



IL RILEVAMENTO DELL'INQUINAMENTO IN AMBIENTE MARINO E L'IMPORTANZA DEL DISEGNO DI CAMPIONAMENTO.

C. LARDICCI & F. ROSSI

Dipartimento di Scienze dell'Uomo e dell'Ambiente, Università di Pisa, Via A. Volta 6, 56126 Pisa

Introduzione

Il sempre maggior aumento dell'influenza antropica sull'ambiente marino soprattutto a livello della fascia costiera rende di fondamentale importanza poter stabilire l'impatto reale che molte attività umane esercitano sull'ecosistema marino. Le alterazioni prodotte negli ambienti naturali per le immissioni di inquinanti, di energie o di costruzioni di manufatti possono variare in modo molto ampio in funzione sia della quantità e qualità del disturbo esercitato sull'ambiente sia delle caratteristiche climatiche, idrologiche e biologiche del corpo ricevente. Per questa ragione è molto difficile poter predire *a priori* gli effetti che una qualsiasi attività umana potrebbe avere sull'ambiente marino e anche le eventuali previsioni dipendono in maniera fondamentale dalla conoscenza acquisita fino ad oggi da ricerche condotte in siti specifici. Sfortunatamente la quasi totalità degli studi condotti in questo campo, compresi quelli portati avanti in Mediterraneo, si sono limitati a considerare per il rilevamento dell'inquinamento marino le variazioni di un'esteso gruppo di parametri indicatori (dalle misure biochimiche a quelle della struttura delle comunità), in un'unica località di controllo da confrontare con la località potenzialmente impattata o a considerare gli eventuali gradienti di cambiamento dei parametri considerati a partire dall'area marina interessata dall'inquinante. Tali disegni di campionamento non si sono rivelati particolarmente efficaci per poter discernere gli eventuali cambiamenti dovuti a fenomeni di inquinamento delle misure degli indicatori presi in esame da quelle che sono le loro normali fluttuazioni spazio-temporali nell'ambiente naturale (Underwood 1994). Recentemente è stato proposto un particolare disegno di campionamento definito Beyond BACI (Before-After-Control-Impact) che ha cercato di risolvere il problema sopra citato attraverso l'uso di località multiple di controllo e di diverse scale spazio-temporali (Underwood 1992, 1993).

Nel presente contributo viene descritta un'applicazione pratica di tale disegno di campionamento per valutare gli effetti dello scarico termico di una centrale termoelettrica sulle comunità bentoniche di una località (Torre del Sale) del Golfo di Follonica. Tale studio è stato condotto sulle comunità bentoniche in quanto esse per le loro caratteristiche peculiari (scarsa mobilità, fedeltà ai siti di campionamento, indicatori



non puntiformi della situazione ambientale) si sono rivelate estremamente efficaci nell'evidenziare gli effetti di molti tipi di inquinamento anche analizzando i dati a livelli tassonomici superiori a quelli di specie.

Materiali e Metodi

La centrale termoelettrica di Torre del Sale è entrata in funzione nel 1977 con due sezioni della potenza di 320 MW. La centrale è stata raddoppiata nel 1990 con altre due sezioni ed attualmente impiega $44 \text{ m}^3\text{sec}^{-1}$ di acqua di mare per raffreddare gli impianti. La differenza di temperatura dell'acqua immessa nell'ambiente con i valori naturali è di circa $9 \text{ }^\circ\text{C}$. La quantità di calore immesso nell'ambiente è dell'ordine di 380 Mcal s^{-1} . Nell'area della Centrale la temperatura naturale dell'acqua di mare sul fondo varia da circa $13 \text{ }^\circ\text{C}$ in inverno a $23 \text{ }^\circ\text{C}$ in estate. L'effluente termico produce un incremento medio sul fondo di circa $2 \text{ }^\circ\text{C}$ in prossimità dello scarico mentre tende gradualmente a decrescere con l'aumentare della distanza (circa $0,5 \text{ }^\circ\text{C}$ a 300m) (Lardicci et al. 1999).

I campionamenti sono stati condotti nel Settembre del 1996 alla fine dell'estate assumendo un maggiore impatto dell'effluente termico sulle comunità durante il periodo più caldo dell'anno. La località potenzialmente influenzata dallo scarico termico (I) è stata scelta sulla base di valori di temperatura misurati sul fondo (2,5-3m) superiori di circa $2 \text{ }^\circ\text{C}$ a quella naturale. Tale località è risultata avere un'estensione di circa 100m x 100m ed essere localizzata a circa 20m dall'immissione dello scarico in mare. Sono state scelte lungo la costa con criteri casuali altre tre località di controllo con dimensioni e profondità simili ad I, ad una distanza di 1,8Km (C_1) ad est, 2Km (C_2) e 4,5 Km (C_3) ad ovest dello scarico. Tali località, sulla base di studi precedenti (Lardicci & Rossi 1997), risultavano non interessate dallo scarico termico e presentavano le stesse caratteristiche granulometriche della località potenzialmente influenzata dalla Centrale. All'interno di ciascuna di queste località sono stati scelti, sempre con modalità casuali, quattro siti ed in ciascuno di questi quattro siti sono stati raccolti casualmente tre campioni da operatori subacquei. Tali campioni sono stati prelevati con un carotatore di 10cm di diametro inserito ad una profondità di 15cm nel sedimento. I campioni sono stati poi setacciati con maglie di 0,5mm e conservati con formalina al 5%. In laboratorio il macrozoobenthos è stato smistato con stereomicroscopio e gli individui raccolti, classificati ove possibile a livello di specie. I dati ottenuti sono stati analizzati con tecniche multivariate (ANOSIM e MDS) correntemente usate in ecologia marina e con analisi della varianza gerarchizzata a due vie in accordo con il disegno di campionamento asimmetrico utilizzato.



Risultati

Nell'area studiata sono state raccolte complessivamente 71 specie e 1756 individui. Il numero di specie per località è risultato variare da 27 (C_3) a 40 (C_1) mentre il numero totale di individui da 191 (I) a 880 (C_1) (Fig. 1).

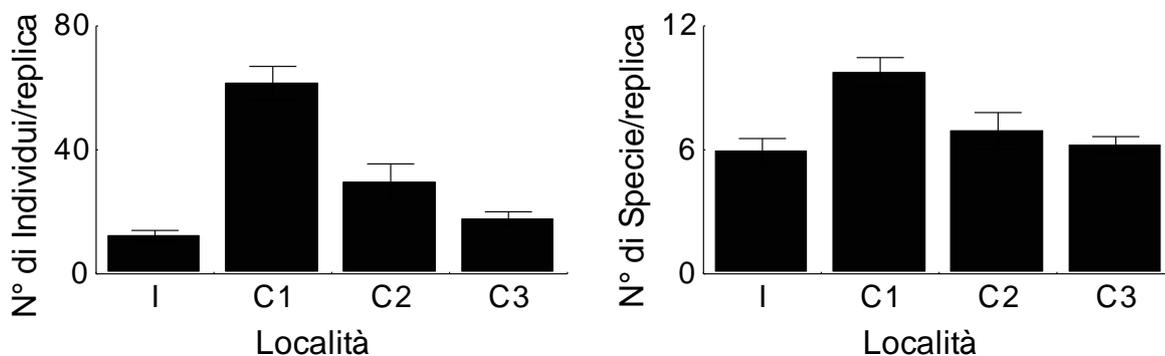


Fig. 1. Numero totale di individui e di specie per replica relativo alla comunità macrozoobentonica (media \pm ES, n= 12). I= località impattata, C_1 , C_2 e C_3 = località di controllo

Le specie più abbondanti sono risultate essere i policheti *Parapionosyllis labronica* and *Scoloplos armiger* insieme ad altre specie meno numerose come i policheti *Prionospio caspersii*, *Lumbrinereis impatiens* e i molluschi *Tellina tenuis*, *Abra prismatica* e *Divaricella divaricata*. Il test ANOSIM a due vie gerarchizzato ha evidenziato differenze significative sia fra i siti all'interno di ogni località e sia fra le quattro località; il test del confronto a coppie *a posteriori* ha mostrato differenze significative sia tra I e C_1 ma anche tra C_2 e C_3 (Tab. 1).



Tab. 1. ANOSIM a due vie gerarchizzato

Macrobenthos	
R-globale fra le località=0.322**	
R-globale fra i siti=0.448**	
R a coppie	
I;C1	0.635*
I;C2	0.333
I;C3	0.271
C1;C2	0.219
C1;C3	0.729*
C2;C3	0.073

**p<0.1%; *p<3%

Il modello di ordinamento MDS non è riuscito a mettere in evidenza una separazione chiara fra tutti i campioni della località interessata dallo scarico termico e quelli delle località di controllo (Fig. 2).

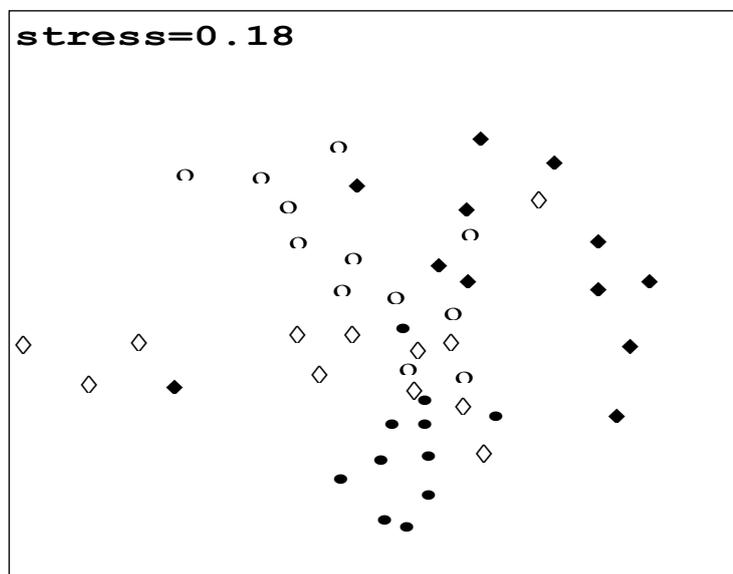


Fig.2. Modello di ordinamento del multi-dimensional scaling \blacklozenge =I \bullet = C1 \circ = C2 \diamond = C3.



Le analisi della varianza gerarchizzata a due vie del numero totale di specie, di individui e dell'abbondanza delle due specie dominanti (*S. armiger* e *P. labronica*) non ha messo in risalto alcuna differenza significativa fra i campioni interessati dallo scarico termico ed i campioni di controllo sia a livello della più piccola scala spaziale (tra sito e sito) che a quello della più grande scala (tra località e località). In tab. 2 è stato riportato un esempio di questa analisi condotta sul numero totale delle specie.

Tab. 2. Analisi della varianza a due vie gerarchizzata (dettagli nel testo). I dati sono stati trasformati tramite doppia radice quadrata.

Specie	gdl	varianza	F	p	denominator
L	3	0.15			
Fra C	2	0.17	8.95	*	Residuo
I↔C	1	0.10	0.59	n.s.	fra C
Siti(L)	12	0.12			
Siti(C)	9	0.12	6.32	*	Residuo
Siti(I↔Cs)	3	0.116	1.03	n.s.	siti(C)
Residuo	32	0.019			

C-Cochran=0.27

* p<0.05; n.s. non significativo



Discussione

L'analisi delle comunità bentoniche ha mostrato come l'effluente termico sembra non influenzare la struttura dei popolamenti e la distribuzione spaziale dei taxa studiati. Le comunità o non evidenziano differenze significative fra la località interessata dall'effluente termico e le località di controllo o queste ultime sono così differenti tra di loro come lo sono anche dalla località impattata dallo scarico. Tale situazione suggerisce il fatto che le caratteristiche del popolamento di I siano comprese in quella che è la variabilità naturale del Golfo di Follonica.

La composizione specifica del popolamento macrozoobentonico non ha evidenziato la presenza delle specie opportuniste o di specie tolleranti come riportate in lavori precedenti. *Capitella capitata* è stata raccolta in grande abbondanza vicino allo scarico di una centrale in Florida (Mahadevan 1980) e in prossimità di acque calde provenienti da una centrale termoelettrica nell'estuario del fiume Medway (Kent), Bamber & Spencer (1984) ritrovarono generi considerati tolleranti allo stress termico come *Caulleriella* e *Pelosclex*. La composizione qualitativa delle comunità del Golfo di Follonica hanno invece evidenziato la presenza di specie tipiche delle sabbie fini, come era logico attendersi in base alle caratteristiche del sedimento e la relativa bassa abbondanza riscontrata in generale in tutte le località studiate, può sicuramente ascrivere allo stress idrodinamico tipico dell'ambiente di bassa profondità.

Le nostre conclusioni sull'assenza di un impatto significativo da parte dell'effluente termico potrebbe apparire in contrasto con molti studi svolti precedentemente (Mahadevan 1980; Verlaque et al. 1981; Bamber & Spencer 1984, Qian et al. 1993) che hanno messo in evidenza una riduzione nel numero delle specie, l'incremento nell'abbondanza di specie opportuniste o efemerale o addirittura come nel caso della centrale di Madras (Suresh et al. 1993) la completa scomparsa di tutte le specie bentoniche durante la stagione calda. D'altra parte, le ricerche condotte sugli effetti degli scarichi termici di molte centrali termoelettriche italiane non hanno rivelato particolari effetti significativi su differenti componenti dell'ecosistema marino come il fito e lo zooplankton, il benthos ed il necton, anche se molte volte non sono state indagate le aree immediatamente prospicienti l'immissione dello scarico termico (Cironi et al. 1995).

Chiaramente, i livelli differenti di dispersione del calore nell'ambiente marino nelle diverse aree geografiche studiate e le differenti tolleranze allo stress termico delle specie presenti, possono dar luogo a risposte molto variabili all'impatto termico. Molte delle località in cui è stato registrato un notevole impatto degli effluenti termici sulle comunità presentavano degli aumenti di temperatura sul fondo dovuti alle acque calde di circa 7-10 °C rispetto alle temperature naturali al contrario di quanto misurato lungo le coste italiane dove l'aumento medio era di circa 1-2 °C (Cironi et al. 1995). Inoltre, può variare in modo consistente la risposta allo stress termico di specie e di popolazioni differenti anche in relazione alla latitudine e alla distribuzione batimetrica. Ansell et al. (1981) hanno infatti dimostrato, con studi in laboratorio, come le popolazioni mediterranee di alcune specie di molluschi presentino una maggiore tolleranza agli aumenti di temperatura rispetto a popolazioni scozzesi delle stesse specie ed anche come,



laddove nella stessa area siano presenti specie molto simili, quelle che vivono a batimetrie più basse presentino una minor tolleranza di quelle superficiali.

Comunque, oltre a queste considerazioni, è soprattutto il disegno di campionamento messo in atto che riveste un ruolo fondamentale per il rilevamento di qualsiasi tipo di stress sui popolamenti. La distribuzione non uniforme delle specie raccolte ha messo in evidenza l'utilità e la necessità di adoperare dei disegni di campionamento gerarchizzati con differenti scale spaziali e/o temporali negli studi ambientali (Underwood 1992; Morrisey et al. 1992). Tali disegni di campionamento permettono una stima del contributo della scala più piccola alla variabilità totale dei campioni all'interno della scala più grande di confronto. La variabilità nella distribuzione degli organismi o degli inquinanti all'interno di qualsiasi località di campionamento non può essere stimata in maniera adeguata campionando anche con numerose repliche in unico sito e rendendo impossibile, quindi, un confronto adeguato e corretto fra differenti località in ambienti eterogenei come sono quelli marini. Questa ricerca ha dimostrato anche l'importanza, negli studi per il rilevamento degli inquinanti in ambiente marino, di effettuare sempre il confronto fra una località potenzialmente impattata da un qualsiasi tipo di inquinamento con più di una località di controllo (Underwood 1994, Chapman et al. 1995). Se la presente ricerca avesse considerato unicamente C_1 , C_2 oppure C_3 avremmo ottenuto risultati differenti che avrebbero portato a conclusioni contrastanti sulla presenza (o assenza) di impatto dovuto alla scarico termico nella località I. Appare quindi di fondamentale importanza che tali disegni di campionamento e metodologie di analisi siano impiegati soprattutto da quegli enti statali, regionali, provinciali o comunali che hanno fra i loro compiti istituzionali il rilevamento ed il monitoraggio dell'inquinamento in ambiente marino e che, salvo qualche rarissima eccezione, raccolgono anche notevoli quantità di dati le cui interpretazioni sono però completamente inficiate da erronee impostazioni del disegno di campionamento.

Bibliografia

Ansell, A.D., Bodoy, A. and Masse, H. (1981) Consequences of geographical distribution, at a European scale, on thermal tolerance in marine molluscs. In *Influence of thermal discharges on marine and estuarine organisms* ed. Commission of the European Communities, pp.2-12 Luxembourg

Bamber, R. N. and Spencer, J. F. (1984) The benthos of a coastal power station thermal discharge canal. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **64**, 603-623.

Chapman, M. G., Underwood A. J. and Skilleter, G. A. (1995) Variability at different spatial scales between a subtidal assemblage exposed to the discharge of sewage and two control assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **189**, 103-122.



Cironi R., Ioannilli, E. and Vitali, R. (1995) Assessment of effects of coastal power plants on marine biological resources in Italy. In *Coastal ocean space utilization*, eds N. Della Croce, S. Connel and R. Abel, pp. 313-329, E & Fn Spon, London.

Lardicci, C. and Rossi, F. (1997) Cap. 1. Comunità macrozoobentoniche di fondo molle. In *Controllo della situazione ecologica dell'area marina antistante la Centrale Termoelettrica di Piombino*, ed. Consorzio per il Centro interuniversitario di Biologia Marina di Livorno, 4-26 pp.

Lardicci, C., Rossi, F. and Maltagliati, F. (1999) Detection of thermal pollution: variability of benthic communities at two different spatial scales in an area influenced by a coastal power station. *Marine Pollution Bulletin* **38**, 296-303.

Mahadevan, S. (1980) A study on the effects of power plant thermal discharges on benthic infaunal communities at Big Bend, Tampa Bay (Florida). *Florida Science* **43**, 7.

Morrisey, D. J., Howitt, L., Underwood, A. J. and Stark, J.S. (1992) Spatial variation in soft -sediment benthos. *Marine Ecology Progress Series* **81**, 197-204.

Qian S., Chen H., Zhao, X., Zhang, Q. (1993) A study of the effect of thermal pollution on seaweeds. *Journal Ocean University of Qingdao* **23**, 22-34.

Suresh, K., Ahamed, M. S., Durairaj, G. and Nair, K. V. K (1993) Impact of power plant heated effluent on the abundance of sedentary organism, off Kalpakkam, East coast of India. *Hydrobiologia* **268**, 109-114.

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. (1993) The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Australian Journal of Ecology* **18**, 99-116.

Underwood, A. J. (1994) On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications* **4**, 3-15.

Verlaque, M., Giraud, G. and Boudouresque, C. F. (1981) Effects of a thermal power plant on the Mediterranean marine phythobenthos: the area of high frequency temperature changes. *Botanica Marina* **24**, 69-87.