

Monitoraggio degli effetti dell'estrazione di sabbie sulle comunità macrozoobentoniche di fondali pelitici (area A, Adriatico settentrionale) tramite un disegno beyond-BACI

Roberto Simonini, Silvia Della Casa, Gloria Massamba N'Siala, Maria Pia Martino, Daniela Prevedelli

Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Modena e Reggio Emilia,
Via Campi, 213/D - 41125 Modena, Italia.

Riassunto

Nel Maggio-Giugno 2007, circa 200.000 m³ di sabbia sono stati estratti dall'area A (Nord Adriatico) in cui il giacimento di sabbie relitte è coperto da uno strato sottile di sedimenti più fini. Sulla base delle esperienze pregresse (monitoraggio 2001-2004), gli effetti dell'intervento sul macrozoobenthos sono stati valutati tramite un disegno di monitoraggio di tipo beyond-BACI. Lo studio ha previsto una fase di caratterizzazione pre-opera ed una fase di monitoraggio post-opera, ciascuna comprendente tre campagne di campionamento. In ogni campagna sono state analizzate sette stazioni, di cui una situata all'interno dell'area di scavo. La ricolonizzazione delle comunità nelle aree dragate è stata rapida: le analisi effettuate sui campioni prelevati dopo circa un anno dal termine delle operazioni di prelievo delle sabbie indicavano che le comunità macrozoobentoniche delle zone direttamente impattate erano in fase di recupero avanzato. Il recupero può essere considerato concluso dopo due anni dall'intervento. Il disegno adottato ha permesso di distinguere la quota di variabilità "naturale" del macrozoobenthos da quella indotta dall'intervento in esame, garantendo risultati più affidabili di quelli ottenuti nel monitoraggio 2001-2004.

Parole chiave: impatto ambientale, dragaggio, sabbie relitte, benthos, diversità, Adriatico settentrionale.

Abstract

In spring 2007, about 200,000 m³ of sand were dredged from the area A (Northern Adriatic Sea), in which relict sands are covered by a thin layer of fine sediment. Considering the findings of a previous monitoring plan (2001-2004), the effects of sand extraction on macrozoobenthos were evaluated by means of a beyond-BACI design. The study included three sampling surveys before and three after dredging. At each survey, seven locations were analysed, one of which was placed within the dredging area. Data highlighted that the recolonization process at the dredged area started quickly and the complete recovery of the communities required about two years. The design adopted in the present study permitted to distinguish the "natural" from the "sand dredging induced" variability of the benthic communities, giving more robust results respect to those obtained from the 2001-2004 monitoring.

Keywords: environmental impact, dredging, relict sands, benthos, diversity, Northern Adriatic Sea.

Introduzione

Il dragaggio di sabbie sottomarine può causare significative alterazioni dell'ambiente bentonico. In generale, le alterazioni a livello fisico comprendono variazioni della morfometria dei fondali e delle caratteristiche del sedimento, oltre ad un aumento temporaneo della torbidità della colonna d'acqua dovuta alla ri-sospen-

sione dei sedimenti fini durante lo scavo (Boyd et al., 2003, 2005). Per quanto riguarda gli organismi che vivono nei fondali, e in particolare il macrozoobenthos, gli effetti dell'estrazione delle sabbie possono essere indiretti o diretti. La prima tipologia di rischio è associata al seppellimento degli organismi che vivono nelle zone adiacenti allo scavo, dovuto alla sedimentazione del materiale sospeso; la seconda, molto più rilevante, è invece associata alla rimozione del sedimento e degli organismi dall'area di scavo, che subisce di norma una quasi completa defaunazione (Kenny e Rees, 1994, 1996; Newell et al., 1998; Van Dalfts en et al., 2000; Sardà et al., 2000; Simonini et al., 2005, 2007, 2011).

Sebbene non manchi letteratura relativa a progetti di monitoraggio effettuati in diversi paesi dell'Europa occidentale, la valutazione dell'impatto ambientale della movimentazione di fondali e, in particolare, del dragaggio di sabbie, non è semplice. Numerose variabili - come p.e. variazioni climatiche stagionali ed inter-annuali, idrodinamismo, caratteristiche del sedimento in termini di granulometria e contenuto in sostanza organica - giocano un ruolo importante nel determinare la struttura e la composizione delle comunità macrozoobentoniche, rendendo difficile derivare modelli generali (Newell et al., 1998; Van Dalfts en et al., 2000; Sardà et al., 2000; Simonini et al., 2005, 2007). Inoltre, per l'area mediterranea, le pubblicazioni su riviste internazionali relative agli effetti dell'estrazione di sabbie sottomarine sono ancora piuttosto scarse (La Porta et al., 2009 e letteratura citata). Pertanto, le valutazioni di impatto devono essere pianificate caso per caso, prestando notevole attenzione alla costruzione di disegni di monitoraggio che permettano di distinguere i cambiamenti naturali del macrozoobenthos da quella indotta dall'intervento in esame.

Tra il 2001 ed il 2004 erano stati analizzati gli effetti a medio termine dell'estrazione di 800.000 m³ di sabbie sul macrozoobenthos dell'area C (Simonini et al., 2007; Simonini et al., 2011, Fig. 1).

I fondali dell'area C sono costituiti essenzialmente di sabbie, con una scarsa quantità di materiali più fini in superficie, sono localizzati in una zona a prevalente regime erosivo e ospitano comunità con elevata biodiversità, nelle quali coesistono specie tipiche di fondali sabbiosi e fangosi. Nel 2002, l'estrazione di 800.000 m³ di sabbie causò la quasi completa defaunazione dei fondali all'interno dell'area dragata. A causa dello scarso contenuto in fanghi ed argille del sedimento, nelle stazioni situate in prossimità dell'area di dragaggio non furono osservati fenomeni di seppellimento degli organismi dovuti alla sedimentazione del materiale fine posto in sospensione dalle attività della draga. L'impatto dell'estrazione delle sabbie relitte fu essenzialmente di tipo diretto, legato alla rimozione degli organismi dai fondali, ed interessò unicamente l'area dragata, senza provocare sostanziali variazioni delle caratteristiche granulometriche dei fondali. Questo ultimo aspet-

to facilitò il processo di ricolonizzazione/recupero. La ricolonizzazione richiede circa 12 mesi ed avvenne per opera delle specie caratteristiche dell'area, mentre il recupero strutturale delle comunità macrozoobentoniche richiese 24-30 mesi, al termine dei quali i popolamenti delle zone impattate tornarono ad uno stato paragonabile a quello osservato prima dell'intervento. Il programma di monitoraggio 2001-2004 evidenziò anche l'elevata variabilità temporale delle comunità macrozoobentoniche sia in termini di abbondanze che di numero di specie, suggerendo la necessità di predisporre di un maggior numero di campagne prima e dopo l'impatto, al fine di separare correttamente l'effetto dell'estrazione delle sabbie da quello dovuto all'eterogeneità temporale (Simonini et al., 2005, 2007; Simonini et al., 2011.).

Le informazioni raccolte sui pattern di ricolonizzazione e di recupero dei popo-

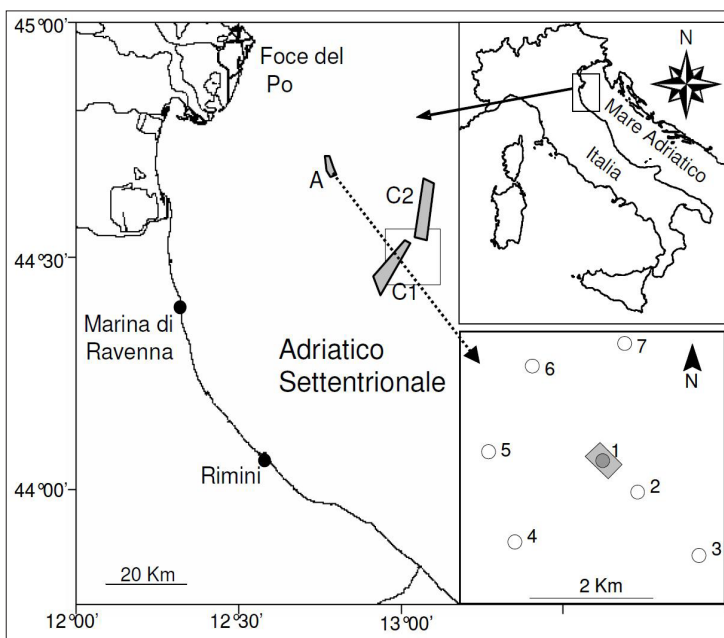


Figura 1 - Localizzazione delle aree e delle stazioni di campionamento.

lamenti macrozoobentonici sono servite da riferimento per prevedere sugli effetti ambientali di un successivo intervento di dragaggio avvenuto nel 2007, che ha interessato sia l'area C che l'area A, localizzata più in prossimità della foce del Po (Fig. 1). Carotaggi effettuati da ARPA - Emilia Romagna hanno evidenziato che nell'area A gli accumuli di sabbie relitte sono ricoperti da uno strato di fango dello spessore di 30-50 cm (Martinelli et al., 2007). Queste caratteristiche assumono un ruolo importante nel determinare non solo le biocenosi, che dipendono strettamente dalla granulometria del sedimento superficiale (Simonini et al., 2004), ma anche il tipo, l'entità e la durata dell'impatto del prelievo delle sabbie sugli ecosistemi bentonici delle aree interessate allo scavo e delle zone immediatamente adiacenti (Newell et al., 1998; Van Daltsen et al., 2000; Simonini et al., 2007).

Tenendo conto delle caratteristiche sedimentologiche e idrologiche della zona, si riteneva che le comunità macrozoobentoniche presenti nei fondali dell'area A fossero costituite soprattutto da specie limicole e tipiche della biocenosi dei fanghi terrigeni costieri (VTC); specie sabulicole potevano essere presenti dove la percentuale di sabbia nel sedimento superficiale era maggiore. In letteratura non esistevano casi di studio relativi a dragaggi di sabbie in condizioni analoghe (il lavoro di La Porta et al. [2009] sugli effetti dello sfruttamento di giacimenti sabbiosi ricoperti da sedimenti più fini nel Tirreno è posteriore all'intervento in esame). In base alle informazioni raccolte nell'ambito del monitoraggio 2001-2004 e dalla letteratura, ci si aspettava che l'estrazione di 200.000 m³ di sabbie nell'area A potesse provocare, nel breve termine, un impatto diretto, dovuto alla rimozione della macrofauna dai fondali dragati. Nel caso i fondali della zona di estrazione restassero fangosi, l'impatto diretto sui fondali dragati sarebbe stato transitorio e le comunità avrebbero recuperato in due anni; al contrario, se lo scavo avesse lasciato in superficie dei sedimenti costituiti soprattutto da sabbie e scheletro, il ritorno delle comunità allo stato originario avrebbe richiesto molto più tempo. E' stata ipotizzata anche la possibilità di un impatto indiretto, legato alla sedimentazione del materiale fine risospeso dalle attività di dragaggio, che avrebbe potuto provocare il seppellimento degli organismi nelle zone immediatamente adiacenti all'area di scavo. In base ai risultati degli studi di monitoraggio sugli effetti dello sversamento di fanghi sulle comunità bentoniche sui fondali a 10-20 km dalle coste emiliano - romagnole, questo impatto indiretto sarebbe dovuto essere trascurabile o di lieve entità (Simonini et al., 2005b).

In questo lavoro vengono illustrate e discusse le diverse fasi della valutazione degli effetti dell'estrazione di sabbie sulle comunità bentoniche dell'area A (Nord Adriatico), dalla quale sono stati prelevati circa 100.000 m³ di sabbia nel Maggio-Giugno 2007. In particolare, vengono trattati: 1) i principali aspetti metodologici considerati nella stesura del disegno di monitoraggio del macrozoobenthos, basato su un disegno sperimentale di tipo beyond-BACI (Before-After Control-Impact) evoluto asimmetrico (Underwood, 1992; 1994); 2) i risultati del monitoraggio, che copre un periodo che si estende da Agosto 2006 (8-9 mesi prima del dragaggio) a Maggio 2009 (dopo circa due anni dall'intervento).

Materiali e metodi

Considerando le diverse tipologie di impatto previste e l'elevata variabilità temporale delle comunità macrozoobentoniche dell'Adriatico Settentrionale (Massamba N'Siala et al., 2008), per la valutazione dell'impatto dell'estrazione delle sabbie dell'area A è stato predisposto un piano di monitoraggio basato su un disegno sperimentale di tipo beyond-BACI (Before-After Control-Impact) evoluto asimmetrico (Underwood, 1992, 1994).

Lo studio ha previsto due fasi successive di caratterizzazione e di monitoraggio vero e proprio. La durata della fase di caratterizzazione pre-opera è stata condizionata dal fatto che il monitoraggio è stato commissionato con meno di un anno in anticipo rispetto all'inizio del dragaggio: sono state quindi eseguite 3 campagne di campionamento nel periodo estate-autunno 2006/inverno 2007, separate da circa 2-3 mesi tra loro (Agosto 2006, Novembre 2006, Febbraio 2007). In questo modo è stato caratterizzato le comunità macrozoobentoniche dell'area prima dell'intervento e valutare la loro naturale variabilità temporale. La successiva fase di monitoraggio post-opera ha previsto 3 campagne di campionamento, che sono state effettuate subito dopo l'estrazione delle sabbie nel 2007 (Giugno 2007), nell'estate 2008 (Luglio 2008) e nella primavera 2009 (Maggio 2009): in questo modo sono state ottenute informazioni sull'entità dell'impatto nel breve termine e dopo circa uno e due anni dal dragaggio, due periodi di riferimento spesso utilizzati per descrivere i pattern di recupero del macrobenthos dopo il dragaggio (Van Daltsen et al., 2000; Boyd

et al., 2003, Simonini et al., 2007). A differenza del monitoraggio 2001-2004, non è stata effettuata una campagna di monitoraggio in opera: quest'ultima deve essere effettuata durante il periodo in cui la draga sta operando e può essere utile se i campioni raccolti vengono elaborati in breve tempo, per evidenziare eventuali anomalie nell'esecuzione dei lavori, mentre l'esame dei campioni di macrozoobenthos richiede diversi mesi.

Nell'area A sono state individuate 7 stazioni di campionamento (Fig. 1): la stazione 1, interna all'area di scavo e soggetta all'impatto diretto; la stazione 2, 500 m a SE dell'area di scavo, lungo la direzione delle correnti principali, che avrebbe potuto risentire dell'effetto della sedimentazione del materiale fine risospeso dalle attività di dragaggio; le stazioni 3, 4, 5, 6 e 7, a circa 2 km dall'area di scavo, che rappresentano le stazioni di controllo (Fig. 1). Si è scelto di adottare una sola stazione impattata perchè l'area di scavo era piccola in base all'esperienza precedente (Simonini et al., 2005, 2007, 2011) si prevedeva che l'impatto fossia omogeneo in tutta l'area di dragaggio (Underwood, 1992). Per ogni stazioni sono state previste tre repliche. Il numero di siti di controllo e di campagne di campionamento è stato definito sulla base di un'analisi costi/benefici (Underwood, 1997). Assumendo che la variabilità temporale e quella associata all'errore di campionamento fossero simili a quelle osservate nell'intervento del 2002, l'individuazione di 5 stazioni di controllo e di 3 campagne prima e dopo l'intervento avrebbe dovuto permettere di riconoscere come significative variazioni del 50% degli indici di diversità del macrozoobenthos.

Le modalità di prelievo/trattamento dei campioni e di separazione/identificazione del macrozoobenthos sono rimaste le stesse utilizzate nel monitoraggio 2001-2004 (Simonini et al 2007, 2011). I principali indici ecologici [numero di specie (S), abbondanza (N), diversità di Shannon (H')] sono stati calcolati per tutti i replicati.

La significatività delle differenze negli indici ecologici è stata analizzata tramite ANOVA (Underwood, 1992, 1994; Tab. 1).

Tabella 1 - Sorgenti di variazione (descritte nel testo), gradi di libertà (gdl), denominatori dei test F (MS den F) e valori di F critico (Fcrit) utilizzati per l'analisi del macrozoobenthos dell'area A.

Sorgenti di variazione	gdl	MS den F	Fcrit
Prima vs Dopo =B	1		
Tra Campagne = T(B)	4		
T(prima)			
T(dopo)			
Tra Stazioni = L	6		
Impatto vs Controlli= I	1		
Tra Controlli= C	5		
BxL	6		
BxI	1		
BxC	5		
T(B)xL	24	Res	1,65
T(prima)xL	12		
T(prima)xI	2	Res	3,11
T(prima)xC	10	Res	1,95
T(dopo)xL	12		
T(dopo)xI	2	Res	3,11
T(dopo)xC	10	Res	1,95
Residuo	84		
Totale	125		
F-ratio a 2-code			
T(dopo)xI vs T(prima)xI		T(prima)xI	19
T(dopo)xC vs T(prima)xC		T(prima)xC	2,98

I fattori considerati sono: prima e dopo l'impatto (Prima vs Dopo =B, fisso); campagne di campionamento (T, random, gerarchizzato in B, 3 livelli); stazioni di campionamento (L, random, 7 livelli, ortogonale a B e T). La variabilità tra campagne è stata ripartita in due componenti: prima e dopo l'intervento. Anche la variabilità tra stazioni di campionamento è stata suddivisa nelle componenti relative a 1) stazioni di controllo (tra controlli = C), 2) stazione direttamente impattata dall'estrazione (Impatto [stazione 1] vs Controlli = I) e 3) stazione esposta alla risospensione (Risospensione [stazione 2] vs Controlli = R). Analisi preliminari hanno evidenziato che la stazione 2 dell'area A, localizzata in maniera tale da risentire della rideposizione di materiali fini, non è variata prima e dopo l'intervento; non essendo stato evidenziato un impatto indiretto, la stazione 2 è stata considerata insieme ai controlli nelle analisi successive.

La valutazione dell'impatto ha richiesto l'esame della significatività delle interazioni BxL e T(B)xL, con le relative ripartizioni della variabilità. Lo scenario di impatto delineato in precedenza (defaunazione e successiva ricolonizzazione dei fondali, senza alterazioni significative dei controlli), che rientra nel tipo "pulse" (Underwood 1992, 1994), viene supportato se:

- il test T(B)xL è significativo;
- il test T(dopo)xC non è significativo;
- il test T(dopo)xI è significativo;
- il test T(dopo)xI / T(prima)xI è significativo (Tab. 1).

Test SNK sono stati effettuati *a posteriori* per valutare l'esistenza di differenze significative ($p < 0.01$) negli indici calcolati a) nella stazione 1 nelle diverse campagne e b) tra siti nella stessa campagna. Le analisi sono state effettuate tramite i software PRIMER v6 e Microsoft Excel.

Risultati

Nell'ambito dell'intera indagine sono stati determinati 32.414 individui appartenenti a 100 specie (Allegato 1). Gli anellidi policheti costituivano il gruppo maggiormente rappresentato (56 specie), i molluschi e gli artropodi erano presenti con 14 e 18 specie, rispettivamente, e gli echinodermi con 6. Erano presenti anche altri phyla (Nemertini, Priapulidi, Cnidari, Echiuridi, Foronidei e Sipunculidi, raggruppati come "altri") con poche specie. Gli anellidi policheti, con 23.963 individui, costituivano la frazione dominante del popolamento (74%), seguiti da artropodi (soprattutto crostacei, 5.467 individui, 17%) e molluschi (1.496 individui, 5%). Gli echinodermi erano relativamente scarsi (295 individui, 1%), anche se rappresentavano una frazione importante del popolamento in termini di biomassa. Gli altri phyla erano presenti complessivamente con 1.193 individui (4%).

In Tabella 2 sono riportati i risultati dell'ANOVA relativa alle variazioni degli indici univariati del macrozoobenthos nell'area A, i cui valori sono riportati in Tabella 3. Per tutti gli indici considerati le differenze tra stazioni sono variate in funzione delle date considerate [T(B)xL, $p < 0,001$], ma la maggior parte della variabilità è stata osservata nella zona impattata fra le tre date del post-impatto [T(dopo)xI, $p < 0,01$]. La variabilità della stazione impattata nelle tre campagne post-impatto era significativamente maggiore rispetto a quella osservata nelle campagne pre-operazionali [T(dopo)xI vs T(prima)xI, $p < 0,05$ per densità, $p < 0,001$ per gli altri indici]. Il differenziamento tra le stazioni di controllo nelle diverse date pre- e post-impatto non è variata in modo significativo. La significatività dei test T(B)xL, T(dopo)xI e T(dopo)xI/T(prima)xI ha supportato l'esistenza di un effetto di tipo "pulse" dell'estrazione delle sabbie sul macrozoobenthos, evidenziabile anche dall'analisi delle variazioni degli indici nelle singole stazioni osservate nelle sei campagne (Tab. 3).

Il trend di variazione della densità è stato più eterogeneo rispetto a quello degli altri indici (Tab. 3). Nel periodo precedente l'intervento, la densità è variata soprattutto a livello di campagne. In generale, le densità più elevate sono state osservate a Novembre 2006 (circa 2.900 ind.m⁻² nella stazione 1, 2.300-4.700 ind.m⁻² nelle altre stazioni), quelle più basse a Febbraio 2007 (900-1.600 ind.m⁻²). L'estrazione delle sabbie ha determinato la quasi defaunazione della stazione 1: a Giugno 2007, un mese dopo l'intervento, sono stati rinvenuti 85 ind.m⁻², che rappresentano solamente il 4-7% di quelli presenti nella stessa stazione nelle campagne pre-operazionali e nelle altre stazioni di controllo della campagna di Giugno 2007. Queste ultime hanno mostrato una variabilità tra stazioni paragonabile a quella osservata nelle campagne di caratterizzazione, con densità di 1.300-2.000 ind.m⁻². Dopo poco più di un anno dall'intervento, la densità del macrozoobenthos nella stazione impattata è aumentata di quasi 25 volte, raggiungendo quasi 1.600

ind.m⁻². Tuttavia, esisteva ancora uno scarto del 25-40% tra le densità osservate nella stazione 1 e nelle altre stazioni (2.100-2.700 ind.m⁻²). Dopo due anni dal dragaggio, la stazione 1 ha mostrato densità di circa 2.500 ind.m⁻², tra le più elevate di quelle registrate nell'ultima campagna (1.250-3.000 ind.m⁻²).

Durante le campagne pre-operazionali, il numero medio di specie è variato sensibilmente tra le diverse campagne e, soprattutto, tra le stazioni (Tab. 3). Nella stazione 1 il numero di specie è diminuito da Agosto 2006 a Febbraio 2007 passando da 53 a 44. Nelle altre stazioni di controllo il numero di specie è stato generalmente più basso, variando da un minimo di 31 ad un massimo di 49. A Giugno 2006, nella prima campagna dopo l'estrazione delle sabbie, il numero di specie nelle stazioni di controllo rientra nel range di variazione naturale osservato nelle tre campagne post-operazionali. Al contrario, nella stazione 1, direttamente impattata, sono state rinvenute unicamente 6 specie, con una riduzione dell'85% rispetto alle stazioni di controllo ed alla stazione 1 nelle campagne precedenti. Dopo un anno dall'estrazione delle sabbie, la stazione 1 ospitava ancora una comunità con un numero di specie (38) inferiore a quello riscontrato nelle stazioni 2 e 3 (48 e 49, rispettivamente), ma paragonabile a quello riscontrato nelle altre stazioni di controllo (37-39). Nella campagna di Maggio 2009, dopo due anni dal dragaggio, la stazione 1 era nuovamente caratterizzata da un numero di specie elevato (55), simile a quello osservato nelle stazioni 2 e 3 e maggiore rispetto alle altre stazioni.

Per quanto riguarda la diversità di Shannon, prima dell'intervento, la variabilità tra campagne e stazioni era scarsa e i valori più elevati sono sempre stati riscontrati nella stazione 1 (Tab. 3). Successivamente, un mese dopo l'estrazione delle sabbie, si è osservata una riduzione del 50% della diversità nella stazione 1. Non sono stati evidenziati effetti significativi sulla diversità nella stazione 2, che si è mantenuta su livelli elevati durante tutto il periodo. Nella campagna di Luglio 2008, per quanto riguarda l'indice di Shannon, le differenze tra stazione 1 e stazioni di controllo non erano significative. Nell'ultima campagna, la diversità della stazione 1 era tornata su valori simili a quelli pre-impatto e maggiori rispetto ai siti di controllo (Tab. 3).

Tabella 2 - Risultati dell'ANOVA per la valutazione degli effetti del dragaggio di sabbie nell'area A su numero di specie, densità e diversità di Shannon. $p < 0,05 = *$; $p < 0,01 = **$; $p < 0,001 = *$.**

Sorgenti di variazione	gdl	Densità (log10)		Specie		Diversità		M-AMBI EQR	
		MS	F	MS	F	MS	F	MS	F
B	1	1.72		1.79		0.33		0.0003	
T(B)	4	3.63		293		0.23		0.0134	
L	6								
I	1	3.49		10.48		0.09		0.0009	
C	5	0.24		496		0.23		0.0194	
BxL	6								
BxI	1	4.82		1273		1.38		0.0727	
BxC	5	0.09		21.04		0.01		0.0004	
T(B)xL	24	0.84	8.70***	142	6.76***	0.19	7.38***	0.0082	6.58***
T(Prima)xL	12								
T(Prima)xI	2	0.10	1.03	9.37	0.44	0.02	0.70	0.0003	0.20
T(Prima)xC	10	0.18	1.84	40.51	1.92	0.06	2.20*	0.0031	2.46
T(Dopo)xL	12								
T(Dopo)xI	2	8.61	88.67***	1438	68.20***	2.00	75.92***	0.0788	62.80***
T(Dopo)xC	10	0.11	1.10	12.11	0.57	0.01	0.19	0.0009	0.72
Residuo	84	0.10		21.10		0.03		0.0013	
Totale	125								
F-ratio a due code									
T(Dopo)xI vs. D(Prima)xI			85.92*		153.6**		109.2**		312.1**
T(Dopo)xC vs. D(Prima)xC			0.60		0.30		0.09		0.29

Tabella 3 - Principali indici strutturali del macrozoobenthos (media \pm dev.st. tra replicati) delle stazioni campionate nell'area A nelle sei campagne. La stazione 1 è quella direttamente interessata dal dragaggio. La sigla nella colonna Campagna_stazione identifica la data di campionamento e la stazione considerata. Le lettere accanto ai valori delle variabili si riferiscono ai gruppi statisticamente differenti ($p < 0,01$) identificati tramite test SNK (confronto stazione 1 tra diverse date con lettere minuscole; confronto tra siti nelle stessa data con lettere maiuscole).

Campagna Stazione	Densità [ind. m ⁻²]			SNK	Numero di specie			SNK	Diversità di Shannon			SNK
	valori				valori				valori			
0806_1	2467	\pm	466	b,A	53	\pm	10	c,B	3,20	\pm	0,06	bB
0806_2	2192	\pm	393	A	49	\pm	2	AB	3,14	\pm	0,10	A
0806_3	2299	\pm	354	A	43	\pm	6	A	2,98	\pm	0,24	A
0806_4	2016	\pm	160	A	37	\pm	3	A	2,87	\pm	0,14	A
0806_5	1293	\pm	466	A	33	\pm	6	A	2,96	\pm	0,11	A
0806_6	1923	\pm	344	A	38	\pm	5	A	2,91	\pm	0,22	A
0806_7	2008	\pm	681	A	45	\pm	7	AB	3,18	\pm	0,25	A
1106_1	2885	\pm	481	b,A	48	\pm	3	bc,B	3,25	\pm	0,20	bB
1106_2	3115	\pm	199	A	46	\pm	3	B	3,17	\pm	0,14	B
1106_3	3651	\pm	68	A	48	\pm	3	B	3,23	\pm	0,10	B
1106_4	4667	\pm	426	B	39	\pm	2	A	2,86	\pm	0,08	A
1106_5	3352	\pm	568	A	31	\pm	1	A	2,60	\pm	0,07	A
1106_6	2997	\pm	289	A	38	\pm	2	A	2,89	\pm	0,18	A
1106_7	2325	\pm	485	A	32	\pm	2	A	2,84	\pm	0,15	A
0207_1	1496	\pm	576	b,A	44	\pm	7	bc,A	3,30	\pm	0,15	bA
0207_2	1187	\pm	290	A	40	\pm	9	A	3,29	\pm	0,23	A
0207_3	1411	\pm	267	A	39	\pm	5	A	3,22	\pm	0,06	A
0207_4	907	\pm	238	A	33	\pm	5	A	3,07	\pm	0,15	A
0207_5	1515	\pm	356	A	32	\pm	2	A	3,05	\pm	0,07	A
0207_6	1589	\pm	170	A	38	\pm	4	A	3,24	\pm	0,14	A
0207_7	1152	\pm	159	A	31	\pm	5	A	2,96	\pm	0,15	A
0607_1	85	\pm	738	b,A	6	\pm	9	a,A	1,68	\pm	0,27	aA
0607_2	1997	\pm	260	B	48	\pm	3	C	3,18	\pm	0,15	B
0607_3	1712	\pm	184	B	46	\pm	4	C	3,18	\pm	0,15	B
0607_4	1339	\pm	800	B	34	\pm	3	B	2,95	\pm	0,06	B
0607_5	2032	\pm	778	B	36	\pm	6	B	2,95	\pm	0,20	B
0607_6	1971	\pm	245	B	41	\pm	4	B	3,02	\pm	0,15	B
0607_7	1267	\pm	491	B	37	\pm	1	B	3,08	\pm	0,25	B
0708_1	1587	\pm	1254	b,A	38	\pm	4	b,A	2,91	\pm	0,12	bA
0708_2	2392	\pm	1421	B	48	\pm	2	B	3,02	\pm	0,09	A
0708_3	2680	\pm	1147	B	49	\pm	1	B	3,13	\pm	0,10	A
0708_4	2128	\pm	1399	B	37	\pm	2	A	2,81	\pm	0,07	A
0708_5	2653	\pm	1329	B	39	\pm	3	A	2,84	\pm	0,08	A
0708_6	2584	\pm	1348	B	39	\pm	4	A	2,89	\pm	0,14	A
0708_7	2435	\pm	473	B	37	\pm	5	A	2,85	\pm	0,25	A
0509_1	2483	\pm	149	b,A	55	\pm	3	c,B	3,31	\pm	0,09	bB
0509_2	2069	\pm	771	AB	48	\pm	4	B	3,07	\pm	0,25	A
0509_3	2973	\pm	265	B	53	\pm	4	B	3,22	\pm	0,12	A
0509_4	1253	\pm	49	A	37	\pm	5	A	2,99	\pm	0,14	A
0509_5	1560	\pm	368	AB	36	\pm	8	A	2,92	\pm	0,18	A
0509_6	1315	\pm	220	A	39	\pm	5	A	3,01	\pm	0,15	A
0509_7	1477	\pm	52	A	41	\pm	2	A	3,07	\pm	0,26	A

Discussione e conclusioni

Le caratteristiche sedimentologiche e idrologiche dei fondali giocano un ruolo importante nel determinare la composizione e la struttura delle comunità macrozoobentoniche marine (Simonini et al., 2004). Le comunità macrozoobentoniche dell'area C, interessata dal dragaggio nel 2002, presentavano un gran numero di specie tipiche di fondali sabbiosi e misti, erano caratterizzate da una notevole ricchezza specifica ed elevata diversità e mostravano una struttura trofica abbastanza equilibrata. I detritivori superficiali ed i carnivori onnivori hanno costituito la maggior parte del popolamento sia in termini di specie che di abbondanze, ma anche i filtratori e gli scavatori erano ben rappresentati. Comunità di questo tipo sono relativamente poco comuni nell'Adriatico Nord-Occidentale (Simonini et al., 2005, 2007, 2011). D'altra parte, le comunità rinvenute nell'area A considerate in questo studio (All. 1) sono tipiche di fondali fangosi al largo delle coste emiliano-romagnole (Simonini et al., 2004; Massamba N'Siala et al., 2008). Rispetto alle comunità dell'area C, le biocenosi dell'area A sono caratterizzate da popolamenti più uniformi e sono dominate da un limitato numero di specie appartenenti alla categoria dei detritivori superficiali, che possono raggiungere densità anche molto elevate. Gli organismi appartenenti agli altri gruppi trofici sono scarsamente rappresentati soprattutto in termini di abbondanze, ad eccezione degli scavatori, che invece costituiscono una quota significativa del popolamento. La presenza di diverse specie in grado di scavare gallerie nel sedimento, in alcuni casi anche di grandi dimensioni, suggerisce che i fondali dell'area A siano relativamente stabili e non siano soggetti a frequenti perturbazioni di tipo meccanico, a differenza delle comunità di fondi fangosi situate a minore distanza dalla costa (Simonini et al., 2004; Massamba N'Siala et al., 2008). Le caratteristiche delle biocenosi, relativamente comuni al largo delle coste romagnole, suggeriscono che lo sfruttamento di giacimenti sabbiosi ricoperti da un sottile strato di pelite, come l'area A, sia più sostenibile rispetto al dragaggio di zone con sabbie esposte come l'area C.

L'estrazione di sabbie sottomarine ha spesso notevoli ripercussioni sulle caratteristiche biotiche ed abiotiche dei fondali interessati (Kenny e Rees, 1994, 1996; Newell et al., 1998; Van Dal'sen et al., 2000; Sardà et al., 2000). Anche nell'area A l'impatto a breve termine dell'estrazione delle sabbie si è manifestato attraverso una drastica riduzione del numero di specie, delle densità e della diversità nella stazione 1 interna all'area di dragaggio. Le operazioni di prelievo delle sabbie hanno previsto infatti l'asportazione degli strati più superficiali del sedimento determinando una quasi completa defaunazione. In accordo con le previsioni e con le osservazioni delle precedenti campagne del progetto di monitoraggio 2001-2004 (Simonini et al., 2005, 2007, 2011) non sono stati osservati effetti indiretti sulla stazione 2. Ciò è coerente con i risultati del monitoraggio della torbidità della colonna d'acqua durante i lavori, secondo cui le aree immediatamente adiacenti allo scavo non avrebbero subito significativi fenomeni di ri-sedimentazione (Martinelli et al., 2007). La ricolonizzazione dell'area dragata è stata rapida: le analisi effettuate sui campioni prelevati dopo poco più di 12 mesi dal termine delle operazioni di prelievo delle sabbie indicavano che la comunità macrozoobentonica delle zone direttamente impattate erano in fase di recupero avanzato. Il recupero può considerarsi concluso dopo due anni dall'intervento, quando tutti gli indici calcolati nel sito di controllo diventano simili a quelli osservati nelle tre campagne pre-operazionali e si ricostituisce il trend di differenziamento tra siti presente prima del dragaggio. La variabilità naturale spaziale e temporale rappresenta spesso un ostacolo per la valutazione degli effetti delle attività antropiche sugli ecosistemi marini (Underwood, 1992, 1994, 1997). Anche nell'area investigata, la composizione e la struttura delle comunità macrozoobentoniche variano non solo in funzione del prelievo delle sabbie, ma anche nello spazio (tra stazioni di controllo) e nel tempo (tra campagne di campionamento). Le differenze tra le campagne sono dovute soprattutto a variazioni delle abbondanze di alcune delle specie maggiormente rappresentate. Diversi studi (p.e. Occhipinti-Ambrogi et al., 2005; Massamba N'Siala et al., 2008) hanno evidenziato che la composizione e la densità del popolamento delle comunità di fondi molli dell'Adriatico settentrionale possono mostrare una notevole variabilità stagionale ed interannuale. Anche i risultati relativi al presente studio suggeriscono che le differenze tra le campagne siano dovute soprattutto a variazioni delle abbondanze di alcune delle specie maggiormente rappresentate, riconducibili ai cicli biologici delle diverse specie ed all'elevata variabilità stagionale ed inter-annuale dell'Adriatico settentrionale. Le differenze tra stazioni sono dovute all'eterogeneità ambientale su una scala spaziale di qualche chilometro: per esempio, l'elevato numero di specie osservate nella stazione 1 dell'area A è riconducibile alla presenza di una frazione sabbiosa più cospicua rispetto alle altre stazioni.

L'adozione di disegni sperimentali in grado di separare gli effetti antropici dalla variabilità naturale è fondamentale per garantire la buona riuscita dell'intero monitoraggio (Underwood, 1992, 1994). Il disegno di mo-

nitroaggio adottato nel presente studio ha permesso di raggiungere questo obiettivo e di valutare il processo di impatto, ricolonizzazione e recupero in maniera più efficace rispetto all'esperienza del 2001-2004 (Simonini et al., 2005, 2007, 2011), e può quindi servire da riferimento per monitoraggi futuri. Occorre però ricordare che questo approccio richiede l'esecuzione di diverse campagne pre-operazionali, per cui i programmi di monitoraggio devono iniziare almeno un anno prima dell'inizio dell'estrazione delle sabbie.

Ringraziamenti

Gli Autori desiderano ringraziare Giuseppe Montanari, Dino Pagan e Marco Paperini (Struttura Oceanografica Daphne, ARPA Emilia-Romagna) e i due revisori anonimi del manoscritto originale. Lo studio è stato finanziato dalla Regione Emilia-Romagna (Convenzione tra Ingegneria Ambientale- ARPA Emilia-Romagna e Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Modena e Reggio Emilia).

Bibliografia

- Boyd S.E., Limpenny D.S., Rees H.L., Cooper K.M. e Campbell S. (2003) - *Preliminary observations of the effects of dredging intensity on the re-colonization of dredged sediments off the south-east coast of England (Area 222)*. Estuarine e Coastal Shelf Science, 57: 209-223.
- Boyd S.E., Limpenny D.S., Rees H.L. e Cooper K.M. (2005) - *The effects of marine sand and gravel extraction on the macrobenthos at a commercial dredging site (results 6 years post-dredging)*. ICES Journal of Marine Science, 62: 145-162.
- Kenny A.J. e Rees H.L. (1994) - *The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos; early post-dredging recolonisation*. Marine Pollution Bulletin, 28(7): 442-447.
- Kenny A.J. e Rees H.L. (1996) - *The effects of marine gravel extraction on the macrobenthos. Results 2 years post-dredging*. Marine Pollution Bulletin, 32: 615-622.
- La Porta B., Targusi M., Lattanzi L., La Valle P., Paganelli D. e Nicoletti L. (2009) - *Relict sand dredging for beach nourishment in the central Tyrrhenian Sea (Italy): effects on benthic assemblages*. Marine Ecology, 30 (Suppl. 1): 97-104.
- Martinelli L., Preti M. e Guerrero M. (2007) - *Effect of off-shore sand dredging on turbidity*. The Eighth International Conference On The Mediterranean Coastal Environment. Medcoast. Alexandria, Egypt. 13-17 November 2007 pp. 829 - 840.
- Massamba N'Siala G., Grandi V., Iotti M., Montanari G., Prevedelli D. e Simonini R. (2008) - *Responses of a Northern Adriatic Ampelisca-Corbula community to seasonality and short-term hydrological changes in the Po river*. Marine Environmental Research, 66: 466-476.
- Newell R.C., Seiderer L.J. e Hitchcock, D.R. (1998) - *The impact of dredging work in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed*, Oceanography and Marine Biology Annual Review, 36: 127-178.
- Occhipinti-Ambrogi A., Savini D., Forni G. (2005) - *Macrobenthos community structural changes off Cesenatico coast (Emilia Romagna, Northern Adriatic), a six-year monitoring programme*. The Science of the Total Environment, 353: 317-328.
- Sardà R., Pinedo S., Gremare A., e Taboada S. (2000) - *Changes in the dynamics of shallow sandy bottoms assemblages due to sand extraction in the Catalan Western Mediterranean Sea*. ICES Journal of Marine Science, 57: 1446-1453.
- Simonini R., Ansaloni I., Bonvicini Pagliai A.M. e Prevedelli D. (2004) - *Organic enrichment and structure of the macrozoobenthic community in the northern Adriatic Sea in an area facing Po and Adige mouth*. ICES Journal of Marine Science 61(6): 871-881.
- Simonini R., Ansaloni I., Bonvicini Pagliai A.M., Cavallini F., Iotti M., Mauri M., Montanari G., Preti M., Rinaldi A. e Prevedelli D. (2005a) - *The effects of sand extraction on the macrobenthos of a relict sands area (northern Adriatic Sea): results 12 months post-extraction*. Marine Pollution Bulletin, 50: 768-777.
- Simonini R., Ansaloni I., Cavallini F., Graziosi F., Iotti M., Massamba N'Siala G., Mauri M., Montanari G., Preti M. e Prevedelli D. (2005b) - *Effects of long-term dumping of harbor-dredged material on macrozoobenthos at disposal sites along the Emilia-Romagna coast (Northern Adriatic Sea, Italy)*. Marine Pollution Bulletin, 50: 1595-1605.
- Simonini R., Ansaloni I., Bonini P., Grandi V., Graziosi F., Iotti M., Massamba-N'Siala G., Mauri M., Mon-

- tanari G., Preti M., De Nigris N. e Prevedelli D. (2007) - *Recolonization and recovery dynamics of the macrozoobenthos after sand extraction in relict sand bottoms of the Northern Adriatic Sea*. Marine Environmental Research, 64: 574–589.
- Simonini R., Grandi V., Iotti M., Massamba N'Siala G., Prevedelli D. - *Ricolonizzazione e recupero delle comunità macrozoobentoniche in seguito all'estrazione di sabbie relitte*. Studi costieri (2011)
- Underwood A.J. (1992) – *Beyond BACI: the detection of environmental impact on populations in the real, but variable, world*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 161: 145-178.
- Underwood A.J. (1994) - *On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances*. Ecological Applications, 4: 3–15.
- Underwood A.J. (1997) - *Experiments in Ecology Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance*. Cambridge University Press, Cambridge UK
- Van Dalssen J.A., Essink K., Toxvig Madsen H., Birklund J., Romero J., e Manzanera M. (2000). *Differential responses of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the Western Mediterranean*. ICES Journal of Marine Science, 57: 1439-1445.

Ricevuto il 27/08/2010, accettato il 18/04/2011.