	1.08	4.53	65.49
Tellina tenuis	4.5	11.69	3.13	0.97	4.23	69.72
Amphipoda	8.91	0	2.92	0.94	3.95	73.67

RISULTATI SIMPER EFFETTUATO SULLA MATRICE DI ABBONDANZA

OMETTENDO *LENTIDIUM MEDITERRANEUM*

Resemblance: S17 Bray Curtis similarity

Cut off for low contributions: 70.00%

Group Spi

Average similarity: 61.63

Species	Av.AbuNd	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Bathyporeia	50.02	18.58	9.13	30.15	30.15
Scolecipis squamata	29.34	9.42	12.13	15.29	45.44
Bodotridae	21.6	7.87	13.81	12.77	58.2
Eurydice spinigera	23.5	6.29	1.35	10.21	68.41
Nemertea	26.89	5.21	1.88	8.45	76.87

Group Bel

Average similarity: 52.87

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Polydora	364.04	14.99	3.05	28.34	28.34
Mytilus galloprovincialis	325.05	12.88	1.4	24.35	52.7
Nereidae	103.28	4.06	2.83	7.69	60.38
Corophium insidiosum	113.73	3.87	1.29	7.31	67.69
Taeniacanthidae (Cyclopoida)	79.51	3.59	1.76	6.78	74.48

Group Ldd

Average similarity: 48.96

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Eurydice spinigera	39.14	15.69	3.47	32.05	32.05
Scolelepis squamata	13.93	7.88	5.49	16.09	48.14
Donax semistriatus	15.89	7.44	5.74	15.2	63.34
Spionidae	21.85	4.44	0.74	9.06	72.4

Group Cer

Average similarity: 51.02

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Scolelepis squamata	21.89	28.04	6	54.96	54.96
Turbellaria	8.46	7.15	1.11	14.01	68.97
Glycera tridactyla	3.83	5.04	3.81	9.88	78.85

Group Ces

Average similarity: 46.77

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Scolelepis squamata	68.63	35.1	4.21	75.04	75.04

Group Ces sud

Average similarity: 33.97

Species	Av.Abund	Av.Sim	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
Polichaeta	26.34	12.41	1.32	36.55	36.55
Donax semistriatus	19.46	7.38	1.23	21.71	58.26
Tanaidecea sp.	12.11	4.7	0.76	13.83	72.09

Groups Spi & Bel

Average dissimilarity = 92.87

Species	Group Spi	Group Bel	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Polydora	5.94	364.04	19.45	3.04	20.95	20.95
Mytilus galloprovincialis	4.43	325.05	18.16	1.78	19.55	40.5
Ostracoda	0	128.05	7.42	1.18	7.99	48.49
Corophium insidiosum	2.81	113.73	5.77	1.63	6.22	54.71

Nereidae	0	103.28	5.58	2.78	6.01	60.72
Taeniacanthidae (Cyclopoida)	0	79.51	5.29	1.27	5.7	66.42
Barnea candida	3.13	79.96	5.22	1.11	5.62	72.04

Groups Spi & Ldd

Average dissimilarity = 72.00

Species	Group Spi	Group Ldd	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Bathyporeia	50.02	3.58	11.69	4.22	16.23	16.23
Nemertea	26.89	3.62	6.16	1.19	8.56	24.79
Eurydice spinigera	23.5	39.14	5.02	1.13	6.98	31.77
Spionidae	0	21.85	4.97	1.05	6.91	38.68
Bathyporeia leucophtalma	17.42	0	4.49	1.29	6.24	44.91
Donax semistriatus	0	15.89	3.81	3.28	5.29	50.2
Scolecopsis squamata	29.34	13.93	3.77	1.95	5.24	55.45
Bathyporeia megalops	13.36	0	3.35	5.67	4.66	60.1
Bodotridae	21.6	9.77	2.96	1.8	4.11	64.22
Atylus swammerdami	0	11.9	2.82	0.93	3.91	68.13
Turbellaria	11.29	0	2.55	0.68	3.54	71.67

Groups Bel & Ldd

Average dissimilarity = 95.14

Species	Group Bel	Group Ldd	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Polydora	364.04	0	21.1	3.39	22.18	22.18
Mytilus galloprovincialis	325.05	2.61	19.43	1.8	20.43	42.61
Ostracoda	128.05	0	7.93	1.22	8.34	50.94
Corophium insidiosum	113.73	1.59	6.2	1.72	6.52	57.46
Nereidae	103.28	0	5.93	2.95	6.23	63.69
Barnea candida	79.96	0	5.88	1.12	6.18	69.87
Taeniacanthidae (Cyclopoida)	79.51	0	5.73	1.24	6.02	75.9

Groups Spi & Cer

Average dissimilarity = 80.90

Species	Group Spi	Group Cer	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Bathyporeia	50.02	0	16.09	8.64	19.89	19.89
Nemertea	26.89	3.6	8.03	1.23	9.93	29.82
Eurydice spinigera	23.5	0	7.89	1.96	9.75	39.57
Bodotridae	21.6	2.99	5.97	4.39	7.38	46.95
Bathyporeia leucophtalma	17.42	0	5.82	1.3	7.19	54.15
Turbellaria	11.29	8.46	4.32	1.48	5.34	59.49
Bathyporeia megalops	13.36	0	4.31	7.76	5.33	64.82
Bathyporeia sunnivae	9.98	0	3.23	5.07	3.99	68.82

Scolecipis squamata	29.34	21.89	3.04	1.39	3.75	72.57
---------------------	-------	-------	------	------	------	-------

Groups Bel & Cer

Average dissimilarity = 97.85

Species	Group Bel	Group Cer	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Polydora	364.04	0	22.54	3.64	23.03	23.03
Mytilus galloprovincialis	325.05	0	20.99	1.8	21.45	44.48
Ostracoda	128.05	0	8.52	1.25	8.7	53.19
Corophium insidiosum	113.73	0	6.7	1.82	6.85	60.04
Barnea candida	79.96	0	6.42	1.07	6.56	66.6
Nereidae	103.28	0	6.32	3.14	6.46	73.07

Groups Ldd & Cer

Average dissimilarity = 82.74

Species	Group Ldd	Group Cer	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Eurydice spinigera	39.14	0	17.22	2.22	20.81	20.81
Spionidae	21.85	0	8.64	1.09	10.44	31.26
Donax semistriatus	15.89	0.48	6.82	4.06	8.24	39.5
Atylus swammerdami	11.9	0	5.04	0.95	6.1	45.59
Scolecipis squamata	13.93	21.89	4.21	1.26	5.08	50.68
Turbellaria	0	8.46	4.07	1.26	4.92	55.6
Proseriata	8.57	0	4.01	0.59	4.84	60.44
Bodotridae	9.77	2.99	3.7	1.39	4.47	64.91
Chamelea gallina	6.74	0.84	3.31	1.2	4	68.91
Glycera sp	6.45	0	2.84	1.3	3.43	72.34

Groups Spi & Ces

Average dissimilarity = 80.16

Species	Group Spi	Group Ces	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Bathyporeia	50.02	0	12.31	5.43	15.36	15.36
Scolecipis squamata	29.34	68.63	9.51	1.91	11.86	27.22
Nemertea	26.89	0	6.84	1.34	8.53	35.75
Eurydice spinigera	23.5	0	5.98	1.89	7.47	43.21
Turbellaria	11.29	18.94	5	0.89	6.23	49.45
Bathyporeia leucophtalma	17.42	0	4.42	1.28	5.51	54.96
Bodotridae	21.6	9.32	3.34	1.44	4.17	59.13
Bathyporeia megalops	13.36	0	3.3	5.27	4.12	63.24
Nematoda	2.87	11.12	2.53	0.87	3.16	66.4
Bathyporeia sunniviae	9.98	0	2.47	4.17	3.08	69.48
Glycera tridactyla	0	9.59	2.4	0.86	3	72.48

Groups Bel & Ces

Average dissimilarity = 97.54

Species	Group Bel	Group Ces	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Polydora	364.04	0	20.98	3.36	21.51	21.51
Mytilus galloprovincialis	325.05	0	19.52	1.82	20.01	41.52
Ostracoda	128.05	0	7.88	1.21	8.08	49.6
Corophium insidiosum	113.73	0	6.28	1.77	6.44	56.04
Nereidae	103.28	0	5.9	2.93	6.04	62.08
Barnea candida	79.96	0	5.84	1.12	5.98	68.07
Taeniacanthidae (Cyclopoida)	79.51	0	5.69	1.24	5.83	73.9

Groups Ldd & Ces

Average dissimilarity = 82.52

Species	Group Ldd	Group Ces	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Scolecipis squamata	13.93	68.63	17.57	2.55	21.29	21.29
Eurydice spinigera	39.14	0	12.09	1.89	14.66	35.95
Spionidae	21.85	1.04	6.23	1.09	7.55	43.5
Turbellaria	0	18.94	4.52	0.61	5.48	48.98
Donax semistriatus	15.89	4.4	4.03	1.9	4.88	53.85
Atylus swammerdami	11.9	0	3.61	0.92	4.38	58.23
Amphipoda	0	8.91	3.26	0.92	3.95	62.18
Glycera tridactyla	0	9.59	3.21	0.85	3.89	66.07
Proseriata	8.57	0	2.8	0.58	3.39	69.46
Nematoda	0	11.12	2.72	0.66	3.29	72.75

Groups Cer & Ces

Average dissimilarity = 68.99

Species	Group Cer	Group Ces	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				
Scolecipis squamata	21.89	68.63	20.97	2.32	30.4	30.4
Turbellaria	8.46	18.94	7.15	0.92	10.36	40.76
Amphipoda	0	8.91	4.78	0.96	6.93	47.69
Glycera tridactyla	3.83	9.59	4.47	1.18	6.48	54.17
Nematoda	1.19	11.12	3.8	0.8	5.51	59.69
Bodotridae	2.99	9.32	3.38	1.35	4.9	64.59
Chamelea gallina	0.84	8.59	3.25	1.43	4.71	69.3
Cyclope neritea	5.04	5.64	2.78	1.39	4.03	73.33

Groups Spi & Ces sud

Average dissimilarity = 92.69

Species	Group Spi	Group Ces sud	Av.Diss	Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund				

Bathyporeia	50.02	0	12.97	6.74	13.99	13.99
Nemertea	26.89	0	7.21	1.36	7.78	21.77
Polichaeta	0	26.34	6.88	1.73	7.42	29.19
Eurydice spinigera	23.5	0	6.31	1.94	6.81	36
Bodotridae	21.6	0	5.58	7.98	6.02	42.02
Scolecopsis squamata	29.34	11.18	5.22	1.86	5.63	47.65
Donax semistriatus	0	19.46	4.92	1.42	5.31	52.96
Bathyporeia leucophtalma	17.42	0	4.66	1.3	5.03	57.99
Turbellaria	11.29	13.33	4.33	1	4.67	62.66
Bathyporeia megalops	13.36	0	3.48	6.42	3.75	66.41
Tanaidecea sp.	0	12.11	3.21	1.28	3.46	69.87
Tellina tenuis	0	11.69	2.83	0.79	3.06	72.93

Groups Bel & Ces sud

Average dissimilarity = 98.42

Species	Group Bel		Group Ces sud		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
Polydora	364.04	0	21.33	3.43	21.67	21.67
Mytilus galloprovincialis	325.05	0	19.85	1.82	20.16	41.84
Ostracoda	128.05	2.26	7.94	1.22	8.06	49.9
Corophium insidiosum	113.73	0	6.37	1.78	6.48	56.38
Nereidae	103.28	0	5.99	2.98	6.09	62.46
Barnea candida	79.96	0	5.96	1.11	6.06	68.52
Taeniacanthidae (Cyclopoida)	79.51	0	5.81	1.23	5.91	74.43

Groups Ldd & Ces sud

Average dissimilarity = 84.63

Species	Group Ldd		Group Ces sud		Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss	Diss/SD		
Eurydice spinigera	39.14	0	12.88	1.98	15.22	15.22
Polichaeta	0	26.34	9.35	1.68	11.05	26.27
Spionidae	21.85	0	6.68	1.06	7.9	34.16
Tanaidecea sp.	0	12.11	4.41	1.22	5.21	39.37
Donax semistriatus	15.89	19.46	4.08	1.16	4.83	44.19
Scolecopsis squamata	13.93	11.18	4.08	1.6	4.82	49.02
Turbellaria	0	13.33	4	0.69	4.73	53.74
Atylus swammerdami	11.9	0	3.84	0.93	4.54	58.28
Tellina tenuis	0	11.69	3.76	0.8	4.44	62.72
Bodotridae	9.77	0	3.39	1.64	4.01	66.73
Proseriata	8.57	0	2.98	0.58	3.53	70.26

Groups Cer & Ces sud

Average dissimilarity = 83.31

Species	Group Cer	Group Ces sud		Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss			
Polichaeta	0.37	26.34	13.39	1.86	16.07	16.07
Donax semistriatus	0.48	19.46	9.34	1.51	11.21	27.28
Scolecipis squamata	21.89	11.18	7.83	1.65	9.4	36.68
Turbellaria	8.46	13.33	6.54	1.08	7.85	44.53
Tanaidecea sp.	0	12.11	6.49	1.26	7.79	52.31
Tellina tenuis	1.52	11.69	5.32	0.9	6.38	58.7
Nematoda	1.19	9.2	3.95	1.11	4.74	63.44
Gammaridae	0	8.23	3.75	0.59	4.5	67.94
Chamelea gallina	0.84	6.96	3.47	1.01	4.17	72.1

Groups Ces & Ces sud

Average dissimilarity = 81.32

Species	Group Ces	Group Ces sud		Diss/SD	Contrib%	Cum.%
	Av.Abund	Av.Abund	Av.Diss			
Scolecipis squamata	68.63	11.18	19.22	2.37	23.63	23.63
Polichaeta	0	26.34	9.16	1.67	11.26	34.89
Turbellaria	18.94	13.33	6.63	0.87	8.15	43.05
Donax semistriatus	4.4	19.46	5.73	1.26	7.04	50.09
Tanaidecea sp.	0	12.11	4.31	1.23	5.3	55.39
Nematoda	11.12	9.2	4.15	1.11	5.11	60.5
Tellina tenuis	4.5	11.69	3.9	0.97	4.79	65.29
Glycera tridactyla	9.59	4.14	3.69	0.93	4.54	69.83
Amphipoda	8.91	0	3.42	0.94	4.2	74.03