

STUDIO DEL BIOACCUMULO DI ALCUNI METALLI PESANTI IN
POSIDONIA OCEANICA (L.) DELILE DELL'ALTO LAZIO

Renato PERDICARO* e Giorgio DE ANGELIS**

* Laboratorio Centrale di Idrobiologia, Roma

** Laboratorio di Biologia Marina e Pesca, Fano (PS)

SUMMARY

The contents of Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni and Pb are examined in samples collected with seasonal frequency (1989) in three stations situated in Northern Lazio (Italy).

The average contents are Cd = 2.81, Cr = 0.94, Cu = 24.0, Fe 217, Ni = 27.6, Pb = 2.93 and Hg = 0.11 (mg/Kg d.w.).

The variance analysis indicates that generally the metal contents show significant seasonal influences. Two metals (Cu and Cd) show also significant differences in relation to location of the stations.

1. INTRODUZIONE

Posidonia oceanica e' una fanerogama largamente diffusa sulle coste tirreniche, benché attualmente tenda a rarefarsi (specialmente in Mare Adriatico) per fattori verosimilmente legati all'inquinamento marino. Questa macrofita generalmente forma fitte praterie che offrono un indispensabile rifugio alle uova e agli stadi larvali degli organismi marini. Scopo della ricerca(1) e' lo studio delle variazioni spaziali e temporali dei contenuti di alcuni metalli pesanti in Posidonia oceanica. I dati reperiti in letteratura, relativi all'area mediterranea, riguardano i contenuti di Hg (Augier, Ramonda, Santimone, Taglioni, 1988; Maserti, Ferrara, Paterno, 1986) di Fe, Zn, Cu, Pb, Cd e Hg (Tuncer, 1988).

2. MATERIALI E METODI

I campioni i Posidonia oceanica sono stati raccolti con frequenza tagionale (8/III/89, 7/VI/89, 4/X/89 e

(1) La ricerca è stata condotta con il contributo dell'UNEP.

13/1/90) in tre stazioni dislocate lungo le acque costiere laziali a Nord di Roma. La stazione 1, la più meridionale, era collocata di fronte a Punta Mattonara, la stazione 2 era prospiciente le centrali termoelettriche di Torre Valdaliga, nei pressi di Civitavecchia, e infine la stazione 3, la più settentrionale, era posta di fronte a Punta S. Agostino.

I campioni sono stati raccolti manualmente da un subacqueo alla quota di - 4 m a circa 1 Km dalla costa nella st. 3 e a circa 0.5 Km nelle altre due.

Nei 4 campionamenti si è sempre cercato di raccogliere i campioni nello stesso punto. In ciascuna stazione sono stati raccolti 5 campioni collocati "grosso modo" al centro e ai vertici di un quadrato di 1 - 2 m di lato.

Sono stati dosati i seguenti metalli: cadmio, cromo, rame, ferro, mercurio, nichelio e piombo.

Le macrofite, dopo la raccolta, sono state lavate con la stessa acqua di mare della stazione di prelievo e conservate a - 30°C in sacchetti di polietilene a chiusura ermetica. In laboratorio è stato selezionato il materiale fogliare, eventualmente raschiato con una lama di plastica per asportare gli epibionti, scartando le parti basali meno pigmentate e quelle parti in cui più massiccia era la presenza degli epibionti. I campioni sono stati poi essiccati in stufa a 105°C fino a peso costante (con una perdita media del 70%) e quindi sottoposti a macinazione in un mortaio elettrico di agata.

Digestione di Hg: 1 g di sostanza secca con 14 ml di miscela solfonitrica (1/1) sono stati riscaldati ad ebollizione moderata per 15' in un palloncino munito di refrigerante di Friedrichs. La soluzione è stata poi portata a 50 ml (Maserti et al., 1986). Digestione degli altri metalli: 0.5 g di sostanza secca con 10 ml di HNO₃, collocati in contenitori di teflon che, chiusi ermeticamente, sono stati riscaldati a 100°C in stufa per un'ora, la digestione è stata poi completata negli stessi contenitori che, aperti, sono stati trattati con 3 ml di H₂O₂ su blocco riscaldante per un'ora a circa 85°C. La soluzione è stata poi portata a 50 ml (Brix and Lyngby, 1983; Brix, Lyngby and Schierup, 1983a;1983b; Krishnamurty, Shpirit and Reddy; 1976). Il dosaggio è stato condotto con AAS, con il metodo dei vapori freddi (riducente NaBH₄) per Hg e con fometto di grafite per gli altri metalli (operando sempre con le aggiunte standard).

Cd, Cr, Cu, Fe, Ni e Pb sono stati dosati in 60 campioni (5 per ciascuna delle 3 stazioni ripetute 4 volte nell'ambito di un ciclo annuale). Hg è stato dosato in 12

campioni ottenuti miscelando in parti uguali i 5 campioni di ciascuna delle 3 stazioni ripetute 4 volte nell'ambito di un ciclo annuale.

I contenuti dei 7 metalli nelle foglie di Posidonia oceanica sono stati espressi in mg/Kg p.s..

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

L'analisi della varianza indica che sussiste una differenza significativa ($P=1\%$) tra le tre stazioni sui contenuti medi di Cd e Cu (Tab. 1). I contenuti minimi si rilevano nella St. 1 (Cd = 2.44 e Cu = 19.6). Più omogenei sono i valori delle St. 2 e 3 (Cd = 2.98 e 3.02, Cu = 25.2 e 27.3 rispettivamente). Per gli altri metalli esaminati non si rilevano differenze significative.

In particolare (Tab. 2), le differenze tra stazioni risultano significative ($P=1\%$) a giugno e a gennaio per Cd e a marzo, giugno e gennaio per Cu. Cr, Fe, Ni e Pb manifestano differenze significative tra stazioni in uno soltanto dei 4 campionamenti stagionali.

Mediamente, i contenuti relativi a tutti i metalli analizzati risulano significativamente diversi in relazione al periodo di raccolta ($P=1\%$) (Tab. 3). Un tendenziale incremento di concentrazione si osserva tra marzo '88 e gennaio '90 per Fe e Cr. La variabilità delle concentrazioni di Cu e Cd non risponde invece ad un andamento regolare nel periodo esaminato, pur essendo simile per i due metalli. In definitiva si osservano analogie di comportamento tra Fe e Cr e tra Cu e Cd. Infatti le funzioni di regressione lineare risultano significative. Le espressioni analitiche sono:

$$Fe = 236 Cr - 51.2 \quad (n = 60; r = 0.73; P = 0.1\%)$$

$$Cu = 7.87 Cd + 1.89 \quad (n = 60; r = 0.63, P = 0.1\%).$$

I contenuti di Hg (fatte salve le possibili, anche se verosimilmente modeste, perdite derivanti dall'essiccazione dei campioni a 105°C), sebbene non sottoposti ad analisi statistica per lo scarso numero di dati disponibili,ultano omogenei non sembrano soggetti a variazioni temporali e/o spaziali.

I contenuti medi globali sono stati confrontati con i dati reperiti in letteratura (Tab. 4). Secondo Maserti et al. (1986) il contenuto di Hg nelle foglie di posidonia raccolte in aree non contaminate della Corsica è pari a 0.025 mg/Kg p.u.. Lo stesso metallo, dosato nelle foglie liofilizzate di Posidonia della costa francese del Mediterraneo varia tra 0.03 e 0.14 mg/Kg (Augier et al.,

1988). Tuncer (1988) nello stesso vegetale, campionato lungo la costa egea della Turchia, rilevava i seguenti contenuti medi (mg/Kg p.u.): 54 di Fe, 2.40 di Cu, 3.00 di Pb, 0.85 di Cd e 0.03 di Hg. Si osservano alcune discrepanze tra i dati medi emersi nella presente ricerca e quelli testé citati (eventualmente divisi per 0.3 per convertirli, in modo sia pure approssimato, in mg/Kg p.s.). Pb e Cu infatti si discostano in modo vistoso anche se il primo dei due rientra nell'ambito di variabilità di questa ricerca.

Me n	Stazione 1		Stazione 2		Stazione 3		Varianza	
	M	(S.D.)	M	(S.D.)	M	(S.D.)	F	P
Cd 20	2.44	(0.47)	2.98	(0.59)	3.02	(0.81)	4.99	1%
Cr 20	1.00	(0.40)	0.94	(0.40)	0.88	(0.19)	0.56	--
Cu 20	19.6	(3.1)	25.2	(6.0)	27.3	(12.1)	5.03	1%
Fe 20 233	(111)		239	(133)	179	(73)	1.80	--
Ni 20	29.3	(6.2)	27.9	(5.2)	25.7	(6.1)	1.92	--
Pb 20	2.55	(1.09)	2.32	(1.25)	3.94	(4.03)	2.44	--
Hg 4	0.11	(0.04)	0.11	(0.05)	0.11	(0.05)	n.e.	

Tabella 1 - Numero di dati, medie, deviazioni standard e analisi della varianza dei contenuti metallici (mg/Kg p.s.) nelle foglie di Posidonia oceanica delle tre stazioni di campionamento.

Met.	03/89		06/89		10/89		01/90	
	Max	P	Max	P	Max	P	Max	P
Cd	3	--	2	1%	2	--	3	1%
Cr	3	--	2	1%	1	--	2	--
Cu	1	1%	3	1%	2	--	3	1%
Fe	1	--	2	--	1	--	2	1%
Ni	1	1%	1	--	2	--	3	--
Pb	1	--	3	1%	2	--	3	--
Hg	3	n.e.	=	n.e.	2	n.e.	3	n.e.

Tabella 2 - Stazioni in cui è stato rilevato il massimo contenuto di ciascun metallo in Posidonia oceanica e significatività con l'analisi della varianza.

M	n	03/89	06/89	10/89	01/90	An.Var.	
		M (S.D.)	M (S.D.)	M (S.D.)	M (S.D.)	F	P
Cd	15	2.64(0.41)	3.00(0.79)	2.19(0.35)	3.43(0.41)	15.5	1%
Cr	15	0.86(0.29)	0.71(0.17)	1.02(0.28)	1.16(0.43)	6.2	1%
Cu	15	19.4(5.5)	27.7(8.9)	20.4(6.7)	28.6(8.8)	5.9	1%
Fe	15	162 (57)	122 (31)	264 (76)	319 (127)	18.9	1%
Ni	15	31.3(4.7)	26.1(4.3)	21.2(3.7)	32.0(3.5)	22.9	1%
Pb	15	1.26(0.40)	3.82(3.85)	3.43(0.88)	3.22(2.82)	3.3	1%
Hg	3	0.15(0.03)	0.12(0.00)	0.11(0.05)	0.07(0.02)		n.e.

Tabella 3 - Numero di dati, medie, deviazioni standard e analisi della varianza dei contenuti metallici stagionali (mg/Kg p.s.) nelle foglie di Posidonia oceanica.

Me	[1]	S.D.	INT. VAR.		[2]	[3]	[4]
Cd	2.81	0.68	1.48	- 4.20	2.8		
Cr	0.94	0.34	0.41	- 1.96	-		
Cu	24.0	8.5	11.8	- 49.9	8.0		
Fe	217	111	61	- 525	180		
Ni	27.6	5.9	16.6	- 37.7	-		
Pb	2.93	2.58	0.60	- 13.4	10		
Hg	0.11	0.04	0.05	- 0.17	0.10	0.08	0.08

Tabella 4 - Confronto tra i contenuti metallici medi (mg/Kg p.s.) nelle foglie di Posidonia oceanica emersi nella presente ricerca [1] (di cui sono indicati anche deviazioni standard e intervalli di variabilità) con quelli di Tuncer (1988) [2], di Maserti et al. (1986) [3] e di Auger et al. (1988) [4].

4. CONCLUSIONI

Dai dati emersi nella presente ricerca si rileva che generalmente i contenuti dei metalli in Posidonia oceanica presentano significative influenze stagionali. Oltre a ciò, due metalli (Cu e Cd) manifestano anche significative differenze di contenuto in relazione alla diversa ubicazione delle stazioni campionate.

BIBLIOGRAFIA

- Augier, H., Ramonda, G., Santimone, M. and Taglioni, C. 1988. Etude de la contamination mercurielle de la Phanérogame marine Posidonia oceanica (L.) Delile dans la zone d'épandage des eaux usées de l'émissaire de Glens (Var, Méditerranée, France). Rapp. Comm. int. Mer Médit., 31,2: 156.
- Brix, H. and Lyngby, J.E. 1983. The distribution of some metallic elements in eelgrass (Zostera marina L.) and sediment in the Limfjord, Denmark. Estuar. Coast Shelf Sci, 16: 455-467.
- Brix, H., Lyngby, J.E. and Schierup, H.H. 1983. The reproducibility in the determination of heavy metals in marine plant material - an interlaboratory calibration. Marine Chemistry. 12: 69-85.
- Brix, H., Lyngby, J.E. and Schierup, H.H. 1983, Eelgrass (Zostera marina L.) as an indicator organisms of trace metal in the Limfjord, Denmark. Marine Environmental Research, 8: 165-181.
- Krishnamurty, K.V., Shpirit, E. and Reddy, M.M.. 1976. Trace metal extraction of soils and sediment by nitric acid-hydrogen peroxide. Atomic Absorption Newsletter, 15(3): 68-70.
- Maserti, B.E., Ferrara, R. and Paterno, P. 1986. Biodisponibilità del mercurio nel sedimento: ruolo svolto dalle praterie di Posidonia oceanica. Nova Thalassia. 8, suppl.3: 171-175.
- Tuncer, S. 1988. Variation et teneurs des métaux lourds chez certaines Algues sur la cote Egéenne de la Turquie. Rapp. Comm.int.Mer Médit. 31,2: 157.

IL FITOPLANKTON DELL'ALTO TIRRENO: CONDIZIONI TROFICHE E PRODUTTIVE.

M. INNAMORATI, L. LAZZARA, C. NUCCIO, G. MORI, L. MASSI e V. CHERICI

Università di Firenze, Dip. di Biologia Vegetale, Lab. di Ecologia

SUMMARY

General trophic and productive conditions of the Northern Tyrrhenian Sea have been studied on the basis of data collected during 11 cruises. Water column temporal evolution of euphotic zone follows the cycle of temperate seas, homogeneous in winter and with thermal stratification in summer. The nutrient rich Levantine Intermediate Waters do not seem to contribute to the enrichment of the upper layers that are always scarce in nutrients and mostly Nitrogen deficient. The average level of phytoplankton biomass varies during the year from 0.15 in summer to 1 mg/m³ of chlorophaeopigments at the beginning of spring. Some indirect measurements of primary production are here proposed and discussed.

INTRODUZIONE

Ad eccezione di poche zone (Carrada *et al.*, 1980; Innamorati *et al.*, 1979; 1989a; Lenzi Grillini e Lazzara, 1978; 1980; Scotto di Carlo *et al.*, 1985;) prevalentemente vicine alla costa, l'ecologia del fitoplancton del Mar Tirreno non è stata oggetto di studi sistematicamente condotti per analizzarne le variazioni spaziali e stagionali sull'intero mare. Allo scopo di colmare queste lacune, e tenendo conto della necessità interdisciplinare dello studio ecologico, è stato realizzato, con 10 gruppi di studio di varie competenze, un progetto di ricerca sullo stato biologico, chimico e fisico dell'Alto Tirreno Toscano. Nell'ambito di questo, sono state intraprese 11 campagne oceanografiche per conoscere la distribuzione spaziale e stagionale della biomassa e della densità delle sue diverse specie in rapporto ai fattori ambientali.

Qui di seguito si presenta un primo quadro generale risultante dall'andamento stagionale medio della biomassa, dei nutrienti e da una prima stima indiretta della produzione primaria annuale.

METODI

Dal 1982 al 1989 sono state effettuate le 11 campagne oceanografiche elencate nella Fig. 1, che riguarda l'ubicazione delle 837 stazioni ed il numero di queste per ogni campagna. In ciascuna stazione, oltre alle calate di sonda multiparametrica Idronaut (conduttività, temperatura, ossigeno disciolto, pH) sono stati rilevati nitriti, nitrati, fosfati, silicati, seston, clorofille e feopigmenti (clorofeopigmenti), carotenoidi, densità fitoplanctonica, alle profondità di 0, 10, 25, 50, 100, 200, 300 e 400 m (Innamorati *et al.*, 1990) e in alcune l'irradianza PAR discendente, ascendente e sferica e quella spettrale (sensori e spettroradiometro LI-COR). Le stime della produzione potenziale in C sono state calcolate, per lo strato 0-100 m, dalla differenza tra le concentrazioni massime e minime sia di $N-NO_3 + N-NO_2$ che di $P-PO_4$, considerato il rapporto C:N:P=106:16:1, e dall'integrale della curva perequata delle medie della biomassa rispetto al tempo in mesi per un intero ciclo annuale.

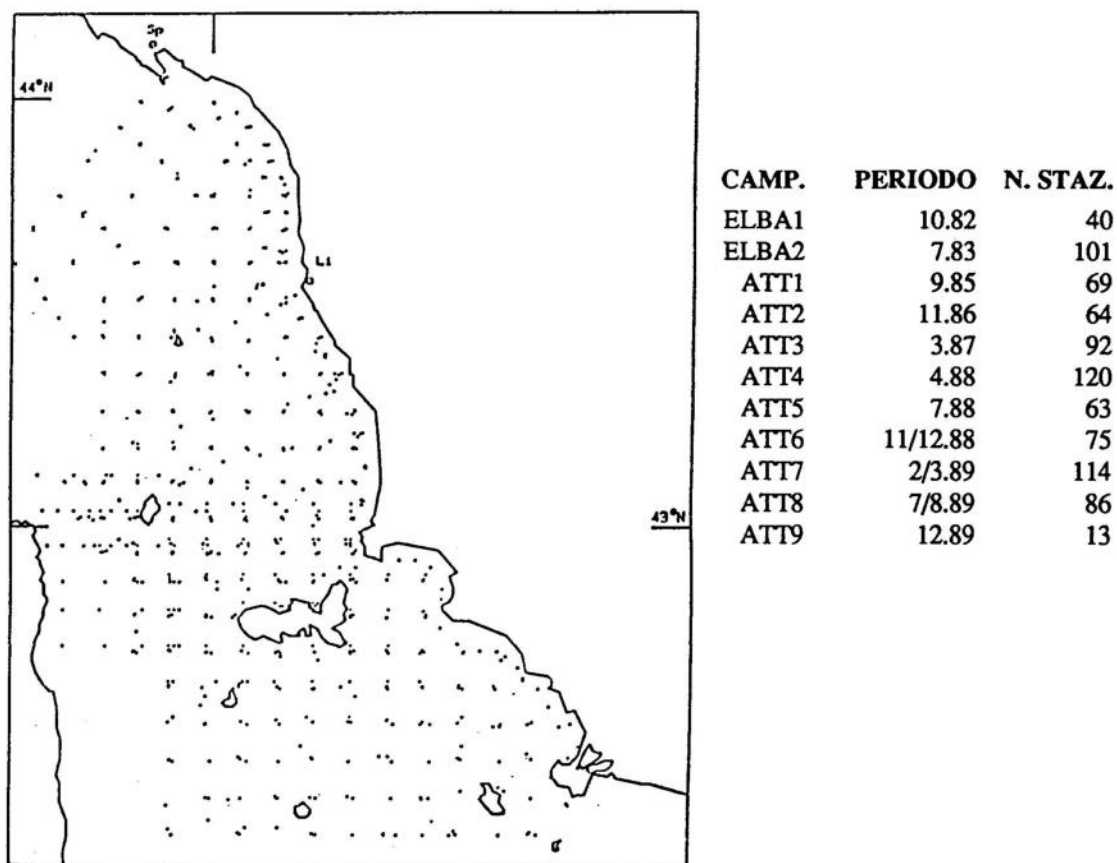


Fig. 1. Ubicazione delle 837 stazioni di rilevamento nelle diverse campagne.

RISULTATI

I diagrammi temperatura-salinità effettuati con tutti i dati raccolti di ciascuna campagna, ordinati in sequenza stagionale in funzione del mese di appartenenza, hanno evidenziato la graduale evoluzione delle caratteristiche termoaline della colonna d'acqua. Ciò ha permesso di considerare tale sequenza come una buona rappresentazione del ciclo stagionale annuale medio e pertanto, le medie generali dei dati di ciascun fattore analizzato, per ciascuna campagna e ciascuna profondità, sono state ordinate in successione stagionale dei mesi (Fig. 2 a, b, e, d). Si notano (Fig. 2 a) la forte stratificazione estiva delle acque superficiali ed il successivo raffreddamento e rimescolamento invernale.

Tuttavia le acque tirreniche e quelle intermedie levantine ricche di nutrienti sembrano restare separate da gradienti di temperatura, salinità e densità per la maggior parte del tempo. Solo a fine inverno la colonna si presenta omotermo-picno-alina per breve tempo e con profilo non del tutto deciso.

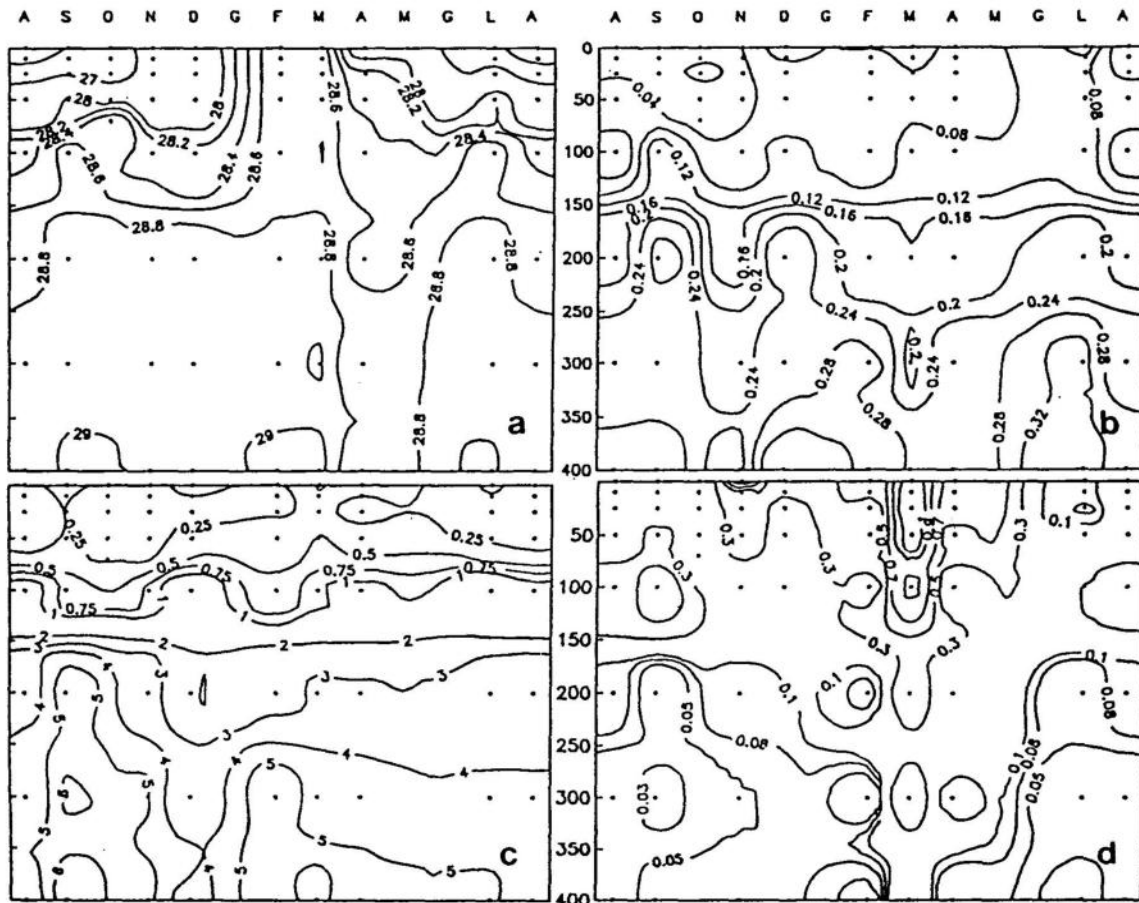


Fig. 2. Variazione temporale media di: a) densità; b) fosfati (μM); c) nitrati (μM); d) clorofeopigmenti (mg/m^3).

Le più alte concentrazioni superficiali dei nutrienti sono state misurate in vicinanza delle coste continentali, di quelle dell'Isola d'Elba e particolarmente nei pressi dei fiumi Arno, Serchio, Ombrone. Nelle acque della piattaforma ed in quelle oceaniche si mantiene sempre una differenziazione tra gli strati superficiali, che presentano medie inferiori a 0.1 μM di P-PO_4 e a 2 μM di N-NO_3 , e le acque intermedie in cui il contenuto di PO_4 può triplicare e quello di N-NO_3 arriva ad oltre 6 μM . Dalle medie generali di questi nutrienti (fig. 2 b, e), a differenza di quanto presentano la temperatura, la salinità e la densità, sembra che, tra le acque tirreniche superficiali e intermedie e quelle levantine intermedie (> 200 m), non si abbia mescolamento.

L'andamento temporale della clorofilla nella colonna d'acqua (fig. 2 d) evidenzia il verificarsi delle due fioriture dei mari temperati, rispettivamente in marzo e novembre (entrambe superiori a 1 mg/m^3), e l'aumento dei valori nello strato subtermoclinale che caratterizza il massimo profondo estivo della clorofilla.

Le distribuzioni bivariate dei logaritmi dei rapporti di nutrizione (Innamorati, 1989), $\log(\text{Chl/P})=f(\log(\text{Chl/N}))$, hanno evidenziato che per ogni singola campagna i punti dello strato 0-50 m sono tutti raggruppati attorno alle proprie medie, rivelando al contempo omogeneità tra i rapporti di una stessa campagna ed una differenziazione tra le campagne. Come risulta dalla Fig. 3, si può notare che le ellissi di equiprobabilità ($p=0.05$) delle medie stagionali nello strato 0-50 m si collocano tra la retta $\text{N}=16\text{P}$ che individua il rapporto ottimale e quella $\text{N}=1.6\text{P}$, dimostrando una generale situazione di azoto carenza. Al contrario, tutto lo strato compreso tra 100 m ed il fondo (fino a 800 m) tende a collocarsi sulla retta $\text{N}=16\text{P}$ o molto vicino, con l'asse maggiore dell'ellisse (retta ortogonale) parallelo ad essa e con coefficiente angolare di circa 1.

E' stata effettuata una stima indiretta della produzione primaria, considerando i rapporti $\text{C:N:P}=106:16:1$ e la variazione della biomassa nel tempo. Le stime della fertilità potenziale dall'azoto hanno dato un valore di 9.34 gC/m^2 all'anno e dal fosforo 22.26 gC/m^2 all'anno. La stima effettuata dall'integrale della curva del ciclo annuale della biomassa ha fornito valori da 9 a circa 35 gC/m^2 all'anno, a seconda del rapporto tra Carbonio e clorofilla fornito da diversi autori (Tab. 1).

DISCUSSIONI E CONCLUSIONE

La sequenza stagionale presentata, pur non essendo cronologicamente reale e pur non comprendendo nelle varie campagne sempre e solamente la stessa zona, si è rivelata rappresentativa grazie all'estensione e sovrapposizione di gran parte delle aree, alla numerosità delle stazioni ed alla fondamentale omogeneità della zona indagata, pur differenziabile in vari tipi di aree. E' da considerare tuttavia che, nella successione reale delle stagioni climatiche nei diversi anni, la durata di ciascuna è fluttuante, con inizi più precoci o più tardivi. Rispetto alla successione astronomica, erroneamente considerata obiettiva, e per semplicità da noi qui utilizzata, sarà logico operare una opportuna trasformazione della coordinata cronologica in ascisse da astronomica in climatologica.

Lo strato delle acque superficiali tirreniche che occupa l'area della piattaforma continentale è identificato nell'area oceanica con un minimo di temperatura intorno ai 200 m e con un netto gradiente di concentrazioni nutritive che lo separa dallo strato delle acque intermedie.

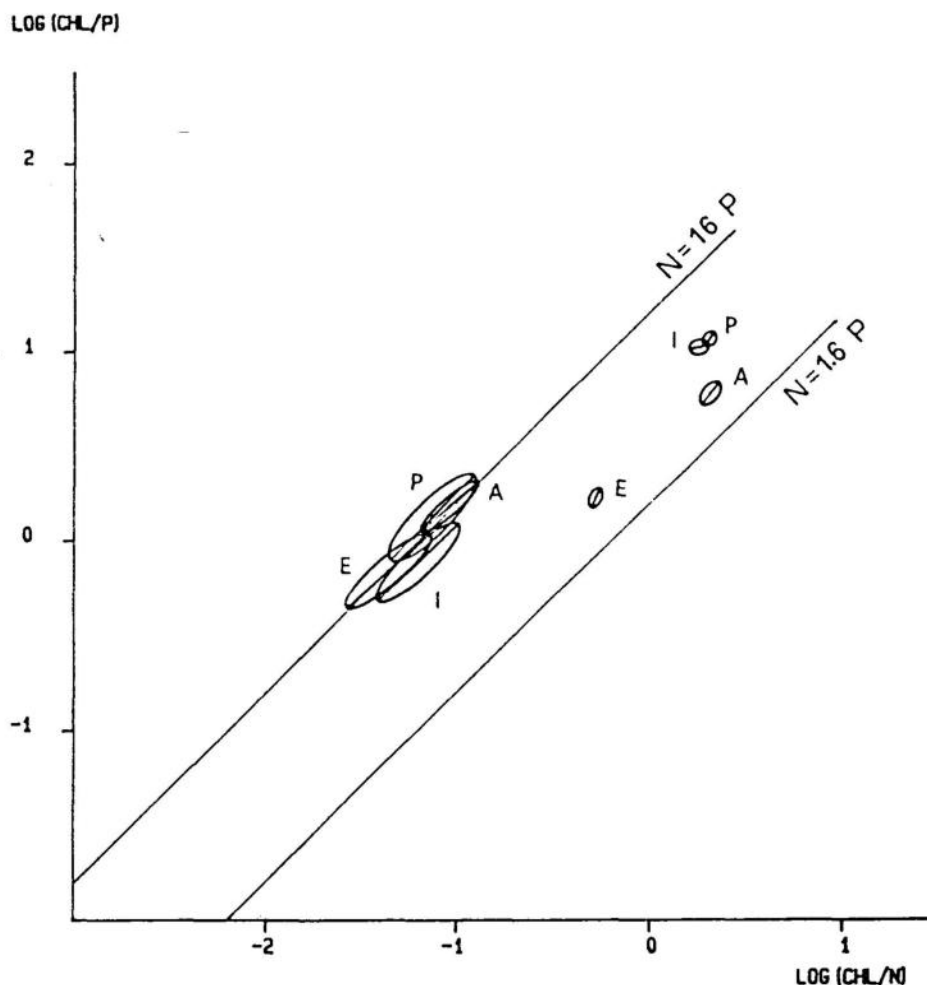


Fig. 3. Distribuzione delle ellissi di equiprobabilità ($P=0,05$) delle medie stagionali (I=inverno; P=primavera; E=estate; A=autunno) dei logaritmi dei rapporti di nutrizione (CHL/P e CHL/N) per lo strato 0-50 m, a destra in alto, e per quello 100 m-fondo a sinistra in basso sulla retta $N=16P$.

Le isoplete di temperatura, salinità e densità non permettono di escludere una omogeneizzazione della colonna attorno a febbraio-marzo, in vicinanza della fioritura, e suggeriscono quindi almeno una certa risalita di acque più profonde. Al contrario quelle dell' $N-NO_3$ presentano una costante separazione fra gli strati, facendo supporre un contributo minimo delle acque intermedie alla fertilizzazione superficiale. Al momento non è possibile dare una esauriente ed univoca spiegazione del fatto. Può darsi che la mancanza di campionamento tra metà dicembre e metà febbraio non abbia permesso di cogliere la risalita nutritizia; può darsi che non vi sia sufficiente energia nel sistema per sollevare l'acqua levantina negli strati superiori (Canada *et al*, 1980) anche se ciò non sembra del tutto coerente con i dati termici e alini oppure, pur avendosi la risalita con un flusso modesto, si è avuto che il consumo fitoplanctonico è stato così equilibrato da impedire sia la risalita delle cronisoplete che il loro successivo sprofondamento causato dalla fioritura (Flos, 1985).

TABELLA 1. Stime di produzione primaria nel Mediterraneo (gC/m^2 anno)

<u>Stime con ^{14}C</u>			
Baia di Talamone (0-20m)	42	Innamorati	
Golfo di Follonica (0-5m)	25	Innamorati <i>et al.</i> , 1989b	
Stretto di Messina	60	Bolognari, 1971	
Golfo di Napoli	284	Carrada <i>et al.</i> , 1980	
Costa Catalana	65-70	Margalef e Castellvi, 1967	
Haifa	34	Becacos-Kontos, 1968	
<u>Stime indirette</u>			
	NUOVA	TOTALE	
Alto Tirreno	3.7	9.3	da N- NO_3 (presente lavoro)
Alto Tirreno	8.9	22.3	da P- PO_4 (presente lavoro)
* Bacino N-W		86	" * Bethoux, 1981
* Bacino S-W		9	"
* Bacino W		36	"
* Tirreno		10	"
INTEGRALE BIOMASSA (presente lavoro)			
	mgChl/m^2 anno	C/Chl	gC/m^2 anno
Alto Tirreno	436	20	9.2
		55	24
		80	34.9

Riguardo alle condizioni di limitazione, pur sussistendo nel Mediterraneo una grande variabilità spaziale e temporale, Berland *et al.* (1980) indicano il fosforo come elemento maggiormente limitante, a differenza della generalità delle acque oceaniche. Dai dati qui esposti appare che negli strati superficiali il consumo fitoplanctonico disgrega la regolarità dei rapporti assimilativi, rendendo lo strato generalmente carente di azoto, a differenza di quanto avviene negli strati profondi. Sembra quindi evidente che il consumo e la rigenerazione dell' N- NO_3 hanno modalità diverse da quelli del P- PO_4 : nel caso dei minimi valori rilevati di $\text{N}=1.6\text{P}$, risulterebbero 10 volte maggiori di quelli del P- PO_4 (16/1.6). In Fig. 3 si può notare che nelle varie stagioni si ha un'oscillazione, oltre che del rapporto tra biomassa e nutrienti (lungo le rette parallele alla $\text{N}=16\text{P}$), anche di quello tra i nutrienti (perpendicolarmente a tali rette). Tale ricorrenza, che varia con le stagioni, presenta la capacità di controllo delle condizioni stagionali sulle diverse modalità relative di riciclo del P e dell'N.

I livelli di produzione stimati nel Mediterraneo sono spesso sembrati più alti di quanto ci si sarebbe aspettati dalle risorse nutritive (Sournia, 1973), soprattutto in acque oceaniche e durante la stratificazione estiva. Le nostre stime danno valori piuttosto bassi, dell'ordine di quelli individuati da Bethoux (1981) nel Tirreno e inferiori, come da aspettarsi, ad altre misure delle zone costiere mediterranee e tirreniche (Tab.1). Le due stime di produzione vanno considerate delle sottostime in quanto, nel caso della fertilità potenziale, sembrano poco disponibili i nutrienti provenienti da una completa mineralizzazione e quindi può essere ipotizzabile una maggior percentuale di riciclaggio nutritivo, particolarmente per l'N e nei mesi estivi negli strati superficiali, spesso mostrato in acque oligotrofiche; nel caso del calcolo dall'integrale della biomassa, abbiamo sicuramente una stima al netto dal pascolo.

BIBLIOGRAFIA

- Berland, B.R., DJ. Bonin e S.Y. Maestrini. 1980. Azote ou phosphore? Considérations sur le "paradoxe nutritionnel" de la Mer Mediterranee. *Oceanol. Acta*, 3,1: 135-141.
- Bethoux, J.P.. 1981. Le phosphore et l'azote en Mediterranee, bilans et fertilité potentielle. *Mar. Chem.*, 10: 141-158.
- Carrada, G.C., T.S. Hopkins, G. Bonaduce, A. Ianora, D. Marino, M. Modigh, M. Ribera D'Alcalà e B. Scotto di Carlo. 1980. Variability in the Hydrographic and Biological Features of the Gulf of Naples. *P.S.Z.N. I: Mar. Ecology*, 1: 105-120.
- Flos, J.. 1985. The Driving Machine, in: R. Margalef (ed.), *Western Mediterranean*, Pergamon Press, London: 60-99.
- Innamorati, M.. 1989. Proprietà statistiche e processi di rinnovo dei nutrienti e del fitoplancton in mare. *Oebalia*, XV (1) N.S.: 357-374.
- Innamorati, M., A. Bochicchio, R. Gabbrielli, C. Lenzi Grillini. 1979. Effetti dell'incremento termico artificiale nel mare di Torre del Sale (Golfo di Follonica). Primi risultati. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat., Mem., ser.B*, 86 (suppl.): 190-198.
- Innamorati, M., G. Mori, L. Lazzara, G. Ceccatelli, M. De Poi, S. Buzzichelli, S. Cavalieri. 1989a. Il fitoplancton nel mare inquinato dal fiume Arno (San Rossore 1983- 1986). *Oebalia*, XV (1) N.S.: 427-439.
- Innamorati, M., C. Nuccio, C. Lenzi Grillini, M. De Poi e M. Mannucci. 1989b. Biomassa, produzione e specie fitoplanctoniche nel mare antistante lo scarico termico della centrale elettrica di Torre del Sale (Golfo di Follonica). *Resoconti dei rilevamenti in mare*, n.5, Dip. Biol. Veg., Firenze: 1-45.
- Innamorati, M., L. Lazzara, C. Nuccio, M. De Poi, M. Mannucci e G. Mori. 1990. Biomassa fitoplanctonica e condizioni idrologiche nell'Alto Tirreno Toscano. *Resoconti dei rilevamenti in mare*, n.7, Dip. Biol. Veg., Firenze: 1-95.
- Lenzi Grillini, C. e L. Lazzara. 1978. Ciclo annuale del fitoplancton nelle acque costiere del Parco Naturale della Maremma, I. Variazioni quantitative. *Giorn. Bot. It.*, 112, n. 3:157-173.
- Lenzi Grillini C. e L. Lazzara. 1980. Ciclo annuale del fitoplancton nelle acque costiere del Parco Naturale della Maremma. II. Flora e variazioni delle comunità. *Giorn. Bot. It.*, 114:199-215.
- Scotto di Carlo, B., C.R. Tomas, A. Ianora, D. Marino, M.G. Mazzocchi, M. Modigh, M. Montresor, L. Petrillo, M. Ribera D'Alcalà, V. Saggiomo e A. Zingone. 1985. Uno studio integrato dell'ecosistema pelagico costiero del Golfo di Napoli. *Nova Thalassia*, 1, suppl. 3: 99-128.
- Sournia, A.. 1973. La production primaire planctonique en Mediterranee. Essai de mise a jour. *Bull. Elude en commun Medit.*, 5: 1-128.

LA CIRCOLAZIONE GENERALE DEL MEDITERRANEO ORIENTALE ALLA LUCE DEI RISULTATI DEL PROGRAMMA P.O.E.M.

Antonio MICHELATO

Osservatorio Geofisico Sperimentale – Trieste

SUMMARY

A new picture is presented of the general circulation of the Eastern Mediterranean based upon a recent hydrographic data set collected from 1985 to 1987 in the framework of the international research program POEM (Physical Oceanography of the Eastern Mediterranean).

The new picture shows a complex pattern dominated by sub-basin cyclonic and anticyclonic gyres interconnected by intense jets and meandering currents, which redistribute the water masses of the basin. An energetic mesoscale eddy field is superimposed on, and interacts with, the sub-basin scale circulation. This new scheme substantially modifies previous classical descriptions of the circulation pattern, which were characterized by basin-wide smooth gyres and weaker currents.

The major aspects of the circulation of the basin can be summarised as follows. In the upper layer, a jet of Atlantic water enters through the Strait of Sicily, meanders into the Ionian Sea and thence feeds the Mid-Mediterranean jet which flows in the central Levantine. The latter jet bifurcates both before and after Cyprus. The northward branches become the Asia Minor Current and the Cilician Current, respectively; the southern branches embed two or three anticyclonic gyres, including the quasi-permanent Shikmona eddy, in the Southeastern Levantine. Permanent sub-basin features are the strong Mersa Matruh anticyclonic gyre off the Egyptian coast, the Cretan Sea cyclonic gyre south of Crete, and the small but intense anticyclonic eddy southwest of the Peloponnese. The broad cyclonic region between Cyprus and Rhodes comprises two or three cyclonic centres, including the well-known Rhodes gyre. On the western side of the Otranto Strait, there is an almost permanent outflow of Adriatic water into the Ionian; on the contrary, inflow of Ionian water into the Adriatic occurs in general on the eastern side of the Strait, except in summer, when outflow into the Ionian prevails.

At intermediate depths (200 to 600 m), the dominant effect is the spreading of the Levantine Intermediate Water (LIW) from the Levantine basin, where it is formed, toward the Ionian basin. One branch of the LIW then turns northward entering the Adriatic Sea, while the other continues to spread westward exiting the eastern basin through the Strait of Sicily in the lower layer. Recent data indicates that the LIW formation is not localized between Cyprus and Rhodes but rather occurs over a much larger area.

Finally, the deep flow consists of a single thermohaline cell for the whole Eastern Mediterranean; deep water of Adriatic origin exits through the Strait of Otranto, plunges to the bottom of the Ionian basin, and subsequently spreads towards and throughout the Levantine basin.

1. INTRODUZIONE

Negli ultimi anni si è assistito ad un vivace riaccendersi dell'interesse della comunità oceanografica per uno studio più approfondito e onnicomprensivo della circolazione del mare Mediterraneo, in generale, e di quello orientale in particolare. Le motivazioni alla base di tale fenomeno sono molteplici, ma possono essere ricondotte sostanzialmente a due. La prima poggia sulla constatazione che le attuali conoscenze della fenomenologia di tale bacino sono scarse e a volte contraddittorie (Malanotte-Rizzoli e Hecht, 1988). Ciò dipende in gran parte dal fatto che le misure idrografiche compiute in passato appaiono caratterizzate da una scarsa copertura sia spaziale che temporale, e che le misure dirette di corrente sono oltremodo sporadiche, se non del tutto assenti. Inoltre, i rilievi effettuati risultano principalmente confinati lungo la fascia costiera, e raramente interessano il mare aperto e le zone più profonde del bacino.

Il secondo motivo che ha suscitato un rinnovato interesse per lo studio della dinamica di questo bacino è da ascrivere alla circostanza che in esso hanno luogo i più importanti processi fisici che si manifestano negli oceani (formazione e trasformazione sia di acque intermedie che profonde, variabilità ed instabilità di mesoscala, combinazione di vari meccanismi forzanti della circolazione). Esso quindi costituisce un modello di oceano a piccola scala e, date le sue ridotte dimensioni, si rende enormemente preferibile alle aree oceaniche per compirvi lo studio di questi processi, per gli ovvii vantaggi sia di ordine logistico che finanziario.

Tutta la serie di considerazioni indicate in precedenza, unite all'interesse specifico dei ricercatori dei paesi che si affacciano su tale mare, si sono concretizzate nella predisposizione di un piano di ricerca oceanografica denominato POEM (Physical Oceanography of the Eastern Mediterranean), che ha preso l'avvio dal punto di vista sperimentale nel 1985. A tale programma, svolto sotto l'egida di tre organismi internazionali (COI, UNESCO e CIESM), hanno partecipato le seguenti nazioni: Cipro, Egitto, Germania, Grecia, Israele, Italia, Jugoslavia, Stati Uniti e Turchia. Da parte italiana hanno attivamente preso parte alle differenti fasi del programma svariati enti ed istituti.

Il programma si è prefisso in primo luogo di eseguire campagne oceanografiche coordinate internazionalmente al fine di collezionare un insieme di dati moderno ed attendibile che ricoprisse sinotticamente l'intero Mediterraneo orientale. I principali obiettivi scientifici che s'intendeva raggiungere colla raccolta di tali dati erano i seguenti:

- determinare le principali caratteristiche e la variabilità spazio-temporale della circolazione generale del bacino;
- individuare i forzanti della circolazione marina a larga scala e a mesoscala nonché le loro interazioni;
- studiare i processi di formazione e trasformazione delle acque intermedie e profonde;
- definire gli effetti della circolazione marina sul trasporto e la diffusione di traccianti passivi (radioattivi e chimico-biologici);
- formulare una gerarchia di modelli numerici atti alla simulazione e comprensione dei fenomeni sopraelencati.

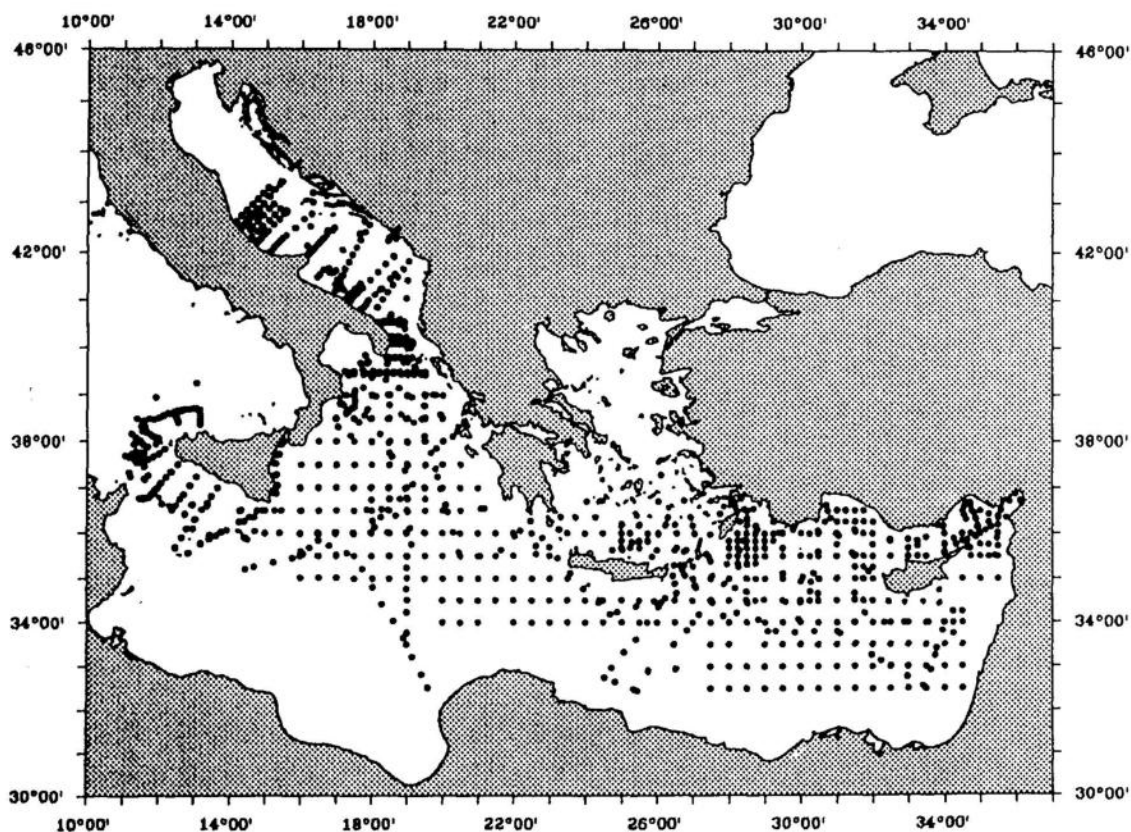


Fig. 1 - Mappa cumulativa del complesso di stazioni idrografiche occupate nel corso delle cinque crociere comuni POEM (1985-1987).

Maggiori dettagli sulle motivazioni e gli scopi del programma sono riportati in Malanotte-Rizzoli e Robinson (1988) ed in una serie di rapporti dell'Unesco (1984, 1985, 1987 e 1989).

In questo articolo viene presentata una sintesi schematica delle principali caratteristiche della circolazione generale del Mediterraneo orientale ricavata dall'analisi dei risultati ottenuti nel corso della prima fase sperimentale del programma (1985-1987). Il nuovo schema di circolazione che ne emerge si differenzia considerevolmente da quello precedentemente noto, risultando molto più complesso strutturalmente e molto più energetico dal punto di vista dinamico.

2. CAMPAGNE OCEANOGRAFICHE POEM

Dall'ottobre 1985 sino al settembre 1987 sono state effettuate cinque crociere coordinate tra i vari paesi partecipanti, e precisamente nell'ottobre-novembre 1985, nel marzo-aprile 1986, nell'ottobre-novembre 1986, nel marzo-aprile 1987 e nell'agosto-settembre 1987. Il grado di copertura del bacino è stato parziale nelle prime quattro crociere, con una migliore copertura del bacino Levantino nelle prime due e del bacino Ionico nella terza e nella quarta, mentre è stato quasi completo nella quinta ed ultima crociera. Il

complesso delle stazioni di misura visitate nel corso delle cinque crociere è riportato in Fig.1.

La risoluzione del grigliato utilizzato è stata in prevalenza di mezzo grado in latitudine e longitudine, dato che l'obiettivo primario del programma in questa prima fase era quello di definire la circolazione generale del bacino. Tuttavia, in zone particolari (Canale di Sicilia, Canale di Otranto, Adriatico e Levantino settentrionale), il grigliato delle stazioni di misura è stato raffittito per dettagliare maggiormente la fenomenologia locale.

Le misure sono consistite principalmente in profili verticali di temperatura e salinità, eseguiti mediante CTD Neil Brown Mk3 o SBE-9. In alcuni casi, tra una stazione CTD e l'altra, sono stati effettuati lanci di profilatori verticali di temperatura a perdere (XBT). 11 prelievi, il trattamento ed il controllo di qualità dei dati sono stati compiuti da ciascuna istituzione partecipante secondo procedure comuni (Michelato, 1985); successivamente, i differenti insiemi di dati, dopo essere stati intercalibrati, sono stati messi in comune ed analizzati congiuntamente. Per l'operazione di intercalibrazione (e.g. Pinardi, 1988) si è fatto ricorso alle stazioni comuni eseguite in maniera quasi simultanea da coppie di navi; tuttavia, al fine di minimizzare l'effetto di eventuali differenze di tempo nell'esecuzione dei profili comuni, i paragoni sono stati effettuati solo sui dati raccolti al di sotto degli 800 dbar, in quanto è noto che a tali profondità le variazioni del campo di massa sono estremamente lente nel Mediterraneo orientale.

Va evidenziato che i profili CTD sono stati integrati, nella maggioranza dei casi, dalla raccolta, mediante campionatori Rosette, di campioni d'acqua che sono stati utilizzati sia per la calibrazione dei valori di salinità che per la determinazione dei seguenti parametri chimico-biologici: ossigeno disciolto, nutrienti (fosfati, nitrati e silicati), clorofilla a, materiale in sospensione e feopigmenti.

Da segnalare, infine, le misure di Trizio e Freon 12 effettuate lungo la colonna d'acqua in una sessantina di stazioni nel corso dell'ultima crociera comune (agosto-settembre 1987).

3. SINTESI DEI RISULTATI

A partire dai dati raccolti nel corso delle crociere comuni, ed utilizzando tecniche di analisi oggettiva (Carter e Robinson, 1987), sono state ottenute mappe della distribuzione orizzontale e verticale dei principali parametri fisici (temperatura, salinità e densità) a varie quote e lungo i principali transetti del bacino. Calcolando inoltre le anomalie di altezza dinamica rispettivamente a 30 dbar (riferite a 450 dbar) e a 450 dbar (riferite ad 800 dbar), sono state ricavate le mappe dei campi di velocità relativi allo strato superficiale e a quello intermedio (Robinson et al., 1991).

Dall'analisi di tali mappe sono stati dedotti i tratti più rilevanti della circolazione generale del bacino, che possono essere schematizzati come segue.

Nello strato superficiale (Fig. 2), un getto di acqua atlantica (IAS) entra attraverso lo stretto di Sicilia in forma di meandro, generando ai suoi lati anelli ciclonici ed anticiclonici. Il getto invade quindi lo Ionio centrale formando, soprattutto in estate, un ampio meandro (Artegiani et al., 1990); in inverno, al contrario, essendo l'asse di propagazione del getto maggiormente deflesso verso

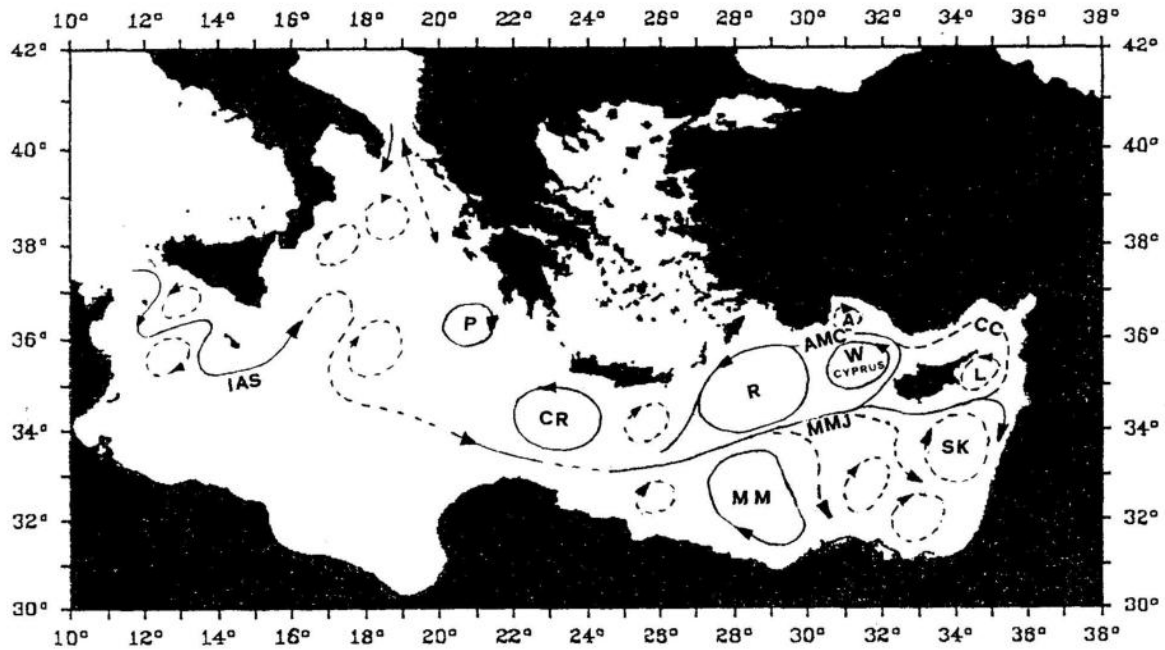


Fig. 2 - Sintesi schematica della circolazione generale del Mediterraneo orientale nello strato superficiale. Con linea tratteggiata sono indicate le strutture ricorrenti o permanenti. Per il significato delle abbreviazioni, vedere il testo.

la costa africana (Malanotte-Rizzoli e Bergamasco, 1991), esso attraversa il bacino ionico nella sua parte meridionale. In entrambi i casi, tuttavia, esso prosegue la sua corsa in direzione del mare Levantino per connettersi col Mid-Mediterranean jet (MMJ). Quest'ultimo scorre nella parte centrale del mare Levantino, bordeggiando dapprima il vortice ciclonico presente a sud di Creta (CR) ed il forte vortice anticiclonico di Mersa-Matruh (MM) posto di fronte alla costa egiziana, e quindi subendo due biforcazioni, una prima e l'altra dopo l'isola di Cipro. Le deviazioni verso nord diventano rispettivamente la corrente dell'Asia Minore (AMC) e della Cilicia (CC), mentre quelle verso sud racchiudono due o tre centri anticiclonici nel Levantino sud-orientale, compreso il noto vortice di Shikmona (SK) che, secondo evidenze sperimentali, risulta quasi-permanente (Hecht et al., 1988; Ozsoy et al., 1989). Anche il piccolo ma intenso anticiclone (P) presente al largo del Peloponneso ha un carattere permanente, mentre l'anticiclone localizzato nel golfo di Antalya (A) ed il ciclone ad est di Cipro (L) sembrano essere di natura ricorrente. Un'altra struttura che permane per tutto l'anno è costituita dall'ampia regione ciclonica compresa tra Cipro e Rodi, che racchiude due o tre centri ciclonici, incluso il noto vortice di Rodi (R). Per quanto riguarda lo scambio d'acque tra l'Adriatico e lo Ionio nello strato superficiale, esso risulta caratterizzato dall'uscita quasi permanente di acque adriatiche lungo il lato occidentale dello stretto di Otranto, mentre lungo il lato orientale predomina in genere l'ingresso in Adriatico di acque di origine ionica; fa eccezione il periodo estivo, in cui l'uscita di acque adriatiche prevale anche sul lato orientale dello stretto.

Tutte le strutture dinamiche descritte in precedenza sono tuttavia risultate soggette ad importanti variabilità sia stagionali che interannuali che riguardano,

oltre alla loro intensità, la posizione del centro e le dimensioni dei vortici, l'ampiezza dei meandri e il grado di biforcazione delle correnti principali. Esse inoltre interagiscono con una vivace attività di mesoscala, che, specie nel settore levantino, risulta talvolta più energetica della circolazione a larga scala (Robinson et al., 1987). Misure ad alta risoluzione spaziale (circa 10 km), hanno indicato che i vortici di mesoscala hanno un diametro dell'ordine di 60 km, vale a dire 5-6 volte il raggio di deformazione di Rossby nella regione.

A profondità intermedia (200 - 600 m), la circolazione è dominata dalla diffusione della cosiddetta acqua levantina intermedia (LIW) dal Levantino orientale, dove essa si forma nel periodo invernale, verso ovest. In corrispondenza del mare Ionio, questo corpo d'acqua si divide, e mentre una parte devia verso nord ed entra nell'Adriatico, l'altra prosegue e si immette nello stretto di Sicilia per fuoriuscire, infine, al di sotto dell'acqua atlantica, nel Mediterraneo occidentale. I dati raccolti recentemente sembrano indicare non un'unica regione di formazione di queste acque, come si reputava in precedenza e precisamente fra Rodi e Cipro (Lacombe e Tchernia, 1972), ma più regioni di formazione (Ozsoy et al., 1989), inclusa anche la parte meridionale del bacino levantino.

Le acque profonde di tutto il bacino orientale (EMDW) sono costituite dalle acque profonde formatesi in Adriatico (ADW), che, fuoriuscendo sul fondo del Canale d'Otranto, sprofondano dapprima lungo il bordo nord-occidentale dello Ionio per poi diffondere verso est nel mare Levantino. Tale andamento circolatorio è confermato dalla distribuzione dei massimi di ossigeno e Freon 12 nello strato più profondo del bacino (Schlitzer et al., 1991). Rimane ancora da chiarire quali masse d'acqua contribuiscano alla costituzione della ADW e quale sia il processo di formazione di quest'ultima. Sembra invece ormai confermato che le acque profonde di origine egea non contribuiscano direttamente alla costituzione della EMDW (Pollak, 1951), ma che esse si attestino in uno strato di transizione compreso tra la base della LIW (600 m) e la sommità della EMDW (1200 m) nel bacino ionico (Schlitzer et al., 1991).

4. CONCLUSIONI

Il complesso dei dati raccolti nel corso delle cinque crociere comuni eseguite dal 1985 al 1987 nell'ambito del programma internazionale POEM, costituisce senz'altro, per qualità, copertura spaziale e sinotticità, un insieme di dati unici nel loro genere per l'area orientale del Mediterraneo. L'analisi di questi dati ha infatti permesso di ottenere un nuovo e più preciso schema della circolazione generale di tale bacino. Essa appare dominata da vortici a scala di sottobacino (alcuni quasi permanenti o ricorrenti, altri di carattere transitorio), connessi tra loro da correnti intense e meandri che ridistribuiscono le masse d'acqua del bacino; di notevole rilievo è inoltre risultata la presenza di vortici a mesoscala molto attivi che interscambiano energia con quelli a larga scala. Questo schema di circolazione è in forte contrasto con quello precedentemente noto (e.g. Lacombe e Tchernia, 1972), che si caratterizzava per moti più blandi ed interessava scale spaziali più elevate (quasi a livello di bacino).

Dal 1991 il programma POEM entrerà in una nuova fase, che sarà focalizzata principalmente sullo studio dei principali processi biogeochimici (ciclo dei nutrienti e produttività primaria) che interessano il Mediterraneo

orientale e della loro connessione con l'idrodinamica del bacino. Proseguirà nel contempo l'approfondimento dei temi di oceanografia fisica rimasti ancora senza un'adeguata risposta; in tale contesto, particolare rilievo verrà dato alla determinazione dei flussi attraverso i principali stretti del bacino (Sicilia, Otranto ed arco Egeo) ed alla definizione dei processi di formazione e diffusione dell'acqua levantina intermedia e delle acque profonde.

E' prevedibile che questa nuova fase di ricerche, oltre a dare un sostanziale contributo alla messa a punto e validazione di modelli sia di tipo idrodinamico che chimico-biologico, abbia delle ricadute in campi applicativi quali la protezione dell'ecosistema marino, lo sviluppo della pesca e lo studio delle conseguenze delle variazioni climatiche sia naturali che antropogeniche. La sua natura interdisciplinare, infine, dovrebbe favorire il progressivo avvicinamento tra settori oggi talvolta troppo distanti tra loro, con un proficuo interscambio sia di conoscenze che di metodologie di misura ed analisi.

BIBLIOGRAFIA

- Artegiani A., R. Azzolini, A. Boldrin, D. Bregant, M. Morbidoni, E. Paschini and S. Rabitti, 1990. *Idrologia del bacino ionico. Crociera POEM V, Agosto-Settembre 1987*. In: Atti 8 Congresso A.I.O.L. (Pallanza 1-3 giugno 1988), Bregant D. e Fanzutti G.P. (a cura), pp. 83-93.
- Hecht A., N. Pinardi and A.R. Robinson, 1988. *Currents, water masses, eddies and jets in the Mediterranean Levantine Basin*. J. Phys. Oceanogr., 18, 1320-1353.
- Lacombe H. e P. Tchernia, 1972. *Caracteres hydrologiques et circulation des eaux dans la Mediterranee*. In: The Mediterranean Sea: A natural sedimentation laboratory. Stanley D.J (ed.), Dowden, Hutchinson and Ross, Stroudsburg, PA, pp. 25-36.
- Malanotte-Rizzoli P. and A. Hecht, 1988. *Large-scale properties of the Eastern Mediterranean: A review*. Oceanol. Acta, 11, 323-335.
- Malanotte-Rizzoli P. and A. R. Robinson, 1988. *POEM: Physical oceanography of the Eastern Mediterranean*. Eos, The Oceanography Report, 69, 15, 194-203.
- Malanotte-Rizzoli P. and A. Bergamasco, 1991. *The wind and thermally driven circulation of the eastern Mediterranean Sea. Part II: the baroclinic case*. Dyn. Atmos. Oceans, 15, 355-419.
- Michelato A., 1985. *Report of the POEM workshop on common procedures for data acquisition, treatment and intercalibration*. OGS, Trieste, Rel. 85-115.
- Ozsoy E., A. Hecht and U. Unluata, 1989. *Circulation and Hydrology of the Levantine Basin. Results of POEM Coordinated Experiments 1985-1986*. Prog. Oceanogr., 22, 125-170.
- Pinardi N., 1988. *Report of the POEM mapping group meeting: POEM-V-87 General Circulation Survey data set preparation*. IMGA-CNR, Modena, Tech. Rep. No. 1-88.

- Pollak M.I., 1951. *The sources of deep water of the eastern Mediterranean Sea*. J. Mar. Res., 10, 128-152.
- Robinson A.R., M. Golnaraghi, W.G. Leslie, A. Artegiani, A. Hecht, E. Lazzoni, A. Michclato, E. Sansone, A. Theocharis and U. Unluata, 1991. *The Eastern Mediterranean general circulation: features, structure and variability*. Dyn, Atmos. Oceans , 15, 215-240.
- Robinson A.R., A. Hecht, N. Pinardi, J. Bishop, W.G. Leslie, Y. Rozentroub, A.J. Mariano and S. Brenner, 1987. *Small synoptic/mesoscale eddies: The energetic variability of the Eastern Levantine basin*. Nature, 327 (6118), 131-134.
- Schlitzer R., W. Roether, H. Oster, H. G. Junghans, M. Hausmann, H. Johannsen and A. Michelato, 1991. *Chlorofluoromethane and oxygen in the Eastern Mediterranean*. Deep Sea Res. , 38 (12), 1531-1551.
- UNESCO Reports in marine science, 1984. *Physical Oceanography of the Eastern Mediterranean: an overview and research plan*. UNESCO, Paris, Report No. 30, 16 pp.
- UNESCO Reports in marine science, 1985. *Physical Oceanography of the Eastern Mediterranean (POEM), a research programme*. UNESCO, Paris, Report No. 35, 67 pp.
- UNESCO Reports in marine science, 1987. *Physical Oceanography of the Eastern Mediterranean (POEM), initial results*. UNESCO/IOC, Turkey, 16-20 June 1986. UNESCO, Paris, Report No. 44, 92 pp.
- UNESCO Reports in marine science, 1989. *Report of the POEM Steering Committee, Paris, January 1988*. UNESCO, Paris, Report No. 50, 25 pp.

SPECTROCHEMICAL DETERMINATION OF TRACE ELEMENTS IN THE SELECTIVE DISSOLUTION OF MARINE SEDIMENTS.

Ambrogio Mazzucotelli*, Paola Rivaro*, M.Luisa Abelmoschi*, Francesco Soggia*
Piotr Ostrega* *, Adam Hulanicki* *

(*) Cattedra di Chimica Analitica, Istituto di Chimica Generale Università di Genova, Genoa, Italy

(**) Department of Analytical Chemistry, University of Warsaw, Warsaw, Poland

RIASSUNTO

Nel presente lavoro vengono prese in esame le interazioni che avvengono tra gli elementi in tracce ed i componenti maggiori (Ca, Na e K) della matrice dei sedimenti di ambiente marino: durante l'analisi mediante spettroscopia di assorbimento atomico tali elementi danno luogo a fenomeni che interferiscono con la determinazione con conseguente errore analitico anche piuttosto elevato. La procedura di dissoluzione parziale che viene di solito adottata da molti ricercatori per investigare su alcune diverse forme sotto le quali possono essere presenti gli elementi in tracce fa largo uso di soluzioni che sovente contengono alte concentrazioni di elementi interferenti: l'uso di altri reattivi in tali sistemi di estrazione selettiva può in gran parte permettere di superare tali difficoltà.

1. INTRODUCTION

Electrothermal Atomization Atomic Absorption Spectrometry (ETA AAS) is one of the most popular and widely used techniques for trace element determination. Nevertheless, the chemical reactions occurring in the graphite furnace are still the subject of theoretical and experimental investigations. As a consequence, this technique cannot yet be considered to have attained a state of maturity, mainly because of the frequent occurrence of spectral and non-spectral interference effects (Slavin 1984). The degree of interference varies with the atomisation System used. Slavin and co-workers (1983, 1984) have described a System called the "Stabilized Temperature Platform Furnace" or STPF. While many workers use parts of the System, troubles remain when the System is fragmented. The various parts of the System are interactive and some of the interactions are still inadequately understood. As will be described below, instrumental settings are not sufficient to overcome interferences. Many papers have reported matrix interferences with ETA-AAS (Cruz and VanLoon 1974; Thompson et al. 1975). Our previous work (Mazzucotelli et. al 1976; 1991) stressed the difficulty of obtaining reproducible results when trace amounts of elements must be determined in the presence of an inorganic fraction of environmental samples, even when the standard addition method is adopted. The examples illustrate that the results are often strongly dependent on the composition of the sample.

The use of sequential extractions (Tessier et al. 1979; Bauer and Kheboian 1988), although more time consuming, furnishes detailed information about the origin, mode of occurrence, biological and physicochemical availability, and mobilization

and transport of trace metals. On the other hand, these extraction steps introduce high amounts of potentially interfering foreign salts, in particular, 1M magnesium chloride (to extract exchangeable cations) and 1M sodium acetate (to extract the metals bound to carbonates). Therefore, a correct evaluation of matrix interferences introduced during a selective extraction of sediments must be performed.

It is the purpose of this note to show how the problem of determining cadmium, copper, zinc, barium and strontium in the presence of a Na, K, Fe, Ca and Mg matrix should be carried out by taking into account all possible instrumental parameters (L'Vov platform vs furnace wall atomization, deuterium vs Zeeman background correction, etc.), as well as chemometrics (calibration curve, SAM) and chemical modifiers in order to obtain accurate and reproducible results.

2. EXPERIMENTAL

2.1. Reagents

Standard solutions of 10,000 ppm of Na, or K, Fe, Ca and Mg in 1M nitric acid were used as "matrix interfering agents", and 1000 ppm Cd or Cu, Zn, Ba and Sr in 1M nitric acid solution diluted to a final concentration of 5 ppb were used as "analyte solutions". Solutions containing interferences and analyte at different ratios were obtained by the addition of appropriate aliquots of the above reagents.

Following solutions were used for the selective extraction of trace elements: 1M magnesium chloride, 1M sodium acetate, 0.3M sodium disulphate, 0.175M sodium citrate, 0.025M citric acid and 0.04M hydroxylamine hydrochloride.

2.2. Apparatus

A Varian atomic absorption apparatus (Varian Techtron, Springvale, Australia) was used for all the AAS measurements. This apparatus consists of:

1. A Varian Spectra AA-300 double-beam atomic absorption spectrometer, equipped with deuterium background corrector and a GTA-P6 graphite furnace atomizer.
2. A Varian Spectra AA-300 Zeeman single-beam atomic absorption spectrometer, equipped with a Zeeman GTA graphite tube atomizer and Zeeman background correction employing a 0.8 Tesla magnetic field.

Both AA spectrometers are fully interfaced with two separate IBM Personal System 2/Model 30 computers using Varian Spectra AA and Varian Spectra AA Zeeman softwares for instrumental settings and signal acquisition and treatment. The computers are equipped with Epson LX-800 printers.

The ETA-AAS graphite atomizers are equipped with pyrolytically coated graphite tubes with and without L'Vov platforms.

3. RESULTS AND CONCLUSIONS

The instrumental parameters taken into account as possible variables are the following:

1. Atomization from pyrolytic graphite tube (walls).
2. Atomization from pyrolytic L'Vov plates.
3. Deuterium background correction.
4. Zeeman background correction. Other non-instrumental parameters are:

1. Use of chemical modifiers.
2. Analyte separation.
3. Calculation according to the classical calibration curve approach.
4. Calculation according to the standard addition method (SAM).

Various combination of the above parameters have been applied in our analytical procedure. The artificial solutions (containing few ppb of analyte plus the interfering major element described in the Experimental section) were measured according to a standard atomization protocol. The effect of increasing amounts of interfering elements on the absorbance is plotted in Fig.1 to 5.

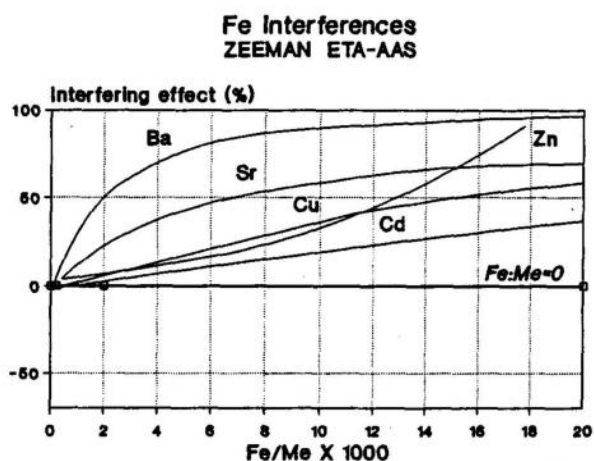


Fig.1. Fe Interferences ZEEMAN ETA-AAS

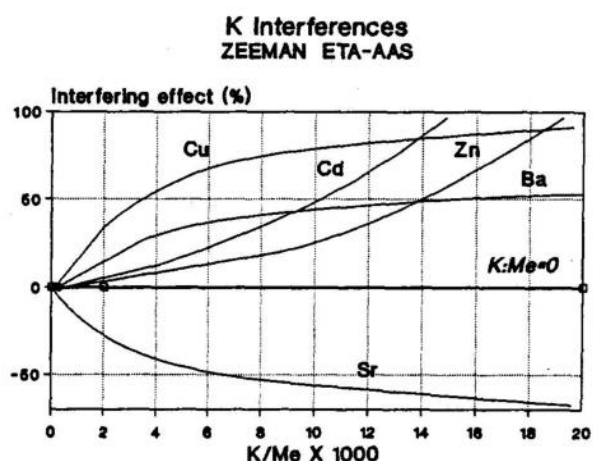


Fig.2. K Interferences ZEEMAN ETA-AAS

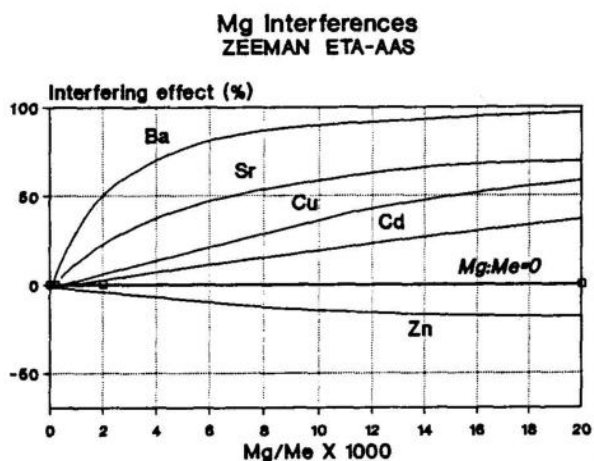


Fig.3. Mg Interferences ZEEMAN ETA-AAS

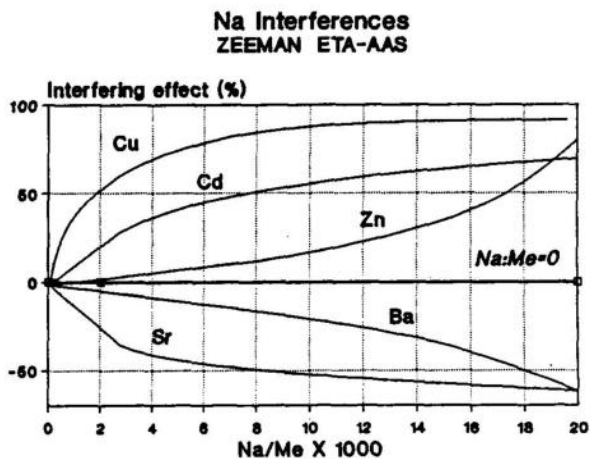


Fig.4. Na Interferences ZEEMAN ETA-AAS

Ca Interferences ZEEMAN ETA-AAS

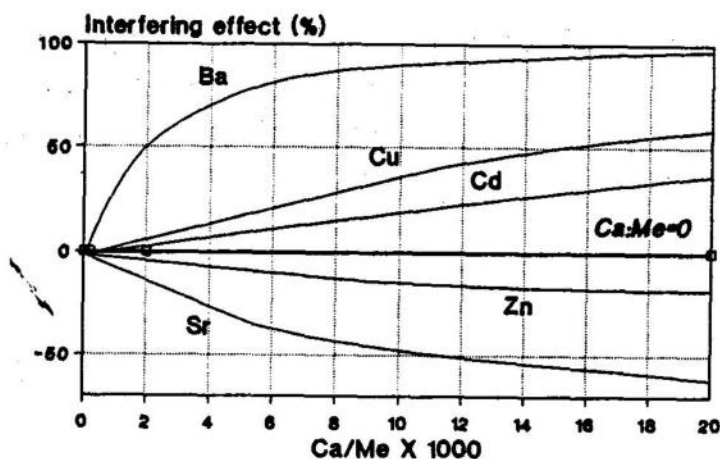
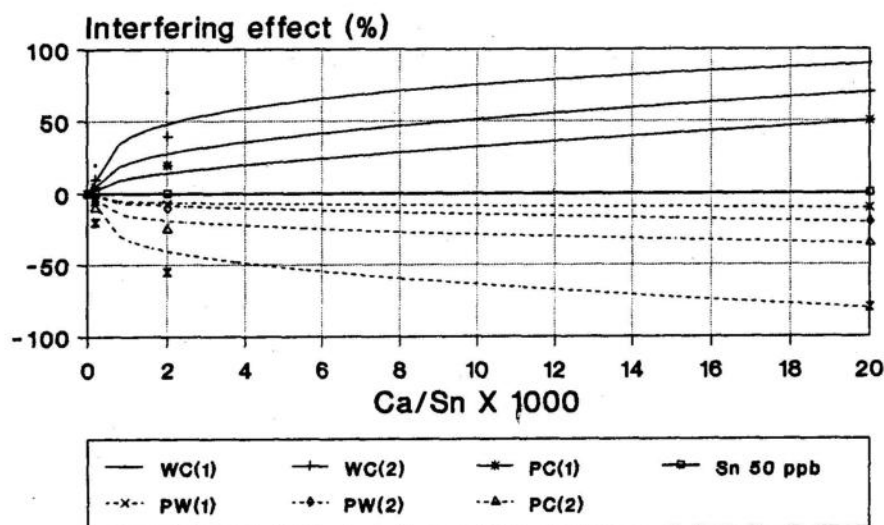


Fig.5. Ca Interferences ZEEMAN ETA-AAS

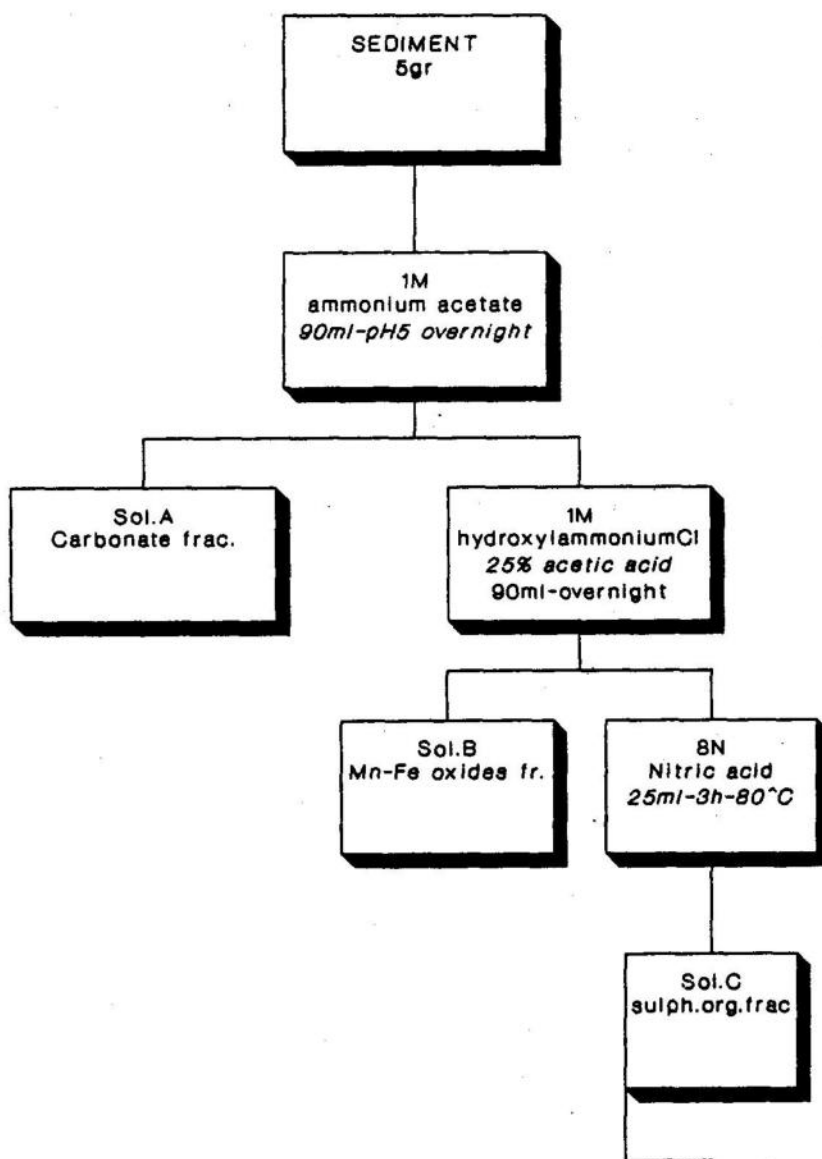
Interferences are not only the result of non-specific absorbance effects, which can be overcome by background correction. The presence of calcium, for example, strongly depresses strontium absorbance with the use of both background correctors. In general the presence of elements such as calcium, magnesium, sodium, potassium and iron strongly modifies the absorbance value of investigated trace elements particularly when their abundance is high more than 1000 folds. Other test were also carried out on Sn solutions by using L'Vov platforms and normal walls atomizers. These atomizers were used in different ways: some of pyrolytic graphite and some covered by a thin film of metallic tungsten. The different behaviours of tin atoms are shown in Fig.6:

Sn ETA-AAS 286.3 nm (1)- 235.5 nm(2)



**Fig.6. Determinazioni in fornace e piattaforme
pirolitiche o rivestite di tungsteno**

In conclusion we maintain that the use of STPF parameters alone does not allow one to overcome the interference effects due to the major elements present in the sediment matrix and in the extractant solutions. Following scheme (Fig.7) shows a possible variation of these reactives to allow a free from interference ETA-AAS determination:



REFERENCES

Bauer, C.F. and C. Kheboian, 1988, Comments on the testing of accuracy of an extraction procedure for determining the partitioning of trace metals in sediments: response to comments, *Anal. Chem.*, 60,1477.

Cruz, R.B. and J.C.VanLoon, 1974, A critical study of the application of graphite furnace non-flame atomic absorption spectrometry to the determination of trace base metals in complex heavy-matrix solutions, *Anal. Chim. Acta*, 72,231.

Cioni, R., A. Mazzucotelli and G. Ottonello, 1976, Matrix effects in the flameless atomic absorption determination of trace amounts of barium in silicates, *Anal. Chim. Acta*, 82,415.

Mazzucotelli, A., F. Soggia and B. Cosma, 1991, Electrothermal atomic absorption interactions among trace elements in environmental samples: determination of cadmium in the selective and total dissolution of marine sediments, *Appl. Spectrosc.*, 45,504.

Slavin, W., 1974, "Graphite Furnace AAS: a source book", (*Perkin Elmer*, Norwalk, Connecticut, USA)

Slavin, W., G.R. Carnrick , D.C. Manning and E. Pruzkowska, 1983 Atomic absorption spectrometry, *At.Spectrosc.*, 4,69.

Tessier, A., P.G.C. Campbell and M. Bisson, 1979, Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace elements, *Anal. Chem.*, 51,844.

Thompson, K.C., R.G. Fodden and D.R. Thomerson, 1975, A method for the formation of pyrolytic graphite coatings and enhancement by calcium addition techniques for graphite rod flameless atomic absorption spectrometry, *Anal. Chim. Acta*, 74,289.

**DETERMINAZIONE DI COMPOSTI ORGANOMETALLICI
NELL'ECOSISTEMA MARINO MEDIANTE CROMATOGRAFIA
LIQUIDA AD ALTA PRESSIONE CON RIVELATORI UV-DIODE
ARRAY, ELETTROCHIMICI E SPETTROCHIMICI**

A.Mazzucotelli, R.Frache, E.Magi, P.Rivarolo, M.L. Abemoschi, F. Soggia
Cattedra di Chimica Analitica, Istituto di Chimica Generale, Università di Genova

A.Viarengo, E.Ponzano
Istituto di Fisiologia Generale, Università di Genova

C.MG.vandenBerg
Laboratory of Oceanography, Department of Earth Sciences, Univ. of Liverpool

J.Perez-Pena, J.Hernandez-Brito
Departamento de Quimica, Facultad de Ciencias del Mar
Universidad de Las Palmas de Gran Canaria

SUMMARY.

A coupling between Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometer used as spectrochemical detector for High Pressure Liquid Chromatography (ICP AES - HPLC) is described in present paper. Application to the determination of organometallic compounds such as metallothioneins, organotin compounds (i.e. tributyltin, methyltin etc.) and other complexes between well known metals of toxicological interest like copper, cadmium, zinc, mercury etc. are also described.

Metallothionein compound determinations in different organisms are widely used as indicators for biomarkers of pollution events: the "mussel watch" System is a very used method for evaluate the toxicology of many pollutants.

Organotin compounds are widely used as antifouling agents their toxicological pattern has been found to be very complex. The analyses of these compounds needs high selectivity and sensitivity: present paper propose a HPLC separation followed by a high sensitive detection with spectrochemical ICP method.

1. INTRODUZIONE

L'inquinamento dell'ambiente marino costituisce un problema che assume un'importanza sempre maggiore, particolarmente nelle città costiere industrializzate. Ogni anno vengono riversate in mare grandi quantità di sostanze tossiche, risultato di svariate attività umane. Tra queste sostanze sono di particolare interesse i metalli pesanti, a causa della loro azione sugli organismi viventi.

I metalli sono naturali componenti dell'acqua di mare, dove si trovano in quantità dell'ordine delle parti per miliardo (ppb), e nei sedimenti, ma la loro concentrazione può essere notevolmente aumentata per cause antropogeniche. Con il termine "metalli pesanti" ci si riferisce ad un gruppo di elementi comprendente Zn, Cd, Hg, Ag, Cu, presentanti configurazione elettronica simile nell'orbitale più esterno. I metalli pesanti sono generalmente presenti nei tessuti degli organismi come cationi bivalenti, sia in forma libera sia complessati a differenti classi di legandi biologici. Possono infatti essere legati a gruppi sulfidrilici, idrossilici, carbossilici, imidazolici, a residui aminici di proteine, peptidi, aminoacidi ed anche ai gruppi -NH e -C = O delle catene proteiche.

Tali metalli sono presenti nel mare in forme chimiche differenti, che derivano dall'equilibrio tra ioni metallici e complessi organici ed inorganici (Stumm e Brauner, 1975). La forma predominante di un dato metallo nelle acque marine dipenderà, per una determinata temperatura e pH, dalle caratteristiche chimiche del metallo e dal tipo e dalla quantità di sali inorganici e molecole organiche presenti, sia solubili che particolate (Engel et al., 1981). La speciazione dei metalli pesanti nell'acqua di mare è un problema di fondamentale importanza in quanto la loro biodisponibilità e la tossicità possono dipendere dalle forme chimiche assunte nell'acqua. Ad esempio il cadmio, per le sue particolari caratteristiche chimiche, è presente nell'acqua di mare per la maggior parte sotto forma di complessi neutri con il doro, mentre l'argento è presente quasi interamente sotto forma di complesso anionico. Il rame, invece, sembra essere complessato principalmente a ligandi organici e la sua speciazione dipende dalla concentrazione e dalle caratteristiche chimiche dei composti organici.

Le specie organometalliche possono trovarsi nell'ambiente marino, o perché vi si sono formate, o perché vi sono state introdotte in seguito alle attività umane. Non c'è infatti dubbio che alcune classi di composti organometallici si formino nell'ambiente naturale a partire da precursori inorganici; sono noti infatti processi di metilazione (detti anche di biometilazione) a carico di Hg e As che avvengono da parte degli organismi.

In genere però il comportamento dei composti organometallici antropogenici è stato studiato in maniera più approfondita, considerando fattori quali la tossicità e la stabilità nell'ambiente.

Le risposte biologiche alla presenza di sostanze inquinanti nell'ecosistema marino possono essere studiate a diversi livelli di organizzazione (comunità, specie, organismo, tessuto, cellula). Le più recenti ricerche hanno evidenziato l'importanza fondamentale dello studio delle modificazioni di processi fisiologici e biochimici indotte da contaminanti quali metalli pesanti e composti organici xenobiotici a

livello dei singoli organismi (Bayne 1979; Moore et al., 1986). Tali risposte vengono infatti considerate precoci indicatori della presenza di contaminanti ambientali. Fra gli organismi marini più studiati figura il mollusco bivalve del genere *Mytilus* (*M.edulis* e *M.galloprovincialis*) che viene considerato come un organismo in grado di indicare il livello di inquinamento dovuto a metalli nelle regioni costiere ed estuarine. Tale capacità è attribuibile ad alcune caratteristiche proprie del mitilo; è un organismo sessile, filtratore ed in grado di accumulare metalli a livello tissutale senza mostrare effetti tossici apparenti. Questa tolleranza è da porsi in relazione con la presenza di meccanismi cellulari di detossificazione essenzialmente rappresentati da proteine dette metallotioneine.

Le metallotioneine sono una classe di proteine citosoliche, a basso peso molecolare (6000-7000), termostabili, ricche in gruppi -SH, ma prive di aminoacidi aromatici e con un alto contenuto in metalli pesanti (circa 7 ioni metallici per mole di tioneina), legati mediante legami mercaptidici. Le metallotioneine vennero scoperte per la prima volta in cellule di mammiferi, ma furono successivamente identificate in gran parte degli organismi viventi, tra cui quelli marini (Kagi e Nordberg, 1986). E' interessante notare che metallotioneine isolate da invertebrati marini mostrano spesso alcune differenze nella composizione aminoacidica rispetto a quelle di mammifero; questo fatto indica un possibile adattamento molecolare evolutivo. Le tioneine sono fisiologicamente presenti nelle cellule, ma la loro sintesi viene ulteriormente stimolata quando l'animale è esposto a metalli; le proteine possono così legare i cationi riducendone gli effetti citotossici. Generalmente le metallotioneine contengono Zn e Cu, ma possono anche legare metalli xenobiotici quali Hg, Cd, Au ed Ag, se presenti nelle cellule in quantità adeguate.

Benché l'induzione delle metallotioneine dovrebbe permettere una fine regolazione delle concentrazioni dei cationi metallici presenti in forma libera nella cellula, si verifica sempre un ritardo tra l'entrata dei metalli pesanti e la sintesi di nuove tioneine, un periodo durante il quale tale cationi potrebbero esercitare il loro effetto tossico. Molte ricerche hanno dimostrato che "in vitro" l'affinità dei metalli pesanti per le tioneine è $Zn < Cd < Cu < Ag < Hg$. Ulteriori esperimenti condotti "in vivo" hanno confermato che cationi tossici come il Cd o il Hg, o un eccesso di Cu sono in grado di rimuovere lo Zn dalle tioneine preesistenti. Alla luce di quanto esposto, appare importante la determinazione del contenuto totale in metallotioneine nei tessuti, poiché tale parametro è stato recentemente proposto come indice di stress nella valutazione delle risposte biologiche degli organismi marini esposti a metalli pesanti. Infatti soltanto la conoscenza delle fluttuazioni fisiologiche dei livelli di metallotioneine può permettere una corretta interpretazione dei dati provenienti da studi, di tipo applicativo, riguardanti gli effetti dei metalli pesanti negli organismi marini. Le metallotioneine rappresentano dunque una classe di composti organometallici che vengono sintetizzati nell'ambiente da parte degli organismi.

I composti organici contenenti stagno costituiscono invece un tipico esempio di composti organometallici antropogenici ad elevata tossicità. Lo studio di tali composti negli ultimi anni ha suscitato notevole interesse poiché la loro produzione è salita in grande misura sino ad arrivare a circa il 7% della produzione totale di

questo metallo. Tale incremento è dovuto principalmente all'ampio spettro di applicazioni scoperto per i composti organostannici in genere. Trovano infatti impiego in agricoltura come fungicidi e insetticidi, come componenti di vernici antivegetative per imbarcazioni, come stabilizzanti di polimeri (PVC).

Il comportamento tossicologico dei composti organometallici dello stagno è, in linea di massima, estremamente complesso.

In generale la progressiva introduzione di gruppi nella formula generale $R[n]SnX[4-n]$ aumenta il potere tossico del complesso fino ad un massimo per $R=3$ (è il caso del tributilstagno); infatti la tossicità dei composti $SnR[4]$ viene attribuita ad una progressiva conversione a composti trisostituiti. L'attività biologica di questi composti è da attribuirsi alla loro capacità di legarsi a diverse proteine, interferendo principalmente sulla membrana mitocondriale.

L'uso di vernici, per scopi nautici, contenenti composti stannici tributilici o trifenilici in qualità di additivi allo scopo di inibire la crescita di alghe o muffe si è rivelato estremamente efficace. Tali vernici contengono di nonna più del 20% in peso di composto organostannico (in genere tributil o trifenilstagno) tossico che viene lentamente dissolto nell'ambiente marino circostante le immediate vicinanze dello scafo della barca. Il tempo di vita legato all'attività di tali composti si aggira intorno ai due anni, ma bisogna ricordare che tali vernici, allo scopo di durare più a lungo, sono miscelate a polimeri che, legando i composti organostannici alla catena incrementano tale vita. Inoltre, il particolare tipo di polimero, deteriorandosi e dissolvendosi nell'acqua di mare, strato dopo strato, prolunga al massimo l'azione tossica inquinante almeno a quattro anni.

Le metallotioneine ed i composti organostannici rappresentano un esempio evidente di sostanze interattive con l'ambiente marino, provenendo da sorgenti sia biogene che abiotiche. Pertanto anche gli studi tendenti a modellizzare tali interazioni sono di effettivo interesse nelle scienze ambientali marine.

Le interazioni chimiche hanno luogo all'interfaccia solido- soluzione dei granuli dei sedimenti del fondo marino; tra questi sedimenti i minerali carbonatici sono estremamente reattivi e rappresentano una frazione importante del panorama biogeochimico dei fondali marini. I minerali carbonatici (calcite ed aragonite) possono agevolmente reagire con gli ioni inorganici ed anche con diversi composti organici (Chave, 1965; Morse, 1986). Tra gli studi concernenti le interazioni metallo-calcite, la maggior parte di essi è relativa agli elementi di transizione ed ai metalli pesanti, con particolare riguardo per manganese e rame (Mc Bride, 1979); Franklin e Morse, 1983). Numerose prove condotte in laboratorio hanno dimostrato come l'attività e quindi, in subordine, l'assorbimento da parte del substrato calcareo di ioni presenti in soluzione nell'acqua di mare siano del tipo:



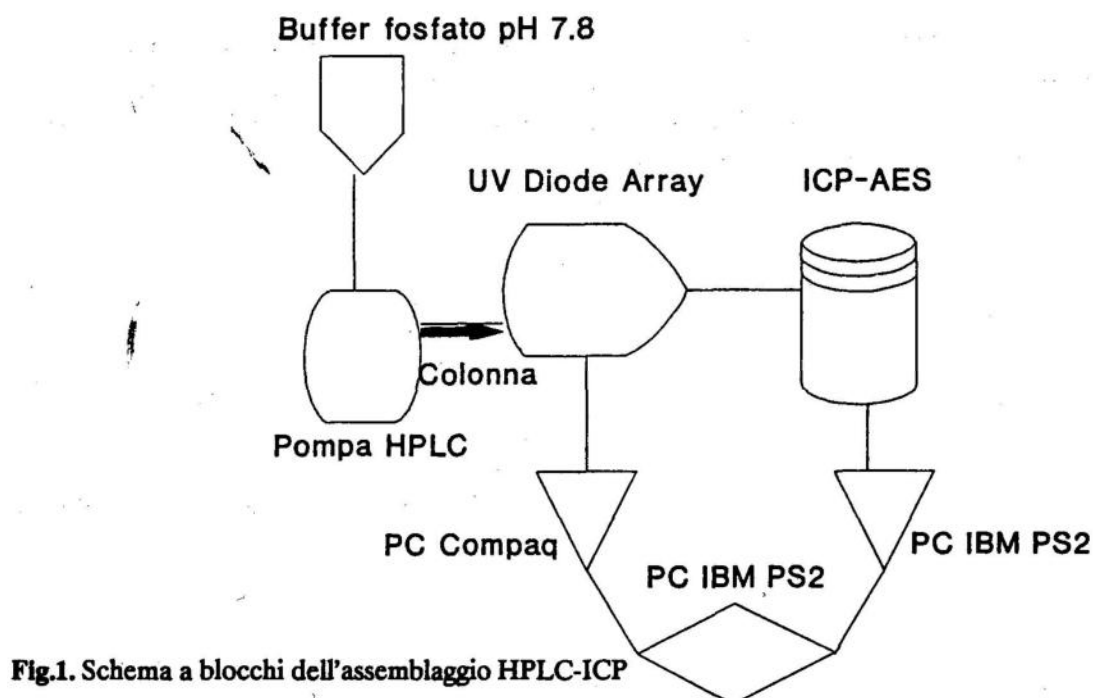
Sebbene gli Autori più noti abbiano studiato principalmente le interazioni tra carbonato di calcio e manganese o rame, molti altri hanno preso in considerazione le interazioni tra questi minerali ed elementi come cobalto, stronzio e cadmio (Lorens, 1981; Crocket e Winchester, 1966). Inoltre diversi lavori hanno preso in considerazione le cinetiche di assorbimento da parte dei minerali calcarei, di sostanze organiche quali: gli acidi grassi e gli aminoacidi, gli acidi fulvici ed umici (Suess, 1973; Carter, e Mitterer, 1978). In ogni caso è importante sottolineare come i minerali carbonatici siano presenti nel fondo marino non solo come oggetto di provenienza geologica ma anche come residui dello scheletro di diversi molluschi (come ad es. la conchiglia dei mitili) composto prevalentemente da calcite e aragonite e come tali oggetto dello studio di interazioni di composti organici e metallorganici (Simkiss e Wilburn, 1989; Mazzucotelli et al., 1991; Rivaro, et al., 1992).

Questi esempi illustrano il ruolo di alcuni composti metallorganici durante il ciclo biogeochimico nell'ecosistema marino. Appare evidente come sia estremamente importante poter contare su mezzi altamente efficaci per una corretta valutazione delle concentrazioni di questi composti che, quasi sempre, sono accompagnati da miscele di composti organici per lo più di origine biologica.

Nei nostri laboratori, campioni contenenti metallotioneine erano in un primo tempo analizzati utilizzando per la loro separazione colonne a gel-permeation lunghe 100 cm e con un diametro di 1,5 cm. La determinazione dei metalli contenuti nelle frazioni raccolte veniva effettuata mediante spettroscopia di assorbimento atomico con atomizzazione elettrotermica del campione (ETA-AAS).

Questa procedura richiedeva però tempo e non consentiva una analisi diretta dei campioni. L'uso di tecniche di separazione ad elevate prestazioni quali la cromatografia liquida ad alta pressione (HPLC) accoppiate a tecniche di rivelazione spettrochimica quali l'assorbimento atomico è stato suggerito da diversi autori (Suzuki et al., 1980, 1983; Lehman, 1986; Sunaga et al., 1987). Sfortunatamente l'ETA-AAS che, in termini di limiti di rivelabilità, potrebbe essere considerata la migliore tecnica spettrochimica analitica, necessita di un sistema di campionamento discontinuo, incompatibile con il flusso continuo di campione proveniente dall'HPLC. Alcuni Autori hanno descritto l'accoppiamento diretto tra l'AAS a fiamma e HPLC per la determinazione di metallotioneine estratte dal fegato di ratto (Suzuki et al., 1983). Tuttavia questa tecnica presenta lo svantaggio di essere meno sensibile del metodo colorimetria) basato sulla reazione post-colonna tra metalli come cadmio, rame e zinco e il piridilazoresorcinolo (PAR) usato in precedenza nei nostri laboratori (Mazzucotelli et al., 1988). La spettrometria in emissione atomica con sorgente a plasma indotto per radiofrequenza (ICP-AES) viene generalmente considerata come una tecnica ad elevata sensibilità, abbastanza facile da usarsi e facilmente interfacciabile con l'uscita delle colonne per HPLC come detector specifico per i metalli (Suzuki et al., 1986, 1987; Mazzucotelli et al., 1991a, 1991b). Inoltre il sistema costituito dall'assemblaggio HPLC-ICP è stato arricchito dall'inserimento on-line di altri detectors (UV Diode Array; elettrochimico) e da altri sistemi come lo sviluppo di idruri (prima della sorgente) per migliorare il limite di rivelabilità e consentire

agevolmente l'uso di solventi organici (Mazzucotelli et al., 1991b, 1991c). Uno schema dell'assemblaggio usato nelle nostre ricerche è rappresentato in Fig.1:



2. APPARECCHIATURE

Il cromatografo liquido usato per i nostri esperimenti è un Varian della serie LC Star System equipaggiato con un rivelatore spettrofotometrico del tipo a Diode Array (Varian 9054), in grado di registrare spettri nel range 200-400 nm. I comandi della pompa (flusso, pressione, tipo di gradiente e la gestione delle informazioni spettrali) possono essere impostati anche tramite Workstation. Le colonne utilizzate per le separazioni sono del tipo a gel-permeation TSK 3000 o Waters Protein Pack I 125 o, nel caso della determinazione del TBT, a scambio ionico Partisil SCX.

Tutte le colonne sono state equipaggiate di precolonna impaccata con la medesima fase stazionaria usata per l'analisi.

Per detector specifico per i metalli è stato usato uno spettrometro di emissione atomica con sorgente a plasma indotto per radiofrequenza (ICP-AES) Jobin-Yvon mod.24 equipaggiato con reattore per lo sviluppo di idruri.

3. REATTIVI E SOLUZIONI STANDARDS

Gli standards metallorganici di metallotioneina (MT), superossido dismutasi (SOD), glutatione (GSH) e cisterna (CYS) sono stati ricavati per pesata di sali puri (Sigma Chemical Co.).

L'eluente usato per le separazioni in gel-permeation è un buffer 5 mM a pH=7.4 formato da una miscela di potassio fosfato mono e bibasico, addizionato di sodio azide 0.01%.

Le soluzioni standards di metallo (rame, zinco, cadmio e stagno) sono soluzioni Spectrosol a 1000 ppm della BDH Ltd.

Altri reattivi usati sono: metanolo puro per HPLC (Carlo Erba) impiegato come eluente per le separazioni a scambio ionico mentre per l'omogeneizzazione dei tessuti di mitico sono stati impiegati saccarosio, trisidrossimetilaminometano, leupeptina e fenHsulfonil fluoruro.

4. MATERIALI

Colonna gel-permeation Waters Protein Pak I 125 per la determinazione delle metallotioneine.

Colonna Partisil SCX a scambio cationico per la determinazione di composti organostannici.

In mancanza di veri e propri campioni standard internazionali di riferimento, i metodi proposti sono stati certificati con soluzioni standard artificiali, contenenti composti di solito presenti negli estratti naturali.

Una serie di campioni di *Mytilus galloprovincialis* Lam. usata in un esperimento comune della NATO proveniente dal Langesundfjord (Norvegia) e sottoposti a stress da inquinanti organometallici è stata analizzata con differenti metodologie da esperti di diversi paesi. Gli stessi mitili, analizzati con procedura classica, separazione per HPLC e determinazione con ETA-AAS dopo collezione delle diverse frazioni, sono stati confrontati con i risultati ottenuti per HPLC-ICP.

5. CONTROLLO CONTAMINAZIONE. FATTORI PREANALITICI.

Tutti i reattivi usati sono di grado Suprapur o equivalente grado di purezza a livello spettrochimico; anche l'acqua è deionizzata e passata attraverso un sistema Nanopure della Milli Q.

Occorre, tuttavia, sottolineare come la particolare procedura che impiega lo spettrometro ICP-AES quale detector di natura spettrochimica, renda le eventuali impurezze dovute a metalli estremamente poco influenti, in quanto una eventuale presenza di esse si rifletterebbe solamente sul background dando luogo ad un innalzamento della linea di base in misura direttamente proporzionale alla loro concentrazione e sensibilità spettrochimica; in ogni caso, i reattivi utilizzati presentano quantità mille o pressoché irrilevanti di metalli.

6. STUDIO PRELIMINARE DEL METODO

Le parti principali del metodo consistono, come è stato descritto, nella separazione cromatografica per HPLC e nella rivelazione spettrochimica ICP- AES del metallo scelto per l'analisi. Quest'ultimo parametro è stato ottimizzato calibrando lo spettrometro in emissione in modo da ottenere la massima intensità

emessa da una soluzione standard di cadmio, rame, zinco, zolfo o stagno nelle migliori condizioni strumentali (flussi gassosi e liquidi, potenza torcia, spurgo con Ar del monocromatore) alle lunghezze d'onda analitiche di ogni elemento.

La Tabella 1 mostra i valori dei parametri strumentali e le lunghezze d'onda operative per ciascun elemento.

Tab.1. Condizioni sperimentali per la rivelazioni ICP-AES di Cd, Cu, Zn, S e Sn.

Elemento	Lunghezze d'onda (nm)	Potenza (kW)	Flusso Ar l/min		
			Torcia	Coating	Nebulizer
Cd (II)	214.438	1.5	16	0.4	0.6
Cu (I)	324.754	1.7	16	0.4	0.6
S (I)	180.730	1.3	16	0.4	0.6
Zn (I)	213.856	1.5	16	0.4	0.6
Sn	189	1.5	12	0.4	0.3

La separazione cromatografica per la determinazione delle metallotioneine, dei composti organostannici e dei prodotti di interazione con i gusci dei mitili nell'ambiente marino è stata messa a punto valutando i tempi di ritenzione di sostanze di riferimento standards in diversi eluenti, scegliendo poi i più favorevoli per la determinazione. Nella figura 2 vengono riportati i tempi di ritenzione di sostanze come glutatione, metallotioneine, suprossidodismutasi e cisterna eluite in buffer fosfato su colonna a gel-filtratura (tarata con miscele di composti a peso molecolare noto-cherne fentina (PM 546.666), albumina (PM 45.000), ribonucleasi (PM 13.700), e guanosina (PM 280). Nella figura 3 sono invece riportati i picchi relativi ad una separazione di Sn(II), Sn(IV) e tributilstagno iniettati sotto forma di soluzione standard in metanolo.

ABS

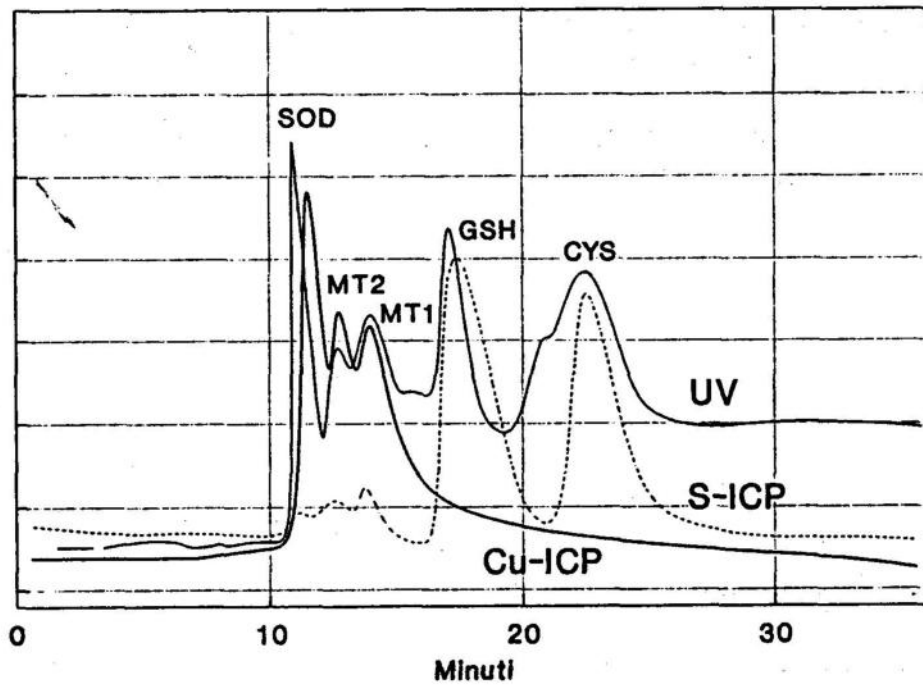


Fig.2.

ABS

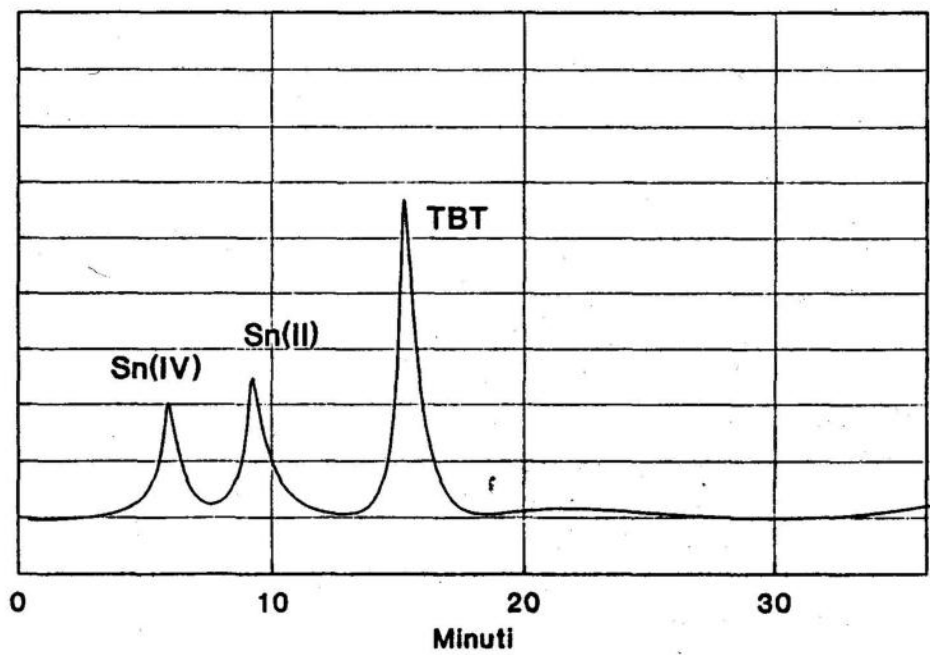


Fig.3. Cromatogramma di ioni Sn e tributilstagno.

7. METODO DI ANALISI

7.1. Determinazione di metallotioneine nei mitili marini.

I campioni di mitilo (*Mytilus galloprovincialis* Lam.) di lunghezza variabile tra i 4 e i 6 cm, sono stati esposti (per l'esperimento in vitro) ad un ambiente consistente in una soluzione a 100 ppb di Zn, Cd e Cu per quattro giorni in acqua di mare in un sistema statico. Altri campioni di mitilo non sono stati esposti al metallo e sono stati usati come campioni "controllo" di riferimento. I mitili sono stati posti in recipienti di polipropilene della capacità di 50 l alla temperatura di 15°C riempita con acqua di mare sintetica (pH = 7.9-8.0).

Ai mitili sono state rimosse chirurgicamente le ghiandole digestive usando strumenti di acciaio inossidabile precedentemente sottoposti a tests anti-cessione analizzando un campione di controllo prima e dopo il trattamento chirurgico: non è stata trovata traccia di contaminazione circa i contenuti in Cd, Cu, S e Zn.

Un grammo di tessuto viene omogenato in 4 ml di saccarosio 0.5 M in soluzione 20 mM HCl di tri(idrossimetil)amminometano (Tris) contenente NaCl, 6 M di leupeptina e 50 M di fenilmetilsulfonilfluoride (PMSF).

I frammenti di tessuto sono rimossi mediante centrifugazione a 20000 rev per 10 min., la frazione supernatante viene riscaldata a 70°C per 10 minuti. Le metallotioneine sono proteine stabili al calore e pertanto il trattamento a 70°C per 10 min. in presenza di agenti riducenti, quali il ditiotreitolo (DTT), ne consente la loro totale estrazione. Al fine di valutare l'efficacia della procedura, è stato valutato il recovery di standard interni (metallotioneine di fegato di ratto, contenenti Zn e Cu). In seguito, aliquote di 200 l della frazione stabile al calore, vengono iniettate direttamente nella colonna gel permeation, usando come eluente tampone fosfato 0.05 M pH 7.4 a un flusso costante di 0.7 ml/min.

I cromatogrammi sono ottenuti a lunghezza d'onda 254 nm; il detector UV diode array è comunque in grado di registrare nella memoria del computer tutti i cromatogrammi ottenibili nel range di lunghezze d'onda UV 200-400 nm.

L'eluato passa direttamente nella camera di nebulizzazione e quindi nella torcia a plasma. Il detector ICP viene mantenuto fisso alla lunghezza d'onda prescelta per l'analisi, mediante l'opzione "profile" del menù operativo del computer.

Il segnale viene poi inviato ad un computer IBM interfacciato con lo strumento che provvede a sovrapporlo al corrispondente segnale UV.

7.2. Determinazione di composti organostannici nei sedimenti marini.

Circa 100 gr di sedimento vengono estratti con tetracloruro di carbonio; un'aliquota di 200 microlitri di tale soluzione vengono iniettati in un HPLC dove un eluente composto da acqua - metanolo = 70:30 passa attraverso una colonna a fase inversa del tipo C18.

L'eluato passa direttamente nella torcia ICP dopo essere stata stabilizzata (flussi di argon e potenza) in presenza dello spray metanolico che viene in gran parte abbattuto nel sistema per la produzione di idruri. Il monocromatore si trova fisso nella posizione corrispondente al massimo di emissione dello stagno che si trova a 189.989 nm; per una risposta ottimale il monocromatore deve trovarsi in condizioni di assenza di aria ovvero sottovuoto od in atmosfera di gas inerte.

7.3. Determinazione di composti organometallici nelle interazioni tra sedimenti biogeni ed acqua di mare.

Come è riportato nell'introduzione, può essere di notevole interesse poter seguire delle modellizzazioni tra le varie componenti dell'ecosistema marino. Allo scopo il sistema HPLC-ICP può essere usato per seguire delle cinetiche dovute ad interazioni tra i composti organometallici che si trovano in queste componenti ed i metalli stessi. La tecnica utilizzata non differisce da quelle indicate nelle procedure precedenti: a seconda che si tratti di iniettare estratti di organismi o di sedimenti o soluzioni acquose, il punto cruciale sarà sempre costituito da una buona ottimizzazione dei parametri della torcia e della scelta del massimo di emissione delle lunghezze d'onda utilizzate come detectors.

8. CONCLUSIONI

Riallacciandoci all'ultima procedura esposta ci sembra di interesse mostrare alcune cinetiche di interazione tra metalli provenienti da soluzioni in acqua di mare e da diversi composti organometallici di interesse ambientale marino (Fig.4.):

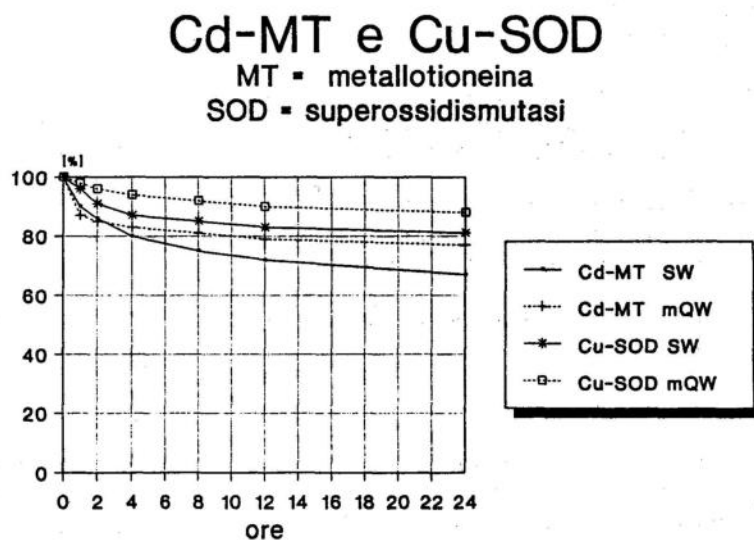


Fig.4. Andamento di Cd e Cu sotto forma di composti metallorganici in SW e mQW

Nelle figure 5 e 6 sono riprodotti alcuni tracciati di mitili esposti a a cadmio e rame:

ABS

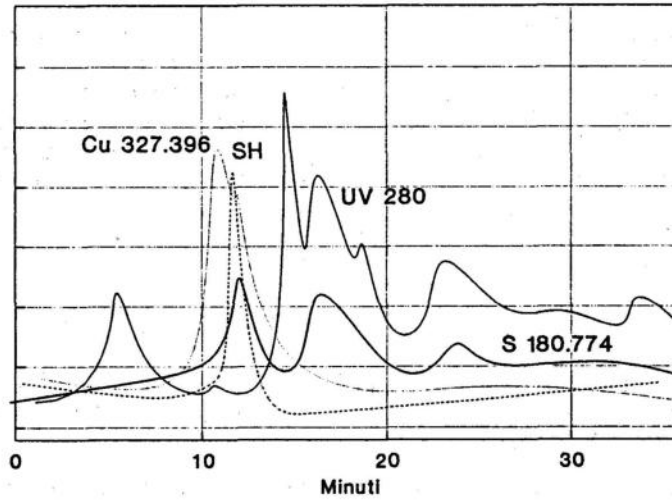


Fig.5. Spettri UV, ICP-AES ed EL di Cu-MT.

ABS

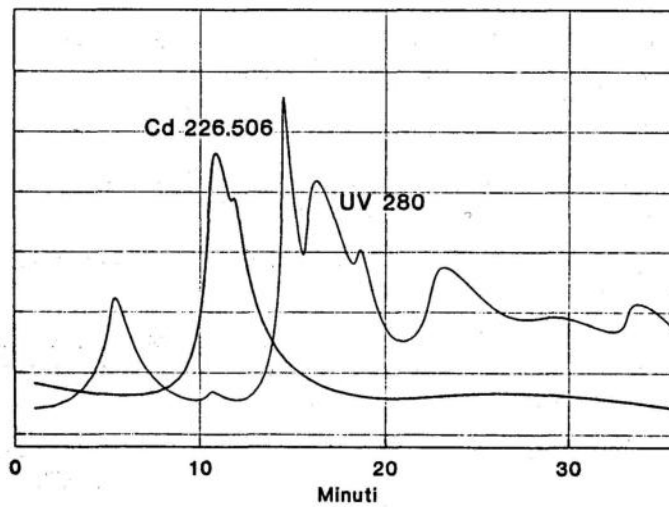


Fig.6. Spettri UV ed ICP-AES di Cd-MT

Come si può notare il picco relativo alle metallotioneine appare in una zona dove l'assorbimento UV è scarso e quindi poco significativo per rivelare la presenza di questi composti che vengono invece evidenziati dal detector ICP.

Inoltre è possibile notare attraverso l'osservazione del cromatogramma relativo allo zolfo come questo sia presente in diversi composti del citosol ma solo nelle tioneine sotto forma SH come rivelato dal detector elettrochimico.

Per concludere ci sembra opportuno far notare come con i sistemi tradizionali (Gel Filtration su macrocolonne e successiva collezione e lettura delle frazioni) siano necessari alcuni giorni di lavoro su un grande quantitativo di pool di campione; applicando il sistema descritto nel presente lavoro è invece possibile condurre una determinazione completa su microcampioni (pochi microlitri di soluzione) in circa quaranta minuti, con evidenti vantaggi e nuove possibilità di sviluppo.

BIBLIOGRAFIA

Bayne, B.L., 1979, Assessing effects of marine pollution., *Nature*, 280,14.

Carter, P.W., R.M. Mitterer, 1978, Aminoacid composition of organic matter associated with carbonate and non-carbonate sediments, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 42,1231.

Chave, K.E., 1965, Carbonates: association with organic matter in surface seawater, *Science*, 148,1723.

Craig, P J., 1986, Organometallic compounds in the environment, *Longman Eds., Essex, England*.

Crocket, J.H. end J.W. Winchester, 1966, Coprecipitation of zinc with calcium carbonat., *Geochim. Cosmochim. Acta*, 39,1093.

Engel, D.W., W.G. Sunda, B.A. Fawler, 1981, Factors affecting trace metals and toxicity to estuarine organisms. I. Environmental parameters, in *Biological Monitoring of Marine Pollutants*, Venberg, FJ., Calabrese, A., Thurberg, F.P., Vernberg, FJ. Eds., *Academic Press.*, New York, (1981), 127-144.

Franklin, M.L. end J.W. Morse, 1983, The interaction of Mn(II) with the surface of calcite in dilute solutions and seawater, *Mar.Chem.*, 12,241.

Kagi, J.H.R. end M. Nordberg, 1986, Metallothionein, *Experientia supplementum*, 34, Birkhauser, Basel.

Lehman, L.D. end C.D. Klaassen, 1986, Separation and quantitation of metallothioneins by High-Performance Liquid Chromatography coupled with Atomic Absorption Spectrophotometry, *Anal. Biochem.*, 153,305.

Lorens, R.B., 1981. Sr, Cd, Mn, and Co distribution coefficients in calcite as a function of calcite precipitation rate., *Geochim. Cosmochim. Acta*, 45,553.

Mazzucotelli, A., R. Frache, A. Viarengo, G. Martino, 1988, The speciation of trace amounts of organometallics in marine organisms by Gel-Permeation High Pressure Liquid Chromatography with PAR derivatization, *Talanta*, 35,693.

Mazzucotelli, A., A. Viarengo, L. Canesi, F. De Paz, E. Ponzano, P. Rivaro, 1991, Investigation of organometallics in the marine ecosystem by High-Performance Liquid Chromatography with Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometric and Electrochemical detection, *Anal. Proc.*, 28,79.

Mazzucotelli, A., A. Viarengo, L. Canesi, E. Ponzano, P. Rivaro., 1991, Determination of trace amounts of metalloprotein species in marine mussel samples by High-Performance Liquid Chromatography with Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometric detection, *Analyst*, 116,605.

Mazzucotelli, A., Rivaro, P., Frache, R., Cariati, F., Pozzi, A., 1991, Interazione tra carbonati di origine biogena e metalli in tracce nell'ambiente marino, *X Congresso Nazionale Divisione di Chimica Analitica* 16-19 Sett.1991, Torino.

Mazzucotelli, A., R. Frache, E. Magi, P. Rivaro, C. Gerbino, 1992, Separation and determination of trace amounts of inorganic tin and tributyltin using HPLC-ICP AES, *Ann. Chim. (Roma)*, in stampa.

McBride, M.B., 1979, Chemisorption and precipitation of Mn^{2+} at $CaCO_3$ surfaces, *J.SoilSci.Soc.Am.*, 43,693.

Moore, M.N., D.M. Lowe, D.R. Livingstone end D.R. Dixon, 1986, Molecular and cellular indices of pollutant effects and their use in environmental impact assessment, *Wat. Sci. Tech.*, 18,223.

Morse, J.W., 1986, The surface chemistry of calcium carbonate minerals in natural waters: an overview, *Mar.Chem.*, 20,112.

Rivaro, P., R. Frache, F. Cariati, A. Pozzi, A. Mazzucotelli, 1992, Interaction of trace amounts of Cu, Cd, Mn, Co and Yb with biogenic carbonates, *Mar. Chem.*, in stampa.

Simkiss, K. end K.M. Wilburn, 1989, Biomineralization. Cell biology and mineral deposition, *Academic press*, Inc. San Diego, California, (1989).

Stumm, W. end P.A. Brauner, 1975, Chemical speciation, in *Chemical Oceanography*, Riley, J.P. and Skirrow, G. Eds., *Academic Press*, New York, 1,1173.

Suess, E., 1973, Interaction of organic compounds with calcium carbonate-II. Organo-carbonates association in recent sediments, *Geochim.Cosmochim.Acta*, 37, 2435.

Sunaga, H., E. Kobayashi, N. Shimojo, K.T. Suzuki, 1987, Detection of sulfur containing compounds in control and Cd exposed rat organs by HPLC-vacuum-UltravioletICP-AES, *Anal Biochem.*, 160,160

Suzuky, K.T., 1980, Direct connection of High-Speed Liquid Chromatograph (equipped with Gel-Permeation column) to Atomic Absorption Spectrophotometer for metalloprotein analysis: metallthionein, *Anal. Biochem.*, 102,31.

Suzuky, K.T., H. Sunaga, Y. Aoki, M. Yamamura, 1983, Gel permeation, ion exchange and reversed phase column for separation of metallothioneins by HPLC-AAS, *J.Chrom.*,281,159.

CHIMICA OCEANOGRAFICA IN MAR LIGURE

Roberto FRACHE

Università di Genova - Istituto di Chimica Generale
Cattedra di Chimica Analitica

SUMMARY

The paper is a short but complete review of the data obtained till now in the study about the concentrations of heavy metals in particulate matter in Ligurian Sea. We discuss their distribution in time and space in reference to hydrological and environmental parameters as well as about the relationship between particulate metals and biological events.

RIASSUNTO

La relazione è un breve ma completo esame dei dati ottenuti fino ad ora nello studio della concentrazioni di metalli pesanti nel materiale particolato nel Mar Ligure. Viene discussa la loro distribuzione spaziale e temporale in riferimento ai parametri idrologici ed ambientali e sono date indicazioni circa le relazioni fra i metalli presenti nel particolato e i concomitanti eventi biologici.

1. INTRODUZIONE

La Chimica Oceanografica nel Mar Ligure ha riguardato, nel tempo, essenzialmente la valutazione delle concentrazioni di metalli pesanti nelle varie componenti l'ecosistema marino.

I Laboratori che sono stati impegnati in modo sistematico in queste ricerche fanno capo, fondamentalmente, al Gruppo Ricerca Oceanologica-Genova (G.R.O.-G.), all' ENEA (Centro Ricerche Energia Ambiente, S.Teresa, La Spezia), al CNR (Istituto di Biofisica, Pisa) ed a ricercatori francesi facenti capo al Laboratorio CNRS-CEA.

In questa relazione, ovviamente limitata, sono messe in risalto in particolare le ricerche che si sono dedicate allo studio della distribuzione di metalli pesanti nel materiale particolato sospeso.

Lo studio della chimica e del comportamento alla sedimentazione del materiale particolato è di primaria importanza in diversi campi come la sedimentologia, la chimica del mare, la biologia e, particolarmente, nei problemi di inquinamento. E' noto infatti che diversi inquinanti come i metalli pesanti possono interagire con il materiale particolato ed essere così coinvolti nei processi di sedimentazione e nelle catene trofiche (Salomons and Forstner, 1984). I meccanismi chimico fisici e

biologici assai complessi che regolano questi processi di interazione dipendono da un elevato numero di parametri come la forza ionica, la concentrazione relativa degli elementi maggiori, il pH e le condizioni redox, la concentrazione e la natura delle sostanze organiche, la speciazione degli elementi in soluzione, la mineralogia e la morfologia delle particelle per non parlare dei parametri strettamente biologici legati ai processi biochimici delle particelle viventi e detritiche ed alle caratteristiche dinamiche e strutturali delle popolazioni coinvolte.

Queste indicazioni anche se necessariamente sommarie rendono conto dell'interesse dello studio chimico del materiale particellato.

I principali meccanismi chimici e chimico-fisici che concorrono alla presenza di metalli pesanti nel materiale particellato sono riconducibili ai seguenti tipi:

1. reazioni di ossidazione (ossidi di ferro e manganese o zolfo elementare precipitati per ossidazione di composti ridotti)
2. reazioni di riduzione (V,Cu,U,Se,Ag precipitati come metalli od ossidi a basso stato di ossidazione per riduzione dovuta in generale alla presenza di sostanza organica o a gas riducenti)
3. reazioni con solfuro (diversi metalli come Fe, Cu, Ag, Zn, Pb, Hg, Ni, Co, As, Mo precipitano come solfuri per riduzione di solfati o per la presenza di batteri solfato riduttori)
4. reazioni tipo solfato o carbonato (i metalli alcalino terrosi precipitano in presenza di eccessi di ione carbonato o solfato)
5. reazioni di tipo alcalino (molti metalli precipitano come idrati quando il pH si innalza per passaggio, ad esempio di acque acide su rocce carbonatiche o per miscelazione con acque alcaline)
6. adsorbimento (adsorbimento o coprecipitazione di ioni su ossidi di Fe/Mn, argille, materiali organici. I cationi dei metalli di transizione e quelli con alto stato di ossidazione tendono ad essere adsorbiti in misura maggiore che non gli anioni ed i cationi a basso stato di ossidazione)

Lo studio della concentrazione dei metalli pesanti nella fase particellata può essere perseguito attraverso un approccio di tipo modellistico quando siano note le costanti di stabilità dei complessi cui i metalli partecipano, i prodotti di solubilità, la forza ionica del mezzo, la natura mineralogica della fase solida, ecc. Un esempio del risultato ottenuto per questa via è mostrato nella Fig.1 dove sono dati, al variare del potenziale redox e del pH del mezzo, i campi di stabilità delle specie dello Zn presenti nelle fasi solide ed in soluzione. Alternativamente, poiché l'approccio modellistico presenta diverse difficoltà, si procede con un procedimento di tipo operativo che prevede di determinare la concentrazione dei metalli in "frazioni" definite dal tipo di attacco selettivo che si adotta. Da questo punto di vista sono stati proposti diversi schemi di "leaching" selettivi adatti a solubilizzare le varie frazioni (Frache,1983). A titolo di esempio, nella Fig.2, è riportato lo schema proposto da Agemian e Chau(1976).

La diversità degli schemi di attacco ha prodotto una serie di dati difficilmente confrontabili con conseguenze ovviamente negative in termini di comparazione e di studio dell'evoluzione delle situazioni. Una ulteriore difficoltà è costituita dal fatto che le concentrazioni sono espresse in $\mu\text{g/l}$, nei lavori più vecchi, e in $\mu\text{g/g}$ in quelli più recenti.

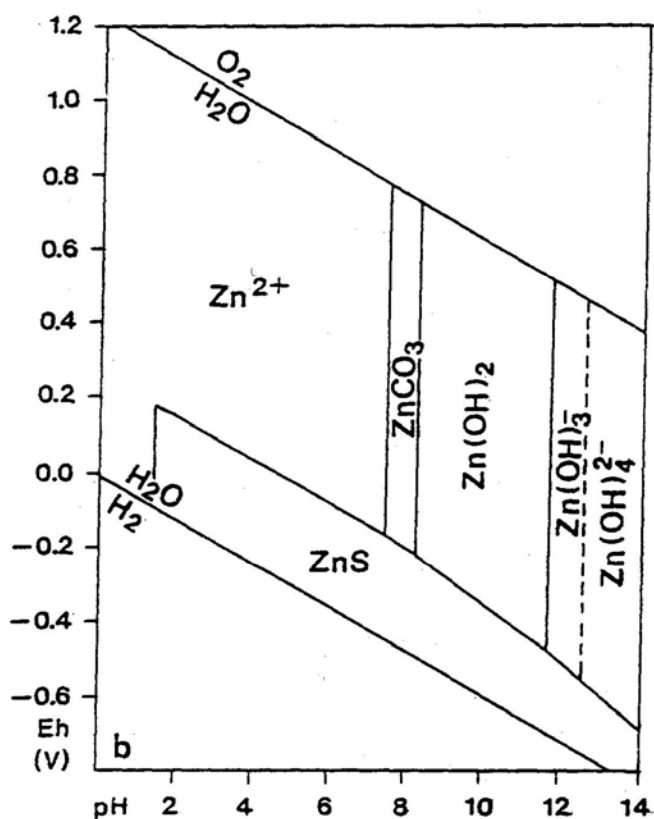


Fig.1. Campi di stabilità di specie dello Zn nel sistema Zn + anidride carbonica + S + acqua
 $t = 25^\circ\text{C}$, $p = 1 \text{ atm}$
 attiv. Zn in soluz. 10^{-5} mol/l
 Conc. anidride carbonica e specie S 10^{-3} mol/l

STADIO	TRATTAMENTO	FASE ESTRATTA
1.	Centrifugazione di aliquota di sedimento (50-100 gr.) in bottiglia da 400 ml., in atmosfera di N_2 , a 900 gpm per 20 minuti a 4° C. Liquido supernatante filtrato attraverso filtri 0.45 μm in atmosfera di N_2 , acidificato ed analizzato con AAS.	Acqua interstiziale
2.	Estrazione con NH_4OAc 1N a pH 5,3 - 7,9 di una aliquota di 10 gr. di sedimento non seccato in atmosfera di N_2 . Successiva centrifugazione e filtrazione in atmosfera di N_2 su filtro da 0.4 μm . Acidificazione del filtrato ed analisi con AAS. Il contenuto in metalli dello stadio 1 va sottratto poichè lo stadio 2 comprende anche l'analisi dell'acqua interstiziale.	Frazione scambiabile
3.	Il residuo dello stadio 2 è lavato con acqua deionizzata in atmosfera di N_2 , centrifugato, filtrato (0.45 μm) ed estratto agitando per 30 min a pH = 2 con 100-200 ml. di $NH_2OH.HCl$ 0.1M e HNO_3 0.01M con un rapporto solido: liquido di 1 : 50. Centrifugazione, filtrazione, acidificazione e analisi con AAS. Dopo questo stadio non è più necessario lavorare in atmosfera inerte.	Frazione facilmente riducibile (ossidi e idrossidi di manganese).
4.	Il residuo dello stadio 3 è lavato con acqua deionizzata, filtrato (0.4 μm) e digerito con H_2O_2 30%, a pH 2.5, a 95° C. Il residuo è lavato con NH_4OAc 1N, tamponato a pH 2.5, centrifugato e filtrato (0.4 μm). Il filtrato è acidificato e analizzato con AAS.	Frazione legata alla sostanza organica e a fasi ossidabili.
5.	Il residuo dello stadio 4 è addizionato di citrato e ditionato di sodio solidi in un rapporto 1 : 10 e posto in 100 ml. di acqua. Si agita per circa 12 ore. Centrifugazione, filtrazione (0.4 μm), acidificazione del filtrato e analisi con AAS.	Frazione legata a sostanze moderatamente riducibili (ossidi e idrossidi di ferro).
6.	Il residuo dello stadio 5, non lavato, è digerito con 15 ml. di HF e 10 ml di HNO_3 concentrati, a 95° C per 2 ore, evaporato a secchezza, addizionato di 8 ml di HNO_3 fumante, evaporato a secchezza, solubilizzato con HCl 1:1 caldo e analizzato con AAS.	Frazione residua.

Fig.2. Schema di "leaching" selettivi (Agemian e Chau,1976)

2. METALLI PESANTI NEL MATERIALE PARTICELLATO IN MAR LIGURE

Nel seguito sono esposti i risultati riportati nei vari lavori pubblicati sull'argomento. I gruppi che hanno eseguito ricerche in questo campo sono il G.R.O.-G. e i ricercatori facenti capo a Buat-Menard.

Le ricerche hanno riguardato acque costiere e di altura con particolare attenzione alla trasversale Corsica-Riviera di Ponente che costituisce, come è noto, la zona attraverso la quale avviene in misura maggiore lo scambio tra il Mar ligure ed il Mediterraneo e che è interessata alla divergenza.

2.1. Acque costiere

Le zone costiere sono state scelte per avere informazioni relative ad un'area che, come è noto, risente di apporti antropici e costituisce l'interfaccia fra il continente ed il mare aperto.

Le ricerche sono state condotte ad opera del G.R.O.-G. e sono iniziate con uno studio delle acque della fascia costiera ligure (Baffi et al., 1982, 1984). Un primo campionamento ha riguardato acque superficiali e profonde in 25 Stazioni poste a differente distanza dalla costa (fra 0.5 e 6 Km) in cinque transetti in corrispondenza delle città di Alassio, Savona, Genova, Chiavari e Corniglia (Fig.3). In Tab.1. sono dati i valori medi di concentrazione.

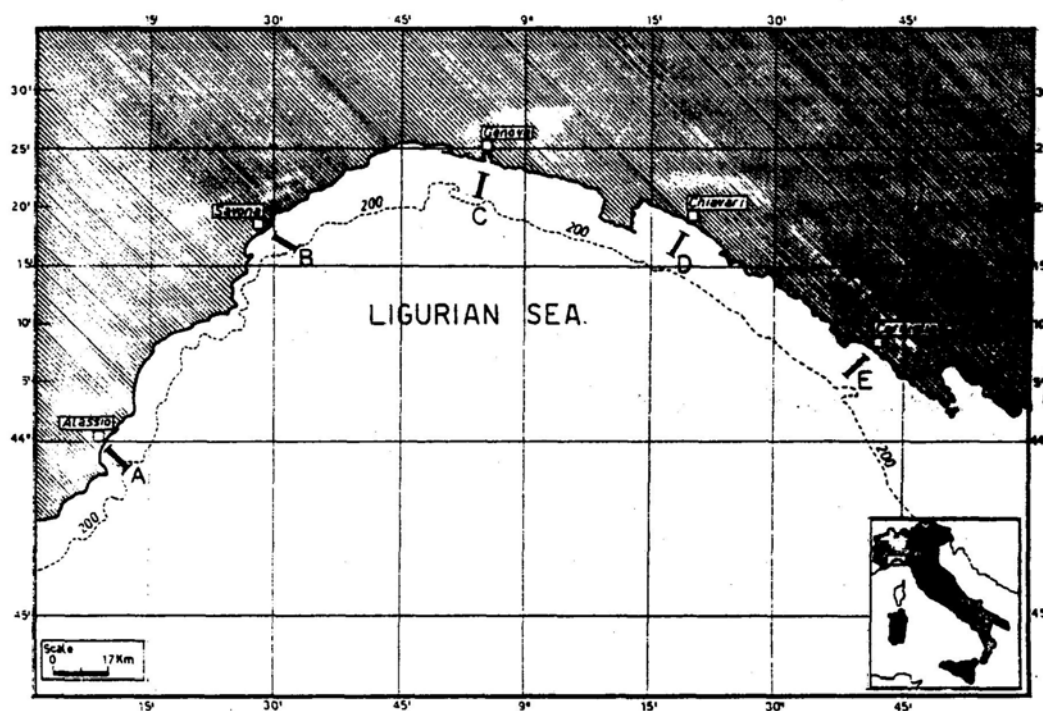


Fig.3. Stazioni costiere di campionamento

Tab.1. Concentrazioni medie ($\mu\text{g/l}$) di metalli pesanti in materiale particellato. Attacco HNO_3 8N. Stazioni costiere Mar Ligure.

Elemento	Valore medio	Intervallo
Cd	< 0.006 (n=26) 0.013 (n=17)	0.010 - 0.022
Cu	< 0.01 (n=7) 0.18 (n=38)	0.05 - 0.58
Fe	0.50 (n=48)	0.15 - 1.2
Ni	< 0.10 (n=35) 0.26 (n=14)	0.15 - 0.89

In generale ogni transetto sembra caratterizzato da una sua "facies" chimica: Genova presenta i valori più elevati per il Cd, Chiavari quelli più bassi per il Cu, Corniglia quelli più elevati per il Fe. Sembrerebbe quindi che le concentrazioni di metallo nel particellato costiero possano registrare i diversi input antropogenici e le diverse caratteristiche geochemiche della fascia costiera. Tale considerazione sembra avvalorata dai risultati di una ricerca contemporanea (Cosma et al., 1982) sul contenuto di metalli pesanti nei sedimenti della platea continentale ligure i cui risultati confermano una specificità chimica dei diversi transetti e rilevano una certa corrispondenza con i dati relativi al particellato. Sempre in queste 25 Stazioni si sono valutate eventuali relazioni fra il contenuto in metalli del particellato e la biomassa fitoplanctonica espressa dalla clorofilla-a individuando alcune correlazioni interessanti.

Le correlazioni osservate hanno indotto il G.R.O.-G. a realizzare uno studio sistematico di questo problema attraverso un campionamento annuale in una Stazione posta al largo di Chiavari su un fondale di 250 m con determinazione, oltre che dei classici parametri idrologici, della clorofilla-a, di Ni, Cu e Fe nel particellato.

I risultati possono essere schematizzati come segue (Fabiano et al., 1983,1985). Nelle acque superficiali si è trovato, per il Cu, un andamento annuale, con massimo di concentrazione in febbraio in corrispondenza della fioritura fitoplanctonica, correlato significativamente alla concentrazione di clorofilla-a; considerando invece i campioni provenienti dalla zona fotica la correlazione risulta significativa soltanto per il periodo di attiva produzione (febbraio-marzo). L'esame dell'intera colonna d'acqua ha permesso di individuare, con particolare evidenza ancora per il Cu, un ciclo stagionale (Tab.2).

Il ciclo è caratterizzato dalle concentrazioni più elevate durante il periodo inverno-primavera; in questo tempo di maggiore attività algale appare una

Tab.2. Concentrazione di Cu (ng/l) in materiale particellato. Attacco HNO₃ 8N. Stazione costiera Mar Ligure.

Strato		feb-mar	apr-mag	giu-ott	nov-gen
0-25	m	128.4	175.0	47.0	32.8
50-100	m	34.3	277.3	81.0	24.5
150-200	m	4.5	34.5	185.2	16.7

relazione fra metalli, in particolare Cu, e biomassa fitoplanctonica nello strato fotico. Abbiamo quindi un aumento nella colonna durante l' estate, nel periodo di pascolo dello zooplancton e di formazione del detrito organico ed infine, nel periodo invernale, in corrispondenza della miscelazione delle acque troviamo una riduzione ed una omogenizzazione delle concentrazioni. Questi risultati hanno confermato la capacità degli organismi planctonici di concentrare larghe quantità di metalli pesanti dall' acqua di mare con meccanismi che coinvolgono probabilmente i processi biochimici interni agli organismi stessi (Fowler, 1977).

22. Acque della zona dei Canyons del Golfo di Genova

Una zona particolarmente importante del Mar Ligure è costituita dai Canyons del Bisagno e del Polcevera situati rispettivamente a ponente ed a levante di Genova. La sedimentazione nella zona è stata largamente studiata (Fanucci et al.,1980;Piccazzo e Tucci,1983) e, più recentemente, sono state realizzate anche misure chimiche sul particellato.

Gli studi citati hanno evidenziato un fenomeno di risalita delle acque lungo i Canyons con concentrazioni elevate di materiale particellato nelle stesse zone di upwelling. Inoltre la distribuzione di materiale particellato totale, inorganico ed organico non evidenzia consistenti apporti da riva. Studi più recenti sul contenuto in metalli pesanti sono stati condotti in campioni prelevati in superficie ed in profondità in Stazioni (Fig.4) poste lungo l' asse dei Canyons in zona costiera e del largo (Fabiano et al., 1988). In Tab.3. sono dati i valori medi di concentrazione. I risultati di queste misure non hanno permesso di rilevare i fenomeni citati di risalita e di confermare quindi i dati relativi alle concentrazioni di metalli, in particolare Fe, nel particellato alla testa dei Canyons in concomitanza con i fenomeni di upwelling (Frache et al., 1986). Il complesso idrodinamismo della zona può rendere conto della diversità dei dati e sottolinea l'importanza di un proseguimento degli studi in situazioni costiere di questo tipo. Si sono ottenuti invece dati interessanti comparando la composizione qualitativa delle particelle in termini di componente organica e di metalli pesanti: si è verificato così che i due Canyons mostrano marcate differenze in questi due parametri.

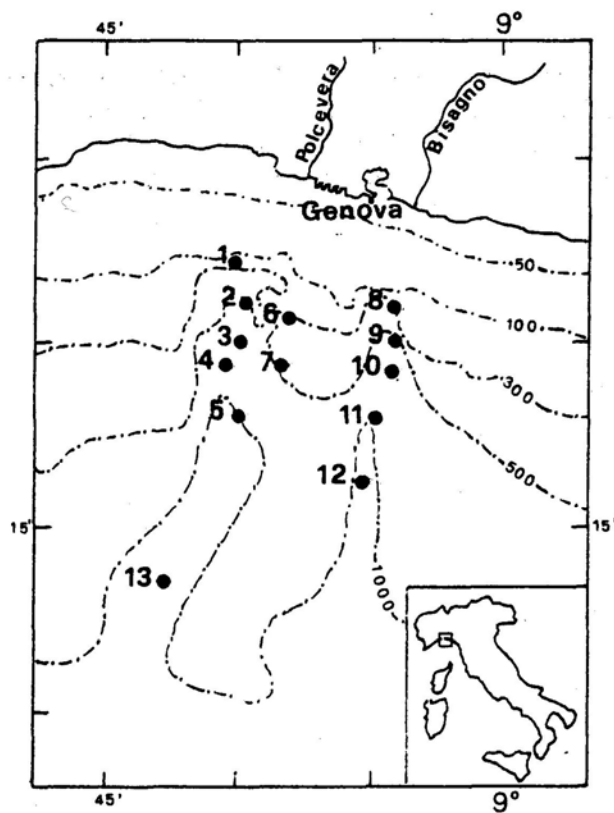


Fig.4. Stazioni di campionamento nella zona dei Canyons di Genova

Tab.3. Concentrazione media di metalli nel materiale particolato (ng/l). Attacco HNO₃ 8N. Zona dei Canyons del Golfo di Genova

Elemento	Canyon Polcevera	Zona intermedia	Canyon Bisagno
Cd	0.62	0.90	0.57
Cu	67.80	173.77	62.16
Cr	42.34	56.77	36.64
Fe	639.2	542.6	504.3
Ni	40.15	48.42	36.33

2.3. Acque di altura

I ricercatori francesi del Laboratorio misto CNRS-CEA e del Laboratorio di Spettrografia ORSTOM sono stati i primi a studiare la distribuzione di metalli nel materiale particellato lungo la trasversale Nizza-Calvi (Fig.5) proponendo una comparazione con altri mari ed oceani (Buat-Menard et al., 1980).

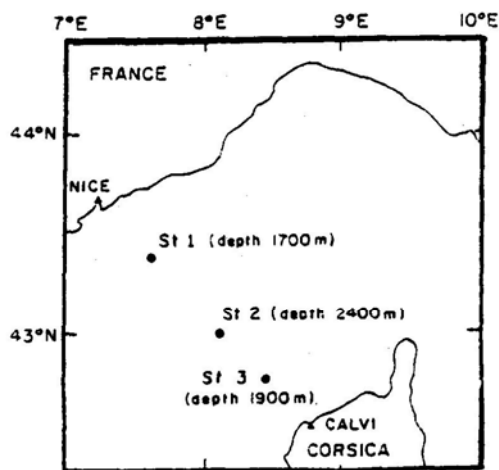


Fig.5. Stazioni di campionamento sulla trasversale Nizza-Calvi

Definendo il fattore di arricchimento relativo:

$$EF_{cr.terr.}(X) = (X/Al)_{mat.partic.} / (X/Al)_{cr.terr.}$$

questi autori giungono alle seguenti interessanti conclusioni:

- a. I valori di $EF_{cr.terr.}$ per Se e Th nel Mediterraneo e nell' Atlantico sono vicini all' unità e, inoltre, questi elementi sono fortemente correlati con l'Al; si può quindi affermare che la loro presenza nel materiale particellato può essere interamente spiegata con la presenza di allumino-silicati.
- b. Gli altri elementi mostrano valori di $EF_{cr.terr.}$ che variano da 1 a 10^4 sia in Mediterraneo che in Nord Atlantico; questi elementi inoltre non hanno significativa correlazione con l'Al per cui la maggiore frazione della concentrazione nel particellato è da ascrivere a fasi diverse degli allumino-silicati.

Ricerche condotte più tardi dal G.R.O.-G. su stazioni situate sulla trasversale Imperia-Capo Corso (Fig.6) hanno mostrato interessanti correlazioni.

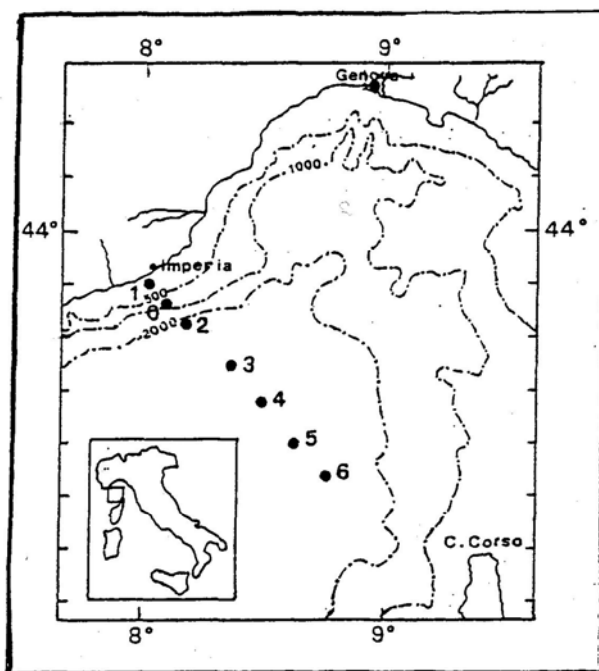


Fig.6. Stazioni di campionamento sulla trasversale Imperia-Capo Corso

Dai dati ottenuti sembra che si possano osservare differenze significative fra le stazioni più costiere e quelle del largo (Fabiano et al., 1988). Si veda a proposito la Tab.4. relativa alla concentrazione media in $\mu\text{g/g}$ dello strato 0-50 m nelle acque

Tab.4. Concentrazione media di metalli nel materiale particellato ($\mu\text{g/g}$). Attacco HNO_3 8N. Acque del Mar Ligure

Elemento	Trasv. Imperia-C. Corso St. cost.	St. largo	Golfo di Genova
Cd	0.518	0.323	0.801
Fe	171	94.7	331
Cu	54.4	19.6	49.0
Ni	48.2	20.4	36.7
Cr	28.2	4.63	32.3

costiere e del largo, sulla trasversale, confrontate con quelle del Golfo di Genova Canyons).

E' evidente l'analogia fra le acque costiere e quelle del golfo di Genova. Per quanto riguarda la distribuzione con la profondità delle concentrazioni dei metalli nel particellato, la mancanza di un vero e proprio 'trend' evidenzia la dinamicità delle acque in queste zone. Si è osservata peraltro una relazione significativa tra alcuni metalli (Fe,Cr,Ni) e l' andamento delle concentrazioni di AOU (Apparent Oxygen Utilization) quasi ad evidenziare la stretta relazione fra contenuto di metallo nel particellato ed intensità dei fenomeni ossidativi a carico della sostanza organica. Si è osservato in particolare che nella parte di colonna dove più intensi sono i processi di degradazione batterica (primi 200-400 m) maggiore è la quantità di metallo che passa dalla componente particellata alla soluzione.

3. CONCLUSIONI

I risultati riferiti in questa review mostrano il significativo lavoro compiuto in questo campo nel Mar Ligure e, d'altro lato, forniscono interessanti indicazioni sulle alcune linee di sviluppo da seguire.

Le correlazioni delle concentrazioni di alcuni metalli con la biomassa fitoplanctonica e la corrispondente variabilità stagionale, individuate in stazione costiera, lasciano il campo ad ulteriori ricerche in questa direzione suggerendo anche, dal punto di vista chimico, un approfondimento della caratterizzazione dei complessi fra metalli e sostanza organica. In questa direzione riteniamo che l'impiego dell'HPLC e dell'accoppiamento HPLC/ICP-AES possa portare a risultati soddisfacenti (Baffi et al.,1991; Mazzucotelli et al.,1989).

La variabilità delle concentrazioni dei metalli nel particellato in zone costiere e di altura mostra ancora l'utilità dello studio di questa fase e come l'impiego di adatti parametri, come il fattore di arricchimento, sia suscettibile di ulteriori applicazioni.

Infine, la necessità di un approccio interdisciplinare a questo problema, che permetta la correlazione fra dati mineralogici, sedimentologici, biologici, oceanigrafici e chimici, sottolinea ancora una volta la complessità e la ricchezza degli studi ambientali.

BIBLIOGRAFIA

Agemian, H., A.S.Y. Chau, 1976, Evaluation of extraction techniques for the determination of metals in aquatic sediments, *Analyst*, 101:761-767

Baffi, F., M. Fabiano, R. Frache, A. Dadone, 1982, Cd, Cu, Fe, Ni et parametres de l'environnement dans les eaux cotieres liguriennes, *Proc.VI Journees Etud.Pollutions, C.I.E.S.M., Cannes*, 421-424

Baffi, F., M. Fabiano, R. Frache, A. Dadone, 1984, Determination des metaux lourds dans la Mer liguriennes.IV. Cd, Cu, Fe et Ni dans le filtrè, dans le particulate

et paramètres de l' environnement dans les eaux cotieres liguriennes, *Chem.Ecol.*,2:33-38

Baffi, F., M. Ravera, C. Ianni, 1991, Impiego della RP-HPLC con rivelatore a fluorescenza per la determinazione di complessi Cu- amminoacidi in matrici reali, *Atti IV Conv. "Giornate di cromatografia"*, Urbino,17-19 giugno 1991

Buat-Menard, P., M. Arnold, D. Baron, H. Benard, R. Chesselet, 1980, Particulate trace metal chemistry in the open ocean and western Mediterranean: a comparative study, *Proc. V Joumees Etud. Pollutions, C.I.E.S.M.*, Cagliari, pp.1005-1010

Cosma, B., R. Frache, F. Baffi, A. Dadone, 1982, Trace metals in sediments from the ligurian coast.Italy, *Mar.Pollut. Bull.*, 13:127-132

Fabiano, M., F. Baffi, R. Frache, A. Dadone, 1983, Relazione fra clorofilla-a ed alcuni metalli pesanti nel materiale particellato e nel solubile.Acque superficiali costiere. *Atti V CongrAssoc.Ital.Oceanol.Limnol.*, Stresa, 19-22 maggio, 1982, pp.467-474

Fabiano, M., F. Baffi, R. Frache, 1985, Seasonal and depth variations of copper, iron and nickel in Ligurian coastal waters, *Mar.Chem.* 17:165-175

Fabiano, M., F. Baffi, P. Povero, R. Frache, 1988, Particulate matter in the Genoa Gulf (Summer 1983), *Boll. Oceanol. Tecn. Appl.*, 6:35-41

Fanucci, F., M. Firpo, L. Mirabile, 1980, Les canyons sous-marins de la Mer Ligure: morphologie, structure, evolution, 26° *Congresso Geologico Intemazionale*, Parigi 7-17 luglio 1980

Fowler, S.W.,1977, Trace elements in zooplankton particulate products, *Nature* (London), 269:51-53

Frache, R., 1983, Metalli nei sedimenti e nel materiale particellato, in R.Ferro (Ed.) *Metodologie analitiche per lo studio della qualità dell' ambiente marino*, CNR, pp.63-77

Frache, R., P. Manfrinetti, M. Piccazzo, S. Tucci, 1986 Distribution and transport of particulate Fe and Cu in suspended matter of the Canyons of Genoa (North western Mediterranean), *Mar.Pollut.Bull.*, 17:123-127

Mazzucotelli, A., B. Cosma, R. Frache, 1989, Determination of trace amounts of organometallics in marine samples by HPLC-ICP, *Proc.32nd IUPAC Congress*, Stockholm, 2-7 august 1989, Abstract 2039

Piccazzo, M., S. Tucci, 1983, Distribuzione e trasporto di materiale particellato sospeso nei Canyons di Genova, *Atti V Congr.Naz. Assoc.Ital.Oceano.Limnol*, Stresa, 19-22 maggio 1982, pp.675-690

Salomons, W., U. Forstner, 1984, Metals in hydrocycle, *Springer Verlag*,Berlin Ed., pp.24-36

CIRCOLAZIONE SUPERFICIALE E BIOMASSE PLANCTONICHE IN MAR LIGURE

Tecla ZUNINI SERTORIO

Istituto di Scienze Ambientali Marine, Università di Genova

SUMMARY

The circulation of surface waters in the Ligurian Sea is characterized by a cyclonic vortex about a divergence axis located mainly in correspondence with the axis of maximum depth of the basin. The cyclonic circuit of the Ligurian Current and the presence of a hydrographic front associated to the said current have remarkable influence on the primary production and on the distribution of zooplankton populations. Large scale surveys in the area permitted to identify three zones — peripheral, frontal and central — having distinct hydrobiological characteristics. In recent years continuous multiparameter measurements have led to a more detailed knowledge of the frontal zone - a hydrodynamically active area - and to studies on its influence on the organic production. The highest values of the phytoplankton biomass are found in the marginal area of the central zone, whose wealth of nutrients and stability of water enhance the primary production. Likewise, the space distribution of zooplankton populations are related to the physical structure of the water; the distribution of some Copepod populations observed in different seasons may be explained as an interaction between their biological behaviour and the dynamic features of the environment. Further progress in the knowledge of the influence of the circulation on the organic production of the Ligurian Sea need a multi-disciplinary strategy which includes sampling specifically adapted to fine- or meso-scale spatial patterns.

1. INTRODUZIONE

Le ricerche sul plancton del Mar Ligure fino agli anni '60 sono state effettuate in prevalenza su materiale pescato in acque costiere, per lo più in vicinanza dei laboratori marini esistenti. Alcune campagne, tra cui principalmente quelle del Principe Alberto I di Monaco (1885-1915) e quelle della Nave Oceanografica svedese Thor (1908-1910), hanno fornito delle informazioni sulla distribuzione del plancton in acque di altura ma non hanno dato inizio ad una esplorazione biologica sistematica del Mar Ligure. Solo a partire dagli anni '60 le ricerche sono state allargate in modo continuativo oltre il dominio costiero ed hanno messo in luce il determinante effetto della circolazione del bacino sulla distribuzione del plancton (BRACONNOT et al., 1965).

Il Mediterraneo non è un mare fertile, tuttavia è lungi dall'essere uniformemente povero e lo studio dei fattori che contribuiscono alla sua fertilità locale è tuttora un campo aperto di ricerca. Diversi processi controllano l'apporto di nutrienti negli stra-

ti eufotici. Alcuni di essi, come il mescolamento invernale della colonna d'acqua e lo scambio con l'Atlantico, influenzano tutto il bacino. Altri hanno un carattere molto più locale, per esempio gli effetti degli scarichi dei fiumi, la presenza di divergenze e di fronti.

Divergenza e fronti sono noti nel Mar Ligure e di tali strutture e della loro influenza sulla distribuzione del plancton verrà di seguito data qualche notizia.

2. CARATTERISTICHE IDROLOGICHE E CIRCOLAZIONE SUPERFICIALE

Il Mar Ligure secondo NIELSEN (1912) è limitato a SE dalla congiungente Capo Corso-Piombino, a Ovest dalla congiungente Punta Revellata-Isole di Hyères. Tre masse d'acqua si distinguono sulla verticale in relazione alle caratteristiche idrologiche di temperatura potenziale, salinità e pressione: superficiali (0- 300m), intermedie (300-600m) e profonde. I tre strati non presentano gli stessi tenori in ossigeno e in sali nutritivi. Lo strato di superficie è in genere saturato di ossigeno, a causa del suo contatto con l'atmosfera, e povero di sali nutritivi, eccetto in vicinanza della costa quando vi sono notevoli apporti fluviali. L'acqua intermedia presenta dei tenori minimi di ossigeno, dell'ordine di 4 ml/l (70% di saturazione) mentre tenori un po' più alti si trovano nelle acque profonde oltre i 500m (4.4 ml/l, 78% di saturazione). I sali nutritivi hanno concentrazioni massime nelle acque profonde (0.4 µg-at/l di fosfati, 8 µg-at/l di nitrati e di silicati) e forti gradienti verticali si situano a livello del picnoclino.

I tre strati non circolano alla stessa velocità ed in modo generale su una colonna d'acqua la velocità decresce dalla superficie al fondo. Per le acque superficiali e intermedie la circolazione generale è ciclonica (antioraria), orientata SO-NE nella parte sud del bacino è NE-SO nella parte nord; le acque alla periferia del circuito circolano più velocemente di quelle verso il centro e nella zona centrale il flusso geostrofico medio è praticamente nullo. Tale tipo di circolazione spinge alla periferia le acque leggere superficiali, con aumento dello strato superficiale isoterma, e provoca una risalita di acqua profonda al centro del vortice determinando una struttura a *cupola* delle isopicne. Durante il raffreddamento invernale la densità in superficie raggiunge valori sufficientemente alti da permettere lo svilupparsi di mescolamenti verticali profondi che possono interessare tutta la colonna d'acqua e causare un particolare arricchimento di sali nutritivi in superficie per la risalita di masse profonde.

Il vortice ciclonico si svolge attorno ad un asse di divergenza che assume forma e ubicazione differenti in dipendenza delle condizioni meteorologiche ma che è situato principalmente in corrispondenza dell'asse di massima profondità del bacino. La carta batimetrica mostra che l'asse di massima profondità si avvicina alla Riviera ligure di Ponente e dista 13 miglia da Capo Mele sulla congiungente Capo Mele-Giraglia, successivamente assume direzione nord-sud e perviene in prossimità di Genova. La congiungente Portofino-Capo Corso lascia a levante una vasta zona nella quale le profondità superano raramente 500m mentre profondità appena superiori a 100m in-

teressano l'estremità orientale del bacino ad est della congiungente Capraia-Elba-La Spezia (Fig. 1).

A causa della circolazione ciclonica vengono riconosciute tre zone concentriche idrologicamente differenti: una zona periferica di bassa salinità (<38 ‰) e bassa densità ($\sigma < 29,00$) povera di sali nutritivi; una zona centrale corrispondente alla zona della divergenza con salinità elevata (>38,3‰), valori di densità alti e vicini a quelli dell'acqua intermedia ($\sigma \geq 29,00$), debole stratificazione e ricchezza di sali nutritivi; una zona frontale tra le due precedenti identificata da un forte gradiente della densità di superficie con aumento verso la zona centrale (Fig.2).

Acqua di origine atlantica alimenta la circolazione del Mar Ligure nello strato superficiale. Un ramo della corrente atlantica si dirige verso la costa occidentale della Corsica e si unisce al ramo che proviene dal Mar Tirreno per formare la Corrente del Mar Ligure. Questa scorre al largo della Riviera a partire dal Golfo di Genova, poi continua al largo della costa francese fino all'altezza di Telone e trova probabilmente il suo prolungamento nella circolazione del Mar Catalano. Essa fluisce a qualche chilometro dalla costa mentre in immediata vicinanza di questa i movimenti dell'acqua sono irregolari, con direzioni diverse nelle varie insenature e variabili col tempo a seconda delle condizioni meteorologiche (DAGNINO e FARNETI, 1980).

La Corrente Ligure fluisce al largo della Riviera italiana e francese in una striscia larga ca. 30 km e profonda da 50m a 150m secondo le stagioni; le velocità calcolate sono dell'ordine di 20 a 30 cm/s in superficie in media annuale e variano con la stagione secondo le condizioni meteorologiche. Tra 200 e 300m scendono in media a circa 5 cm/s e nell'acqua intermedia sottostante diminuiscono ancora a 2,5 cm/s. In novembre e dicembre in superficie davanti a Nizza sono state misurate velocità talvolta fino a 70 cm/s e persino superiori a 10 cm/s a 250 m di profondità; il flusso interessa allora una banda piuttosto stretta e più profonda che d'estate. L'insieme dei dati di diversi autori indica che in superficie una vena di corrente forte larga da 5 a 10 miglia è situata frequentemente all'inizio della scarpata continentale ma non è ancora stato stabilito un legame causale con tale ubicazione (BÉTHOUX e PRIEUR, 1983).

I numerosi dati idrologici raccolti in tutti i mesi dell'anno nel periodo 1950-1975 al largo di Nizza (2200 stazioni idrologiche) e sulla radiale Nizza-Calvi (900 stazioni) hanno reso possibile la valutazione del flusso medio della Corrente del Mar Ligure e della sua variazione stagionale (BÉTHOUX *et al.*, 1982). Davanti a Nizza la corrente trasporta un flusso medio di 1,8 Sv (1 Sv = 10^6 m³/sec) canalizzato tra la costa e circa 33 km al largo e presenta una variazione stagionale marcata. Il flusso risulta quasi raddoppiato in autunno e presenta una diminuzione lenta durante la primavera e l'estate. Al largo di Calvi il ciclo stagionale è meno marcato e più irregolare. Il flusso attraverso il canale di Corsica ottenuto per differenza tra i due cicli suddetti mostra un aumento importante in autunno, come al largo di Nizza, poiché passa da 0,2 a 1,8 Sv. Questi calcoli sono confermati dalle misure dirette effettuate da diversi autori (LE FLOCH, 1963; STOCCHINO e TESTONI, 1969; MANTELLA, 1985; ASTRALDI *et al.*, 1986).

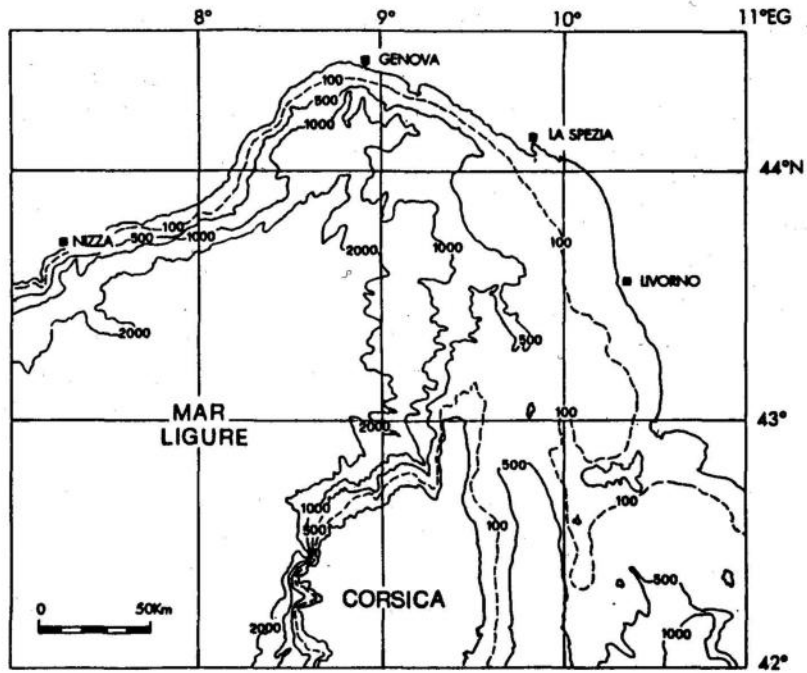


FIGURA 1. Il Mar Ligure. Principali lineamenti della batimetria costiera.

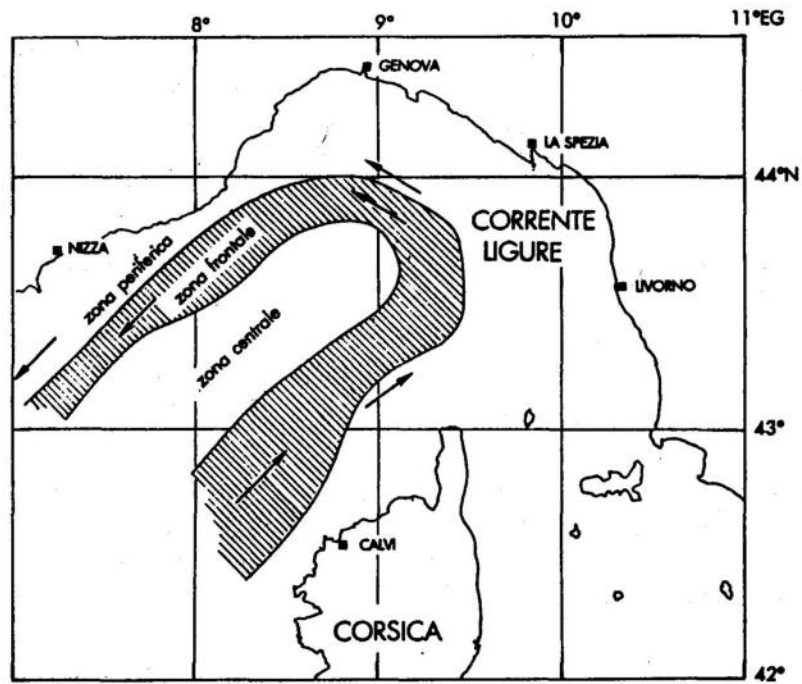


FIGURA 2. Rappresentazione schematica della circolazione superficiale e delle tre zone - periferica, frontale, centrale - con diverse caratteristiche idrologiche interessanti ai fini della distribuzione del plancton (da: *Opération frontal*, 1990, modificato).

3. CIRCOLAZIONE E DISTRIBUZIONE DEL PLANCTON

Il circuito ciclonico della Corrente Ligure e la presenza di un fronte idrologico associato alla corrente hanno notevoli effetti sulla produzione primaria e sulla distribuzione spaziale dei popolamenti planctonici.

Indagini fisiche, chimiche e biologiche iniziate negli anni '60 ed effettuate su stazioni distanti tra loro 10-15 miglia su trasversali costa-largo, dall'arco ligure fino alla zona della divergenza ed oltre, hanno fornito le conoscenze a grande scala della zona. A partire dalla fine degli anni '70 misure in continuo dei parametri idrobiologici, effettuate soprattutto da ricercatori francesi e rese possibili da una sofisticata strumentazione, hanno mostrato l'esistenza e la natura di strutture a piccola scala nella divergenza del Mar Ligure. Per chiarezza i risultati ottenuti con le due modalità di indagine vengono riferiti separatamente.

Indagini a grande scala. In regime idrologico estivo il rilievo dinamico creato dal vortice ciclonico determina una caratteristica struttura a cupola delle isoplete di tutti i parametri fisici o chimici presi in esame in una sezione che attraversa da una parte all'altra il circuito ciclonico (Fig.3). Per questo motivo alte concentrazioni di sali nutritivi (indicate dalle isoplete di $0,15\mu\text{g-at P-PO}_4/\text{l}$ e di $2\mu\text{g-at N-NO}_3/\text{l}$) affiorano al largo alla zona eufotica, tra 50-70 metri, e permettono un moderato sviluppo del fitoplancton; vicino a costa simili concentrazioni si trovano oltre i 150 metri di profondità dove la luce non è sufficiente per la produzione. Grazie all'apporto di sali nutritivi alla base della zona eufotica, al centro della divergenza, il gradiente di produzione primaria nel Mar Ligure in estate è inusualmente positivo dalla costa verso il largo.

Una tale distribuzione spaziale della produzione primaria nel periodo estivo era stata in un primo tempo ipotizzata in base alle alte concentrazioni di O_2 disciolto di origine fotosintetica osservate negli strati sottosuperficiali (GOSTAN, 1968). Essa è stata confermata da successive ricerche effettuate tra la costa ligure e la Corsica dalle quali è risultato che in estate la massima densità del fitoplancton si situa nella zona centrale tra 30 e 50 metri e che i nuclei ricchi di clorofilla-a si trovano un poco spostati rispetto al centro della divergenza e sono dovuti alla fioritura di nanoplancton (JACQUES *et al.*, 1976).

In inverno, per contro, il massimo di biomassa algale è localizzato vicino alla superficie nella zona di contatto tra la regione periferica del circuito ciclonico, povera di sali nutritivi, e la regione centrale interessata a un mescolamento verticale attivo e pertanto con alti tenori di sali nutritivi; in tale zona di contatto la presenza simultanea di sali nutritivi e di una certa stabilità dell'acqua determina condizioni favorevoli alla spinta produttiva del fitoplancton. Per tale motivo su una trasversale che attraversa la zona della divergenza si osservano tipicamente in inverno due zone ricche di clorofilla-a da una parte e dall'altra di una zona centrale più povera. Quando in primavera inizia il riscaldamento superficiale dell'acqua la stabilità aumenta ovunque e permette l'incremento generale della biomassa fitoplanctonica; tale incremento tuttavia risulta più accentuato nelle acque della zona centrale ove il mescolamento verti-

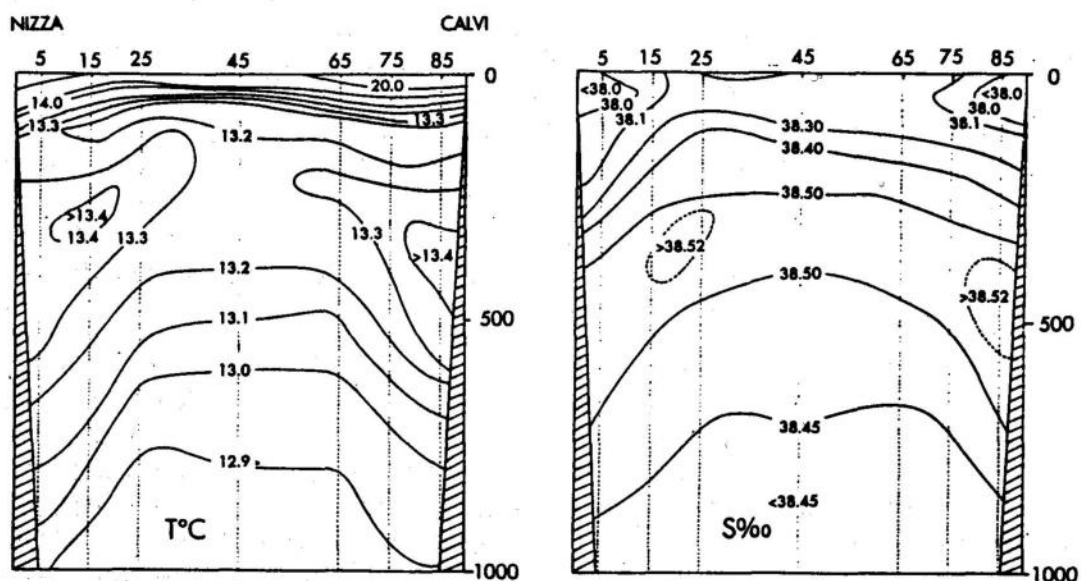


FIGURA 3. Sezioni verticali di temperatura potenziale e di salinità in estate sulla trasversale NIZZA-CALVI, costruite in base ai dati storici (anni 1950-1973). Le sezioni attraversano da una parte all'altra il circuito ciclonico del Mar Ligure; la caratteristica struttura "a cupola" delle isolinee al centro del circuito è rafforzata dall'effetto della media. Nella parte superiore della figura i numeri indicano la distanza in miglia da Cap Ferrat (Nizza)(da BÉTHOUX e PRIEUR, 1983, modificato).

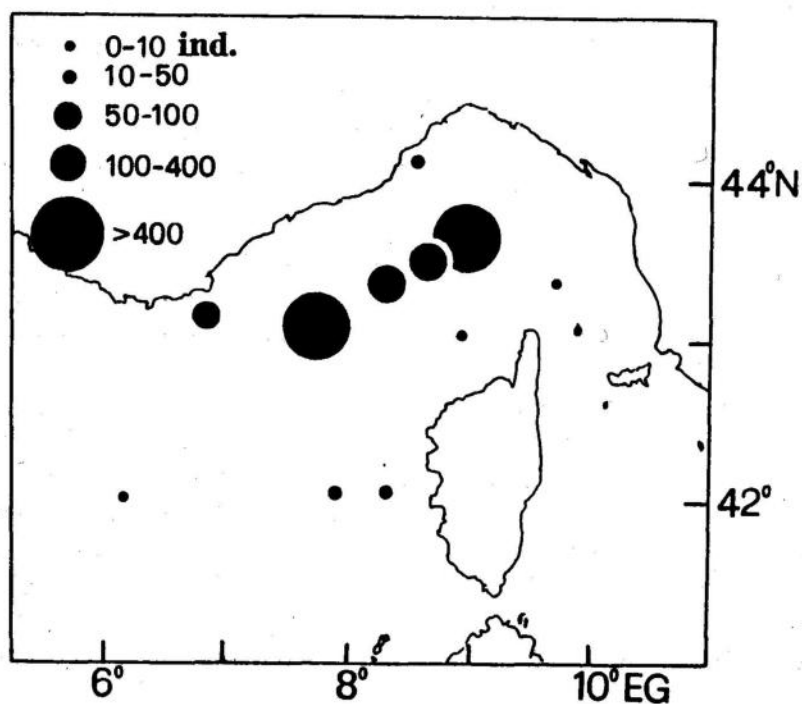


FIGURA 4. Distribuzione quantitativa di *Meganyctiphanes norvegica* dal fondo alla superficie sulle diverse stazioni, in autunno 1958 (da CASANOVA-SOULIER, 1968, modificato).

cale è stato più intenso. I tassi di produzione arrivano lì a $2 \text{ gC/m}^2/\text{giorno}$ e la clorofilla-a passa i 3 mg/m^3 , valori elevati per una regione che era ritenuta oligotrofa. Nelle acque periferiche del circuito dove la debole salinità impedisce mescolamenti profondi la situazione resta sempre oligotrofa (JACQUES *et al.*, 1973).

La divergenza che imprime una struttura particolare all'idrologia e alla distribuzione del fitoplancton influenza anche la vita animale planctonica. Sulla trasversale Nizza-Corsica la distribuzione della biomassa del mesozooplancton osservata a inizio primavera nello strato 0-75m ha mostrato l'esistenza di una zona povera al centro della trasversale circondata da due zone più ricche a nord e a sud, in analogia con la distribuzione osservata per la clorofilla (NIVAL *et al.*, 1975).

Distribuzione fortemente eterogenea è stata notata anche per il macroplankton sulle trasversali costa-largo esaminate in differenti stagioni. In linea generale la zona della divergenza è caratterizzata da diminuzione della biomassa macroplanktonica e da scarsa diversificazione qualitativa del popolamento; maggior ricchezza quantitativa e maggiore diversificazione si localizzano lungo il ramo periferico del circuito ciclonico o nella zona di contatto tra questo ed il centro della divergenza. Alcune forme, come gli Pteropodi Tectosomi, appaiono strettamente legate al sistema periferico della corrente dove le alte concentrazioni, tipiche dei periodi estivo ed autunnale, contrastano con la povertà di individui e di specie osservata nell'asse della divergenza (RAMPAL, 1968; ZUNINI SERTORIO *et al.*, 1990; RICCI, 1991). Grande abbondanza di macroplankton gelatinoso e di micronecton è stata notata in estate nella zona frontale (GOY e THIRIOT, 1976). Un'evidente relazione tra la zona della divergenza e la distribuzione dell'eufasiaceo *Meganyciophanes norvegica* è stata segnalata in autunno (CASANOVA-SOULIER, 1968) (Fig. 4); anche la pesca dei tonni, che si cibano di Eufasiacei, è massima in questa regione da luglio a ottobre (DELLA CROCE, 1969). Tuttavia le ricerche non hanno chiarito fino a che punto la distribuzione degli organismi animali sia legata a eventi idrodinamici o a fattori biologici.

Indagini a piccola scala. Misure in continuo mediante sonde rimorchiate dalla nave e pompaggio dell'acqua per analisi a bordo hanno messo in evidenza le strutture fini dei parametri idrobiologici.

Rilevamenti multiparametrici in continuo effettuati a fine inverno di tre anni consecutivi (marzo 1978-79-80) su trasversali di fronte a Nizza e a Monaco fino alla zona della divergenza hanno permesso di riconoscere le tre zone concentriche — periferica, frontale e centrale — ben note dai rilevamenti a grande scala ed hanno messo in evidenza la grande complessità delle strutture a piccola scala presenti nella zona frontale ed in quella di transizione tra questa e la zona centrale (BELLUAU e COSTE, 1981). La zona centrale è risultata divisa in due: 1) una zona marginale, orizzontalmente eterogenea rispetto ai parametri idrobiologici, nella quale si riconoscono affioramenti di acqua profonda e intense spinte produttive del fitoplancton; 2) una parte centrale più omogenea ove la salinità e la densità sono alte ma inferiori a quelle degli affioramenti ed il tenore in clorofilla-a molto basso nonostante gli alti nutrienti. In essa esistono movimenti convettivi profondi e rapidi che impediscono la produzione

fitoplanctonica perché le acque potenzialmente produttive rimangono per tempi troppo brevi nello strato euforico.

Un fronte principale tra la zona periferica e la zona centrale è stato messo in evidenza varie volte durante i rilevamenti in continuo, ubicato approssimativamente in corrispondenza della batimetrica dei 2000 metri, con numerosi meandri e con orientazione principale parallela alla costa. La zona del fronte è caratterizzata da forti gradienti orizzontali di densità e di salinità e da movimenti verticali ed orizzontali complessi ai quali sono associate biomasse vegetali ed animali assai alte per il Mediterraneo: in primavera sono state misurate più di 5 mg/m^3 di clorofilla-a in superficie e più di 40 mg/m^3 di peso secco di mesozooplankton nei primi 200m. D'inverno al largo della Riviera la zona frontale si estende in larghezza da due a una decina di miglia al massimo; d'estate si hanno finora troppo poche informazioni per precisarne la larghezza. Nel piano verticale il fronte si manifesta con delle inclinazioni importanti delle isopiche (0,3% in estate, 1,5% in inverno) a livello del gradiente massimo. Nelle sue vicinanze i movimenti verticali possono essere molto più intensi che altrove, i mescolamenti orizzontali sono sfavoriti a vantaggio dei mescolamenti *di sbieco* (verticali) lungo le isopiche o attraverso le isopiche.

Le distribuzioni spaziali delle popolazioni zooplanctoniche, ed in particolare dei Copepodi, sono state analizzate in relazione alle strutture fisiche e biologiche rilevate a piccola scala (BOUCHER, 1984). Uno schema della circolazione verticale attorno alla zona del fronte è stato proposto da BOUCHER *et al.*, (1987) sulla base di tutti i dati fisici e biologici raccolti in diversi momenti stagionali ed è stato utilizzato per interpretare i cambiamenti osservati nella distribuzione dei popolamenti zooplanctonici. La complessa circolazione è stata descritta come costituita principalmente da due cellule di convergenza-divergenza indicate in Figura 5. In corrispondenza dei punti chiave D1 e D2 (Divergenza costiera e Divergenza del largo) e C (Convergenza del largo), indicati in figura, sono presenti masse d'acqua superficiali di variabile ampiezza con movimento parallelo alla costa. Secondo le stime, le tipiche profondità di origine delle acque delle divergenze D1 e D2 sono rispettivamente 50m e 100-200m in estate e 100-200m e 500-800m in inverno. L'ubicazione del massimo di biomassa algale varia con la stagione e dipende dall'intensità dei due processi: arricchimento per divergenza e stratificazione a lato delle divergenze. Nei campionamenti in superficie, in continuo, il massimo di biomassa algale è stato trovato tra D1 e C all'inizio dell'inverno, entro la zona marginale tra C e D2 in primavera quando la clorofilla-a raggiunge 5 mg/m^3 , oltre D2 in estate e autunno quando la stratificazione è forte e la pendenza delle isopiche debole.

In conclusione cinque zone sono state identificate dalle misure fisiche e biologiche per interpretare i dati dello zooplankton in relazione alla componente della corrente che attraversa il fronte, che è un ordine di grandezza minore della corrente lungo costa. Le popolazioni zooplanctoniche sono state divise in cinque gruppi distinti in accordo all'analisi delle corrispondenze: sono state fatte distinzioni tra specie costiere sempre presenti nella zona periferica, ed altre che presentano distribuzioni costiera, frontale o del largo variabili con la stagione. Per queste ultime la zona fron-

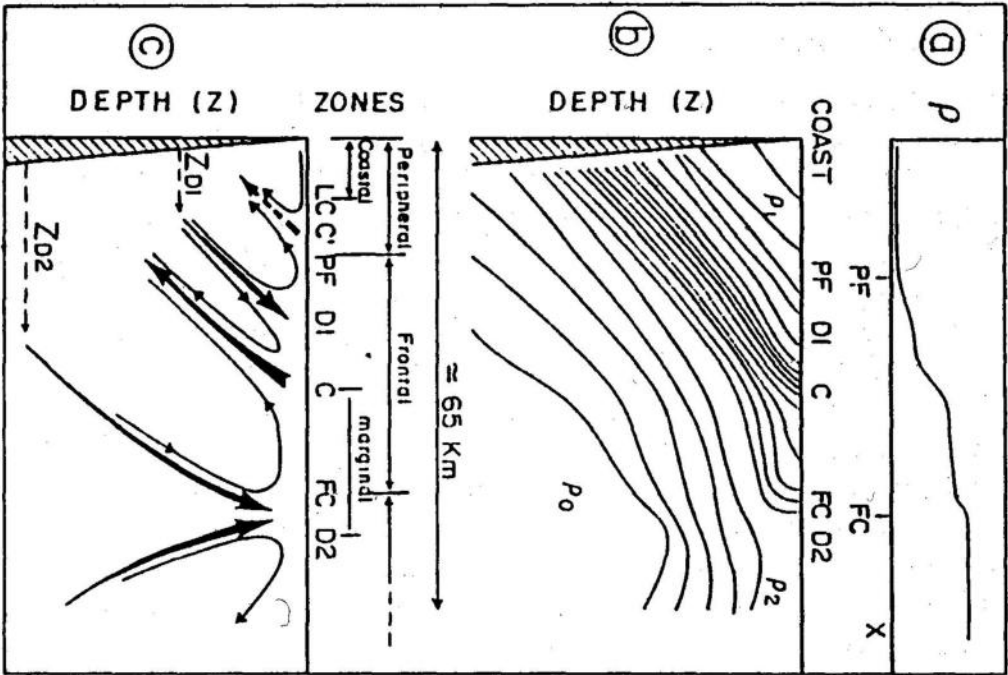


FIGURA 5. Distribuzione della densità e schema della circolazione in un transetto costa-largo che attraversa il fronte:

(a) andamento tipico della densità (ρ) nello strato sottosuperficiale;

(b) sezione verticale delle isopiche e posizione dei punti chiave indicati in (c);

(c) convergenze e divergenze (freccie grosse) e cellule di circolazione verticale (freccie sottili). Sopra la figura sono indicati i nomi e l'estensione delle zone (da BOUCHER *et al.*, 1987).

- C - - probabile convergenza costiera;
- D1 - divergenza costiera;
- C - - convergenza del largo;
- D2 - divergenza del largo;
- ZD1 - profondità di origine della divergenza costiera;
- ZD2 - profondità di origine della divergenza del largo;
- LC - limite della zona costiera;
- PF - limite tra le zone periferica e frontale;
- FC - limite tra le zone frontale e centrale.
- ρ_0, ρ_1, ρ_2 - diversi valori della densità.

tale appare un biotopo preferenziale durante il periodo della crescita (primavera), che è il momento della massima abbondanza annuale. Ad eccezione delle specie costiere, tutte le popolazioni mostrano una variazione stagionale nella posizione del massimo di abbondanza in relazione alle zone fisiche. Appare chiaro che non tutti i Copepodi, neppure quelli con simile struttura morfologica, rispondono nello stesso modo allo stesso ambiente dinamico; per questo è evidente che le strutture fisiche dell'ambiente da sole non possono spiegare le distribuzioni degli organismi dello zooplancton e che devono entrare in gioco anche processi attivi di comportamento.

4. CONCLUSIONI

Negli ultimi anni molti progressi sono stati fatti nella comprensione del sistema frontale del Mar Ligure grazie ad un grosso sforzo di ricerca che si è avvalso di specializzate tecniche di misura e di prelievo, dell'impiego simultaneo di diverse navi oceanografiche (fino a quattro) e dell'allungamento dei tempi di campionamento (DALLOT, 1990). In particolare si è messo in evidenza l'esistenza del trascinamento *obliquo* dell'acqua dallo strato di superficie della zona frontale verso la costa in profondità, come era stato proposto da BOUCHER *et al.* (1987) e mostrato nella Figura 5. La dinamica della Corrente Ligure che forma dei meandri in una larga banda parallela alla costa, il suo lambire il fronte ed il trasporto obliquo dell'acqua verso la costa che gli è associato permettono oggi di capire l'origine dei massimi secondari di biomassa clorofilliana più profondi verso la costa, trovati a 75m e a 200m rispettivamente nella zona frontale ed in quella periferica, e di interpretare l'aumento della biomassa mesozooplanctonica in profondità, nella convergenza, col fatto che i Copepodi erbivori ed onnivori dominanti (*Clausocalanus*, *Pleuromamma*) seguono il trascinamento del materiale particellato (SÉGUIN e DALLOT, 1989). Permette anche di capire perché il micronecton costiero è più diversificato e più abbondante di quello della zona centrale del Mar Ligure.

Molti aspetti delle interazioni tra l'idrodinamica frontale ed i popolamenti restano da capire e l'importanza dei fenomeni frontali sulla produttività pelagica è ancora da valutare. Tuttavia allo stato attuale delle conoscenze è chiaro che a livello di questa singolarità idrodinamica, come è stato denominato il fronte, l'incontro di masse d'acqua con proprietà differenti determina processi fisici e biologici particolari e crea spesso un ambiente favorevole alla produzione organica. Le indagini condotte fino ad oggi hanno dimostrato che solo con una nuova impostazione della ricerca, che implica tra l'altro un notevole aumento della risoluzione e della durata dei campionamenti, si può sperare di ottenere ulteriori progressi nella comprensione dell'ecosistema pelagico del Mar Ligure ed in particolare nella valutazione degli effetti della circolazione sulla produzione planctonica.

BIBLIOGRAFIA

- ASTRALDI, M. e G.P. GASPARINI. 1986. La circolazione costiera nel Mar Ligure orientale. *Boll. Mus. Ist. Biol Univ. Genova*, 52 suppl: 317-331.
- ASTRALDI, M., G.P. GASPARINI e G.M.R. MANZELLA. 1986. Flow through the Corsica Channel during the summer period. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 30:176.
- BELLUAU, M. et B. COSTE. 1981. Mise en évidence des variations a petite échelle des concentrations en sels nutritifs et en chlorophylle par des mesures en contimi en mer Ligure au large de Nice. *Thalassia Jugoslavia*, 17:109-116.
- BELLUAU, M., F. BLANC et B. COSTE. 1982. Structures hydrologiques a petite échelle dans la zone de divergence de la Mer Ligure (Méditerranée nord- occidentale): Etude par l'analyse en composantes principales de séries spatio-temporelles multiples. *Marine Biology*, 70:283-293.
- BÉTHOUX, J.P., L. PRIEUR et F. NYFFELER. 1982. The water circulation in the North-Western Mediterranean Sea, its relations with wind and atmospheric pressure. In: J.C.J. Nihoul (Ed.) *Hydrodynamics of semi- enclosed seas*: 129-142. Elsevier S.P.C., Amsterdam.
- BÉTHOUX, J.P. et L. PRIEUR. 1983. Hydrologie et circulation en Méditerranée nord-occidentale. *Pétrole et techniques*, ISSN 0152- 5425,299:25-34.
- BÉTHOUX, J.P., L. PRIEUR et J.H. BONG. 1988. Le courant Ligure au large de Nice. *Oceanol. Acta*, N.sp., Océanographie pélagique méditerranéenne, H J. Minas et P.Nival (Eds): 59-67.
- BOUCHER, J. 1984. Localization of zooplankton populations in the Ligurian marine front: role of ontogenic migration. *Deep-Sea Res.*, 31:469-484.
- BOUCHER, J., F. IBANEZ and L. PRIEUR. 1987. Daily and seasonal variations in the spatial distribution of zooplankton populations in relation to the physical structure in the Ligurian Sea Front. *J. Mar. Res.*, 45:133-173.
- BOUCHER, J. et A. THIRIOT. 1972. Zooplankton et micronecton estivaux des deux cents premiers mètres en Méditerranée Occidentale. *Marine Biology*, 15:47-56.
- BRACONNOT, J.-C, C. CARRÉ, J. GOY et E. SENTZ-BRACONNOT. 1965. Campagnes planctoniques en mer de Ligurie (1963-1964). Données hydrologiques et volumétriques. *Cah. océanogr.* 17:185- 206.
- CASANOVA-SOULIER, B. 1968. Le rassemblement d'euphausiacés en Méditerranée. *XXI Congr. Rapp. P.-v. Réunion. Comm. int. Exlor. scient. MerMédit.*
- COSTE, B., J. GOSTAN et H.J. MINAS. 1972. Influencé des conditions hivernales sur les productions phyto- et zooplanctoniques en Méditerranée nord- occidentale. I. Structure hydrologique et distribution des sels nutritifs. *Marine Biology*, 16: 320-348.
- COSTE, B. et H.J. MINAS. 1968. Production organique primaire et sels nutritifs au large des côtes occidentales corso-sardes en février 1966. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume*, 60:49-61.
- DAGNINO, I. e FARNETI. 1980. Esame comparato della circolazione atmosferica e dello stato termico delle acque superficiali del Mar Ligure. *Istituto Idrografico della Marina, Genova*, F.C. 1101.
- DALLOT, S., J. GOY et C. CARRÉ. 1988. Peuplements de carnivores planctoniques gélatineux et structures productives en Méditerranée occidentale. *Oceanol. Acta*, N. sp., Océanographie pélagique méditerranéenne, H.J. Minas et P. Nival (Eds): 193-209.
- DALLOT, S. 1990. L'opération Tomofront" en 1988-90. In: *Programme "Flux Oceaniques"* (France-JGOFS), Rapp. n°8: Frontal: 38-41.

- DELLA CROCE, N. 1969. Nota su un avvistamento di Tonni nel Mar Ligure. *C.N.R.Comm. it. Oceanogr.(Ser.B)*, 30:1-11.
- DE MAIO A., M. MOSETTI, E. SANSONE. G. SPEZIE e M. VULTAGGIO. 1974-75. Su la circolazione superficiale e profonda nel Golfo di Genova. *Ann. Ist. Univ. Nov. Napoli*, 43-44:97-112.
- FRONTIER, S. 1985. Les fronts en tant qu'écosystèmes de contact. *Coll. int. Méditerranée (C.N.R.S.), Villefranche-sur-mer, 16-20 sept. 1985*.
- FRONTIER S., 1986. Studying fronts as contact ecosystems. In: J.C.J. Nihoul (Ed.), *Marine interfaces ecohydrodynamics*, Elsevier Océanogr. Ser. 42:55-66.
- GOSTAN, J. 1968. Conditions hydrologiques observées pendant l'été entre la Riviera et la Corse. *Cah. océanogr.* 20:37-65.
- GOY, J. et A. THIRIOT. 1976. Conditions estivales dans la divergence de Méditerranée Nord-Occidentale. II. Macroplankton et micronecton. Etude qualitative et estimation quantitative des Cnidaires et des Euphausiacés. *Ann. Inst. océanogr. Paris*, 52:33-44.
- HECQ, J.H., J.-M. BOUQUEGNEAU, S. DJENIDI, M. FRANKIGNOULLE, A. GOFFART et M. LICOT. 1987. Some Aspect of the Liguro-provençal Frontal Ecohydrodynamics. In: J.C.J. Nihoul (Ed) *Marine Interfaces Ecohydrodynamics*, Elsevier Oceanogr. Ser.: 257-271.
- HELA, L. 1963. Surface currents of the Ligurian Sea. *Bull. Inst. Océanogr.*, 60,1268:1-15.
- IBÁÑEZ F. et J. BOUCHER. 1987. Anisotropie des populations zooplanctoniques dans la Zone frontale de Mer Ligure. *Oceanologica Acta*, 10:205-216.
- IBANEZ, F. et S. DALLOT. 1991. Mesoscale distribution of Plankton in the Frontal Ligurian Basin detected by octogonal sampling: physical barriers and biological strategies (in stampa).
- JACQUES, G., HJ. MINAS, M. MINAS et P. NIVAL. 1973. Influence des conditions hivernales sur les productions phyto- et zooplanctoniques en Méditerranée Nord-Occidentale, II. Biomasse et production phytoplanctonique. *Marine Biology*, 23: 251-265.
- JACQUES, G., M. MINAS, J. NEVEUX, P. NIVAL and G. SLAWYK. 1976. Conditions estivales dans la divergence de Méditerranée Nord-Occidentale. III. Phytoplancton. *Annls. Inst. océanogr. Monaco*, 52:141-152.
- JACQUES, G. et P. TRÉGUER. 1986. Ecosystèmes pélagiques marins. *Collection d'Ecologie*, 19. Masson. 243 pp.
- LE FLOCH, J. 1963. Sur les variations saisonnières de la circulation superficielle dans le secteur Nord-Est de la Méditerranée Occidentale. *Creo*, 5: 5-10.
- MANZELLA, G.M.R. 1985. Fluxes across the Coreica Channel and coastal circulation in the East Ligurian Sea, North- Western Mediterranean. *Oceanologia Acta*, 8:29-35.
- MINAS, HJ., 1971. Résultats préliminaires de la campagne "Médiprod I" du Jean Charcot (1-15 Mars et 4-17 Avril 1969). *Inv. Pesq.*, 35:137-146.
- MINAS, HJ. et F. BLANC. 1970. Production organique primaire au large et près des côtes méditerranéennes françaises (Juin-Juillet 1965), influence de la zone de divergence. *Téthys*, 2:299-316.
- NIELSEN, J.N. 1912. Hydrography of the Mediterranean Sea and adjacent waters. *Rep Danish océanogr. Exped. Medit.* (1908-1910), 1: 77-192.
- NIVAL, P., S. NIVAL et A. THIRIOT. 1975. Influence des conditions hivernales sur les productions phyto- et zooplanctoniques en Méditerranée Nord-Occidentale. V. Biomasse et production zooplanctonique - relations phyto-zooplankton. *Marine Biology*, 31: 249-270.

- PRIEUR, L. 1981. Hétérogénéité spatio-temporelle dans le bassin Liguro-Provençal. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 27:177-179.
- PRIEUR, L et M. TIBERTI. 1985. Identificatixra ^t echelles des processus physiques et biologiques responsables de l'hétérogénéité spatiale près du front de, Mer Ligure. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 29:35.
- RAMPAL, J. 1968. Les Ptéropodes Thécosomes en Méditerranée. *Comm. int. Explor. sci Mer Médit, Comité plancton.*
- RICCI, F. 1991. Distribuzione del macroplancton e circolazione marina in Mar Ligure. *Tesi di laurea.* Università di Genova.
- SÉGUIN, G. et S. DALLOT. 1989. Repartition verticale des Copépodes pélagiques durant la campagne "Tomofront-88". *Table ronde "Frontal", Brest 13-14-15 Jun 1989.*
- SOURNIA, A. 1990. "Frontal" en septembre 1990. In: *Programme "Flux Oceaniques" (France- JGOFS)*, Rapp. n°8: Frontal, 6pp.
- STOCCHINO, C. e A. TESTONI. 1969. Le correnti nel canale di Corsica e nell'arcipelago Toscano. *Consiglio Nazionale delle Ricerche, Ser. A*, 19.
- STOCCHINO, C. e A. TESTONI. 1978. Sulle caratteristiche idrologiche delle acque del Mar Ligure. *Ist. Idrogr.Mar., Genova*, Rep. F.C. 3066:1-16.
- TROTTI, L. 1954. Report on the oceanographic investigations in the Ligurian and North Tirrenian Seas. *Pubbl. Cent. Talassogr. Tirreno*, 16:1-39.
- ZUNINI SERTORIO T., I. DAGNINO e C. VACCAREZZA 1990. Distribution of macroplankton and marine circulation in the Ligurian Sea. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 32: 219.

CARATTERIZZAZIONE E DINAMICA DEL MATERIALE IN SOSPENSIONE NELLE ACQUE MARINE TRA LE FOCI DEI FIUMI VAR E ROIA

Sergio TUCCI, Marco FIRPO e Mauro PICCAZZO

Dipartimento di Scienze della Terra
Università di Genova

SUMMARY

The surveys carried out between 1984 and 1987 in the stretch of sea extending between the mouths of the Var and Roia rivers were part of the RA.MO.GE. Agreement undersigned in 1976 by the French, Italian and Monegasque Governments, with the goal of preserving or improving the quality of coastal marine waters.

The first phase of the survey consisted of 5 oceanographic cruises and lasted 3 years, with sampling from a number of stations which varied between 22 and 28. The second phase, hearing in mind previous results, lead to a selection of the areas where control and further analyses were to be carried out: 4 campaigns with systematic sampling from 9 stations followed.

The situations emerging with time allowed to identify the average values of suspended particulate material: these vary between 2 and 4 mg/l, with peak values in winter and a mainly organic composition. Moreover, these values were related with the matter transferred by the rivers, measured on the down-estuary.

The matter transferred by the Var River influences the area to the West of the being studied, with peak volumes in December and February: often, these transfers are rather consistent and nearly always limited to the Des Anges Bay. This is probably due to the fast sedimentation helped by the preponderance of the fine fraction which favours coagulation processes. The Roia River, on the contrary, generally carries limited amounts of suspended particulate matter and only during the months of February is it possible to outline a consistent transport along the coast to the West. The central sector, between the two river estuaries shows, during certain seasons, a local turbidity maximum which often involves deep waters and which does not seem to be clearly linked to matter coming from rivers.

1. INTRODUZIONE

Le ricerche condotte dal 1984 al 1987 nel tratto di mare compreso tra le foci dei fiumi Var e Roia sono inserite nel programma internazionale "RA.MO.GE." sviluppato per ottenere una analisi ambientale attraverso indagini di tipo multidisciplinare.

In questa nota sono stati definiti gli areali di influenza da parte dei due corsi d'acqua principali utilizzando i dati relativi al contenuto quantitativo di particolato totale, organico ed inorganico nelle acque superficiali e profonde. Sono state inoltre individuate le caratteristiche dimensionali del materiale sospeso.

La prima fase è stata condotta lungo l'arco di tre anni con cinque crociere oceanografiche e prelievi in un numero di stazioni variabile da 22 a 28 in relazione alle esigenze stagionali (Fig. 1). La seconda fase, tenendo conto dei precedenti risultati, ha portato ad una selezione di aree su cui proseguire il controllo e lo studio; sono state effettuate quattro crociere con prelievi sistematici in 9 stazioni.

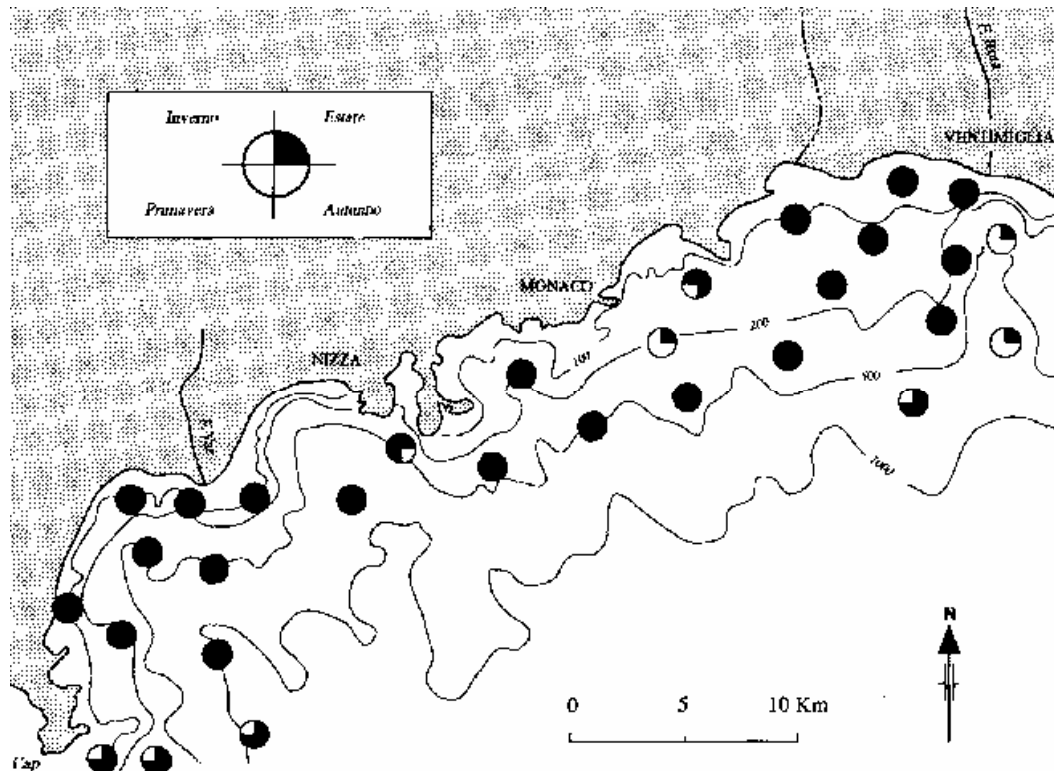


Fig.1 Stazioni di prelievo nelle differenti stagioni.

2. METODOLOGIE DI CAMPIONAMENTO ED ANALISI DI LABORATORIO

In ogni stazione sono state utilizzate per il campionamento bottiglie Niskin da 30 litri in PVC.

Il campione d'acqua è stato immediatamente suddiviso in diverse frazioni:

- 3 litri sono stati filtrati attraverso un Millipore tipo HA del diametro di 47 mm e con passante a $0,45 \mu\text{m}$ per la determinazione del materiale totale, organico ed inorganico; i filtri sono stati lavati con acqua distillata, per allontanare i cloruri, e refrigerati per le successive operazioni di laboratorio.

- 0.5 litri sono stati stoccati in bottiglie sterili in teflon per l'indagine dimensionale della frazione inferiore a $140 \mu\text{m}$.

Il calcolo quantitativo del materiale particolato totale calcolato per litro (TPM), di quello organico (OPM) e di quello inorganico (MPM) è stato effettuato con filtri prepesati, asciugati a 60°C , ripe-

sati e il materiale particolato totale è stato in ultimo calcolato con correzione mediante filtri di controllo (uno ogni cinque campioni).

Per discriminare la frazione organica da quella inorganica, i filtri sono stati bruciati a 1000 °C ed il residuo pesato.

Il materiale sospeso totale ed inorganico è stato determinato con una precisione 0.05 mg.

L'analisi granulometrica è stata effettuata con un Coulter Counter mod. D industriale utilizzando la tecnica dei due capillari con apertura 140 e 50 μm (Kranck & Milligan, 1979). I conteggi ricavati dalle analisi sono stati elaborati ottenendo il raccordo della doppia serie di analisi. Oltre alla curva granulometrica ed agli istogrammi di frequenza sono stati ricavati gli indici statistici tradizionali.

3. DISCUSSIONE DEI PRINCIPALI RISULTATI: CAMPAGNE LUGLIO 1984 - FEBBRAIO 1986

Al fine di avere una visione generale della presenza di materiale sospeso nelle acque sono stati calcolati i valori medi di totale, organico ed inorganico alle varie profondità per ogni periodo di campionamento; i grafici relativi sono riportati in fig. 2 unitamente al

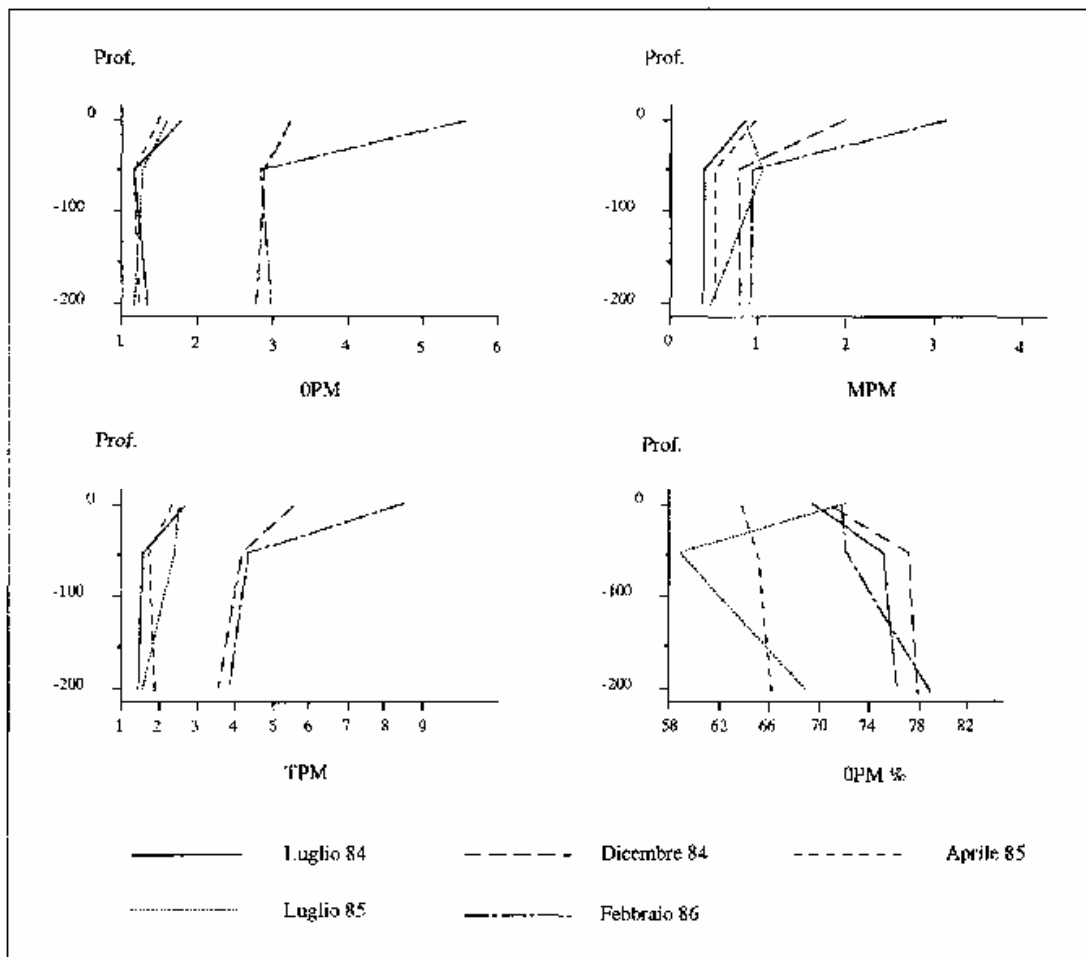


Fig.2 Variazioni rapportate alla profondità dei valori medi di particolato organico, inorganico e totale e della percentuale di materiale organico. I valori sono espressi in mg/l.

grafico costruito con le medie delle percentuali di organico sempre correlate alle profondità di prelievo.

Il grafico relativo ad OPM indica una situazione omogenea in tutto lo strato d'acqua nei periodi di luglio 1984 ed aprile e luglio 1985, mentre per i dati della stagione più fredda la coincidenza è solo al di sotto dello strato superficiale. L'indagine sulla frazione inorganica chiarisce come le differenze sostanzialmente osservabili sul totale siano da addebitarsi proprio a questa componente. Dal grafico costruito con le medie percentuali si può dedurre come la differenza nei dati estivi possa essere legata ad un incremento percentualmente elevato della frazione inorganica nel luglio 1985. Si nota inoltre che la percentuale di organico, con l'eccezione appena vista, tende ad aumentare con la profondità in tutte le stagioni.

L'analisi dimensionale condotta su ogni campione ha permesso di costruire un istogramma di frequenza con una suddivisione in 10 classi di cui nove comprese tra 2,7 e 60 μm , mentre la frazione compresa tra 60 e 140 μm non è stata differenziata essendo la risposta strumentale lineare, per il capillare adottato, solo fino a 60 μm . E'

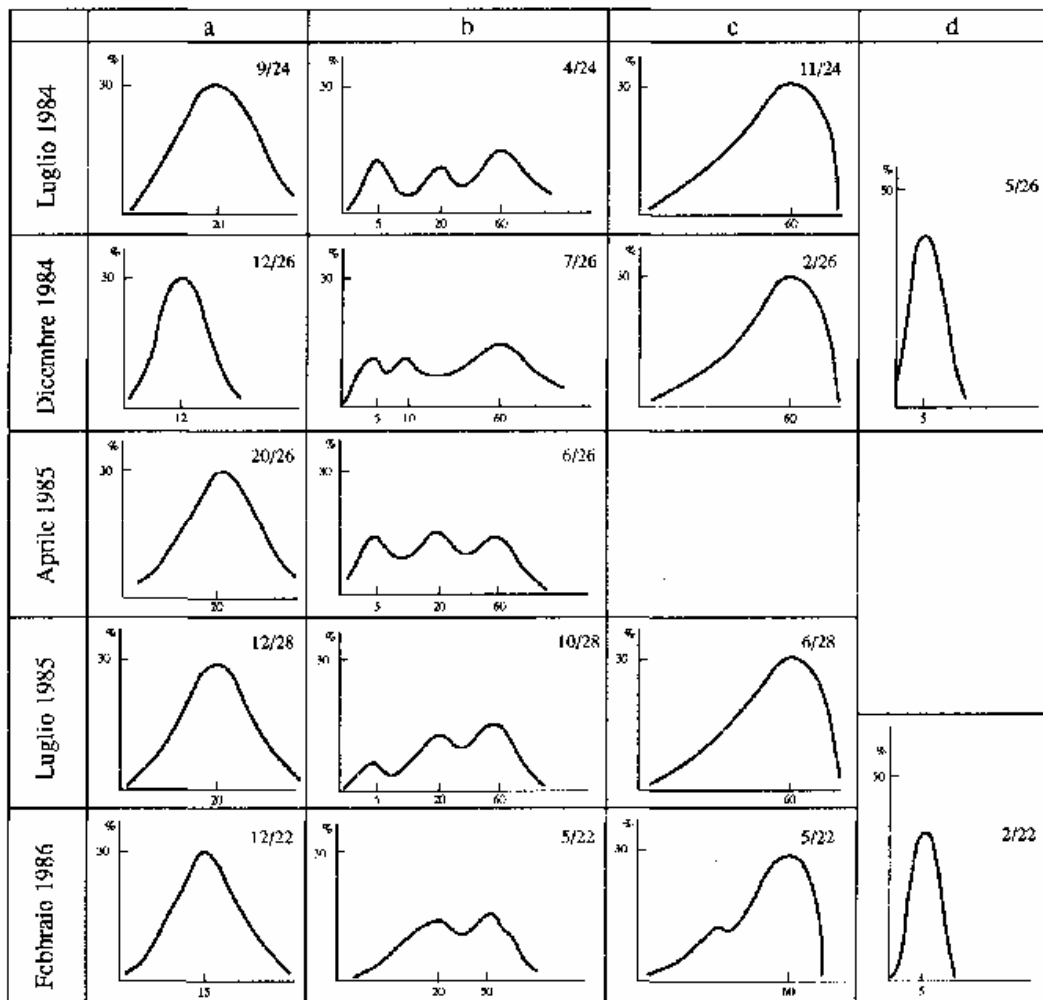


Fig.3 Schema tipologico delle curve di frequenza caratterizzanti i campioni superficiali prelevati nelle cinque crociere oceanografiche. In alto a destra il numero di spettri rappresentati sul totale.

stata inoltre disegnata la curva cumulativa e sono stati calcolati i parametri classici con una particolare attenzione alla definizione delle mode, essendo l'analisi dimensionale aperta alle due estremità.

Per ogni crociera sono state indicate le mode granulometriche presenti distinguendo quella principale da eventuali secondarie e correlandole quindi alla percentuale d'incidenza sul totale; sono stati individuati in tal modo degli spettri ricorrenti che hanno condotto ad una classificazione in quattro gruppi ben separati tra loro e mostrati graficamente in Fig. 3 per i campioni superficiali.

Gruppo A - spettri con caratteristiche di unimodalità e di simmetria, generalmente centrati nelle classi granulometriche comprese tra 12 e 20 μm ed aperti verso la frazione fine.

Gruppo B - spettri plurimodali con una minore importanza della classe intorno ai 20 μm per la presenza di una moda relativa alla frazione fine (5 μm) e di una moda, spesso principale, legata alla frazione superiore ai 50 μm .

Gruppo C - spettri caratterizzati da una alta percentuale di particelle e di aggregati di elevate dimensioni (> 30 μm) e da una forte asimmetria.

Gruppo D - caratterizzato dalla presenza di un numero elevato di particelle di piccole dimensioni (5 μm), è presente solo in un numero ridotto di stazioni ed in periodo invernale.

Le limitate differenze riscontrate nelle diverse stagioni, considerando gli spettri di ogni gruppo, hanno permesso di costruire e correlare le distribuzioni areali tipologiche permettendo una visione più ampia della situazione che verrà in seguito discussa nell'ambito dei singoli eventi stagionali.

3.1 Situazione estiva

Se analizziamo i dati relativi al luglio 1984 notiamo che il contenuto in materiale sospeso (Fig. 4A) è poco elevato con massimi legati agli apporti fluviali; i valori medi del sospeso totale sono intorno ai 2 mg/l con una percentuale organico/inorganico variabile ma con tutti i campioni con oltre il 70% di organico localizzati al largo; in profondità, avvenuta rapidamente la sedimentazione degli apporti terrigeni, la quantità di organico supera sempre il 75%.

Le acque antistanti la foce del fiume Var sono totalmente influenzate dagli apporti di quest'ultimo, come testimoniano anche le misure di salinità (Aubert et al., 1990) ma il trasporto in mare del materiale sospeso si limita alle stazioni vicine alla foce.

Gli apporti del fiume Roia, con valori inferiori a 2 mg/l, interessano un'area limitata anche in questo caso confermata dagli studi idrologici (Aubert et al., 1990); si nota inoltre un'area superficiale a maggiore concentrazione di sospeso al largo del Roia relativa alle stazioni E, F e B.

Per la zona centrale del campo d'indagine si può evidenziare che le acque superficiali sono ricche sia in sospeso totale che in organico (nelle stazioni N ed M); in tali aree si hanno anche valori elevati di salinità, valori minimi d'ossigeno e temperature elevate con un massimo assoluto di 25,2 °C. Anche in profondità si riscontrano valori in sospeso elevati (2,5 mg/l) rispetto alle concentrazioni presenti nelle aree circostanti (< 1,5 mg/l).

Se passiamo ad analizzare la situazione relativa al luglio del 1985 (Fig. 4D) notiamo come il contenuto in materiale sospeso nelle acque superficiali antistante le foci del Var e del Roia sia lo stesso

riscontrato nel luglio precedente; nella zona centrale si individua un'area a più alta concentrazione che giunge in prossimità della costa e non legata agli apporti fluviali: anche alla profondità di 50 m (in corrispondenza delle stazioni K ed I) si individuano elevate concentrazioni di sospeso.

3.2 Situazione autunnale

Le analisi del dicembre 1984 (Fig. 4B) mettono in luce la presenza di valori elevati, mediamente maggiori di 4 mg/l, con contenuti leggermente superiori nelle acque superficiali.

L'indagine di dettaglio condotta sui dati indica i forti apporti del fiume Var che influenzano le acque della "baia des Anges" mentre le acque del fiume Roia trasportano il materiale essenzialmente in una

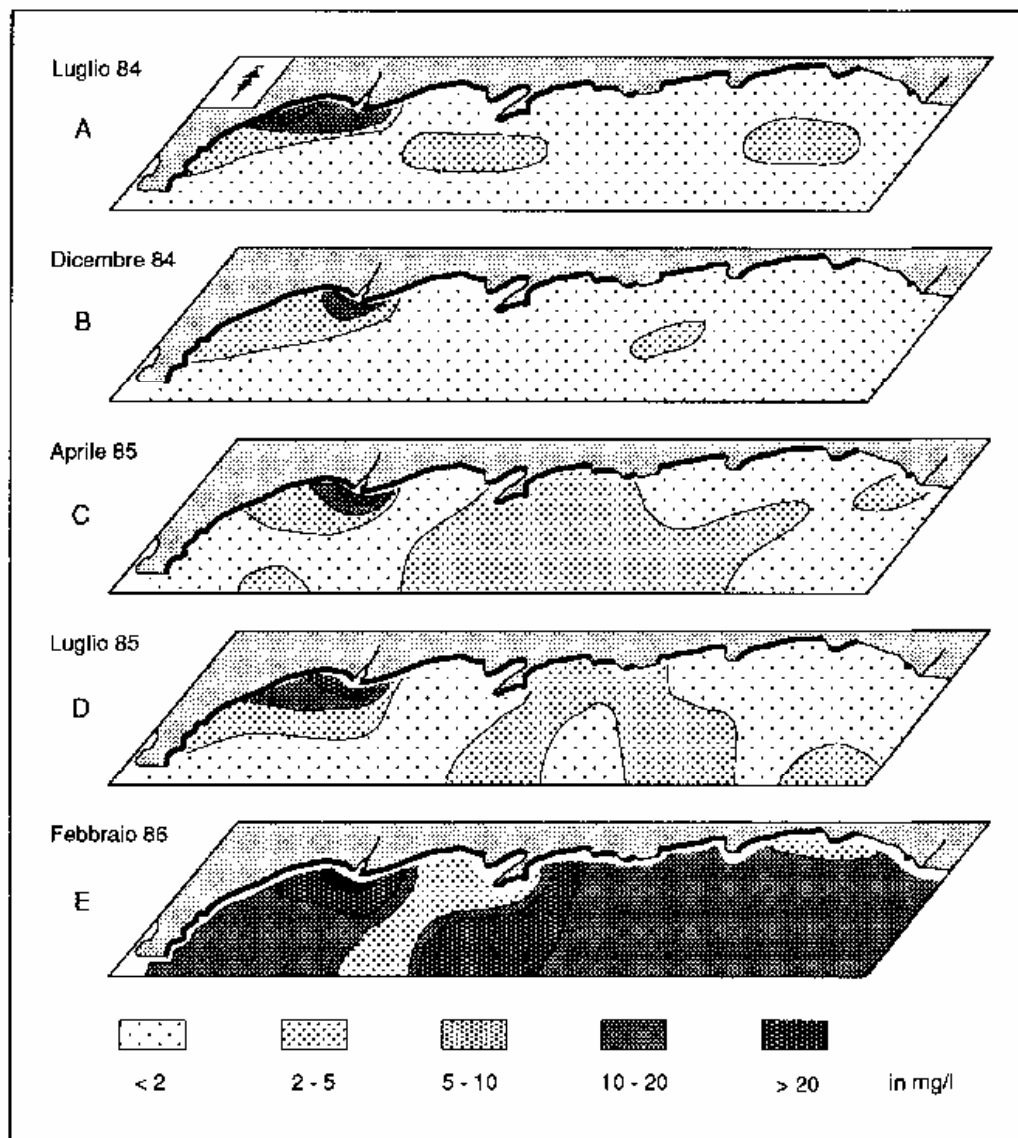


Fig.4 Carta di distribuzione delle curve di frequenza semplice dei campioni superficiali classificate per tipologia.

fascia litoranea che si estende in direzione ovest. La torbida del Var diminuisce rapidamente allontanandosi dalla foce, evidenziando fenomeni di intensa sedimentazione che coinvolgono essenzialmente la frazione inorganica; il materiale sospeso organico infatti risulta costantemente presente nell'intera massa d'acqua ed a 50 m di profondità si riscontrano valori solo leggermente inferiori rispetto a quelli superficiali.

Risaltano i dati legati alle stazioni N, M e L che presentano valori in materiale sospeso organico maggiori in profondità (-200 m) rispetto ai valori presenti nei primi 50 m d'acqua. La stazione K, con valori elevati in materiale sospeso, sembra risentire degli apporti del Roia; tale ipotesi trova conferma nei dati idrologici di temperatura e salinità caratteristici della foce del fiume Roia (37.1 ‰ e 16.2 °C) e nella distribuzione dei nitrati (Aubert et al., 1990).

3.3 Situazione invernale

I valori relativi al materiale sospeso riscontrato nel febbraio 1986 (Fig. 4E) sono mediamente maggiori di 4 mg/l, con concentrazioni leggermente superiori nelle acque superficiali. I dati in tutta la colonna d'acqua sono comunque elevati.

Le maggiori quantità sono presenti nei campioni antistanti il fiume Var, con un massimo di 35 mg/l alla foce, mentre apporti minori, anche se significativi, sembrano essere legati al fiume Roia con tenori dell'ordine di 5 mg/l. Valori elevati sono presenti nel tratto di mare antistante Monaco con quantitativi di materiale sospeso superiori ai 10 mg/l (Fig. 4E). L'indagine, differenziando le frazioni inorganica ed organica, fa escludere l'ipotesi di un'influenza del fiume Var così estesa; l'elevato contenuto inorganico negli apporti fluviali non è riscontrabile nelle stazioni antistanti Monaco: si passa infatti da 24 mg/l a valori dell'ordine di 1,2 mg/l; per quanto concerne invece la frazione organica gli apporti sono quantificabili alla foce in 11 mg/l e nelle stazioni immediatamente circostanti in 5 e 6 mg/l mentre le stazioni N e M presentano, pur essendo ad una distanza maggiore, valori assimilabili alle massime concentrazioni (11 mg/l).

L'indagine del materiale sospeso nelle acque comprese tra 20 e 50 m di profondità definisce una situazione omogenea con tenori di MSM che scendono rapidamente sotto 1 mg/l.

3.4 Situazione primaverile

Il materiale sospeso raccolto nella campagna di aprile (Fig. 4C) si presenta, nelle acque superficiali, con valori mediamente non elevati (2 mg/l) e con una dominante organica compresa tra il 50 e l'80 %. I contenuti superiori a quelli medi sono limitati a due aree: la prima con 11,5 mg/l limitata alla foce del fiume Var e la seconda, centrata sui campioni delle stazioni M e Y, localizzata al largo di Cap Ferrat; non si riscontrano apporti importanti legati al fiume Roia, con contenuti di poco superiori ai 2 mg/l alla foce.

L'indagine differenziata sui contenuti in materiale sospeso organico ed inorganico non aggiunge elementi per lo studio della diffusione delle acque fluviali. Le misure di salinità comunque confermano l'incidenza limitata delle acque del Roia (valori di 37,8 ‰ nelle vicinanze della foce) mentre maggiore sembra l'impatto delle acque del Var che giungono ad influenzare anche le stazioni X e W al largo.

In profondità i valori risultano decisamente costanti e dell'ordine di 1-1,5 mg/I; solo nelle stazioni al centro dell'area (N ed M) si riscontrano valori elevati (3,8-4,8 mg/l).

3.5 Indagine dimensionale

L'analisi dimensionale ha consentito di trarre le seguenti considerazioni (fig. 5):

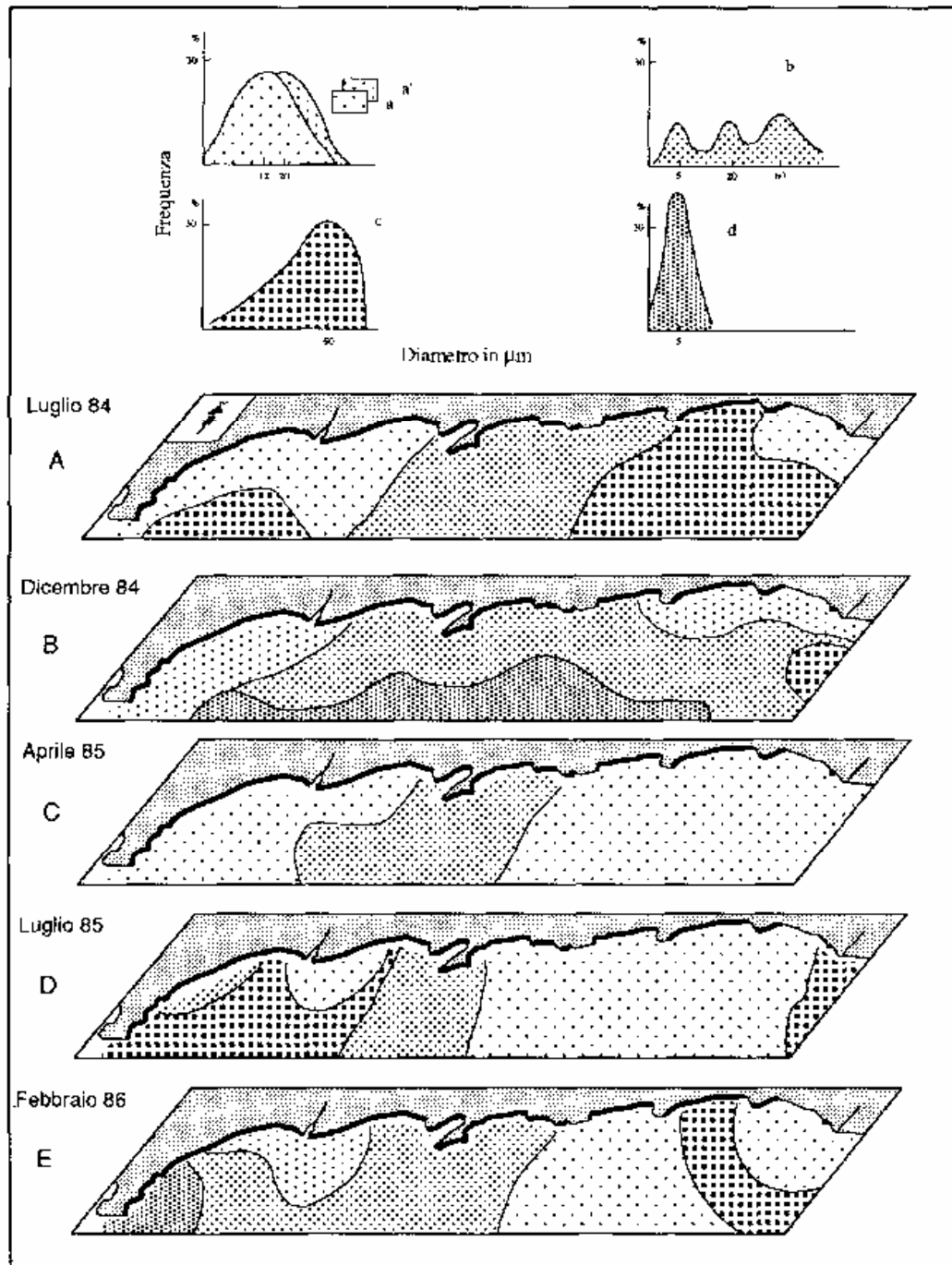


Fig. 5 Carta della distribuzione areale del materiale particolato totale superficiale.

- spettri granulometrie ricorrenti nelle varie stagioni e coincidenti nelle crociere estive tendono ad indicare che stagionalmente i fattori che influenzano le acque non cambiano ma varia solo l'entità della loro incidenza;
 - presenza di spettri unimodali centrati sui 20 μm nelle crociere estive e primaverili in contrasto con l'analogo spettro, relativo ai campioni autunnali e invernali, centrato sui 12/15 μm nei settori d'influenza dei due corsi d'acqua; questa diminuzione coincide con i massimi di apporti da parte dei corsi d'acqua; inoltre solo nel periodo invernale si osservano campioni caratterizzati da una forte presenza di particelle fini;
 - presenza di spettri a forte asimmetria e centrati sui 50-60 μm caratterizzano le acque d'altura nei periodi di apporto limitato in coincidenza di alte concentrazioni di organico (percentuali > 70%);
 - l'area compresa tra le due foci fluviali presenta spesso spettri plurimodali per cui possiamo pensare che si evidenzino popolazioni granulometriche diverse legate agli apporti dei corsi d'acqua, all'immissione di sostanze organiche da costa ed alla presenza di plancton;
- Ricordiamo che la presenza di spettri plurimodali definisce spesso un'area con dinamica limitata in cui la sedimentazione non produce urti e pertanto non si formano quantità apprezzabili di aggregati con conseguente presenza di più mode (Kranck, 1980); la moda centrata sui 20 μm può ricondurre agli apporti fluviali mentre quella centrata sui 60 μm sembra essere legata alla presenza di plancton, come indicano anche gli spettri relativi alle stazioni più al largo che associano particelle maggiori di 60 μm a frazioni di organico > 70%;
- la situazione in profondità non mostra variazioni sostanziali; diminuisce la presenza delle particelle di piccole dimensioni ed a 50 e 200 m non si riscontrano frazioni < 10 μm ;
 - reputiamo infine che la rapida sedimentazione alla foce nei mesi estivi ed autunnali sia legata alle elevate concentrazioni di materiale sospeso ed alla preponderanza della frazione fine che tende a favorire i processi di flocculazione.

4. CAMPAGNE DICEMBRE 1986 - OTTOBRE 1987

Nella seconda fase del progetto RA.MO.GE. sono state selezionate alcune stazioni di controllo e precisamente A, C, H e I in corrispondenza della foce del Roia, R, P, ed U in corrispondenza della foce del Var ed, in ultimo, N ed L per il settore intermedio. Sono state inoltre campionate le acque in corrispondenza dei tratti terminali dell'asta fluviale. Riportiamo in fig 6 alcuni dati relativi alla analisi dimensionale condotta alla foce.

La presenza di materiale sospeso nelle acque fluviali è estremamente diversificata: il Roia presenta quantità nel complesso costanti nell'arco dell'anno con le maggiori differenze tra luglio (con 1 mg/l) e dicembre (con circa 5 mg/l) ed una componente organica variabile tra 30 e 50%; il Var apporta in modo molto più irregolare, infatti in periodo freddo (dicembre, marzo) i valori variano tra 10 e 20 mg/l mentre in periodo estivo-autunnale (luglio, ottobre) si raggiungono 170-180 mg/l; la componente organica è costantemente compresa tra il 20 ed il 30%;

Dal punto di vista dimensionale gli apporti dei due fiumi sono caratterizzati da dimensioni dell'ordine di 3-5 μm per il Var e 4-8 μm

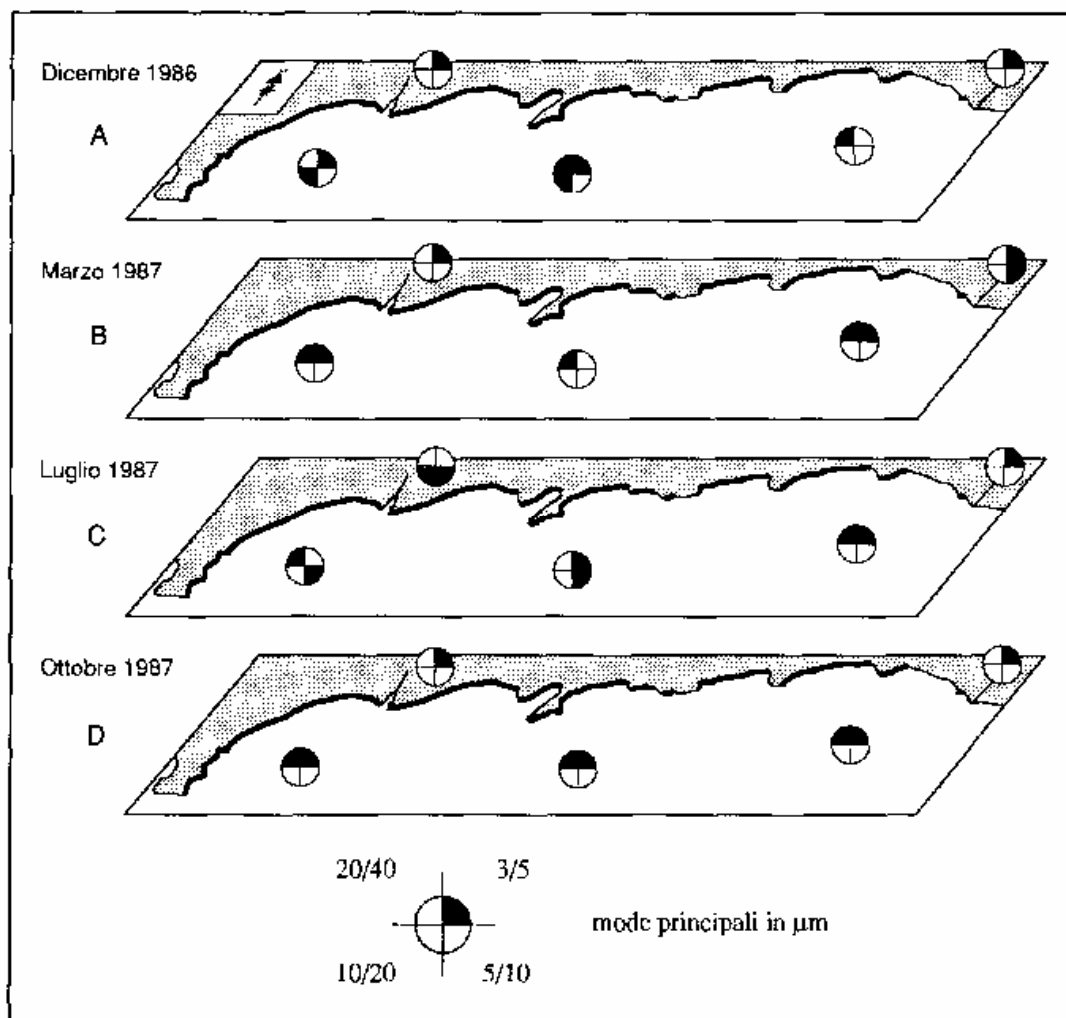


Fig.6 Classi dimensionali del materiale particolato sospeso nelle acque fluviali e marine superficiali.

per il Roia; tali valori spiegano molto bene quanto già visto nel dicembre 1984 quando si erano riscontrate nelle acque marine concentrazioni elevate di particelle di piccole dimensioni comprese nella classe $3/5 \mu\text{m}$.

Nelle stazioni marine alla foce le classi dominanti sono comprese tra 20 e $30 \mu\text{m}$ e risulta altresì presente una moda secondaria centrata sui $4/5$ micron.

La comparsa di questi aggregati può essere ascritta ai fenomeni di flocculazione favoriti dall'incremento in sostanza organica che caratterizza le acque marine.

In conclusione le indagini fin qui compiute hanno mostrato come la concentrazione e la distribuzione delle particelle in acqua possa essere adottata come indicatore di eventi fisici e come discriminante per l'individuazione di masse d'acqua diverse con una buona possibilità di correlazione pertanto con i dati idrologici.

BIBLIOGRAFIA

- Auberi M., M. Boisson, G. Fierro, S. Tucci, C.G. Draï, C. Emerj, G. Falchi, G. Hugues, C. Marmenteau, S. Mathonnet, R. Pucci, P. Revillon & P. Zaccone. 1990. Mers d'Europe: études hydrologiques, chimiques et biologiques. 2° Tome: Mer Ligure du Cap de Bordighera au Cap d'Antibes. Campagnes RAMOGE 1984 a 1987. *Rev. Interri. Océanogr. Méd.*, Tome XCIX: 36 pp.
- Drake, D. E. 1974. Distribution and transport of suspended particulate matter in submarine canyons off southern California. In: Gibbs (ed.) *Suspended Solids in Water*. , Plenum Press, New York and London: 133-153.
- Kelley, J.T. 1981. Size distribution of disaggregated inorganic suspended sediment: southern New Jersey inner continental shelf. *Jour. of Sed. Petr.*, 51, 4: 1097-1101.
- Kranck, K. 1980. Sedimentation processes in the sea. In Hutzinger (ed) *The Handbook of Environmental Chemistry*, Vol. 2/Part A., Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York: 61-75.
- Kranck, K. 1980. Variability of particulate matter in a small coastal inlet. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 1209-1215.
- Kranck, K., 1981. Particulate matter grain-size characteristics and flocculation in a partially mixed estuary. *Sedimentology*, 28: 107-114.
- Kranck, K. & T. Milligan. 1979. The use of the Coulter Counter in studies of particle size-distributions in aquatic environments. *Report Series BI-R-79-7*, Bedford Inst. of Océanogr., Dartmouth.
- Piccazzo, M. & S. Tucci. 1983. Distribuzione di materiale particellato sospeso nei canyons di Genova. Atti V Congr. Ass. It. Oceanol. Limnol., Stresa: 675-690.
- Pierce, J.W., S. Tucci & G. Fierro. 1981. Assessing variations in suspensates, Ligurian Sea (northwestern Mediterranean). *Geo-Marine Letters*, 1: 149-154.
- Sholkovitz, E. R. 1976. Flocculation of dissolved organic and inorganic matter during the mixing of river water and sea water. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 40: 831-845.
- Spencer, D. W. & P. L. Sachs. 1970. Some aspects of the distribution, chemistry and mineralogy of suspended matter in the Gulf of Maine. *Marine Geology*, 9: 117-136.

STUDIO SEDIMENTOLOGICO NELL'AREA COSTIERA DELLA FOCE DEL FIUME CENTA (MAR LIGURE). RISULTATI PRELIMINARI

Omelia FERRETTI*, Francesco IMMORDINO*, Luca GIORGI**, Massimo SETTI**

*ENEA, Progetto Tecnologie Ambiente Marino, S.Teresa, La Spezia.

**Dipartimento Scienze della Terra, Università di Pavia.

SUMMARY

A sedimentological study has been carried out in the area of Albenga town (Ligurian Sea).

This work aims to determine the influence of the Centa river input on the transport and sedimentation in the marine platform.

A lithological and petrographic study of the fluvial basin has been completed; alluvial beach and shelf surficial sediments were sampled and analysed; the total content and mineralogical composition of the suspended matter were determined.

Mineralogical and granulometric data show that in the submarine cone area the sediments appear to have a homogeneous composition and the longshore current has a low influence.

Whereas the transport to the Eastern direction is evidenced by the distribution of suspended matter.

1. INTRODUZIONE

Una ricerca a carattere mineralogico e sedimentologico è stata condotta nell'area di piattaforma antistante la foce del F. Centa (Mar Ligure) allo scopo di studiare il trasporto e la dispersione del materiale sedimentario nell'area.

L'interesse per quest'area della Liguria è legato alle caratteristiche particolari della zona: un esteso bacino imbrifero con marcate differenze morfologiche e litologiche; la presenza ai lobi della foce del grosso centro di Albenga e la struttura portuale di Alassio; una peculiarità morfologica sulla piattaforma, l'isola di Gallinara, che può influire sulla dispersione dei sedimenti.

Lo studio è stato svolto attraverso l'analisi composizionale e tessiturale dei sedimenti di fiume, di spiaggia e di piattaforma; inoltre sono riportati i primi risultati mineralogici relativi al particolato sospeso.

2. INQUADRAMENTO DELL'AREA

Caratteri morfologici e litologici del bacino del F. Centa

La linea di spartiacque delimita un'area di circa 400 Km², entro questa scorrono i tre principali corsi d'acqua (T. Lerrone, Arroscia e Neva) che danno origine al F. Centa (fig- 1).

Il bacino presenta due zone morfologiche distinte: una zona montuosa, la più estrema, ed un'ampia pianura alluvionale (piana di Albenga). L'area è stata oggetto di diversi studi geologici ai quali si rimanda (Atti del Convegno Società Geologica Italiana, Pavia 1984; Boni et al., 1971).

Nella parte montuosa settentrionale sono presenti litologie carbonatiche (dolomie, calcari e scisti calcarei), metamorfiche (ortogneiss e quarziti) che definiscono un paesaggio con valli con profilo a V e pendii scoscesi, vulcanitiche (rioliti e riodaciti) e

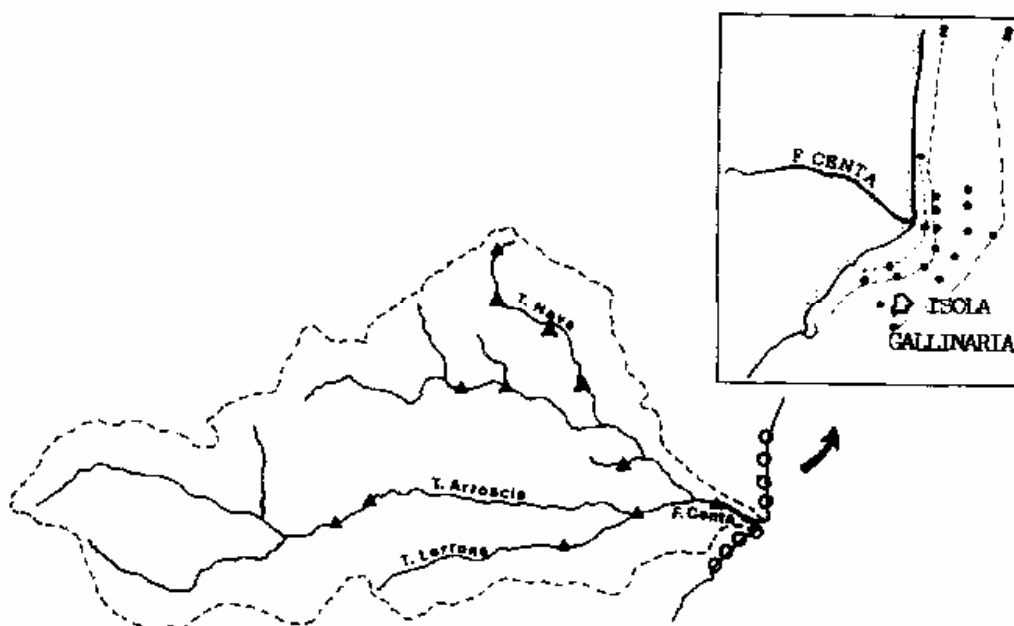


Fig. 1 - Area in studio e campionamento fiumi, spiagge e piattaforma marina.

brecciose (breccie poligeniche). In quella meridionale sono presenti ampi affioramenti flyschiodi (arenarie, marne, calcari marnosi e ortoquartziti) con rilievi collinari. La zona montuosa si raccorda con la pianura alluvionale detritica attraverso una fascia di depositi pliocenici conglomeratici ed argillosi.

Piattaforma continentale

I margini continentali del Mar Ligure derivano da eventi tettonici disgiuntivi originatisi a partire dall'Oligocene e Miocene (Fanucci, 1978).

Tali evoluzioni hanno portato, in tempi diversi, una certa variabilità nella morfologia e struttura dei margini; in particolare, il margine ad Ovest di Savona presenta uno stile strutturale a gradoni interessante il substrato e impostato su faglie, delimitando una piattaforma ad estensione ridotta ma con una scarpata ben pronunciata. Su questa struttura si è verificata la sedimentazione pliocenica e quaternaria tendente a colmare le depressioni preesistenti con un prisma sedimentario che si chiude verso costa.

Secondo la classificazione di Fanucci et al., (1980), il tratto di piattaforma in esame può considerarsi "a bacino subsidente", cioè con una forte componente sedimentaria che ha modellato la morfologia e compensato la lieve subsidenza; gli alti strutturali che delimitano il bacino sono stati completamente sepolti sotto la coltre sedimentaria che tuttavia conserva le testimonianze di alcuni momenti evolutivi della piattaforma (Corradi et al., 1984).

Idrologia

Nel Mar Ligure la circolazione generale è di tipo ciclonico antiorario con un moto quasi ellittico (De Maio et al., 1975; Stocchino e Testoni, 1977). Studi oceanografici hanno posto in evidenza l'esistenza di una corrente costiera lungo la riviera di Ponente con direzione NE (Papa, 1980). Questa corrente superficiale è particolarmente attiva nei periodi estivi, in relazione ai venti dei quadranti meridionali, e con velocità di 20 cm/s.

Nei periodi invernali, al contrario, viene rafforzata la circolazione ciclonica su grande scala.

3. CAMPIONAMENTO E METODI DI ANALISI

Sono stati prelevati campioni di sedimenti alluvionali nei bacini del T. Neva, del Rio Pennavaira e S. Antonino, T. Arroscia e Lerrone e nel tratto terminale del F. Centa; campioni di sedimenti di spiaggia prelevati a destra e sinistra della foce; campioni di sedimenti superficiali marini nella piattaforma a profondità comprese fra 5 e 50m (fig. 1); campioni di particellato prelevati in superficie e al fondo nella stagione estiva.

Le analisi granulometriche relative ai sedimenti fluviali e di spiaggia (preventivamente setacciati a 2mm) sono state condotte per setacciatura ad intervalli di $1/2 \phi$; i campioni di sedimenti marini sono stati lavati mediante dialisi e separate ad umido le frazioni $>63 \mu\text{m}$ da quelle inferiori che sono state analizzate mediante Sedigrafo 5000 ET, le frazioni $>63 \mu\text{m}$ sono state setacciate a secco a ϕ interi.

Le analisi mineralogiche sono state eseguite mediante diffrattometria RX (metodo delle polveri) sia sul tout-venant che sulla frazione $<2 \mu\text{m}$, con le procedure di routine per la diagnosi dei minerali argillosi (Veniale et al., 1987). Per le procedure di campionamento e analisi del particellato si rimanda a Cocito et al., (1985).

4. RISULTATI

Granulometrie

Sedimenti fluviali e di spiaggia

Nella fig. 2 sono riportati gli istogrammi di frequenza delle classi granulometriche dei sedimenti fluviali disposti lungo i rami del fiume. I campioni del T. Neva che scorre nei carbonati e nel cristallino (nella parte più estrema), presentano delle distribuzioni con un massimo nella frazione più grossolana (2-1mm) delle sabbie, il sedimento tende a ridistribuirsi nel campione più a valle; molto simili sono le granulometrie dei campioni provenienti dal Rio Pennavaira. I sedimenti del Rio S. Antonino che scorre prevalentemente in terreni argillosi, presentano una distribuzione granulometrica centrata sulle sabbie medie e fini (0.500-0.125mm). I campioni dei T. Arroscia e Lerrone, che scorrono nei terreni flyschiodi, hanno in generale delle distribuzioni granulometriche con un massimo nella frazione fra 2-1mm e con code nelle sabbie fini. Il campione del tratto terminale del F. Centa presenta una distribuzione simmetrica, bimodale; la presenza delle due mode è giustificata dalla sovrapposizione dei contributi granulometrici dei differenti apporti fluviali che confluiscono nel F. Centa.

Esaminando i sedimenti di spiaggia, quelli prossimi alla foce hanno una distribuzione granulometrica simile a quella del tratto terminale fluviale. I sedimenti sul lato sinistro mostrano distribuzioni granulometriche non particolarmente significative in quanto condizionate dai fattori antropici. Sul lato destro, la spiaggia ha una ampiezza di circa 30 m ed è caratterizzata da granulometrie prevalentemente ciottolose; all'interno delle granulometrie sabbiose, i massimi si rinvengono nella frazione fra 2-1mm. Questa frazione non è presente nel tratto terminale del fiume né nel campione prossimo alla foce, ciò indica un probabile intervento di ripascimento artificiale in questo settore.

Sedimenti marini

I sedimenti marini di piattaforma possono classificarsi, secondo Kruit, come peliti sabbiose (in Fanucci et al., 1973); pertanto, essendo la frazione pelitica la più significativa, si riporta la distribuzione percentuale areale (fig. 3).

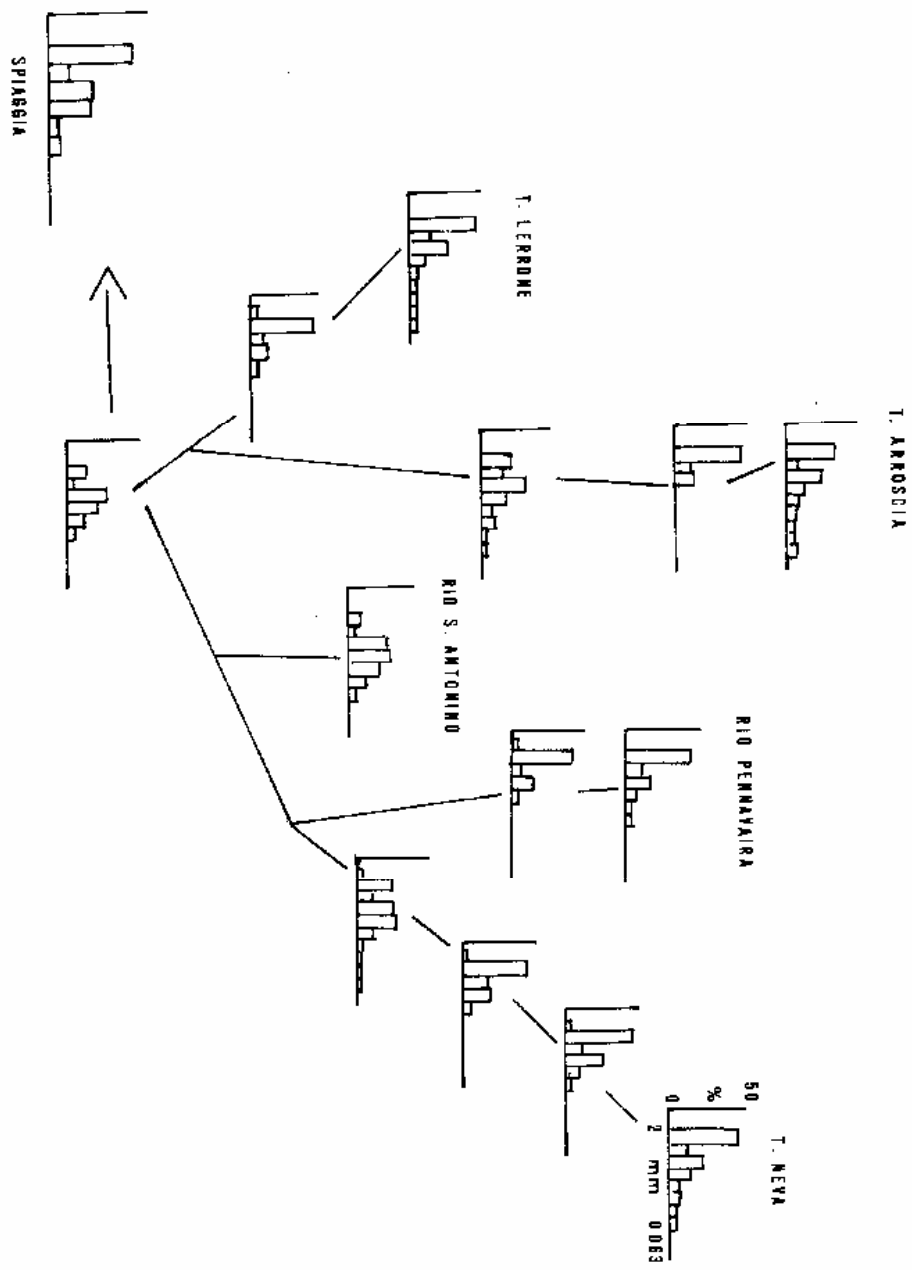


Fig. 2 - Istogrammi di frequenza delle classi granulometriche dei sedimenti fluviali; istogramma di un sedimento di spiaggia del lobo destro del F. Cerna.

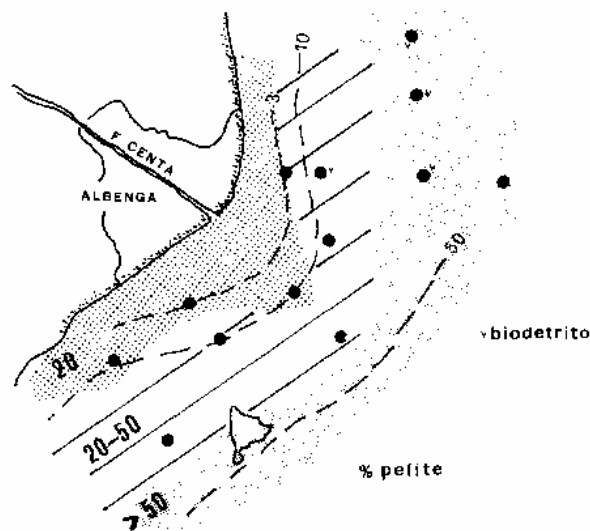


Fig. 3 - Distribuzione percentuale areale della frazione poltica sulla piattaforma antistante la foce del F. Centa.

I sedimenti presentano un andamento regolare con una diminuzione progressiva delle granulometrie con l'aumentare della batimetria. I settori a sinistra e destra della foce presentano caratteri tessiturali simili; per quanto riguarda la frazione sabbiosa, risulta detritica nell'area a destra della foce; la zona a sinistra è caratterizzata da sabbia biodetritica fra la batimetria dei 10 e 30m.

Mineralogia

Sedimenti fluviali e di spiaggia

I risultati mineralogici dei sedimenti fluviali distinguono gli apporti, in funzione delle caratteristiche litologiche, dei due principali bacini il Neva e l'Arroscia (fig. 4).

Gli apporti del T. Neva risultano essere caratterizzati da feldspati e dolomite, provenienti dal cristallino e dai carbonati

Il T. Arroscia, che scorre su sedimenti flyschiodi, è caratterizzato da quarzo e calcite; il campione di foce del Centa ha la stessa composizione dei sedimenti del T. Arroscia con presenza della dolomite, legata agli apporti del Neva.

Relativamente ai minerali argillosi, il T. Neva è caratterizzato dalla mica, clorite e caolinite; gli apporti dell'Arroscia sono distinti da clorite e caolinite e presenza di mica. Il campione di foce ha composizione simile a quelli dell'Arroscia, come già visto per i minerali fondamentali. La provenienza dei minerali argillosi potrebbe essere attribuita alle rocce madri affioranti.

Per i campioni di spiaggia, la composizione mineralogica risulta generalmente omogenea a sinistra e a destra della foce; il campione di foce ha una composizione simile a quello del tratto finale fluviale. Nella composizione del sedimento del tratto finale del F. Centa risulta prevalere quindi l'influenza degli apporti sedimentali del T. Arroscia rispetto al T. Neva

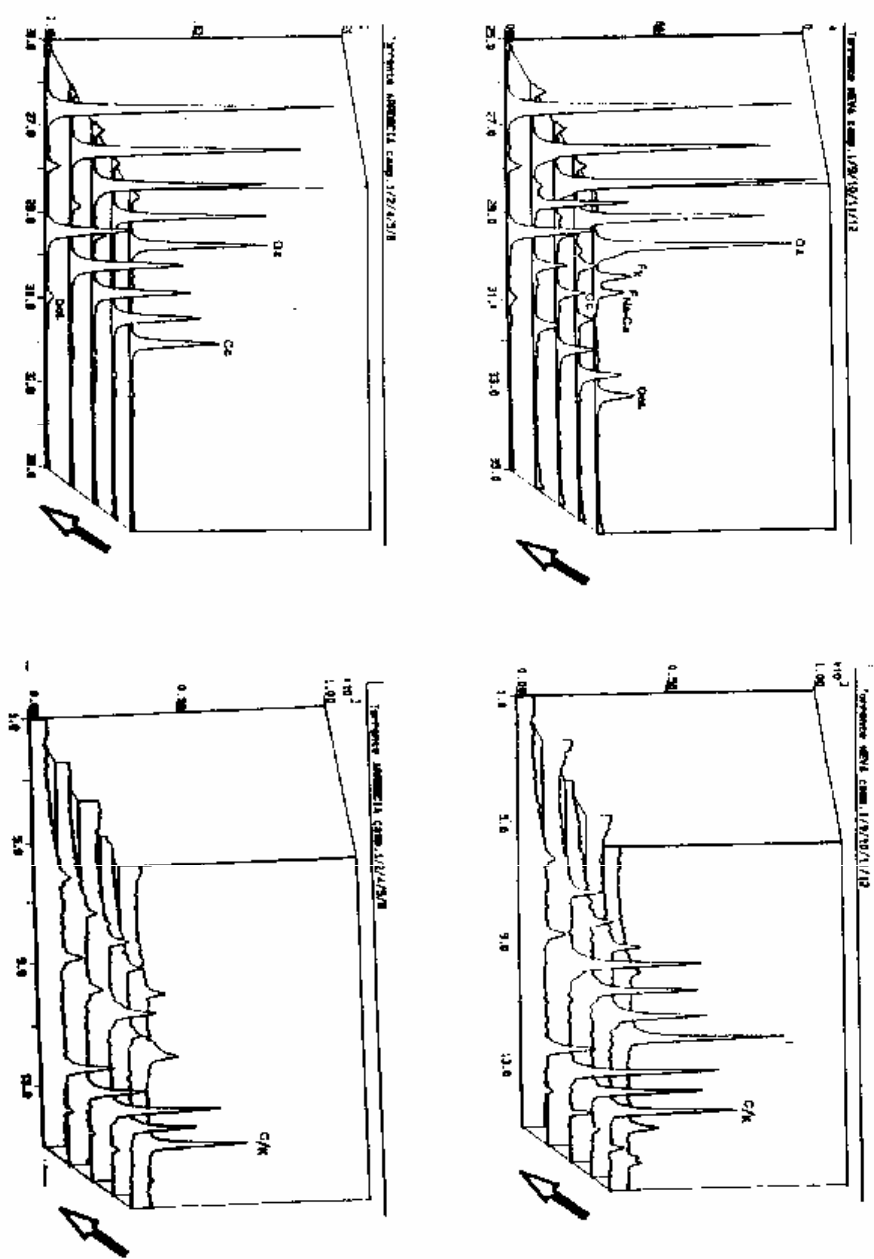


Fig. 4 - Andamento dei componenti mineralogici dei sedimenti fluviali del T. Neva e T. Aroschia; sono riportati i diffrattogrammi RX dei campioni procedendo da monte a valle.

Sedimenti marini

La composizione mineralogica percentuale (quarzo, feldspati, calcite, Mg-calcite, aragonite, dolomite, mica, clorite, caolinite) è riportata in fig. 5. La distribuzione del quarzo risulta uniforme sull'intera conoide, i feldspati mostrano qualche incremento puntiforme generalmente nel settore destro.

L'andamento della calcite e dolomite nei sedimenti della piattaforma è simile a quello del quarzo e indica una chiara omogeneità compositiva.

La presenza di calcite magnesifera e aragonite nel settore sinistro è da attribuirsi alla componente biodegradabile della frazione sabbiosa.

I minerali argillosi, clorite, mica e caolinite sono distribuiti uniformemente in tutta l'area.

I sedimenti della conoide sottomarina in base ai risultati mineralogici mostrano quindi una sostanziale omogeneità.

Materiale sospeso

La distribuzione di quarzo, feldspati, calcite, dolomite nel materiale sospeso superficiale mostra un andamento preferenziale procedendo dalla foce verso il settore sinistro; i componenti della frazione argillosa (mica, caolinite, clorite) mostrano un comportamento analogo (fig. 6).

Nel materiale sospeso prelevato sul fondo, i componenti mineralogici fondamentali ed argillosi non individuano un andamento preferenziale ma mostrano una distribuzione uniforme in accordo con quanto riscontrato nei sedimenti superficiali della piattaforma.

La distribuzione percentuale del totale del particellato è riportata in fig. 7.1 valori relativi al contenuto di materiale totale sospeso nelle acque superficiali indica chiaramente due aree con concentrazioni maggiori, la prima davanti la foce del Centa, l'altra al largo della struttura portuale di Alassio. Confrontando questa distribuzione con i risultati ottenuti dalle analisi mineralogiche si può ritenere che l'elevata concentrazione alla foce del Centa è legata agli apporti detritici del fiume, l'altra zona ha una origine puntiforme da collegarsi allo scarico fognario di Alassio posto ad Ovest dell'isola Gallinara.

I valori di sospeso riscontrati in prossimità del fondo definiscono una torbida localizzata davanti la foce ed in generale la distribuzione è simmetrica rispetto a questa; il comportamento del particellato di fondo è analogo a quello riscontrato per i sedimenti superficiali di piattaforma.

Gli studi sul particellato sono in corso di completamento.

5. CONCLUSIONI

I dati tessiturati e compositivi dei sedimenti di piattaforma e del materiale sospeso hanno portato alla definizione di alcune caratteristiche dell'area indagata:

- l'influenza della corrente costiera sulla distribuzione dei sedimenti in piattaforma non è evidente; questi appaiono dispersi in maniera omogenea e simmetrica rispetto alla foce;
- la distribuzione quantitativa di particellato sospeso superficiale mostra, al contrario, un chiaro trend da Ovest verso Est legato all'influenza della corrente costiera unitamente alla situazione meteomarina stagionale caratterizzata da predominanza di venti provenienti dal settore SW;
- in base ai risultati sinora ottenuti, non è definita l'influenza della struttura morfologica dell'isola Gallinara sul trasporto e la dispersione dei sedimenti nella piattaforma. Per la definizione di questo problema sono stati effettuati una serie di rilevamenti sismici mediante Uniboom che sono attualmente in fase di interpretazione;
- riguardo al fattore antropico, sono stati individuati interventi di ripascimento artificiali sulle spiagge ed effetti degli scarichi del centro di Alassio sulla fascia costiera. Per la conferma a questa ultima situazione è in fase di studio la distribuzione del contenuto

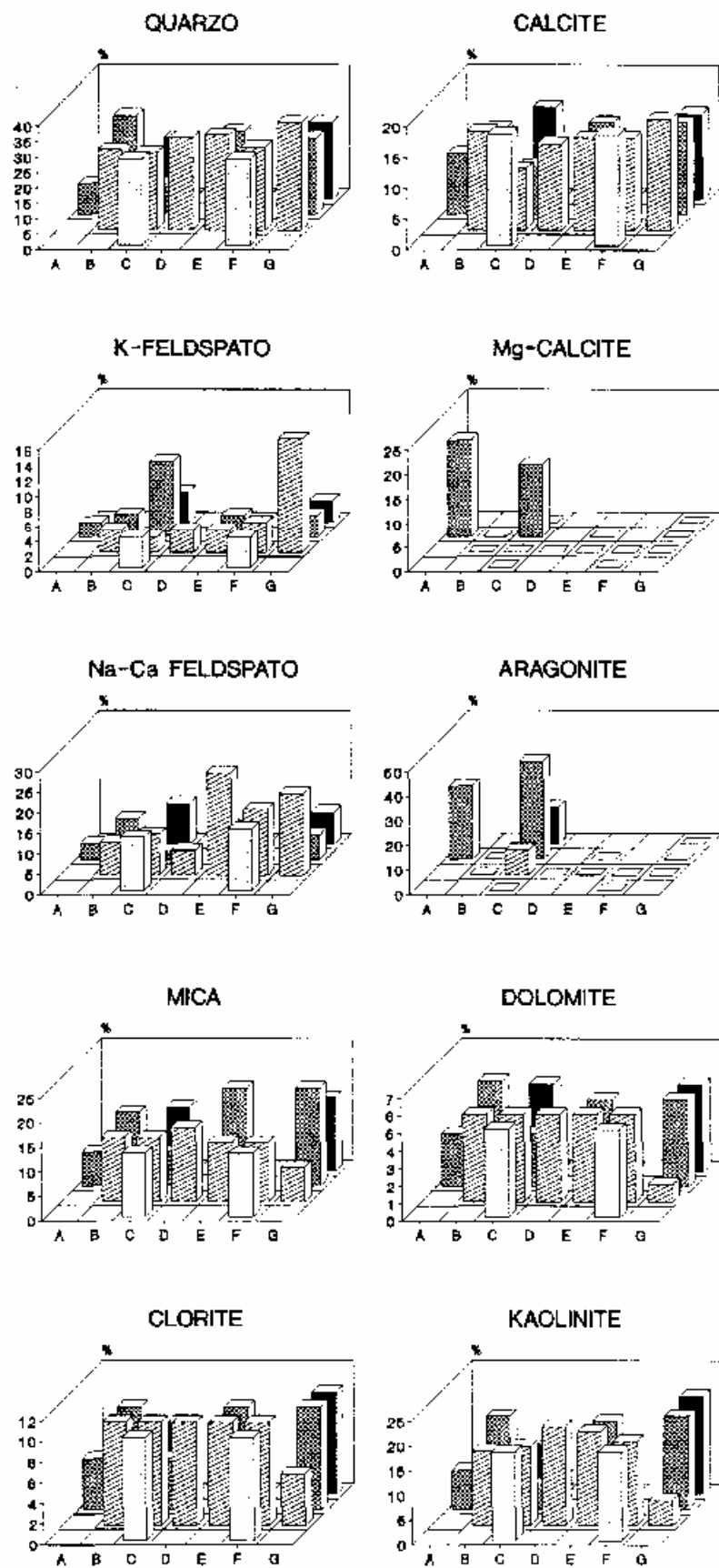


Fig. 5 - Distribuzioni percentuali dei minerali presenti nei sedimenti marini di piattaforma. I campioni sono disposti in transetti perpendicolari alla costa procedendo dalla sinistra (A) alla destra (G) della foce.

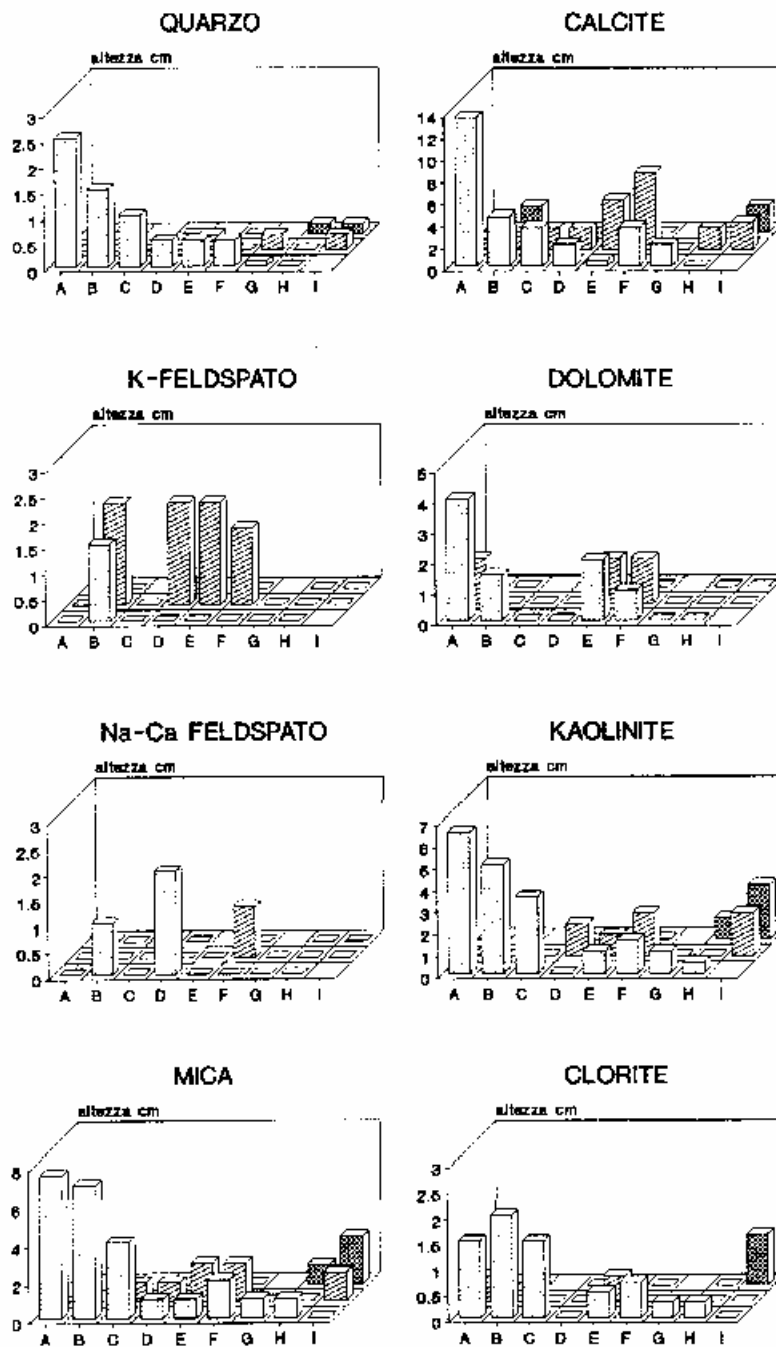


Fig. 6 - Distribuzioni in rapporti relativi dei minerali nel materiale sospeso; i campioni sono disposti in transetti perpendicolari alla costa procedendo da sinistra (A) a destra (I) della foce (in ordinata l'altezza in cm. del picco diagnostico di ciascun minerale).

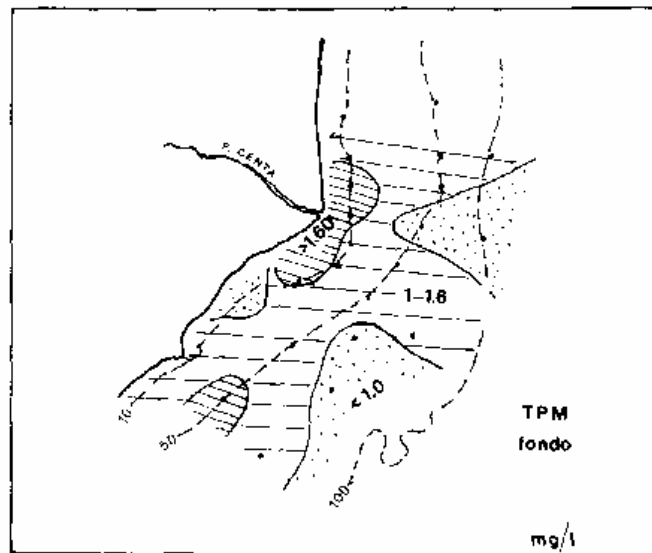
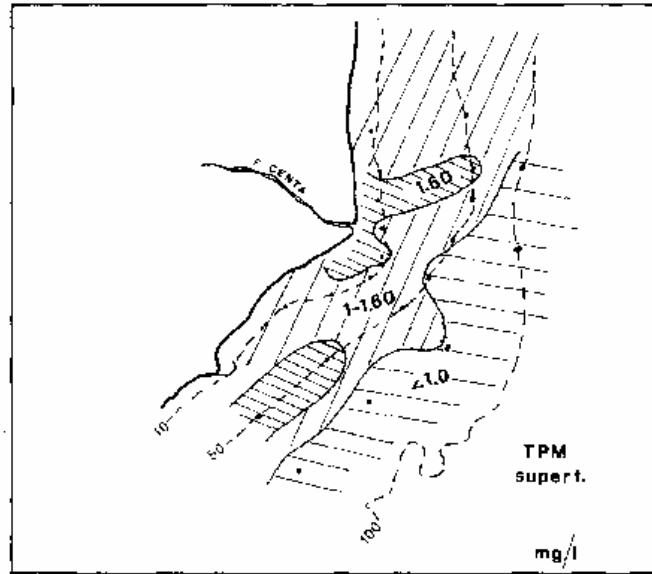


Fig. 7 - Distribuzione percentuale in peso (mg/l) del materiale totale sospeso nelle acque superficiali e di fondo (campionamento estivo).

organico ed inorganico e la caratterizzazione dimensionale del particellato; - a completamento del quadro sedimentario dell'area, segnaliamo la presenza di praterie di Posidonia localizzate simmetricamente alla foce fra le batimetriche dei 5 e 20m (Sea Way, 1986) e di sedimenti con componente biodegradabile rilevante nel settore sinistro della conoide. Questi aspetti ed in particolare le relazioni fra il posidonieto e la deposizione dei sedimenti attuali verranno definiti negli studi successivi.

BIBLIOGRAFIA

Atti Convegno Società Geologica Italiana. "Geologia delle Alpi Liguri". 1984. Mem Soc. Geol. It., vol. XXVIII.

Boni A., A. Cerro, R. Gianotti, M. Vanossi. 1971. Note illustrative della carta geologica d'Italia. Foglio 92-93, Albenga-Savona.

Cocito S., M. Piccazzo, S. Tucci. 1985. Distribuzione del particellato argilloso sospeso nelle acque del Golfo di Genova. Implicazioni ambientali. Atti del convegno ENEA CREA S. Teresa, maggio 1985. ENEA collana studi ambientali.

Corradi N., F. Fanucci, G. Fierro, M. Firpo, M. Piccazzo, L. Mirabile. 1984. La piattaforma continentale ligure: caratteri, struttura ed evoluzione. Estratto da: P. F. Oceanografia e Fondi Marini. Sottoprogetto Risorse Minerarie.

De Maio A., M. Moretti, E. Sansone, G. Spezie, M. Vultaggio. 1975. Su la circolazione superficiale e profonda nel Golfo di Genova. Annali 43-47: 97-112, Ist. Univ. Navale, Napoli.

Fanucci F., G. Fierro, F. Grosso, G.B. Piacentino. 1973. Contributo di una indagine sedimentologica a ricerche ecologiche nel Golfo di La Spezia. Ist. Idrografico della Marina, Genova F.C. 1050.

Fanucci F. 1978. Neotettonica dei margini continentali del Mar Ligure. Mem. Soc. Geol. It., 19: 535-542, 2ff.

Fanucci F., L. Mirabile, M. Piccazzo. 1980. Le piattaforme continentali del Mar Ligure-Alto Tirreno: proposta di classificazione.

Papa L. 1980. A numerical verification of a clockwise circulation in the Gulf of Genoa. Appi. Math. modelling, vol. 4: August, 313.

Sea Way. 1986. Carta da pesca e dell'ambiente marino, P2: da Imperia a Portofino. Delfino Ed., Pisa.

Stocchino C., A. Testoni. 1977. Nuove osservazioni sulla circolazione delle correnti nel Mar Ligure. Ist. idrogr. della Marina, F.C. 1076, Lavoro eseguito nell'ambito del progetto finalizzato: "Oceanografia e fondi marini".

Veniale F., M. Setti, M. Tortelli. 1987. Influenza delle procedure sui preparati di "polveri" per analisi diffrattometrica RX. Atti del Workshop ENEA CREA S. Teresa, maggio 1987. ENEA collana studi ambientali.

EVOLUZIONE RECENTE DEI LITORALI LIGURI: LE SPIAGGE DI ALBISSOLA MARINA E DI ALBISOLA SUPERIORE (SAVONA).

Mauro PICCAZZO, Marco FIRPO, Nicola CORRADI e Federica CAMPI

Dipartimento di Scienze della Terra
Università di Genova

SUMMARY

Detailed bathymetric surveys and beach profiling was a basis for analysing coastline changes along two beaches at Albissola. Sample texture analyses showed changes in sediment distribution; the historical variations of the shoreline allowed to schematise the coastline changes. A local counter-drift localized in the western section of the Albissola Marina coast, opposing the general west-to-east drift, has caused rapid beach accretion on the shore: that to be due to the recent extension of the jetty of Savona harbour influenced wave action approaching the shore.

1. INTRODUZIONE

Il tratto di litorale studiato fa parte della fascia costiera della riviera di ponente e si sviluppa per un tratto di circa 1800 m dal molo del Porto di Savona a Capo Torre. La linea di riva, curvilinea, segna il limite verso mare della piccola piana costiera su cui sorgono i Comuni di Albissola Marina e di Albisola Superiore (fig. 1).

Gli apporti solidi fluviali che interessano il litorale in esame provengono principalmente dal Torrente Sansobbia, che drena un bacino idrografico di 67 Km²; scarso contributo proviene dagli altri corsi d'acqua: il Rio Termini, il Rio Bruciati, il Rio Carrea.

Lungo il corso del Torrente Sansobbia, in località Ponte Poggi, esiste una stazione di rilevamento in cui le osservazioni sono iniziate nel 1938 e cessate nel 1977. I dati acquisiti si riferiscono alle portate massime, medie, minime ed ai coefficienti di deflusso mensili relativi al solo trasporto liquido. L'elaborazione (fig. 2) ha permesso di constatare come le portate più consistenti siano concentrate nei mesi di marzo-aprile e di ottobre-novembre mentre i periodi di portata minima sono presenti fra luglio e agosto, come d'altronde si verifica in tutta la fascia costiera ligure.

Il litorale presenta un settore di traversia che va da 80° a 205°: per quanto riguarda l'ampiezza del fetch questo, fra 205° e 185°, supera i 900 Km mentre il settore compreso fra 185° e 152° è limitato dalla presenza della Corsica e della Sardegna; fra 152° e 133° il fetch può essere di nuovo considerato relativamente ampio raggiungendo i 740 Km ed

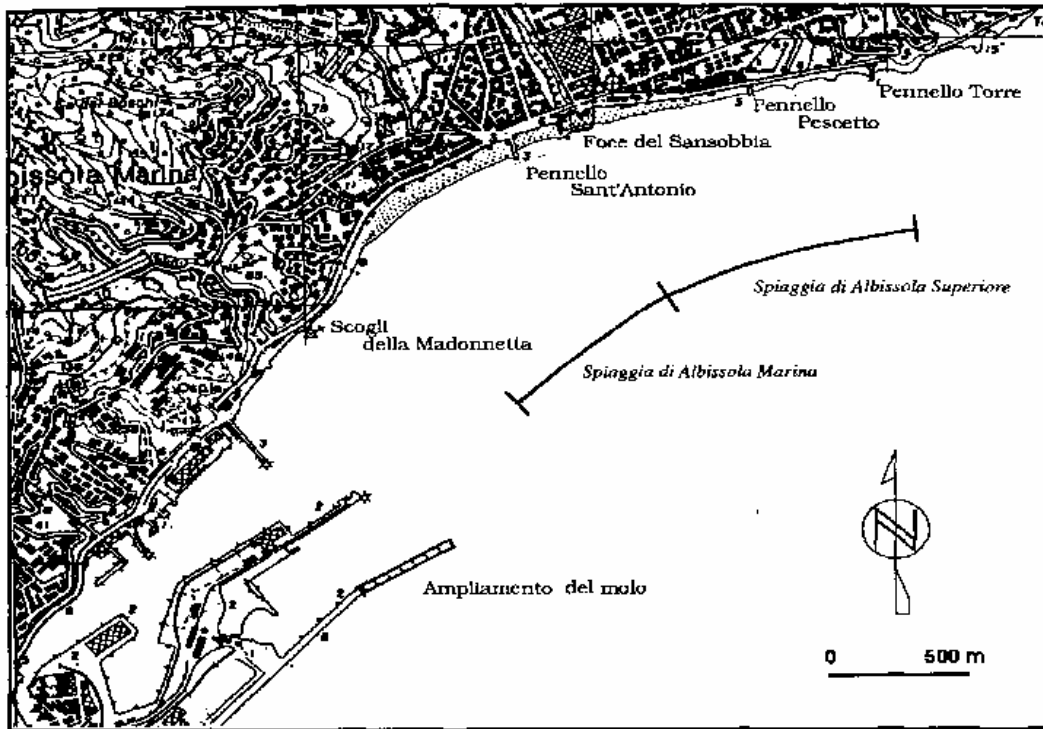


Fig. 1 - Zona in esame

infine, fino al limite del settore, decresce progressivamente arrivando a un minimo di circa 70 Km.

I valori anemometrici analizzati sono stati desunti dalle misure effettuate presso l'osservatorio meteorologico dell'Istituto Nautico L. Pancaldo di Savona: sono stati calcolati i valori medi mensili, direzione per direzione, su 93 osservazioni al mese comprendenti l'arco di tempo che va dal 1965 al 1985. E' stata effettuata in seguito una divisione in 4 gruppi di 3 mesi ciascuno per evidenziare le 4 differenti stagioni (tab. 1). Dall'analisi delle osservazioni rileviamo come nettamente prevalenti siano i venti da nord-ovest mentre, se consideriamo le sole direzioni che più direttamente interessano la dinamica del litorale, risultano importanti quelli provenienti da sud-est (scirocco) e da sud-ovest (libeccio). Per quel che riguarda lo scirocco, che appare come il vento meridionale più frequente, il numero di osservazioni maggiori è concentrato nel trimestre estivo, con una percentuale media di 9,1 e con una punta massima di 9,5 durante il mese di luglio. In ordine decrescente seguono le medie primaverili (7,5) quelle autunnali (4,5) ed infine le medie invernali (2,0). Il libeccio ha una frequenza minore dello scirocco, anche se la sua forza risulta maggiore: infatti le medie più elevate, riscontrate durante i mesi primaverili, si aggirano sul valore di 1,9; il numero dei rilievi da sud-ovest va via via diminuendo, raggiungendo il valore minimo durante l'inverno e precisamente a febbraio (0,6).

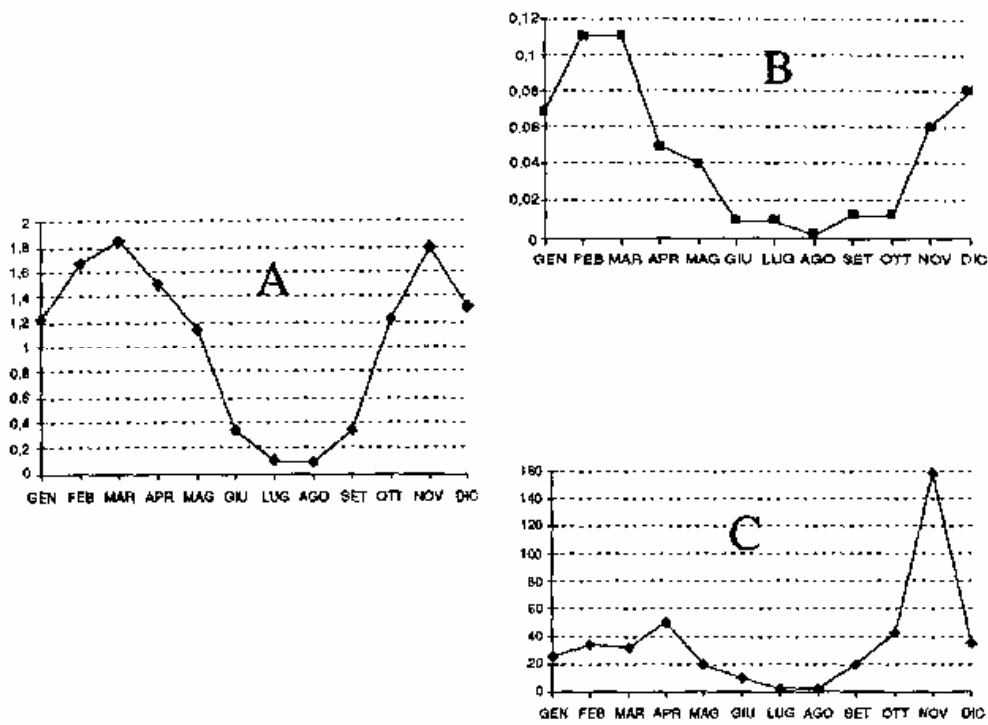


Fig. 2 - Apporti fluviali mensili del torrente Sansobbia: portata liquida nel periodo 1938-1977. A) portata media, B) portata massima, C) portata minima.

	N	NE	E	SE	S	SW	W	NW	Calme
DIC	1,1	4,1	1,0	2,1	0,5	0,8	0,6	69,4	20,4
GEN	1,7	3,8	0,8	1,5	0,3	0,9	1,8	68,8	20,4
FEB	1,6	6,5	0,4	2,4	0,2	0,6	0,9	66,3	21,3
TOT	1,5	4,7	0,7	2,0	0,3	0,8	1,1	68,2	20,7
MAR	2,7	7,8	2,5	5,4	0,9	1,9	2,0	45,3	31,5
APR	2,4	15,1	1,8	8,6	1,3	2,4	1,1	34,2	33,1
MAG	2,0	16,9	3,4	8,5	2,2	1,5	1,0	22,2	42,3
TOT	2,4	13,3	2,6	7,5	1,5	1,9	1,4	33,8	35,6
GIU	2,5	23,1	2,9	9,1	1,2	1,2	0,4	22,5	37,1
LUG	2,5	19,4	4,9	9,5	1,0	1,5	0,2	19,9	41,1
AGO	2,5	16,2	3,2	8,6	0,8	1,5	0,2	31,7	35,3
TOT	2,5	19,6	3,7	9,1	1,0	1,4	0,3	24,6	37,8
SET	2,3	12,1	3,8	6,2	1,8	1,3	0,9	39,2	32,4
OTT	1,4	8,6	1,8	4,3	0,7	1,2	1,7	56,9	23,4
NOV	2,2	4,9	1,3	2,9	1,2	0,7	0,9	62,3	23,6
TOT	2,0	8,5	2,3	4,5	1,2	1,1	1,2	52,8	26,5
TOT	2,1	11,5	2,3	5,8	1,0	1,3	1,0	44,9	30,1

Tab. 1 - Valori medi mensili derivati da 93 osservazioni al mese per il periodo 1965-1985.

2. INQUADRAMENTO STORICO

In epoca romana la linea di riva era sicuramente arretrata rispetto a quella attuale: ciò viene convalidato sia da documentazioni storiche sia dal tracciato della via Aurelia che attraversava il Sansobbia quasi un miglio a monte dell'attuale litorale. La foce del torrente formava, quando l'odierna Albisola era chiamata Alba Docilia, un porto naturale entro la cui insenatura era compreso quasi tutto lo spazio oggi occupato da Albissola Marina.

All'inizio del novecento il centro urbano di Albissola Marina presentava la stessa ampiezza che aveva nella seconda metà del cinquecento, con una sola particolarità da rilevare: le case della prima fila sul mare, distrutte dalle tempeste susseguitesì tra la metà del cinquecento e i primi decenni del seicento, erano ormai tutte ricostruite e molte di esse ospitavano fornaci di ceramiche.

La situazione del litorale dall'inizio del secolo può essere documentata attraverso vecchie fotografie: in una immagine immediatamente precedente il 1914 (fig. 3a) si può osservare come la spiaggia di Albisola Superiore abbia una larghezza limitata e come questa sia uniforme ai lati del pennello in primo piano che non aveva ancora interferito sul trasporto lungo costa; alla fine anni '30 (fig. 3b) lo stesso agisce sul trasporto proveniente da levante e, come conseguenza, la spiaggia immediatamente ad est praticamente sparisce permettendo al mare di arrivare a lambire il bastione ferroviario. Negli anni '50 (fig. 3c) la situazione appare nuovamente mutata con la scomparsa pressoché totale della spiaggia e, segno di una marcata diminuzione degli apporti, viene messa in posto una potente massicciata a difesa della ferrovia. Infine negli anni '70 (fig. 3d) altre difese, e soprattutto ripascimenti artificiali iniziati già dalla metà degli anni '50, contribuiscono ad ampliare la spiaggia a ponente del pennello in modo da permettere l'insediamento di numerosi stabilimenti balneari.

La spiaggia di Albissola Marina, alla destra del pennello Sant'Antonio, dall'inizio del secolo è andata ampliandosi fino agli anni '50 nonostante l'urbanizzazione progressiva (figg. 4a, 4b, 4c e 4d). Sono stati costruiti in questo periodo una nuova strada litoranea di collegamento tra Albissola Marina e Savona e numerosi stabilimenti balneari. Dal 1950 la zona ha subito un arretramento, localizzato soprattutto nella parte più occidentale.

3. VARIAZIONE RECENTE DELLA LINEA DI RIVA

Rilievi topografici di dettaglio eseguiti nel 1967, nel 1974, nel 1981 e nel 1989 (fig. 5) hanno permesso di cartografare le variazioni della linea di riva (fig. 6), che vengono così schematizzate:

- fra il pennello Pescetto e il pennello del Capo negli anni '60-'70 la spiaggia era praticamente inesistente; l'aumento verificatosi è dovuto soprattutto alla presenza dei due pennelli costruiti alla fine degli anni '70 ed ai ripetuti ripascimenti artificiali;
- nella parte centrale le maggiori variazioni si sono riscontrate nelle zone limitrofe ai pennelli Sant'Antonio e Pescetto;
- ben più sensibili le variazioni verificatesi nel settore ad ovest: il

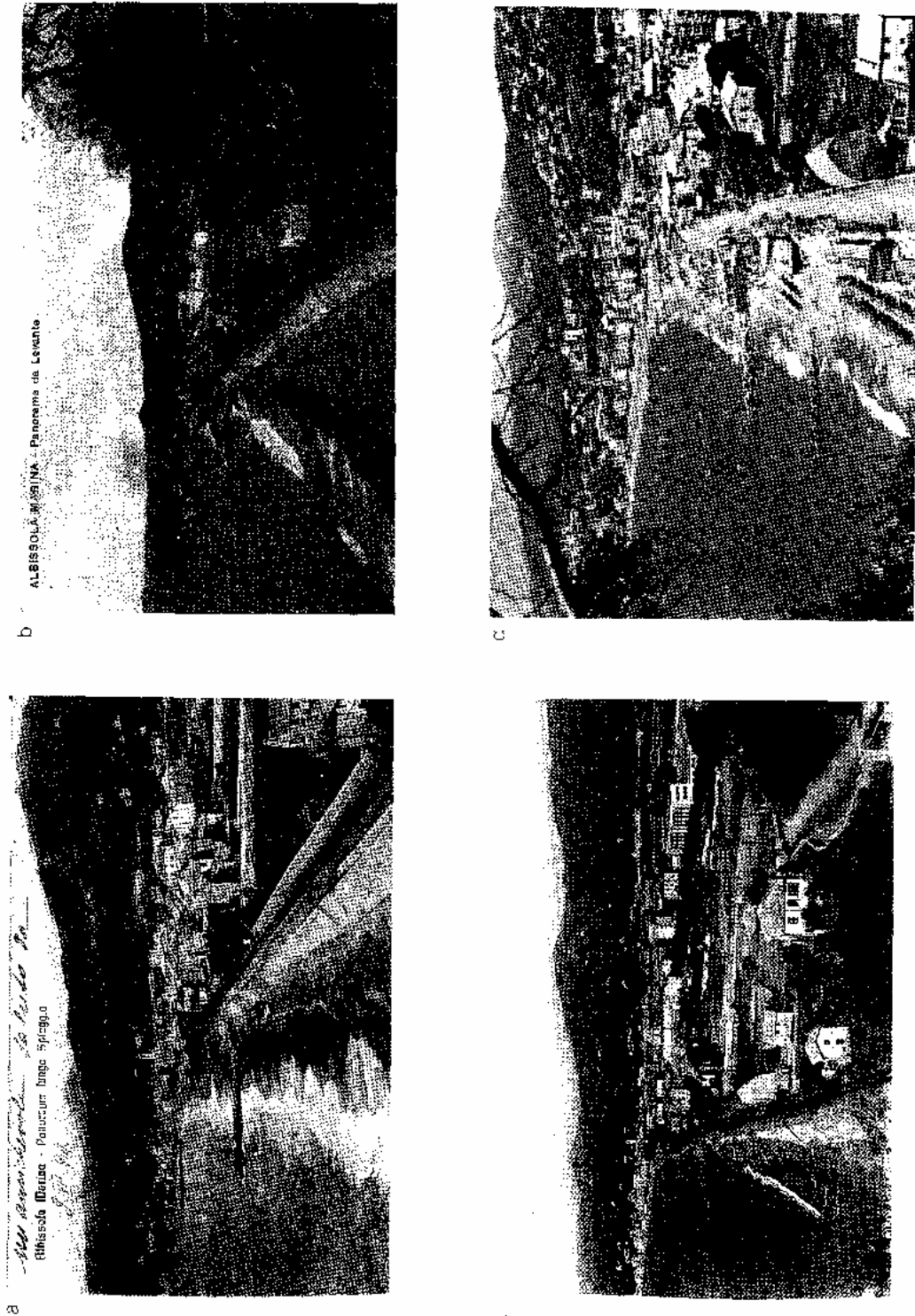


Fig. 3 – Litorale di Albisola Superiore visto da levante. a) Situazione precedente al 1914. b)Anni '30. c) inizio anni '50. d) Anni '70.

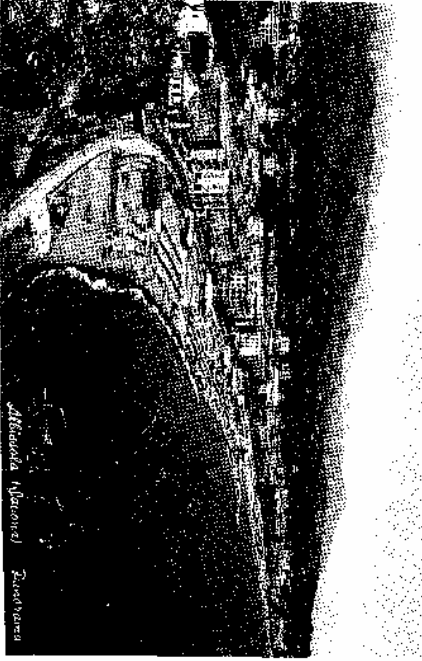
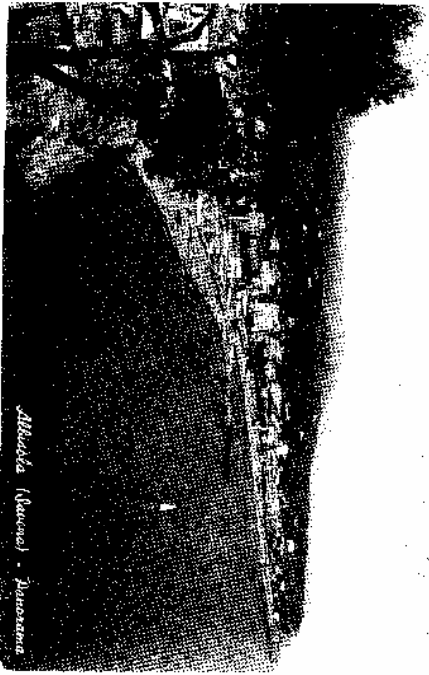
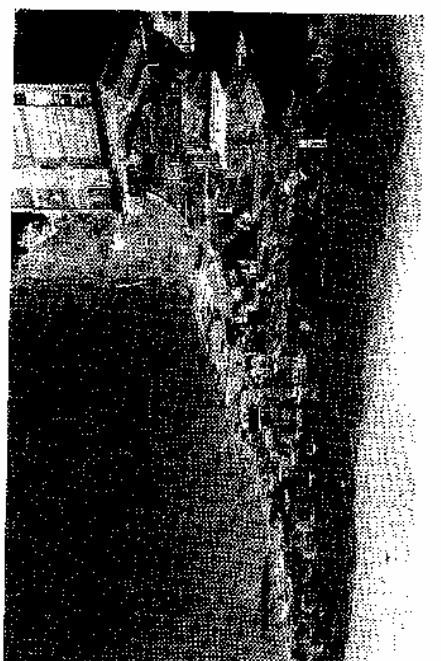


Fig. 4 - Litorale di Albissola Marina visto da ponente. a) Inizi secolo. b) Anni '30. c) Fine anni '40. d) Inizio anni '50.

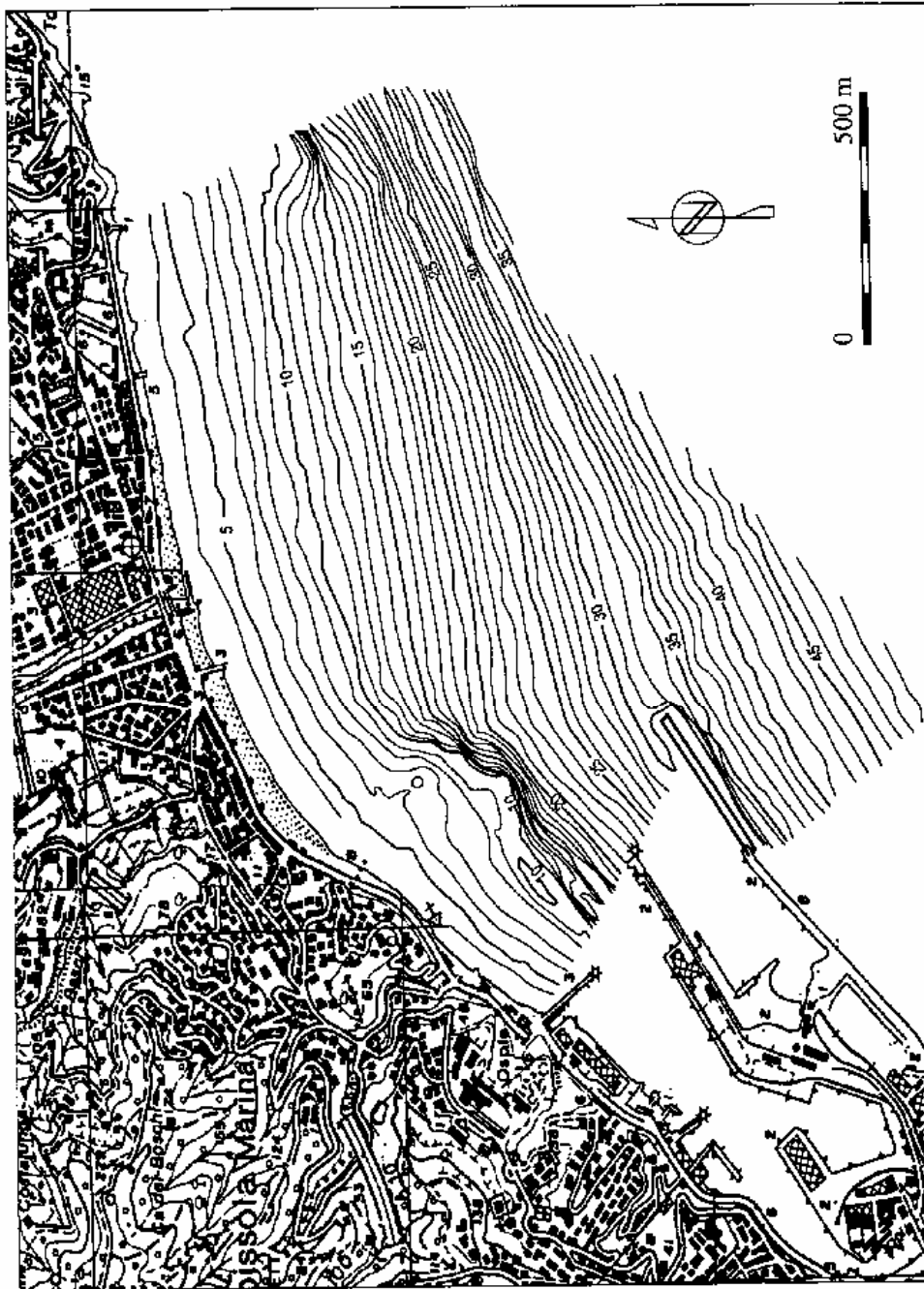
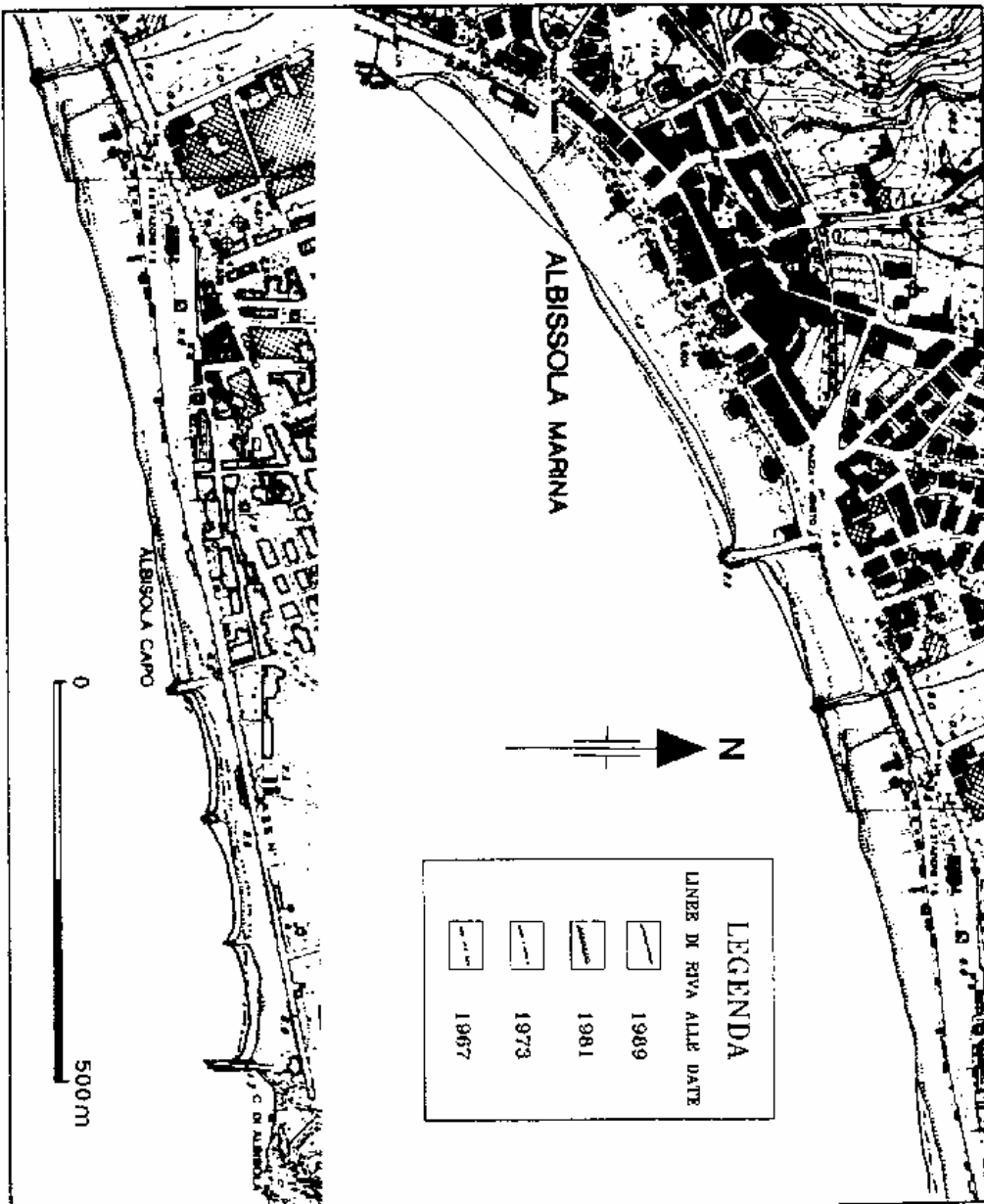


Fig. 5 - Rilievo batimetrico di dettaglio relativo all'anno 1989.

Fig. 6 - Variazioni della linea di riva.



pennello Sant'Antonio ha mostrato fino al 1981 lo stesso andamento già visto per il Pescetto, ma nel 1981 si è riscontrato un ulteriore arretramento della spiaggia. Al contrario la zona più a ponente, praticamente costante fino ai rilievi del 1981, ha evidenziato nei successivi anni un avanzamento notevole soprattutto in corrispondenza della piscina Aurelia.

4. CARATTERISTICHE DELLA SPIAGGIA EMERSA E SOMMERSA

Le sezioni topografiche rilevate (fig. 7) coprono l'intero litorale. Per semplicità e maggior chiarezza possiamo dividere l'area interessata in quattro parti, all'interno delle quali le sezioni hanno le medesime caratteristiche. La prima zona comprende il tratto di costa che va dal molo sottoflutto del Porto di Savona alla zona antistante gli scogli della Madonnetta; essa mostra una parte emersa con pendenza notevole, oltre il 15%, mentre il profilo subacqueo si può considerare irregolare con brusche rotture di pendio. Nella seconda area, che comprende il tratto che va dagli scogli della Madonnetta fino al molo Sant'Antonio, la pendenza della spiaggia emersa è, con aumenti circoscritti alla zona prossima al pennello, praticamente uniforme e si aggira su valori prossimi al 5%. La terza area è localizzata fra il pennello di foce del torrente Sansobbia e il pennello Pescetto: la pendenza della spiaggia emersa è leggermente maggiore rispetto a quella precedente e si aggira intorno al 6%; l'inclinazione della parte a mare è generalmente costante e regolare: è presente inoltre un gradino compreso fra le isobate 1 e 4 m. L'ultima zona comprende il litorale fra il pennello Pescetto e il pennello del Capo dove la pendenza media del tratto di spiaggia emersa è nuovamente considerevole, circa il 10-15%, aumentando verso levante.

Il confronto tra le batimetrie di dettaglio del 1974 con quelle del 1981 e quelle del 1981 con quelle del 1989, quest'ultime riportate in fig. 8, ha consentito valutazioni sulle variazioni del fondale. Tra il 1974 ed il 1981 tutta l'area antistante la zona studiata è entrata in erosione, con massimi di 2 m di approfondimento, ad eccezione di due settori: il primo davanti agli scogli della Madonnetta e il secondo, abbastanza esteso e meno profondo, all'altezza del vecchio molo frangiflutti. Tra il 1981 e il 1989, al contrario, il fondale che si trova a levante del molo di Sant'Antonio è nella sua totalità in accumulo: le maggiori variazioni, che raggiungono 2,5 m, si osservano al largo del pennello di Capo Torre; al contrario, a ponente del molo sopra menzionato, si è avuta un'erosione con punte massime di 1 m.

Si è potuto pertanto notare come, dopo il 1981, si sia verificata un'inversione di tendenza per ciò che riguarda i fondali. Nella parte orientale l'erosione è stata sostituita da un generale accumulo; al contrario nella parte occidentale, anche se meno sensibilmente, prosegue l'erosione.

5. CARATTERISTICHE TESSITURALI DEI SEDIMENTI

I campioni esaminati si riferiscono a prelevamenti effettuati nel 1985 e nel 1990; per la classificazione è stato seguito il criterio di Nota (1958)

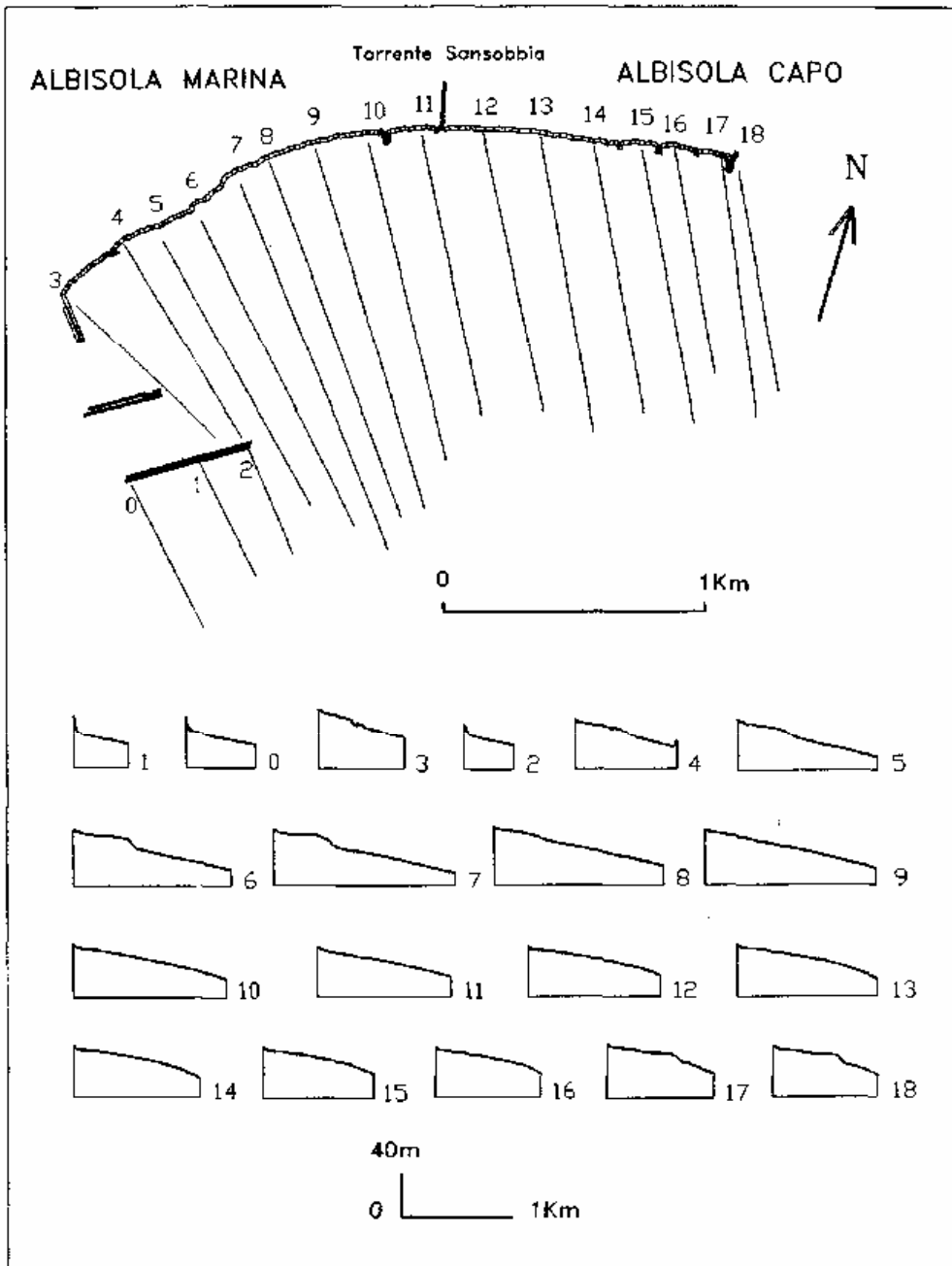


Fig. 7 - Sezioni topografiche della spiaggia sommersa.

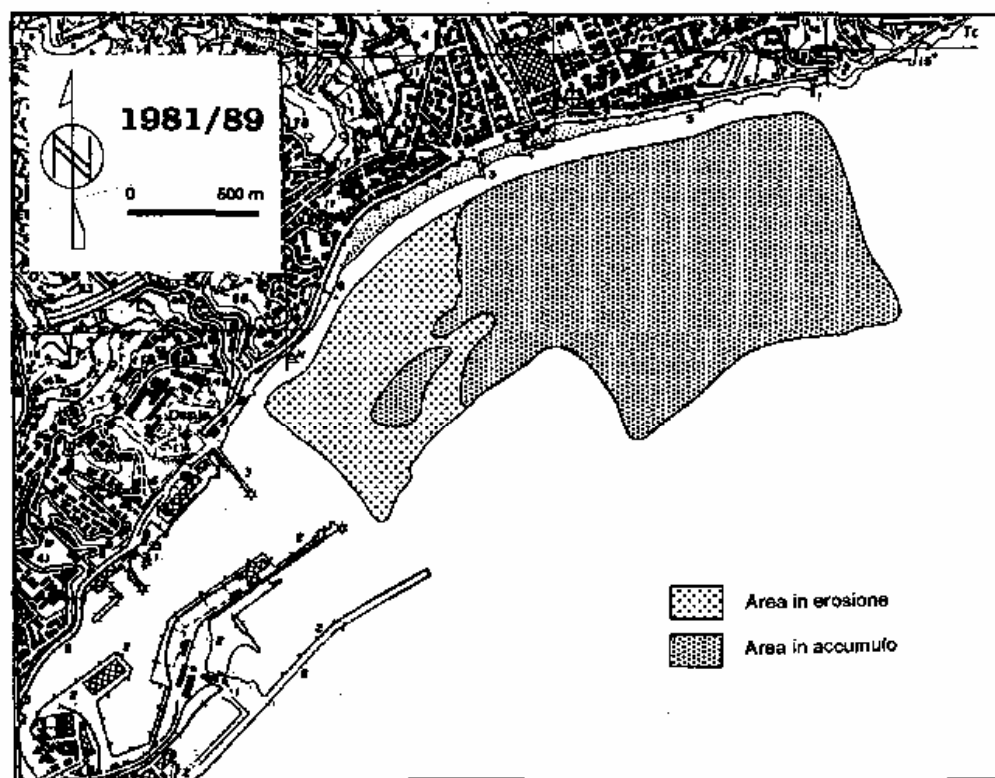
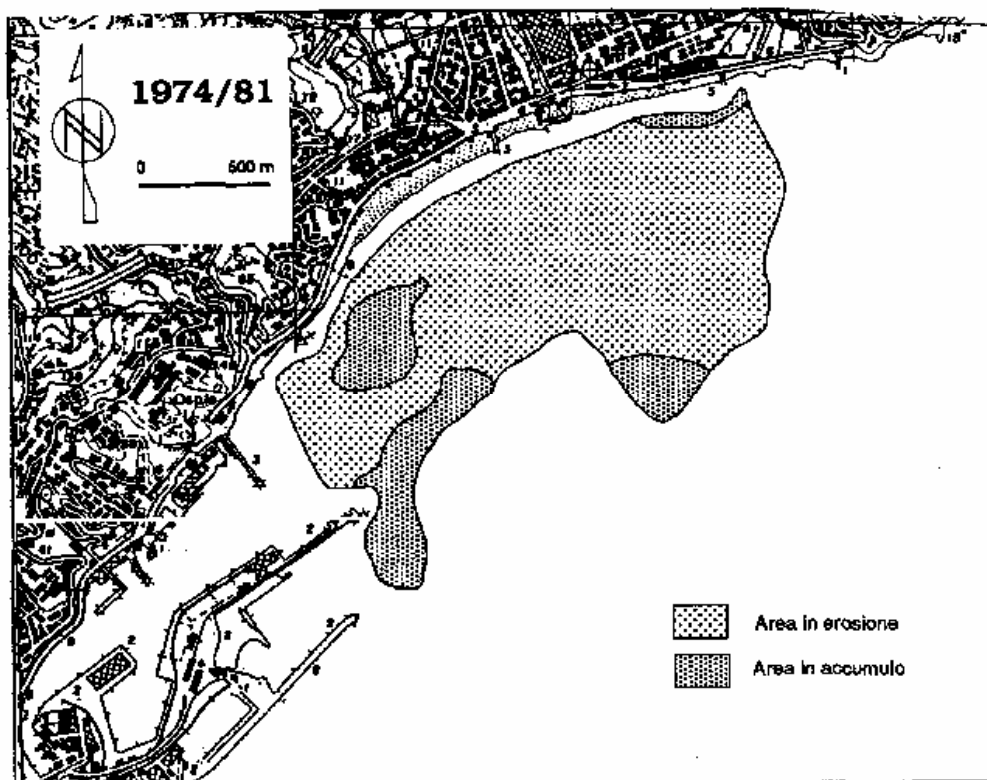


Fig. 8 - Variazione dei fondali.

che considera il rapporto esistente tra i maggiori componenti dei sedimenti.

L'esame dei campioni relativi ai due anni considerati ha portato alla redazione della carta della distribuzione dei componenti principali (fig. 9): nel 1985 la frazione nettamente prevalente è quella sabbiosa: la dimensione media infatti, intesa come Mean Size di Me Cammon, è variabile da 0,08 a 1,92 mm e rientra in tale campo. In particolare, ad est degli scogli della Madonnetta, la percentuale di sabbia rimane praticamente esclusiva, ad eccezione dell'area antistante la foce del Sansobbia, dove la frazione siltosa diventa considerevole. Ad ovest invece la frazione ciottolosa aumenta in percentuale, prevalendo in una zona posizionata parallelamente alla riva.

Nel 1990 la variabilità dei costituenti aumenta considerevolmente, come pure la regolarità nella distribuzione: compaiono infatti sia dimensioni medie superiori ai 2 mm che sedimenti molto vicini al limite delle peliti. La frazione sabbiosa resta peraltro sempre prevalente ma non compare la frazione più fine antistante al Sansobbia mentre la frazione siltosa, o molto siltosa, viene riscontrata sia poco ad est della foce sia in tutta la zona al largo; alcune aree grossolane sono presenti nella parte più occidentale. In generale peraltro il materiale risulta sempre ben classato, indice di una buona azione selettiva dell'agente responsabile del trasporto.

6. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Dall'analisi dei dati in nostro possesso emerge quindi con particolare evidenza la diversa evoluzione verificatasi negli ultimi anni tra le spiagge situate ad est e a ovest del pennello Sant'Antonio. Mentre ad oriente la spiaggia ha subito variazioni legate alla mutevole disponibilità di materiale, sia naturale che artificiale, ad ovest si è osservato recentemente un sensibile mutamento nell'orientamento della spiaggia dovuto ad un arretramento in vicinanza del molo ed a un avanzamento nella zona più prossima al porto.

La causa innescante che può giustificare l'improvviso diversificarsi di una situazione nel complesso tendenzialmente omogenea è da ricercarsi nel prolungamento del molo frangiflutti del porto di Savona. Fino al 1981 infatti il trasporto complessivo lungo costa procedeva da ovest verso est: questo era dovuto all'azione cumulativa delle diverse ondate nel corso dell'anno con prevalenza dell'azione del libeccio sullo scirocco: il processo era mitigato dall'azione dei pennelli costruiti in tempi successivi che peraltro mostravano un evidente accumulo sul lato sopraflutto.

La diffrazione sulla diga ha probabilmente generato una diversa incidenza del moto ondoso nella parte più occidentale innescando un trasporto complessivo verso ovest e favorendo in questa maniera l'accumulo di sedimenti sulla spiaggia (fig. 10).

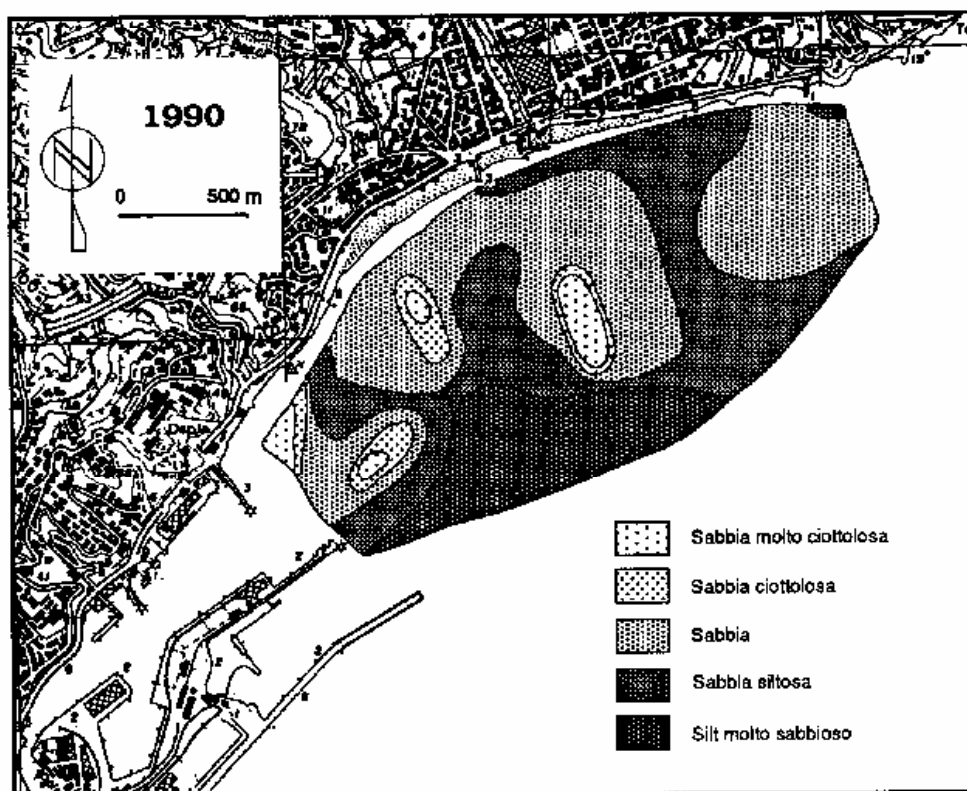
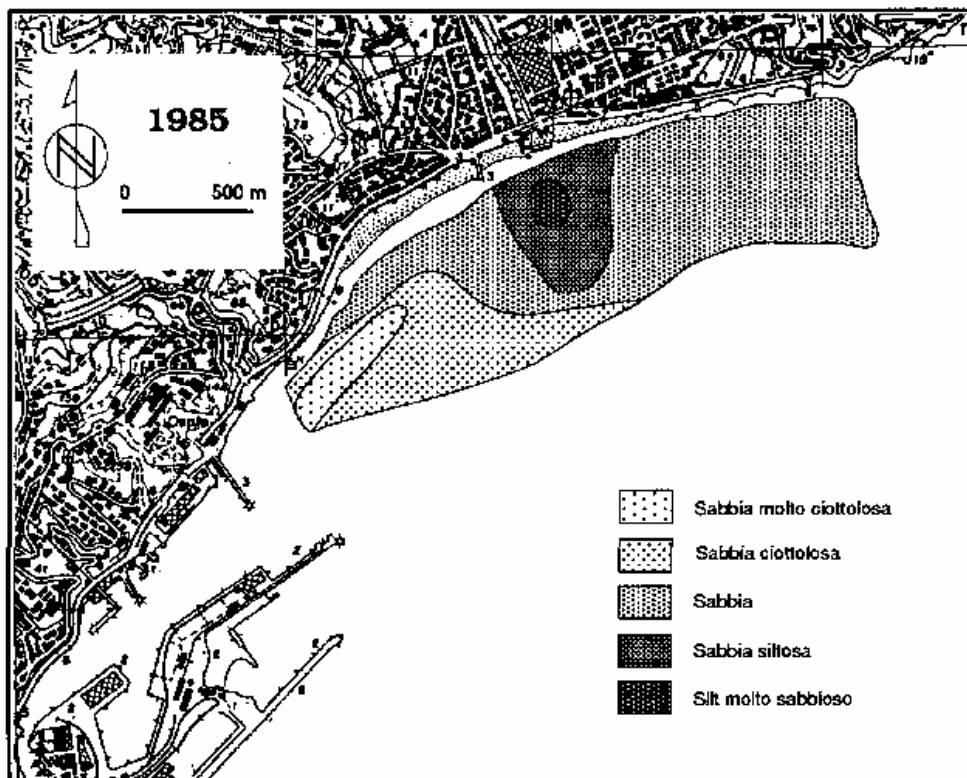


Fig. 9 - Distribuzione dei sedimenti

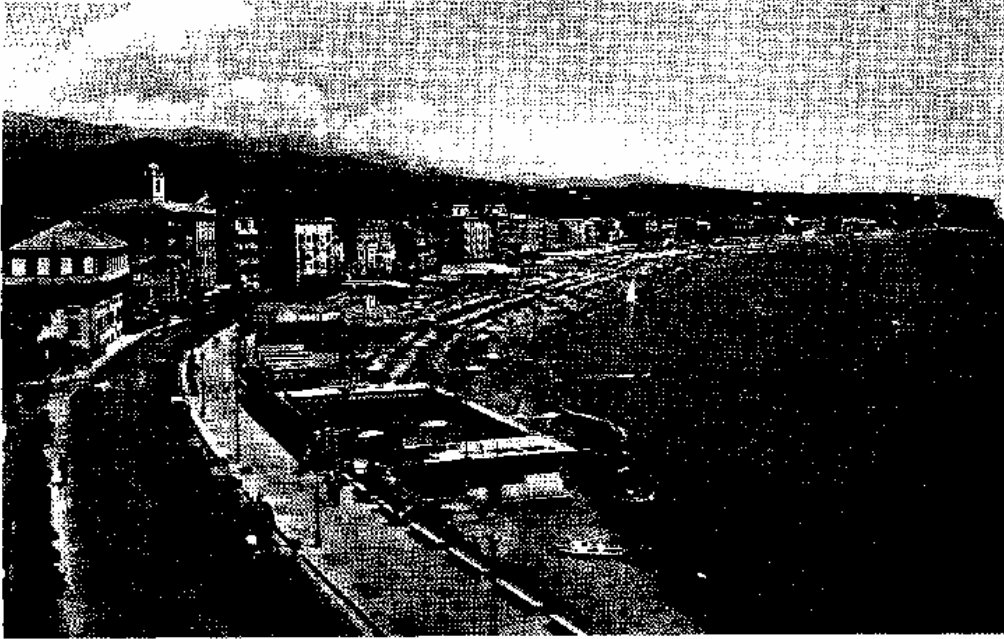


Fig. 10 - Confronto tra la situazione di metà anni '50 (in alto) e quella attuale (in basso).

BIBLIOGRAFIA

- AA. VV. 1974. Gli arenili delle due Albisole. *Savona Economica*.
- Ascari, A., F. Baccino e G. Sanguineti. 1937. Le spiagge della riviera ligure. *Ricerche sulle variazioni delle spiagge italiane*. CNR. Roma.
- Bensa, P., E. La Barbera e F. Taggiasco. 1979. Particolari aspetti evolutivi delle spiagge liguri. SAGEP, Genova.
- Berriolo, G., E. Gallareto e G. Sirito. 1968. Le nostre spiagge. Situazione e provvedimenti necessari. Ente Provinciale per il turismo di Savona
- Fanucci, F., M. Firpo e A. Ramella. 1987. Genesi ed evoluzione delle piane costiere del Mediterraneo: esempi di piccole piane della Liguria. *Geogr. Fis. Dinam. Quat.*, 10: 193-203.
- Ferro, G. 1953. Ricerche sulle condizioni morfologiche della costa ligure: 1) il litorale savonese. *Annali di ricerche e studi di geografia*, anno IX, n.3: 113-127 e 153-159.
- Gallareto, E. 1951. Sulle spiagge savonesi. *Liguria*, 18, n. 3-4: 3-4.
- Gallareto, E. 1960. La difesa delle spiagge e delle coste basse (studio dei fenomeni litorali e dei sistemi di difesa). Milano, pp. .303.
- Garbarini, G. 1886. Cenni intorno al borgo di Albisola Marina. Tip Sambolino Genova.
- Nota, F.J.G. 1958. Sediments of the western Guiana shelf. *Report of the Orinoco Shelf expedition*, 2, Veenman & Zones, Wageningen, 98 pp.
- Poggi, V. 1888. Albisola. Appunti archeologici, storici ed artistici. Bertolotto Savona.
- Rovereto, G. 1902-03. Geomorfologia delle coste. *Atti Soc. lig. Sc. Nat. Geogr.*, 13: 249-315; 14: 12-76 e 104-148.
- Rovereto, G. 1921. Lo svolgimento della morfologia costiera. *Rena. R. Acc. Lincei*, s. 5, 30: 427-429.
- Scatena, C. 1967. La difesa dal mare delle linee ferroviarie. Ministero dei Trasporti e dell'Aviazione Civile. Azienda Autonoma delle Ferrovie dello Stato. Tipolitografia F.S., Roma: 468 p., IX tav.
- Studio Volta. 1985. Progetto di massima per la conservazione ed il risanamento degli arenili delle due Albisole e per le strutture connesse alla fascia costiera. Studi di base. Rapporto finale 31-07-1985. Amministrazione Provinciale di Savona. 345.
- Vallega, A., P. Vado e P. de Stefanis. 1979. Il paesaggio costiero della Provincia di Savona. *Evoluzione e problemi*. Ed. Cassa di Risparmio di Savona 1.
- Volta, S. 1950. Variazioni morfologiche di una spiaggia della Liguria occidentale. Tip. Officina d'Arte - Savona 1.

LOW FREQUENCY PRESSURE WAVES AT COASTAL STATIONS OF ITALY

Lorenzo Papa

Istituto Idrografico della Marina

Passo Osservatorio 4, Genova

RIASSUNTO

Sono stati elaborati dati di pressione atmosferica registrati in stazioni costiere italiane dalla Marina Militare negli anni 1930-42. Attraverso analisi spettrali e filtri digitali sono state individuate onde quasi-periodiche di pressione in tre bande spettrali centrate sui periodi di 20-25, 40-60 e 90-120 giorni. I valori medi di queste onde sono risultati di circa 2-3 hPa in inverno e di 0.2-0.3 hPa in estate. Lo sviluppo e la crescita di onde bariche nelle bande di 40-60 e 90-120 giorni sono correlati con il verificarsi di anomalie positive di pressione sull'Italia che si mantengono ben sviluppate per intervalli di tempo di un mese ed oltre. Lo studio dell'evoluzione temporale (ampiezza e fase) di queste onde lunghe ha permesso di prevedere con un mese di anticipo la data di fine del prolungato regime di alta pressione che si è sviluppato sull'Italia, e più in generale sul bacino occidentale del Mediterraneo, nell'inverno 1988-89. Un'onda di periodo 90-120 giorni è stata trovata anche in dati di temperatura dell'aria a Chiavari negli anni 1977-80 e in dati di temperatura superficiale del Mar Ligure negli anni 1957-80. Una periodicità significativa di 106

giorni è stata infine riscontrata in misure di pressione atmosferica e di livello marino registrate a Genova dall'Istituto Idrografico della Marina negli anni 1955-58.

1. INTRODUCTION

In the Northern Hemisphere the characteristics of low, intermediate, and high-frequency variations of the atmospheric flows have been recently identified by Blackmon et al.(1984) and the low-frequency (interannual) variability has been described in detail by Wallace and Gutzler 1981; Barston and Livezey 1987; Kushnir and Wallace 1989. Interseasonal variations of the atmospheric circulation in the Southern Hemisphere have been examined through the application of a 10-50 day bandpass filter to daily ECMWF (European Centre for Medium Range Weather Forecast Reading, England) analyses from 1980-88 (Kindson 1991). The author makes use of EOF analysis on bandpass-filtered 500-hPa height anomalies to identify the principal modes of variation on the intermediate time scale. Variations on this time scale contribute more than 40% of the daily variance in 500 hPa geopotential over much of the middle and high latitudes of the Southern Hemisphere. Recent works by Mo and Ghil (1989) and Graham (1988), parallel with the study of Kindson (1991), had shed more light on the variability of the Southern Hemisphere circulation on subsynoptic time scales. Mo and Ghil used 12 years of daily Australian 500 hPa observations, which were bandpass-filtered to focus on the 10-90 day bands of intraseasonal variability. Spectral peaks were observed in three spectral bands at 32-40 days, 20-26 days, and 16-18 days. The 22 day wave was found to be the leading mode for midlatitude pattern and was associated with eastward-propagating waves. These waves had their maximum amplitudes over and near the South American

continent and in the Pacific Ocean. Little evidence was found for the 30-60 day wave, prominent in the tropics, except in the temporal variation of the fifth spatial EOF analysis, which appears as a wave train extending across the South Pacific from Australia to South America.

2. EXPERIMENTAL RESULTS AND DISCUSSION

In this note we have analyzed the atmospheric pressure data recorded at coastal stations of Italy (Livorno, Giglio, Ischia, Cozzospadaro, S.Maria di Leuca, Taranto, Brindisi, Vieste, Ancona, Venezia) by the Italian Navy in the years 1930-42. With the annual cycle removed from the daily values we detected almost periodic waves in three spectral bands centered at the periods of 20-25 days, 40-60 days, and 90-120 days. At present time our understanding of the processes that can determine the evolution of these low frequency waves, and in particular the mechanism responsible for their "development" and "decay", is quite limited. Nevertheless, evidence obtained from a variety of analyses computed by means of spectral methods, digital filters and fitting procedures (Bendat and Piersol 1973) shows that the development and the growth of the waves in the bands at 40-60 days and 90-120 days are significantly related to the occurrence of positive anomalies over the Italian region which persist beyond the time scales of the synoptic variability. As a typical example we mention the winter situation 1988-89 which was memorable for an anomalous high pressure System over the Mediterranean area. We show in figure 1 the mean daily pressure data recorded at Chiavari from November 1988 to March 1989. In this time interval we detected almost periodic pressure waves with periods of about 45 and 90 days and extraordinary range values of 12 and 9 hPa respectively.

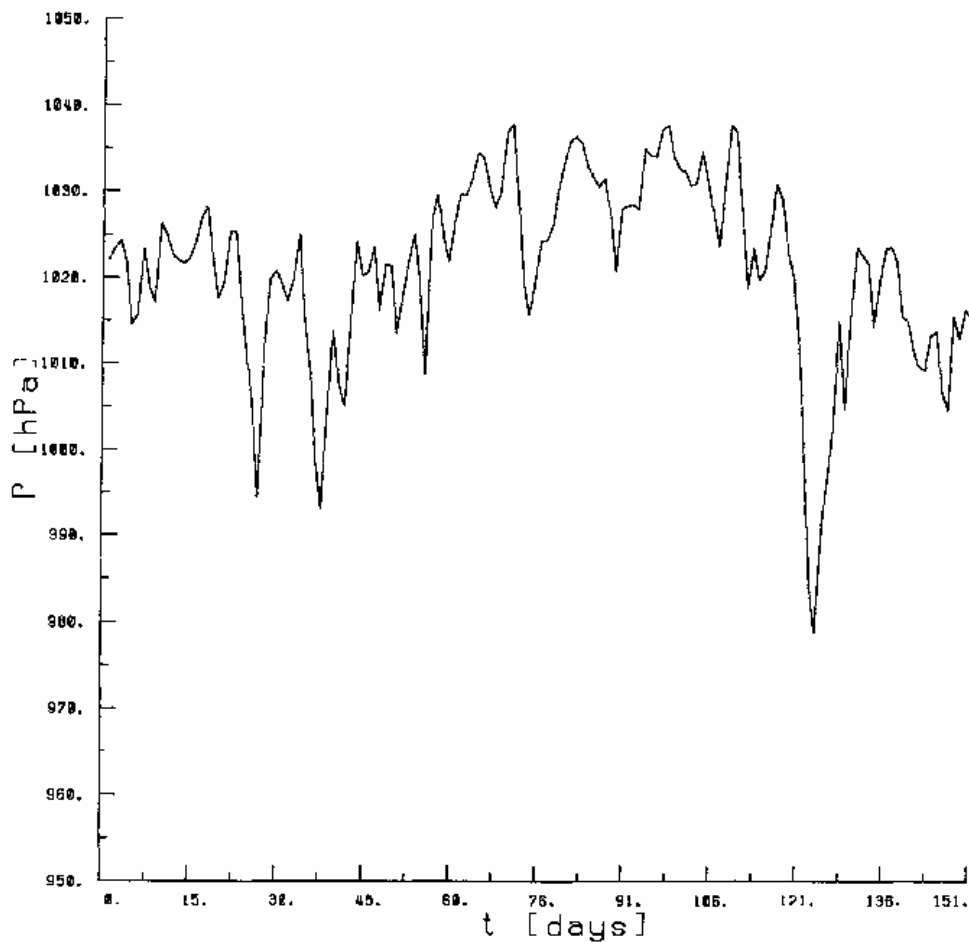


Fig. 1. Mean daily pressure values at Chiavari (November 88-March 89).

The time evolutions of these long period waves in the above mentioned time interval are shown in figures 2,3. We recall that the typical amplitudes of these waves vary in a range of 2-3 hPa in winter and 0.2-0.6 hPa in summertime, when the atmospheric pressure systems at midlatitudes are usually less active.

The study of the time evolution of these long period waves proved to be a powerful technique to forecast the end of the high pressure System on the Italian

region in the winter 1988-89. Clearly this experimental technique does not take account of the relative roles of the internal atmospheric dynamics and boundary forcing in explaining the synoptic weather evolution. We can only visualize a hypothetical situation in which the long pressure waves here discussed are strongly

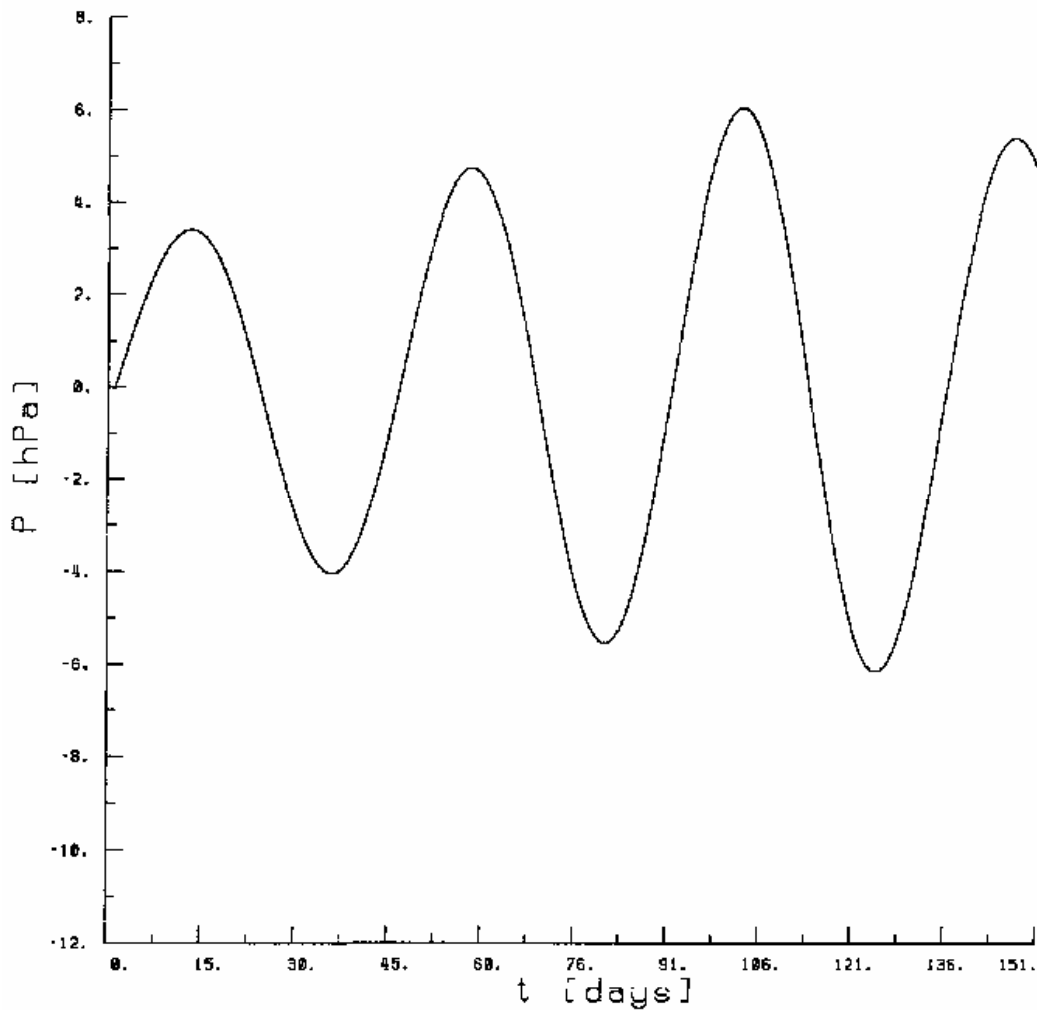


Fig.2. Almost periodic pressure wave of 45 days at Chiavari (November 88 - March 89).

related to dynamical instabilities (Simons and Wallace 1983; Frederiksen 1983) and non linear interactions of fluctuating zonal winds with orography and stationary

diabatic forcing due to land-sea contrast (Egger 1978; Young and Villere 1985; Hoskins and Karoly 1981; Da Silva and Lindzen 1987). In other words, the mechanisms that have been proposed in the literature for generating the large scale flow anomalies might generate large amplitude pressure waves in the Mediterranean in the spectral band: 40-120 days. Another interesting result is the spatially coherent phases of these waves from the north to the south of Italy.

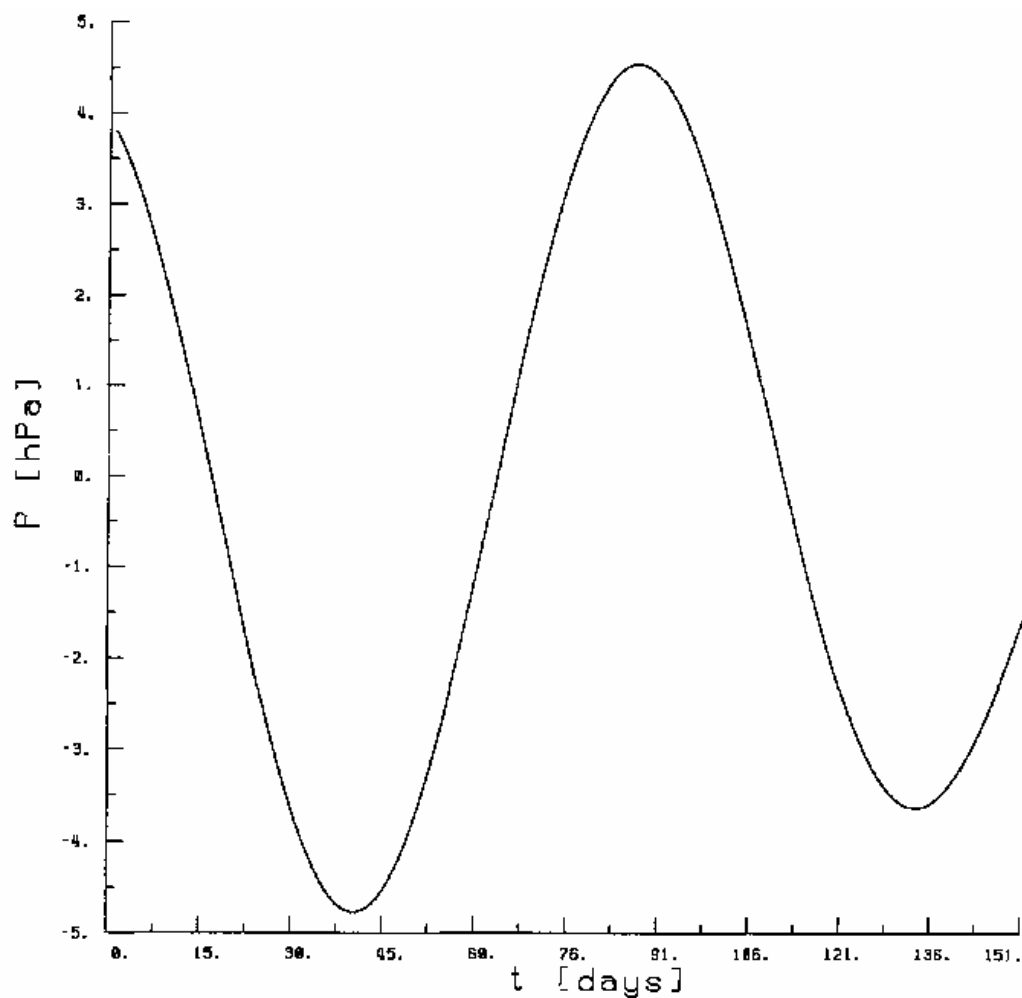


Fig.3. Almost periodic pressure wave of 90 days at Chiavari (November 88-March 89).

A possible interaction of these pressure waves with sea surface temperature oscillations has been investigated in the Ligurian Sea. The results presented here are based on monthly pressure data of Chiavari and sea surface temperature recorded in the Gulf of Genoa by the Istituto Idrografico della Marina in the years 1977-1980.

The cross-spectral density function shows a significant peak near the periodicity of 110 days beyond the main spectral peak at 365 days, with a lime delay of the

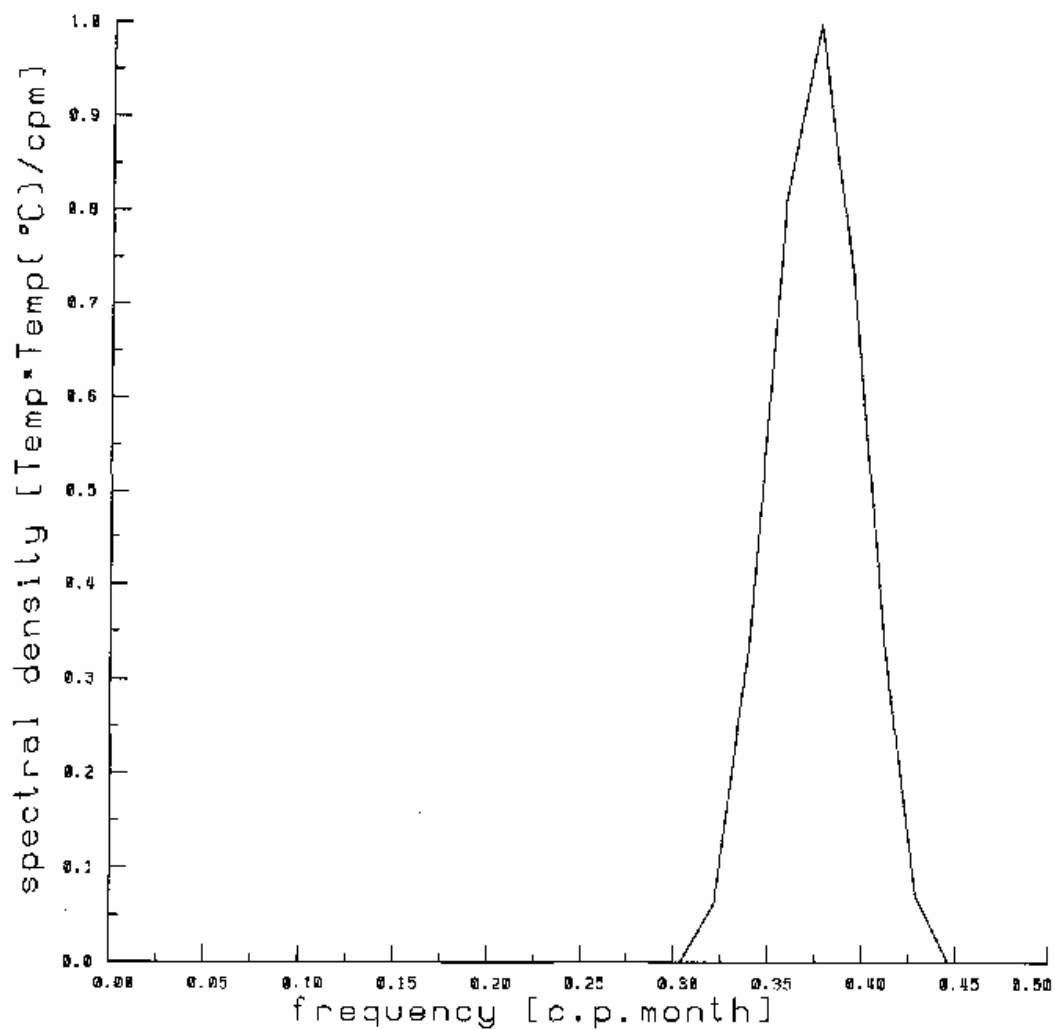


Fig.4. Power spectrum of monthly sea surface temperature data of the Ligurian Sea.

temperature of about 31 days. Finally a power spectrum of monthly sea surface temperature data of the Ligurian sea (1957-1980) showed a well defined peak above the background noise centered at the period of 90 days with an amplitude of 0.4°C . With 20 degrees of freedom the 80% confidence limits lie between 0.6 and 1.4 of each spectral estimate (fig.4).

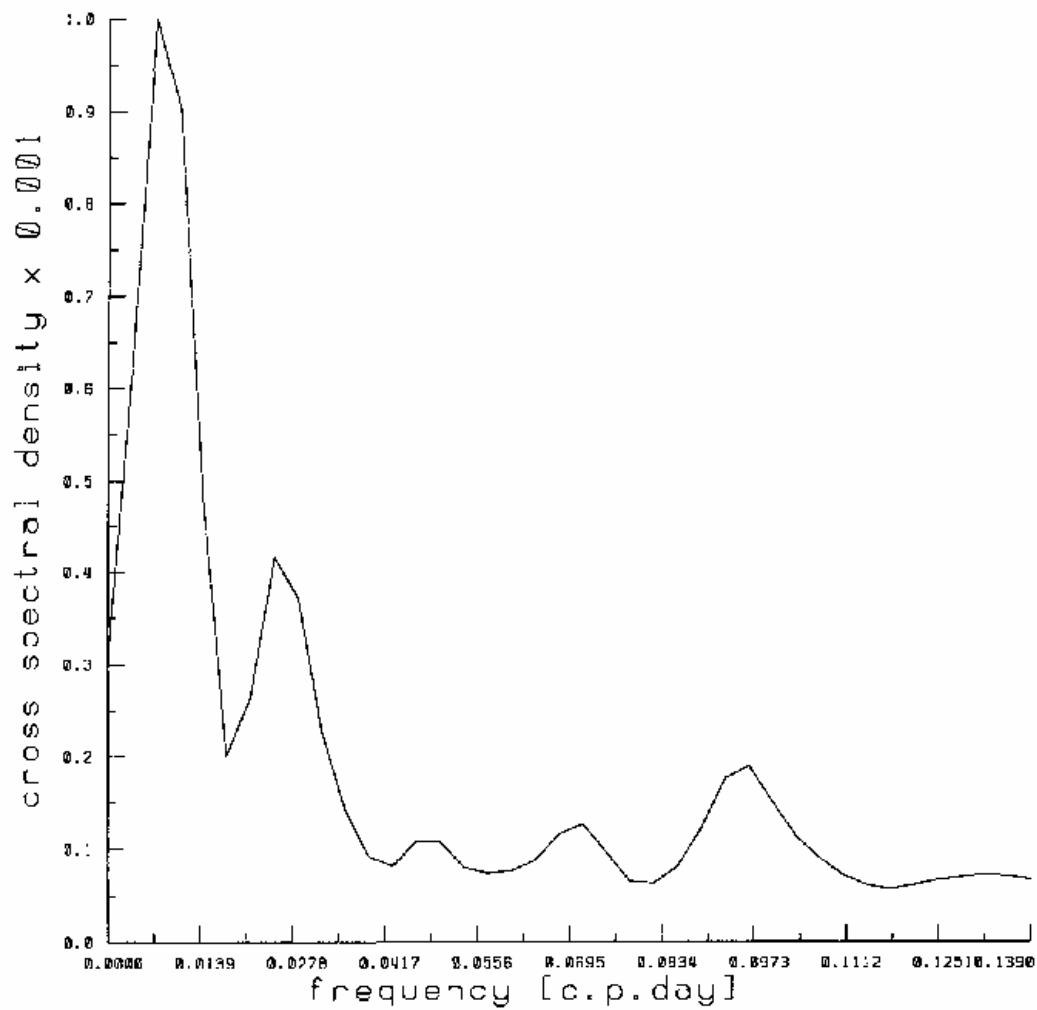


Fig.5. Cross-spectrum of daily sea level and pressure data at Genoa (1957-58).

To conclude this preliminary investigation we also mention that a significant periodicity of 106 days comes out from a cross-spectral analysis of sea level and pressure data recorded by the Istituto Idrografico della Marina at Genoa in the years 1955-58. A significant result of a spectral analysis of 420 data in the years 1957-58 (fig.5) indicates two well-defined peaks above the background noise at the periods of 117.9 and 37.6 days. With 6 degrees of freedom the 80% confidence limits lie between 0.3 and 1.7 of each spectral estimate.

ACKNOWLEDGMENTS. I wish to thank Don Leonardini, Director of the Osservatorio Vescovile di Chiavari, who unselfishly provided much of the pressure data.

REFERENCES

- Barston, A., and R.E. Livezey, 1987: Classification, seasonality and persistence of low-frequency circulation patterns. *Mon. Wea. Rev.*, 115, 1083-1126.
- Bendat, J.S., and A.G. Piersol, 1973: *Measurements and Analysis of Random Data*. J. Wiley, New York, XV, 390 pp.
- Blackmon, M.L., Y.-H. Lee and J.M. Wallace, 1984a: Horizontal structure of 500 mb height fluctuations with long intermediate, and short time scale. *J. Atmos. Sci.*, 41, 961-979.
- Blackmon, M.L., and H.-H. Hsu, 1984b: Time variations of 500 mb height fluctuations with long, intermediate, and short time scales as deduced from lag correlation statistics. *J Atmos. Sci.*, 41, 981-991.

- Da Silva, A.M., and R.S. Lindzen, 1987: A mechanism for excitation of ultralong Rossby waves. *J. Atmos. Sci.*, 24, 3625-3639.
- Egger, J., 1978: Dynamics of blocking highs. *J. Atmos. Sci.*, 35, 1788-1801.
- Frederiksen, J.S., 1983: A unified three-dimensional instability theory of the onset of blocking and cyclogenesis. II: teleconnection patterns. *J. Atmos. Sci.*, 40, 2593-2609.
- Graham, N.B., 1988: Slowly evolving features in the winter Northern Hemisphere 500 mb height field and their influence on medium range forecasts. Proc. of the Thirteenth Climate Diagnostics Workshop, U.S. Department of Commerce, NOAA/NWS. 371-376. National Technical Information Service, Springfield, VA 22161.
- Hoskins, B.J., and D.J. Karoly, 1981: The steady linear response of a spherical atmosphere to thermal and orographic forcing. *J. Atmos. Sci.*, 38, 1179-1196.
- Kindson, J.W., 1991: Intraseasonal Variations in the Southern Hemisphere Circulation. *J. Climate*, 9, 939-953.
- Kushnir, Y., and J.M. Wallace, 1989: Low-frequency variability in the Northern Hemisphere winter: Geographical distribution, structure, and time-scale dependence. *J. Atmos. Sci.*, 46, 3122-3142.
- Mo, K.C., and M. Ghil, 1989: Oscillatory modes in the Southern Hemisphere. Extended Abstracts. Third Int. Conf. on Southern Hemisphere Meteorology and Oceanography. *Buenos Aires, Amer. Meteor. Soc.*, 144-145.
- Simons, A.J., and J.M. Wallace, 1983: Barotropic wave propagation and instability, and atmospheric teleconnection patterns. *J. Atmos. Sci.*, 40, 1363-1392.

Wallace, J.M., and D.S. Gutzler, 1981: Teleconnections in the geopotential height field during the Northern Hemisphere winter. *Mon. Wea. Rev.*, 109, 784-812.

Young, R.E., and G.L. Verrill, 1985: Non linear forcing of planetary scale waves by amplifying unstable baroclinic eddies generated in the troposphere. *J. Atmos. Sci.*, 42, 1991-2006.

DISTRIBUZIONE DEI MINERALI ARGILLOSI NEI SEDIMENTI DELLA PIATTAFORMA CONTINENTALE COMPRESA TRA SESTRI LEVANTE E LA SPEZIA

Nicola CORRADI*, Massimo SETTI** e Sergio TUCCI*

* Dipartimento di Scienze della Terra, Università di Genova

** Dipartimento di Scienze della Terra, Università di Pavia

SUMMARY

The morphological and sedimentary features of the Continental shelf stretching from Punta Manara Promontory (Sestri Levante) and Palmaria Island (La Spezia) are illustrated.

The results of seismic survey (Piccazzo M., 1986) carried out with high resolution profiles allowed to recognize different phases of Continental shelf evolution and, in particular, those which took place during the Holocene; furthermore, the thickness of the Holocenic deposit is greater in the eastern part where pelitic sedimentation was also found.

The textural analysis of the sediments has enabled the reconstruction of the distribution map: this has shown a regularity in the sedimentation process with the sandy fraction mainly located in the immediate coastal belt and progressively increasing towards the deeper located side of the pelitic fraction. Furthermore, it is possible to find well-defined areas where sediments recalling Versilian transgression are close to the surface.

As far as the mineralogical features of the sediments are concerned, these are rather uniform in their composition with percentage differences in the single mineral contents. The only exception is serpentine: this is especially concentrated in the coastal areas in front of the torrents mouth going from Deiva Marina to Levanto, since these cross wide outcrops of green rocks.

The analyses performed on the fraction smaller than 2^μm highlighted that in the surveyed area the distribution of particles is especially homogenous, since no significant variations in the composition were detected; finally, it was noted that in the samples with coarser granulometry there was generally a high Na-Ca feldspar content.

1. INTRODUZIONE

Vengono esaminate le caratteristiche mineralogiche dei sedimenti superficiali relativi al tratto di piattaforma continentale ligure tra il Promontorio di Punta Manara (Sestri Levante) e l'Isola della Palmaria. I campioni di fondo (ubicati in Fig. 1), prelevati a mezzo di una benna Shipeck nell'ottobre 1985, sono stati studiati mediante diffrazione X, analizzando sia il tout-venant che la frazione < 2 μm. I risultati delle

analisi hanno messo in evidenza una relativa uniformità composizionale pur con differenze nel contenuto dei singoli minerali consentendo di dividere il settore di piattaforma in fasce subparallele alla costa, che ben si accordano con le carte di distribuzione dei sedimenti e con le risultanze degli studi sedimentologici già effettuati (Corradi N. et al. 1980; Piccazzo M., 1986).

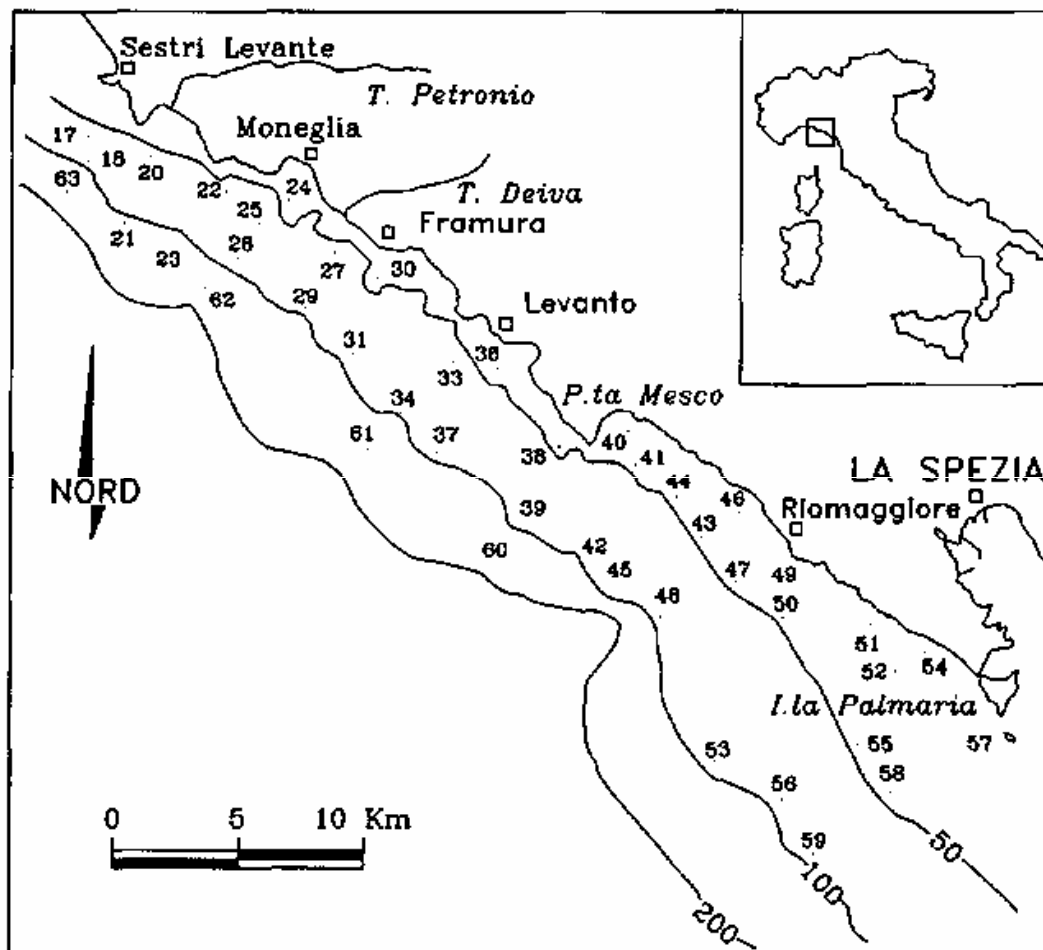


Fig. 1. Ubicazione dei campionamenti di sedimenti di fondo. Campagna "Bannock 10/85".

2. CARATTERI MORFOLOGICI DELLA PIATTAFORMA CONTINENTALE

La piattaforma continentale ligure, nel tratto compreso tra Sestri Levante e l'Isola della Palmaria, è da comprendersi tra quelle di costruzione sedimentaria, originatasi per effetto della subsidenza e delle oscillazioni glacioeustatiche del livello marino, principalmente nel corso del Plio-Quaternario. Il substrato acustico è in genere ricoperto da un considerevole spessore di sedimenti e non condiziona la morfologia superficiale (Fanucci F. et al., 1974; Corradi N. et al., 1984). La piattaforma continentale, ben sviluppata e regolare, è caratterizzata da un'ampia spianata di larghezza che varia tra 7 Km ad Ovest, fino ad un massimo di 13 Km in

corrispondenza dell'Isola della Palmaria. All'altezza di Capo di Monte Negro il Canyon della Riviera di Levante, con direzione WNW-ESE, divide la piattaforma in due settori a differente morfologia: a ponente lo shelf-break è ben marcato, posto a 120-130 m di profondità e la scarpata è ripida; a levante il ciglio, poco netto, è situato a circa 150 m di profondità e la scarpata presenta una minor pendenza (Angrisano G. & Segre A.G., 1969).

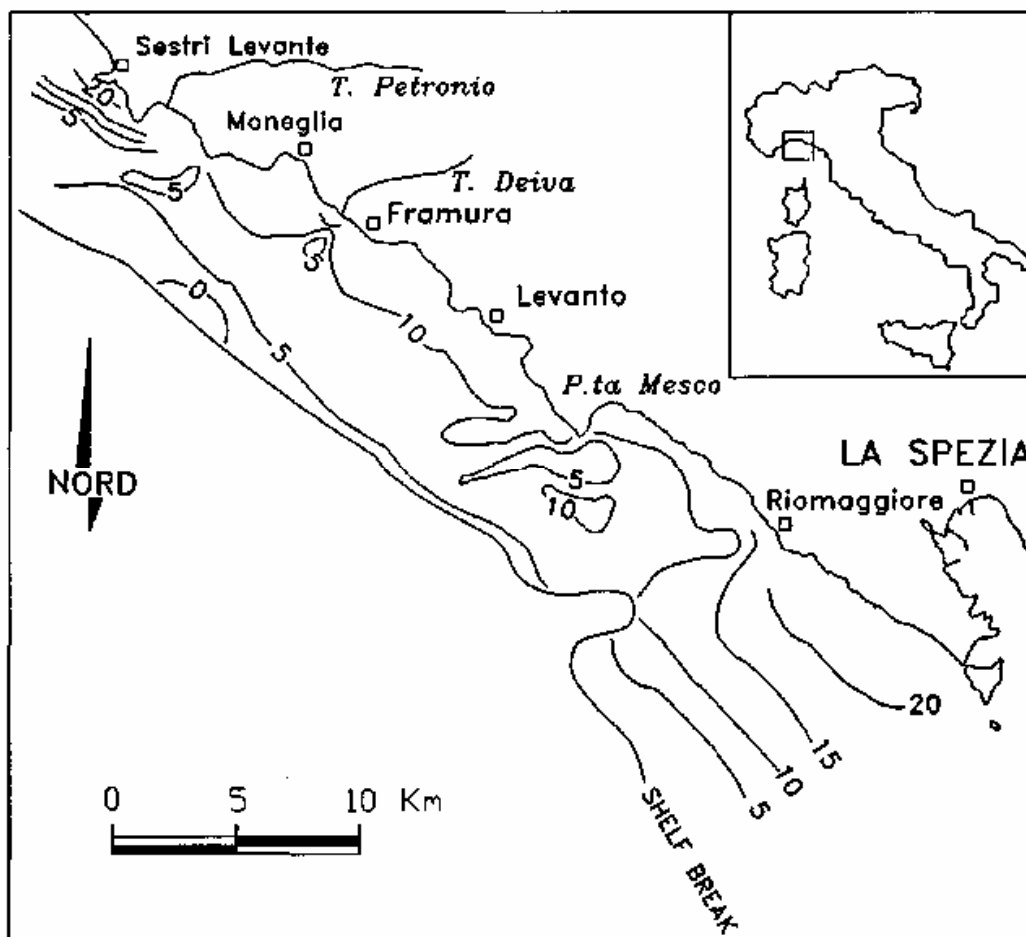


Fig. 2. Carta delle isocronopache dei sedimenti olocenici (in millisecondi - tempi doppi).

3. CARATTERI DELLA SEDIMENTAZIONE OLOCENICA

L'interpretazione dei profili "sub-bottom", effettuati in diverse campagne oceanografiche, e le risultanze dei prelevamenti diretti dei campioni di fondo, hanno permesso di redigere elaborati cartografici relativi allo spessore della sedimentazione olocenica ed alla distribuzione dei sedimenti superficiali (Corradi et al., 1980; Piccazzo M., 1986). Nel settore di piattaforma considerato, l'Olocene si suddivide in più corpi sedimentari rappresentativi delle diverse fasi evolutive successive al Würm IV. I sedimenti considerati sono riferibili al "fango olocenico" definito come sedimento recente ed attuale (Corradi et al. 1980). L'esame della carte delle isocronopache (Fig. 2) mette in evidenza una regolare diminuzione degli spessori dei

sedimenti dalla costa verso il ciglio della piattaforma, con andamento a fasce parallele. La deviazione delle isocronopache verso Ovest (in corrispondenza di Punta del Mesco), evidenzia l'importanza assunta dalle correnti sul trasporto dei sedimenti lutitici che costituiscono la frazione principale dei corpi sedimentari esaminati. La brusca riduzione degli spessori dei sedimenti nel settore ad Ovest della testata del Canyon della Riviera di Levante sarebbe da mettere in relazione alle correnti di fondo dirette verso il largo, in grado di trasportare notevoli quantità di sedimenti fini.

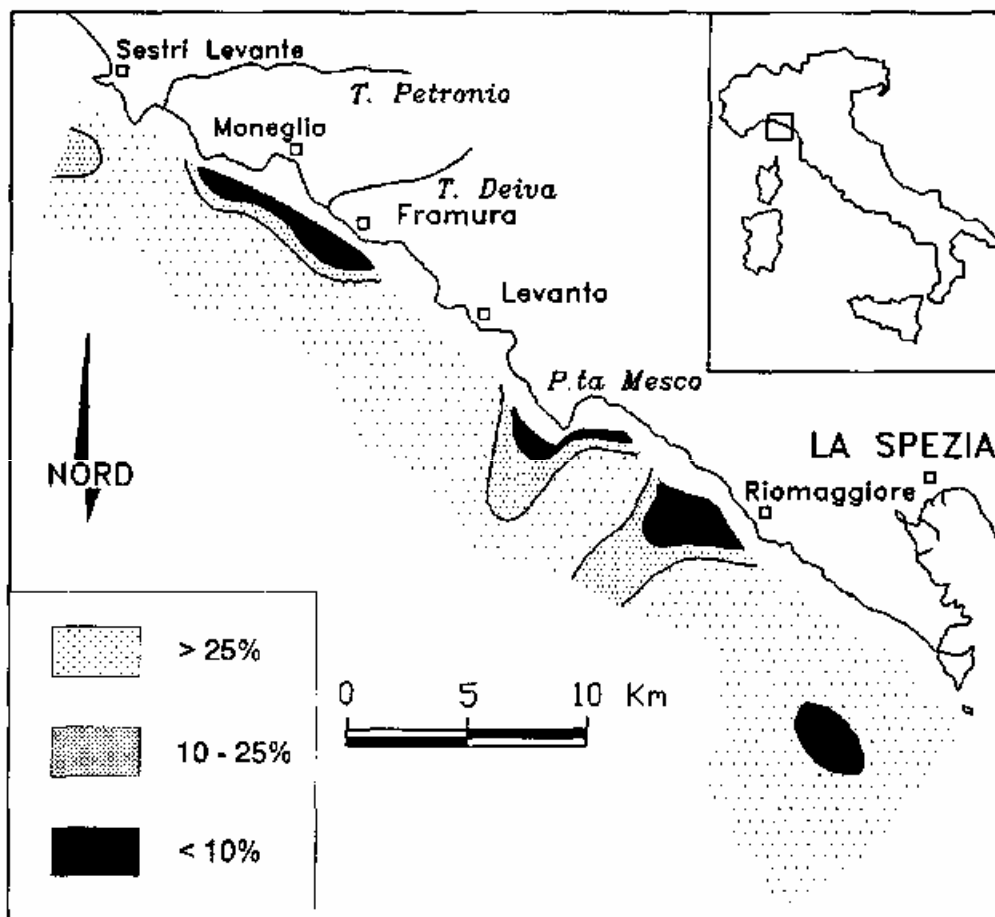


Fig. 3. Carta di distribuzione della frazione $<4 \mu\text{m}$.

4. ANALISI TESSITURALI

Le analisi tessiturali sono state effettuate utilizzando i setacci per le granulometrie superiori a 0.063 mm e un Coulter Counter per quelle inferiori. Si è osservato che nella fascia più prossima alla costa i campioni sono risultati relativamente più grossolani (sabbiosi); il passaggio ai campioni più distali è caratterizzato da una marcata diminuzione della granulometria (silt-argilloso) che si mantiene relativamente costante per il resto dei campioni esaminati.

La carta di distribuzione della frazione $<4 \mu\text{m}$ (Fig. 3) mostra generalmente una

discreta uniformità lungo tutto l'areale, con valori compresi tra il 25 e il 50%. Sono state tuttavia individuate alcune aree che presentano invece valori al di sotto del 10%: una, in corrispondenza della testata del Canyon della Riviera di Levante (a Nord di Riomaggiore), dove le correnti di fondo porterebbero verso il largo i sedimenti più fini, l'altra è nella zona antistante la Punta del Mesco dove, probabilmente, l'effetto locale di deviazione delle correnti marine dirette verso Nord-Ovest (circolazione generale del Mar Ligure), ostacolate dal promontorio, dirigerebbe verso il largo i sedimenti fini. E' stato altresì osservato un piccolo areale, prospiciente l'Isola della Palmaria, contraddistinto anch'esso da bassi valori nella frazione $< 4\mu\text{m}$, giustificabile dal fatto che negli anni '60 '70 furono effettuate periodiche scariche di sedimenti dragati dal porto della Spezia (Fanucci F. et al., 1973). Dalla carta di Fig. 3 è evidente l'influenza degli apporti relativamente grossolani dei corsi d'acqua (T. Petronio e T. Deiva) che sfociano nella zona compresa tra Framura e Punta Baffe.

5. ANALISI MINERALOGICHE

Le analisi mineralogiche sono state eseguite mediante la diffrazione X (metodo delle polveri), analizzando sia il tout-venant (Fig. 4a) che la frazione $< 2\mu\text{m}$ (Fig.4b), su preparati orientati ottenuti per sedimentazione.

I diffrattogrammi X sono stati registrati secondo le procedure standard per la diagnosi dei minerali argillosi (Veniale F. et al., 1987). E' stato impiegato un diffrattometro Philips PW1800, utilizzando i seguenti parametri strumentali: radiazione $\text{Cu K}\alpha$; potenza 40 Kv, 20 mA; monocromatore di grafite; slitta automatica divergente; range di scansione $1^\circ - 40^\circ 2\theta$; velocità di $1^\circ 2\theta/\text{min}$.

Le analisi dei campioni prelevati nell'area hanno messo in evidenza variazioni nella distribuzione dei minerali, sia in relazione ai punti di campionamento che alla loro distanza dalla costa. Ciò ha consentito di individuare quattro raggruppamenti corrispondenti a fasce subparallele poste a distanze crescenti dalla costa, con progressione da NW a SE; indicati con A, B, C, D i raggruppamenti e i relativi numeri delle stazioni di campionamento:

fascia A) 22, 24, 27, 30, 38, 40, 46, 49, 51, 54, 57

fascia B) 17, 18, 20, 25, 33, 36, 41, 44, 43, 47, 50, 52

fascia C) 21, 23, 26, 29, 31, 34, 37, 39, 42, 45, 48, 55, 58

fascia D) 63, 62, 61, 60, 53, 56, 59

Per meglio comprendere le variazioni e le distribuzioni delle fasi minerali riscontrate occorre premettere quali sono le principali litologie affioranti nell'area esaminata: calcari e arenarie in facies torbidity nella zona meridionale; nella zona centrale ancora arenarie, argillocisti e rocce verdi, queste ultime presenti anche nei bacini idrografici del settore settentrionale.

Le fasi minerali principali diagnosticate sono: quarzo, calcite, K-feldspato, Na-Ca feldspato, clorite, illite, kaolinite, serpentino; subordinatamente e/o in tracce sono presenti: vermiculite, talco, anfibolo, ematite.

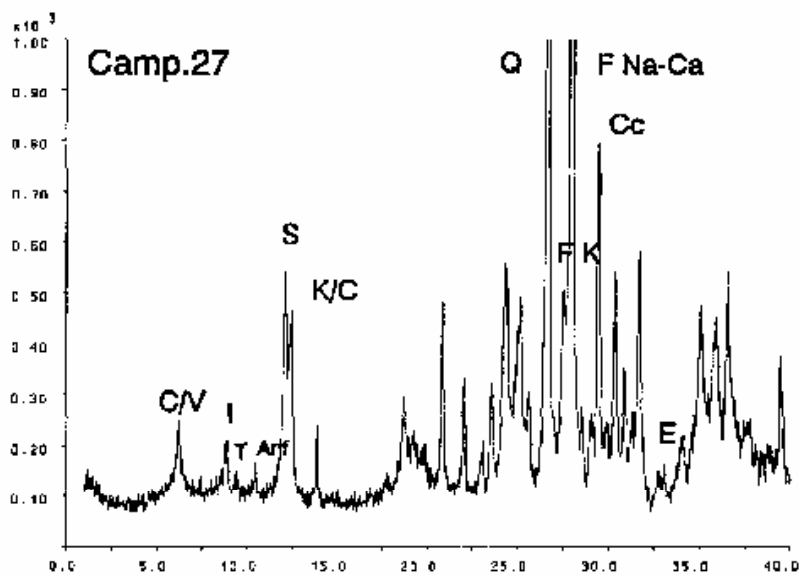


Fig. 4a. Esempio di diffrattogramma X, camp.27 tout-venant.

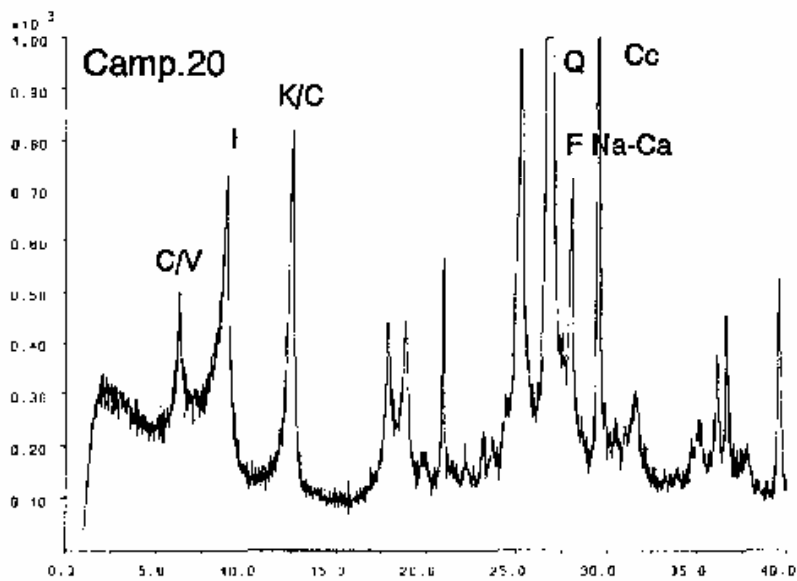


Fig. 4b: esempio di diffrattogramma X, camp.20 (frazione <math>< 2\mu\text{m}</math>).

Legenda Figg. 4a, 4b: Q=quarzo, F=feldspato, Cc=calcite, C=clorite, I=illite, K=kaolinite, V=vermiculite, Anf=anfibolo, E=ematite.

Quarzo (Fig. 5)

E' presente ovunque con contenuti intorno al 15-20%, con tendenza ad una maggior abbondanza (>20%) nei campioni più prossimi alla costa (fascia A) e nella zona meridionale ove affiorano le arenarie (Formazione del Macigno).

K-Feldspato (Fig. 5)

E' sempre presente in quantità generalmente non superiore al 10%, ad eccezione dei camp.22, 57 (fascia A) e 48 (fascia C) che presentano contenuti decisamente

superiori. Si osserva una lieve tendenza all'aumento in prossimità della costa.

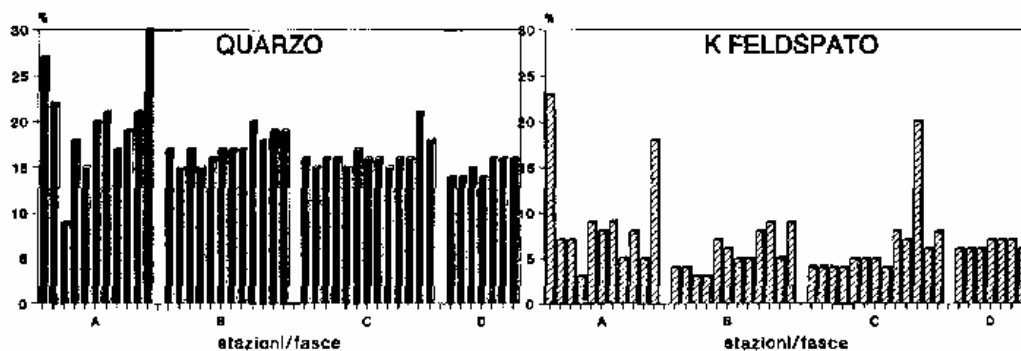


Fig. 5: diagrammi delle variazioni mineralogiche semiquantitative (tout-venant).

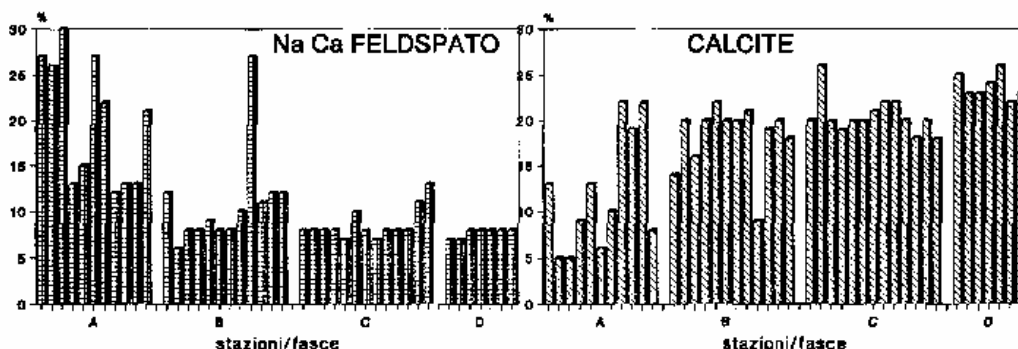


Fig. 6: diagrammi delle variazioni mineralogiche semiquantitative (tout-venant).

Na-Ca Feldspato (Fig. 6)

E' la fase che presenta le variazioni più marcate, essendo infatti molto più abbondante nei campioni più prossimi alla costa (fascia A) e a granulometria più grossolana. Tali variazioni risultano anche superiori al 20%.

Calcite (Fig. 6)

A differenza dei minerali sinora discussi, per la calcite i maggiori contenuti (>20%) si rilevano nei campioni più distanti dalla costa (fascia D); vi è poi una graduale diminuzione nelle fasce C e B, più accentuata nella fascia A dove il contenuto è generalmente < 15%, ad eccezione dei camp.49, 51, 54 prelevati nelle zone meridionali ove affiorano i calcari.

Clorite (Fig. 7)

Generalmente presente in tutte le aree con contenuti dal 10 al 15%, in alcuni campioni, soprattutto quelli più prossimi alla costa, è presente anche con contenuti maggiori.

Illite (Fig. 7) e *Kaolinite* (Fig. 8)

Per entrambi vi è una leggera tendenza all'aumento verso le fasce intermedie, soprattutto nella fascia C.

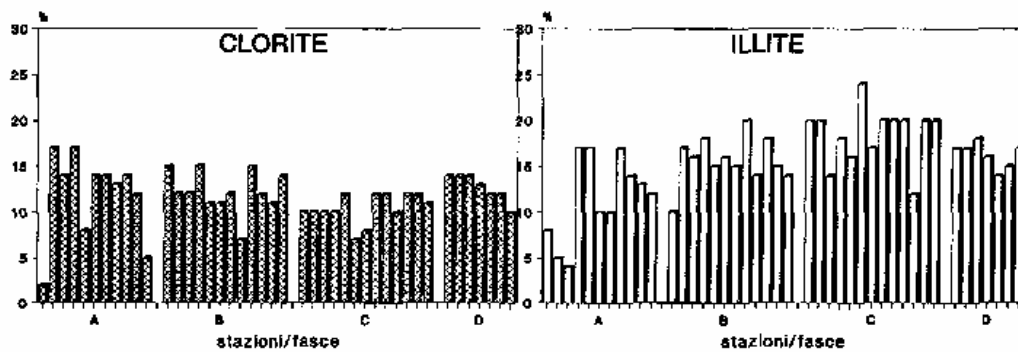


Fig. 7: diagrammi delle variazioni mineralogiche semiquantitative (tout-venant).

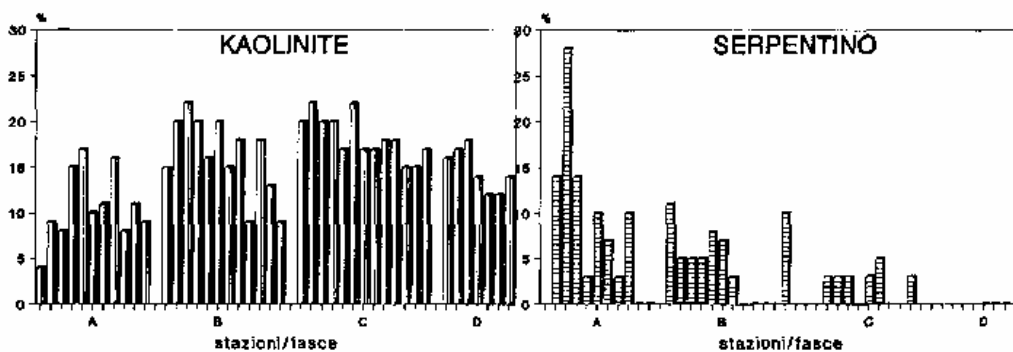


Fig. 8: diagrammi delle variazioni mineralogiche semiquantitative (tout-venant).

Serpentino (Fig. 8)

Non è presente ovunque, i più alti contenuti sono stati rilevati sotto costa e soprattutto nel tratto antistante le località tra Moneglia e Monterosso ove sono noti affioramenti di rocce verdi.

Vermiculite

E' stata riscontrata solo in alcuni campioni, verosimilmente originata dal degrado di altri minerali argillosi, in particolare dalla clorite.

Anfibolo

E' presente solo in alcuni campioni localizzati sotto costa.

Talco

E' generalmente presente quando vi è il serpentino.

Ematite

E' stata osservata solo in alcuni campioni sotto costa.

Anfibolo, talco e, in parte, l'ematite non si rilevano a Sud della P. del Mesco.

Le analisi mineralogiche della frazione $<2\mu\text{m}$ hanno mostrato una generale uniformità composizionale. I minerali osservati sono: clorite, illite, kaolinite e vermiculite, quarzo, calcite, feldspati (in tracce); non è stata riscontrato la presenza di serpentino.

6. CONCLUSIONI

L'indagine tessiturale dei sedimenti ha mostrato una regolarità nel processo di sedimentazione: la frazione sabbiosa è localizzata principalmente nella fascia più prossima alla costa, mentre la frazione pelitica aumenta verso il largo. La ricostruzione della carta della frazione $< 4 \mu\text{m}$ ha evidenziato meglio la dinamica della sedimentazione, mettendo in risalto alcune anomalie riscontrate in prossimità del Canyon della Riviera di Levante, della Punta del Mesco e in un'area prospiciente l'Isola della Palmaria.

Le analisi mineralogiche hanno consentito di ricostruire, nell'area esaminata, la distribuzione dei minerali. Le variazioni più marcate nei contenuti percentuali dei singoli minerali sono state osservate sotto costa, dove la mineralogia dei campioni è maggiormente influenzata dalle litologie affioranti lungo la costa. Ad esempio sono stati riscontrati i maggiori contenuti di quarzo e di calcite nei campioni più meridionali ove affiorano arenarie e calcari; il serpentino è invece particolarmente concentrato nell'area settentrionale.

Queste variazioni diventano sempre meno marcate procedendo verso il largo, dove si osserva una graduale diminuzione di quarzo, feldspati (soprattutto plagioclasio) e un graduale aumento di calcite, illite e kaolinite. In particolare la calcite è abbondante nella zona distale della piattaforma, in contrasto con i contenuti degli omologhi campioni sotto costa (tranne che per i campioni 49, 51 e 54): tale effetto potrebbe essere messo in relazione con la ridistribuzione, verso Nord-Ovest, dei sedimenti carbonatici da parte di correnti della circolazione generale del Mar Ligure. Tra i minerali argillosi l'illite e la kaolinite sono quelli che hanno subito un maggior trasporto e risultano particolarmente abbondanti nelle fasce intermedie (B e C).

Le analisi effettuate sulla frazione $< 2 \mu\text{m}$ hanno messo in evidenza una omogeneità nella distribuzione dei sedimenti fini non essendo state rilevate grosse variazioni composizionali.

BIBLIOGRAFIA

- Angrisano, G. & A.G. Segre. 1969. La carta batimetrica del Mediterraneo nord occidentale, LI. 1501. *Istituto Idrografico della Marina di Genova*, F.C. 1030/2: 24 pp.
- Corradi, N., F. Fanucci, G. Fierro, M. Firpo, M. Piccazzo & L. Mirabile. 1984. La piattaforma continentale Ligure: caratteri, struttura ed evoluzione. *Rapporto Tecnico Finale del Progetto Finalizzato "Oceanografia e Fondi Marini" del C.N.R.*, Roma: 1-34.
- Corradi, N., F. Fanucci, M. Firpo, M. Piccazzo & M. Traverso. 1980. L'Olocene della piattaforma continentale ligure da Portofino alla Spezia. *Istituto Idrografico della Marina di Genova*, F.C. 1099: 13 pp.
- Fanucci, F., G. Fierro, F. Grosso & G.B. Piacentino. 1973. Contributo di un'indagine sedimentologica a ricerche ecologiche nel Golfo di La Spezia. *Istituto Idrografico della Marina di Genova*, F.C. 1050: 17 pp.
- Fanucci, F., G. Fierro & J.P. Rehault. 1974. Evoluzione quaternaria della piattaforma continentale ligure. *Mem. Soc. Geol. It.*, 13/2: 233-240.

- Piccazzo, M. 1986. Caratteristiche geologiche e sedimentologiche della piattaforma continentale ligure ad Est di Genova. *Quaderni Ist. Geol. Univ. Genova*, n.3: 91-105.
- Veniale, F., M. Setti & M. Tortelli. 1987. Influenza delle procedure sui preparati di "polveri" per analisi diffrattometrica a RX. ENEA, "Procedure di Analisi di Materiali Argillosi", *Collana Studi Ambientali*: 135-179.

COPPER, ZINC AND PARTICULATE ORGANIC MATTER IN COASTAL WATERS (LIGURIAN SEA).

Paola PERONCINI (*), Mauro FABIANO (**), e Roberto FRACHE (***)

(*) Istituto di Scienze Ambientali Marine - Università di Genova.

(**) Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia - Università di Cagliari.

(***) Istituto di Chimica Generale ed Inorganica - Università di Genova.

RIASSUNTO

Lo scopo di questa ricerca è lo studio delle relazioni che legano la sostanza organica particolata, la biomassa fitoplanctonica, i metalli pesanti ed i complessi metallo-organici nelle acque superficiali costiere del Mar Ligure. Il campionamento è stato condotto dal maggio 1988 al marzo 1989, in una stazione antistante la città di Chiavari (Riviera Ligure).

I risultati mettono in luce le variazioni stagionali delle concentrazioni di rame e zinco nelle frazioni disciolta e particolata. I metalli pesanti e i loro complessi metallo-organici mostrano una significativa correlazione con le concentrazioni di POM, particolarmente con la componente proteica delle particelle sospese.

1. INTRODUCTION

The ability of the detritus to concentrate large amount of metals from sea water, to transfer them to higher levels of food chain and distribute them in the sea environment has been outlined in previous works (Knauer and Martin, 1973). Particulate organic matter may interact with metal ions to form organometallic complexes. This phenomenon had been already postulated by Harvey in 1928. More and more sophisticated analytical techniques allowed to estimate the quantity and chemical characteristics of these complexes (Mantoura, 1981). The aim of this work is the analysis of the relationships between particulate organic matter, phytoplankton biomass, heavy metals and organometallics in the surface coastal water of the Ligurian Sea.

2. METHODS

Sampling and Filtration of Samples:

Sampling, recurring every fifteen days, was carried out from May 1988 to March 1989, at a station offshore Chiavari (09°16'E - 44° 17'N). Surface water samples, prefiltered through a net with 250 µm mesh, were immediately carried to the laboratory in refrigerated bottles (0-4 °C), to be filtered: through Millipore filters (0.8 µm) to analyze chlorophyllian pigments; through glass fibre Whatman GF/C filters, previously calcined to destroy any organic residual (two hours at 450 °C), to analyze proteins, carbohydrates and lipids.

As regards meteorological conditions, were made available by the "Osservatorio Meteorico e Sismico di Chiavari" (Albertelli *et al.*, 1988).

Determination of Chlorophyllian Pigments, Proteins, Carbohydrates and Lipids in POM:

Chlorophyllian pigments have been evaluated according to Strickland and Parson's method. Pigments concentration has been calculated with SCOR UNESCO work group formulas. Protein content has been evaluated with Hartree's method, a modification of Lowry's method. Carbohydrates have been evaluated with Dubois's colorimetric method. The extraction of the lipidic fraction has been conducted with Bligh and Dyer's method. The analysis are performed by carbonization according to Marsh and Weinstein. More details about the methods have been reported in a technical report (Cassiani *et al.*, 1982).

Dosage of Metals and Organometallic Complexes:

Metal concentration analysis have been conducted using Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy (ICP- AES). Jobin Yvon JY 38 spectrometer, with Durr JY 32 torch and a computer Apple IIa have been used. The wavelength selected are 213.856 and 327.396 nm for Zn and Cu respectively. We have used High Performance Liquid Chromatography (HPLC Varian LC 5000) with Biogel TSH 10 column, UV detector and Diode Array connected, to analyze organic fraction, linking metals in POM and to characterize its components.

HPLC INSTRUMENTAL PARAMETERS:	
Eluent Flux	0.5 ml/min
Detector Wave Length	254 nm (260-280 nm)
Range	0.01 Au/mV
Loop	175 µl
Paper Speed (recorder)	5 mm/min
Background	2 mV

We have employed phosphate buffer (pH 7.2) as eluent, and peptides, glutathione and metallo-thioneins (substances with molecular weight known) as standards.

While the dissolved phase may be directly analyzed through ICP torch without any preliminary treatment, the particulate phase needs to be separated from the filter with Branson Sonifer B 12 (ultra- sound generator) for an hour, and to be attacked with nitric acid 8N. The humic matter binds an important fraction of metals present in sea water, it has been extracted using NaOH 0.5 M. Better explanations about this method will be discussed in a future paper by A. Mazzucotelli (Istituto di Chimica Generale, Università di Genova), who directed the analysis concerning metals and organometallics during the present research.

3. RESULTS and DISCUSSION

The mean annual value of particulate organic matter (POM) concentrations in surface water (191.7 $\mu\text{g/l}$) compared with concentrations found in the same area during previous years, confirms the oligotrophic character of Ligurian sea water (Fabiano et al., 1984).

The annual trend of POM concentration shows the highest values in Spring, in relation with phytoplankton bloom, and a second, lower increase in Autumn. Particularly, in the cycle 1988-1989, POM maximum concentration takes place in March, about a month before the previous years (Fig.1A); this precocity, in relation with early phytoplankton bloom (February), seems to be due to the good meteorologic conditions of the previous winter. POM autumnal maximum value has been found between October and November; this fact may be partly due to the increase of chlorophyllian pigment concentrations (end of September) and partly to autumnal meteomarine conditions, which have increased the water resuspension and terrigenous contributions with subsequent rise of organic suspended matter concentration.

The percentage biochemical composition of POM shows a strong seasonal variation for carbohydrates (meanly 82.5 $\mu\text{g/l}$) and proteins (meanly 58.4 $\mu\text{g/l}$). On the contrary, lipid fraction is more uniform all the year long (meanly 50.9 $\mu\text{g/l}$). We can observe maximum percentage of carbohydrates in periods with the highest phytoplankton growth (54.7% in May 1988, 58% in the first part of March 1989). Protein fraction shows a percentage trend quite opposite in comparison with carbohydrates fraction. It shows maximum values (more than 35%) in Summer in relationship with POM low concentrations (Fig.1B).

Among the heavy metals dosed in particulate and dissolved fractions only copper and zinc have been considered, owing to their biological importance and their particular behaviour.

As regards copper, we can observe its larger prevalence in particulate phase, with a mean percentage value of 78.9% (compared with total copper). When total copper concentration is relatively low, copper behaviour is similar in particulate

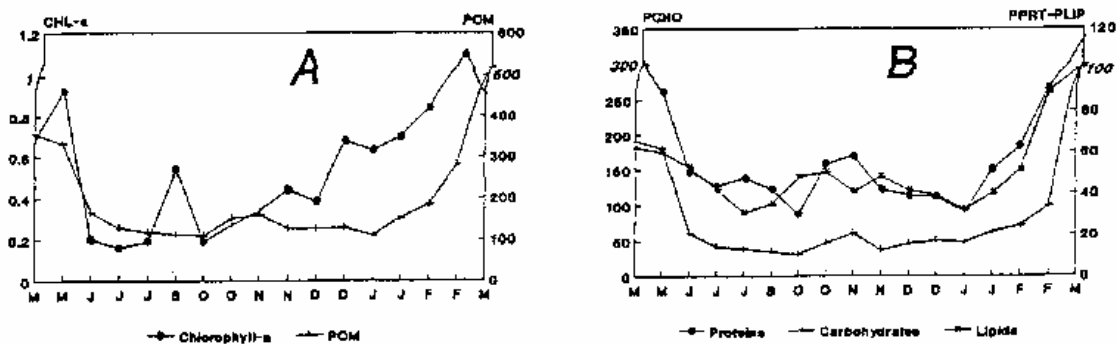


Fig. 1: Seasonal variation of the concentrations (mg/l) of: Chl-a and POM (A) and PPRT and PCHO (B).

and dissolved phases. On the contrary when total copper concentrations are higher, the two curves shift. Zinc shows a very similar annual trend in the particulate and dissolved fractions (Fig. 2A e 2B).

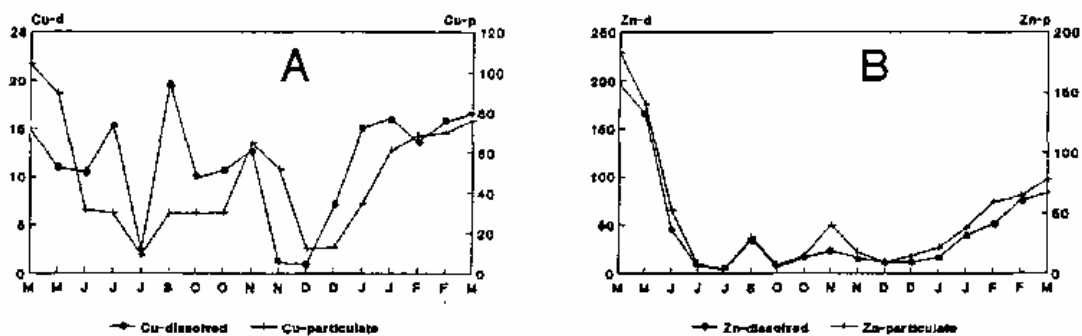


Fig. 2: Seasonal variations of the concentration (ng/l) of dissolved and particulate Copper (A) and dissolved and particulate Zinc (B).

Abdullah et al. (1977) observed a significant relationship between particulate copper and phytoplankton biomass in Bristol Channel water. Weigel (1977) confirmed it, in Baltic seawater, only during algal bloom. Fabiano et al. (1985) pointed out a plain coincidence between the period of the phytoplankton bloom and the highest concentration of particulate copper in coastal waters of the Ligurian Sea. The present paper confirms this relationship ($r = 0.65$ $n = 17$ $P = 99\%$).

As regards zinc concentrations, they increased during algal bloom too, in both phases, but on the whole, zinc values show a smaller correlation with chlorophyll-a values ($r = 0.57$ $n = 17$ $P = 95\%$) if compared with copper. Autumnal increasing of particulate copper concentration is not in relationship with chlorophyll-a increment.

High particulate copper concentrations found in November and May coincide rather with high POM values. On the whole, data show a more significant correlation coefficient between POM and particulate copper ($r = 0.75$ $n = 17$ $P = 99\%$) and particulate zinc ($r = 0.76$ $n = 17$ $P = 99\%$) than between the same metals and chlorophyll-a. The relationship linking particulate metals and different POM components has been studied. The correlation coefficient of both metals is higher with protein fraction ($r = 0.82$ $n = 17$ $P = 99\%$), however we can find a significant value with carbohydrate component too ($r = 0.72$ $n = 17$ $P = 99\%$ for Cu and $r = 0.75$ $n = 17$ $P = 99\%$ for Zn), while lipid fraction shows the lowest correlation coefficient ($r = 0.52$ $n = 17$ $P = 95\%$ for Cu and $r = 0.60$ $n = 17$ $P = 95\%$ for Zn).

Zinc-organic concentration in particulate organic matter included in a range of < 0.1 and 13 ng/l, while copper-organic concentration is between 2.4 and 20 ng/l (Fig.3).

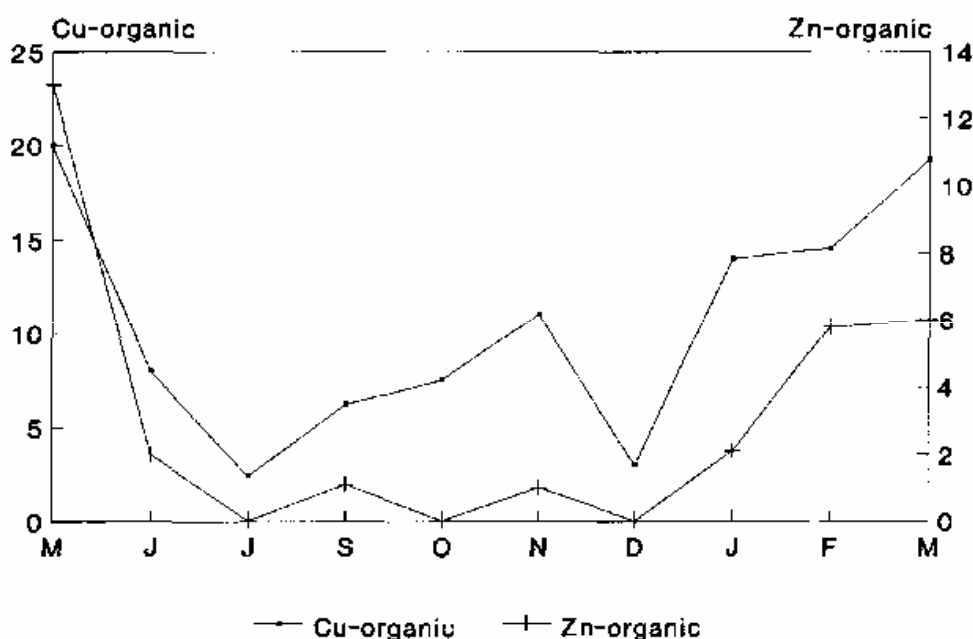


Fig. 3: Seasonal variations of the concentrations (ng/l) of Copper and Zinc organometallic complexes.

Copper-organic complexes are about 21% of total particulate copper, while zinc-organic account for 6% of total particulate zinc, when it is measurable. Though in both cases the values are low, copper affinity for organic matter is larger than zinc affinity. Zinc and copper concentrations as organometallic complexes and as total metals present in POM are strictly correlated ($r = 0.88$ $n = 17$ $P = 99\%$). The comparison between the trend of monthly mean chlorophyll-a and the trend of organometallic concentrations shows the autumn and spring increments out of phase. We can find the maximum values of the chlorophyll-a before the highest value of the organometallic complexes. Anyway statistical analysis shows a good correlation-

ship between organometallic complexes and chlorophyll-a ($r = 0.76$ $n = 17$ $P = 99\%$). The analysis of annual variations in monthly Cu-organic and POM mean shows stronger analogies than the comparison between Cu-organic and chlorophyll-a trends. It suggests that organic detritus is more important than phytoplankton organisms to concentrate Cu-organic complexes. Cu and Zn organic complexes have the highest affinity for the protein fraction of POM, like total particulate metals (respectively $r = 0.82$ and $r = 0.83$ $n = 17$ $P = 99\%$).

In conclusion particulate organic matter plays an important role to determine the destiny and the distribution of heavy metals in marine environment. It has been showed that particulate metal concentrations are in relationship with total metal concentrations present in sea water. As regards Cu and Zn content in particulate matter, we can find a good agreement between those elements and the trend of POM concentrations. This relationship shows a significant correlation coefficient if we consider the only protein component. Zn and Cu organometallic complexes constitute a low fraction of total particulate metals concentrations, though are strictly correlated with total metal values. The significant correlation between POM and organometallic complexes confirms the role of organic detritus as a concentration element for metal and as a carrier for contaminating substances to deep water.

BIBLIOGRAPHY

Abdullah, M. I. and L.G. Royle. 1977. A study of the dissolved and the particulate trace elements in the Bristol Channel. *J. Mar. Biol. U.K.*, 54: 581 -597.

Albertelli, G., N. Della Croce, E. Olivari, P. Salerai Picene. 1989. Uova e larve di acciughe nella zona pilota di Chiavari: marzo 1988-marzo 1989 (quarto anno). *Ist. Se. Amb. Mar. Univ. di Genova, Rapp. Tecn.* N°31:1-40.

Cassiani, L., N. Della Croce, M. Fabiano, S. Palmero, M. Zavattarelli M. and T. Zunini Sertorio. 1982. Lipidi, protidi e glucidi nel materiale particolato e nello zooplancton. *Catt. Idrob. Pescic., Univ. di Genova Rapp. Tecn.* N° 17: 1-8.

Fabiano, M., F. Baffi, and R. Frache. 1985. Seasonal and depth variations of copper, iron and nichel in Ligurian Sea waters. *Mar. Chem.*, 17:165-175.

Fabiano, M. 1984. Production of the Ligurian coastal waters. 2. Primary Production. *Mem. Biol. MarOcean.*, XIV: 43-58.

Fabiano, M., M. Zavattarelli, and S. Palmero. (1984) Observation sur la matiere organique particulaire (Proteines, Glucides, Lipides, Chlorophille) en Mer Ligure. *Tethys*, 11 (2): 133-140.

Knauer, G. A., and J.H. Martin. 1973. Seasonal variation of cadmium, copper, manganese, lead and zinc in water and phytoplankton in Monterey Bay, California. *Limnol Ocean.*, 18:597-604.

Mantoura, R. F. C. 1981. *Organometallic interaction in natural waters* in E K Duursma e R. Dawson (Ed.) Marine Organic Chemistry. Elsevier: 179-223.

Weigel, J. 1977. On the distribution of particulate metals, chlorophyll and seston in the Baltic Sea. *Mar. Biol.*, 44: 217-222.

CARATTERIZZAZIONE IDROLOGICA E TROFICA DELLE ACQUE DELL'ESTUARIO DEL FIUME MAGRA (Studio preliminare)

E. Gattini, M. Abbate, I. Ceppodomo, R. Nair, C. Peroni, G. Rossi

ENEA-CRAM S.Teresa, c.p. 316, 19100 La Spezia

Water samples have been collected from the Magra estuary (Liguria, north-west Italy) monthly for the period December 1989 - October 1990. The following parameters have been determined: physico-chemical factors (temperature, dissolved oxygen, salinity and pH), nutrients (nitrite, nitrate, ammonia, organic and inorganic phosphates and silicate) and chlorophyll a concentrations.

An interesting feature of the data collected was the increase in the concentrations of chlorophyll ($>25 \mu\text{g/l}$ in July) that occurred simultaneously with a decrease in nutrient concentrations in the mixed layer, during the warm months.

The data has been subjected to multivariate analysis to identify driving factors and any relevant relationships between the different parameters.

The analysis shows that the meteorological conditions are the major factor influencing water characteristics. Furthermore, two gradients, one spatial and the other temporal, are evident which explain about 64% of the total variance.

1. INTRODUZIONE

Il fiume Magra nel suo complesso e l'asta terminale in particolare, a causa della maggior vulnerabilità ambientale in dipendenza del forte impatto antropico, sono già stati oggetto di indagini da parte dell'ENEA (Abbate e Damiani, 1989). Da tali studi è emerso che le parti fociale e prefociale del fiume possono essere classificate come estuario secondo la definizione di Cameron e Pritchard (1963) con una marcata stratificazione tra acqua dolce ed acqua marina dovuta alla presenza di un cuneo salino che in condizioni di bassa portata si spinge fino a 7 Km dalla foce.

Anche questo lavoro si inserisce in tale contesto di ricerca e di interesse per le problematiche ambientali del territorio locale. Esso riguarda la dinamica spaziale e temporale dei principali nutrienti (ammoniacale, nitriti, nitrati, fosfato inorganico ed organico, silicati) e della clorofilla a, nonché di alcuni parametri fisico-chimici (temperatura, salinità, ossigeno disciolto e pH), nell'intento di caratterizzare l'estuario del fiume Magra dal punto di vista idrologico e trofico.

2. MATERIALI E METODI

I campionamenti per la determinazione dei nutrienti e della clorofilla sono stati effettuati mensilmente dal dicembre 1989 all'ottobre 1990 in cinque stazioni (fig. 1) di cui quattro lungo gli ultimi 6 Km del fiume ed una in mare immediatamente antistante la linea di foce, sulla batimetrica dei 5 m. In tutte le stazioni sono stati effettuati un prelievo in superficie ed uno in prossimità del fondo; nelle tre stazioni più a monte (St. 3, 4 e 5) è stato fatto un terzo prelievo in corrispondenza dell'interfaccia tra acqua dolce ed acqua salata ad una profondità variabile da 0,5 m a 2 m a seconda del regime del fiume prevalente al momento.

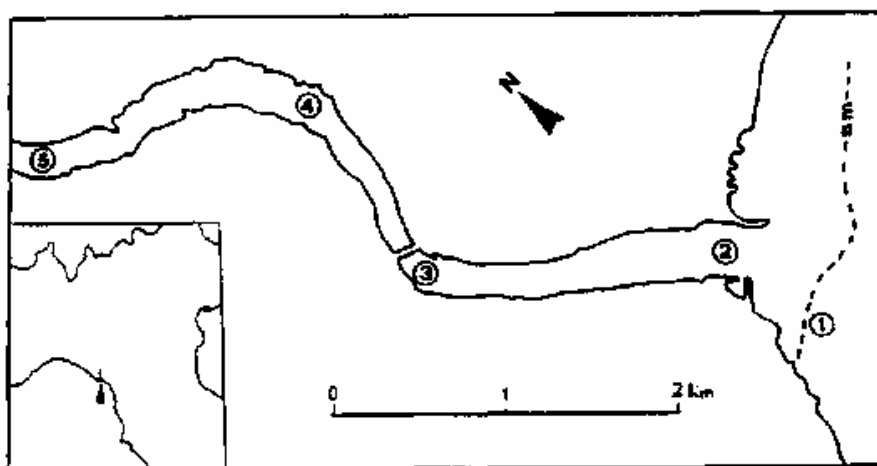


Fig. 1. Stazioni di campionamento

Tab. 1. Valori minimi, medi e massimi negli strati di superficie (S), di interfaccia (I) e di fondo (F) nelle 5 stazioni espressi come $\mu\text{g}/\text{l}$ per i nutrienti, $\mu\text{g}/\text{l}$ per la clorofilla a, $^{\circ}\text{C}$ per la temperatura, $\text{g}/\text{‰}$ per la salinità e ppm per l'ossigeno

ST.		PO4	NH3	NO2	NO3	SI	P.DR	CHL a	TEMP.	SAL.	O2	PK
1 S	MIN.	0.03	0.00	0.03	0.49	0.00	0.12	0.07	13.03	19.69	5.63	7.01
	M	0.12	1.62	0.13	4.37	9.29	0.17	1.30	16.38	32.31	8.06	8.15
	MAX.	0.63	5.11	0.35	16.78	56.94	0.23	4.92	20.40	37.96	11.63	8.43
1 F	MIN.	0.01	0.00	0.00	0.10	0.00	0.08	0.09	13.15	36.02	5.89	8.01
	M	0.06	0.83	0.06	0.63	2.22	0.16	0.90	18.79	37.74	7.81	8.17
	MAX.	0.11	1.08	0.27	2.47	9.50	0.22	2.19	26.22	38.16	10.59	8.40
2 S	MIN.	0.07	0.00	0.10	0.79	2.66	0.03	0.19	7.56	1.68	5.77	7.93
	M	0.17	2.99	0.27	11.30	22.75	0.14	3.84	17.02	20.95	8.73	8.14
	MAX.	0.36	9.84	0.48	48.50	107.40	0.22	10.93	24.16	36.86	14.33	8.32
2 F	MIN.	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.03	0.21	13.02	20.10	5.66	8.00
	M	0.07	1.28	0.09	3.06	6.68	0.16	1.27	18.61	36.04	8.13	8.18
	MAX.	0.24	6.30	0.33	25.50	54.96	0.25	3.29	24.09	38.12	13.62	8.35
3 S	MIN.	0.07	0.00	0.26	2.98	15.55	0.00	0.07	7.11	0.80	5.56	7.72
	M	0.32	5.47	0.50	20.11	48.67	0.14	5.13	16.61	12.32	8.73	8.08
	MAX.	0.71	18.12	0.89	47.11	108.74	0.30	24.53	24.63	27.85	15.60	8.35
3 I	MIN.	0.03	0.00	0.08	0.14	3.05	0.05	0.10	11.59	1.44	5.29	7.75
	M	0.21	3.92	0.30	9.90	27.70	0.18	4.60	18.14	30.66	7.78	8.10
	MAX.	0.66	12.57	0.69	46.38	112.24	0.28	10.98	24.47	36.86	11.18	8.31
3 F	MIN.	0.01	0.00	0.00	0.23	1.15	0.10	0.08	12.04	35.31	4.62	7.94
	M	0.11	2.08	0.11	1.25	4.24	0.19	2.19	18.88	37.05	7.33	8.13
	MAX.	0.66	10.48	0.33	3.29	14.87	0.27	3.77	24.71	37.94	10.60	8.35
4 S	MIN.	0.10	0.00	0.37	5.59	26.13	0.00	0.05	6.87	0.34	5.28	7.61
	M	0.37	6.64	0.62	25.60	59.05	0.15	5.10	16.43	10.62	8.55	8.05
	MAX.	0.98	25.91	1.26	49.65	119.93	0.32	13.85	25.04	27.39	15.61	8.30
4 I	MIN.	0.08	0.00	0.03	0.03	1.29	0.06	0.11	11.83	1.32	5.33	7.64
	M	0.27	5.37	0.33	8.94	27.14	0.25	8.94	18.29	28.20	7.68	8.10
	MAX.	0.59	29.61	1.26	48.86	113.74	0.65	10.79	25.19	35.64	11.64	8.34
4 F	MIN.	0.04	0.00	0.04	0.31	3.03	0.10	0.16	12.63	35.29	4.30	7.87
	M	0.29	6.04	0.14	1.39	10.00	0.19	2.78	19.00	16.71	6.84	8.09
	MAX.	0.49	30.09	0.32	3.16	20.39	0.30	8.47	25.31	37.96	10.01	8.30
5 S	MIN.	0.09	0.49	0.27	3.91	25.17	0.00	0.07	6.52	0.15	4.58	7.45
	M	0.26	6.60	0.55	26.03	59.84	0.14	6.70	16.31	9.86	8.63	7.94
	MAX.	0.67	28.82	0.86	46.96	111.66	0.41	21.08	25.47	31.67	15.55	8.34
5 I	MIN.	0.12	0.00	0.09	0.09	5.42	0.00	0.14	8.74	0.15	4.76	7.56
	M	0.31	6.98	0.33	11.97	36.47	0.23	14.86	17.51	19.20	8.28	8.03
	MAX.	0.63	37.67	0.73	50.95	110.36	0.50	38.70	28.73	35.29	15.84	8.37
5 F	MIN.	0.02	0.00	0.02	0.09	4.94	0.01	0.12	9.91	0.15	3.15	7.61
	M	0.35	6.26	0.19	6.47	25.91	0.23	7.63	18.24	29.77	6.41	8.02
	MAX.	0.88	23.32	0.43	53.22	110.89	0.44	25.31	25.76	37.05	14.25	8.24

Nelle stesse stazioni ed alle stesse profondità sono stati determinati temperatura, salinità, ossigeno disciolto e pH tramite una sonda multiparametrica Idronaut Ocean Seven (modello 401).

I prelievi sono stati effettuati con bottiglie Van Dorn per i nutrienti e con bottiglie Niskin (modello 1080) per la clorofilla. Le concentrazioni dei nutrienti sono state determinate entro 12 ore dal prelievo mediante AutoAnalyzer Technicon II generazione (Piro e Rossi, 1969) previa filtrazione con filtri Millipore da 0,45 μm .

L'ammoniaca è stata determinata con il metodo di Berthelot e lettura a 630 nm (Grasshoff, Ehrhardt e Kremling, 1983); i nitriti sono stati misurati con il metodo della diazotizzazione e lettura a 550 nm (Standard Methods, 1971); i nitrati sono stati valutati dopo riduzione in una colonna Cu-Cd e successiva sottrazione della concentrazione dei nitriti (Standard Methods, 1971); gli ortofosfati sono stati determinati mediante il metodo del blu fosfomolibdato e lettura a 880 nm (Murphy e Riley, 1962); i fosfati organici sono stati valutati dopo mineralizzazione con $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ a 135 °C e 3,5 Atm (Bernhard, Torti e Rossi, 1967) e successiva sottrazione della concentrazione degli ortofosfati; i silicati sono stati misurati con il metodo della riduzione del silicomolibdato e lettura a 815 nm (Grasshoff *et al.* 1983).

La clorofilla è stata determinata con il metodo standard SCOR-Unesco (1964) previa estrazione con acetone al 90% con lettura a 630, 645, 663 e 750 nm.

L'alta variabilità delle misure ed il numero relativamente elevato dei parametri ci ha indotto a sottoporre i dati ad analisi multivariata onde sintetizzare l'informazione in pochi fattori caratterizzanti l'ambiente in modo efficace (Zurlini, 1983). I dati ottenuti sono stati elaborati statisticamente mediante analisi delle corrispondenze (Benzecri, 1982), previa suddivisione dei valori numerici in cinque classi equipollenti al fine di normalizzare la loro distribuzione.

3. RISULTATI

a) andamento dei parametri misurati

In tabella 1 sono riportati i valori minimi, medi e massimi negli strati di superficie, di interfaccia e di fondo nelle cinque stazioni.

Il pH si mantiene entro valori compresi tra 7,45 (St. 5 in settembre) e 8,41 (St. 1 in ottobre) con andamento simile in tutte le stazioni nei tre strati. Le fluttuazioni minori si riscontrano nello strato profondo.

L'ossigeno disciolto segue lo stesso andamento nelle varie stazioni e alle diverse profondità: si riscontrano un primo picco a febbraio ed un secondo, di entità minore, nel mese di aprile seguito poi da una costante diminuzione fino al mese di luglio, attribuibile in parte all'aumento della temperatura ed in parte alla decomposizione delle alghe fiorite nel periodo precedente. I valori più bassi sono misurati, infatti, nello strato prossimo al fondo. Dopo luglio i valori di ossigeno disciolto tendono a salire lentamente ed a tornare, in superficie, su valori di saturazione.

La salinità ha un andamento temporale variabile, soprattutto in superficie, con valori compresi tra 0,15‰ (St. 5 in ottobre) e 38,16‰ (St. 1 in gennaio). I valori più bassi si riscontrano ovviamente nella stazione più a monte (St. 5). I valori minimi devono essere correlati agli eventi meteorici che influenzano il regime fluviale. Lo strato profondo ha valori di salinità uniformemente elevati, fatta eccezione per la stazione 5 in aprile e ottobre quando la salinità scende quasi a zero.

La temperatura ha un andamento senza notevoli variazioni nelle diverse stazioni. Ad aprile inizia l'aumento primaverile che raggiunge il valore massimo a giugno; i valori si mantengono elevati fino a settembre, poi scendono al valore di 16,05 °C in ottobre. Co-

me per il pH e la salinità, anche la temperatura presenta margini di variabilità più contenuti nello strato profondo, prevalentemente di acqua salata.

Gli ortofosfati nello strato profondo hanno un andamento temporale omogeneo nelle stazioni 4 e 5 che differiscono dalle altre e presentano nella stazione 4 un massimo ad aprile (0,89 $\mu\text{gat}/1$) e nella stazione 5 un massimo a settembre (0,88 $\mu\text{gat}/1$). In superficie i valori massimi (0,71, 0,95 e 0,67 $\mu\text{gat}/1$) si osservano a maggio nelle stazioni più a monte (St. 3, 4 e 5).

L'ammoniaca presenta un andamento abbastanza omogeneo nelle diverse stazioni alle differenti profondità con concentrazioni più elevate nelle stazioni a monte e nel periodo autunnale, e più modeste nelle stazioni "marine" (St. 1 e 2) e nel periodo estivo.

I nitriti nello strato profondo hanno un andamento abbastanza omogeneo nelle cinque stazioni con tre modesti picchi nei mesi di febbraio, aprile e ottobre. Nello strato intermedio e soprattutto in quello superficiale si osserva un andamento ciclico con valori massimi a settembre e oscillazioni contenute nelle stazioni 1 e 2.

I nitrati nello strato più profondo presentano valori modesti ($<4,5 \mu\text{gat}/1$) in tutti i mesi per tutte le stazioni, escluso il mese di ottobre per la stazione 2 e la stazione 5 con valori rispettivamente di 25,5 $\mu\text{gat}/1$ e di 53,22 $\mu\text{gat}/1$. Negli altri strati si continua ad osservare il valore massimo nel mese di ottobre, ma l'andamento è irregolare. Si può osservare comunque in tutte le stazioni e in tutti gli strati una caduta di concentrazione nel mese di luglio.

Per i silicati è ben evidenziata, nello strato superficiale, la differenziazione tra le tre stazioni a monte e le due "marine". Il valore massimo si riscontra per tutte le stazioni ad ottobre, ma esistono altri due massimi a febbraio ed a giugno sia nello strato superficiale che in quello intermedio, mentre nello strato profondo solo le stazioni 4 e 5 presentano un massimo relativo in aprile. Nello strato profondo delle altre tre stazioni si hanno valori relativamente bassi e poco variabili.

Il fosfato organico presenta un andamento oscillante, ma con escursioni contenute. Si osserva un picco a giugno sia in superficie sia in profondità, soprattutto per la stazione 5 (0,41 e 0,44 $\mu\text{gat}/1$) e valori minimi in aprile. Lo strato intermedio presenta oscillazioni più ampie, ma andamento simile agli altri strati.

La clorofilla presenta i valori più elevati nello strato intermedio con il massimo a maggio nella stazione 5 (38,7 $\mu\text{g}/1$). Nello strato superficiale la clorofilla presenta valori molto modesti in tutte le stazioni fino al mese di giugno quando in tutte le stazioni, sia pure in misura diversa, si registra un considerevole incremento che rappresenta, tranne che per la stazione 5, il valore massimo. Le stazioni 1 e 2 ritornano gradualmente a valori bassi, mentre le altre stazioni mostrano una certa ciclicità. Nello strato profondo la clorofilla si mantiene su valori relativamente bassi ad eccezione della stazione 5 dove, a partire da giugno, essi aumentano ed assumono un andamento ciclico.

b) analisi delle corrispondenze

Dal raffronto con le tavole di Lebart (1975) sono risultati significativi i primi due assi, i quali spiegano complessivamente il 64% della varianza (39,7% associata al primo asse e 24,4% al secondo).

Sul piano individuato dal I e II asse (fig. 2) i punti-osservazione relativi ai campioni superficiali sono distribuiti essenzialmente tra il polo negativo del I asse e il polo positivo del II asse, mentre quelli relativi ai campioni profondi sono distribuiti tra il polo positivo del I asse e il polo negativo del II asse.

Rispetto al I asse, campioni caratterizzati da acque più dolci si trovano in contrapposizione a campioni caratterizzati da acque più "marine". Rispetto al II asse, i campioni superficiali delle stazioni 5, 4 e 3 per i mesi di giugno, luglio e agosto si contrappongono ai campioni profondi delle stazioni 1 e 2 dei mesi di febbraio e aprile ed ai campioni superficiali della stazione 1 dei mesi di gennaio, marzo e aprile.

E' verosimile attribuire questa distribuzione ad un gradiente spaziale ("fiume-mare" o meglio acqua dolce-acqua salata) e ad un gradiente temporale legato alla stagione che spiegano in modo pressoché simile la variabilità associata ai due assi.

Il gradiente "fiume-mare" può essere rappresentato da una retta obliqua che attraversa il II e IV quadrante, mentre il gradiente stagionale può essere rappresentato da una retta obliqua che attraversa il I e III quadrante.

L'ipotesi di due gradienti che influiscono sulla distribuzione dei punti-campione è ulteriormente avvalorata dall'analisi dell'andamento temporale per ogni stazione e di quello spaziale per ogni mese.

I percorsi temporali, più o meno chiusi, si pongono sul piano in sequenza partendo dal IV quadrante per la stazione a mare (St. 1) e finendo nel II quadrante per la stazione più a monte (St. 5). Inoltre, in superficie, le tre stazioni più a monte hanno percorsi simili e raggruppati nella porzione di piano più rappresentativa delle condizioni di acqua dolce, mentre nello strato più profondo sono maggiormente raggruppati i percorsi relativi alle due stazioni "marine".

Considerando invece i percorsi spaziali, si osserva un andamento in direzione opposta e i punti-campione più estivi sono raggruppati nel I quadrante, mentre quelli più invernali sono raggruppati nel III. Anche in questo caso lo strato superficiale e quello profondo si differenziano poiché i percorsi per lo strato profondo mostrano netta divisione tra mesi invernali e mesi estivi, ciò che non si riscontra per lo strato superficiale.

Analizzando la distribuzione dei punti-campione per ogni stazione si osserva inoltre che per le stazioni 2, 3 e 4 essi si raccolgono essenzialmente in quattro gruppi: estivo-superficiale, estivo-profondo, invernale-superficiale e invernale-profondo. Nelle stazioni 1 e 5, invece, non si riscontra una differenza relativa alle diverse profondità. La stazione 1, in mare, è caratterizzata da una situazione prettamente marina nel periodo estivo e modestamente influenzata dalle acque dolci nel periodo invernale, se non in caso di "piena" del fiume; per la stazione 5, al contrario, l'omogeneità tra i tre strati è data dalla esclusiva presenza di acqua dolce nei periodi di portata elevata (aprile e ottobre) e dalla presenza di acqua relativamente "salata" nel periodo estivo.

Altre importanti indicazioni possono essere fornite dal grafico relativo alla distribuzione dei punti-parametro sul piano individuato dal I e II asse (fig. 2). Si evidenziano due raggruppamenti, uno comprendente clorofilla, temperatura e fosforo organico nel I quadrante ed un altro comprendente silicati, nitrati, nitriti ed ortofosfati nel II quadrante, in contrapposizione rispettivamente all'ossigeno nel III e alla salinità nel IV quadrante. Questa disposizione conferma ulteriormente l'ipotesi del gradiente "fiume-mare"; infatti nel II quadrante si trovano i nutrienti il cui apporto è principalmente dovuto ad acque continentali ed al dilavamento contrapposti alla salinità nel IV quadrante. In maniera analoga si conferma l'importanza del fattore stagionale, evidenziato dalla contrapposizione tra clorofilla, temperatura e fosforo organico nel I e l'ossigeno nel III quadrante. I primi, infatti, hanno valori più alti nei mesi caldi mentre l'ossigeno ha una maggiore solubilità, e quindi una maggiore concentrazione alle basse temperature.

4. CONSIDERAZIONI RIASSUNTIVE

Questi primi risultati hanno evidenziato che lo strato profondo, caratterizzato da una marcata intrusione salina e da concentrazioni relativamente basse di nutrienti e di clorofilla, presenta una maggiore omogeneità per i diversi parametri sia durante l'anno sia tra le diverse stazioni. Lo strato superficiale, invece, caratterizzato da acque tendenzialmente "fluviali", è soggetto a notevoli variazioni, soprattutto nelle concentrazioni dei nutrienti che possono raggiungere anche valori elevati.

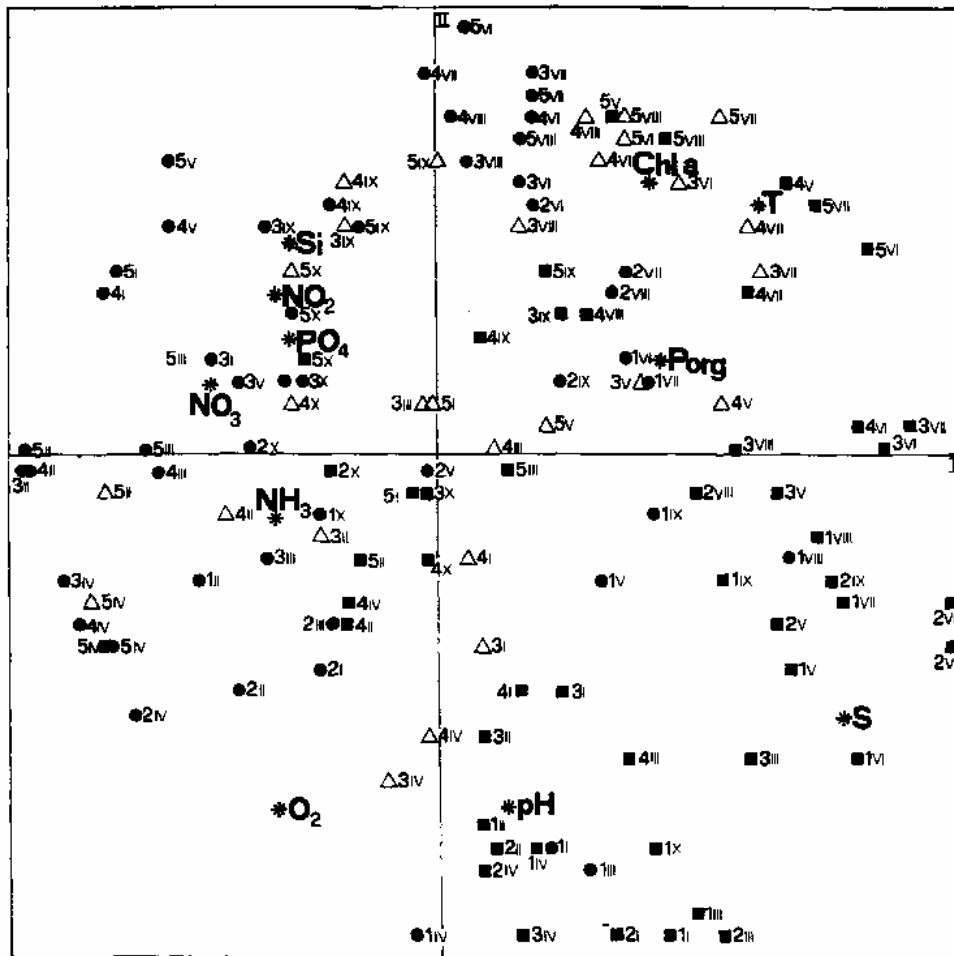


Fig. 2. Distribuzione dei punti-campione e dei punti-parametro sul piano individuato dal I e dal II asse

- * parametro
- campione strato di superficie
- △ campione strato di interfaccia
- campione strato di fondo

I numeri arabi indicano le stazioni, quelli romani i mesi a partire da gennaio

In secondo luogo le concentrazioni dei nitriti e silicati consentono di individuare, nello strato superficiale, differenti situazioni tra le due stazioni "marine" e le tre stazioni "fluviali".

Infine, nei mesi estivi, e nello strato di interfaccia in particolare, si osservano talora concentrazioni relativamente elevate di clorofilla che portano a classificare alcune zone del corpo idrico come "eutrofiche" o addirittura "ipertrofiche" secondo la suddivisione di Marchetti(1984).

L'analisi multivariata mette in risalto come i fattori fisici siano quelli che maggiormente influiscono sul sistema. Infatti le condizioni meteorologiche (legate alla stagione) giocano un ruolo importante nel determinare la situazione ambientale, influenzando l'entità del dilavamento, il rimescolamento e lo spessore degli strati di acqua fluviale e d'acqua salata.

Nel periodo estivo la salinità tende ad aumentare anche nello strato superficiale, mentre nel periodo di maggiore portata del fiume (aprile ed ottobre) la salinità tende verso lo zero anche nello strato profondo, tranne nella stazione 1 posizionata in mare.

Le due masse d'acqua danno origine ad una stratificazione che si osserva nelle stazioni 2, 3 e 4 seppure con delle differenze stagionali; invece nelle stazioni 1 e 5, che rappresentano nel nostro caso le due situazioni estreme, si osserva una maggiore omogeneità con netta prevalenza di una delle due masse d'acqua.

BIBLIOGRAFIA

- Abbate, M. e V. Damiani (Eds). 1989. Studio ambientale del fiume Magra, ENEA, Roma, 221 pp.
- Benzecri, J.P. (Ed.). 1982. L'analyse des donnees. L'analyse des correspondances. Dunon, Paris (3e edition), 632 pp.
- Bernhard, M., E. Torti and G. Rossi. 1967. Automatic Determination of Total Hydrolyzable P-PO₄ in Seawater and Algae Cultures. Automation in analytical chemistry, Vol. 2, Technicon Symposia 1967. Mediad Inc., New York, 395-400.
- Cameron, W.M. and D.W. Pritchard. 1963. Estuaries. In: M.N. Hill (Ed.) The sea. Vol. 2. John Wiley and Sons, New York, 306-324. .BR;
- Grasshoff, K., M. Ehrhardt and K. Kremling. 1983. Methods of seawater analysis, 2nd Ed., Verlag Chemie, Weinheim, 419 pp.
- Lebart, L. 1975. Validite des resultats en analyse des donnees. Centre de Recherches et de Documentation sur la Consommation, Paris, 157 pp.
- Marchetti, R. 1984. Quadro di sintesi delle indagini svolte dal 1978 sul problema dell'eutrofizzazione nelle acque costiere dell'Emilia-Romagna. Atti del convegno "Eutrofizzazione dell'Adriatico - Ricerche e linee d'intervento". Bologna 18-20 maggio 1983: 38-75.
- Murphy, J. and J.P. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal. Chim. Acta, 27: 31-36.
- Piro, A. e G. Rossi. 1969. Determinazione dei nutrienti mediante AutoAnalyzer. Pubbl. Staz. Zool. Napoli, 37: 290-297.
- SCOR-Unesco Working Group. 1964. Determination of photosynthetic pigments. In: Determination of photosynthetic pigments in sea-water. Unesco. Paris, 9-18.
- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 1971. American Public Health Association, 13th Edition, New York, 522 pp.
- Zurlini, G. 1983. Applicazioni di metodi multivariati all'analisi ecologica. In: G. Zurlini e V. Damiani (Eds). Un esempio di analisi ecologica del sistema marino-costiero da Capo Circeo all'Isola di Ischia. Serie Simposi, Edizioni ENEA, Roma, 13-34.

DINAMICA STAGIONALE DI UNA COMUNITÀ DI SABBIE FINI BEN CALIBRATE NEL MARE LIGURE ORIENTALE

S.Cocito (*), S.Covre (*), C.Morri (**), C.N.Bianchi (*)

(*) ENEA-CRAM S.Teresa, CP 316, 19100 La Spezia

(**) Ist. Zoologia, Univ., via Balbi 5, 16126 Genova

SUMMARY - *Seasonal dynamics of a fine-sand community in the eastern Ligurian sea.* Changes in faunal composition and community structure were analysed on the basis of quarterly samples during the year 1988, in a station at short distance from the mouth of the river Magra. The community underwent dramatic changes, possibly cyclic, in species dominance and community organisation, according to the influence of a number of abiotic and biotic factors. Life-cycle characteristics of some species (especially *Spisula subtruncata*), sediment stability, and food availability were supposed to play a major role.

1. INTRODUZIONE

La dinamica stagionale nelle comunità marine bentiche mediterranee delle sabbie fini ben calibrate (biocenosi SFBC sensu Pérès e Picard, 1964) è stata studiata soprattutto per quanto riguarda gli aspetti compositivi (Picard, 1965), mentre gli aspetti strutturali sono meno conosciuti.

Pérès (1971) sottolinea la regolare ciclicità delle comunità marine in risposta all'andamento stagionale delle caratteristiche dell'ambiente; la dinamica delle comunità è condizionata da due diversi fenomeni, entrambi correlati alle fluttuazioni della temperatura: il reclutamento e la crescita da una parte e la mortalità dall'altra. Tale dinamica poggia evidentemente sull'equilibrio che si stabilisce tra reclutamento nelle sue diverse forme e mortalità.

Il fatto che vi siano variazioni stagionali di notevole ampiezza all'interno dei popolamenti bentici implica verosimilmente l'esistenza di cambiamenti periodici nella disponibilità e nella ripartizione delle risorse trofiche, anche se si ammette generalmente che nelle zone costiere ed estuariali queste risorse non costituiscano nel complesso un fattore limitante i popolamenti (Bachelet, 1981) .

La comunità studiata è posta davanti all'estuario del fiume Magra (La Spezia), ed è stata definita da lavori precedenti (Damiani *et alii*, 1989) come una tipica SFBC (Pérès e Picard, 1964). Ricerche successive (Covre, dati non pubblicati), hanno posto in evidenza che l'estuario del fiume Magra è periodicamente sottoposto a processi di colonizzazione da parte di specie appartenenti a tale comunità. Una migliore conoscenza e comprensione delle sue variazioni stagionali può dunque rivelarsi utile nello studio di ambienti interagenti come quelli fluviale e marino.

In questo lavoro vengono analizzate le modificazioni della composizione specifica e le variazioni strutturali dei popolamenti sulla base di quattro prelievi stagionali nel corso dell'anno 1988. Non essendo intervenuto nel periodo esaminato alcun fattore di alterazione, in particolare legato alle variazioni di regime del fiume, è possibile ipotizzare che i risultati siano rappresentativi di una regolare dinamica stagionale.

2. MATERIALI E METODI

I campionamenti sono stati effettuati sulla batimetrica di 5 m, nel tratto di mare antistante la foce del fiume Magra (Fig. 1), tramite una piccola draga rettangolare trainata per circa 100 m. Il materiale campionato è stato passato su setaccio con maglia 2 mm.

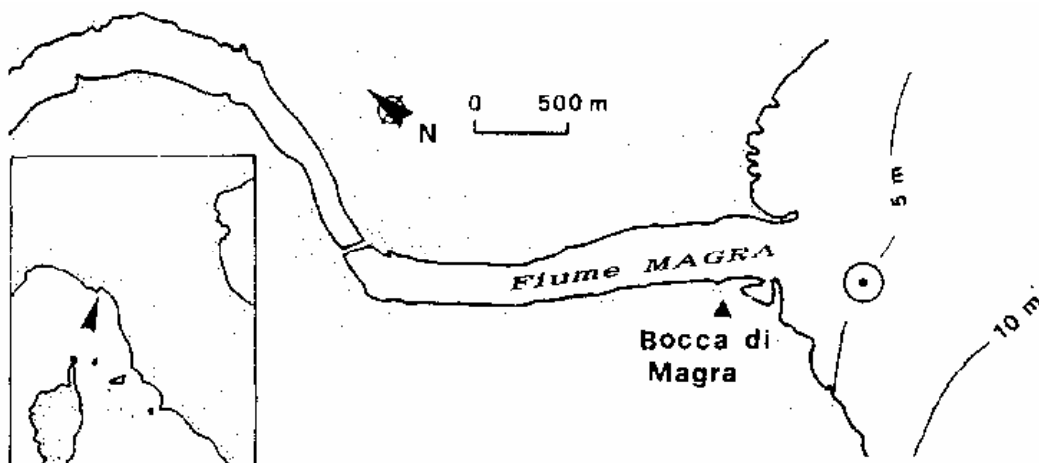


Fig. 1 - Ubicazione della stazione di studio.

La struttura della comunità è stata analizzata attraverso il computo dell'abbondanza totale (N) , del numero di specie (S) , e degli indici di diversità di Shannon-Weaver (H), di ricchezza specifica di Margalef (D), e di equitabilità di Pielou (J). Le abbondanze sono state codificate secondo una scala geometrica di base 2 (Gray, 1981). Per stimare le modificazioni stagionali nella composizione specifica, è stata misurata la diversità β attraverso l'indice di Cody (Magurran, 1988) che misura il bilancio netto tra specie in entrata e specie in uscita per ogni stagione e quindi il tasso di sostituzione delle specie all'interno della comunità.

3. RISULTATI

Sono state complessivamente individuate 68 specie di macrofauna (Tab. I). Il gruppo più rappresentato è quello dei policheti con 19 specie, seguito dai bivalvi (14 specie) e dagli antipodi (12 specie). Per composizione e fisionomia la comunità si conferma una tipica SFBC, dominata da specie caratteristiche di questa biocenosi e da un corteggio di specie sabulicole.

La composizione specifica, tuttavia, cambia notevolmente nel corso dell'anno. Solo alcune specie presentano quantità comparabili in tutti e quattro i prelievi: *Diogenes pugilator*, *Mactra stultorum*, *Nassarius mutabilis*, e poche altre (Tab. I). Molte presentano massimi di abbondanza in periodi ben precisi, come è il caso, ad esempio, per *Owenia fusiformis*, *Ampelisca brevicornis*, *Acanthocardia tuberculata*, e *Spisula subtruncata* (Fig. 2). La maggior parte, infine, compare solo in 1 o 2 prelievi (Tab. I).

A conferma di questo fatto, la diversità 0 (indice di Cody) mostra importanti variazioni nel corso dell'anno: il tasso di sostituzione di specie è elevato tra l'inverno e l'estate e la comunità, in particolare, tende a 'perdere' specie tra la primavera e l'estate; se l'andamento fosse ciclico, sarebbe così ipotizzabile che il nuovo reclutamento di specie avvenga tra l'autunno e l'inverno (Tab. II).

Per quanto riguarda la struttura della comunità, si osserva un progressivo aumento dell'abbondanza tra l'inverno e l'autunno, mentre numero di specie e ricchezza specifica seguono l'andamento opposto; diversità ed equitabilità si mantengono su valori comparabili fino all'estate, per decrescere poi in maniera vistosa (Fig. 3).

Tab. I - Lista delle specie rinvenute nei 4 prelievi stagionali
(l'abbondanza è espressa secondo una scala geometrica di base 2).

Specie	Stagioni			
	Inv	Pri	Est	Aut
BIV <i>Abra alba</i> (W.Wood)	2	.	.	.
BIV <i>Acanthocardia tuberculata</i> (L.) ▼	1	5	6	6
ANF <i>Ampelisca brevicornis</i> (A.Costa) †	5	4	7	.
ANF <i>Ampelisca typica</i> (Bate)	.	1	.	.
OFI <i>Amphipolis squamata</i> (Delle Chiaje)	.	1	.	.
OFI <i>Amphiura chiajei</i> Forbes	1	.	.	.
TAN <i>Apseudes latreilli</i> (Milne-Edwards) †	3	1	3	.
PIC <i>Ascorhynchus arenicola</i> (Dohrn)	.	1	.	.
AST <i>Astropecten johnstoni</i> (Delle Chiaje) †	1	.	.	.
ANF <i>Atylus massiliensis</i> (Bellan-Santini)	.	1	.	.
ANF <i>Atylus swammerdami</i> (Milne-Edwards)	1	.	.	.
ANF <i>Bathyporeia guilliamsoniana</i> (Bate) †	1	.	.	.
GAS <i>Bela laevigata</i> (Philippi)	1	1	.	.
IDR <i>Bimeria grisea</i> (Motz-Kossowska)	.	1	.	.
DEC <i>Carcinus aestuarii</i> (Czerniavsky)	1	1	.	.
ANT <i>Cereus pedunculatus</i> (Pennant)	.	1	.	.
POL <i>Chone duneri</i> (Malmgren)	.	1	.	.
IDR <i>Clytia hemisphaerica</i> (L.)	.	1	.	.
BIV <i>Corbula gibba</i> (Olivi)	.	5	3	2
DEC <i>Diogenes pugilator</i> (Roux) †	6	4	5	4
POL <i>Diopatra neapolitana</i> (Delle Chiaje) ▼	1	1	4	1
BIV <i>Donax semistriatus</i> Poli †	1	.	3	.
BIV <i>Donax variegatus</i> Gmelin in L.	2	.	.	.
BIV <i>Dosinia lupinus</i> (L.) †	1	3	.	.
ECH <i>Echinocardium cordatum</i> (Pennant) ▼	.	.	1	3
BIV <i>Ensis siliqua</i> (Chenu)	1	5	.	.
POL <i>Eupolytnia nebulosa</i> (Montagu)	.	2	.	.
POL <i>Glycera alba</i> (O.F.Müller)	3	1	.	.
POL <i>Goniada maculata</i> Oersted	.	.	.	1
GAS <i>Hinia incrassata</i> (Strom)	.	1	.	1
ANF <i>Hippomedon massiliensis</i> Bellan-Santini †	1	.	.	.
POL <i>Lagis koreni</i> Malmgren †	.	1	.	.
ANF <i>Lembos spiniventris</i> (Della Valle)	.	1	.	.
ANF <i>Leucothoe occulta</i> Krapp-Schickel	.	.	4	3
DEC <i>Liocarcinus vernalis</i> (Risso) ▼	2	.	.	.
POL <i>Lumbrineris gracilis</i> (Ehlers) †	1	1	.	.
POL <i>Lumbrineris impatiens</i> (Claparède)	2	.	.	.
BIV <i>Mactra stultorum</i> (L.) ▼	1	4	6	3
POL <i>Magelona papillicornis</i> F.Müller	1	.	.	.
BIV <i>Musculus subpictus</i> (Cantraine)	.	1	.	.
GAS <i>Nassarius mutabilis</i> (L.) ▼	3	4	3	4
POL <i>Nephtys cirrosa</i> Ehlers	3	.	.	.

Tab. I - (continuazione)

POL <i>Nephtys hombergii</i> (Savigny) ♣	2	2	1	.
GAS <i>Neverita josephinia</i> Risso ▼	.	1	.	.
IDR <i>Obelia dichotoma</i> (L.)	.	1	.	.
POL <i>Onuphis falesia</i> Castelli	2	.	.	.
OFI <i>Ophiura texturata</i> (Lamarck)	1	.	.	.
ANF <i>Orchomenella nana</i> (Kröyer)	1	.	.	.
BIV <i>Ostrea edulis</i> (L.)	1	.	.	.
POL <i>Owenia fusiformis</i> Delle Chiaje ♣	5	4	1	.
BIV <i>Pandora inaequalis</i> (L.) ▼	.	.	1	2
POL <i>Paradoneis armata</i> Glémarec	1	.	.	.
DEC <i>Parthenope massena</i> (Roux)	1	.	.	.
ANF <i>Perioculodes longimanus</i> (Bate & Westwood) ▼	.	1	.	.
IDR <i>Podocoryne carnea</i> (Sars) ♣	1	2	.	.
POL <i>Polyodontes maxillosus</i> (Ranzani)	1	.	.	.
POL <i>Prionospio</i> sp.	1	.	.	.
ANF <i>Pseudolyrius kroyeri</i> (Haller)	.	1	.	.
POL <i>Sigalion mathildae</i> Audouin & Milne-Edwards ▼	1	.	.	.
BIV <i>Solen marginatus</i> Pennant	3	.	.	.
POL <i>Spiophanes bombyx</i> (Claparède) ▼	.	1	.	.
BIV <i>Spisula subtruncata</i> (Da Costa) ▼	3	7	6	9
POL <i>Sthenelais limicola</i> (Ehlers)	1	1	.	.
IDR <i>Stylactis aculeata</i> (Wagner)	.	1	.	.
POL <i>Stylarioides</i> sp.	.	.	1	.
BIV <i>Tellina pulchella</i> (Lamarck) ▼	.	1	.	.
ANF <i>Urothoe pulchella</i> (A. Costa) ▼	2	.	3	.
IDR <i>Zanclus costata</i> (Brückner) ♣	.	1	.	.

▼ = esclusiva SFBC; ♣ = preferenziale SFBC; ♣ = sabulicola stretta; ♣ = sabulicola tollerante (secondo vari autori).

Tab. II - Tasso di sostituzione in specie in un ciclo stagionale (i valori relativi al passaggio autunno-inverno sono calcolati nell'ipotesi di un andamento perfettamente ciclico).

	Inv-Pri	Pri-Est	Est-Aut	(Aut-Inv)
n° specie perse	23	29	7	(6)
n° specie acquisite	22	6	2	(35)
diversità β (Cody)	22.5	17.5	4.5	(20.5)

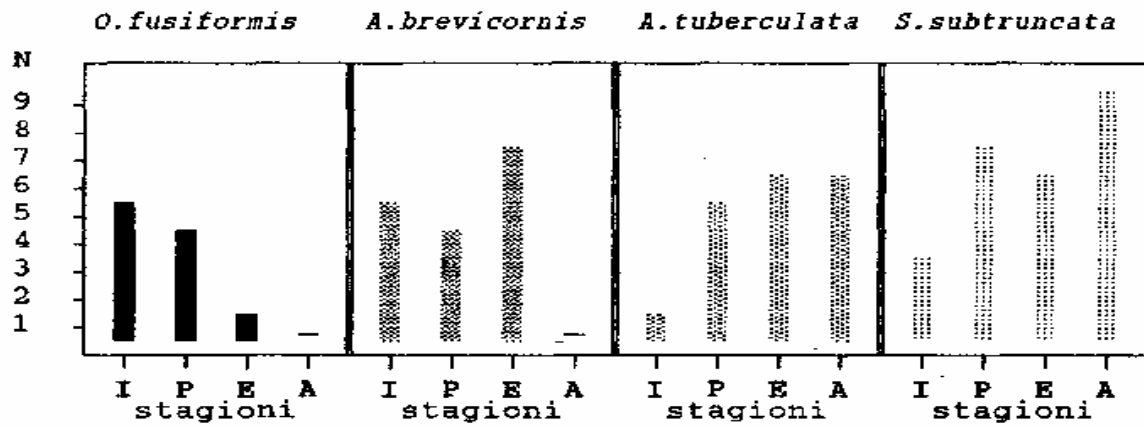


Fig. 2 - Andamento quantitativo di 4 specie in un ciclo stagionale (l'abbondanza N è espressa secondo una scala geometrica di base 2).

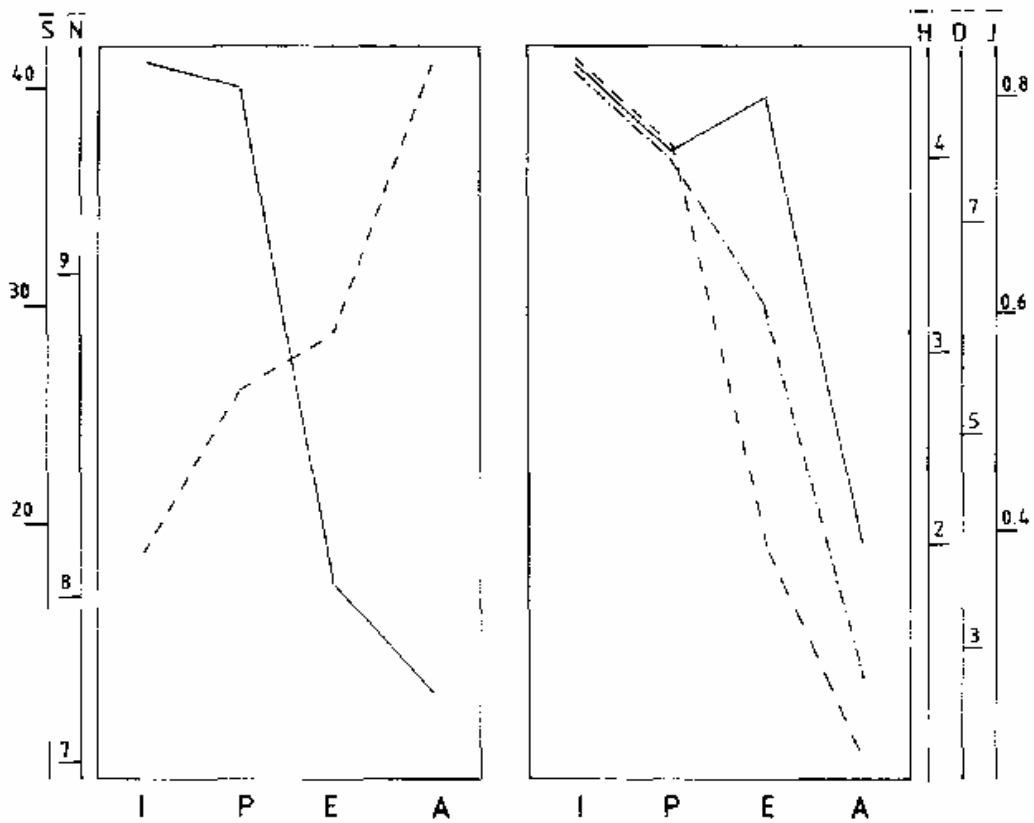


Fig. 3 - Andamento dei parametri strutturali della comunità in un ciclo stagionale. H = abbondanza totale (espressa secondo una scala geometrica di base 2), S = numero di specie, H = diversità, D = ricchezza specifica, J = equitabilità.

4. CONCLUSIONI

Per composizione e per fisionomia, la comunità studiata rispecchia comunità analoghe sia in quanto poste in prossimità di sbocchi fluviali (Della Seta et alii, 1977; Castagnolo et alii, 1978), sia in quanto site anch'esse nel settore ligure-alto tirreno (Albertelli e D'Ambrosio, 1988; Biagi e Corselli, 1984).

Tale comunità ha presentato modificazioni notevoli nel corso del ciclo annuale, subendo un completo rimaneggiamento soprattutto all'approssimarsi della buona stagione. Tale rimaneggiamento è apparso evidente dal punto di vista sia compositivo (cambiamento dello spettro specifico, elevata diversità β) sia strutturale (diminuzione del numero di specie e della diversità, aumento del numero di individui), e ha comportato anche una netta variazione dell'organizzazione trofico-funzionale. Infatti, la comunità è risultata fortemente dominata dai bivalvi sospensivori (*S.subtruncata*, *A. tuberculata*) tra la primavera e l'autunno; in inverno, invece, le specie quantitativamente più importanti hanno mostrato strategia mista detritivora-sospensivora (*O.fusiformis*, *A.brevicornis*) e comunque i detritivori (diversi antipodi) sono apparsi più frequenti.

Integrando queste osservazioni e supponendo che tali cambiamenti abbiano periodicità annuale, è possibile proporre in via ipotetica lo schema del ciclo annuale della comunità studiata (Fig. 4).

L'approssimarsi della stagione favorevole, grazie all'aumento della temperatura ed alla maggiore disponibilità di plancton, permette un reclutamento massivo delle specie a ciclo rapido e ad elevata richiesta energetica. Tra queste, un ruolo chiave è giocato da *S.subtruncata* che, realizzando contingenti numerici estremamente elevati, è in grado di operare una "canalizzazione" delle risorse, trasferendo materia ed energia dal plancton al benthos. Attorno a questa specie si organizza poco alla volta un corteggio faunistico oligotipico, a bassa diversità. *S.subtruncata* mostra due periodi di reclutamento (Glémarec, 1979), con un picco primaverile ed un massimo di abbondanza autunnale, mantenendo comunque un numero di individui significativamente elevato nel corso dell'anno. Dopo il reclutamento autunnale, però, questa comunità entra in crisi: alla diminuzione della temperatura e della disponibilità di plancton, si aggiunge il fatto che l'elevato numero di individui di *S.subtruncata* determina una modificazione del substrato ad opera dei loro

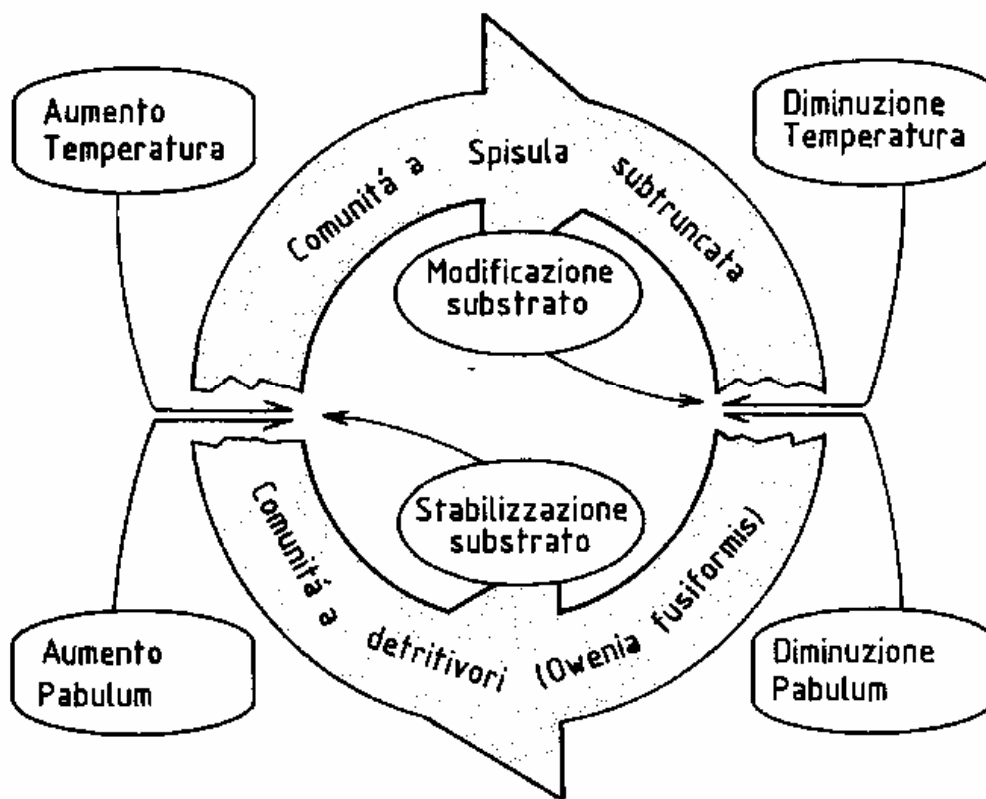


Fig. 4 - Schema del ciclo stagionale della comunità studiata

stessi prodotti catabolici (Pérès, 1971). Ne derivano condizioni sfavorevoli per i sospensivori (ostacolo della filtrazione a livello branchiale) e favorevole invece per i detritivori. Il rapporto di amensalismo tra detritivori e sospensivori in relazione alla natura del substrato è stato messo in evidenza da Rhoads e Young (1970). L'instaurarsi, tra l'autunno e l'inverno, di una comunità prevalentemente basata sui detritivori ha come vantaggiosa conseguenza il fatto di poter sfruttare le risorse trofiche che si erano andate accumulando a livello del sedimento, e permette il mantenimento del popolamento anche in assenza di significativi apporti dal sistema pelagico. L'abbondanza totale, tuttavia, non raggiunge i cospicui valori estivi, ma ricchezza specifica e diversità sono più elevate. Con il ritorno delle condizioni favorevoli si ha di nuovo il reclutamento massivo di *S.subtruncata*; è inoltre possibile che l'affermarsi di un nuovo popolamento di bivalvi sospensivori sia favorito ancora una volta da un 'feed-back' endogeno. Una delle specie dominanti durante l'inverno, infatti, è il polichete tubico-

lo *O.fusiformis*: Woodin (1976) sostiene che la costruzione di tubi contribuisca alla stabilizzazione del substrato, facilitando l'installazione dei bivalvi sospensivori. All'approssimarsi della primavera, dunque, la comunità "perde" le molte specie detritivore, per acquisirne poche sospensivore, ed il ciclo ricomincia.

E' ovvio che simile schema è da considerarsi solamente ipotetico: esso potrà essere corroborato o falsificato solo con osservazioni a lungo termine e, possibilmente, estese a località diverse. Il ciclo stagionale osservato da Ambrogi *et alii* (1990) in "una biocenosi SFBC davanti al delta del Po, per esempio, sembra mostrare diversi andamenti nei parametri strutturali: non vanno d'altra parte dimenticate le grandi differenze bioclimatiche tra l'Adriatico settentrionale ed il mar Ligure. In entrambe le situazioni, tuttavia, è possibile riconoscere un'accentuata dinamica stagionale. Essa è espressione, secondo Pérès (1971), del grado di "apertura" della comunità nei confronti dei flussi energetici che l'attraversano, ed è tipica degli ecosistemi marini situati a bassa profondità e sottoposti ad ampie variazioni stagionali dei fattori ecologici.

RINGRAZIAMENTI - L'identificazione tassonomica di alcune specie è stata effettuata da: A.Castelli (Pisa), policheti; G.Diviacco (Roma) e P.Benato (Verona), antipodi; M.Curini Galletti (Pisa), molluschi; M.Mori (Genova), crostocei decapodi. S.Fraschetti (Genova) ci ha gentilmente fornito indicazioni bibliografiche.

BIBLIOGRAFIA

- Albertelli G. e N.D'Ambrosio, 1988 - Alcuni aspetti ecologici del macrobenthos della zona pilota di Chiavari. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, **52** suppl. (1986): 125-137.
- Ambrogi R., D.Bedulli e G.Zurlini, 1990 - Spatial and temperai patterns in structure of macrobenthic assemblages. A three-year study in the northern Adriatic sea in front of the Po river delta. *PSZN I: Mar. Ecol.*, **11** (1): 25-41.
- Bachelet G., 1981 - Données préliminaires sur l'organisation trophique d'un peuplement benthique marin. *Vie Milieu*, **31** (3-4): 205-213.
- Biagi V. e C.Corselli, 1984 - Contributo alla conoscenza della malacofauna di un fondo SFBC (Pérès e Picard, 1964). *Boll. Malacologico*, **20** (5-8): 117-130.

- Castagnolo L., L.Falciai, S.Focardi, M.C.Gambi e D.Spadini, 1978 - Dati preliminari sulle biocenosi dei fondi mobili dragabili di fronte al fiume Ombrone. *Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, **3** (1) : 551-561.
- Damiani V., M.Abbate, C.N.Bianchi, C.Morri e S.Sgorbini, 1989 - Caratteristiche ecologiche del tratto marino antistante l'estuario del fiume Magra e interazioni tra fiume e mare. In: M.Abbate e V.Damiani (eds), *Studio ambientale del fiume Magra*. ENEA, Roma: 203-217.
- Della Seta G., R.Minervini, A.Mussino, L.Castagnolo, S.Focardi e A.Renzoni, 1977 - Primi risultati dello studio sui popolamenti bentonici dei fondi mobili dragabili alla foce del Tevere. *Atti 9° Congr. S.I.B.M.*: 215-227.
- Glémarec M., 1979 - Problèmes d'écologie dynamique et de succession en Baie de Concarneau. *Vie Milieu*, **28-29** (1) : 1-20.
- Gray J.S., 1981 - *The ecology of marine sediments*. Cambridge University Press, Cambridge: 1-185.
- Magurran A.E., 1988 - *Ecological diversity and its measurement*. Croom Helm, London: 1-92.
- Pérès J.M., 1971 - Considérations sur la dynamique des communautés benthiques. *Thal. Jug.*, **7** (1): 247-277.
- Pérès J.M. e J.Picard, 1964 - Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. mar. Endoume*, **31** (47): 1-137.
- Picard J., 1965 - Recherches qualitatives sur les biocoenoses marines des substrats meubles dragables de la région marseillaise. *Rec. Trav. Stat. mar. Endoume*, **36** (52): 1-160
- Rhoads D.C. e D.K.Young, 1970 - The influence of deposit-feeding organism on the sediment stability and community trophic structure. *J. mar. Res.*, **28** (2): 150-178.
- Woodin S.A., 1976 - Adult-larval interactions in dense infaunal assemblages: patterns of abundance. *J. mar. Res.*, **34** (1): 25-41.

OBSERVATIONS ON THE STRUCTURE OF THREE DIFFERENT COMMUNITIES OF THE CONTINENTAL SHELF IN THE LIGURIAN SEA

Giancarlo ALBERTELLI (*) and Simonetta FRASCHETTI (**)

(*) Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina
(**) Istituto di Scienze Ambientali Marine, Università di Genova

RIASSUNTO

Osservazioni sulla struttura di tre differenti comunità della platea continentale nel Mar Ligure. Sono state analizzate tre differenti comunità macrobentoniche di fondo mobile poste rispettivamente a 20, 50 e 200 m di profondità, lungo la platea continentale del Mar Ligure. I differenti parametri strutturali (numero di organismi e di specie, H' e J) e funzionali (abitudini trofiche delle specie dominanti) sono stati studiati al fine di evidenziare caratteristiche diverse da correlarsi ad un gradiente di situazioni ambientali. Viene discussa l'importanza delle specie dominanti nello strutturare le tre comunità, ed il ruolo assunto dal controllo fisico rispetto a quello biologico.

1. INTRODUCTION

In recent years the Continental shelf has been intensively studied to evaluate the different structural and functional characteristics of the macrobenthic communities subjected to a gradient of environmental parameters (e.g.: McIntyre and Eleftheriou, 1968; Lagardère, 1971; McLachlan et al., 1984; Fresi et al., 1983; Albertelli and Cattaneo, 1985; Cornet, 1986; Gambi and Giangrande, 1985; Pearson and Rosenberg, 1986; Kroncke, 1990; Miror and Desrosiers, 1990). In general, two major environments were individuated, one physically controlled mainly by high hydrodynamic energy conditions, and one, a low energy environment, biologically controlled (Sanders, 1968; Gray, 1981; Russo et al., 1985). The past tendency was to characterize these two environments in terms both of structural and functional parameters: 1- increasing number of organisms, species and biomass with the increasing depth (McIntyre and Eleftheriou, 1968; Johnson, 1970; Knott et al., 1983; McLachlan et al., 1984). 2- Deposit-feeders and suspension-feeders with a marked spatial separation between in-shore and off-shore waters (Sanders, 1958; Rhoads and Young, 1970; Levinton, 1972). 3- Demographic separation in terms of organism distribution with prevalence of r-strategist, in the physically controlled environment, and K-strategist in the biologically controlled one (Pianka, 1970; Grassle and Sanders, 1973; Beukema et al., 1983; Cornet, 1986). The prevailing opinion deriving from these studies was that off-shore communities, less affected by physical conditions, are distinct from the often highly affected nearshore ones, with corresponding unstable coastal communities

and more stable deeper ones. However, the relative importance of biotic versus abiotic effects is not well known at present (Whitlatch and Zajac, 1985). Also in physically controlled environments, larval recruitment and the life-history of the dominant species are able, by themselves, to determine the community structure with their demographic strategies and their different functional adaptations, so that they are very important in structuring communities (Santos and Simon, 1980; Menge and Sutherland, 1987; Roughgarden et al., 1988; Sale, 1990). The temporal scale of sampling is important in order to provide evidence for the patterns of community stability. For the Mediterranean Sea, for example, there are few works dealing with long-term studies in such environments (e.g.: Ambrogi et al, 1990). The aim of this study was to obtain some indications about the pattern of communities subjected to this environmental gradient by 1- analyzing the annual trend in terms of number of organisms, number of species, diversity (H' - Shannon index), evenness (J), to enable major variations in the considered years; 2- identifying dominant species (if present), relating their characteristics with those of the community where they were found.

2. MATERIAL and METHODS

Three sampling surveys were performed monthly in the area facing the town of Chiavari (GE) (fig. 1). Samples were collected at three different depths: 20 m (St. 1), 50 m (St. 2) and 200 m (St. 3) respectively. Station 1 was sampled from February 1979 to January 1980, station 2 from October 1977 to September 1979 and station 3 from October 1977 to October 1978. Seven replicate samples were collected at each station with a van Veen grab (726 cm², 12 l) washed through a 1 mm-mesh sieve in station 1, a 2 mm-mesh sieve in station 2 and 3, preserved in 10% formaldehyde. Specimens of macrofauna were counted and identified at species level in the laboratory. The three stations were analyzed to identify structural patterns through time. Abundance, density of the dominant species, Shannon diversity (H') and evenness (J) were calculated.

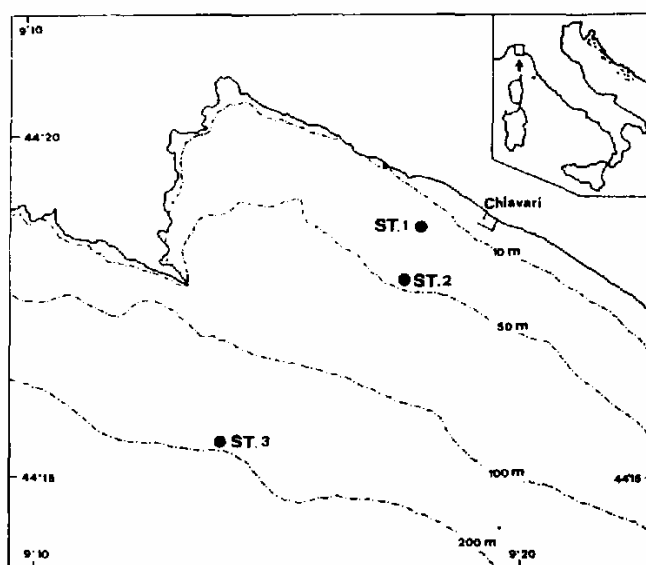


Figure 1. Location map of the study area

3. RESULTS

The lists of species collected in the three stations are available in two data reports (Albertelli et al., 1978; Albertelli et al., 1980).

Station 1 (20 m). Station 1 was an inshore site, with sediment characterized by well-sorted sand. 193 species and 33294 individuals were collected in total. Polychaetes were the most representative taxon in terms of species and individuals (68.2%), followed by crustaceans (15.7%), molluscs (14.9%), echinoderms (0.6%) and other organisms (0.5%). The number of individuals showed a seasonal trend, with higher values in spring, caused by organisms which are able to attain high density rapidly, and a decline starting in June (fig. 2). The number of species did not show a seasonal trend, presenting a discontinuous pattern of variation independent of season (fig. 2). Two minimum values were identified, in February and in July. This minimum in July is probably related to the high density attained by few dominant species monopolizing the community, while the minimum occurring in February is related to the winter period. Despite the less favourable winter conditions, in the second winter sampled, the community was characterized by a higher number of species. The most important species in order of abundance were the polychaetes *Owenia fusiformis* (Delle Chiaje) (8954 individuals) and *Prionospio*

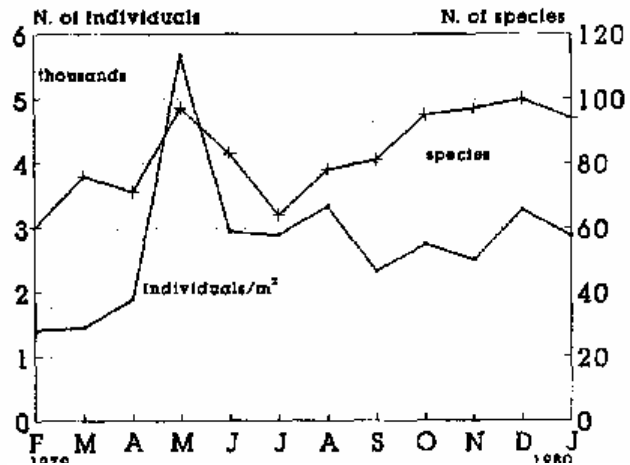


Figure 2. Abundance and species number at station 1

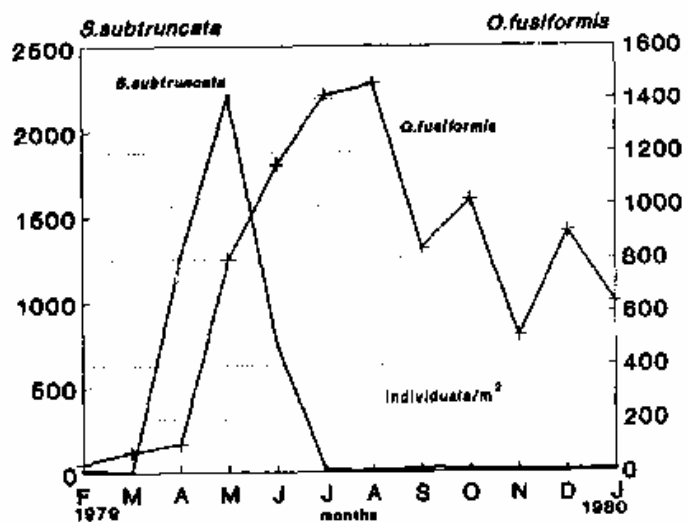


Figure 3. Abundance of *S. subtruncata* and *O. fusiformis* at station 1

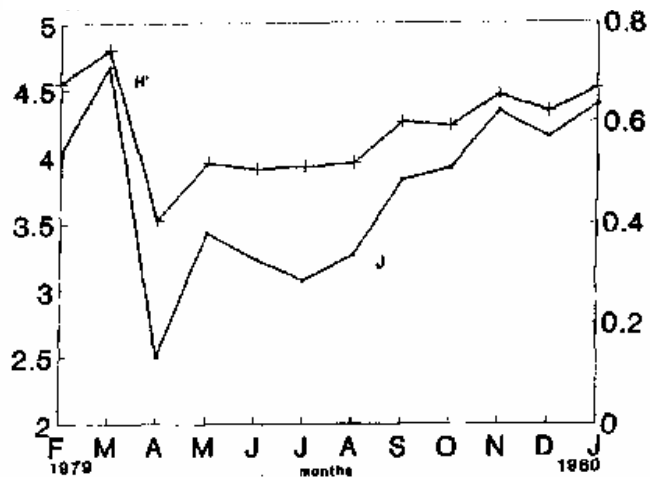


Figure 4. Annual trend of H' and J at station 1

cospersi Laubier (5350), the bivalve *Spisula subtruncata* (Da Costa) (4306) and the polychaete *Chone duneri* Malmgren (2374). The high density observed in May (5664 ind./m²) (fig. 2) was sustained mainly by the recruitment of *S. subtruncata* that showed, immediately after the settlement, a very high mortality rate, passing from 2204/m² (May) to 740/m² (June) to 20/m² (July) (fig. 3). In the following period, only very few adults were found in the *Spisula* population. The numerical increase of *O. fusiformis* (maximum in August - fig. 3) corresponded to the settlement of the mero-planktonic larvae, normally occurring in April and July, followed by another period of colonization in October (Gambi, 1989). The numerical increase of this polychaete corresponded to the reduction of *S. subtruncata* (fig. 3).

S. subtruncata and *C. duneri* showed a cyclic pattern (with almost the same number of individuals at the beginning and at the end of the year sampled). *O. fusiformis* and *P. cospersi* (this one increasing during all the sampled year with a maximum in December) presented a discontinuous pattern of variation that seems, as already seen (Ambrogi et al., 1990), to be independent of season. *P. cospersi*, in general, is a numerically dominant species in this "well sorted fine sands biocoenosis" especially during winter and spring when the abundance of most bivalve species declines abruptly (Ambrogi et al., 1990). The dominant species (*O. fusiformis*, *S. subtruncata*, *C. duneri*) are filter-feeders. However, while *S. subtruncata* strictly belongs to this trophic group, *O. fusiformis* has the morphological characteristics of both deposit- and suspension-feeders. Among the amphipods, 4 species of the genus *Ampelisca* were found (*A. typica*, *A. brevicornis*, *A. spinifer*, *A. tenuicornis*, all detritus-suspension feeders), indicators of a mainly "biologically controlled environment". Also *Urothoe pulchella* and *U. poseidonis* (suspension-feeders) were abundant, indicators of mainly indicators of a "physically controlled environment" (Scipione, 1989). 31% of the community was characterized by tube-builders (*O. fusiformis* and the ampeliscids) able to stabilize the sediment. The abundance of *Chone*, a polychaete not well-adapted to strong mechanical stress (Gambi and Giangrande, 1985) is probably related to the

high abundance of all those tube-builders. The diversity index (H') was comprised between 2.5 and 4.6 (fig. 4). Spring was characterized by a reduction in the diversity value of the community, with a minimum in April justified by the massive settlement of *S. subtruncata*, with an increase (even though irregular) in all the following period of sampling. The highest values of diversity index were found during both winter periods. The value of J varied between 0.4 and 0.7 (fig. 4) and its variation was approximately parallel to that of diversity. In this station H'

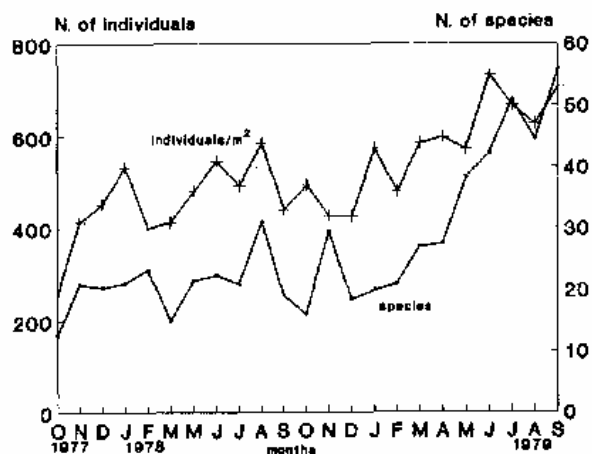


Figure 5. Abundance and species number at station 2

and J increased gradually immediately after the period of high mortality of *S. subtruncata*, as recolonization of other species proceeded.

Station 2 (50 m). This offshore site was selected as a more physically stable habitat, characterized by muddy-sediment. 103 species and 3256 individuals were collected in the first year monitored, 131 species and 5004 individuals in the second one. Polychaetes were the most representative

taxon (61% in the 1977/78 - 47% in the 1978/79), followed by crustaceans (23% - 15%), molluscs (9.7% - 32.7%) and other organisms (5.8% - 4.5%). Very different patterns of abundance were shown in the two sampled years, but no seasonal trend was recognized. While, in the first year sampled, the community was almost stable in terms of individual, a tendency, even though irregular, to an increasing number both in terms of individual and species was observed in the second sampled period. The increased abundance was especially due to the increasing presence of *Turritella communis* Risso, a muddy-terrigenous bottom species (fig. 5). The polychaetes *Lumbrineris emandibulata mabiti* Ramos (71 individuals in the 1977/78 - 91 individuals in the 1978/79), *Prionospio pinnata* Ehlers (107 - 49), *Stemaspis sentala* (Ranzani) (369 - 235) and *Terebellides stroemi* Sars (161 - 270), the gastropod *T. communis* (95 - 720) and the tanaid *Apseudes echinatus* Sars (59 - 96) were the most abundant species. In the first year sampled, the comparison of the relative abundance of the most representative species with the total number of organisms collected did not show a particularly dominant species able to monopolize the community, as recognized in station 1. However, during the second year *T. communis* seemed to assume a dominant role. None of the most abundant species were characterized by a seasonal cycle. Between them, *T. communis* probably is an annual species, with a very short reproduction period in April-June (Sartenaer, 1959), characterized by strong recruitment and mortality. When the recruitment is really successful, this gastropod is able to dominate the entire community (*Turritella*-facies). The community was characterized by the dominance of deposit-feeders and burrowers (*T. communis*, *T. stroemi*, *S. scutata*), although the high presence of ampeliscids (9 species - detritus/suspension-feeders) showed the coexistence of different trophic strategies.

The diversity index was comprised between 3.1 (in the first year sampled) and 4.7 (in the second one) (fig. 6). No seasonal trend was evident in the biannual variation of diversity of the community. Two minimum values were registered, one in

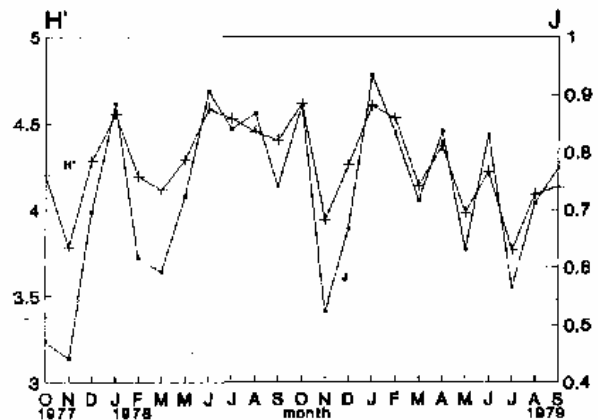


Figure 6. Annual trend of H' and J at station 2

November 1977 and another in the following November. The first was determined by the increase of *S. scutata*, and the second justified by the increase of *T. communis* density. The value of J varied between 0.6 and 0.8 (fig. 6) and, also in this station, its trend was approximately parallel to that of diversity.

Station 3 (200 m). The bottom was characterized by muddy sediments. 89 species and 1132 individuals were collected in total. Polychaetes were the most representative taxon (48.4%), followed by echinoderms (28.4%), crustaceans (18.7%), and molluscs (4.5%). This community showed a major structural stability, with less significant variations in number of individuals and species, diversity and evenness (fig. 7; 9).

The most abundant species were the ophiuroid *Amphiura filiformis* (O.F. Muller) (204 individuals), typical of the edge of the Continental shelf in the Ligurian Sea (Cattaneo, 1981) and the polychaete *Maldane glebifex* Grube (122). The population density of *A. filiformis* showed a peak (28 individuals/m²) in December 1977, with a successive irregular decreasing trend, while *M. glebifex* showed a peak in August, with a compressive more irregular trend. The trends of these species presented a specular pattern characterized by the increasing *Amphiura* population with the parallel decreasing polychaete population (fig. 8). An inhibition activity of *M. glebifex* for the ophiuroid has been suggested in a possible succession model (Glémarec et al., 1986). Apparently the dominant species were characterized by seasonal

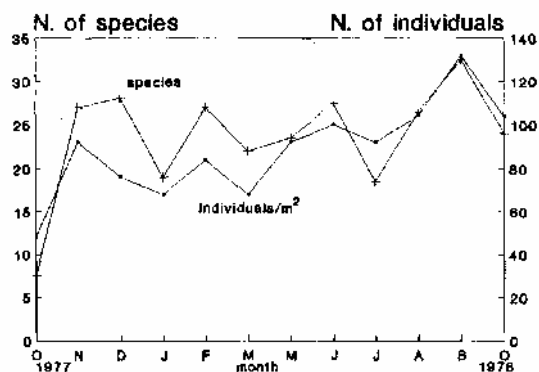


Figure 7. Abundance and species number at station 3

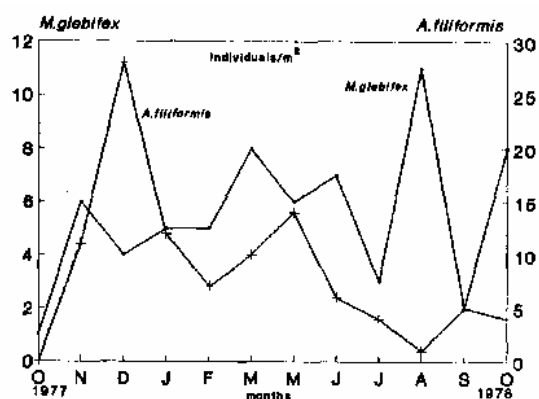


Figure 8. Abundance of *A. filiformis* and *M. glebifex* at station 3

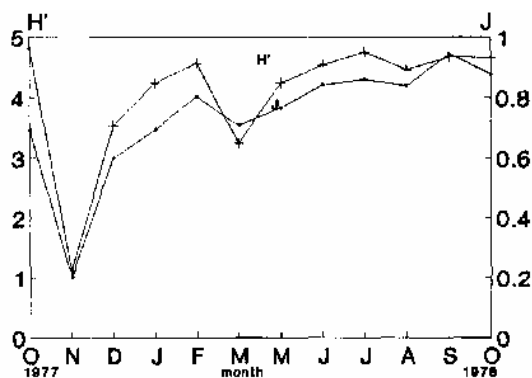


Figure 9. Annual trend of H' and J at station 3

Tab. A: Summary of the major structural features of the three communities.

	ST . 1	ST . 2	ST . 3
N . ind.	33294/m ²	3256-5004/m ²	1132/m ²
N . species	193	103/131	89
H'			
Max	4.6	4.6/4.7 *	4.7
Min	2.5	3.1/3.4 *	1
J			
Max	0.7	0.8/0.8	0.9
Min	0.4	0.6/0.6	0.2
TROPHIC GROUPS	coexisting suspension-deposit f.	prevailling deposit-f.	coexisting suspension-deposit f.
COMMUNITY TREND	high seasonality, predictable fluctuations	no seasonality, unpredictable fluctuations	apparent more stability
*- <i>Turritella</i> - ecotone ?			

variations in density. *M. glebifex* is a burrower, sessile non-jawed polychaete, whereas *A. filiformis* is a suspension/surface deposit-feeder. Also in this station, the genus *Ampelisca* was well represented (6 species), providing evidence for both deposit- and suspension-feeding behaviour at this depth. The diversity index was between 1 and 4.7 (fig. 9).

No seasonal trend was identified but the value seemed to increase with time. Besides the November minimum (caused by the dominance of *A. filiformis*), diversity was characterized by a rather high and Constant value. The value of J varied between 0.2 and 0.9 and its variation was approximately parallel to that of diversity, also in this station.

3. DISCUSSION

The characteristics which have been shown in the three different communities were not always in accordance with the situations reported in literature. A less rigid situation existed (Tab. A).

As was expected, the seasonal pattern of the macrofaunal community settlement was evident only for station 1, where the fluctuations of abundance, corresponding to the environmental variability, were predictable. Marked seasonal fluctuations are well-known for the sandy-bottom communities characterized by the presence of

bivalves in the Mediterranean Sea (Masse, 1972; Ambrogi and Occhipinti Ambrogi, 1985; Bedulli et al., 1988; Ambrogi et al., 1990). But even although the predominance of the physical control is evident, the fact that variations in the community structure reflect patterns established at the recruitment stage cannot be ignored.

The peak of colonization occurring during the spring was, in fact, mainly caused by the recruitment of *S. subtruncata*, an opportunistic species (r-strategist) able to cope with the variations of the environment. *S. subtruncata* seems to influence with its demographic evolution the community trend during the spring, while *O. fusiformis* began to dominate after this period. Consequently, the presence in the community of dominant species with a meroplanktonic stage determines a period in which the structure of the community depends completely on the success of recruitment. In this way, recruitment is responsible for the yearly changes of community structure. The highest values of diversity index, found during both the winter periods, have to be differently interpreted. The high diversity recorded in February 1979 is related to the decreasing density of both the number of species and individuate, and is not a measure of a well-structured community. However, the high diversity recorded in January 1980 is due to an unusual increasing number of species during this unfavourable period. Hence, the community showed a certain structural stability (adjustment stability, *sensu* Gray et al., 1985) in terms of abundance but not in terms of the number of species. If the observations suggest an annual cycle, a single year sampling is not enough to predict the adjustment stability. In fact, the different structure observed in the two winter periods (high diversity but different community structure) confirms the variability of the community and the necessity for a longer period of observation. In relation to the trophic structure, Station 1 was characterized by the coexistence of filter- and deposit-feeders. The dominant filter-feeding species (*S. subtruncata* and *C. dumeri*) seem to be more influenced by the fluctuation of the environmental conditions, confirming their character of opportunistic or r-selected species (Beukema et al., 1986). The presence of 4 species of the genus *Ampelisca*, (all detritus- suspension feeders), with *U. pulchella* and *U. poseidonis* (suspension feeders) suggests a mixed biological and physical control.

Station 2 did not show a seasonal trend and it seemed less influenced by the environmental variables. The increased physical stability would also lead to an increase in the community stability, with a more pronounced biological accommodation. The two years sampled, however, show very different patterns and are evidencing of "non-predictable" fluctuations. The increasing trend shown by the second year both in terms of the number of species and individuate was characterized by the strong increase of *T. communis*, the dominant species. The life-cycle of *T. communis* is not well known (see the results). The dominance of this species has been observed, for example, in the Tyrrhenian Sea (Russo and Fresi, 1983). In that area, it was individuated a transition zone (ecotone), characterized by low value of H' and J, caused by the high abundance of this gastropod. By contrast, in this study the increasing density

of *T. communis* did not lead to a decreasing community diversity or evenness. The coexistence of species such as *L. emandibulata mabiti*, *Paralacydonia paradoxa* Fauvel, *Harpinia crenulata* (Bate), suggests a sediment heterogeneity typical of the ecotone. The increase of *T. communis* could be related to a higher food availability, providing also an environment for a large number of other species. The increasing presence of *T. stroemi*, *Chaetozone setosa* Malmgren, *P. paradoxa*, which are organic matter indicators, probably confirms this hypothesis. *T. stroemi*, for example, showed a strong density increase in September 1979, going from 322/m² to 540/m². A temporal ecotone is possibly formed, with a temporary enrichment of the total community, as suggested by the diversity value. In relation to the trophic structure, with changed sedimentary and hydrodynamic conditions, suspension-feeders disappeared almost completely in the community and the dominance of deposit-feeders was evident, in accordance with the literature.

Station 3 seems to be the most stable community both in terms of the number of species and individuals. At this depth (200 m) the environment is considered to be stable. In fact, if diversity and stability are directly correlated, this station seems to be more stable than the other two, with a diversity value rather high and constant (excepting November value). Anyway, the presence of the long-living species *A. filiformis*, with a meroplanktonic larva and with strong numerical fluctuations during the recruitment period (Creutzberg, 1986; Kroncke, 1990) suggests a similar pattern to station 2, with "non-predictable" numerical variations, determined by the recruitment of dominant species. The coexistence, among the dominant species, of different trophic strategies is probably justified by the possibility of feeding on the currents along the continental slope.

In conclusion, it is possible to confirm a gradient of stability in the community structure in terms of decreasing seasonal variations in the number of organisms. Station 1, characterized by the dominance of r-strategist organisms, presents a trend with hypothesized "predictable" fluctuations in the numbers of individuals. This type of species is known to be more tolerant of changing environmental conditions. Probably, their realized short-term instability contribute to long term coexistence of species (*Spisula /Owenia*) (Chesson and Huntly, 1989). Anyway, even without seasonal variations, the very different physiognomy shown by station 2 (with non-predictable fluctuations of annual species) during the two years evidenced the effect of the recruitment of the dominant species and the difficulty in considering stable the community. The difficulty is similar for station 1 when the different community structure in the two winter periods is considered. Only station 3 seems to maintain stability in the structural parameters. But also in this station the presence of long-living dominant species such as *A. filiformis* suggests that the fate of its recruitment would possibly change the structural physiognomy of the community. It is difficult to find a clear boundary between stable and unstable communities. The structure of the community is probably always the result of a mixed biological and physical control. This is prob-

ably also true for the spatial separation of trophic groups, which are not always clearly defined and mixed trophic communities seem to be of general occurrence. The study of the population dynamics of the dominant species and of their life-histories could give information about the more important control factors: in fact the formation and the maintenance of the community are probably mainly determined by a successful recruitment of some most important species able to change the physiognomy of the community. Moreover some studies demonstrate that the recruitment and early succession of the benthos can follow similar patterns in spite of differences in the environment (e.g.: Bonsdorf, 1989). The study period was, however, not long enough to detect clear temperai trends in the three communities. Long-term studies of coastal benthic communities (Coull, 1985) suggest that extensive changes in community composition and abundance occur naturally over periods that range from months to decades. This has obvious consequences for our current ability to explain existing patterns and to predict future trends in communities. Long-term data sets are needed to propose credible hypotheses on community evolution through time and work is currently underway in this direction.

Acknowledgments

We wish to thank N. Drago for the systematic work, Prof. A. Eleftheriou for helpful suggestions and Dr. M. Petrillo for his daily assistance.

5. REFERENCES

- Albertelli, G., M.R. Cattaneo, N. Della Croce and N. Drago. 1978. Benthos della piattaforma continentale ligure. *Catt. Idrob. Pesci. Univ. Genova, Rapp. Tee. N* : 1-15.
- Albertelli, G., M.R. Cattaneo, N. Della Croce and N. Drago. 1980. Benthos della piattaforma continentale ligure. *Catt. Idrob. Pesci. Univ. Genova, Rapp. Tee. N* 10: 1-14.
- Albertelli, G. and M.R. Cattaneo. 1985. Macrobenthos dei fondi molli del Mar Ligure. *Atti VI Cong.Ass. Ital. Oceanol. Limnol*, Livorno, 12-14 Aprile 1984: 87-98.
- Ambrogi, R. and A. Occhipinti Ambrogi. 1985. The estimation of secondary production of the marine bivalve *Spisula subtruncata* (da Costa) in the area of the Po river delta. *P.S.Z.N. I: Mar. Ecol.*, 6 (3): 239-250.
- Ambrogi, R., D. Bedulli and G. Zurlini. 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. *P.S.Z.N. I: Mar. Ecol.*, 11 (1): 25-41.
- Bedulli, D., R. Ambrogi and P. Poli. 1988. Structure des populations d'Invertébrés benthiques devant le delta du Po. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 31 (2): 12.

- Beukema, J.J., G.C. Cadée and H. Hummel. 1983. Differential variability in time and space of numbers in suspension and deposit feeding benthic species in a tidal flat area. *Oceanol. Acta*, NSP, Proc. XVII EMBS: 21-26.
- Bonsdorff, E.. 1989. Infaunal colonization and its dependence on environmental variation - experimental evidence from the northern Balthic Sea. In: *Proc. XXIII EMBS Symposium*, J.S. Ryland and P.A. Tyler (ed.): 349-356.
- Cattaneo, M.R.. 1981. Contribution a l'étude du plateau Continental de la Mer Ligure et haute tyrrhénienne. II Echinodermata. *Cah. biol. mar.*, 22: 11-24.
- Chesson, P. and H. Nancy. 1989. Short-term instabilities and long-term community dynamics. *TREE*, 4 (10): 293-298.
- Cornei, M.. 1986. Evolution des paramètres de structure des populations de mollusques bivalves des fonds a *Abra alba* au large du bassin d'Arcachon. *Vie Milieu*, 36 (1): 15-25.
- Coull, B.C.. 1985. The use of long-term biological data to generate testable hypotheses. *Estuaries*, 8: 84-92.
- Creutzberg, F. 1986. Distribution pattern of two bivalve species (*Nucula turgida*, *Tellina fabula*) along a frontal System in the southern North Sea. *Neth. Journ. Sea Res.*, 20 (2/3): 305- 311.
- Fresi, E., M.C. Gambi, S. Focardi, R. Bargagli, F. Balbi and L. Falciai. 1983. Benthic community and sediment types: a structural analysis. *P.S.Z.N. I: Mar. Ecol.*, 4 (2): 101-121.
- Gambi, M.C.. 1989. Osservazioni sulla morfologia funzionale e comportamento trofico di *Owenia fusiformis* delle Chiaje (Polychaeta, Oweniidae) in rapporto ai fattori ambientali. *Oebalia*, 15 (1), N.S.: 145-155.
- Gambi, M.C. and A. Giangrande. 1985. Analisi della struttura trofica del popolamento dei Policheti nei fondi mobili di due aree del Mar Tirreno. *Oebalia*, 15, N.S.: 215-222.
- Glémarec, M., H. Le Bris and C. Le Guellec. 1986. Modifications des écosystèmes des vasières cotières du sud-Bretagne. *Hydrobiologia*, 142: 159-170.
- Gray, J.S.. 1981. *The ecology of marine sediments*. Cambridge University Press, Cambridge: 1-185.
- Gray, J.S., V. Valderhaug and K.I. Uglund. 1985. The stability of a benthic community of soft sediment. In: *Proc. IXX EMBS Symposium*, P.E. Gibbs (Ed.): 245-253.
- Grassle, J.F. and H.S. Sanders. 1973. Life history and the role of disturbance. *Deep-Sea Res.*, 20: 643-659.
- Johnson, R.G.. 1970. Variations in diversity within benthic marine communities. *Am. Nat.*, 104: 285-300.
- Knott, D.M., D.R. Calder and R.F. van Dolha. 1983. Macrobenthos of sandy beach and nearshore environments at Murrells Inlet, South Carolina, USA. *Estuar. Coast. ShelfSci.*, 16: 573-590.
- Kroncke, I. 1990. Macrofauna standing stock of the Dogger Bank. A comparison: II. 1951-1952 versus 1985-1987 are changes in the community of the Northeastern part of the Dogger Bank due to environmental changes? *Neth. Jour. Sea Res.*, 25 (1/2): 189-198.
- Lagardère, F.. 1971 (1972). Les fonds de peche de la cote puest de l'Ile d'Oléron. Cartographie bionomique. III. - Les peuplements benthiques. *Tethys*, 3 (3): 507-538.
- Levinton, J.S.. 1972. Stability and trophic structure in deposit-feeding and suspension-feeding communities. *Am. Nat.*, 106 (950): 472-486.
- Massé, H.. 1972. Quantitative investigations of sand-bottom macrofauna along the Mediterranean north-west coast. *Mar. Biol.*, 15: 209-220.

- McLachlan A., A.C. Cockcroft and D.E. Malan. 1984. Benthic faunal response to a high energy gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 16: 51-63.
- McIntyre, A.D. and A. Eleftheriou. 1968. The bottom fauna of a flatfish nursery ground. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 48: 113-142.
- Miror, G.Y. and G.L. Desrosiers. 1990. Distributions and population structures of two intertidal estuarine polychaetes in the lower St. Lawrence Estuary, with special reference to environmental factors. *Mar. Biol.*, 105:297-306.
- Menge, B.A. and J.P. Sutherland. 1987. Community regulation: variation in disturbance, competition and predation in relation to environmental stress and recruitment. *Am. Nat.*, 130, 5: 730-757.
- Pearson, T.H. and R. Rosenberg. 1986. Feast and famine: structuring factors in marine benthic communities. In: *Organization of communities past and present*. J.H.R. Gee and P.S. Giller (ed.), Blackwell Scientific Publications: 373-395.
- Pianka, E.R. 1970. On r- and K- selection. *Am. Nat.*, 104: 592-597.
- Rhoads, D.C. and O.K. Young. 1970. The influence of deposit-feeding organisms on sediment stability and community trophic structure. *J. Mar. Res.*, 28 (2): 150-178.
- Roughgarden, J., S. Gaines and H. Possingham. 1988. Recruitment dynamics in complex life-cycles. *Science*, 241: 1460-1466.
- Russo, G.F. and E. Fresi. 1983. Analisi strutturale del popolamento a molluschi in fondi mobili del Golfo di Salerno. *Nova Thalassia*, Suppl. 6: 645-653.
- Russo, G.F., E. Fresi and M. Scardi. 1985. Il popolamento a Molluschi dei fondi mobili del Golfo di Salerno: analisi strutturale in rapporto al trofismo. *Oebalia*, 11, N.S.: 339-348.
- Sale, P.F. 1990. Recruitment of marine species: is the bandwagon rolling in the right direction? *TREE*, 5 (1): 25-27.
- Sanders, H.L. 1958. Benthic studies in Buzzards Bay. I. Animal-sediment relationships. *Limnol. Oceanogr.*, 3 (3): 245-257.
- Sanders, H.L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *Am. Nat.*, 102: 243-292.
- Santos, S.L. and J.L. Simon. 1980. Marine soft bottom community establishment following annual defaunation: larval or adult recruitment? *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 2: 235-241.
- Sartenaer, P. 1959. Premieres recherches taphonomiques, en scaphandre autonome, sur le facies a *Turritella tricarinata* forme *communis* de la vase molle terrigene du Golfe de Fos. *Rec.Trav.St.Mar. Endoume*, 26 (16): 15-38.
- Scipione, M.B. 1989. Comportamento trofico dei crostacei anfipodi in alcuni sistemi bentonici costieri. *Oebalia*, 15-1, N.S.: 249-260.
- Whitlatch, R.B. and R.N. Zajac. 1985. Biotic interactions among estuarine infaunal opportunistic species. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 21:299-311.

DISTRIBUZIONE DELLE COMUNITA' MARINE BENTICHE TRA LA SPEZIA E LIVORNO

C.Morri (*), E.Gagnoli (**), C.N.Bianchi (**)

(*)Ist. Zoologia, Univ., Via Balbi 5, 16126 Genova
(**)ENEA-CREA S.Teresa, CP 316, 19100 La Spezia

SUMMARY - Benthic community distribution between La Spezia and Leghorn (Western Mediterranean) - Eleven communities were found, sampling by dredge or Van Veen grab, between 5 and 500 m. Six of them correspond to Mediterranean biocoenosis-types, namely: SFBC (of fine well-sorted sands), HP (of *Posidonia oceanica* meadows), VTC (of costal terrigenous muds), DC (of coastal detritic bottoms), VB (of bathyal muds) and Gv (of *Gryphus vitreus*) ; for the latter, the new name DB (of bathyal detritic bottoms) is here proposed. The remaining five communities, i.e., *Polydora ciliata-Pomatoceros triqueter*, *Brachynotus gemmellari-Upogebia typica*, *Corbula gibba-Dentalium inaequicostatum*, *Nucula nitidosa-Calyptraea chinensis*, and *Amphiura chiajei*, can be interpreted as different stages of an evolutive sequence induced by high organic and/or inorganic sediment input.

1. INTRODUZIONE

La zona considerata (Fig. 1) rappresenta un'area di confine tra il Mar Ligure e il Mar Tirreno. Ciononostante, essa non è mai stata oggetto di ricerche che mirassero ad una caratterizzazione dei fondali dal punto di vista biologico: infatti, informazioni di un certo dettaglio esistono solo per le Secche della Meloria (Bacci *et alii*, 1969) e per fondali delle aree limitrofe, e cioè il Mar Ligure orientale (Albertelli e Cattaneo, 1983), e l'Alto Tirreno (Albertelli *et alii*, 1983). La sedimentologia della zona è al contrario sufficientemente nota ed una sintesi cartografica e bibliografica si trova in Ceppodomo *et alii* (1989).

Con questi presupposti, è stata avviata una campagna di prelievi (N/o Minerva, ottobre 1987), con lo scopo di effettuare un censimento dei popolamenti bentici e di analizzarne la distribuzione in funzione dello "stato" dell'ambiente.

2. MATERIALI E METODI

I campionamenti sono stati eseguiti in 49 stazioni a profondità comprese tra 5 e 500 m con draga e/o benna Van Veen (Tab. I); i campioni sono stati setacciati, direttamente a bordo, su maglia di 2 mm.

Per mezzo di un'analisi di similitudine (coefficiente di Ochiai: Wildi e Orloci, 1980), sono stati individuati popolamenti omogenei per composizione quali-quantitativa. Tali popolamenti sono stati identificati, per quanto possibile, con le biocenosi-tipo di Pérès e Picard (1964); in caso contrario essi sono stati definiti come "comunità" autonome, denominate in base ad una o due specie dominanti.

3. RISULTATI

Sono state in tutto identificate 285 specie di macrobenthos, appartenenti a 15 maggiori taxa (Tab. II). I gruppi più rappresentati sono i policheti, con 89 specie (di cui *Eunice vittata* è la più abbondante), seguiti dai crostacei, con 52 specie, e dai molluschi, con 49 specie. Nel complesso, si possono identificare 11 diversi popolamenti (Fig. 1), che vengono brevemente definiti qui di seguito.

1) Biocenosi delle sabbie fini ben calibrate (SFBC) - Si rinviene essenzialmente nella zona sotto costa davanti al litorale massese, intorno alla batimetrica di 10 m; il sedimento è molto omogeneo, leggermente infangato, costituito da sabbie fini di origine terrigena. Per composizione e fisionomia essa corrisponde bene alla descrizione di Pérès e Picard (1964) : tra le specie dominanti si possono citare *Spi-sula subtruncata*, *Acanthocardia tuberculata*, *Tellina nitida*, *Pharus legumen*, *Sphaeronassa mutabilis*, *Nephtys hombergii*, *Liocarcinus vernalis*, *Ophiura ophiura*.

2) Comunità a *Polydora ciliata*-*Pomatoceros triqueter* - In una sola stazione a 13 m davanti al golfo di La Spezia, su un sedimento sabbio-fangoso ricco in ciottoli. Alle specie tipiche dell'infauna (*Echinocardium cordatum*, *Labidoplax digitata*, *Acanthocardia aculeata*, ecc.), si affianca infatti una ricca epifauna che colonizza i ciottoli (all'interno dei quali si rinvergono anche organismi perforanti quali *Litho-phaga lithophaga*): oltre a *P.ciliata* e *P.triqueter*, si rinvergono *Sabellaria alveolata*, *Pomatoceros lamarckii*, *Ostrea*

Tab. I - Posizione e caratteristiche delle stazioni di campionamento
(d: prelievo con draga; b: prelievo con benna Van Veen)

n°	prof.	latit.	longit.	natura del fondale
27Bd	63 m	44° 00.70'	9° 46.10'	fango
28Ad	13 m	44° 09.92'	9° 54.85'	sabbia
28Av	13 m	44° 13.17'	9° 55.32'	sabbia e fango
28Bd	33 m	43° 58.80'	9° 51.00'	fango
28Cd	105 m	43° 56.23'	9° 44.74'	fango
29Ad	12 m	44° 01.00'	10° 02.50'	sabbia fine siltosa
29Av	15 m	44° 01.40'	10° 02.30'	sabbia fine
29Bd	14 m	44° 01.80'	9° 59.70'	sabbia fine siltosa
29Bv	6 m	44° 12.03'	10° 02.04'	sabbia fine
29Cd	28 m	43° 55.04'	9° 55.08'	silt sabbioso
29Dd	90 m	43° 51.07'	9° 52.50'	fango
30Bd	10 m	43° 59.70'	10° 05.90'	sabbia fine
30Dd	15 m	43° 57.04'	10° 01.52'	fango
31Ad	8 m	43° 56.35'	10° 10.00'	sabbia siltosa
31Bd	12 m	43° 54.11'	10° 05.65'	sabbia fine e fango
31Cd	34 m	44° 01.32'	10° 00.90'	fango
32Ad	10 m	43° 51.05'	10° 13.13'	fango
32Bd	23 m	43° 50.36'	10° 03.57'	fango
32Cd	70 m	43° 49.42'	9° 56.74'	fango
32Dd	200 m	43° 47.50'	9° 48.20'	fango
32Dv	200 m	43° 47.80'	9° 48.30'	fango
32Ed	440 m	43° 47.07'	9° 38.02'	fango sabbioso
32Ev	460 m	43° 47.05'	9° 29.03'	fango sabbioso
33Bd	10 m	43° 46.85'	10° 14.94'	fango
33Dd	15 m	43° 46.48'	10° 10.88'	fango
33Ed	38 m	43° 47.09'	10° 02.44'	fango
33Fd	96 m	43° 46.93'	9° 56.88'	fango
34Ad	10 m	43° 44.10'	10° 15.10'	fango
34Av	10 m	43° 44.48'	10° 15.05'	fango
35Bd	8 m	43° 40.59'	10° 14.94'	fango
35Dd	16 m	43° 40.92'	10° 12.46'	fango
35Ed	50 m	43° 41.02'	10° 04.74'	fango
35Fd	100 m	43° 41.39'	9° 57.95'	fango
36Cv	53 m	43° 34.44'	10° 05.48'	sabbia e bioconcrezioni
36Dv	100 m	43° 32.41'	9° 59.96'	fango
36Ed	330 m	43° 38.29'	9° 50.62'	fango
36Fd	500 m	43° 36.49'	9° 42.87'	fango
36Fv	500 m	43° 35.04'	9° 44.09'	fango
37Bd	14 m	43° 32.43'	10° 10.60'	prateria di posidonie
37Cd	32 m	43° 30.22'	10° 08.76'	prateria di posidonie
37Dd	52 m	43° 28.78'	10° 04.25'	sabbia biodetritica
37Ed	140 m	43° 27.75'	9° 58.99'	sabbia e fango
37Ev	140 m	43° 27.33'	9° 59.00'	fango e sabbia
37Fd	100 m	43° 26.09'	9° 52.57'	sabbia e bioconcrezioni
37Fv	100 m	43° 25.78'	9° 52.36'	sabbia e fango
37Gd	210 m	43° 24.88'	9° 49.30'	sabbia e fango
37Gv	212 m	43° 24.39'	9° 49.41'	fango con biodetrito
37Hd	420 m	43° 24.01'	9° 44.04'	sabbia e fango
37Hv	426 m	43° 22.76'	9° 44.02'	fango

edulis, ed altre. Tra le specie accompagnatrici sono degne di nota *Eunice vittata*, *Lumbrineris emandibulata-mabiti*, e *L.latreilli*. È probabile che tale comunità preluda a quella analoga descritta da Relini e Ardizzone (1986) davanti alle Cinque Terre.

3) Comunità a *Brachynotus gemmellari-Upogebia typica* - Nel tratto di mare davanti a Viareggio, attorno alla batimetrica di 10 m, su sedimenti argillosi compatti con strato superficiale sabbioso. Oltre ai due succitati decapodi, erano presenti ben poche altre specie, per lo più riferibili a forme sabulicole: *Acanthocardia tuberculata*, *Pandora inaequalis*, *Spisula subtruncata*. Sono inoltre da menzionare *Glycera rouxii* e *Corbula gibba*.

4) Comunità a *Corbula gibba-Dentalium inaequicostatum* - Al largo della foce del fiume Sarchio, a 30-40 m di profondità, su fondi misti di sabbia e fango. *D.inaequicostatum* è considerata specie mixticola da Picard (1965), mentre la proliferazione di *C.gibba* (oltre 480 esemplari complessivi) è legata verosimilmente ad apporto di sostanza organica (Nodot et alii, 1984). Altre specie importanti sono *Tellina pulchella*, *Eunice vittata* e *Trachythyone elongata*; sono inoltre presenti *Glycera rouxii*, *Lumbrineris latreilli* e *Amphiura filiformis*.

5) Comunità a *Nucula nitidosa-Calyptraea chinensis* - Al largo del litorale massese e spezzino, tra 30 e 60 m di profondità, su sedimento di silt e argilla. Presenta una grande povertà compositiva: oltre a *N.nitidosa* e *C.chinensis*, le sole specie relativamente importanti sono *Lumbrineris emandibulata-mabiti*, *Astropecten irregularis pentacanthus* e *Amphiura filiformis*.

6) Comunità ad *Amphiura chiajei* - Su fondali limo-argillosi a 20-50 m di profondità al largo della foce dell'Arno. Anche questa è assai povera in specie. Ad *A.chiajei*, si accompagnano *Holothuria forskali* e *Labidoplax digitata*. È inoltre relativamente frequente *Glycera rouxii*.

7) Biocenosi dei fanghi terrigeni costieri (VTC) - Si estende su gran parte della zona esaminata, a profondità prevalentemente comprese tra 50 e 100 m, su sedimenti silt-argillosi di origine fluviale. Le specie dominanti sono *Sternaspis scutata*, *Nephtys hystericis* e *Goneplax rhomboides*. L'abbondanza di *Trachythyone elongata* e *Labidoplax digitata* permette di riconoscere, nell'area in esame, la facies dei cosiddetti "fanghi fluidi", caratterizzati da una elevata se-

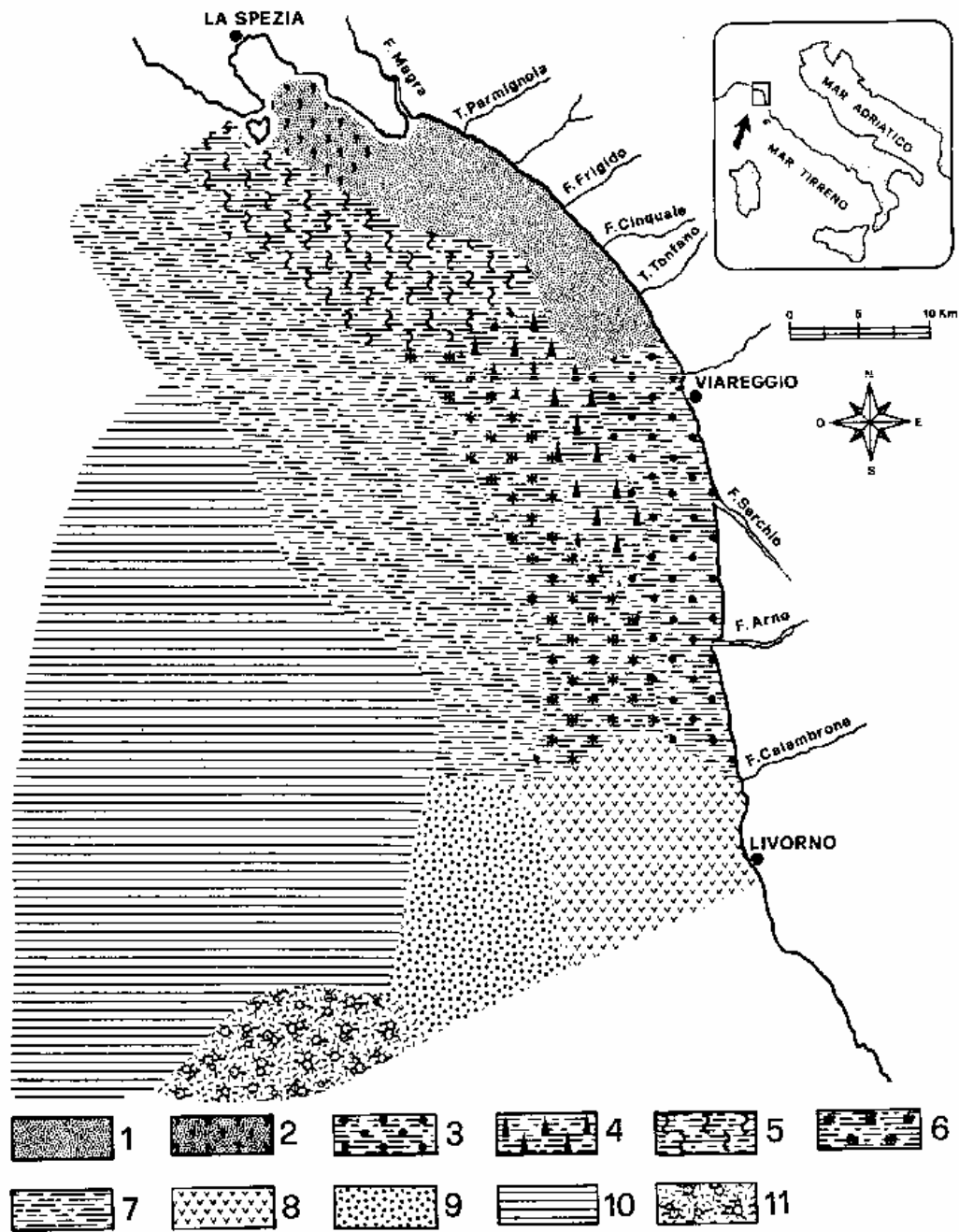


Fig. 1 - Carta dei popolamenti bentici tra Livorno e La Spezia. 1) biocenosi SFBC; 2) comunità a *Polydora ciciliata*-*Pomatoceros triqueter*; 3) comunità a *Brachinotus gemmellari*-*Upogebia typica*; 4) comunità a *Corbula gibba*-*Dentalium inaequicostatum*; 5) comunità a *Nucula nitidosa*-*Calyptra chinensis*; 6) comunità ad *Amphiura chiajei*; 7) biocenosi VTC; 8) biocenosi HP; 9) biocenosi DC; 10) biocenosi VB; 11) biocenosi DB.

dimentazione; localmente prolifera anche *Turritella communis*, specie tipica di fanghi molli a rapida sedimentazione (Pérès e Picard, 1964) .

8) Biocenosi della prateria di posidonie (HP) - Sulle Secche della Meloria, a profondità comprese tra 20 e 32 m. Tra le specie più significative si trovano, oltre a *Posidonia oceanica*, i suoi epifiti fogliari: *Electra posidoniae*, *Mimosella gracilis* e *Amathia lundiger*. Altre specie abbondanti sono *Phyllophora nervosa*, *Thoralus cranchi*, *Pagurus chevreuxi*, *P. anacoretus*, *Processa acutirostris* e *P. edulis*.

9) Biocenosi dei fondi detritici costieri (PC) - Intorno a 50 m di profondità, nei pressi delle Secche della Meloria. Si presenta sotto la facies nota come a "praline" (Pérès e Picard, 1964), fisionomicamente dominata da alghe corallinacee incrostanti che formano piccoli noduli concrezionati. Altre specie importanti sono *Vidalia volubilis*, *Peyssonnelia* sp., *Laetmonice hystericis*, *Hyalinoecia tubicola*, *Vermigliopsis infundibulum*, *Ebalia tuberosa*, *Genocidaris maculata*, *Anseropoda placenta* e *Ophiura albida*.

10) Biocenosi dei fanghi batiali (VB) - Occupa la maggior parte della scarpata continentale nella zona studiata, a profondità comprese tra 100 e 500 m, su sedimenti costituiti da fanghi argillosi relativamente consistenti. Il popolamento, molto rarefatto ed esclusivamente animale, corrisponde a quella che Pérès e Picard (1964) definiscono "biocenosi dei fanghi profondi" e che Carpine (1970) ridenomina "biocenosi dei fanghi batiali". Le specie più frequenti sono *Calocaris macandreae*, *Eriopisa elongata*, *Maera grossimana*, *Spiophanes kroyeri reyssi* e *Panthalis oerstedii*. Alle minori profondità compaiono alcuni elementi faunistici riferibili alle biocenosi circalitorali profonde: tale fenomeno è probabilmente da imputare anche al fatto che, in corrispondenza della rottura della pendenza, i sedimenti appaiono relativamente più ricchi di frazione sabbiosa. E' così che sono stati rinvenuti *Leptometra phalangium* a 140 m, e *Golfingia elongata* a 210 m e a 100 m.

11) Comunità a *Gryphus vitreus* - A profondità di circa 100 m, su sedimento misto di ghiaia, sabbia e fango. Il popolamento è caratterizzato inoltre da un insieme di specie biocenoticamente assai eterogeneo: alcune sono infatti caratteristiche della biocenosi dei fondi detritici del largo (DL), come *Dentalium panormum*, altre della biocenosi DC, come *Hyalinoecia tubicola*; altre ancora della biocenosi VB, come *Harmothoe impar*. Ciò concorda con le osservazioni di

Falconetti (1980), che considera i popolamenti a *Gryphus vitreus* di transizione tra le biocenosi DC, DL e VB, delle quali rappresenta un miscuglio di faune. Nella visione classica di Pérès e Picard (1964), tale popolamento è considerato come una facies della biocenosi VB. Infine, Emig (1985) ne fa una biocenosi autonoma caratteristica di un piano "battitorale", posto tra circalitorale e batiale, e denominata "biocenosi a *Gryphus vitreus* (Gv)". Poiché, tuttavia, Pérès e Picard (1964) ritengono inopportuno denominare una biocenosi in base ad una specie caratteristica, si propone qui il nome di «biocenosi, dei fondi detritici batiali (DB)».

4. CONCLUSIONI

L'area studiata presenta un "mosaico" di 11 popolamenti diversi: solo 5 di questi - e cioè SFBC, VTC, DC, HP, e VB - possono essere fatti corrispondere a biocenosi-tipo mediterranee (Pérès e Picard, 1964); la comunità a *G.vitreus*, se si accettano le interpretazioni di Emig (1985), può essere equiparata ad una sesta biocenosi-tipo, per la quale viene qui proposto il nome di «biocenosi dei fondi detritici batiali (DB)». Le rimanenti 5 comunità devono invece essere considerate come insiemi floro-faunistici privi di significato biocenotico e quindi presumibilmente non in equilibrio con i fattori climatici ed edafici che caratterizzerebbero i fondali della zona studiata.

Tale interpretazione risulta coerente con il concetto di "disturbance" (White e Pickett, 1985), che è tipicamente causa di mosaici ("patchiness") nei popolamenti biologici. Bellan *et alii* (1985) osservano che le perturbazioni dell'equilibrio sedimentario possono portare al degrado della struttura biocenotica dei popolamenti che vi sono soggetti. Salen-Picard (1985) identifica 9 gruppi di specie indicatrici di fasi successive della serie evolutiva dei fondi sottoposti a sedimentazione, organica e/o minerale, eccessiva ("fondi di decantazione").

Nell'area oggetto di questo studio, sono state rinvenute 12 delle 25 specie citate da Salen-Picard (1985). Esse sono: *Eunice vittata* e *Timoclea ovata* (gruppo 1), *Auchenoplax crinita* (gruppo 2), *Nematonereis unicornis*, *Aponuphys fauveli*, e *Aspidosiphon muelleri* (gruppo 4), *Glycera rouxii* e *Lumbrineris emandibulata-mabiti* (gruppo 5), *Amphiura filiformis* (gruppo 6), *Corbula gibba* e *Lumbrineris latreilli*

(gruppo 7), *Capitella capitata* (gruppo 9). Le specie dei gruppi 1, 5, 6, e 7 sono elementi quantitativamente importanti nelle 5 comunità di cui sopra. In base alla differente presenza delle specie di questi gruppi, le 5 comunità possono essere interpretate nell'ambito dello schema concettuale di Salen-Picard (1985): tutte risultano rientrare nei popolamenti dei "fondi di decantazione" ed appare pertanto evidente che esse rappresentano altrettante situazioni locali di un generale processo di disequilibrio sedimentario verosimilmente dovuto agli apporti fluviali della zona (Fig. 2).

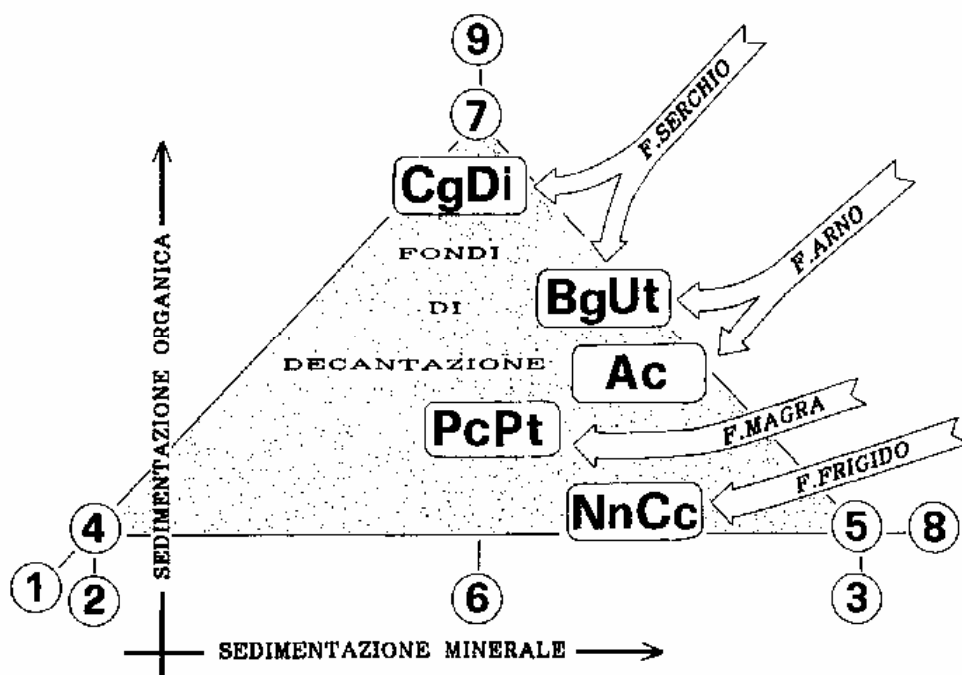


Fig. 2 - Schema delle relazioni di 5 comunità con i diversi gruppi (numeri) di specie indicatrici di eccesso sedimentario (Salen-Picard, 1985). CgDi = comunità a *Corbula gibba*-*Dentalium inaequicostatum*; BgUt = comunità a *Brachynotus gemmellari*-*Upogebia typica*; Ac = comunità ad *Amphiura cbiajei*; PcPt = comunità a *Polydora dilata*-*Pomatoceros triqueter*; NnCc = comunità a *Nucula nitidosa*-*Calyptrea chinensis*. E' indicata la presunta influenza dei principali corsi d'acqua della zona.

Sembra in particolare ipotizzabile un'influenza qualitativa e quantitativa diversa da parte dei principali corsi d'acqua che sono, da sud a nord: l'Arno (più il

Calambrone) , il Serchio, il Frigido (cui si aggiungono i torrenti massesi), e la Magra; tutti risentono di rilevanti attività antropiche (centri abitati, coltivazioni, cantieri navali, porti commerciali, attività industriali ed estrattive) e gravano a loro volta sui popolamenti bentici marini (De Simone et alii, 1988). Dal tipo di perturbazione che esplicano sulle comunità osservate, risulta che il Serchio e l'Arno presentano i maggiori carichi organici, mentre il Frigido sarebbe maggiormente caratterizzato da un carico minerale relativamente più elevato. L'azione congiunta dei diversi corsi d'acqua determina la formazione di vaste aree di decantazione sui fondali della piattaforma continentale, alterando così il quadro biocenotico della zona e la normale successione bionomica.

RINGRAZIAMENTI - Si ringraziano gli specialisti che hanno collaborato all'identificazione delle specie: G.Pardi (Pisa), alghe; M.Pansini (Genova) , poriferi; A.Castelli (Modena), policheti; G.Diviacco (Roma), anfipodi; R.Sconfietti (Pavia), isopodi e tanaidacei; M.Mori (Genova), decapodi; M.Curini Galletti (Pisa) e R.Cattaneo Vietti (Genova), molluschi; A.Balduzzi (Genova), briozoi; D.Pellegrini (Pisa), echinodermi; M.Pestarinò (Genova), tunicati.

BIBLIOGRAFIA

- Albertelli G., M.Cattaneo, N.Della Croce, N.Drago, 1983 - Macrobenthos delle isole di Capraia, Pianosa, Giglio, Montecristo, Giannutri, Elba (Arcipelago Toscano). Univ. Genova, I.S.A.M., RT **18**: 1-8.
- Albertelli G. e M.Cattaneo, 1983 - Contributi agli studi della piattaforma continentale del Mar Ligure ed Alto Tirreno. III. Analisi faunistico-bionomica del macrobenthos in quattro zone campione. *Atti 4° Congr. A.I.O.L.*, (14): 1-12.
- Bacci G., G.Badino, E.Lodi, L.Rossi, 1969 - Biologia delle Secche della Meloria. I. Prime ricerche e problemi di conservazione e di ripopolamento. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, **24** (1): 5-30.
- Bellan G., M.Bourcier, J.Picard, C.Salen-Picard e G.Stora, 1985 - Conséquences structurelles dues aux perturbations affectant les biocénoses benthiques méditerranéennes de substrat meublé. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, **29**: 215-221.
- Carpine C., 1970 - Ecologie de l'étage bathyal dans la Méditerranée occidentale. *Mém. Inst. océanogr., Monaco*, **2**: 1146.
- Ceppodomo I., C.Galli e A.Zattera, 1989 - Classificazione ecotipologica delle coste italiane. Carte granulometriche. ENEA, Roma, Collana Studi Ambientali: 1-15 (+19 carte).

- De Simone R., C.N.Bianchi, S.Cocito, S.Forti e E.Gagnoli, 1988 - Frammenti plastici nei sedimenti marini dell'Alto Tirreno tra Livorno e La Spezia. *Proc. 2nd intern. Conf. Environ. Protect.*, **1**: 91-98.
- Emig C., 1985 - Distribution et synécologie des fonds a *Gryphus vitreus* (Brachiopoda) en Corse. *Mar. Biol.*, **90**: 139-146.
- Falconetti C., 1980 - Bionomie benthique des fonds situés a la limite du plateau Continental du Banc du Magaud (Iles d'Hyères) et de la région de Calvi (Corse). Thèse d'Etat, Univ. Nice: 1-287.
- Nodot C., M.Bourcier, A.Jeudy de Grissac, S.Heusner, J.Regis e J.Tiné, 1984 - Répartition des biocoenoses benthiques en fonction des substrats sédimentaires de la rade de Toulon (France). 2. La Grande Rade. *Tethys*, **11** (2)": 141-153.
- Pérès J.M. e J.Picard, 1964 - Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Rec. Trav. Stat. mar. Endoume*, **31** (=47): 1-137.
- Picard J., 1965 - Recherches qualitatives sur les biocoenoses marines des substrats meubles dragables de la région marseillaise. *Rec. Trav. Stat. mar. Endoume*, **52** (=36): 1-160.
- Relini G. e G.D.Ardizzone, 1986 - A preliminary account of a probable new benthic community along the Ligurian coast. *Rapp. Comm. int. MÉR Médit.*, **30** (2) : 23.
- Salen-Picard C., 1985 - Indicateurs biologiques et sédimentation en milieu circalittoral méditerranéen. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, **29** (5): 211-212.
- White P.S. e S.T.A.Pickett, 1985 - *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, San Diego: 1-472.
- Wildi O. e L.Orloci, 1980 - Management and multivariate analysis of vegetation data. Swiss Fed. Inst. Forestry Res., Rep. **215**: 1-68.

Tab. II - Lista delle specie rinvenute

- ALGHE** *Acrothamnion preissii* (Sonder 1888) Wollaston 1967
Cladophora prolifera (Roth 1797) Kutzing 1843
Codium bursa (L. 1765) C.Agardh 1828
Codium fragile Suringar Hariot 1888
 Corallinaceae indet.
Cryptomenia lomation (Bertoloni 1818) J.Agardh 1851
Dictyopteris membranacea (Stackhouse 1801) Batters 1902
Dictyota dichotoma (Hudson 1762) Lamouroux 1809
Fauchea repens (C.Agardh 1822) Montague 1846
Halimeda tuna (Ellis e Solander 1789)
Halopteris filicina (Grateloup 1806) Kutzing 1843
Nitophyllum punctatum (Stackhouse 1797) Greville 1830
Peyssonnelia rubra (Greville 1826) J.Agardh 1852
Peyssonnelia sp.

Tab. II - (continuazione)

	<i>Phyllophora nervosa</i> (De Candolle 1805) Greville 1830
	<i>Polysiphonia</i> sp.
	<i>Rytiphloea tinctoria</i> (Clement 1807) C.Agardh 1824
	<i>Udotea petiolata</i> (Turra 1780) Boergesen 1925
	<i>Ulva rigida</i> (C.Agardh 1822)
	<i>Vidalia volubilis</i> (L. 1761) J.Agardh 1863
FANEROGAME	<i>Posidonia oceanica</i> (L. 1767) Delile 1813
PORIFERI	<i>Agelas oroides</i> (Schmidt 1880)
	<i>Axinella damicornis</i> (Esper 1794)
	<i>Dictyonella incisa</i> (Schmidt 1880)
	<i>Disydea tupha</i> (Martens 1824)
	<i>Erylus euastrum</i> (Schmidt 1868)
	<i>Petrosia ficiformis</i> (Poiret 1789)
	<i>Poecillastra compressa</i> (Bowerbank 1866)
	<i>Reniera</i> cfr <i>implexa</i> (Schmidt 1868)
	<i>Spongia officinalis</i> (L. 1759)
	<i>Suberites domuncula</i> (Olivi 1752)
	<i>Tethya aurantium</i> (Pallas 1776)
	<i>Tethya citrina</i> (Sarà e Melone 1965)
CNIDARI	<i>Alcyonum acaule</i> (Marion 1878)
	<i>Cerianthus membranaceus</i> (Spallanzani 1785)
	<i>Clytia hemisphaerica</i> (L. 1767)
	<i>Paractinia striata</i> (Risso 1826)
	<i>Pennatula rubra</i> (Ellis 1761)
	<i>Plumularia obliqua</i> (Johnston 1847)
	<i>Sagartiogeton undatum</i> (Muller 1788)
	<i>Sarcodictyon roseum</i> (Philippi 1842)
NEMERTINI	<i>Nemertea</i> indet.
SIPUNCULIDI	<i>Aspidosiphon muelleri</i> (Diesing 1851)
	<i>Golfingia abyssorum mediterranea</i> (Isern 1975)
	<i>Golfingia catharinae</i> (Grube 1868)
	<i>Golfingia elongata</i> (Keferstein 1862)
	<i>Golfingia margaritacea</i> (Sars 1851)
	<i>Onchnesoma squamatum</i> (Koren e Danielsson 1876)
	<i>Phascolion strombi</i> (Montagu 1804)
	<i>Sipunculus nudus</i> (L. 1766)
MOLLUSCHI	<i>Abra alba</i> (W.Wood 1802)
	<i>Abra nitida</i> (Muller 1789)
	<i>Abra prismatica</i> (Montagu 1808)
	<i>Acanthocardia aculeata</i> (L. 1758)
	<i>Acanthocardia echinata</i> (L. 1758)
	<i>Acanthocardia tuberculata</i> (L. 1758)
	<i>Acanthochitona fascicularis</i> (L. 1767)
	<i>Anadara corbuloides</i> (Monterosato 1878)
	<i>Anomia ephippium</i> (L. 1758)
	<i>Archidoris pseudoargus</i> (Rapp 1827)
	<i>Astarte fusca</i> (Poli 1795)
	<i>Atrina pectinata</i> L. 1767
	<i>Azorinus chamasolen</i> (Da Costa 1778)
	<i>Calyptraea chinensis</i> (L. 1758)

Tab. II - (continuazione)

- Capulus hungaricus* (L. 1758)
Chama gryphoides (L. 1758)
Chamelea gallina (L. 1758)
Chlamys multistriata (Poli 1795)
Clausinella fasciata brongniarti (Da Costa 1778)
Corbula gibba (Olivi 1792)
Dentalium inaequicostatum (Dautzenberg 1891)
Dentalium panormum (Chenu 1842)
Dosinia lupinus (L. 1758)
Fustiaria rubescens (Deshayes 1825)
Hiatella arctica (L. 1767)
Laevicardium oblungum (Gmelin in L. 1791)
Lithophaga lithophaga (L. 1758)
Mactra corallina (L. 1758)
Mactra stultorum (L. 1758)
Naticarius millepunctatus (Lamarck 1822)
Neverita josephina (Risso 1826)
Nucula nitidosa (Winckworth 1930)
Nucula sulcata (Bronn 1831)
Ostrea edulis (L. 1758)
Pandora inaequivalvis (L. 1758)
Pharus legumen (L. 1758)
Philine aperta (L. 1767)
Pitar rudis mediterranea (Tiberi 1855)
Plagiocardium (Papillicardium) papillosum (Poli 1795)
Psammobia fervens (Gmelin in L. 1791)
Sphaeronassa mutabilis (L. 1758)
Spisula subtruncata (Da Costa 1778)
Tellina (Arcopagia) crassa (Pennant 1777)
Tellina (Peronidia) nitida (Poli 1791)
Tellina pulchella (Lamarck 1818)
Tethys fimbria (L. 1761)
Thracia convexa (W. Wood 1815)
Timoclea ovata (Pennant 1777)
Turritella communis (Risso 1826)
- POLICHETI** *Amphicteis gunneri* (Sars 1835)
Apomatus sp. (Philippi 1844)
Aponuphis fauveli (Rioja 1918)
Arabella geniculata (Claparède 1868)
Auchenoplax crinita Ehlers 1887
Augeneria sp.
Branchiomma lucullana (Delle Chiaje 1828)
Capitella capitata (Fabricius 1780)
Chrysopetalum debile (Grube 1855)
Dasybranchus cfr *gajolae* (Eisig 1887)
Diopatra neapolitana (Delle Chiaje 1841)
Drilonereis filum (Claparède 1868)
Euclymene lumbricoides (Quatrefages 1865)
Eulalia sp.
Eunereis longissima (Johnston 1840)
Eunice harassi Audouin e Milne-Edwards 1834
Eunice torquata Quatrefages 1865
Eunice vittata (Delle Chiaje 1828)
Euprosine foliosa (Audouin e Milne-Edwards 1833)
Filogranula annulata (O.G. Costa 1861)

Tab. II - (continuazione)

Glycera rouxii (Audouin e Milne-Edwards 1833)
Glycera tessellata Grube 1863
Glycera tridactyla Schmarda 1861
Goniada maculata Oersted 1843
Haplosyllis spongicola (Grube 1855)
Harmothoe antilopes (McIntosh 1876)
Harmothoe cfr *imbricata* (L. 1767)
Harmothoe cfr *impar* (Johnston 1839)
Hyalinoecia tubicola (O.F.Muller 1776)
Hydroides pseudouncinata (Zibrowius 1968)
Laetmonice hystrix (Savigny 1820)
Lagis koreni (Malmgren 1865)
Leanira yhleni (Malmgren 1867)
Leiochone clypeata (Saint-Joseph 1894)
Lepidonotus clava (Montagu 1808)
Lumbrineris coccinea (Renier 1804)
Lumbrineris emandibulata mabiti Ramos 1976
Lumbrineris gracilis (Ehlers 1868)
Lumbrineris latreilli Audouin e Milne-Edwards 1834
Lysidice ninetta Audouin e Milne-Edwards 1833
Maldanidae indet.
Narphysa bellii (Audouin e Milne-Edwards 1833)
Melinna palmata Grube 1869
Neanthes succinea (Frey e Leuckart 1847)
Nematonereis unicornis (Grube 1840)
Nephtys hombergii (Savigny 1818)
Nephtys hystrixis (McIntosh 1900)
Nereis rava (Ehlers 1868)
Nicolea venustola (Montagu 1818)
Ninoe armoricana Glémarec 1968
Notomastus aberans Day 1963
Notomastus latericeus (Sars 1851)
Nothria conchylega (Malmgren 1818)
Owenia fusiformis Delle Chiaje 1841
Palola siciliensis (Grube 1840)
Panthalis oerstedii (Kinberg 1855)
Paraonidae indet.
Parathelepus cfr *collaris* (Southern 1914)
Pholoe dorsipapillata Marenzeller 1893
Phyllococe madeirensis (Langerhans 1880)
Phyllococe cfr *rubiginosa* (Saint-Joseph 1888)
Phylo foetida (Claparède 1870)
Pionosyllis weissmanni Langerhans 1879
Pista cristata (Muller 1776)
Polydora ciliata (Johnston 1838)
Polyophthalmus pictus (Dujardin 1839)
Pomatoceros lamarckii (Quatrefages 1865)
Pomatoceros triqueter (L. 1767)
Pontogenia chrysocoma (Roule 1906)
Potamilla sp.
Prionospio sp.
Protula sp.
Pseudopotamilla reniformis Bush 1904
Sabellaria alveolata (L. 1767)
Serpula concharum (Langerhans 1880)
Serpula sp.

Tab. II - (continuazione)

Sigalion mathildae (Audouin e Milne-Edwards 1832)
Spiochaetopterus costarum (Claparède 1868)
Spiophanes kroyeri reyssi (Laubier 1964)
Sternaspis scutata Renier 1807
Syllis cfr *cornuta* (Rathke 1843)
Syllis khronii (Ehlers 1864)
Syllis variegata (Grube 1860)
Syllis cfr *westheidei* (San Martin 1984)
Terebellides stroemi Sars 1835
Thelepus triserialis (Grube 1855)
Therochaeta flabellata (Sars 1871)
Vermiliopsis infundibulum (Philippi 1844)
Vermiliopsis labiata (O.G.Costa 1861)

CROSTACEI *Achaeus cranchi* Leach 1817
Alpheus glaber (Olivi 1792)
Alpheus macrocheles (Hailstone 1835)
Ampelisca diadema (A.Costa 1853)
Ampelisca cfr *ledoyeri* (Bellan-Santini e Kaim-Malka 1977)
Ampelisca rubella (A.Costa 1864)
Ampelisca tenuicornis (Lilljeborg 1865)
Anapagurus bicorniger (A.Milne-Edwards e Bouvier 1892)
Apseudes latreilli (Milne-Edwards 1828)
Atelecyclius rotundatus (Olivi 1792)
Athanas nitescens (Leach 1816)
Brachynotus gemellari (Rizza 1839)
Byblis guernei (Chevreux 1888)
Calocaris macandreae (Bell 1846)
Cirolana sp.
Corystes cassivelanus (Pennant 1777)
Dexamine spiniventris (A.Costa 1853)
Diogenes pugilator (Roux 1829)
Ebalia tuberosa (Pennant 1777)
Eriopisa elongata (Bruzelius 1859)
Ethusa mascarone (Herbst 1875)
Galathea dispersa (Bate 1859)
Galathea intermedia Lilljeborg 1851
Goneplax rhomboides (L. 1758)
Inachus dorsettensis (Pennant 1777)
Inachus thoracicus (Roux 1830)
Leptocheirus pectinatus (Norman 1869)
Leucothoe cfr *incisa* Robertson 1892
Liocarcinus arcuatus (Leach 1814)
Liocarcinus depurator (L. 1758)
Liocarcinus maculatus (Risso 1827)
Liocarcinus vernalis (Risso 1816)
Lysianassa pilicornis (Heller 1866)
Maera grossimana Montagu 1808
Maera schmidtii Stephensen 1915
Paguristes eremita (L. 1767)
Pagurus anachoretus Risso 1826
Pagurus chevreuxi Bouvier 1896
Pagurus cuanensis Bell 1846
Pagurus prideaux (Leach 1815)
Parthenope massena Roux 1830
Pasiphaea sivado (Risso 1816)

Tab. II - (continuazione)

	<i>Fisa nodipes</i> (Leach 1815)
	<i>Processa acutirostris</i> Nouvel e Holthuis 1957
	<i>Processa canaliculata</i> Nouvel e Holthuis 1957
	<i>Processa edulis</i> (Risso 1816)
	<i>Processa elegantula</i> (Nouvel e Holthuis 1957)
	<i>Processa modica</i> (Williamson e Rochanaburanon 1979)
	<i>Processa nouveli</i> (Al-Adhub e Williamson 1975)
	<i>Thoralus cranchi</i> (Leach 1817)
	<i>Upogebia deltaura</i> (Leach 1815)
	<i>Upogebia typica</i> (Nardo 1869)
BRIOZOI	<i>Aetea</i> cfr <i>sica</i> (Couch 1844)
	<i>Amathia lendigera</i> (L. 1761)
	<i>Beania hirtissima</i> cfr <i>cylindrica</i> (Hincks 1886)
	<i>Calpensia nobilis</i> (Esper 1796)
	<i>Chartella papyrea</i> Pallas 1766
	<i>Electra posidoniae</i> Gautier 1954
	<i>Mimosella gracilis</i> (Hincks 1851)
	<i>Scrupocellaria</i> sp.
BRACHIOPODI	<i>Gryphus vitreus</i> (Born 1778)
ECHINODERMI	<i>Amphiura cherbonnieri</i> Guille 1972
	<i>Amphiura chiajei</i> Forbes 1843
	<i>Amphiura delamarei</i> Cherbonnier 1958
	<i>Amphiura filiformis</i> (O.F.Muller 1776)
	<i>Amphiura mediterranea</i> (Lyman 1882)
	<i>Anseropoda placenta</i> (Pennant 1777)
	<i>Astropecten aranciacus</i> (L. 1758)
	<i>Astropecten irregularis pentacanthus</i> (Delle Chiaje 1825)
	<i>Astropecten johnstoni</i> (Delle Chiaje 1825)
	<i>Echinaster sepositus</i> (Retzius 1783)
	<i>Echinocardium cordatum</i> (Pennant 1777)
	<i>Genocidaris maculata</i> A.Agassiz 1869
	<i>Holothuria forskali</i> Delle Chiaje 1823
	<i>Holothuria tubulosa</i> Gmelin 1788
	<i>Labidoplax digitata</i> (Montagu 1815)
	<i>Leptometra phalangium</i> (J.Muller 1841)
	<i>Molpadia musculus</i> (Risso 1826)
	<i>Ophioderma longicaudum</i> (Retzius 1805)
	<i>Ophiomixa pentagona</i> (Lamarck 1816)
	<i>Ophiopsila aranea</i> (Forbes 1843)
	<i>Ophiothrix fragilis</i> (Abildgaard 1789)
	<i>Ophiura albida</i> Forbes 1839
	<i>Ophiura ophiura</i> L. 1758
	<i>Ophiura</i> sp.
	<i>Sphaerechinus granularis</i> (Lamarck 1816)
	<i>Stichopus regalis</i> (Cuvier 1817)
	<i>Thyone cherbonnieri</i> (Reys 1960)
	<i>Trachythyone elongata</i> (Duben-Koren 1844)
	<i>Trachythyone tergestina</i> (Sars 1857)
TUNICATI	<i>Pyura microcosmus</i> (Savigny 1816)
	<i>Pyura tessellata</i> (Forbes 1848)

BIOMASSA E CONTENUTO IN CARBONIO E AZOTO DELLO ZOOPLANKTON IN ACQUE LIGURI COSTIERE

Tecla ZUNINI SERTORIO (*) e Carlo OSSOLA (*)

(*) Istituto di Scienze Ambientali Marine, Università di Genova

SUMMARY

A one year study was made of the dry weight, total carbon, nitrogen and ash contents of the net mesozooplankton from two stations off the Ligurian coast (Chiavari). Carbon content ranges from 46% to 14% of the dry weight, nitrogen from 10% to 2% and the mean annual values are 37% C - 8% N inshore and 32% C - 6% N offshore. The presence of detritus appears to influence the elemental composition of net zooplankton especially during fall and late winter, when C/N ratio and ash contents are higher than could be expected from pure zooplankton samples. Strong correlations are noticed between DW, carbon and nitrogen concentrations, and between C and ashes both in DW percentage. The analysis of linear regression between variables (dry weight, carbon and nitrogen concentrations) was carried out by fitting the Standard Major Axis Regression Equations.

1. INTRODUZIONE

Il mesozooplankton da rete è stato preso in esame durante un ciclo annuale in acque neritiche antistanti Chiavari (Liguria Orientale) con lo scopo principale di analizzarne il contenuto chimico elementare in carbonio e azoto. Informazioni di questo genere sono estremamente scarse per il Mar Ligure (NASSOGNE, 1972) nonostante sia noto che l'espressione della biomassa mediante gli elementi chimici fondamentali è necessaria negli studi dei cicli biogeochimici e nelle indagini sulla produzione.

Nel ciclo annuale esaminato oltre alle analisi degli elementi chimici principali sono state effettuate determinazioni ponderali della biomassa (peso secco, peso delle ceneri) ed è stato classificato il popolamento al fine di mettere in relazione i diversi parametri globali dello zooplankton.

Lo studio attuale si inserisce nelle ricerche sull'ecosistema planctonico che l'Istituto di Scienze Ambientali Marine sta conducendo da circa un decennio nella *zona pilota* di Chiavari.

2. METODI

Il campionamento è stato effettuato dal marzo 1985 al marzo 1986 ad intervalli quindicinali su due stazioni fisse situate a diversa distanza dalla costa: Stazione A (44°15'1N - 9°13'6E), detta *del largo* posta al margine della platea su di un fondale di circa 230 metri, e Stazione D (44°18'2N - 9°18'2E), detta *costiera* situata sulla batimetrica dei 30 metri.

Le raccolte sono state fatte mediante reti appaiate tipo Bongo con diametro della bocca di 20 cm e apertura delle maglie di 200 µm, munite di flussometro e trainate in superficie (primo metro) per venti minuti. Il volume di acqua filtrato è risultato pari in media a 45 metri cubi al largo ed a 40 in costa. Il campionamento è stato fatto sempre nelle ore centrali della giornata, tra le 11 am e le 4 pm. Uno dei due campioni prelevati ad ogni pescata è stato fissato in formalina al 4% ed utilizzato per il conteggio e la classificazione degli organismi. Le Salpe sono state eliminate dai campioni. Il secondo campione è stato mantenuto vivo in un frigorifero portatile, a 4°C, fino all'arrivo in laboratorio, quindi rapidamente sciacquato con acqua deionizzata e seccato a 60°C dopo aver eliminato gli organismi maggiori di 1 cm. Dopo la determinazione del peso secco i campioni sono stati congelati a -20°C. In seguito, per le analisi chimiche, sono stati scongelati e ridotti in polvere in un mortaio di vetro: un'aliquota della polvere, variabile tra 0.5 e 1.8 mg, pesata con bilancia microanalitica, è stata usata per la determinazione del carbonio e dell'azoto totali mediante autoanalizzatore CHN della Carlo Erba (Modello 1106) usando cicloesano come standard; tutte le analisi sono state fatte in doppio. Il restante campione secco è stato ripesato e quindi bruciato a 800°C per la determinazione delle ceneri; le pesate sono state effettuate con bilancia Mettler Modello H54 AR con precisione di ±0,01mg.

Le medie annuali dei vari parametri dello zooplancton sono state ottenute sulla base delle medie mensili. Per il calcolo delle medie sono stati esclusi i campioni del marzo 85 e si sono considerati i prelievi effettuati su ogni stazione dall'aprile 85 al marzo 86.

Contemporaneamente al campionamento zooplanctonico sono stati prelevati campioni di acqua per la valutazione della sostanza particellata e della clorofilla-a e sono stati misurati i parametri ambientali di temperatura, salinità e trasparenza. Tutti i dati ottenuti sono riportati in un Rapporto Tecnico (FABIANO *et al.*, 1988).

3. RISULTATI

Nella Tabella 1 sono indicati i valori estremi e le medie annuali dei parametri dello zooplancton ottenuti sulle due stazioni esaminate.

Le variazioni della biomassa espressa in peso secco (PS) sono quelle note per le acque liguri di superficie ed indicano i massimi valori in primavera, un secondo massimo meno marcato a fine autunno ed un aumento a fine inverno che rappresenta l'inizio del nuovo ciclo annuale di produzione (Figura 1).

	Stazione A fondaie 230m.			Stazione D fondaie 30m.		
	Max	Min	Media	Max	Min	Media
Peso Secco, mg/mc	31.51	0.96	6.74	56.91	0.85	11.19
Carbonio, mg/mc	10.81	0.33	2.09	25.84	0.33	4.45
Azoto, mg/mc	2.49	0.06	0.45	5.86	0.05	0.94
Carbonio, % PS	46.3	14.3	32.0	45.4	24.1	37.4
Azoto, % PS	10.1	2.2	6.2	10.3	2.7	7.7
Ceneri, % PS	64.7	11.6	34.3	47.9	13.0	25.1
C/N, in peso	7.10	4.33	5.26	9.16	4.02	5.05
C/N, in atomi	8.29	5.07	6.16	10.69	4.69	5.88
Totale Organismi, N°/mc	3921	112	855	15430	116	2266
Copepodì, % N° organ.	97.1	1.0	55.1	96.7	21.7	64.4
Cladoceri, % N° organ.	92.7	0.0	25.0	32.6	0.0	10.3
Appendicolarie, % N° org.	86.1	0.0	15.7	75.6	0.0	19.9
Altri organismi, % N° org.	15.5	0.0	4.2	13.3	0.0	5.4

Tabella 1.

Parametri esaminati del mesozooplankton da rete sulla stazione A, del largo, e sulla stazione D, costiera. Valori estremi e medie annuali: aprile 1985 - marzo 1986.

La facies zooplanctonica cambia stagionalmente sia nelle acque sulla platea che in quelle del largo (Fig. 1, riquadri). I Copepodì dominano durante il periodo produttivo primaverile e poi nuovamente nella stagione fredda da novembre a febbraio. Durante la stratificazione estiva assumono importanza i Cladoceri, soprattutto nelle acque del largo, mentre nell'inverno inoltrato in concomitanza alla fioritura fitoplanctonica le Appendicolarie trovano condizioni particolarmente favorevoli, ed in alcuni campioni arrivano a costituire più del 75% del numero di organismi, sia in costa che al largo.

La composizione chimica elementare dello zooplankton varia anch'essa durante l'anno ma solo a grandi linee riflette i cambiamenti della facies zooplanctonica. Si os-

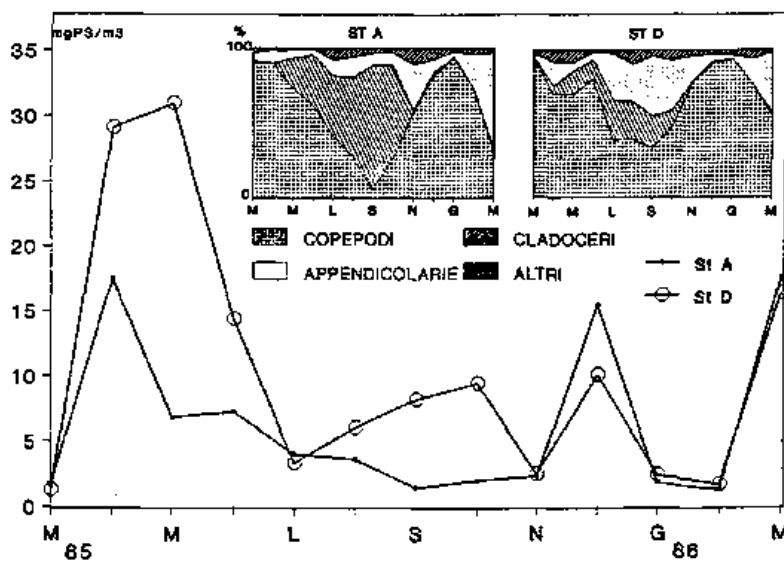


Figura 1.

Ciclo annuale del peso secco dello zooplankton (mg/mc) sulla stazione A, del largo, e sulla stazione D, in costa. Nei riquadri: struttura del popolamento in percentuale del numero totale di organismi.

serva infatti che i contenuti in C e in N (% del PS) sono alti nei periodi in cui dominano i Copepodi, tendono a essere più bassi e variabili nell'epoca estiva ed autunnale quando i Cladoceri diventano importanti, e scendono decisamente quando le Appendicolarie sono i principali componenti del popolamento (Fig.2). Tuttavia non vi è relazione tra il contenuto di C o di N (% del PS) e la struttura del popolamento espressa in percentuale del numero dei suoi principali rappresentanti: Copepodi, Cladoceri e Appendicolarie. Tutti e tre questi taxa hanno del resto alte percentuali di C e di N sul PS (GORSKY *et al.*, 1988, e bibliografia ivi citata). È stata osservata invece una correlazione inversa tra percentuale di carbonio e percentuale delle ceneri sul PS ($r = 0,86$).

Appare evidente che le variazioni di C e di N sono determinate in parte dal materiale di varia natura presente nei campioni, quale fitoplancton, detrito e mucilagine, la cui entità è difficilmente valutabile e la cui presenza è spesso imprevedibile, ma solitamente scarsa quando dominano i Copepodi.

Il contenuto in carbonio dello zooplancton (% del PS) è compreso tra 14,3% e 46,3% per tutti i campioni esaminati, il contenuto in azoto tra 2,2% e 10,3%. Le variazioni durante l'anno hanno andamento simile sulle due stazioni ma i valori si mantengono quasi costantemente più bassi sulla stazione del largo e ciò determina delle differenze tra le medie annuali di costa (37% C - 8% N) e del largo (32% C - 6% N), risultate statisticamente significative (test t di Student, $p \leq 0,01$). Le medie per la stazione in costa rientrano tra i valori annuali noti per lo zooplancton da rete di altre zone marine mediterranee e temperate atlantiche, quelle per la stazione del largo si collocano per contro ad un livello un poco più basso (Tabella 2).

Il rapporto C/N in peso è compreso per tutti i campioni tra 4.0 e 9.2 e le medie sono 5.1 e 5.3 rispettivamente in costa e al largo. La differenza tra le medie non è statisticamente significativa (test t di Student, $\leq 0,01$); si può pertanto ritenere valido per le acque della zona esaminata il valore medio di 5.2 ottenuto in base a tutti i campioni di costa e del largo.

L'alta correlazione che esiste tra le misure di biomassa espresse in peso secco, carbonio, azoto viene definita mediante la regressione funzionale GM (RICKER, 1973). In Figura 3 vengono riportati graficamente i pesi del carbonio e dell'azoto in funzione del peso secco (log-log) nonché i pesi del carbonio in funzione dell'azoto (μg

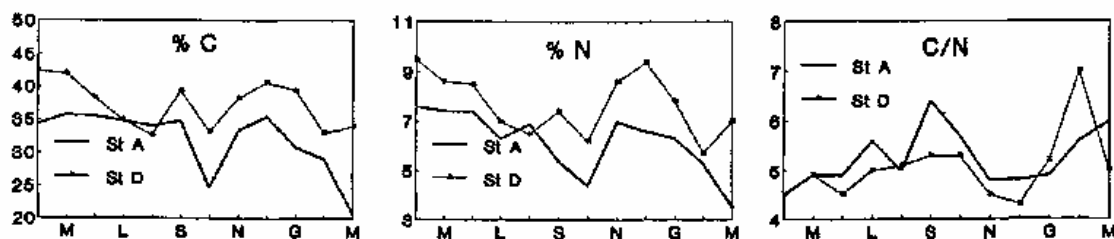


Figura 2. Tenori di carbonio e di azoto, rapporto C/N in peso sulle due stazioni. Valori medi mensili.

Località	Rete (µm)	Periodo	Prof. m	n	Carbonio % PS	Azoto % PS	C/N in peso	Autori
NORD ATLANTICO								
Buzzards Bay (Mass., USA)	243	2 anni	0-12	28	38.0 (<5 - 42)	10.0 (1 - 11)	4.1 (3.6 - 4.7)	Roman, 1980
Baia Arosa (Galizia, Spagna)	250	Ap-Set-Nov	-	26	32.8 (17 - 42)	7.5 (3 - 11)	4.5 (3.7 - 6.3)	Corral et al., 1981
Baia Muros (Galizia, Spagna)	250	Ap-Set-Nov	-	26	35.1 (28 - 41)	8.4 (6 - 10)	4.2 (3.9 - 4.4)	"
Acque costiere della Galizia	200	Ottobre	5	37	33.1 (4 - 41)	8.7 (1 - 11)	3.8 (4.2 - 2.8)	Franco et al., 1981
MEDITERRANEO								
Baia di Nizza	200	anno	5-10	10	37.5 (28 - 44)	7.7 (6 - 11)	4.9 (4.0 - 6.6)	Hårdstedt-Roméo, 1982
Baia di Cannes	200	anno	5-10	10	42.1 (38 - 46)	9.1 (7 - 11)	4.7 (3.9 - 5.9)	"
Cannes, 9 km da costa	200	anno	5-10	9	40.5 (28 - 47)	8.4 (6 - 11)	4.9 (4.2 - 6.1)	"
Bacino Ligure-Provenzale	200	Marzo	5-10	18	46.8 (39 - 55)	9.8 (8 - 11)	4.9 (4.1 - 6.1)	"
Cinque Terre (La Spezia)	180	9 mesi	20-100	35	39.4 (24 - 48)	10.8 (5 - 14)	3.8 (2.8 - 6.7)	Nassogne, 1972
Chiavari, fondale 230 m	200	anno	sup.	24	32.0 (14 - 46)	6,3 (2 - 10)	5,3 (4,3 - 7,1)	Questo studio
Chiavari, fondale 30 m	200	anno	sup.	24	37,3 (24 - 45)	7,7 (3 - 10)	5,1 (4,0 - 9,2)	"

Tabella 2. Carbonio, azoto e rapporto C/N nello zooplancton da rete in differenti aree marine. Valori medi e, tra parentesi, valori estremi (n = numero di osservazioni).

at/1) per tutti i campioni raccolti in costa e al largo: le equazioni appaiono nella figura e in Tabella 3.

4. CONSIDERAZIONI E CONCLUSIONI

Nella zona esaminata lo zooplancton di superficie contiene in media 4,45 mgC/mc e 0,94 mgN/mc sulla batimetrica dei 30 metri e poco meno della metà al margine della platea su fondale di 230 metri.

Nel corso dell'anno tre taxa - Copepodi, Cladoceri e Appendicolarie - costituiscono insieme in media più del 94% del numero di organismi, sia in costa che al largo, e ciascun taxa diventa dominante per periodi più o meno prolungati.

Il rapporto C/N risulta sempre basso quando dominano i Copepodi, specialmente quando essi arrivano a costituire la quasi totalità degli organismi; in questi momenti il plancton solitamente è pulito. Il C/N si alza e fluttua irregolarmente quando l'importanza relativa dei Copepodi diminuisce e Cladoceri o Appendicolarie

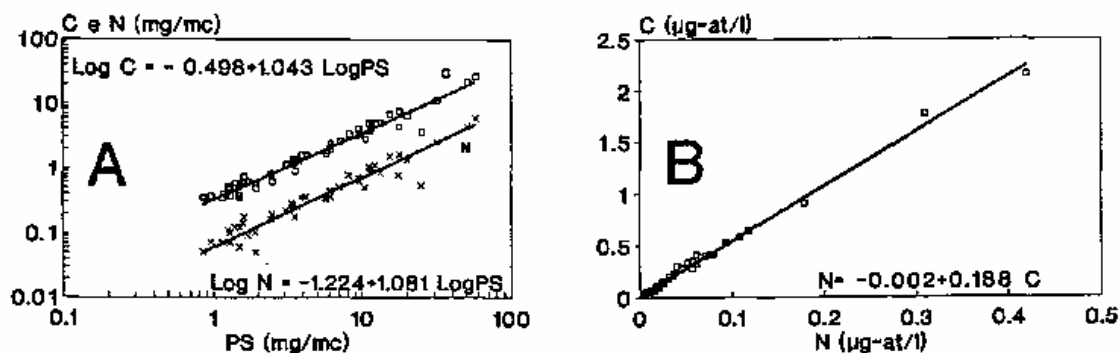


Figura 3. Regressione funzionale GM: A - carbonio e azoto in funzione del peso secco (mg/mc); B - carbonio in funzione dell'azoto (µg-at/l)

	n	r	IC 95%	s ²
$\log PS_{mg/mc} = 0.477 + 0.959 \log C_{mg/mc}$	50	0.96	0.906-1.015	0.0007
$\log PS_{mg/mc} = 1.132 + 0.925 \log N_{mg/mc}$	49	0.93	0.855-1.002	0.0013
$C_{\mu g-at/l} = 0.012 + 5.317 N_{\mu g-at/l}$	49	0.99	5.193-5.444	0.0039

Tabella 3 Relazioni tra peso secco (PS), peso di carbonio (C), peso di azoto (N) nello zooplancton da rete. Equazioni di regressione GM. (n = numero di osservazioni, r = coefficiente di correlazione, IC 95% = intervalli di confidenza dell'inclinazione, s² = varianza dell'inclinazione)

diventano dominanti; in tali periodi lo zooplancton è spesso accompagnato da detrito organico e/o da fitoplancton.

È stato osservato che nello zooplancton da rete le quantità variabili di detrito e di fitoplancton presenti nei campioni costituiscono un' importante fonte di variazione della composizione chimica elementare e sono causa di più alti rapporti C/N e maggiori quantità di ceneri di quanto sarebbe da attendersi da campioni di soli organismi zooplanctonici (Le BORGNE, 1975). FRAGA (1976) ha messo in evidenza che nel detrito il rapporto C/N è più alto che nello zooplancton puro perché le sostanze proteiche si decompongono per prime dopo la morte ed aumenta pertanto la quantità relativa del carbonio. ALCARAZ (1980) ha affermato di conseguenza che il rapporto C/N può venire utilizzato come indice della proporzione di organismi vivi nella sostanza parti-celiata maggiore di 200 μm .

Nell'area in esame il rapporto C/N medio annuo, pari a 5.2 in peso (6.0 in atomi), risulta leggermente più alto di quelli segnalati fino ad oggi in altre zone del Mediterraneo. Tale valore è determinato dagli alti rapporti riscontrati nel periodo da luglio ad ottobre e poi ancora in febbraio e marzo, quando i Copepodi cedono la dominanza ad altri organismi, e sono da ritenersi dovuti soprattutto al detrito e/o al fitoplancton presenti nei campioni, messi in evidenza dall'alta quantità delle ceneri.

RINGRAZIAMENTI

Desideriamo esprimere il nostro ringraziamento al prof. Salvatore Rovida, Direttore dell'Istituto di Statistica Medica e Biometria dell'Università di Genova, per la consulenza nel trattamento statistico dei dati.

BIBLIOGRAFIA

- ALCARAZ, M. 1980. Evolución y distribución vertical de la biomasa expresada en carbono y nitrògeno orgánicos, relación C/N y carbono detrítico, en una zona afectada por aguas residuales procedentes de la ciudad de Barcelona. *Inv. Pesq.*, 44(2): 265-274.
- ALCARAZ, M., M. ESTRADA, J. FLOS, F. FRAGA. 1985. Particulate carbon and nitrogen and plankton biomass in oligotrophic and upwelling systems. *Simp.I nt. Aff. Afr., Inst. Pesq. Barcelona* 1985,I:435-448.
- CORRAL, J., C. MASSO, M.T. ALVAREZ OSSORIO. 1981. Un estudio comparalo preliminar de la biomasa seca, materia orgànica, carbono, nitrògeno, relación C/N, y del contenido energètico del zooplancton de las rias de Arosa y Muros. *Bol. Inst. Espa. Oceano.*, 6 (330-4): 221-240.

- FABIANO, M., D. MEDICA, C. OSSOLA e T. ZUNINI SERTORIO. 1988. Materiale particolato e zooplankton in acque superficiali. Chiavari: Marzo 1985 - Marzo 1986. *Ist. Sc. Amb. Mar. Univ. Genova*, Rapp. Tecn. 25,12 pp.
- FRAGA, F. 1976. Distribución del carbono orgánico particulado en la región de afloramiento del NW África y su relación con el nitrògeno particulado. I. marzo 1973. *Res. Exp. Cient. B/O Cornide*, 5:19-30.
- FRANCO, J.M., M.J. FERNANDEZ REIRIZ, M.A. MURARO y R. COLLAZO. 1981. Niveles de PCBs y composición química del zooplankton de la costa de Galicia. (Campana "GalicialV"; octubre 1977). *Inv. Pesq.*, 45 (1): 165-174.
- GORSKY, B., S. DALLOT, J. SARDOU, R. FENAUX, C. CARRÉ e I. PALAZZOLI. 1988. C and N composition of some northwestern Mediterranean zooplankton and micronekton species. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 124:133-144.
- HÄRDSTEDT-ROMÉO, M. 1982. Some aspects of the chemical composition of plankton from the North-Western Mediterranean Sea. *Mar. Biol.*, 70: 229-236.
- LE BORGNE, R. 1975. Equivalences entre les mesures de biovolumes, poids sec, poids sec sans cendre, carbone, azote et phosphore du mésozooplankton de l'Atlantique tropical. *Cah. O.R.S.T.O.M., ser Oceanogr.*, 13 (3): 179-196.
- NASSOGNE A. 1972. Etudes préliminaires sur le rôle du zooplankton dans la constitution et le transfert de la matière organique au sein de la chaîne alimentaire marine en Mer Ligure. *EUR 4823f, Puh. No BIO 187 EURATOM*: 1-237.
- PLATT, T., V.M. BRAUN, B. IRVIN. 1969. Caloric and carbon equivalents of zooplankton biomass. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 26: 2345-2349.
- RICKER, W.E. 1973. Linear regression in fishery research. *J. Fish. Res. Bd. Canada*, 30(3): 409-434.
- ROMAN, M.R. 1980. Tidal resuspension in Buzzards Bay, Massachusetts. III. Seasonal cycles of nitrogen and carbon: nitrogen ratios in the seston and zooplankton. *Est. Coast. Mar. Sci.*, 2: 9-16.
- WIEBE, P.H., S. BOYD, J.L. COX. 1975. Relationships between zooplankton displacement volume, wet weight, dry weight, and carbon. *Fish. Bull.*, 73 (4): 777-786.

BACTERIA AND MACROFAUNA IN DIFFERENT BIOCOENOSES (LIGURIAN SEA)

Giancarlo ALBERTELLI (*}, Mauro FABIANO (°), Roberto DANOVARO, (°°)
Simona FRASCHETTI (°°)

(*) Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università di Messina

(°) Istituto di Zoologia ed Anatomia Comparata, Università di Cagliari.

(°°) Istituto di Scienze Ambientali Marine, Università di Genova.

Key-words: Bacteria, Macrofauna, Community Structure, Mediterranean Sea.

RIASSUNTO

Un'analisi è stata condotta sulle popolazioni batteriche e macrobentoniche nei sedimenti prospicienti al fiume Entella (Mar Ligure) nell'Estate 1989. Il fine della presente ricerca era quello di dare informazioni su numero, biomassa e attività dei batteri e abbondanza, biomassa e struttura trofica della macrofauna in differenti biocenosi lungo un transetto costa-largo. L'analisi faunistica del transetto evidenzia tre differenti comunità (in corrispondenza di sedimenti sabbiosi, sabbiofangosi e fangosi) caratterizzate da differente granulometria ed abbondanza di batteri e macrofauna.

E' stata riscontrata una correlazione significativa tra le biomasse batteriche e macrobentoniche; tuttavia le limitate conoscenze riguardo alle interazioni tra batteri e macrofauna non permettono di chiarire il ruolo dei batteri nel trofismo e nella distribuzione delle comunità macrobentoniche. In quest'area la dominanza di organismi sospensivori ed una elevata attività batterica caratterizzano i fondi sabbiosi ad elevata energia ambientale.

1. INTRODUCTION

The distributions of macrofauna and bacteria are closely related to sediment properties. Many studies have demonstrated that the numbers of deposit-feeders, as well as bacteria, normally increase with a decrease in grain size and are characteristically correlated with the organic content of the sediments (LEVINTON, 1979; WHITLATCH, 1981). Moreover, it seems that deposit-feeders are more nutritionally dependent on the attached bacteria (because of their high protein content) than on the non-living organic debris (LEVINTON & BIANCHI, 1981).

Within a range of in-shore to off-shore environments, it is possible to distinguish different communities characterized by different relative abundance of suspension- and deposit-feeders (RHODES & YOUNG, 1970). In any case, communities sharply distinguishable on the basis of their trophic composition are rarely found, and mixed communities of deposit- and suspension-feeders tend to predominate.

The aims of the present study are: 1) to determine the distribution of macrofauna and bacteria assemblages along a gradient in-shore to off-shore; 2) to investigate the relationship between the trophic organization of the macrobenthic community and bacterial abundance.

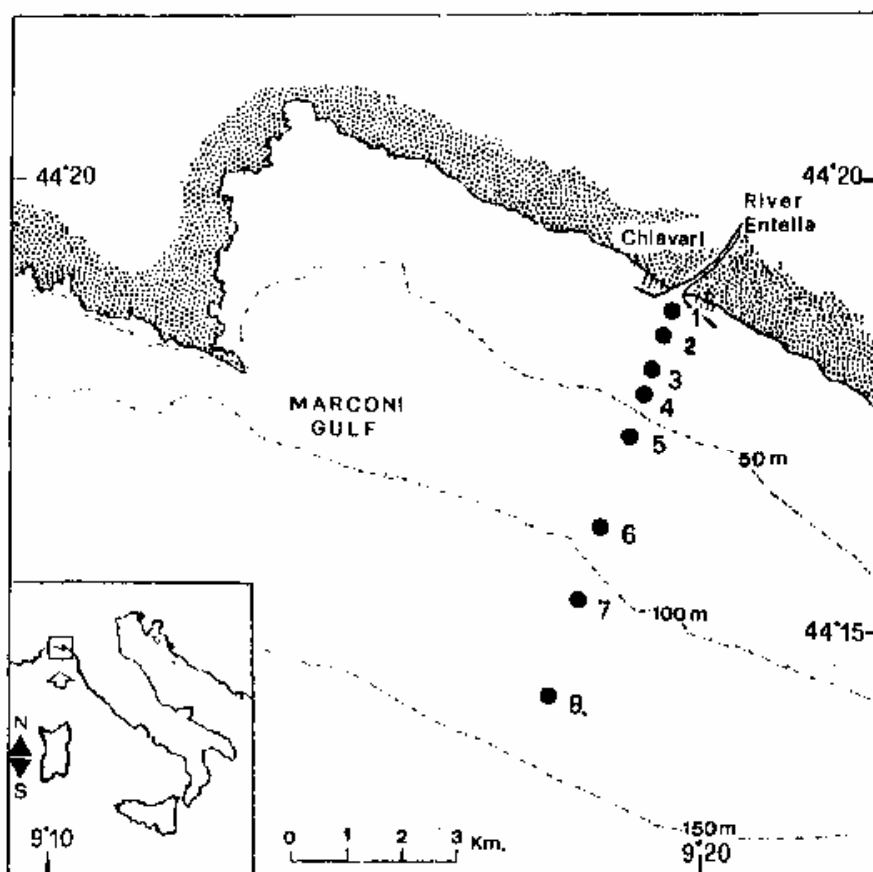


Fig. 1: Sampling Stations.

2. METHODS

Sampling. A series of sediment samples was collected in July 1989 by a van Veen grab (12 l). Eight stations were located along a 8 km transect facing the river Entella (Fig.1).

The position of the stations was based on more comprehensive benthic studies on the Marconi Gulf (ALBERTELLI & CATTANEO, 1985; ALBERTELLI & FABIANO, 1988). A small amount of sediment (about 100 g) was utilized for grain-size analysis, using dry sieve technique.

Sediment Bacteria. One cube centimetre of sediment was added to 10 ml of freshly prepared sterilized water with prefiltered formaldehyde (4 %). Samples were processed to provide the total bacterial count as previously described (DANOVARO & FABIANO, 1990). The number of dividing bacteria was evaluated as number of cells with a clearly visible invagination (NEWELL & CHRISTIAN, 1981). The frequency of dividing cells was utilized as estimate for the relative bacterial activity. Biovolume (μm^3), estimated using different class sizes, was converted into biomass by presuming bacterial specific gravity of 1.1. Bacterial biovolume was converted to carbon content assuming 310 fg C per μm^3 (FRY, 1988).

Surface sediment was withdrawn for heterotrophic bacteria analysis, plated on boardship and incubated at 20 °C for 7 days (DANOVARO & FABIANO, 1990).

Macrofauna. Seven replicate faunal samples (0.5 m²) were taken at each station and sieved through a 1 mm mesh size.

Macrofauna organisms were identified to species level, counted, divided into different trophic groups and oven-dried to Constant weight (at 60 °C) to determine the total biomass. The trophic data were obtained by reference to the literature, whenever possible, and by examination of gut contents.

3. RESULTS

Sediment Analysis. The sediment decreased in modal size and increased in sorting and percent clay content along the transect from the shallower to deeper bottoms. Stations 1 and 2 were characterized by well-sorted sand with a mean grain size of 1.79 (Phy). The sediment at stations 3 and 4 consisted of fine, well sorted sand while the Stations 5, 6, 7, and 8 showed an increase in clay percentage of clay (Phy from 1.96 to 4.14).

Bacteria. The total bacterial number per g of dry sediment ranged from $0.81 \cdot 10^8$ (5 m) to $190 \cdot 10^8$ (124 m). The small bacteria, which were mainly coccoid form, (average volume of $0.065 \mu\text{m}^3$) were numerically dominant at all stations. The bacterial biomass showed a minimum of 0.01 mgC/g dry sediment (5 m depth) while the maximum value was 1.4 mgC/g dry sediment (124 m depth). The number of heterotrophic bacteria per g of dry sediment ranged from $0.35 \cdot 10^5$ (10 m) to $15.8 \cdot 10^5$ (124 m depth). The FDC of benthic bacteria decreased along the transect from the

sandy areas (5 m depth), with a value of 5.8 %, to deeper muds (124 m), with the value of 0.97%.

Macrofauna. 3308 individuals belonging to 162 species were examined. Among them, 72 species were Polychaetes (44 %), 44 Crustaceans (27 %), 27 Molluscs (16 %), 11 Echinoderms (6.7 %) and 8 Other Organisms (4.9 %) (Tab. 1 and

Table 1: Number and biomass of bacteria and macrofauna at the Entella estuary.

STAT.	DEPTH (m)	MACRO. BIOMASS (g/m ² D.W.)	MACRO. INDIVIDUALS (N/m ²)	MACRO. SPECIES (N/m ²)	BACTERIAL NUMBER (N · 10 ⁸ /g)	BACTERIAL BIOMASS (µgC/g)	HETER. BACTERIA (N · 10 ⁵ /g)
1	5	0.294	156	36	0.8	10.3	0.53
2	10	0.198	600	64	4.2	31.6	0.35
3	20	1.394	1714	138	2.2	19.4	0.46
4	35	-	-	-	61.0	900.0	1.59
5	60	1.319	246	98	28.0	230.0	0.51
6	90	1.810	192	68	72.0	920.0	7.18
7	105	1.176	186	84	36.0	1400.0	6.25
8	124	1.949	214	102	190.0	430.0	15.78
TOT		8.144	3308				
AVERAGE		1.163	473	84	49.0	490.0	4.10
MAX.		1.949	1714	138	190.0	1400.0	15.78
MIN.		0.198	156	36	0.8	10.3	0.35

Table 2: Data of trophic structure of the benthic community and bacterial activity. The trophic groups are expressed in percentage number. The FDC (frequency of dividing cells) is the percentage of cells in division on the total number.

STAT.	DEPTH (m)	PRED. (BIOM) %	SUSP. (BIOM) %	DEP. (BIOM) %	FDC %	DIVID. BACTERIA (N · 10 ⁶ /g sed)
1	5	42.8	54.4	2.7	5.81	4.7
2	10	60.1	24.8	14.9	5.22	22.0
3	20	60.8	2.9	36.2	4.22	9.2
4	35	-	-	-	3.35	210.0
5	60	44.7	2.4	52.8	3.24	91.0
6	90	71.0	2.0	26.8	2.78	200.0
7	105	17.2	0.2	82.4	3.41	120.0
8	124	15.4	1.1	83.4	0.97	180.0
AVERAGE		44.5	12.6	42.7	3.63	104.6
MAX.		71.0	54.4	83.4	5.81	210.0
MIN.		15.4	0.2	2.7	0.97	4.7

2). The maximum number was recorded in the Station 3, both in terms of species (138) and abundance (1714), while the minimum was registered at Station 1, with 36 species and 156 individuals. Macrofaunal biomass showed an increase (even if irregular) in value from Station 1 to the stations 7, 5, 3, 6, 8, ranging from 0.198 g/m² (Station 2) to 1.949 g/m² (Station 8, 124 m). The proportion between the different taxa showed a biomass dominance of Polychaeta (35 %), while the other taxa showed a percentage biomass respectively 6.3 % (Molluscs), 15.3 % Crustaceans, the 22.1 % Echinoderms and 21.3 % Other Organisms.

Since more information is available for Polychaetes and Molluscs than for most other groups, only these two taxa were utilized in determining the trophic structure of the communities. Predators represented the most important trophic group at all Stations apart from Stations 7 and 8, where deposit-feeders constituted 82.4 % and 83.4 % respectively. The rather constant number of predators indicates the presence of well-structured communities. The number of predator organisms seems to be more Constant than that of deposit- and suspension-feeders. Deposit-feeders exceeded suspension-feeders in abundance at all Stations, apart from Stations 1 and 2.

4. DISCUSSION

Generally the distribution of the coastal benthic fauna is assumed to correspond to the environmental conditions; the sediment structure is one of the physical factors most strongly correlated with the distribution of benthic organisms (GRAY, 1974; KOOP & GRIFFITHS, 1982).

The faunistical analysis allowed the identification of three different communities. The first well defined community (Stations 1 and 2; well-sorted sediments) is composed of characteristic species such as *Spisula subtruncata* (Da Costa), *Tellina compressa* Brocchi, *Tellina pulchella* Lamarck, *Thracia papyracea* (Poli), *Owenia fusiformis* Delle Chiaje, *Sigalion mathildae* (Audouin et Milne-Edwards), *Ampelisca brevicornis* (A. Costa), *Iphinoe armata* Ledoyer, *Urothoe pulchella* (A. Costa).

Station 3 appeared to be an ecotone showing organisms from shallower sands and from deeper muds. This transition community mainly consisting of: *Divaricella divaricata* (L.), *Sigalion mathildae* (Audouin et Milne-Edwards), *Tellina compressa* Brocchi, *Spisula subtruncata* (Da Costa)(characteristics of sandy bottoms) coexists together with *Nucula* sp., *Lumbrineris impatiens* Claparede, *Glycera rouxii* (Audouin et Milne-Edwards), *Goniada norvegica* Oersted, *Tharyx haeterochetus* Laubier, *Labidoplax digitata* (Mont.), (characteristic, or "accompanying species", of the muddy sediments). In particular some species such as *Notomastus aberans* Day, and *Spio decoratus* Bobretzkji are indicators of environmental instability and pollution respectively.

The mixed sediment community gradually merges into that of "coastal muds", which is mainly composed of strictly mud species: *Chaetozone setosa* Malmgren,

Nephtys hystricis McIntyre, *Glycera rouxii* (Audouin et Milne-Edwards), *Prionospio ehlersi* Fauvel, *Sternaspis sculata* Ranzani, *Maera schmidtii* Stephensen. Among the most abundant species, *Corbula gibba* Olivi (30 organisms), *Chaetozone setosa* Malmgren (52), *Notomastus aberans* Day (82) and *Spio decoratus* Bobretzkji (94) seem to be typical of enriched environments and have been characterized as pollution-resistant.

The three different communities, related to different grain-sizes, showed changes in the relative significance of bacteria and macrofauna (Fig. 2):

1) Sandy sediments (well-sorted sediments, Stations 1 and 2) were characterized by very low bacterial numbers ($2.5 \cdot 10^8 \text{ g}^{-1} \text{ d.w.}$) and low bacterial and macrofaunal biomasses (0.02 mgC g^{-1} and 0.247 g m^{-2} respectively).

2) Sandy-muddy sediments (fine well-sorted grain size, Stations 3 and 4 showed an increase of bacteria and macrofauna biomasses (0.45 mgC g^{-1} and 1.4 g m^{-2} respectively) and the maximum of macrobenthic organisms and species number (respectively 1714 and 138).

3) Muddy sediments (Stations 5, 6, 7 and 8) presented an high bacterial and macrofauna biomasses (average values respectively $0.75 \text{ mgC g}^{-1} \text{ d.w.sed.}$ and 1.71 g m^{-2}).

The significance of bacteria as a potential trophic source for consumers organisms has been hypothesized for many years (MEYER REIL, 1983). NEWELL and FIELD (1983) suggested that living microbiota, rather than the detritus itself, represent the main protein resource for deposit-feeding organisms. A trophic relationship between deposit-feeders and bacterial abundance in sediments has been observed (TUNNICLIFFE & RISK, 1977). However, other works provided evidence

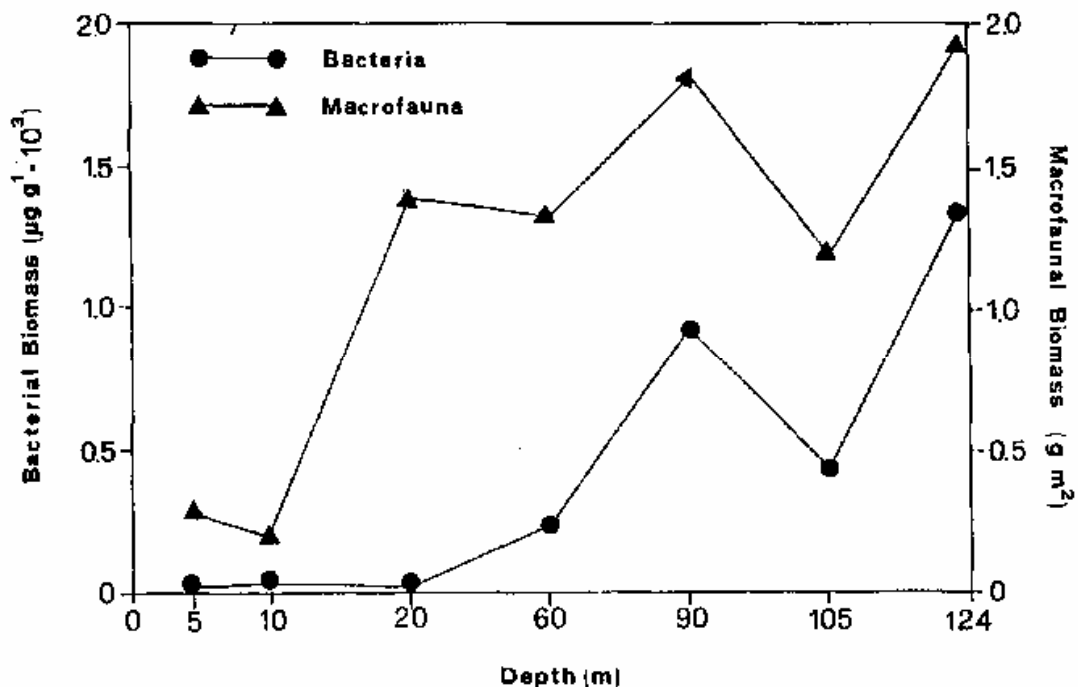


Fig. 2: Distribution of bacterial and macrofaunal biomasses.

that there is not a univocal relationship between sediment organic matter, microbial biomass and detritus-feeders production (FENCHEL & KOFOED, 1976). A significant correlation was found between sediment texture and both bacterial and macrofaunal biomasses ($n = 7$: $r = 0.89$, $p < 0.01$; $r = 0.71$ $p < 0.05$ respectively). A closer correlation, for the macrofauna, was pointed out in relation to bacterial biomass ($n = 7$, $r = 0.83$, $p < 0.05$).

In general, it is admitted that on soft substrata there are two main factors influencing the spatial separation between suspension- and deposit-feeders: sedimentary stability and organic matter fluxes (RHOADS & YOUNG, 1970; JUMARS & FAUCHALD, 1977). It is in fact suggested that sediment instability is limiting for most suspension-feeders which are, however, adapted to exploit the unpredictable food source (phytoplankton). Anyway, the spatial separation is not always confirmed (YOUNG & RHOADS, 1971) and BACHELET (1981) found a preponderance of deposit-feeders in benthic communities of coastal waters not far from continental influence.

The distribution of macrobenthos in Marconi Gulf confirmed the spatial separation between suspension- and deposit-feeders. In fact, it was pointed out the preponderance of suspension-feeders in shallow-water sands (Stations 1 and 2), while deposit-feeders were dominant in muddy-sediments (Stations 5,7,8).

These data suggest some general considerations on shallow-water sands. In this study the Stations 1 and 2 are subjected to high hydrodynamic movements and they can be considered "high energy environments". Suspension-feeders are considered opportunistic species able to contrast the variability of this high-energy environment (LEVINTON, 1972; BEUKEMA et al., 1983), physically more than biologically controlled. The preponderance of suspension-feeders, the high bacterial activity (FDC 5%) and the low biomass values of bacteria and macrofauna, led us to hypothesize that similar mechanisms are adopted by macrofauna and bacteria in order, as suggested by NOVITSKY and MAC SWEEN (1989) to cope with the unpredictable fluctuations of the environment.

Acknowledgements. We thank Prof. Eleftheriou for his criticisms and suggestions, Prof. Fry for kind suggestions on bacterial parameters and Nicolino Drago for the excellent macrofauna identification work.

5. REFERENCES

- ALBERTELLI G., CATTANEO M., 1985. Macrobenthos dei fondi molli del Mar Ligure. *Atti VI Congr. A.I.O.L.*: 87-98.
- ALBERTELLI G., FABIANO M., 1990. Caratteristiche trofiche di una stazione costiera in Mar Ligure. *Atti VIII Congr. A.I.O.L. Trieste*: 59-66.
- BACHELET G., 1981. Données préliminaires sur l'organisation trophique d'un peuplement benthique marin. *Vie Milieu*, 31 (3-4): 205-213.

- BEUKEMA J.J., CADÉE G.C. and HUMMEL H., 1983. Differential variability in time and space of numbers in suspension- and deposit-feeding benthic species in a tidal flat area. *Oceanol. Acta*, Vol. Sp.: 21-26.
- DANOVARO R., FABIANO M., 1990. Batteri, pigmenti clorofilliani, lipidi, protidi e carboidrati nel sedimento. *Rap.Tec. ISAM*, 32: 1-15.
- FENCHEL T., KOFOED L.K., 1976. Evidence for exploitative interspecific competition in mud snails. *Oikos*, 27: 367-376.
- FRY J.C., 1988. Determination of biomass. In: B.Austin J. Wiley & Sons Ltd. (ED.) *Methods in Aquatic Bacteriology*: 21-12.
- GRAY J.S., 1974. Animal-Sediment relationships. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 12: 223-261.
- JUMARS P.A., FAUCHALD K., 1977. Between community contrasts! in successful Polychaete feeding-strategies. In: B.C. Coull (Ed.) *Ecology of Marine Benthos*, 6:1-20.
- KOOP K., GRIFFITHS C.L., 1982. The relative significance of bacteria, meio- and macrofauna on an exposed sandy beach. *Mar. Biol.*, 66: 295-300.
- LEVINTON J., 1972. Stability and trophic structure in deposit-feeding and suspension-feeding communities. *Am. Nat.*, 106 (950): 472-486.
- LEVINTON J., 1979. The effect of density upon deposit feeding populations: movement feeding and floating of *Hydrobia ventrosa* Montagu (Gastropoda Prosobranchia). *Oecologia*, 43: 27-29.
- LEVINTON J., BIANCHI T., 1981. Nutrition and food limitation of deposit-feeders. I. The role of microbes in the growth of mud snails (Hydrobiidae). *J. Mar. Res.*, 39 (3): 531-545.
- MEYER-REIL L.A., 1983. Benthic response to sedimentation events during autumn to spring at a shallow water station in the Western Kiel Bight. II Analysis of benthic bacterial populations. *Mar. Biol.*, 77: 247-256.
- NEWELL R., CHRISTIAN R.R., 1981. Frequency of dividing cells as an estimator of bacterial productivity. *Appl. Environ. Microbiol.*, 42: 23-31.
- NEWELL R.C., FIELD J.G., 1983. The contribution of bacteria and detritus to carbon and nitrogen flow in a benthic community. *Mar. Biol. Lett.*, 4: 23-36.
- NOVITSKY J.A., MAC SWEEN M.C., 1989. Microbiology of an high energy beach sediment: evidence for an active and growing community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 52: 71-75.
- RHOADS D., YOUNG D., 1970. The influence of deposit-feeding organisms on sediment stability and community trophic structure. *J. Mar. Res.*, 28 (2): 197-225.
- TUNNICLIFFE V., RISK M.J., 1977. Relationship between the bivalve *Macoma baltica* and bacteria in intertidal sediments, Minas Basin, Bay of Fundy. *J. Mar. Res.*, 35:499-507.
- WHITLATCH R.B., 1981. Animal-Sediment relationships in intertidal marine benthic habitats: some determinants of deposit feeding species diversity. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 53:31-45.
- YOUNG D.K., RHOADS D.C., 1971. Animal-sediment relations in Cape Cod Bay, Massachusetts. I. A transect study. *Mar. Biol.*, 11: 242-254.

VALUTAZIONE DELL'INQUINAMENTO DEL LAGO VEGORITIS (GRECIA)

S. Bovolenta (*), R. Baudo (**), F. Bo (*) e H. Muntau (*)

* CCR Centro Comune delle Ricerche di Ispra

** CNR Istituto Italiano di Idrobiologia di Pallanza

Summary

The geochemical survey of stream and lake sediments has been since long utilized in prospecting and in some cases exploiting metallic deposits, or even to ascertain the existence of pollution in a lake basin and to observe its evolution in time. The selected environment in this case is Lake Vegoritis (Greece).

42 samples of sediment and 3 cores have been taken and analyzed by means of selected techniques: AAS, XRF, colorimetry, differential conductimetry. The obtained results show a general increase in organic matter in the surface layers; on the contrary, no significant changes have been noted in the natural inputs of the major and microelements taken into consideration.

Therefore, this survey excluded that a severe pollution is currently faced by Lake Vegoritis, at least for the analyzed elements (N, P, C, Ca, Fe, Mn, S, Si, Al, Ti, Mg, K, Cr, Ni, Pb, Cu, Zn, Cd).

1. Introduzione

La ricerca oggetto di questo studio ha inteso valutare lo stato di compromissione di un ambiente lacustre situato nella Macedonia nord-occidentale (Grecia). Caratteristica particolare di questo lago è quella di essere oggetto di marcate fluttuazioni di livello, registrate fin dal secolo scorso. Subisce inoltre una decisa captazione delle acque per scopi agricoli ed idroelettrici. Negli ultimi 20 anni il lago ha registrato una drastica diminuzione di livello (30 m) ed un concomitante peggioramento dello stato trofico, evidenziato da morie di pesci e da una generalizzata diminuzione del pescato (Nikolaidis *et al.*, 1985).

Il lago (50 km² circa di superficie, 30 m di profondità media) oltre ad apporti torrentizi temporanei, ha un solo immissario permanente, il fiume Soulou, e non presenta emissari visibili, ma data la natura carsica della zona sono ipotizzabili sia sorgenti che uscite sotterranee.

Gli apporti inquinanti identificati provengono dal fiume Soulou, che riceve le acque di raffreddamento di tre centrali a carbone, più gli effluenti di un'industria di fertilizzanti e gli scarichi urbani della città di Tolemaide.

Allo scopo di valutare l'attuale stato di compromissione di questo ambiente lacustre, si è deciso di studiare la composizione chimica dei sedimenti accumulati sul fondo del lago nel corso degli ultimi anni (Bovolenta, 1989).

2. Materiali e metodi

La figura 1 riporta la batimetria del Lago Vegoritis e la localizzazione dei 42 campioni di sedimento superficiale raccolti mediante draga Ekman-Birge, nonché le tre carote, prelevate a 12, 42 e 7 m di profondità lungo l'asse NO/SE, con carotatore Jenkin. Tutti i campioni sono stati analizzati secondo le metodiche di volta in volta ritenute più opportune per l'elemento considerato: spettrometria di fluorescenza a raggi X (XRF) per Si, Al, K, Mg, Ti, Ca, P, S, Fe, Mn, Cr, Ni, Pb, Cu, Zn; spettroscopia di assorbimento atomico (AAS) per Cd, Cr, Ni, Pb, Cu, Zn; conduttimetria differenziale per C organico (C_{org}), C totale (C_{tot}), S organico più solfuri (S_{org}), kjeldahlizzazione per N (Bovolenta, 1989).

I dati relativi ai campioni di sedimento superficiale sono stati elaborati statisticamente e, mediante un programma di cartografia computerizzata (Baudo, 1987), sono state ricavate mappe di distribuzione che evidenziano l'eterogeneità spaziale della composizione chimica elementare. L'elaborazione di istogrammi relativi ai profili verticali ha invece permesso di ricostruire il trend evolutivo degli elementi considerati; purtroppo, tali valutazioni non possono trovare una precisa collocazione temporale, poiché non è stato possibile stimare la rata di sedimentazione del lago.

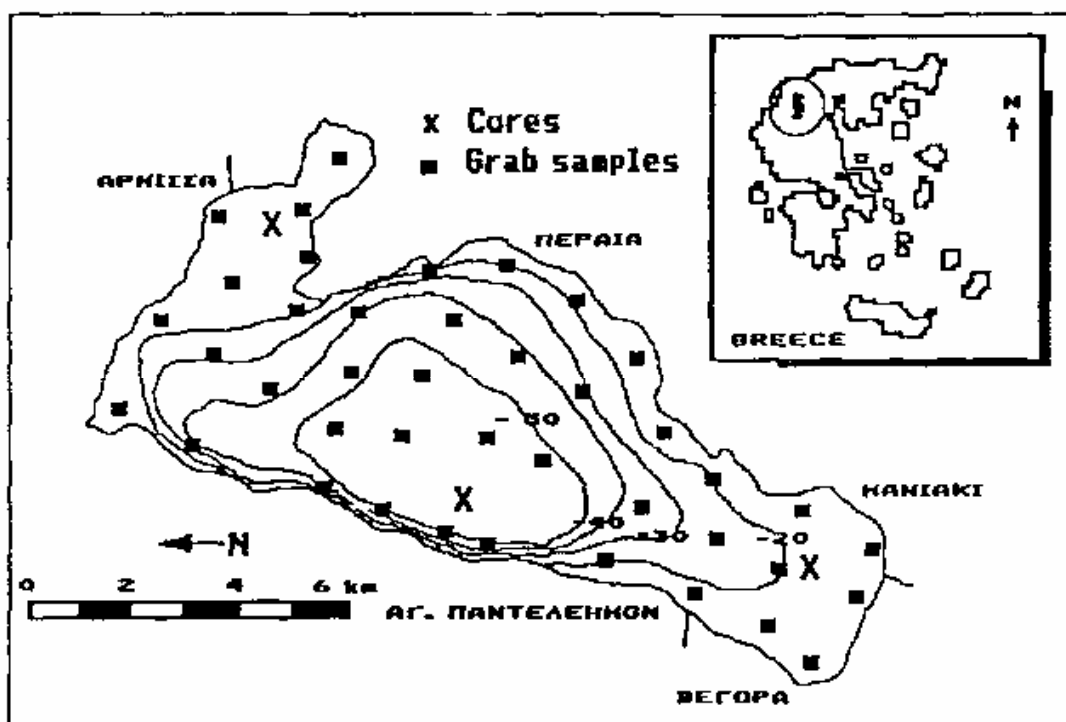


Fig. 1 - Batimetria e mappa di campionamento dei sedimenti del Lago Vegoritis.

Infine, secondo quanto suggerito da Hakanson e Janssen (1983), sono state identificate nel lago una zona di accumulo (profondità stimata maggiore di 7,5 m), dove prevale la sedimentazione delle particelle più fini, ed una di erosione e trasporto, dove invece la deposizione è proporzionalmente minore ed influenzata da fenomeni di risospensione conseguente all'idrodinamica specifica del bacino. Secondo questa suddivisione sono state verificate statisticamente le relazioni tra gli elementi mediante "clustering" (C.S.S., 1988)

3. Risultati e Discussione

L'osservazione delle mappe di distribuzione e dei profili verticali relativi alle tre carote evidenzia un generale incremento nella sedimentazione del materiale organico (C, N, P). La figura 2 riporta, a titolo d'esempio, la distribuzione del C organico. Anche il rapporto C/N lungo le carote, in diminuzione verso le zone superficiali, conferma che l'apporto di sostanza organica è in fase di crescita nei sedimenti.

Il probabile incremento della produttività fitoplanctonica spiegherebbe le distribuzioni descritte dalle mappe, con un significativo arricchimento nell'area più profonda per N e C. Anche per il fosforo è segnalabile un incremento verso la superficie del 30 % circa, confermato dalla mappa di distribuzione che ne localizza anche due possibili sorgenti: una a nord (in relazione alle vaste aree agricole retrostanti) ed una a sud (in prossimità degli insediamenti urbani ed industriali di Amintaion e Tolemaide).

Al contrario, tanto per gli elementi maggiori (Si, Al, Ti, Ca, Mg, K, Fe, S, Mn), che per i microelementi (Cd, Pd, Cu, Zn, Cr, Ni), non si sono notate alterazioni significative dei probabili apporti naturali.

Più in particolare, i macroelementi nel Lago Vegoritis presentano mappe di distribuzione piuttosto omogenee, con massimi localizzati a nord per Al e K e a sud-est per Ti, Mg e Si. L'andamento dei relativi profili verticali è fluttuante ma senza variazioni sostanziali. Le concentrazioni medie sono spesso elevate, rispetto alle medie europee (Baudo e Muntau, 1986), ma tale caratteristica riflette la composizione litologica del bacino.

Come era logico attendersi Ca e C inorganico hanno mostrato mappe molto simili, a partire dalla localizzazione delle sorgenti (dilavamento del bacino) che si trova per entrambe a nord-est (Fig. 3). Stretta correlazione si nota anche per gli istogrammi relativi alle carote, il cui incremento verso l'interfaccia acqua sedimento è conseguente alla aumentata produttività del lago.

Per Fe e S si è osservata una diminuzione nelle deposizioni recenti. Le probabili fonti, ad est per il Fe e nell'estrema punta sud-ovest per lo S, sono di natura geochimica per il ferro e antropica invece per lo S (centrali a carbone). Il calcolo del rapporto Fe/Mn, in aumento negli strati superficiali, è indicativo, inoltre, di una ossigenazione deficitaria del fondale.

Per gli elementi in traccia sono stati osservati tre diversi tipi di comportamento. Cromo (Fig. 4) e nichel, le cui massime concentrazioni sono localizzate sulla sponda orientale (zona interessata da consistenti depositi di serpentino), hanno un andamento monotono lungo le tre carote, indicativo di apporti costanti nel tempo. Piombo (Fig. 5), rame e zinco hanno presentato, invece, valori fluttuanti con una generalizzata tendenza alla diminuzione negli strati superficiali spiegabile dall'accresciuto concomitante apporto di sostanza organica. Le mappe di distribuzione sono particolarmente chiare

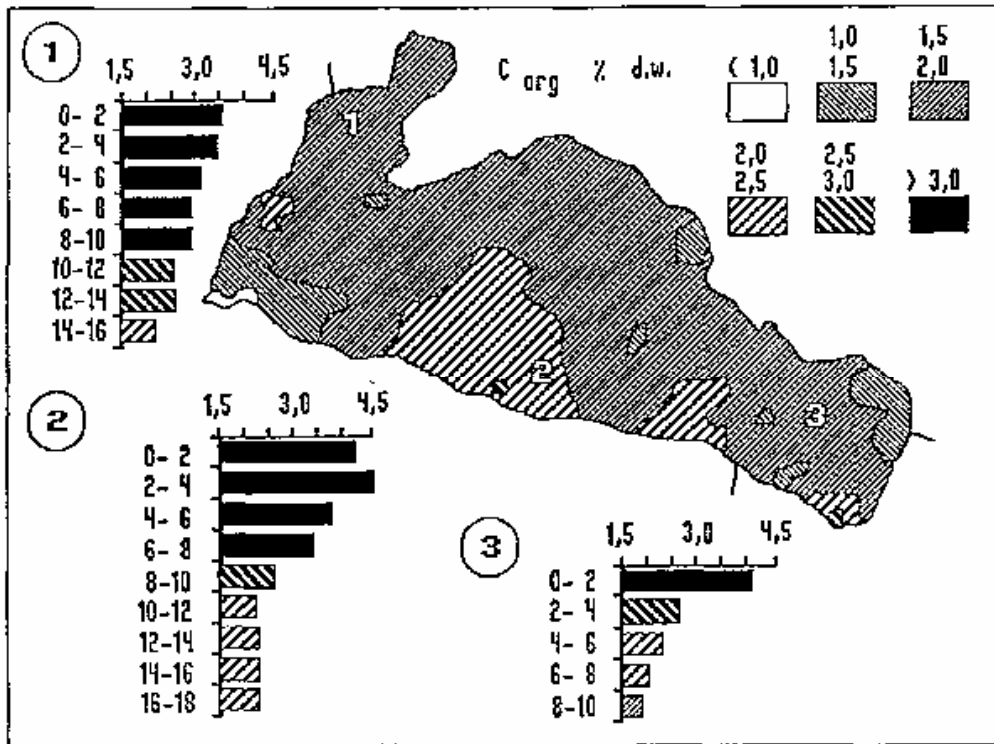


Fig. 2 - Mappa di distribuzione del C_{org} e profili verticali relativi alle tre carote.

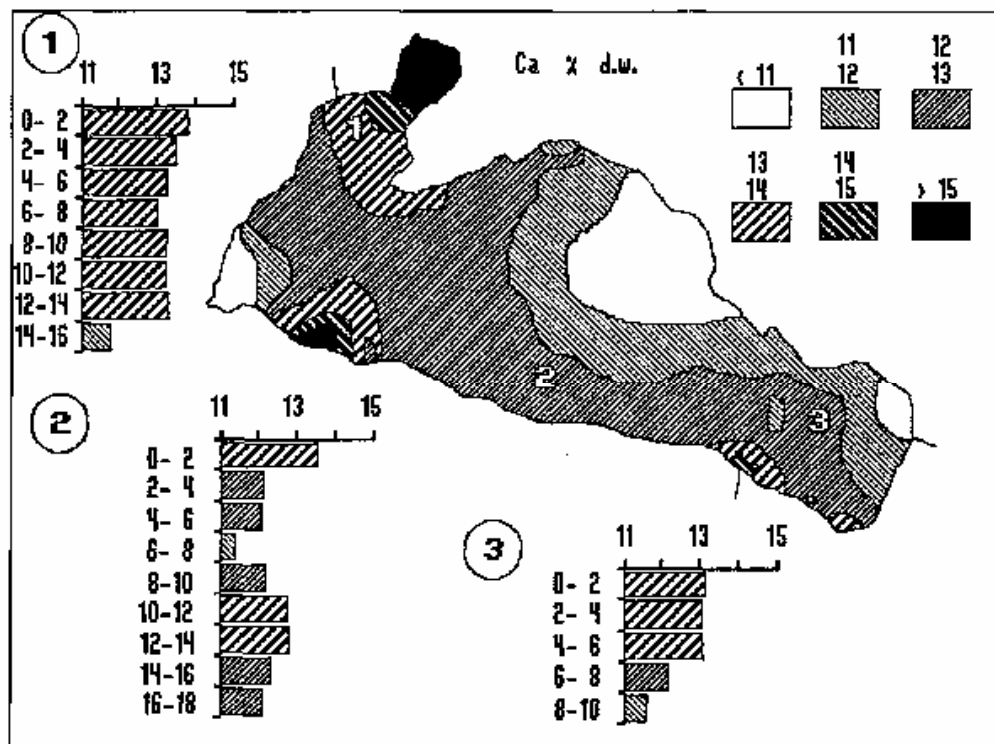


Fig. 3 - Mappa di distribuzione del Ca e profili verticali relativi alle tre carote.

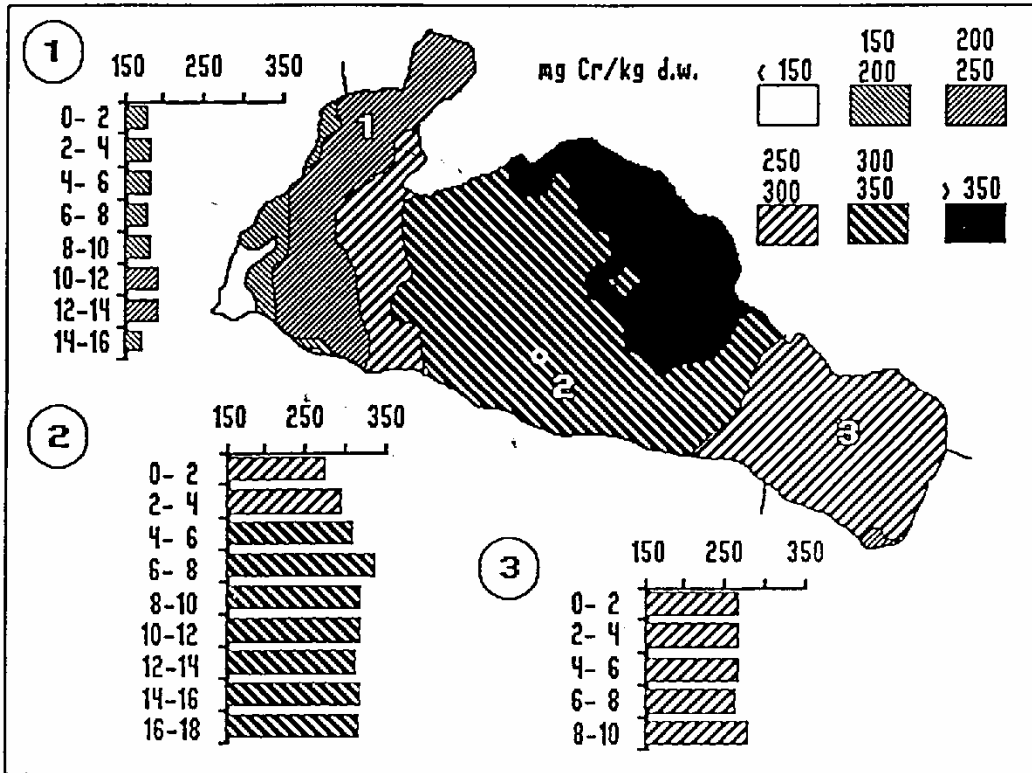


Fig. 4 - Mappa di distribuzione del Cr e profili verticali relativi alle tre carote.

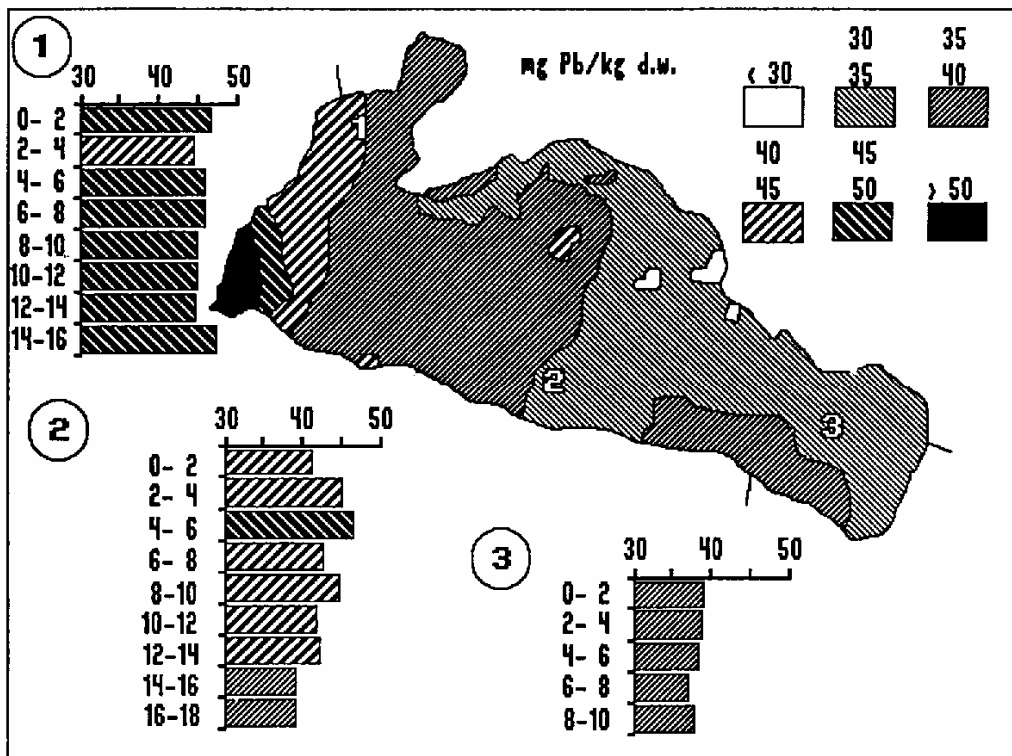


Fig. 5 - Mappa di distribuzione del Pb e profili verticali relativi alle tre carote.

nell'evidenziare una sorgente di arricchimento a nord per Pb e Zn e ad est per il Cu. Per il cadmio, invece, si osservano due sorgenti localizzate agli estremi del lago: quella a nord potrebbe essere di origine naturale, come confermato dalla carota 1, il cui grafico si mantiene su valori costanti nel tempo, quella a sud invece è probabilmente dovuta a cause esogene, considerato sia il tipo di distribuzione (puntiforme), sia l'andamento delle carote 2 e 3 che indicano un incremento recente delle concentrazioni. Confrontando le medie ottenute (Tab. 1) con i dati riportati in letteratura per altri ambienti, per nessuno degli elementi in traccia sono denunciabili situazioni a rilevante contaminazione, nonostante alcune anomalie rispetto alle medie europee, ma piuttosto conformi alle caratteristiche naturali del bacino.

4. Conclusioni

Un esame complessivo dei dati ottenuti indica chiaramente che la composizione chimica dei sedimenti del Lago Vegoritis è principalmente determinata da fattori geologici. Più precisamente la zona nord del lago, dilavata dal torrente Kouforema, vede cospicui apporti di silicati ed allumosilicati associati a metalli quali Pb, Cd e Zn. La zona centrale, interessata dagli apporti del torrente Farangi, è significativamente arricchita in Mg, Cr e Ni ed in misura minore in Fé. Nella zona nord-occidentale il drenaggio del bacino imbrifero, qui di natura calcarea, operato dal torrente Kriorema, fa registrare valori elevati di Ca. Un'altra zona ricca in carbonati è l'estremità est, dove l'accumulo di CaCO_3 trova una concausa nell'abbondante presenza di molluschi e nelle deposizioni seguite a blooms algali. Infine per nutrienti e sostanza organica, sono apparsi evidenti apporti antropogenici sia a sud che a nord del lago in corrispondenza dei centri abitati e delle aree coltivate.

L'analisi mediante clustering ha permesso di confermare queste ipotesi, evidenziando alcune tipiche associazioni tra elementi. Ne sono un esempio quelle tra Al-K e Si-Ti, indicative della sedimentazione di materiale argilloso e/o miche, cui poi risultano associati metalli quali il piombo e lo zinco. Anche il gruppo Fe-S-Cu rivela origine naturale: i tre elementi provengono, infatti, da rocce ricche in calcopirite, pirite e marcasite. Una terza associazione tipica è quella tra i nutrienti (C, N, S), spiegabile con gli apporti di sostanza organica autoctona ed alloctona. L'associazione Mg-Ni-Cr è riconducibile ad un gruppo di minerali silicatici noti con il nome di olivina, cui spesso si trova associata la cromite. Infine, il legame evidenziato per Ca e C inorganico risulta indicativo della presenza di calcari.

Questo tipo di elaborazione statistica non ha suggerito invece relazioni interelementari anomale o indicative di alterazione dei normali cicli biogeochimici.

Il confronto dei cluster relativi alle zone di accumulo ed erosione+trasporto complessivamente confermano le associazioni descritte (Figg. 6, 7).

Per gli elementi in traccia, gli elementi mobili ed i nutrienti si riportano in figura 8 gli istogrammi relativi ai valori medi stimati per il Vegoritis, rapportati alle concentrazioni massime tollerabili e di minimo effetto stabilite dall'EPA (Environmental Protection Agency) e dal Ministero dell'Ambiente dell'Ontario (Giesy e Hoke, 1990). Dall'analisi di questo grafico emerge un giudizio qualitativo generale, poiché riferito a valori medi, sullo stato di compromissione del lago. Solo per Cd ed N le concentrazioni trovate

Tab. 1 - Valori medi, minimi e massimi dei vari elementi (in % dal P al Ti compreso, in mg/kg peso secco per i rimanenti elementi) per le zone di erosione+trasporto, accumulo e per l'intero lago.

	EROSIONE N:13 media		ACCUMULO N:29 media		TOTALE N:42 media	
	min.	max.	min.	max.	min.	max.
P _{tot}	0,07	0,08	0,08	0,09	0,07	0,09
P	0,05	0,06	0,05	0,08	0,05	0,08
C _{in}	1,19	2,61	2,00	4,25	1,19	4,96
C _{org}	0,82	1,69	1,23	2,90	0,82	2,9
C _{tot}	2,01	4,31	4,10	6,26	2,01	6,67
S	0,01	0,15	0,01	0,47	0,01	0,47
S _{org}	0,01	0,10	0,01	0,21	0,01	0,25
N	0,09	0,19	0,14	0,28	0,09	0,28
Si	17,3	19,8	9,51	24,6	9,51	24,6
Ca	5,29	11,0	10,9	15,5	5,29	24,0
Mg	1,66	2,91	2,50	4,34	1,66	4,34
K	1,29	2,16	1,49	4,28	1,29	4,28
Al	6,22	7,63	5,37	10,9	5,37	10,9
Fe	3,15	4,49	1,71	5,70	1,71	5,70
Ti	0,26	0,36	0,17	0,43	0,17	0,43
Mn	415	595	264	668	264	922
Cu	23,8	35,6	19,7	43,0	19,7	43,6
Pb	26,8	37,4	30,6	71,6	26,8	71,6
Cd	0,24	0,30	0,22	0,40	0,22	0,36
Cr	99,8	278	115	303	99,8	539
Ni	62,0	225	90,0	410	62,0	410
Zn	70,2	88,6	46,1	134	46,1	134

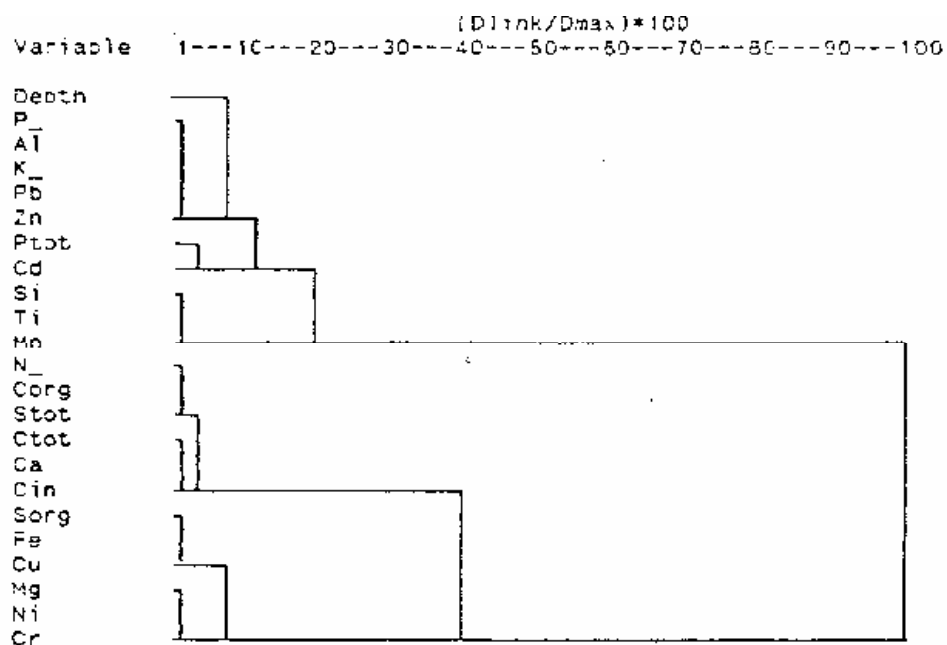


Fig. 6 - Misura delle associazioni statistiche (analisi dei clusters) tra gli elementi analizzati relativa all'area di erosione+trasporto.

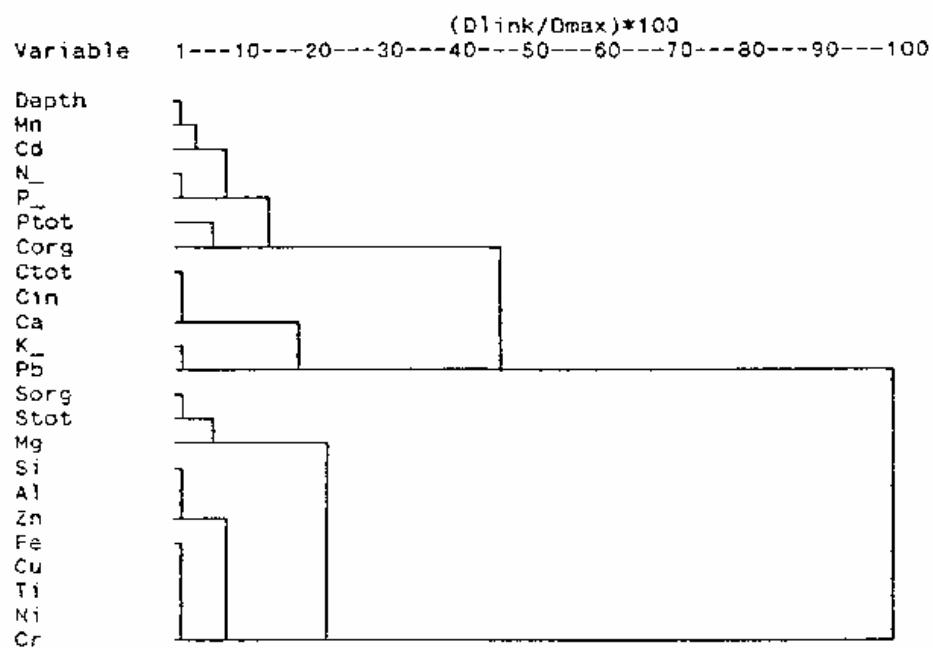


Fig. 7 - Misura delle associazioni statistiche (analisi dei clusters) tra gli elementi analizzati relativa all'area di accumulo.

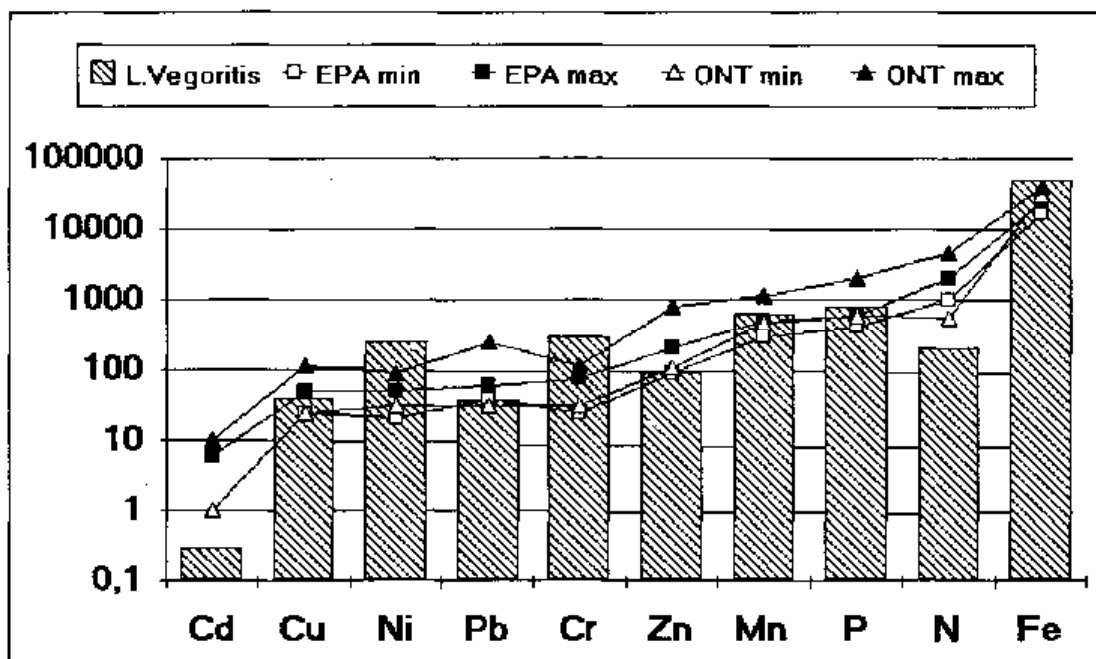


Fig. 8 - Concentrazioni medie di alcuni elementi analizzati riferite ai valori soglia EPA e Ministero dell'Ambiente dell'Ontario.

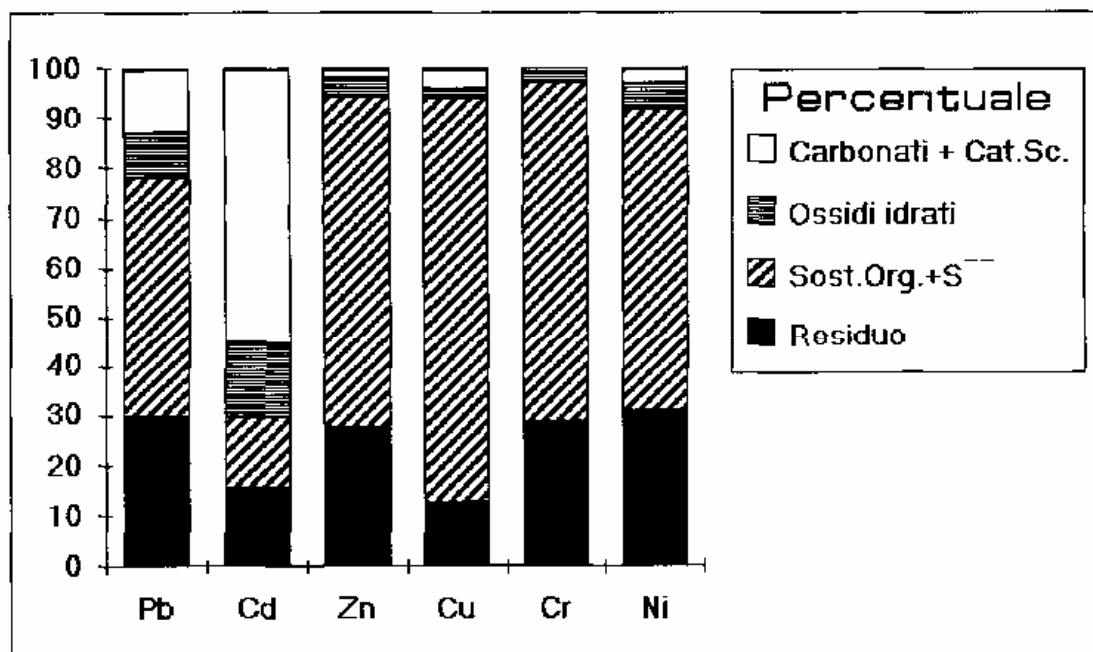


Fig. 9 - Estrazione sequenziale delle frazioni di alcuni microelementi.

sono al di sotto di ogni soglia di rischio, al contrario Ni, Cr e Fé sono risultati essere gli elementi più pericolosi date le loro elevate concentrazioni. Poco preoccupante è, invece, la situazione per Cu, Pb, Zn, P e Mn, che si trovano a livelli piuttosto elevati, anche se inferiori rispetto alle concentrazioni di massima tollerabilità. Per tutti questi elementi è comunque chiaro che tali apporti, seppur ingenti, riflettono la composizione naturale del bacino.

Ulteriori rassicurazioni derivano dai risultati di studi di estrazione sequenziale (Muntau *et al.*, 1989) operata sul totale dei campioni per alcuni metalli in traccia tra quelli potenzialmente più pericolosi. Eccezion fatta per il cadmio, infatti, le frazioni relative alla matrice cristallina e alla sostanza organica più solfuri, contengono la percentuale maggiore di tutti gli elementi (Fig. 9). Ciò significa che la frazione più facilmente estraibile è solo una piccola parte del totale. A questo proposito, anche se l'estrapolazione all'attività biologica delle frazioni chimicamente determinate è soggetta a controverse interpretazioni, in questo caso i dati ottenuti non fanno sicuramente ipotizzare una situazione di rischio per l'ecosistema.

Indicazioni derivanti da studi condotti parallelamente a questo, sulla idrochimica e sulla possibile contaminazione da microinquinanti organici, evidenziano invece chiaramente che il principale problema del lago è la pronunciata eutrofizzazione delle acque, che comporta la scomparsa dell'ossigeno nell'ipolimnio durante la stratificazione termica estiva, con effetti diretti ed indiretti sulle biocenosi.

Ringraziamenti

Si ringraziano per la preziosa collaborazione il Dott. M. Bianchi ed il Sig. A. Lattanzio.

Bibliografia

- Baudo, R. 1989. Uncertainty in description of sediment chemical composition. *Hydrobiologia*, 176/177: 441-448.
- Baudo, R. and H. Muntau. 1986. Selection of a freshwater sediment for the preparation of a reference material. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 44: 253-297.
- Bovolenta, S. 1989. *Distribuzione spaziale ed evoluzione temporale dell'accumulo di elementi maggiori, nutrienti e microelementi nei sedimenti del Lago Vegoritis*. Tesi di Laurea, Univ. Milano: 138 pp.
- C.S.S. 1988. *Complete statistical System with data base management and graphic*. STATSOFT: 1206 pp.
- Giesy, J. P. and R. A. Hoke. 1990. Freshwater Sediment Quality Criteria: Toxicity Bioassessment. In: R. Baudo, J. P. Giesy and H. Muntau (Eds). *Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place Toxicants*. Lewis Publ., Chelsea, MI: 265-348.
- Hakanson, L. and M. Jansson. 1983. *Principles of lake sedimentology*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York Tokyo: 316 pp.
- Muntau, H., R. Baudo, F. Fytianos and D. Hatzichristidis. 1989. The spatial distribution of metal species in the sediments of Lake Vegoritis. *Pres. Incontri di chimica analitica dell'ambiente: La speciazione chimica nelle matrici ambientali: Rapallo 25-27 Ottobre 1989*.
- Nikolaidis N., T. Kousouris, G. Foyis and E. Papachristou. 1985. Trophic status assessment of Lake Vegoritida, Greece. *ISEM Jour.*, 7: 11-26.

LA PRIMA FASE DELL'INTERVENTO DI LIMING NEL LAGO D'ORTA

Rosario MOSELLO, Alcide CALDERONI e Adriano QUIRCI
C.N.R. - Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza

SUMMARY

Lake Orta is a subalpine lake, with maximum depth of 143 m and volume of $1.3 \cdot 10^9 \text{ m}^3$. In 1926 the lake began to be heavily polluted by effluents rich in ammonium sulphate and copper discharged by a rayon factory. In the sixties, metals (Cu, Cr, Ni and Zn) released from plating factories became a further source of pollution. The negative effects of the metal pollution were increased by the acidification of the lake water deriving from the oxidation of the ammonium. pH values decreased from values around 7.0 in 1948 to the minimum values of 3.8-4.0 over the whole water column, which were reached in 1984. The ammonium discharge was greatly reduced in 1982, but in-lake concentrations both of ammonium and hydrogen ion remained high, because of the low alkalinity load from the watershed and the long water renewal time (8.5 years).

From May 1989 to June 1990 the lake was limed with 10,900 tons of CaCO_3 , the first installment of the 18,300 tons necessary to reach a target alkalinity of $50 \mu\text{eq l}^{-1}$, after the complete oxidation of ammonium. The effect was a decrease in the mean acidity of the lake by $173 \mu\text{eq l}^{-1}$, i.e., a variation which would have taken five years with the natural load of alkalinity from the watershed. The effects were more marked in the 0-40 m water layer, where pH between 6.0 and 8.0 was measured during summer and autumn 1989.

A marked decrease in Cu, Zn, Ni, Cr, Al concentrations was observed in the neutralized water, while values remain high in the part of lake which is still acid.

1. INTRODUZIONE

Il Lago d'Orta è situato nell'Italia nord-occidentale, nel bacino idrografico del Lago Maggiore (Fig. 1). Sia il lago che il suo bacino drenante si sviluppano in senso longitudinale da nord a sud, presentando una stretta conformazione valliva racchiusa ad occidente dai primi rilievi montuosi della Val Sesia e ad oriente dai contrafforti del massiccio del Mottarone. Le principali caratteristiche morfometriche ed idrologiche del lago e del bacino imbrifero sono riportate in Tab. 1. Il bacino è impostato su rocce intrusive acide, poco solubili, costituite principalmente da gneiss, micascisti e graniti della zona di Strona-Ceneri (Boriani & Sacchi 1974), con affioramenti di porfido nella parte sud-orientale.

Il degrado del Lago d'Orta, causato da massicci inquinamenti industriali iniziati fin dal 1927, è stato ampiamente documentato da numerose ricerche che già dai primi anni hanno messo in luce il progressivo impoverimento dell'ecosistema a causa della tossicità degli scarichi (Monti 1930; Baldi 1949; Corbella, Tonolli & Tonolli 1958; Picotti 1958; Tonolli & Voltenweider 1961). Gli studi successivi hanno poi evidenziato le continue e pesanti modificazioni nell'idrochimica delle acque lacustri che ormai erano

state interessate da intensi processi interni di acidificazione e da rilevanti accumuli di ammonio e nitrati (Vollenweider 1963; Ruggi 1969; Bonacina 1970; Barbanti, Bonacina, Bonomi & Ruggi 1972; Biffi, Picotti & Tajana 1972; Bonacina, Bonomi & Ruggi 1973; Bonacina, Bonomi & Monti 1986; Bonacina, Bonomi & Mosello 1986).

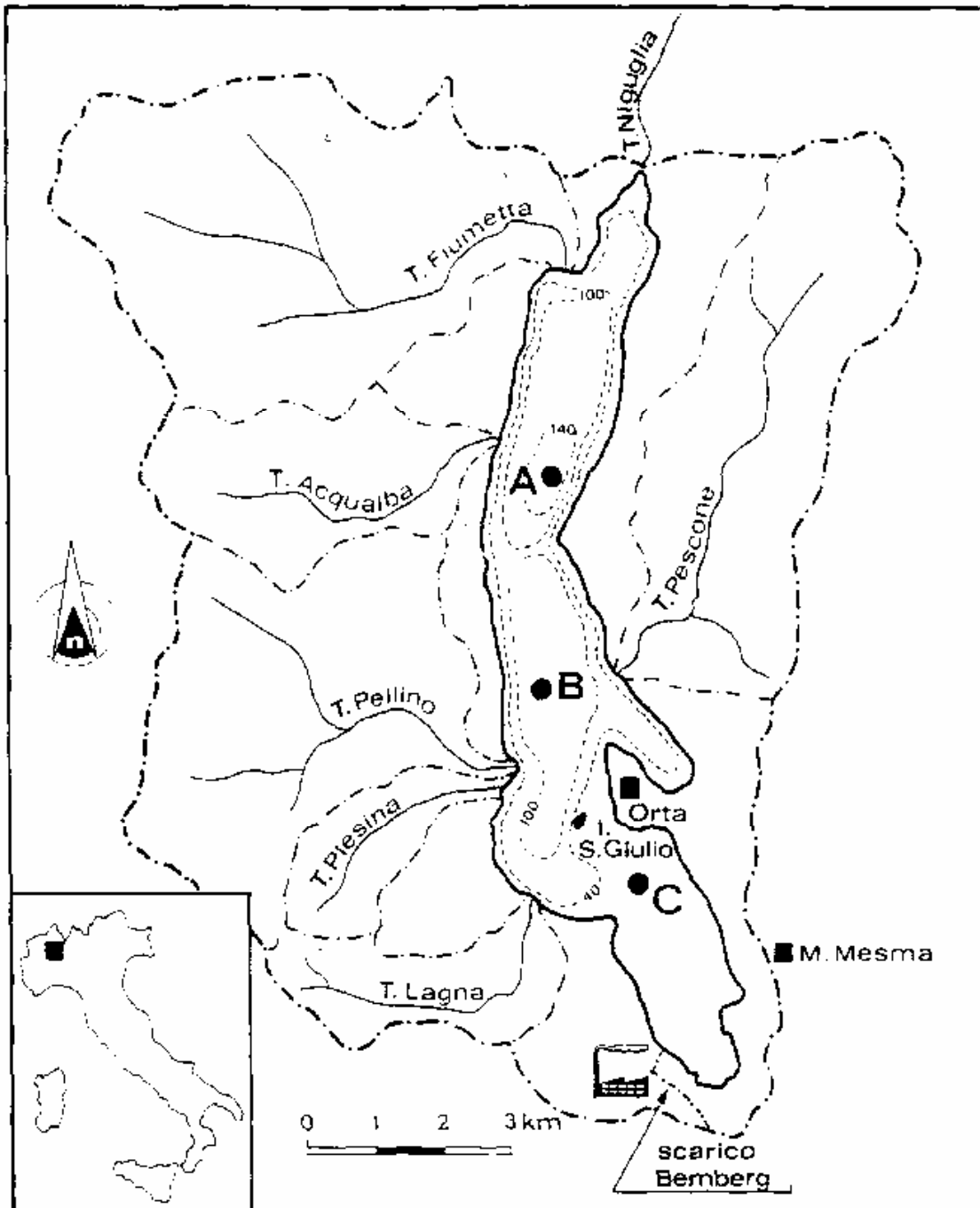


Fig. 1. Bacino imbrifero del Lago d'Orla: tributari campionati, emissario (T. Niguglia), stazioni di prelievo delle deposizioni atmosferiche (●) e di campionamento nei bacini lacustri (●) di Qualba (A), Pettenasco (B) e Buccione (C).

A partire dal 1982, dopo l'attivazione di interventi di depurazione degli scarichi della Bemberg e delle acque reflue provenienti da insediamenti civili e dalle elettrolitiche ubicate nella parte sud-occidentale del bacino, le indagini hanno potuto accertare i primi miglioramenti in lago, evidenziati soprattutto dalla consistente diminuzione della concentrazione media dell'azoto ammoniacale (Bonacina & Bonomi 1984; Mosello, Bonacina, Carrello, Libera & Tartari 1986; Bonacina, Bonomi, Barbanti, Mosello, Ruggiu & Tartari 1988; Bonacina, Bonomi, Barbanti, Mosello & Ruggiu 1988).

Tab. 1. Principali caratteristiche morfometriche ed idrologiche del Lago d'Orla e del suo bacino imbrifero.

LAGO		
Quota media del lago	290	m s.l.m.
Lunghezza del thalweg	12,4	Km
Larghezza massima	2,5	Km
Larghezza media	1,4	Km
Perimetro	33,5	Km
Area	18,15	Km ²
Volume	1,28	Km ³
Profondità massima	143	m
Profondità media	71,3	m
Tempo teorico di ricambio	8,5	anni
BACINO		
Altitudine massima	1643	m s.l.m.
Altitudine media	652	m s.l.m.
Larghezza media dal lago	3,68	Km
Area del bacino imbrifero (lago incluso)	115,7	Km ²

I risultati delle ricerche hanno però evidenziato che i contenuti di metalli tossici restavano assai elevati (Mosello, Baudo & Tartari 1986; Mosello, Calderoni & Tartari 1989; Calderoni & Mosello 1990) e che i tempi di recupero del lago sarebbero stati assai lunghi, almeno 15-20 anni, a causa della permanente acidità delle sue acque, nonché della lentezza con cui sarebbe stato completamente eliminato dal sistema l'azoto ammoniacale (Bonacina, Bonomi, Calderoni & Mosello 1987; Bonacina, Calderoni & Mosello 1988; Mosello & Calderoni 1990a, 1990b; Calderoni & Mosello 1990).

Sulla base di queste considerazioni, l'Istituto Italiano di Idrobiologia del Consiglio Nazionale delle Ricerche (C.N.R.) ha avanzato nel 1986 una proposta di *liming* del Lago d'Orta (Bonacina, Bonomi, Calderoni & Mosello 1987) che prevedeva un dosaggio massimo delle acque lacustri con 20 g m⁻³ di carbonato di calcio. L'intervento fu approvato nel 1987 e finanziato soltanto parzialmente in lotti successivi, a partire dal 1988, dal Ministero dell'Ambiente, dalla Provincia di Novara e dalla Regione Piemonte.

Questo lavoro descrive l'evoluzione chimica del lago durante il *liming*, iniziato nel maggio 1989, in confronto sia con gli andamenti stagionali nel 1988, che con la situazione riscontrata in anni precedenti.

2. CAMPIONAMENTI E METODI

I campionamenti sul lago sono stati eseguiti in tre stazioni in coincidenza con il bacino di massima profondità (143 m, stazione A di Fig. 1), il bacino centrale (120 m, stazione B) e quello meridionale (35 m, stazione C). Dal Gennaio 1988 al Marzo 1989, i campionamenti hanno avuto cadenza mensile nel bacino più profondo, mentre nelle altre due stazioni i prelievi sono stati effettuati alla circolazione primaverile e al culmine della stratificazione termica. Dall'Aprile 1989, i campioni sono stati invece raccolti ogni tre settimane in tutte le stazioni.

Con le stesse frequenze sono stati campionati anche i principali tributari alla loro foce e l'emissario (Fig. 1), allo scopo di valutare i carichi in ingresso e in uscita dal lago secondo le metodologie di calcolo adottate in studi precedenti (Mosello, Bonacina, Carollo, Libera & Tartari 1986). Le deposizioni atmosferiche sono state raccolte settimanalmente in prossimità di Orta, mentre anteriormente al 1988 i prelievi venivano effettuati presso il Monte Mesma (Fig. 1).

Gli apporti provenienti dallo scarico Bemberg sono stati forniti dalla stessa azienda: essi non risultano significativamente differenti da quelli misurati direttamente nel 1984 e nel 1985 (Mosello, Bonacina, Carollo, Libera & Tartari 1986).

I metodi di prelievo, le profondità di campionamento in lago, nonché le variabili misurate e le relative metodologie analitiche sono riportate in Calderoni & Mosello (1990) e Calderoni, de Bernardi & Mosello (1990b).

3. IL LIMING DEL LAGO

Per le operazioni di liming è stato impiegato un calcare naturale di granulometria fine (il 50% del materiale ha dimensione dei granuli $<18 \mu\text{m}$) e a basso contenuto di metalli (Tab. 2). Il prodotto grezzo ha un tenore medio di umidità del 20%; la composizione media del secco è la seguente: 92% di CaCO_3 , 6% di MgCO_3 e 2% di impurità, per lo più costituite da silice non associata ad argille.

Tab. 2. Contenuto medio dei metalli nel calcare impiegato per il liming (ppm sul secco).

Al	950	Mn	30
Cr	7.2	Ni	2.7
Cd	0.07	Pb	2.2
Cu	1.2	Tl	<0.5
Fe	278	Zn	5.4
Hg	0.01	Ti	2.6

Per lo spandimento è stato impiegato un natante, con portata totale di 150 t e con una superficie utile di 175 m^2 . A bordo, il carbonato è stoccato in vasca della capacità di 60 t; esso viene trasferito con coclea ad una betoniera (9 m^3), dove si realizza la sospensione alla concentrazione di secco desiderata, pescando dal lago con elettropompa il volume d'acqua necessario. La sospensione è inviata in continuo in vasca di miscelamento (8 m^3) dove,

dopo ulteriore correzione della sua concentrazione, viene prelevata e dispersa sulla superficie del lago mediante pompa e lancia rotante.

L'intervento è iniziato nel Maggio 1989 ed è proseguito in modo discontinuo fino al Giugno 1990. Complessivamente è stata immessa in lago una quantità di carbonato di calcio puro (10.900 t) pari a circa il 47% di quella prevista nel 1988 (Calderoni, de Bernardi & Mosello 1990a).

I lavori sono stati sospesi in estate (Agosto - Settembre), tra il primo e il secondo lotto, e nella stagione invernale (Dicembre - Febbraio), quando le gelate notturne rendevano praticamente impossibile la ripresa giornaliera delle operazioni. Lo spandimento ha interessato gradualmente l'intera superficie del lago, a partire dal bacino meridionale (Buccione) fino a quello più prossimo all'emissario (Qualba). Le modalità di immissione sono descritte in Calderoni, de Bernardi & Mosello (1990b).

Le principali caratteristiche chimiche e chimico fisiche delle acque lacustri (valori medi ponderati sui volumi), misurate prima e dopo l'adozione dei provvedimenti depurativi, nonché durante il *liming*, sono riportate in tabella 3.

Tab. 3. Concentrazioni medie ponderate sui volumi delle principali variabili chimiche e chimico fisiche delle acque lacustri misurate prima e dopo l'adozione dei provvedimenti depurativi, nonché durante il *liming*.

	1960 (25/3)	1981 (10/2)	1988 (21/3)	1989 (20/3)	1990 (30/1)	1990 (3/7)
Cond. $\mu\text{S cm}^{-1} 18^\circ\text{C}$	85	136	120	115	111	112
pH	5.55	4.20	4.26	4.44	4.63	4.75
$\text{H}^+ \mu\text{eq l}^{-1}$	3	63	55	36	23	18
$\text{Ca}^{2+} \mu\text{eq l}^{-1}$	271	264	410	450	545	616
$\text{Mg}^{2+} \mu\text{eq l}^{-1}$	143	123	123	129	131	135
$\text{Na}^+ \mu\text{eq l}^{-1}$	160	248	217	217	207	208
$\text{K}^+ \mu\text{eq l}^{-1}$	20	29	26	27	25	25
$\text{N-NH}_4^+ \mu\text{eq l}^{-1}$	66	332	104	87	53	33
$\text{HCO}_3^- \mu\text{eq l}^{-1}$	0	0	0	0	18	45
$\text{SO}_4^{2-} \mu\text{eq l}^{-1}$	390	657	641	639	641	650
$\text{N-NO}_3^- \mu\text{eq l}^{-1}$	274	343	271	252	261	268
$\text{Cl}^- \mu\text{eq l}^{-1}$	28	74	65	68	65	68
RP $\mu\text{g P l}^{-1}$	4	2	1	3	-	2
TP $\mu\text{g P l}^{-1}$	-	5	6	5	-	3
RSi mg Si l^{-1}	3.4	4.4	4.2	4.6	4.2	4.2
Cu $\mu\text{g l}^{-1}$	86	40	35	35	34	33
Zn $\mu\text{g l}^{-1}$	-	-	42	60	53	46
Cr $\mu\text{g l}^{-1}$	-	6	3	2	2	1
Al $\mu\text{g l}^{-1}$	-	-	86	108	90	71
Ni $\mu\text{g l}^{-1}$	-	-	-	-	16	17
Fe $\mu\text{g l}^{-1}$	-	-	73	77	38	22
Mn $\mu\text{g l}^{-1}$	-	-	103	110	135	108

4. TERMICA ED EVOLUZIONE CHIMICA DEL LAGO

Le isoterme (Fig. 2) evidenziano nei due anni di studio una marcata stratificazione termica da Aprile a Dicembre, con un metalimnio che spro-

fonda stagionalmente da 7 a 15 metri. Dall'esame dei dati termici è inoltre evidente che negli ultimi tre anni il lago non ha mostrato una completa circolazione. Ciò appare in contrasto i risultati delle ricerche precedenti che avevano portato a classificare il Lago d'Orla tra i laghi monomittici (Bonacina 1970).

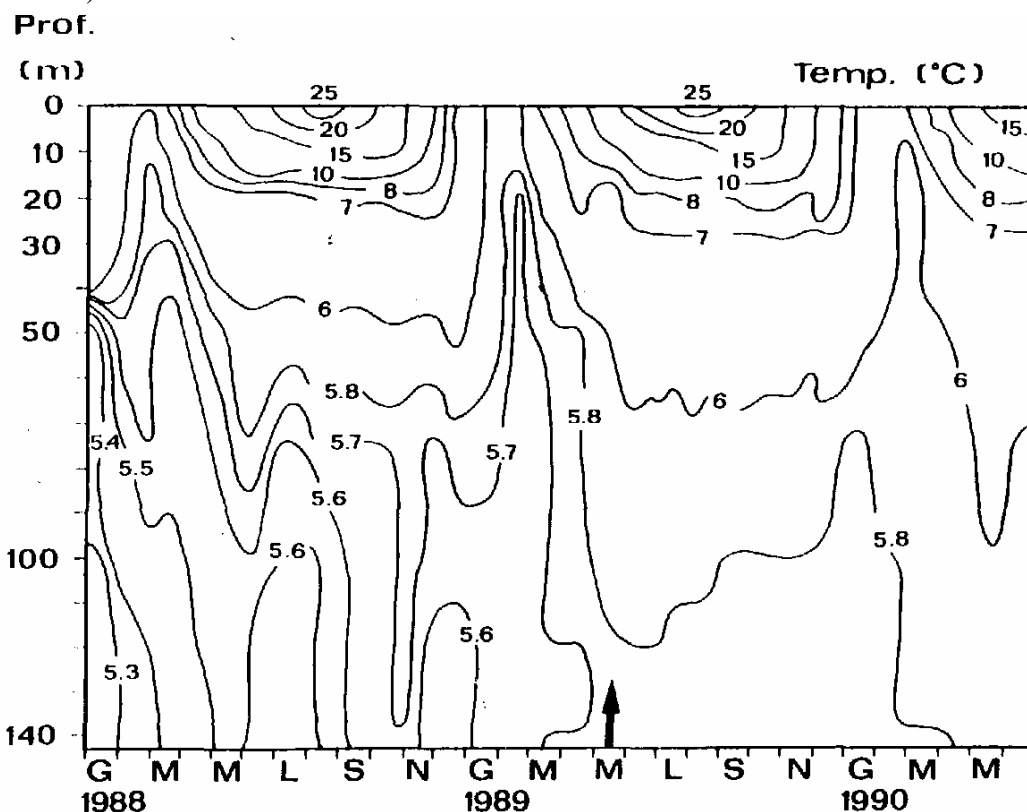


Fig. 2. Isotherme alla stazione di massima profondità.

La concentrazione di ossigeno (Fig. 3) evidenzia massimi epilimnici moderati (115% di saturazione), da porre in relazione con l'attività fotosintetica del fitoplancton, mentre i consumi ipolimnetici di ossigeno interessano uno strato d'acqua di maggior volume nel 1989 rispetto al 1988. In accordo con quanto osservato per le temperature, le percentuali di saturazione in ipolimnio, sempre comprese fra 20 e 40%, non evidenziano episodi di completa circolazione nel periodo di studio.

Durante tutto il 1988 le acque lacustri hanno mostrato pH decisamente acidi, inferiori a 4,5 unità (Fig. 3). Soltanto nel periodo estivo e limitatamente alle acque superficiali, si sono riscontrati pH più alti, intorno a 5,0 - 6,0 unità, soprattutto per l'influenza delle acque tributarie discretamente tamponate e distribuite isotermicamente in tutto l'epilimnio lacustre. Con le operazioni di liming, iniziate quando l'intera massa lacustre presentava un pH di 4,4-4,5 unità, la neutralizzazione ha interessato strati sempre più profondi con effetti persistenti anche dopo il parziale rimescolamento delle acque verificatosi durante l'inverno 1989-1990: nel Maggio 1990, si riscontravano infatti pH compresi fra 8,5 e 6,0 dalla superficie fino a 35 metri di profondità, nonché valori compresi tra 5,0 e 6,0 nello strato tra i 35 e gli 80 metri di profondità. Va tuttavia osservato che gli effetti neutralizzanti del *liming* sono contrastati dalla acidità prodotta dalla nitrificazione: ciò rende conto della ridotta crescita del pH in ipolimnio, dove sono stati riscontrati valori compresi tra 4,1 e 4,5 unità nel 1989 e tra 4,3 e 5,0 nel Giugno 1990.

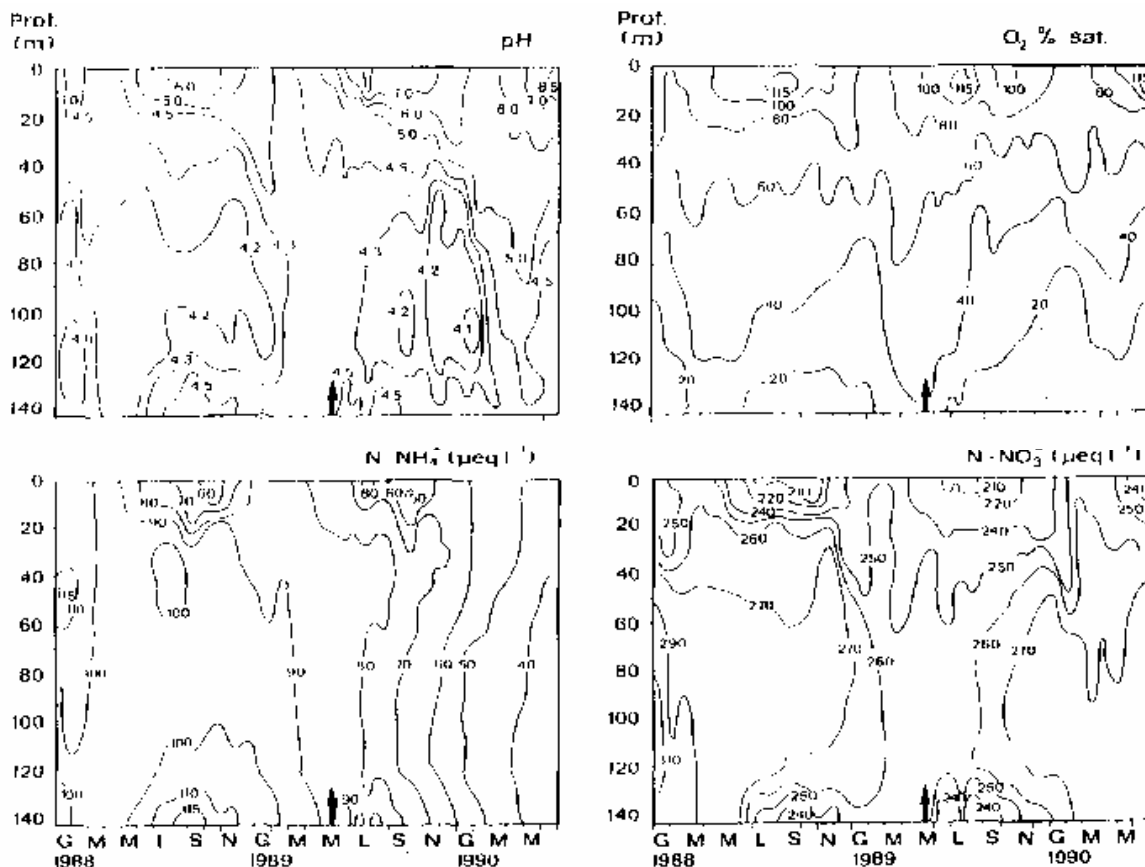


Fig. 3. Isopete di ossigeno disciolto, pH, ammonio e nitrato.

Nell'intero periodo di studio la concentrazione dell'ammonio ha subito un netto calo in tutta la massa lacustre (Fig. 3). Nel 1988, prima del *liming*, la diminuzione è più evidente in epilimnio durante la stagione estiva, soprattutto per la diluizione dovuta alle acque tributarie e l'emissione attraverso l'emissario. In questo anno, tuttavia, la nitrificazione è stata estremamente modesta: l'ammonio è passato infatti da 104 a 87 $\mu\text{eq l}^{-1}$ senza che le acque lacustri incrementassero la loro acidità (Tab. 3). Dopo il *liming*, la nitrificazione è ripresa, impedendo una completa neutralizzazione della massa lacustre, e l'ammonio si è ridotto progressivamente fino a raggiungere i 33 $\mu\text{eq l}^{-1}$ nel Giugno 1990 (Tab. 3).

Le concentrazioni medie dei nitrati (Fig. 3) non hanno presentato significative variazioni: esse sono calate nel 1988 da 271 a 252 $\mu\text{eq l}^{-1}$, per poi crescere leggermente fino a raggiungere al termine del *liming* 268 $\mu\text{eq l}^{-1}$. Anche in questo caso, la produzione di nitrati dovuta alla nitrificazione si è dimostrata così rilevante in termini quantitativi da contrastare o addirittura impedire l'attesa diminuzione dei nitrati conseguente al saldo negativo tra gli apporti dal bacino e le uscite dall'emissario (Tab. 4) e alla utilizzazione fotosintetica in epilimnio.

Le concentrazioni medie delle altre variabili (Tab. 3) non hanno invece mostrato variazioni con il *liming* ad eccezione del calcio, aumentato da 450 a 616 $\mu\text{eq l}^{-1}$, e, in misura largamente inferiore, del magnesio passato da 129 a 135 $\mu\text{eq l}^{-1}$.

Le concentrazioni di rame, alluminio, ferro e manganese mostrano, in epi- ed ipolimnio, variazioni strettamente collegate all'andamento del pH

(Fig. 4). I minimi di concentrazione sono infatti riscontrabili in epilimnio in coincidenza con l'innalzamento del pH dovuto al liming e ai processi di fotosintesi. Le concentrazioni restano invece ancora elevate nelle acque acide ipolimniche, sebbene nel caso del ferro sia evidente una regolare diminuzione nel periodo del *liming*.

5. BILANCIO CHIMICO

Il bilancio chimico per il periodo Gennaio 1988 - Giugno 1990 (Tab. 4) mostra che i processi di dissoluzione chimica nel bacino imbrifero rappresentano la fonte più importante di ioni inorganici, ad eccezione di calcio, solfati ed ammonio, i cui apporti più consistenti derivano dalla Bemberg.

Il contributo delle deposizioni atmosferiche sulla superficie lacustre è significativo soltanto per gli idrogenioni e l'ammonio, mentre è trascurabile per tutti gli altri ioni.

Tab. 4. Bilancio chimico del Lago d'Orta nel 1988, 1989 e il primo semestre 1990 (valori in milioni di equivalenti).

	H ⁺	NH ₄ ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	Σcat	Σani
1988												
Bacino imbrifero	0	3.8	49	20	32	4.0	43	34	11	18	108	106
Depos. atmosferiche	1.4	2.3	1.3	0.3	0.4	0.1	0.0	3.0	0.4	1.9	5.9	5.3
Scarico Bemberg	0	2.1	45	1.0	6.0	0.1	6.0	45	1.0	0.4	54	52
Apporti totali	1.4	7.4	95	21	38	4.2	49	82	12	20	168	164
Uscite	1.7	17	78	21	34	4.0	2.1	104	11	40	154	157
1989												
Bacino imbrifero	0	7.1	31	14	26	3.2	39	20	8.5	11	80	79
Depos. atmosferiche	0.8	1.7	0.6	0.2	0.3	0.1	0.0	2.1	0.3	1.8	3.8	4.2
Scarico Bemberg	0.0	2.1	45	1.0	6.0	0.1	6.0	45	1.0	0.4	54	52
Apporti totali	0.8	11	77	15	32	3.4	45	67	10	13	138	135
Apporti dal <i>liming</i>			147	11			158					
			(119)	(4)			(123)					
Uscite	1.5	8.5	53	14	23	2.9	3.7	70	7.1	26	101	107
Gen.-Giu. 1990												
Bacino imbrifero	0	3.0	12	7	13	1.5	16	11	4	5.3	37	36
Depos. atmosferiche	0.5	1.0	0.4	0.1	0.1	0	0	1.0	0.1	0.9	2.1	2.0
Scarico Bemberg	0	1.0	23	1.0	3	0.1	4	23	0.5	0.2	28	28
Apporti totali	0.5	5.0	35	8	16	2	20	35	5	6	69	66
Apporti dal <i>liming</i>			71	6			77					
			(58)	(2)			(60)					
Uscite	0	2.1	26	8	12	1.4	4.5	32	3	10	50	50

Gli apporti di alcalinità dal bacino nel 1988 e nel 1989, a prescindere dal *liming*, sono stati pari a 49 e 45 10⁶ eq a⁻¹. Quelli di ammonio (rispettivamente di 7,4 e 7 10⁶ eq a⁻¹), vanno considerati come un modesto contributo acidificante rispetto alle quantità di ammonio presenti in lago (135 e 43 10⁶ eq rispettivamente nel Gennaio 1988 e nel Giugno 1990).

Il confronto fra entrate totali ed uscite evidenzia uno squilibrio nel caso di ammonio e nitrati, per i quali l'uscita è maggiore delle entrate, a causa della grande riserva di questi composti nel lago. Il calcio mostra invece ingressi più elevati rispetto alle perdite attraverso l'emissario perché la componente dovuta alla Bemberg crebbe notevolmente dal 1982, quando, con l'attivazione dei trattamenti depurativi, le acque reflue vennero neutralizzate con idrossido di calcio.

Nel corso del 1989 le uscite di ammonio e nitrati furono inferiori a quelle del 1988, sia perché nel frattempo erano diminuite le rispettive concentrazioni medie in lago, sia per il forte calo dei deflussi, passati da 5,66 a 3,53 m³ sec⁻¹.

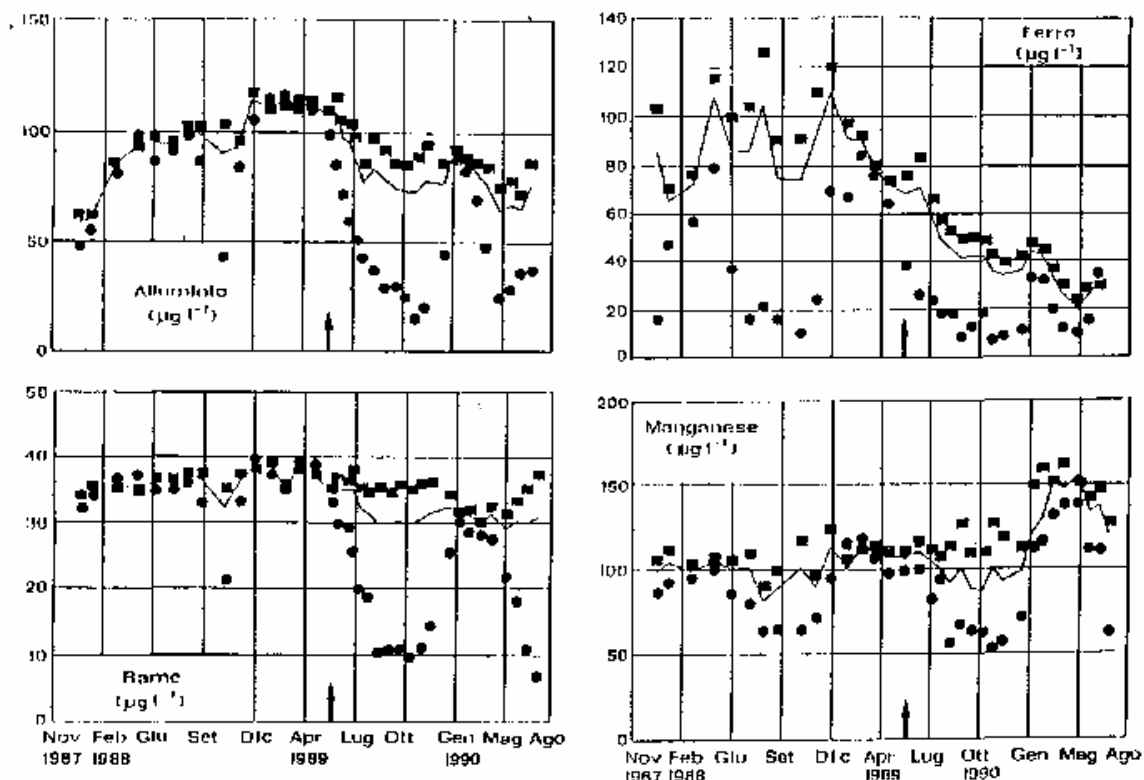


Fig. 4. Concentrazioni medie epilimniche (●), ipolimniche (■) e nell'intero lago (linea continua) di alcuni metalli in tracce.

La tabella 4 mette anche in evidenza le quantità di carbonato di calcio e magnesio puri aggiunti con il *liming* e, tra parentesi le quantità disciolte. L'efficienza di dissoluzione, stimata in base ai modelli di massa utilizzati (vedere discussione), è risultata pari al 81% per il carbonato di calcio, mentre per il carbonato di magnesio, come si può constatare dal piccolo incremento della concentrazione di magnesio in lago (Tab. 3), è stata assai più bassa (meno della metà di quella del CaCO₃) in accordo con le indicazioni bibliografiche (Warfvinge, Sverdrup & Bjerle 1984).

Le uscite di alcalinità attraverso l'emissario nel 1988 e nel 1989 (Tab. 4), indicano una modesta perdita del carbonato aggiunto, dell'ordine di circa il 4% rispetto alla quantità netta immessa.

6. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Come si è visto in tabella 4, nel caso di alcune variabili vi è un notevole squilibrio tra gli apporti dal bacino imbrifero e le uscite attraverso l'emissario. Ciò tende a incrementare la concentrazione in lago (è il caso del calcio) o a diminuirla (è il caso dell'azoto ammoniacale e dei nitrati). Inoltre l'equilibrio acido - base in lago, durante il *liming*, è sottoposto a due processi opposti: il primo, cioè l'immissione del carbonato, tende a neutralizzare l'acidità delle acque e a costituire una riserva alcalina; il secondo, legato alla nitrificazione, tende a consumare alcalinità e ad acidificare il mezzo.

E' allora evidente che per descrivere compiutamente gli effetti del *liming* e valutarne l'efficacia è il rendimento, non è sufficiente seguire soltanto l'evoluzione temporale e la distribuzione spaziale dei singoli parametri coinvolti dal *liming* (pH, alcalinità totale, ammonio e calcio), ma occorre tener conto dei processi che intervengono in lago descrivendoli in termini di bilancio di massa.

A tale scopo, si è utilizzata la seguente grandezza, definita come "alcalinità potenziale":

$$[P\ Alk] = [TA] - [H^+] - 2 * [NH_4^+]$$

dove [TA], [H⁺], [NH₄⁺] sono rispettivamente le concentrazioni medie in lago al tempo t, ponderate sui volumi, espresse in µeq l⁻¹, dell'alcalinità totale definita e misurata secondo APHA (1988), degli idrogenioni calcolati dal pH e dell'azoto ammoniacale. Il valore della differenza tra [TA] e [H⁺], se positivo, corrisponde ad effettive situazioni di alcalinità nella massa lacustre; se è uguale o prossimo allo zero, indica un pH teorico in equilibrio con la CO₂ atmosferica pari a circa 5.6 unità; se negativo, testimonia reali condizioni di acidità. Il termine 2 [NH₄] rappresenta invece l'acidità potenziale, vale a dire l'acidità che verrebbe prodotta stechiometricamente dalla completa ossidazione dell'ammonio a nitrati.

La variazione in lago della (P Alk) può essere espressa in funzione delle entrate e delle uscite dall'equazione di massa per sostanze conservative (Vollenweider 1975):

$$dm_w/dt = v_i [m_i] - v_w [m_w] \quad (1)$$

dove M_w rappresenta la massa della (P Alk) in lago, m_w e m_i sono rispettivamente le concentrazioni medie in lago e nelle acque tributarie, v_i e v_w sono rispettivamente i volumi di acqua in ingresso dal bacino ed in uscita dall'emissario. La soluzione dell'equazione (1) dà:

$$[m_w] = [m_w]_{to} e^{-r(t-to)} + I_m [1 - e^{-r(t-to)}]/r \quad (2)$$

dove r = v_w/volume del lago è il coefficiente teorico di flusso (0,124 a⁻¹); I_m è il carico volumetrico, vale a dire il rapporto tra gli apporti di P Alk dal bacino ed il volume del lago pari a 21,3 µeq l⁻¹ a⁻¹, valore medio degli anni 1984-1989 riscontrato da Calderoni, de Bernardi & Mosello (1990a), [m_w]_{to} è il valore di P Alk misurato alla circolazione del 1982, il primo anno dopo l'eliminazione dello scarico inquinante di ammonio (-750 µeq l⁻¹).

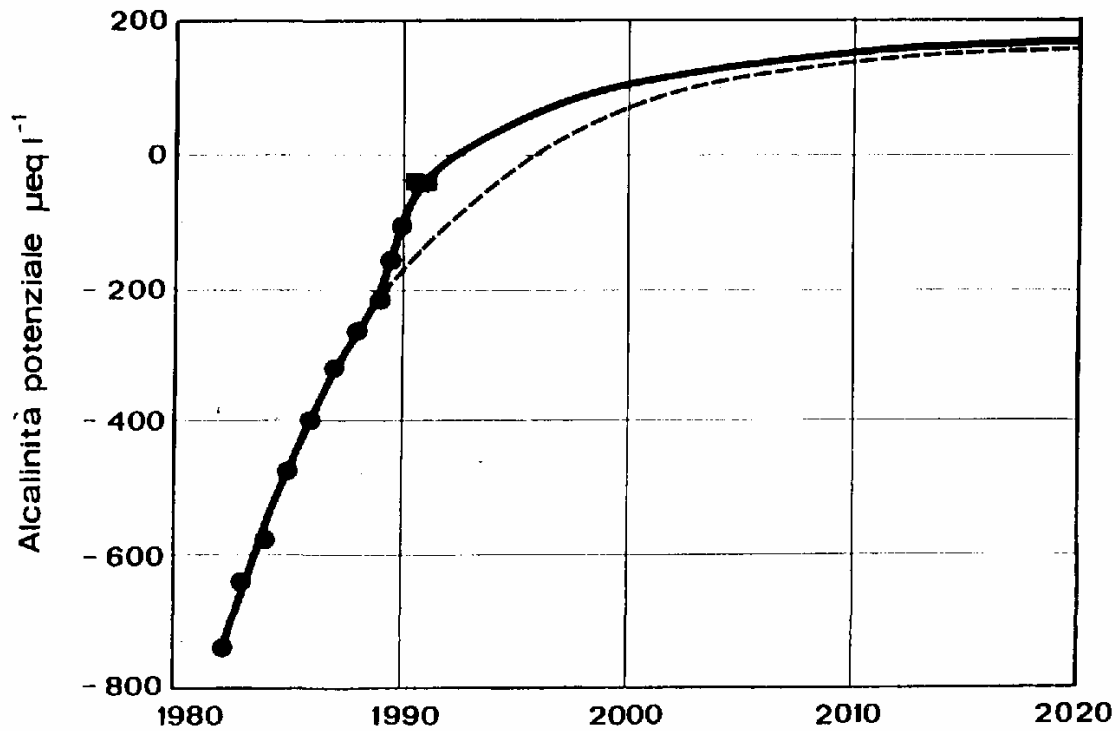


Fig. 5. Evoluzione della P Alk calcolata in base al modello derivante dall'equazione di massa (linea continua), in confronto con i dati sperimentali misurati alla circolazione (•) e nel Giugno 1990 (▪), nonché con l'andamento previsto in assenza di interventi (linea tratteggiata).

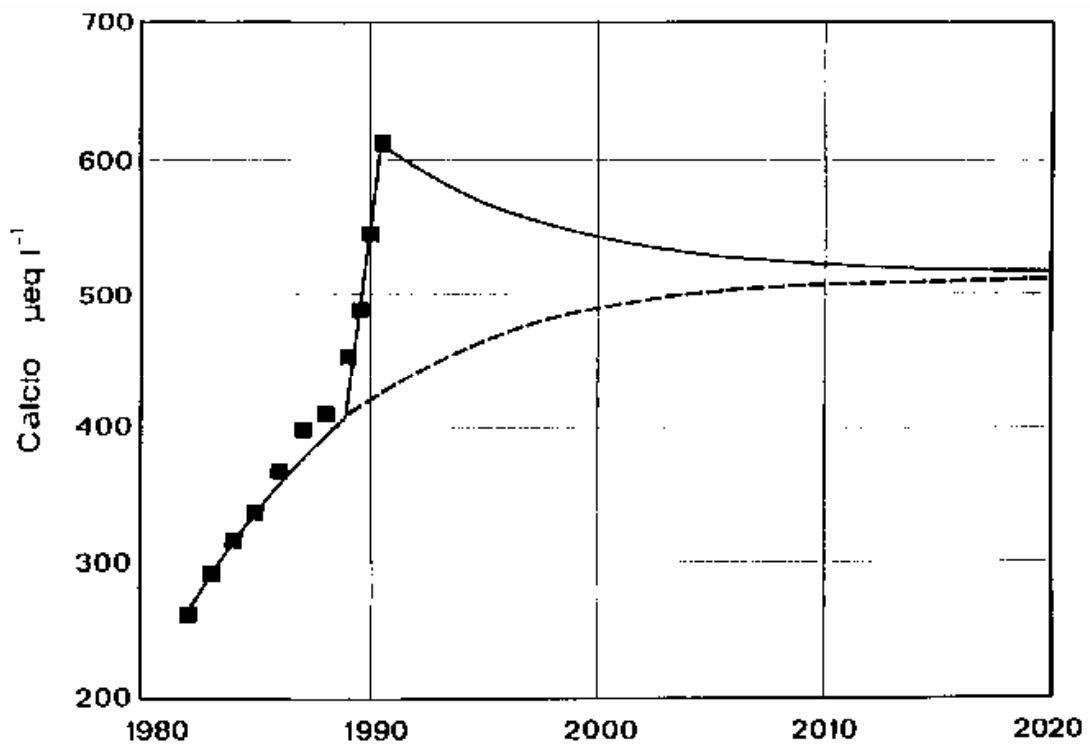


Fig. 6. Evoluzione della concentrazione di calcio calcolata in base al modello derivante dall'equazione di massa (linea continua), in confronto con i dati sperimentali misurati alla circolazione e durante il *liming* (▪), nonché con l'andamento previsto in assenza di interventi (linea tratteggiata).

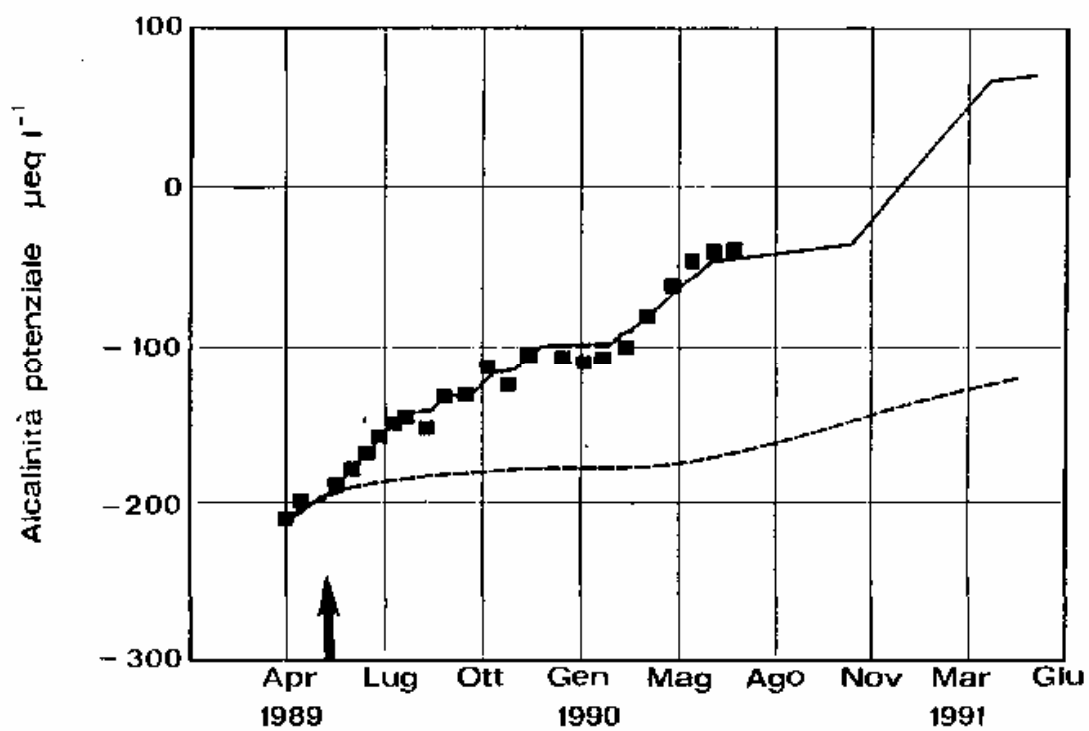


Fig. 7. Previsione dell'evoluzione della P Alk con il *liming* (linea continua), in confronto con i valori misurati sperimentalmente (■) e l'andamento teorico in assenza di interventi (linea tratteggiata).

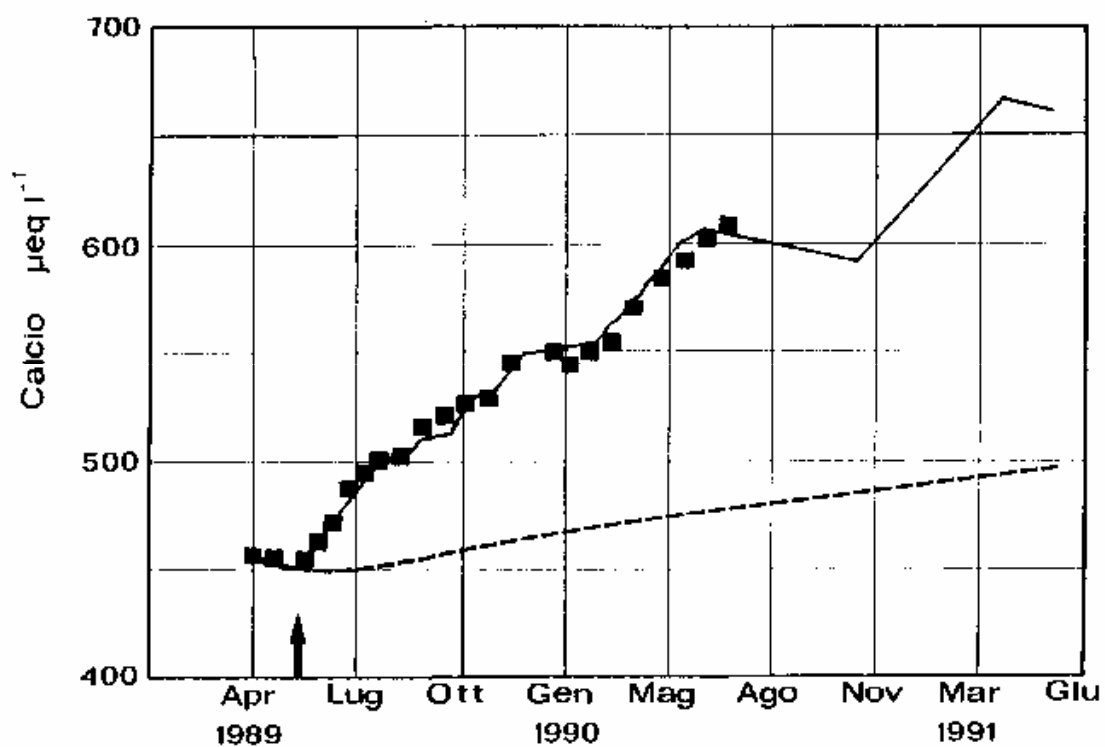


Fig. 8. Previsione dell'evoluzione della concentrazione di calcio con il *liming* (linea continua), in confronto con i valori misurati sperimentalmente (■) e l'andamento teorico in assenza di interventi (linea tratteggiata).

L'evoluzione nel tempo della variabile P Alk (Fig. 5), calcolata secondo l'equazione (2), mostra un buon accordo con i valori sperimentali misurati alla circolazione nel periodo 1982-1989.

L'effetto del *liming* è evidente osservando l'aumento della pendenza della curva: dal Gennaio 1989 al Giugno 1990 l'incremento è stato di 173 $\mu\text{eq l}^{-1}$, con un guadagno di 4-5 anni rispetto all'andamento che avrebbe avuto la P Alk senza l'intervento di *liming*.

Il modello è risultato attendibile anche per descrivere l'evoluzione delle concentrazioni di calcio (Fig. 6); i valori utilizzati sono gli stessi, eccetto per I_m pari a 64 $\mu\text{eq l}^{-1}\text{y}^{-1}$ (valore medio del periodo 1984-89) e $[m_w]_{t_0} = 260 \mu\text{eq l}^{-1}$. Il netto incremento della concentrazione del calcio di Fig. 6 è pari a 166 $\mu\text{eq l}^{-1}$, stechiometricamente equivalente all'aumento verificatosi per la P Alk (Fig. 5).

Per una migliore e più dettagliata descrizione della evoluzione della P Alk durante il *liming*, in figura 7 sono riportate le previste variazioni di P Alk in assenza di *liming*, calcolate secondo l'equazione (2) utilizzando per r ed I_m valori quindicinali misurati. Inoltre nella figura viene calcolato il bilancio di massa in lago su scala quindicinale, secondo la seguente espressione:

$$M_{t_1} = M_{t_0} + (I_B + I_L)_{t_1-t_0} - O_{t_1-t_0} \quad (3)$$

dove, M_{t_1} e M_{t_0} sono le masse in lago di P Alk, rispettivamente al tempo t_1 e t_0 ; I_B gli apporti totali dal bacino (tributari, pioggia e scarico Bemberg); $O_{t_1-t_0}$ le uscite attraverso l'emissario; I_L gli apporti dovuti al *liming*, assumendo una efficienza di dissoluzione pari all'81%. Tale percentuale è stata ricavata dal rapporto tra l'incremento netto di P Alk (differenza tra la curva dell'equazione (2) e i valori riscontrati sperimentalmente in lago) e le quantità di carbonato puro immesso con il *liming*. Lo stesso rendimento di dissoluzione è stato confermato applicando il medesimo modello al calcio (Fig. 8).

Il buon accordo tra i valori previsti e quelli misurati inducono a ritenere che la curva di figura 7 possa essere impiegata per prevedere gli effetti del proseguimento del *liming* sulla P Alk.

Dalla figura è allora possibile ricavare che si raggiungerebbe una alcalinità netta di circa 50 $\mu\text{eq l}^{-1}$ in circa tre mesi, se, a partire dal Novembre 1990, venisse effettuata una ulteriore addizione di 7.400 t di CaCO_3 puro, corrispondenti a 10.000 t del prodotto già impiegato. In questo caso diventerà finalmente possibile conseguire quei miglioramenti nell'idrochimica lacustre attesi da oltre cinquant'anni e indispensabili per consentire la ricostituzione di una comunità biologica stabile ed equilibrata.

BIBLIOGRAFIA

- APHA., AWWA., WPCF. 1989. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Amer. Publ. Health Ass. Washington.
- Baldi, E. 1949. Il Lago d'Orta, suo declino e condizioni attuali. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 5: 145-188.
- Biffi, B., Picotti, M. & D. Tajana. 1972. Le condizioni chimico fisiche del Lago d'Orta nel periodo dal 1964 al 1970. *Boll. Pesca, Piscic. Idrobiol.*, 26: 141-204.

- Barbanti, L., C. Bonacina, G. Bonomi & D. Ruggiu. 1972. Lago d'Orta: situazione attuale e previsioni sulla sua evoluzione in base ad alcune ipotesi di intervento. *Ed. Ist. ital. Idrobiol.*, Pallanza: 113 pp.
- Bonacina, C. 1970. Il Lago d'Orla: ulteriore evoluzione della situazione chimica e della struttura della biocenosi planctonica. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 26: 141-204.
- Bonacina, C., Bonomi, G. & D. Ruggiu. 1973. Reduction of the industrial pollution of Lake Orta (N. Italy): an attempt to evaluate its consequences. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 30: 149-168.
- Bonacina, C. & G. Bonomi. 1984.1 grandiosi effetti ambientali determinati dalle prime fasi del disinquinamento del Lago d'Orta. *Documenta Ist. ital. Idrobiol.*, 2: 1-24.
- Bonacina, C., G. Bonomi & R. Mosello. 1986. Notes on the present recovery of Lake Orta: an acid, industrially polluted, deep lake in North Italy. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 44: 97-115.
- Bonacina, C., G. Bonomi & C. Monti. 1986. Oligochaete cocoon remains as evidence of past lake pollution. *Hydrobiologia*. 143: 395-400.
- Bonacina, C., G. Bonomi, A. Calderoni & R. Mosello. 1987. Il Lago d'Orta: evoluzione dell'inquinamento ed interventi diretti al recupero di uno dei più grandi laghi acidi del mondo. Atti Simposio "Deposizioni acide: un problema per acque e foreste", *Documenta Ist. ital. Idrobiol.*, 14: 197-213.
- Bonacina, C., A. Calderoni & R. Mosello. 1988. Il Lago d'Orta: evoluzione dell'inquinamento ed interventi diretti al recupero di uno dei più grandi laghi acidi del mondo. *Acqua-Aria*, 20: 69-74.
- Bonacina, C., G. Bonomi, L. Barbanti, R. Mosello, D. Ruggiu & G.A. Tartari. 1988. Lake Orta (N. Italy): recovery after the adoption of restoration plans. In N.W. Schmidtke (Ed.). Toxic contamination in Large Lakes. *Impact of Toxic Contaminants on Fisheries Management*. Lewis Publishers: 101-130.
- Bonacina, C., G. Bonomi, L. Barbanti, R. Mosello & D. Ruggiu. 1988. Recovery of an industrially acidified, ammonia and heavy metal polluted lake (Lake Orta, N. Italy), due to the adoption of treatment plants. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 23: 535-544.
- Boriani, A. & R. Sacchi. 1974. The "Insubric" and other tectonic lines in the southern Alps (NW Italy). *Mem. Soc. Geol. It.*, 13: 1-11.
- Calderoni, A. & R. Mosello. 1990. Evoluzione delle caratteristiche chimiche del Lago d'Orta nel quadriennio Febbraio 1984 - Febbraio 1988. In: C. Bonacina, A. Calderoni & R. de Bernardi (Eds), *Ricerche limnologiche sul Lago d'Orta finalizzate al suo recupero*, Documenta Ist. ital. Idrobiol., 28: 71-87.
- Calderoni, A., R. de Bernardi & R. Mosello. 1990a. Proposta di risanamento del Lago d'Orta tramite liming. In: C. Bonacina, A. Calderoni & R. de Bernardi (Eds), *Ricerche limnologiche sul Lago d'Orta finalizzate al suo recupero* Documenta Ist. ital. Idrobiol., 28: 117-131.
- Calderoni, A., R. de Bernardi & R. Mosello. 1990b. L'inquinamento del Lago d'Orta e suo risanamento mediante liming. *Inquinamento*, (in stampa).
- Corbella, C., V. Tonolli & L. Tonolli. 1958. I sedimenti del Lago d'Orta, testimoni di una disastrosa polluzione cupro-ammoniacale. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 10:952.
- Monti, R. 1930. La graduale estinzione della vila nel Lago d'Orta. *Rend. R. Ist. Lomb. Sc. Lett.*, 63: 3-22.
- Mosello, R., R. Baudo & G.A. Tartari. 1986. Metal concentrations in a highly acidic lake: L. Orta (Northern Italy). *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 44: 73-96.
- Mosello, R., C. Bonacina, A. Carollo, V. Libera & G. A. Tartari. 1986. Acidification due to in-lake ammonia oxidation: an attempt to quantify the proton production in a highly polluted subalpine Italian lake (Lake Orta). *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 44: 47-71.

- Mosello, R., Calderoni, & G.A. Tartari. 1989. pH related variations of trace metal concentrations in L. Orta. *Sci. Total Environ.*, 87/88: 255-268.
- Mosello, R. & A. Calderoni. 1990a. Pollution and recovery of Lake Orta (Northern Italy). In: Giesy, J.P., R. Baudo & H. Muntau. 1990. *Sediments: chemistry and toxicity of in-place pollutants*. Lewis publishers, Ann Arbor, MI., USA: 349-363.
- Mosello, R. & A. Calderoni. 1990b. Previsioni sull'evoluzione idrochimica del Lago d'Orta. *Atti VIII Congr. A.I.O.L.*, Pallanza, 1-3 Giugno 1988: 521-531.
- Picotti, M. 1958. Ricerche nel Lago d'Orta. *Boll. Pesca, Piscic. Idrobiol.*, 12: 126-158.
- Ruggiu, D. 1969. Benthic Ciliates in profundal of lake Orta (Northern Italy). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 17: 255-258.
- Tonolli, V. & R. A. Vollenweider. 1961. *Rapporto sulle ricerche eseguite sul Lago d'Orta nel periodo dal 1959 ai 1961*. Pallanza, Ottobre 1961: 1-18.
- Warfvinge, P., H. Svedrup, & I. Bjerle. 1984. Dissolution of calcite powder sinking in an acidic column of water in relation to a theoretical lake liming model, *Chem. Scr.*, 24: 67-74.
- Vollenweider, R. A. 1963. Studi sulla situazione attuale del regime chimico e biologico del Lago d'Orta. *Mem. Ist. ital. Idrobiol.*, 16: 21-125.
- Vollenweider, R. A. 1975. Input-output models. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 37: 53-84.

PROBLEMI, METODOLOGIE DI STUDIO E PROSPETTIVE DI RECUPERO DEGLI INVASI DEL SISTEMA DEL FLUMENDOSA (SARDEGNA CENTRO-MERIDIONALE)

Nicola SECHI* e Sergio VACCA°

*Istituto di Botanica, Università di Sassari
° Ente Autonomo del Flumendosa, Cagliari

Summary

Problems due to eutrophic condition of reservoirs, methods of limnological investigations, and the recover perspectives of some man-made lakes located in South Sardinia are discussed. The reservoirs are very important for the drinking purpose for about 550.000 inhabitants. More problems in the drinking plants are link to blooms of *Oscillatoria rubescens* D.C., *O. tenuis* Ag., *Anabaena planctonica* Brunth, *Anabaena flos-aquae* Lyngbye and *Microcystis aeruginosa* Kg. in the Mulargia, Flumendosa and Simbirizzi reservoirs.

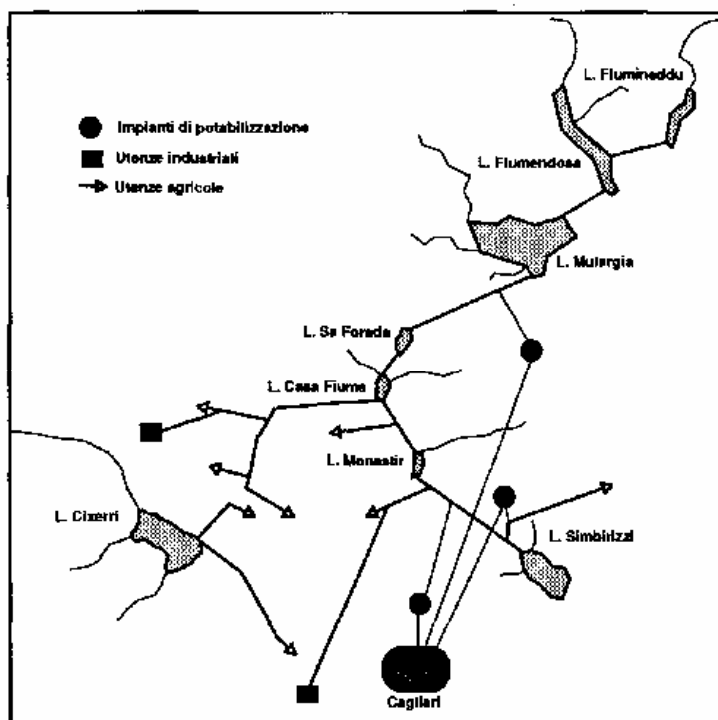


Fig. 1 - Sistema dei laghi del Flumendosa, connessioni idrauliche e utilizzazioni

1. Introduzione

Il sistema lacustre del Flumendosa-Cixerri raccoglie le risorse idriche dei quadranti sud-orientali e sud-occidentale della Sardegna per utilizzarle a fini irrigui, industriali e civili per le esigenze del settore centro meridionale della isola; viene prodotta anche energia elettrica. La capacità totale teorica del sistema ammonta a $650 \times 10^6 \text{ m}^3$ distribuita in 7 invasi disposti a cascata, con direzione di flusso da NE verso sud. Questi invasi re-

Tab. 1 - Laghi del sistema e caratteristiche morfometriche principali.

Invaso	Bac. Imb. km ²	Deflusso m ³ x 10 ⁶	V. max m ³ x 10 ⁶	A. max m ² x 10 ⁶	Zmed m	Anno
Flumineddu	252	98	1,5	0,28	12,5	1982
Flumendosa	751	380	293	9	23	1959
Mulargia	178	41	310	12	27	1956
Sa Forada	2,9		1,6	0,14		1956
Casa Fiume	518	77	0,4			1956
Monastir	476	57	0,1			1956
Simbirizzi	8	0,7	28,5	3,2	5,7	1986
Cixerri	499	101	35	4,2	40,5	1990

golano in media ogni anno circa $400 \times 10^6 \text{ m}^3$ e consentono una disponibilità utile di circa $300 \times 10^6 \text{ m}^3$. Gli invasi più importanti sono quelli del Flumendosa e del Mulargia che insieme possono accumulare nominalmente $600 \times 10^6 \text{ m}^3$. Dal L. Flumendosa, che rappresenta la maggiore risorsa del sistema con un afflusso medio annuo di $380 \times 10^6 \text{ m}^3$, le acque vengono convogliate, mediante galleria, al L. Mulargia il cui piccolo bacino imbrifero può fornire mediamente solo $40 \times 10^6 \text{ m}^3$ rispetto ad una capacità di $310 \times 10^6 \text{ m}^3$. Dal L. Mulargia le acque, mediante una condotta, parte in galleria e parte a cielo

aperto, vengono convogliate ai centri di utilizzazione passando attraverso i piccoli sbarramenti di Sa Forada, Casa Fiume e Monastir i quali intercettano le acque dei

rispettivi bacini imbriferi da riversare nel L. Simbirizzi. Nella fig. 1 è rappresentato il sistema mentre nella tab. 1 sono riportati i dati più caratteristici di tutti gli invasi. Nella fig. 2 è riportato uno schema altimetrico dove sono visibili le quote di prelievo e di immissione delle acque nei due laghi più importanti oltre ai massimi e minimi livelli d'invaso.

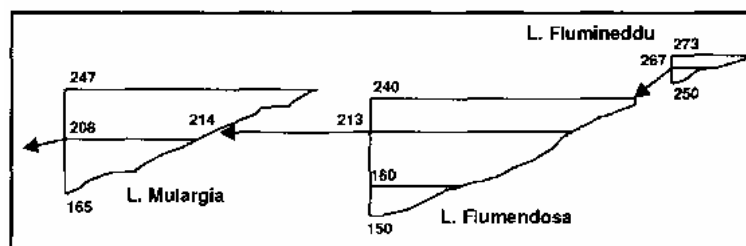


Fig. 2 - Schema delle quote di invaso (m s.l.m.) dei due laghi principali compreso il Flumineddu.

Attualmente questo distretto lacustre artificiale sopperisce ai fabbisogni civili di oltre 550 mila persone (700 mila in estate); $90 \times 10^6 \text{ m}^3$ d'acqua vengono potabilizzati annualmente in tre grandi impianti, che servono Cagliari e agglomerati dell'area metropolitana, ed in altri di piccole dimensioni, che servono i paesi dell'entroterra. $155 \times 10^6 \text{ m}^3$ d'acqua vengono utilizzati per l'irrigazione di oltre 52 mila ettari e $25 \times 10^6 \text{ m}^3$ vengono utilizzati in quattro ag-

glomerati industriali con 35.756 addetti.

Questa breve esposizione evidenzia la complessità del sistema idraulico realizzato e l'importanza strategica della risorsa che sostanzialmente sorregge il 40% dell'economia della Sardegna. L'importanza è così grande e le richieste talmente pressanti che ogni anno si finisce con l'erogare quantitativi superiori a quelli pianificati che prevedono, in caso di siccità grave per due anni consecutivi, la disponibilità, anche se con restrizioni, di quantitativi sufficienti alle esigenze più importanti (civile, industriale, irrigue poliennali e arboree); in questo modo, così come è successo proprio negli ultimi tre anni, eventi di siccità prolungati risultano veramente catastrofici.

Oltre ai problemi quantitativi, per la cui risoluzione si stanno realizzando altri invasi, particolare importanza hanno assunto nell'ultimo decennio quelli qualitativi, mai considerati in precedenza, confidando che l'ottima qualità, disponibile fino agli anni '70, rimanesse costante. Su questa considerazione si sono sviluppati i programmi che sono giunti di recente o stanno giungendo a compimento. La realtà è che la Sardegna ha avuto uno sviluppo socio-economico molto forte, in particolare negli ultimi 20 anni, a cui non è corrisposta nessuna attenzione specifica per i reflui sempre crescenti: nella maggioranza dei casi questi si riversano, senza la più elementare depurazione, nelle acque superficiali. Inoltre l'attività pastorale, che in Sardegna è molto diffusa e per quanto riguarda gli ovini rappresenta il 33% del patrimonio nazionale, produce un carico di nutrienti significativo a cui bisogna aggiungere quello conseguente alla continua attività di disboscamento, per adibire nuovi terreni a pascolo, e la pratica di concimazione dei pascoli stessi, attualmente in forte espansione.

Negli invasi del sistema del Flumendosa l'effetto principale è quello dell'eutrofizzazione che ormai li interessa tutti.

2. Problemi di qualità e inconvenienti sugli usi.

I problemi gestionali connessi a questo fenomeno iniziarono a verificarsi nei primi anni '80 quando l'Ente Autonomo del Flumendosa, che gestisce il sistema, avvertì inconvenienti nei canali (a ciclo aperto) di adduzione delle acque ai centri di consumo nei quali la crescita esuberante di macrofite era tale da frenare e limitare la portata idrica. Tuttavia, salvo rarissimi e brevissimi casi, non si registravano inconvenienti negli impianti di potabilizzazione.

Nel mese di febbraio del 1985 i Laghi Mulargia e Flumendosa apparvero improvvisamente di un colore rosso mattone e, in concomitanza, negli impianti di potabilizzazione si verificava una scarsa efficienza nel trattamento dell'acqua lacustre; di conseguenza quella potabile evidenziava, anche ad occhio nudo, la presenza rilevante di materiale in sospensione sottoforma di filamenti.

Furono avviate delle indagini a livello di osservazione che permisero di

verificare la presenza di una fioritura imponente di *Oscillatoria rubescens* D.C. che, a causa dell'omogeneità termica, si distribuiva su tutta la colonna dei due laghi e arrivava alle utenze dalla bocca di presa fissa, dislocata in quel periodo a 40 metri di profondità nel L. Mulargia. Nei mesi successivi *O. rubescens* veniva man mano confinata nello strato sovrastante i 10 metri e scompariva a luglio; nella stessa estate l'ipolimnio assumeva condizioni di anossia e compariva l'acido solfidrico con ulteriori e diversi inconvenienti sulle utenze. Queste prime osservazioni (Sechi e Luglié, 1986; Loizzo, Contu, Sechi e Volterra, 1989; Loizzo, Sechi, Volterra e Contu, 1988; Sechi e Luglié, 1989) evidenziarono la tossicità di *O. rubescens* e lo stato eutrofico del L. Mulargia e quello mesotrofico del L. Flumendosa, in accordo con quanto rilevato nel 1978 da Sechi e Cossu (1979).

Nel 1986 venne invasato il Lago Simbirizzi che evidenziò subito due problemi che rendono, tuttoggi, particolarmente difficile l'uso della sua acqua: l'eccessiva salinità, con valori sempre superiori a 1 mS cm^{-1} a $25 \text{ }^\circ\text{C}$, e l'ipertrofia che si è aggravata progressivamente anno per anno con la proliferazione esuberante di *O. rubescens*, *Oscillatoria tenuis* Ag., *Anabaena flos-aquae* (Lyngh.) Bréb. e *Microcystis aeruginosa* Kg. tanto che negli ultimi anni il contenuto medio della clorofilla a è risultato sempre superiore ai 20 mg m^{-3} .

Nel mese di maggio 1990 è stato invasato, fino ad una massimo di soli $6 \times 10^6 \text{ m}^3$, il Lago Cixerri con le acque del rio omonimo caratterizzato da un forte inquinamento da scarichi urbani. Il lago già dalle prime osservazioni mostra condizioni ipertrofiche con popolamenti monospecifici a Cianoficee quali *A. flos-aquae* e *M. aeruginosa*; il contenuto medio della clorofilla a si sta mantenendo sui 30 mg m^{-3} .

I quattro laghi sono sempre sotto osservazione e, per seguire l'evoluzione dei processi trofici e individuare il tipo e la densità delle alghe planctoniche, vengono effettuati campionamenti quindicinali, lungo la colonna d'acqua, in una stazione prossima alla diga in ogni lago. Le osservazioni sono giunte attualmente al sesto anno; l'aspetto più rilevante è la notevole variabilità dello stato trofico, co-

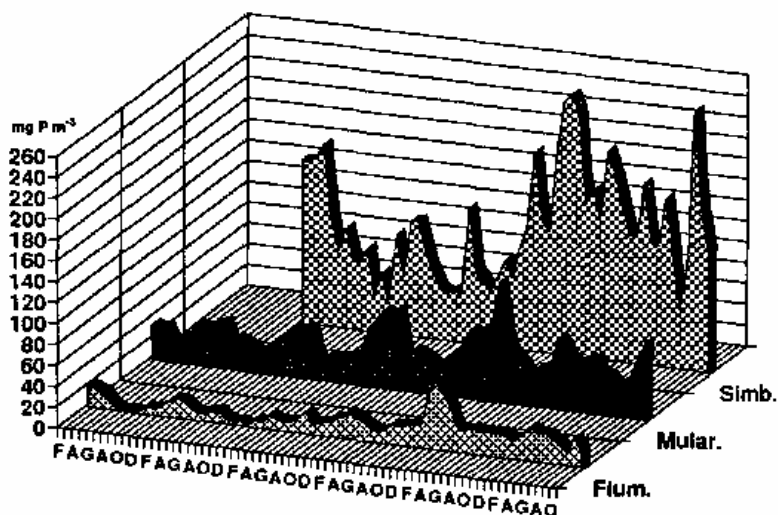


Fig. 3 - Dinamica mensile del fosforo totale dal febbraio '85 all'ottobre '90 nell'intera colonna d'acqua.

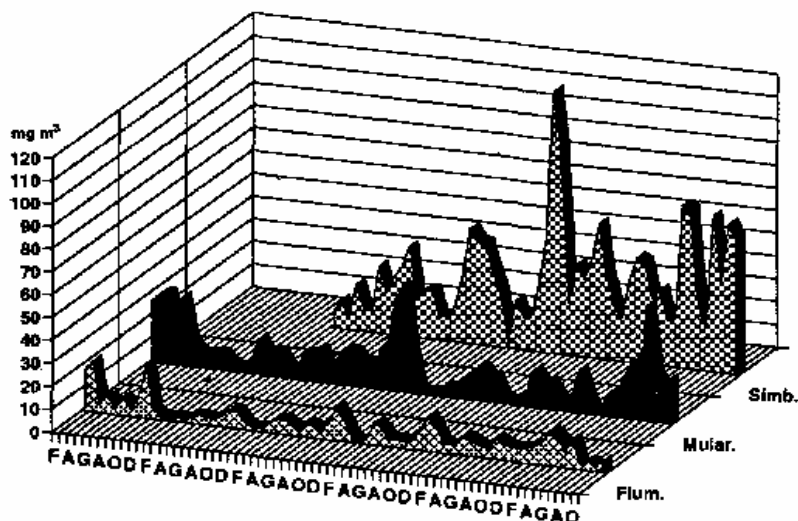


Fig. 4 - Dinamica mensile della clorofilla a dal febbraio '85 all'ottobre '90 nell'intera colonna d'acqua.

me si può vedere dalla figure 3-4, dove sono rappresentate le dinamiche pluriennali delle concentrazioni del fosforo totale nella colonna d'acqua e della clorofilla a nella zona fotica.

La deossigenazione ipolimnica e la presenza di acido solfidrico nel L. Mulargia si ripete ormai tutti gli anni. *L'O. rubescens* è sempre presente in tutti i la-

ghi, escluso il L. Cixerri, con densità più o meno variabili; tra il 1987 ed il 1988 è stata affiancata da *O. tenuis* ed *Anabaena planctonica* Brunth. ed ancora, limitatamente al L. Simbirizzi, da *M. aeruginosa* e *A. flos-aquae*. La qualità della acqua è pertanto sempre molto scadente con ovvie ripercussioni sulle utenze; gli effetti, soprattutto nel processo di potabilizzazione, sono pesanti. Questo si può notare dalla figura 5 dove sono evidenziate le efficienze di rimozione di *O. rubescens* in due impianti di potabilizzazione: il primo, quello di Donori che tratta le acque del L. Mulargia, e l'altro del L. Simbirizzi in periodi scelti a caso. L'impianto di Donori, di concezione tecnologica obsoleta, non riesce quasi mai a rimuovere con efficienza l'alga. Quello di Simbirizzi è tecnologicamente recente ma si riscontrano ugualmente deficienze marcate anche se non comparabili con quelle di Donori.

Il fatto che gli inconvenienti, quasi repentini, dello stato eutrofico si siano verificati nel 1985 può dipendere sia da una accelerazione del processo di eutrofizzazione, indotta dall'aumento del carico del fosforo, come detto precedentemente, sia da altre motivazioni quali volumi d'invaso molto diversi dai periodi precedenti (fig. 6) e diversa modalità di gestione instaurata proprio in quel periodo: si è passati da una regimazione annuale ad una pluriennale al fine di poter far fronte agli eventi siccitosi ormai molto frequenti.

3. Piano di intervento e metodologie di studio

Al fine di risalire alle cause del fenomeno eutrofico e per progettare una razionale strategia di risanamento dei laghi l'Ente gestore ha predisposto un programma di indagini i cui aspetti generali sono rappresentati nella figura 7. Le fasi principali del programma sono schematicamente distinte in Indagi-

ni, Processi, Modelli, Cause ed Effetti e Strumenti. Questa schematizzazione ha una validità soprattutto gestionale e si è resa necessaria perché i tecnici gestori ed gli amministratori possano immediatamente intuire che per intervenire sulla qualità dell'acqua, in particolare per quella ad uso civile, devono essere effettuate tutta una serie di operazioni descritte nello schema a partire dagli effetti sugli usi e seguendo a ritroso le interconnessioni.

In sintesi, le indagini devono servire a rilevare le caratteristiche e i processi dei bacini idrografici e degli invasi, attraverso una strategia di analisi dei diversi aspetti dell'ambiente.

Lo studio della climatologia, idrologia e bilancio idrico è essenziale per la stima del carico chimico esterno; a questo fine sono pianificate 12 stazioni fluviali di misura delle portate e di prelievo di campioni per le analisi dei nutrienti.

Queste stazioni saranno tutte automatiche con prelievi ogni tre ore e la formazione di due campioni medi settimanali (fig. 8). Questa precisione è necessaria per ovviare alle caratteristiche torrentizie; capita spesso, infatti, che in pochi giorni defluisca oltre il 50% del carico idraulico annuale.

Le indagini limnologiche sono rivolte allo studio delle caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche, in particolare alla temperatura, trasparenza, radiazione, pH, alcalinità, ossigeno disciolto, conducibilità, fosforo totale e reattivo, azoto nitrico, nitroso, ammoniacale e totale, silice reattiva, ferro, manganese, pigmenti clorofilliani, composizione, densità e biomassa del fitoplancton, produzione primaria, composizione e densità dello zooplancton; sono previste una stazione di prelievo in ognuno dei laghi. Per i Laghi Mulargia

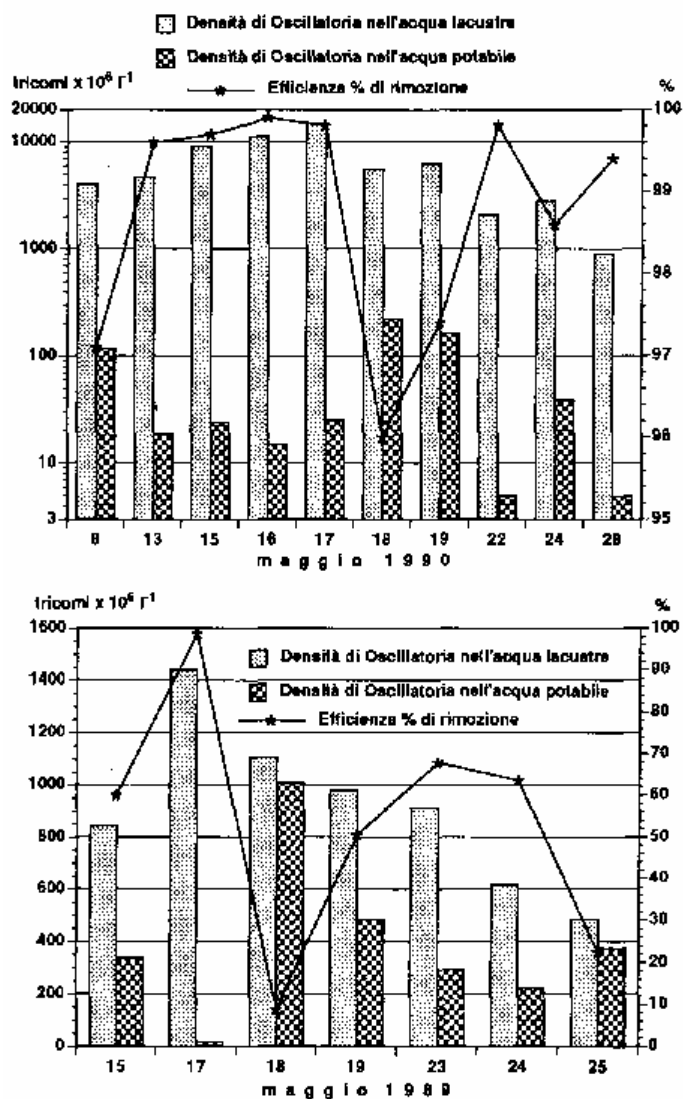


Fig. 5 - Livello di abbattimento di Oscillatoria negli impianti di potabilizzazione di Donori (sopra) e Simbirizzi (sotto).

e Flumendosa, in relazione alla loro estensione e morfologia, sono programmate ulteriori stazioni (fig. 8), per l'analisi del fosforo totale, azoto nitrico e ammoniacale, clorofilla a e densità fitoplanctonica, al fine di valutare eventuali eterogeneità spaziali di cui tenere conto in fase di elaborazione dei dati. Inoltre sono previsti analisi sui contenuti di fosforo ed azoto e valutazioni sui tassi di rilascio dei sedimenti dei Lagni Mumendosa, Mulargia e Simbirizzi, al fine di quantificare il carico interno.

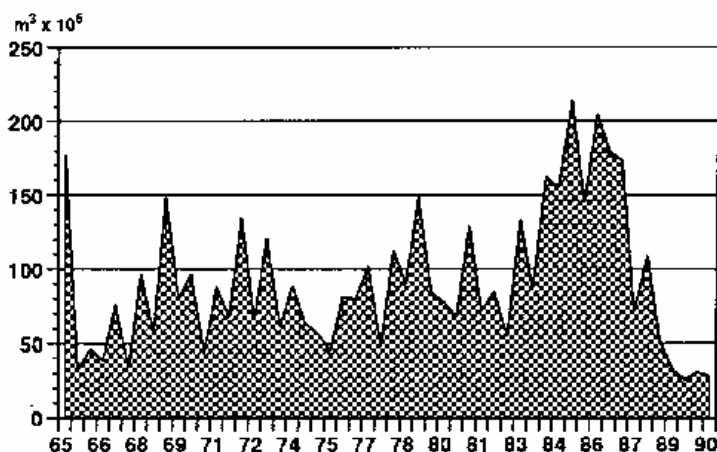
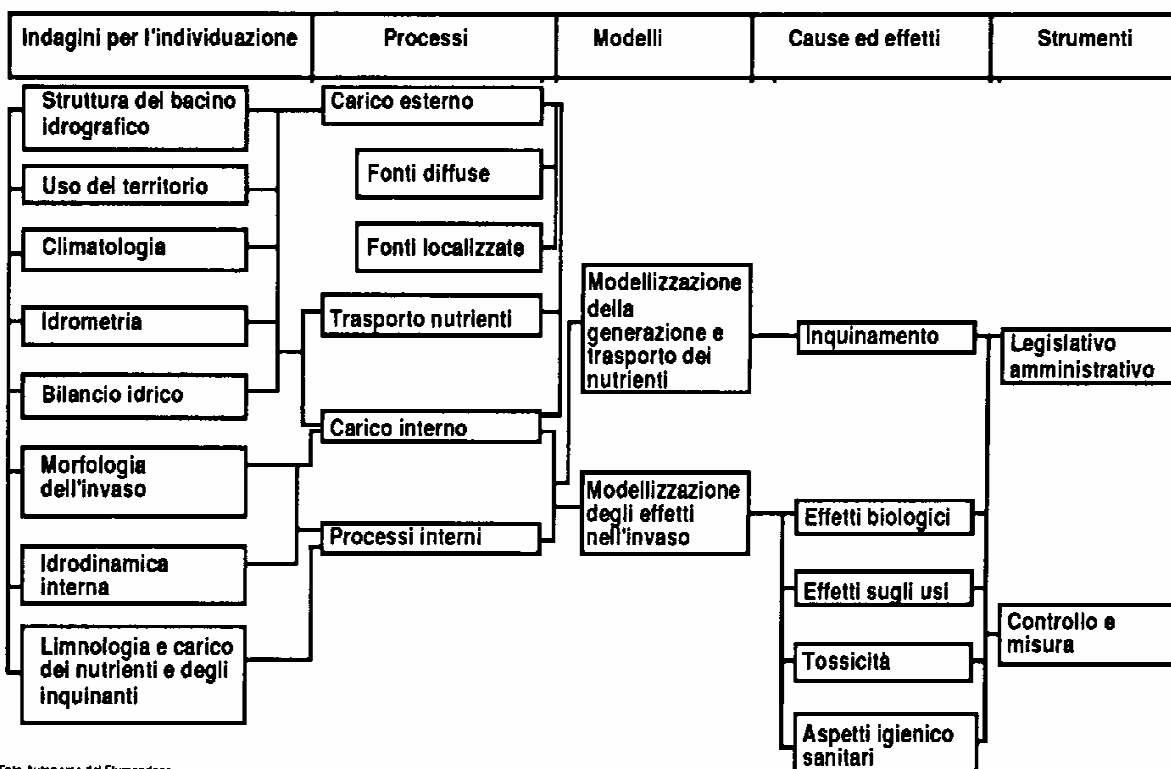


Fig. 6 - Volumi d'invaso semestrali dal 1965 al 1990 nel L. Mulargia.

Lo studio sull'idrodinamica interna riguarda i movimenti delle masse d'acqua all'interno dei serbatoi da correlare ai tempi di ricambio ed alle dinamiche di invaso e svasso;

Tutte le informazioni acquisite devono consentire l'allestimento di due modelli per la descrizione della generazione, del trasporto dei nutrienti e degli effetti nell'invaso.



Ente Autonomia del Flumendosa

Fig. 7 - Schema sintetico del programma di lavoro in corso di attuazione per la limitazione dell'eutrofizzazione degli invasi.

Il programma è ancora in via di allestimento e sarà pienamente attivato entro il mese di dicembre 1990, quando saranno funzionanti tutte le stazioni di campionamento fluviale e, di conseguenza, diventeranno attive anche le stazioni lacustri secondarie.

Il programma prevede, inoltre, lo studio degli effetti che le acque eutrofizzate provocano, in particolare negli usi civili; è previsto, pertanto, il controllo costante degli impianti di potabilizzazione per seguire e

migliorare le efficienze di rimozione delle cellule algali con attenzione specifica alle specie *O. rubescens*, *A. planctonica*, *A. flos-aquae* e *M. aeruginosa*. Queste specie presentano caratteri di tossicità e le notizie relative ai possibili effetti sulla popolazione sono attualmente insufficienti. Anche questo aspetto è considerato nel piano e tenuto sotto controllo mediante indagini di tipo tossicologico, per verificare se la tossicità sia continua e se mantenga sempre la stessa intensità, a parità di densità algale. Sono previste anche le osservazione di tutta una serie di composti chimici che, per effetto dello stato eutrofico, si formano negli impianti di potabilizzazione (nitrosammine e trialometani). A supporto di queste indagini, è stato costruito un impianto pilota da 5 l s⁻¹ dove è possibile sperimentare, in funzione del tipo e quantità di alghe presenti, ogni possibile soluzione sia impiantistica che processistica; le esperienze sono, in parte, già servite per progettare nuovi impianti industriali da affiancare o per sostituire quelli esistenti. I risultati finora conseguiti nell'impianto pilota evidenziano come *O. rubescens* possa essere rimossa apparentemente del tutto (tab. 2). Si deve ora valutare se le soluzioni e i processi sperimentati possano essere riprodotti in un grande impianto a costi accettabili e se essi siano validi anche per le altre specie algali.

4. Interventi

E' chiaro che gli interventi sui corpi idrici non possono prescindere da una conoscenza dettagliata della situazione ecologica complessiva. Questo in particolare vale per il L. Mulargia per il quale il risultato sperimentale di eutrofia è in contrasto con le valutazioni teoriche. Infatti il carico del fosforo

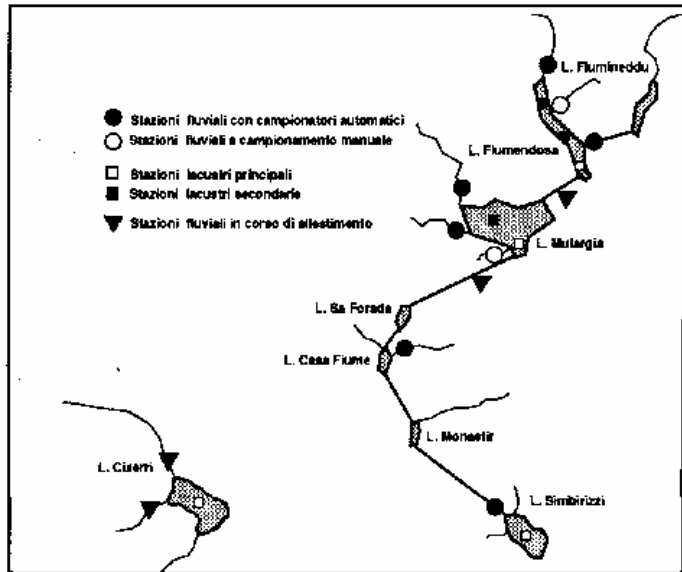


Fig. 8 - Dislocazione delle stazioni di campionamento lacustri e fluviali.

(IP), stimato in base alle attività turritoriali (valutate peraltro preliminarmente), di circa 19 t a^{-1} (tab. 3), dovrebbe determinare, in base alle condizioni d'invaso medie, una concentrazione media annuale di 25 mg P m^{-3} . ([P]1), persino inferiore a

Tab. 2 - Rimozione Ai Oscillatoria (migliaia di tricomi in un litro) nell'impianto pilota in diverse prove tra ottobre e dicembre 1989.

	3/10	6/10	19/10	20/10	29/11	14/12
Acqua lacustre	1493	735	603	639	120	108
Ozonizzazione	627	325	380	253	78	
Flottazione	253					
Chiarificazione		66	96	90	72	54
Filtrazione su sabbia	15	17	0	0	0,4	12
Filtrazione su C. attivi	2	0	0	0	0,1	0

quella del L. Flumendosa. Quest'ultimo, a sua volta, appare mesotrofico e con una concentrazione media sperimentale (29 mg P m^{-3}) dello stesso ordine di quella teorica (31 mg P m^{-3}). Considerato che la maggior parte delle acque del Mulargia provengono dal Flumendosa si riteneva che gli eventi eutrofici del lago fossero temporanei e che si ripristinassero, dopo il 1985, le condizioni preesistenti, corrispondenti quasi ad una mesotrofia elevata, ma soprattutto non problematiche per gli usi civili. Inoltre, considerato che i reflui puntiformi sono pari a circa 5 t a^{-1} e che sono facilmente intercettabili, era ipotizzabile, con una loro diversione, una riduzione probabilistica ancora maggiore dell'eutrofia. Invece, la situazione eutrofica è oramai stabile ed è difficilmente ipotizzabile il successo di eventuali diversioni. Pertanto le indagini in corso devono dare tutti gli elementi per le future strategie di intervento.

Una linea di intervento differente si sta elaborando per il L. Simbirizzi che è interamente regolato negli afflussi e quindi non soggetto alle piene torrentizie improvvise. Vi arrivano infatti, mediante canali artificiali, le acque in

Tab. 3 - Carichi teorici e parametri morfometrici medi di riferimento.

NOME	V Mm ³	A Mm ²	tw a	IP t a ⁻¹	[P] mg m ⁻³
Flumineddu	2	0,16	0,02	4,9	38
Flumendosa	100	4,2	0,38	18	31
Mulargia	180	10,5	0,60	19	25
Simbirizzi	28,5	5	0,30	40	201

esuberano del sistema dei laghi alti e parte delle acque dei bacini imbriferi dei Laghetti di Casa Fiume e Monastir. A prescindere dal carico sperimentale, perché già quello teorico è assai elevato (tab. 3) e tale da giustificare le condizioni ipertrofiche, si sta sviluppando una soluzione

per migliorare le condizioni del lago e la qualità dell'acqua diretta alla potabilizzazione.

Si prevede la costruzione di un impianto per defosfatere, quando ci sono afflussi, le acque in ingresso al lago e, nel contempo, capace di rimuovere

gran parte delle alghe provenienti dal L. Mulargia, funzionando così come stadio di pretrattamento per la potabilizzazione (fig. 9). Nel periodo estivo o quando non vi sono afflussi dal sistema, l'impianto funzionerebbe per rimuovere le alghe nelle acque prelevate dal L. Simbirizzi. Ci sono interrogativi sul fatto che la defosfatazione possa migliorare la condizione trofica del Simbirizzi, in considerazione della sua morfometria di lago piatto ed esposto, senza nessun ostacolo orografico,

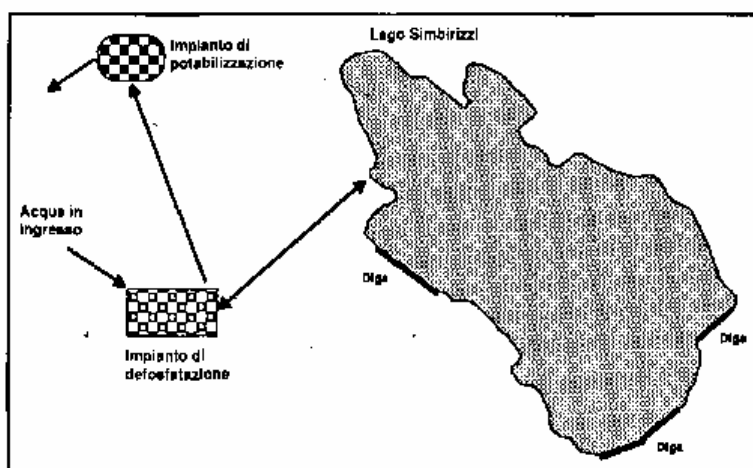


Fig. 9 - Schema delle connessioni idrauliche dopo la costruzione dell'impianto di defosfatazione.

ai venti molto forti che frequentemente lo investono. Questo interrogativo è peraltro superato dal fatto che, in tutti i casi, l'impianto avrebbe una funzione importantissima come stadio preliminare di abbattimento algale per la potabilizzazione vera e propria, che si svolge in un altro impianto poco distante.

Per quanto riguarda il L. Cixerri, le cui acque servono quasi esclusivamente per l'irrigazione, non si prevede per ora nessun intervento. Si sta procedendo, comunque, alla valutazione del carico sperimentale e alla identificazione delle fonti che, insieme ai risultati delle indagini limnologiche, possano permettere di ipotizzare interventi razionali quando l'uso dell'acqua, come si prevede con la crescita dei consumi, non sarà solo in agricoltura.

5. Conclusioni

Il problema della scadente qualità delle acque superficiali in Sardegna sta assumendo sempre più un ruolo fondamentale. A livello civile oltre l'80% della popolazione utilizza acque lacustri potabilizzate e pertanto ne subisce le conseguenze. L'esempio dei laghi del sistema del Flumendosa, gestito dall'Ente Autonomo del Flumendosa, descrive molto bene la situazione complessiva dell'Isola.

Il fatto fondamentale che emerge è che, forse per la prima volta in Italia, si affronta il problema dell'eutrofizzazione in termini complessivi e strettamente scientifici per risvolti che, se da una parte sono puramente limnologici, dall'altra sono immediatamente gestionali. In sostanza lo scadimento della qualità della acqua, a causa dell'eutrofizzazione, viene affrontato in tutti gli aspetti affinché si abbiano risultati tangibili in termini gestionali e, successi-

vamente, propositivi agli organi amministrativi responsabili primariamente della politica dell'acqua.

Lo sforzo culturale ed economico per i gestori è rilevante; lo è anche quello scientifico che, come risulta chiaro, non riguarda solo la limnologia, sulla quale sono impegnate competenze locali, nazionali e straniere, ma altre discipline quali ad es. la tossicologia e la processistica degli impianti.

Per concludere, si sta procedendo lungo una strada in cui, come auspica Marchetti (1979), le due idrobiologie, di base ed applicata, procedono unitamente e quasi indistintamente verso una finalità che è quella della qualità migliore e possibilmente totale della risorsa idrica.

6. Bibliografia

Marchetti R., 1979 - Per una limnologia applicata allo studio dei laghi artificiali. Atti Convegno "*Bacini lacustri artificiali*". Sassari 4-6 ottobre 1979. Collana del Programma Finalizzato "Promozione della Qualità dell'ambiente". C.N.R. AC/2/4-21: 63-109.

Sechi N. e Cossu A., 1979 - Prime valutazioni sui livelli trofici di alcuni bacini artificiali della Sardegna. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 37: 259-276.

Sechi N., 1983 - Il fitoplancton e lo stato trofico di alcuni laghi artificiali della Sardegna. *Atti 4° Congresso A.I.O.L.*: 1-9.

Sechi N., 1989 - L'eutrofizzazione dei laghi artificiali della Sardegna. Atti Convegno "*Qualità dell'acqua in Sardegna. Eutrofizzazione: cause, conseguenze, rimedi*". Quartu 15-16 maggio 1986: 71-82.

Sechi N. e Lugliè A., 1986 - Le alghe planctoniche dell'Invaso del Lago Mulargia (Sardegna centro-meridionale) con particolare riferimento ad una fioritura prolungata di *Oscillatoria rubescens* D.C. in rapporto alle condizioni chimiche e fisiche. *Atti 7° Congresso A.I.O.L.*: 435-440.

Sechi N. e Lugliè A., 1989 - Lo stato trofico dei Laghi Mulargia e Flumendosa. Atti Convegno "*Qualità dell'acqua in Sardegna. Eutrofizzazione: cause, conseguenze, rimedi*". Quartu 15-16 maggio 1986: 131-145.

Loizzo A., Sechi N., Volterra L., Contu A., 1988 - Some features of a bloom of *Oscillatoria rubescens* D.C. registered in two italian reservoirs. *Water, Air and Soil Pollution*, 38: 263-271.

Loizzo A., Contu A., Sechi N., Volterra L., 1989 - Studi tossicologici eseguiti dopo episodi di fioriture di alghe in Sardegna. Atti Convegno "*Qualità dell'acqua in Sardegna. Eutrofizzazione: cause, conseguenze, rimedi*". Quartu 15-16 maggio 1986: 217-224.

EVIDENZA DI SITUAZIONI OLO-OLIGOMITTICHE NEL LAGO D'ORTA

Walter AMBROSETTI e Luigi BARBANTI

C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza Italia

SUMMARY

The aim of this work is to define the general pattern of some very complex physical phenomena in Lago d'Orta such as the thermal stratification-destratification mechanisms of the water body and its late winter overturn. The distribution of temperature, dissolved oxygen concentration and calorie content permitted us to identify the presence of holomictic processes from 1984 to 1987, as well as the oligomixis which characterized the lake in the recent years (1988,1989 and 1990). A mixing coefficient based on correlation with meteorological parameters was determined in order to make possible the calculation of the mixing depth.

1. INTRODUZIONE

Per le sue caratteristiche idrodinamiche il Lago d'Orta, come del resto tutti i grandi laghi del distretto sud-alpino, viene classificato fra i "monomittici caldi", soggetti cioè ad un'unica fase annuale di mescolamento verticale, che si colloca alla fine del periodo di stratificazione termica. E' la risposta di questi corpi idrici alla loro collocazione geografica entro la fascia subtropicale, caratterizzata da condizioni climatiche tali da determinare, alla fine della stagione invernale, l'omogeneizzazione chimico-fisica dell'intera colonna d'acqua ed il verificarsi dell'evento circolatorio a seguito del rapporto di causa-effetto dovuto all'insieme degli scambi di energia termica e meccanica tra atmosfera e massa d'acqua.

Tuttavia, le elevate profondità dei laghi sud-alpini rendono difficile il manifestarsi di un mescolamento invernale totale (olomissi), possibile soltanto se la situazione meteorologica dell'anno si caratterizza per la particolare rigidità (basse temperature e forte vento). Con maggior frequenza può invece verificarsi un mescolamento parziale (oligomissi), al quale è interessata unicamente la parte superiore della colonna d'acqua, di spessore più o meno cospicuo; la restante porzione della massa liquida rimane invece relegata, ed isolata, nella parte più depressa della conca lacustre.

In assenza di una valida documentazione scientifica al proposito era opinione comune fra i limnologi che il Lago d'Orta, il meno profondo fra i grandi laghi sud-alpini, fosse essenzialmente interessato da movimenti di tipo olomittico, con gli eventi oligomittici che costituivano l'eccezione: le.

indagini sull'idrodinamica dell'Orta, condotte fin dal 1985 in preparazione all'intervento di *liming* (Barbanti & Ambrosetti 1990; Ambrosetti & Barbanti 1990), hanno invece consentito di chiarire anche alcuni aspetti riguardanti questa problematica.

2. CARATTERISTICHE TERMICHE, CICLO DELL'OSSIGENO DISCIOLTO E CONTENUTO CALORICO NELLE ACQUE LACUSTRI

La risposta del lago alle condizioni dinamiche esterne (processi idro-meteorologici) viene evidenziata, in primo luogo, dalle strutture termiche presenti nella massa d'acqua: nella figura 1 è riportato mediante isolinee l'andamento termico rilevato nella massa d'acqua del Lago d'Orta durante gli anni dal 1984 al 1989.

L'osservazione della figura consente di rilevare, durante i mesi estivi, la costante presenza di una ben evidente stratificazione termica, con gradienti verticali assai pronunciati che, soprattutto nei momenti più caldi del ciclo annuale, raggiungono valori anche superiori a 4 °C per metro. L'epilimnio, limitato a qualche metro di profondità a Maggio, tende a rafforzarsi progressivamente col procedere della stagione calda e lo stralo di salto va a collocarsi attorno a 7-8 m nel momento di maggior gradiente (Luglio-Agosto); successivamente, con un graduale approfondimento, esso raggiunge i 25 m in Dicembre, mentre la differenza termica fra epi- ed ipolimnio si attenua sempre più.

Quanto ai mesi invernali, le isoterme del Lago d'Orta indicano la presenza di situazioni di omeotermia, o di quasi omeotermia, ma con valori diversi nei successivi anni: nel 1984 la temperatura dell'acqua si caratterizza con un minimo di circa 5,3 °C, che, al di sotto della profondità di 100 m, si mantiene fino a tutto Agosto, mentre nei due inverni successivi le stesse acque risultano più fredde (<5,1 °C). A partire dal 1987, ha inizio una fase di progressivo riscaldamento e da un valore termico iniziale di 5,2 °C si passa, per le acque profonde, a 5,4-5,5 °C nel 1988, a 5,7 °C nel 1989, per arrivare infine a 5,8 °C nel 1990. Più particolarmente si può constatare come la massa d'acqua più profonda (al di sotto di 80 m) non abbia subito alcun raffreddamento nel corso degli ultimi tre inverni, come se gli eventi meteorologici di queste stagioni non siano stati avvertiti.

Anche le variazioni riguardanti la distribuzione verticale dell'ossigeno disciolto possono offrire valide informazioni circa le situazioni idrodinamiche presenti nel lago (Barbanti & Ambroselli 1985), pur nella considerazione che l'ossigenazione e la deossigenazione delle acque lacustri è controllata anche da processi di natura diversa da quelli più strettamente connessi con i meccanismi idrodinamici.

La figura 2 illustra, attraverso la rappresentazione delle isolinee di uguale concentrazione, l'andamento dell'ossigeno disciolto nel Lago d'Orta,

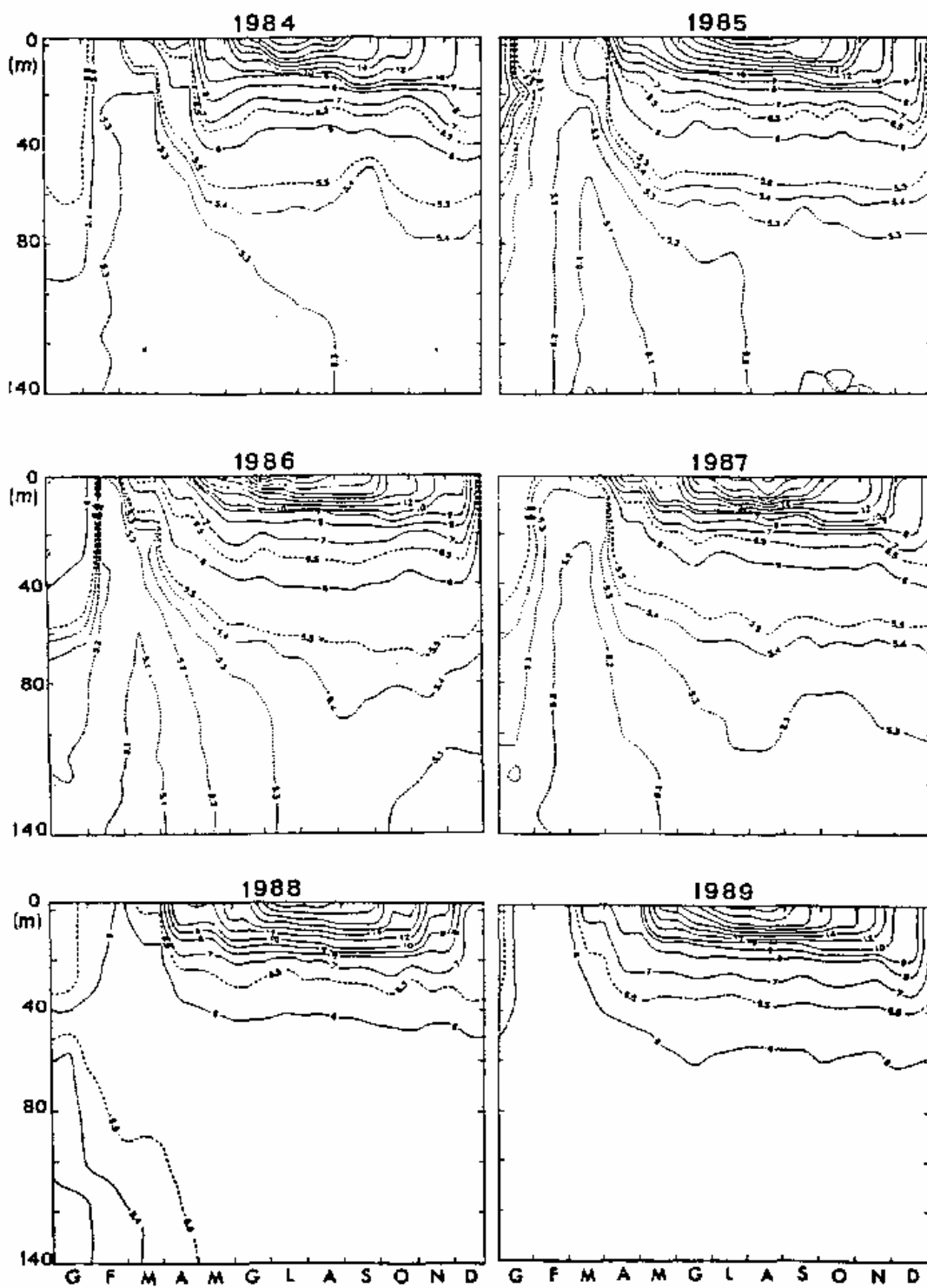


Fig. 1. Distribuzione della temperatura nel Lago d'Orta.

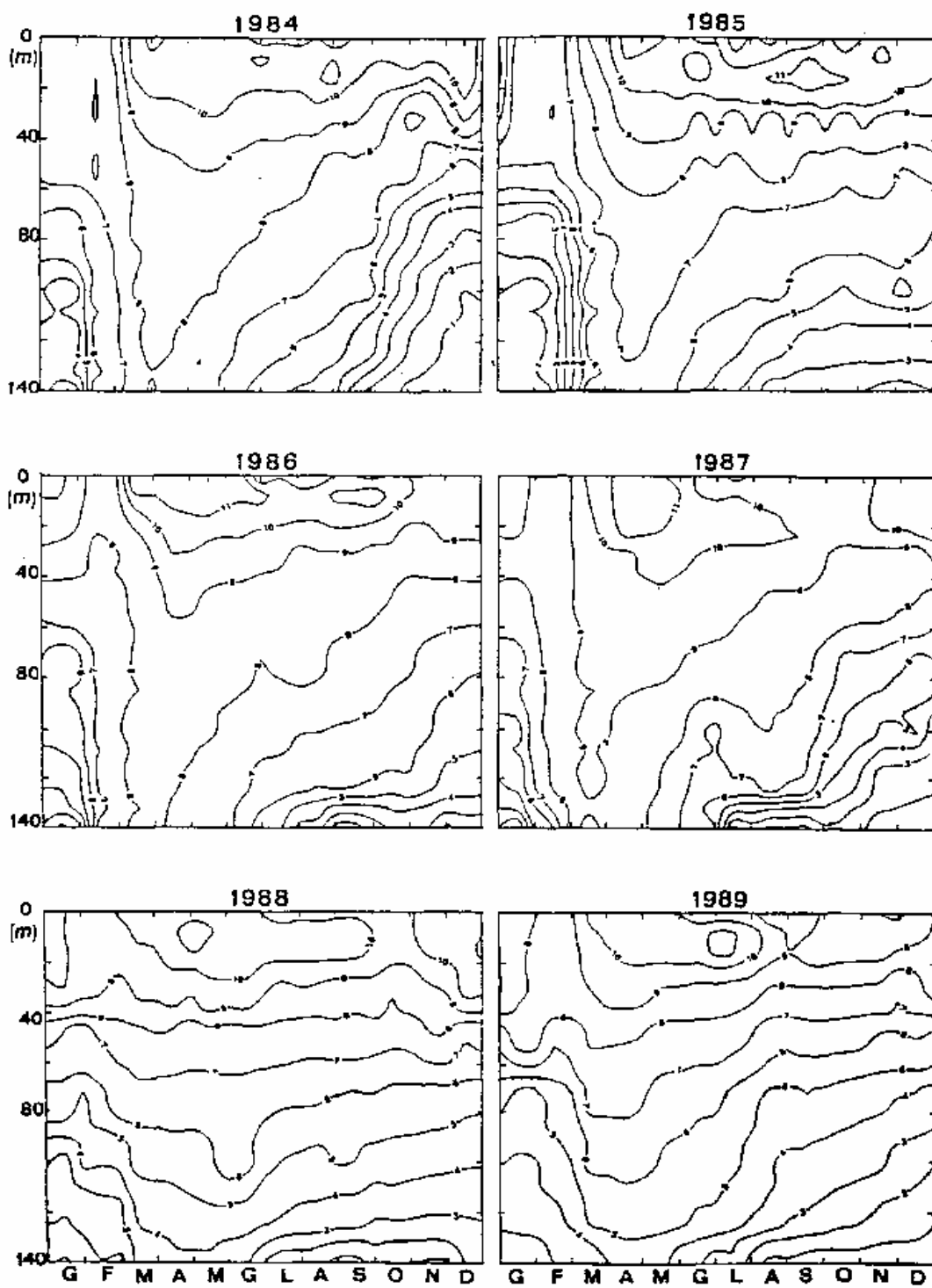


Fig. 2. Distribuzione dell'ossigeno disciolto nel Lago d'Orta.

quale risulta dall'elaborazione dei dati raccolti nel corso degli ultimi anni di indagini.

Il ciclo normale di questo parametro vede le acque superficiali dello strato eufotico molto ossigenate nel periodo dalla primavera all'autunno quando è in atto la fase della produzione algale, mentre, in profondità, le concentrazioni di ossigeno disciolto sono decisamente più basse, anche per effetto dei processi di demolizione del materiale organico prodotto in superficie e in progressiva sedimentazione. La contemporanea presenza della stratificazione estiva preclude altresì la possibilità di un rifornimento di O_2 in questa porzione della colonna d'acqua, al punto che, nella fase terminale del processo di stagnazione (tardo autunno-inverno), si evidenzia un pronunciato deficit di ossigeno disciolto.

Considerando l'andamento dell'isolinea quotata 6 mg l^{-1} , la cui scelta è stata dettata dal fatto che nell'Orta essa segue, abbastanza fedelmente, le posizioni stagionali del chemoclinio, è possibile trarre alcune interessanti considerazioni sull'idrodinamica lacustre. Nei primi quattro anni della nostra ricerca (1984-1987) l'intera colonna d'acqua ha mostrato concentrazioni di ossigeno superiori al valore indicato nel periodo compreso fra i mesi tardo-invernali e quelli primaverili, con la sola eccezione del 1985 quando tale situazione si manifestò solo da Marzo a Maggio; negli anni successivi, invece, l'isolinea 6 mg l^{-1} si è collocata ad una profondità massima di 100 m, offrendo in tal modo una precisa indicazione che oltre questa profondità non c'è stato alcun rifornimento d'ossigeno neppure nei mesi più favorevoli a questo processo.

La disponibilità di dati di termica lacustre sufficientemente dettagliati, ha reso possibile anche la valutazione, ottenuta con la procedura proposta da Anderson (1954), delle variazioni di quantità di calore (Q ,) succedutesi nella massa d'acqua lacustre negli anni dal 1984 al 1990 (Fig. 3).

L'andamento del ciclo calorico annuo vi appare con molta evidenza, con i minimi dell'inverno limnologico (Febbraio-Marzo) che si collocano tra le 35.000 e le 42.000 cal cm^{-2} , mentre i massimi estivi (Agosto-Settembre) hanno valori compresi tra 57.000 e 63.000 cal cm^{-2} ; molto netta appare anche la tendenza al progressivo aumento, anno dopo anno, sia nei valori minimi invernali che nei massimi estivi. Le linee tracciate in corrispondenza dei valori 40.000 e 60.000 cal cm^{-2} consentono, infatti, una facile visualizzazione del progressivo incremento di calore immagazzinato dal lago: i minimi scendono al di sotto della prima soltanto negli anni dal 1984 al 1987, mentre i massimi superano la seconda nei tre anni successivi. Tale circostanza risulta ancora più evidente dall'analisi dei due grafici della figura 4 che mostrano, per gli anni considerati, l'aumento progressivo delle quantità di Q_t presenti nel lago nei due momenti del ciclo stagionale per i quali si riscontra, rispettivamente, il più elevato ed il più basso contenuto calorico.

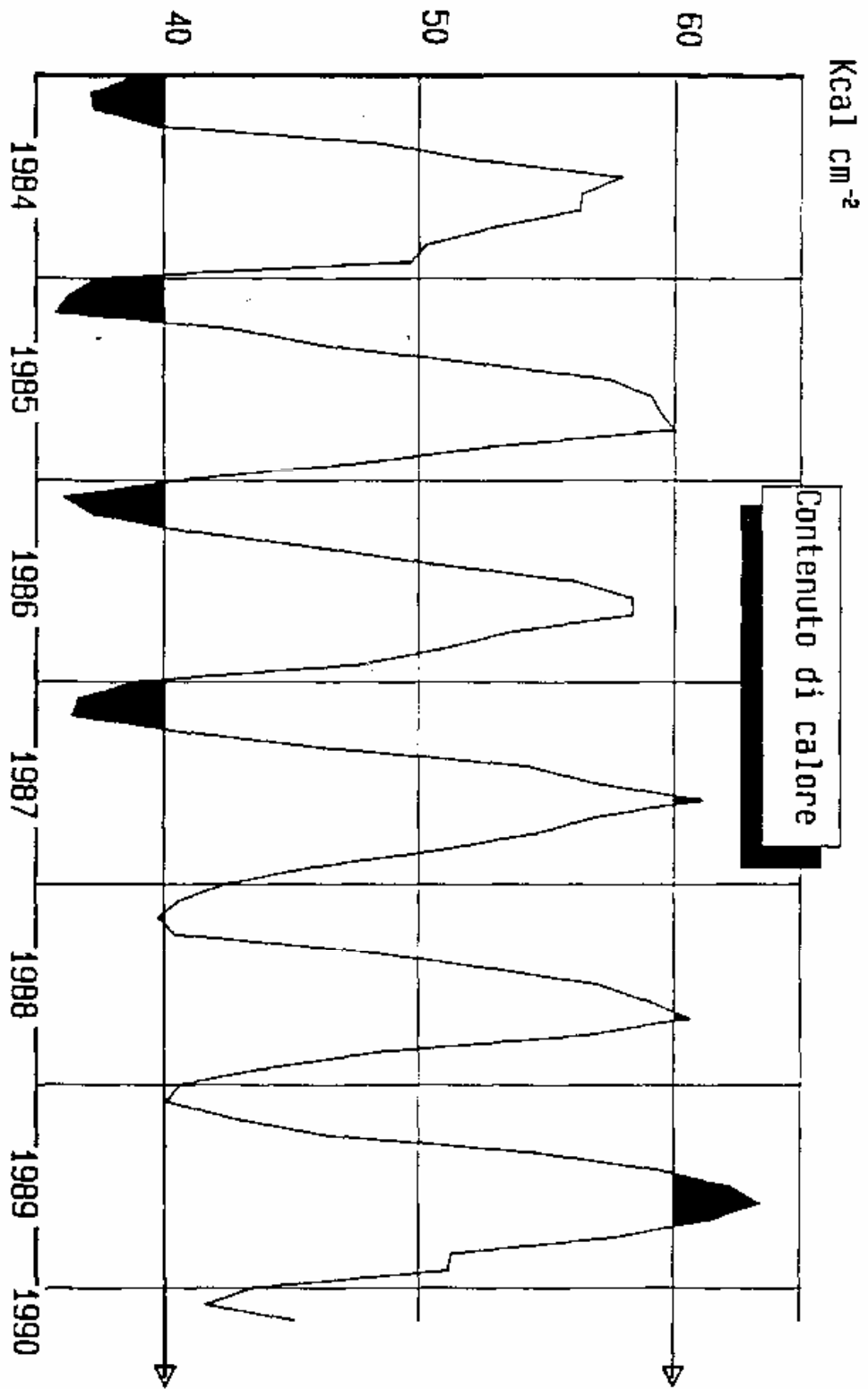
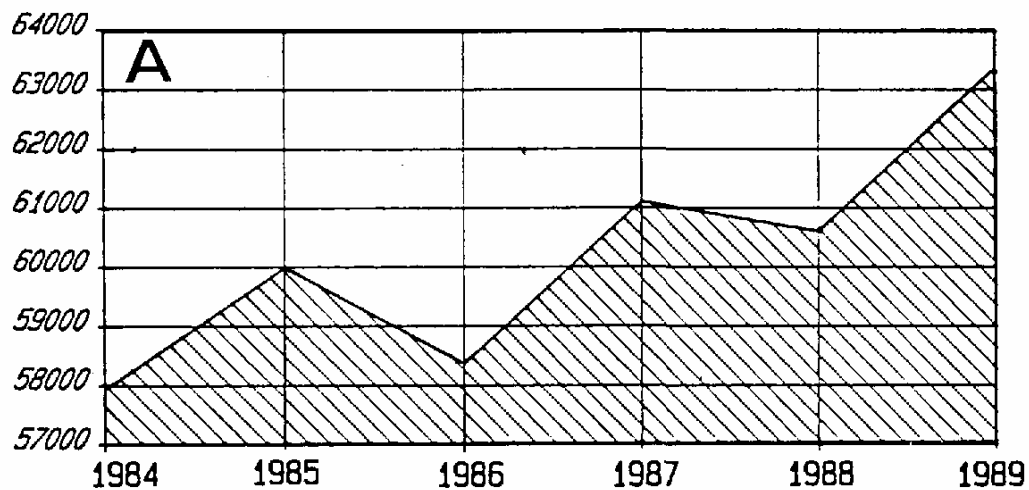


Fig.3. Serie cronologica delle quantità di calore presenti nel Lago d'Orta

-2
cal cm



-2
cal cm

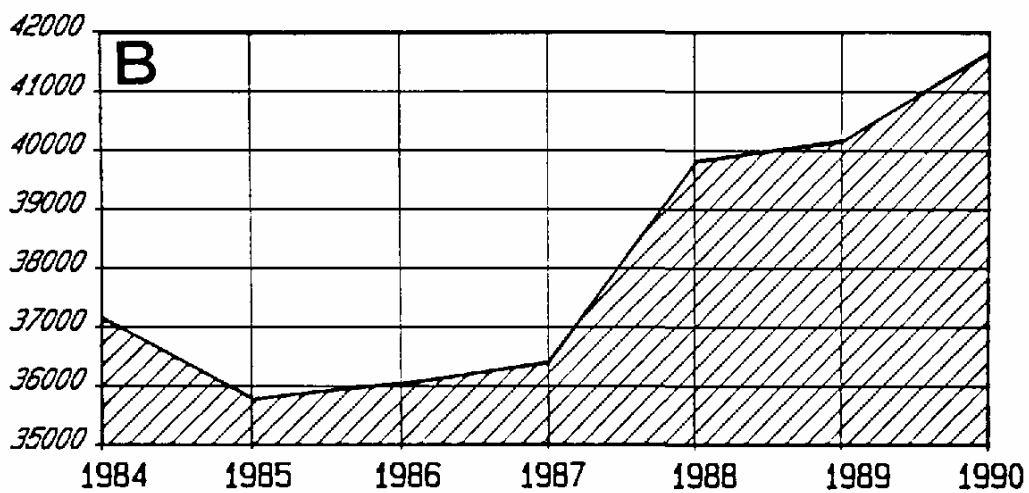


Fig. 4. Serie cronologica delle quantità di calore presenti nel Lago d'Orta al momento di massimo (A) e di minimo (B) contenuto.

3. OLOMISSI ED OLIGOMISSI

Accertato quindi che le variazioni intra- ed inter-annuali dei parametri fisici e chimico-fisici sopra descritti costituiscono indici molto importanti delle situazioni idrodinamiche succedutesi nel Lago d'Orta in questi ultimi anni, con riferimento particolare al mescolamento invernale, occorre definire quali siano state le condizioni meteorologiche, e in che misura sono intervenute per determinare situazioni di circolazione verticale tanto diversificate negli anni.

Le risultanze di un studio condotto con finalità analoghe sul Lago Maggiore (Ambrosetti, Barbanti & Rolla 1979), studio che aveva ripreso ed ampliato una precedente idea di Vollenweider (1964), avevano riconosciuto nella radiazione solare, nel vento e nella temperatura atmosferica dei mesi immediatamente precedenti l'inverno limnologico i principali agenti esterni ai quali far risalire la responsabilità pressoché esclusiva del verificarsi di situazioni di olo- o di oligomissi. In particolare, era stata messa a punto una semplice formulazione che, legando, e opportunamente ponderando, la situazione meteorologica riscontrata nei tre mesi invernali (Dicembre, Gennaio e Febbraio) con la temperatura superficiale dell'acqua lacustre degli stessi periodi, consentiva di definire un parametro adimensionale (M), a sua volta correlato con la profondità dello strato mescolato.

La stessa formulazione, con gli stessi Umili e le stesse ponderazioni, è stata applicata anche al Lago d'Orta, con l'intento di verificare la validità del modello in un ambiente diverso dal Lago Maggiore, dopo che analoga operazione è stata condotta anche in altri ambienti lacustri (Ambrosetti, Barbanti & Mosello 1983).

In mancanza di una stazione meteorologica rivierasca adeguata allo scopo, il supporto dei dati riguardanti la fisica dell'atmosfera ha dovuto fare riferimento alla struttura di rilevamento che opera presso l'Istituto Italiano di Idrobiologia, C.N.R. di Pallanza. Per i dati di termica lacustre richiesti dalla formula si è fatto invece riferimento alle misure effettuate direttamente nel Lago d'Orta.

Nel prospetto che segue sono elencati i valori di M, calcolati secondo la formulazione e le date nelle quali la profondità dello strato mescolato ha raggiunto il suo massimo annuale, accertato attraverso l'analisi dei dati limnologici, come di seguito specificato.

1984	-	218 (15 Febbraio)
1985	-	165 (21 Febbraio)
1986	-	340 (20 Febbraio)
1987	-	202 (24 Febbraio)
1988	-	133 (29 Febbraio)
1989	-	37 (24 Gennaio)
1990	-	86 (30 Gennaio)

Poiché la fase più acuta della circolazione verticale, quella cioè culminante con la massima profondità verticale annuale, si è sempre verificata, salvo che nel 1988, prima della fine del mese di Febbraio (e nelle due ultime occasioni addirittura in Gennaio), si è ritenuto di dover procedere ad una parziale modifica del modello mutuato dal Lago Maggiore al fine di tener conto dei soli eventi meteorologici verificatisi a partire dal 1° Dicembre e fino alla data dell'evento; la nuova serie di parametri M così calcolati è la seguente:

1984	-	215
1985	-	221
1986	-	394
1987	-	312
1988	-	133
1989	-	25
1990	-	33

Fra i sette anni presi in considerazione, quattro (dal 1984 al 1987) hanno evidenziato un mescolamento verticale totale (m 143, massima profondità del lago), cioè con l'intera colonna d'acqua che presentava caratteristiche fisiche e chimiche quasi completamente omogenee (ne fanno fede, in particolare, le distribuzioni verticali della temperatura e dell'ossigeno disciolto). Nei successivi tre anni, gli stessi parametri indicano che la profondità massima raggiunta dalla circolazione invernale è stata rispettivamente di m 95 (29 Febbraio 1988), m 65 (24 Gennaio 1989) e m 75 (30 Gennaio 1990). La correlazione statistica fra i valori di M e le profondità realmente riscontrate nelle stesse giornate ha tenuto conto, fra le circolazioni complete, soltanto di quella cui corrispondeva il più basso valore di M, e precisamente 165 per il primo modello che considera gli eventi meteorologici dei tre mesi invernali e 215 per la seconda ipotesi: i due valori sono relativi, rispettivamente, al 1985 ed al 1984. Si è ritenuto infatti che gli altri valori del parametro (più elevati) sintetizzassero caratteristiche meteorologiche del periodo invernale che, globalmente, avevano fornito una quantità di energia superiore a quella necessaria perché si venissero a creare nel Lago d'Orta le condizioni minime per una sua circolazione completa; da qui la loro mancata presa in considerazione ai fini della valutazione del rapporto di correlazione.

Le equazioni delle due regressioni lineari risultanti sono le seguenti:

$$y_1 = 0,563 x_1 + 32,894 \text{ (primo modello)}$$

$$y_2 = 0,381 x_2 + 53,352 \text{ (secondo modello)}$$

Le due rette sono rappresentate graficamente in figura 5. Sulla loro effettiva validità statistica, per quanto sia stata riscontrata una significatività al livello di $P < 0,2$, occorre necessariamente avanzare qualche riserva, non fosse altro che per la scarsità dei cicli annuali disponibili.

Se confermate da successive osservazioni, queste equazioni potrebbero costituire un valido modello, capace di stabilire, sulla base dei soli dati riscontrati nella situazione meteorologica invernale e di quelli relativi alla temperatura superficiale delle acque del lago, la profondità massima raggiunta dal mescolamento annuale in quel corpo idrico, con la possibilità pertanto di vagliare le conseguenze che potrebbero essere indotte nell'ecosistema dal verificarsi di una omomissi, o di una oligomissi più o meno pronunciata. Sono infatti ormai numerosi gli studi che dimostrano gli effetti che tali eventi idrologici ingenerano non solo sulla possibilità di riossigenazione degli strati profondi, ma anche sui carichi interni (Barbanti 1979), sulla distribuzione del materiale organico particellato (Callieri *et al.* 1982), sulla produzione algale (Ambrosetti *et al.* 1983), su quella zooplanctonica (Tonolli, Tonolli & Bonomi 1967) e sulla sua distribuzione verticale (Tonolli 1969).

Una seconda critica al modello qui presentato riguarda il fatto che esso fa riferimento alla sola situazione meteorologica dei mesi invernali, conoide-randoli gli unici che hanno influenza sui processi idrodinamici e, in particolare modo, sul mescolamento verticale di fine inverno, dimenticando in tal modo le possibili inferenze del periodo estivo, soprattutto per quanto attiene alla possibilità di accumuli di calore in quantità superiore alla media. La buona congruenza dei risultati ottenuti dal modello con la situazione idrodinamica rilevata in lago nel corso dei diversi sopralluoghi sottolinea però come sia prerogativa delle caratteristiche meteorologiche dei mesi invernali dare l'impulso decisivo a che si verifichi, o meno, il mescolamento completo delle acque.

Tuttavia, poiché l'insieme dell'idrodinamica lacustre è legata all'equilibrio risultante dagli effetti prodotti sulla massa d'acqua da due forze che agiscono in modo antitetico (quella meccanica che tende ad omogeneizzare la massa d'acqua e la forza di galleggiamento conseguente al riscaldamento degli strati più superficiali) e poiché il riscaldamento si manifesta con modalità diverse di anno in anno e si distribuisce diversamente anche all'interno della stagione primaverile-estiva, si impone la necessità di risalire anche agli eventi più lontani nel tempo, proprio per avere informazioni più complete sulle forze esterne responsabili di ogni tipo di movimento delle acque lacustri.

Fra i parametri che, in maniera sintetica, rendono conto della risposta del lago agli agenti esterni è da tener presente, come già si è detto, la quantità di energia calorica che il lago patrimonizza o dissipa durante il ciclo annuale (Q_t), così come molto utile risulta la conoscenza della sua distribuzione all'interno della massa d'acqua. Altri parametri possono essere ricer-

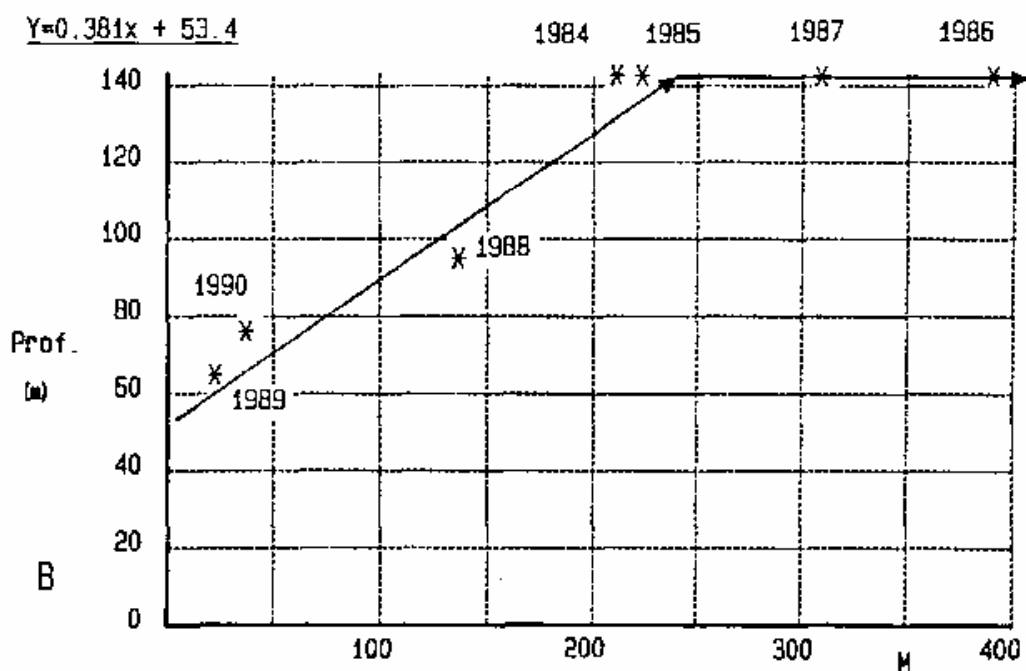
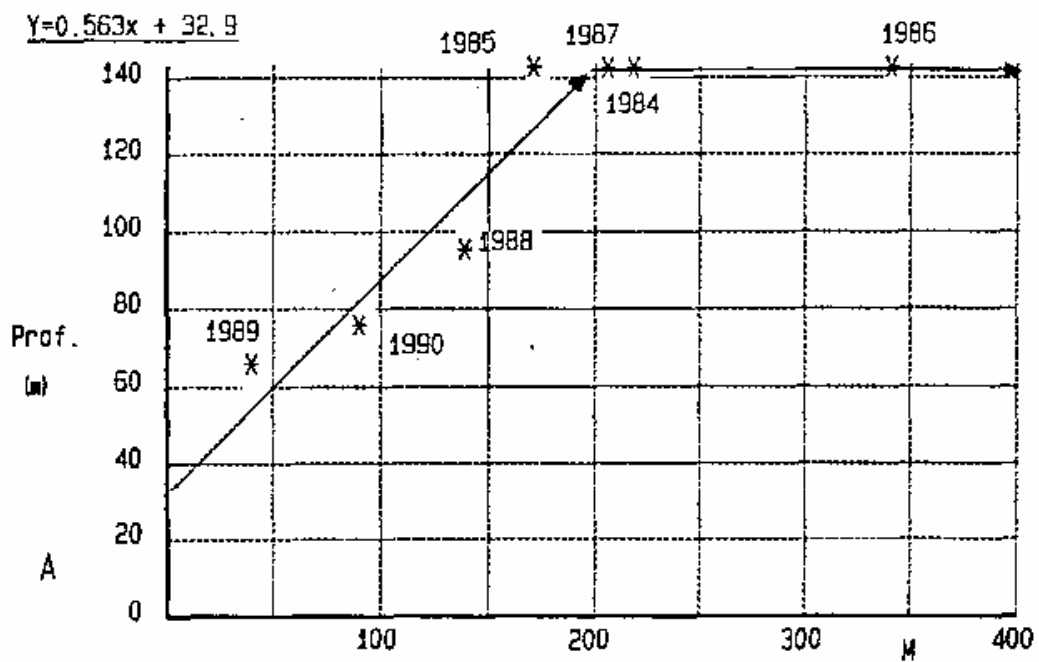


Fig. 5. Rette di regressione fra i parametri M e le profondità di mescolamento riscontrati nel Lago d'Orta.

cati negli ormai numerosi approcci che tendono a definire le stabilità termica e meccanica dei corpi d'acqua, per i quali si deve anche considerare la loro variazione nel tempo.

Queste rappresentano quindi le linee lungo le quali dovranno muoversi le indagini future sull'idrodinamica del Lago d'Orta.

BIBLIOGRAFIA

- Ambrosetti, W. & L. Barbanti. (1991). Idrodinamica del Lago d'Orta: indagini correntometriche. *Documenta Ist. Ital. Idrobiol.*, 28: (in stampa).
- Ambrosetti, W., L. Barbanti & R. Mosello. 1983. Relazioni tra variabili meteorologiche e profondità di mescolamento nei laghi profondi sudalpini. *Atti del 4 ° Congresso A.I.O.L.*, 19/1-11.
- Ambrosetti, W., L. Barbanti & A. Rolla. 1979. Mescolamento parziale o totale nel Lago Maggiore nell'ultimo trentennio. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 37: 197-208.
- Ambrosetti, W., L. Barbanti, R. Mosello, A. Rolla & D. Ruggiu. 1983. *Mescolamento, caratteristiche chimiche, fitoplancton e situazione trofica nei laghi profondi sudalpini*. C.N.R., P.F. "Promozione della qualità dell'ambiente" AQ/2/20: 151pp.
- Anderson, E.R. 1954. Energy-budget studies. *U.S. Geol. Survey Prof. Paper.*, 269: 71-119.
- Barbanti, L. 1979. Parametri fisici nella modellistica del fenomeno dell'eutrofizzazione. In: C.N.R. - P.F. "Promozione della qualità dell'ambiente". *Atti del Convegno sulla eutrofizzazione in Italia*, Roma 3-4 Ottobre 1978: 45-70.
- Barbanti, L. & W. Ambrosetti. 1990. Indagini correntometriche sul Lago d'Orta. *Atti 8° Congresso A.I.O.L.*: 115-130.
- Barbanti, L. & W. Ambrosetti. 1985. The behaviour of hypolimnetic oxygen in Lago Maggiore in recent years. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 43: 33-54.
- Callieri, C., R. Bertoni, O. Zola e R. Torelli. 1983. Effetti della piena circolazione sulla distribuzione del materiale organico particellato nel Lago Maggiore. *Atti 5 ° Congresso A.I.O.L.*, 21/1-10.
- Tonolli, L. 1969. Holomixy and oligomixy in Lake Maggiore: Inference on the vertical distribution of zooplankton. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 17: 231-236.
- Tonolli, V., L. Tonolli & G. Bonomi. 1967. La piena circolazione in laghi oligomittici: una sottovalutata causa di contenimento della produzione zooplanctonica. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 22: 9-52.
- Vollenweider, R. A. 1964. Ueber oligomiktische Verhältnisse des Lago Maggiore und einiger anderer insubrischer Seen. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 17: 191-206.

ALCUNI ASPETTI DEL CICLO DELL'AZOTO ALL'INTERFACCIA
ACQUA-SEDIMENTI DEL LAGO D'ORTA

Sergio CERADINI*, Gianni CICERI*, Nadia COGLIATT**, Walter
MARTINOTTI**, Donata PORTALUPPI**

*CISE S.p.A., Via Reggio Emilia, 39, 20090 Segrate (MI)
** ENEL-CKTN, Via Rubattino, 54, 20134 Milano

SUMMARY

Benthic fluxes of some nitrogen species, as well as the rate of nitrification and denitrification processes at the sediment-water interface of a large acidified lacustrine environment (Orta Lake), has been obtained in two occasions (December 1989 and March 1990). The goal was achieved by applying two complementary methodologies: the former was the use of the Fick's first law, being known the concentration gradient of the studied species at the sediment-water interface; the latter was the use of regulated benthic chamber.

1. INTRODUZIONE

Il lago d'Orta rappresenta il più esteso ecosistema lacustre acidificato d'Italia.

L'origine dell'inquinamento del lago risale a circa 60 anni or sono, con lo scarico nelle sue acque di residui (principalmente rame ed ammoniaca) della produzione del rayon con processo al cuprammonio (Bonacina et al., 1987; Mosello et al., 1989). A tale apporto si sono sommati gli effetti dovuti agli scarichi di residui di lavorazione di numerose industrie meccaniche produttrici di rubinetterie, proliferate nella zona negli anni '60.

Dal punto di vista chimico, il principale effetto dell'inquinamento è stato l'abbassamento del valore del pH delle acque del lago, dovuto alla reazione di ossidazione dell'ammoniaca disciolta (mediata dai batteri!) a nitrato (Mosello et al., 1986), con conseguente liberazione di ioni idrogeno e consumo di O_2 disciolto. Come effetto secondario si è assistito all'aumento della concentrazione di metalli disciolti nelle acque, con preponderanza di specie chimiche biologicamente tossiche (ioni liberi).

Scopo del presente lavoro è quello di approfondire gli studi rivolti al controllo ed alla misura dei fenomeni che avvengono all'in-

terfaccia acqua-sedimenti con particolare riguardo ad alcuni aspetti del ciclo dell'azoto, soprattutto in un periodo durante il quale è in atto un articolato intervento di recupero dell'ecosistema lacustre ("liming"). A tale proposito sono stati misurati i flussi diffusionali di azoto ammoniacale e nitrico, mediante misure di gradiente di concentrazione delle due specie tra acqua interstiziale ed acqua lacustre. Quindi, ponendo a confronto i risultati ottenuti con quelli derivanti dall'utilizzo di camere bentiche è stato possibile quantificare, se pur sotto alcune ipotesi semplificative, gli aspetti cinetici legati ai processi di nitrificazione nell'acqua ipoliriana e denitrificazione nei sedimenti.

2. PARTE SPERIMENTALE

I punti di campionamento di acqua e sedimenti, ed i punti di posizionamento delle camere bentiche sono mostrati in Fig. 1. Nel corso di due campagne sperimentali (dicembre 1989 e marzo 1990) sono state effettuate misure di profili di qualità delle acque (sonda multiparametro Ocean Seven 401, Idronaut), campionamenti d'acqua a diverse profondità (bottiglia di Niskins in PVC della capacità di 5 L, Thalassia) e prelievi di carote di sedimenti (mediante sommozzatore)

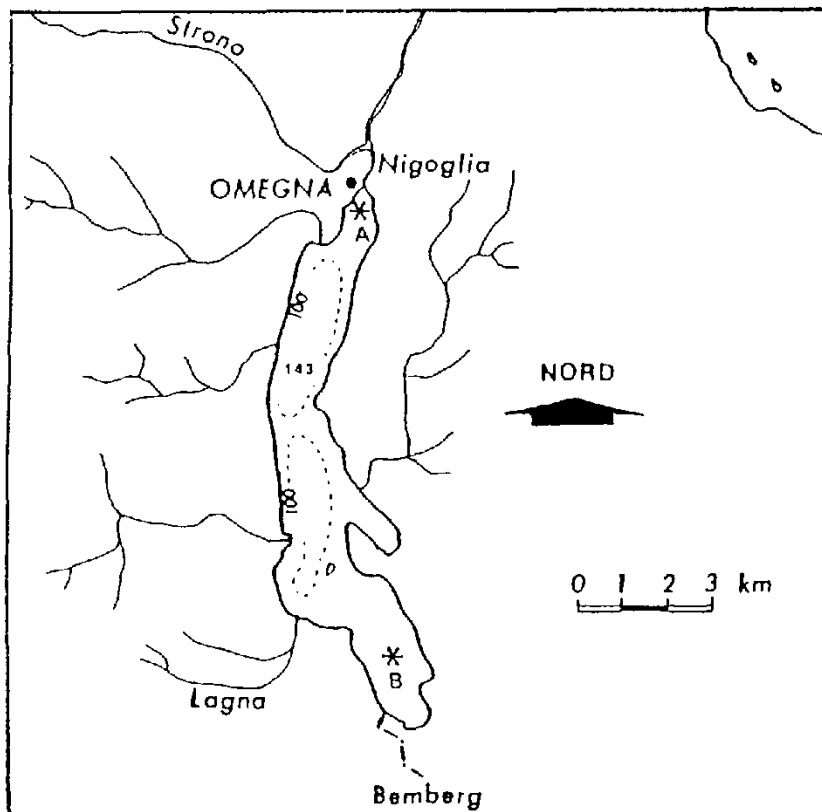


Fig.1 -Stazioni di campionamento e di posizionamento delle camere bentiche.

su un'unica verticale (punto A, dicembre 1989) e su due verticali (punti A e B, marzo 1990). Le carote di sedimenti (primi 10 cm) sono state sottoposte alla misura di alcuni parametri chimico-fisici ed alla separazione delle acque interstiziali (spremitura in atmosfera inerte) (Boniforti et al., 1986).

Negli stessi punti (su fondali di circa 30 m) sono state posizionate delle camere bentiche, dalle quali si sono effettuati campionamenti di acqua immediatamente dopo il posizionamento, ed ad intervalli di tempo prestabiliti. Le camere bentiche utilizzate (Ciceri e Queirazza, 1988) sono costituite da strutture di plexiglass del diametro interno di 70 cm, munite di un particolare sistema di agitazione a trascinamento magnetico e di un dispositivo di misura e reintegro automatico dell'O₂ disciolto.

Limitatamente al punto A (marzo 1990) i sedimenti sono stati suddivisi in sezioni da 1, 2 o 3 cm in funzione della profondità, dalle quali sono poi state separate le acque interstiziali.

I campioni acquosi sono stati sottoposti a filtrazione su membrane di policarbonato da 0,4 µm di porosità e caratterizzati dal punto di vista del contenuto dei costituenti maggiori, di N-NH₄ (metodo spettrofotometrico al blu di indofenolo) e N-NO₃ (cromatografia ionica).

Nei campioni di sedimenti sono stati determinati C ed N totali, N-Kjeldhal, porosità "Φ" (Ciceri e Martinetti, 1988) e fattore di resistività di formazione "F" (Bear, 1972).

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

Nelle Tabb. 1 e 2 sono riportati i risultati relativi ad alcune caratteristiche chimiche delle matrici acquose, relativamente alle campagne del 1989 e del 1990 rispettivamente.

Le Figg. 2 e 3 riportano i profili di temperatura, pH, alcalinità totale ed O₂ disciolto nelle stazioni A e B per entrambe le campagne sperimentali. Per O₂ disciolto, pH e alcalinità totale, i dati sono completati con i valori registrati nelle acque interstiziali.

Nel dicembre 1989 (punto A) la colonna d'acqua risultava omogenea fino a 25 m di profondità dove appariva il termoclino. Il pH era praticamente costante (6,2-6,4) fino al termoclino, al di sotto del quale presentava un gradiente negativo piuttosto accentuato (1,5 unità in sei metri) con corrispondente e progressivo calo dell'ossigeno disciolto in prossimità del fondale. Nel marzo 1990, invece, la colonna d'acqua si presentava pressoché omogenea con valori di pH intorno a 5,6 e 5,9 unità nelle stazioni A e B rispettivamente. In entrambe le campagne, le acque interstiziali presentano una concentrazione di O₂ disciolto attorno al mg/L, mentre pH ed alcalinità totale si mantengono a valori

Tab.1 - Caratteristiche nelle matrici acquose: dicembre 1989.

PARAMETRO	STAZIONE A					
	Colonna d'acqua				Acqua interstiziale	
	-5m	-15m	-29m	-31m	0-10cm	<10cm
Eh mV Ag/AgCl	-	-	-	-	-3	-16
T.O.C. (mg/L)	4,1	4,9	4,5	4,6	8,5	9,2
Ca (mg/L)	11,2	11,1	9,6	9,3	13,4	10,7
Mg (mg/L)	1,47	1,49	1,39	1,61	9,21	5,99
Na (mg/L)	4,06	3,99	4,06	5,22	67,5	32,0
K (mg/L)	0,85	0,85	0,84	0,94	5,01	3,52
N-NH ₄ (mg/L)	0,65	0,86	0,79	1,11	3,03	3,50
N-NO ₃ (mg/L)	3,95	3,75	4,29	4,31	0,79	0,18
N-NO ₂ (mg/L)	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
S-SO ₄ (mg/L)	10,8	9,91	11,7	9,67	7,51	4,41
Cl (mg/L)	6,61	2,81	2,68	5,88	153	51,0
Cr (µg/L)	3,05	2,89	1,99	0,99	2,85	5,69
Ki (µg/L)	18,8	21,9	99,7	30,1	35,9	47,1
Mn (µg/L)	21,2	21,5	73,2	92,0	645	761
Fe (µg/L)	0,82	0,62	2,74	3,20	3600	8850
Co (µg/L)	0,17	0,15	0,61	0,64	0,54	1,08
Ni (µg/L)	12,9	13,0	12,5	2,60	5,26	4,15
Cu (µg/L)	14,4	12,6	36,6	24,4	7,25	4,79
Zn (µg/L)	52,3	45,1	55,9	50,4	111	100
Cd (µg/L)	0,75	0,37	0,56	0,54	6,34	4,51
Pb (µg/L)	15,2	5,51	5,15	3,95	3,33	2,86

superiori a quelli della colonna d'acqua. I valori del prodotto $F \cdot \Phi$ sono risultati pari a 2 in entrambe le campagne ed in entrambe le stazioni.

In Fig. 4 è presentato l'andamento di azoto ammoniacale e nitrico nella colonna d'acqua e nelle acque interstiziali per ognuno dei punti campionati e per entrambe le campagne. Nella colonna d'acqua l'azoto ammoniacale resta al di sotto del mg/L, con una certa tendenza all'aumento in prossimità del fondale nel punto A, mentre l'azoto nitrico assume valori intorno ai 4 mg/L, presentando un lieve incremento in prossimità del fondale. Nelle acque interstiziali si osserva, per entrambe le campagne ed in ciascun punto di prelievo, un decremento della concentrazione di azoto nitrico rispetto alla colonna d'acqua, mentre l'azoto ammoniacale presenta concentrazioni più elevate rispetto alla colonna d'acqua nel solo punto A per entrambe le campagne.

I dati relativi all'esperienza con camera benthica sono visualizzati in Fig. 5. Per entrambe le campagne si nota una costante diminuzione della concentrazione sia di azoto nitrico che ammoniacale nell'acqua interna alla camera benthica, in apparente contraddizione coi rispettivi valori di gradienti di concentrazione tra acqua interstiziale e colonna d'acqua. Tale fatto può essere spiegato considerando l'insieme dei possibili processi che coinvolgono l'azoto ammoniacale e nitrico all'interfaccia acqua-sedimenti (Fig. 6). Oltre ai fenomeni puramente

Tab. 2 - Caratteristiche nelle matrici acquose: marzo 1990

PARAMETRO	STAZIONE A															STAZIONE B				
	Colonna d'acqua					Acqua interstiziale										Colonna d'acqua		Acqua Interstiziale		
	-6m	-18m	-31m	0-1	1-2	2-3	3-4	4-6	6-8	8-10	10-13	13-16cm	-6m	-17m	-18m	+160	+163	+255	+204	
Eh(mV)Ag/AgCl	+208	+216	+215	+50	+80	+150	+65	-19	-6	-73	-95	-77	+160	+163	+255	+204				
T.O.C. mg/L	2,36	2,31	3,13	5,93	6,18	7,21	5,73	5,81	5,49	5,80	6,49	7,96	2,35	2,73	3,66	4,02				
Ce mg/L	11,5	12,8	13,2	9,59	8,03	8,41	10,0	8,28	7,70	11,7	8,71	12,4	17,2	11,7	11,2	14,5				
Mg mg/L	1,50	1,51	6,18	1,85	1,65	2,00	1,77	1,91	1,89	2,18	2,39	8,38	1,63	1,55	4,66	3,21				
Na mg/L	3,87	4,03	44,0	6,72	5,52	6,67	5,62	5,56	5,83	6,18	8,15	63,8	4,60	4,84	27,5	6,71				
K mg/L	0,69	0,72	2,19	1,25	0,99	1,25	1,03	1,03	1,09	1,38	1,52	4,32	0,79	0,76	1,75	1,26				
N-NH ₄ mg/L	0,47	0,46	0,58	1,19	1,46	1,46	1,86	2,27	2,76	3,14	3,60	3,60	0,66	0,43	0,51	0,23				
N-NO ₃ mg/L	3,61	3,39	3,73	0,49	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	0,60	<0,20	0,56	3,43	3,59	3,84	1,80				
N-NO ₂ mg/L	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02				
S-SO ₄ mg/L	12,8	9,70	12,3	8,63	5,73	3,76	4,03	1,19	<0,30	2,09	<0,30	12,7	5,83	10,6	12,7	11,3				
Cl mg/L	3,20	2,60	85,3	5,20	4,70	5,50	3,40	2,90	3,70	3,60	2,80	88,0	2,50	3,20	52,5	4,60				
Cr µg/L	1,00	0,90	0,60	1,40	1,50	2,50	2,10	4,20	3,90	4,10	4,60	2,50	1,50	1,10	1,10	0,40				
Al µg/L	44,8	65,9	48,2	32,7	26,4	43,6	23,2	44,5	26,5	42,5	45,8	72,8	55,8	59,2	42,6	34,4				
Mn µg/L	54,8	57,7	67,1	169	182	147	178	168	213	423	389	437	59,9	57,7	63,6	109				
Fe µg/L	2,20	2,04	2,23	94,2	2810	291	2340	5400	6490	7240	6040	5420	2,21	2,04	1,11	100				
Co µg/L	0,25	0,25	0,41	0,68	0,54	0,45	0,28	0,32	0,26	0,64	0,61	0,70	0,26	0,28	0,36	0,39				
Ni µg/L	14,9	14,4	15,4	4,23	4,75	2,73	3,03	1,69	1,10	4,92	2,32	2,41	14,8	16,1	15,8	3,33				
Cu µg/L	25,3	22,8	47,0	2,34	1,95	1,44	2,62	1,58	1,27	1,90	2,40	2,99	29,7	29,6	24,1	6,85				
Zn µg/L	44,5	42,9	19,8	45,4	37,8	24,4	19,4	22,0	17,4	60,0	53,5	102	47,4	47,5	143	36,8				
Cd µg/L	0,27	0,22	0,31	0,07	0,08	0,07	0,05	0,08	0,03	0,20	0,06	0,16	0,23	0,22	0,19	0,17				
Pb µg/L	1,39	1,62	12,9	0,71	1,07	1,52	2,23	1,81	1,64	2,27	1,81	2,36	1,95	0,47	4,02	0,41				

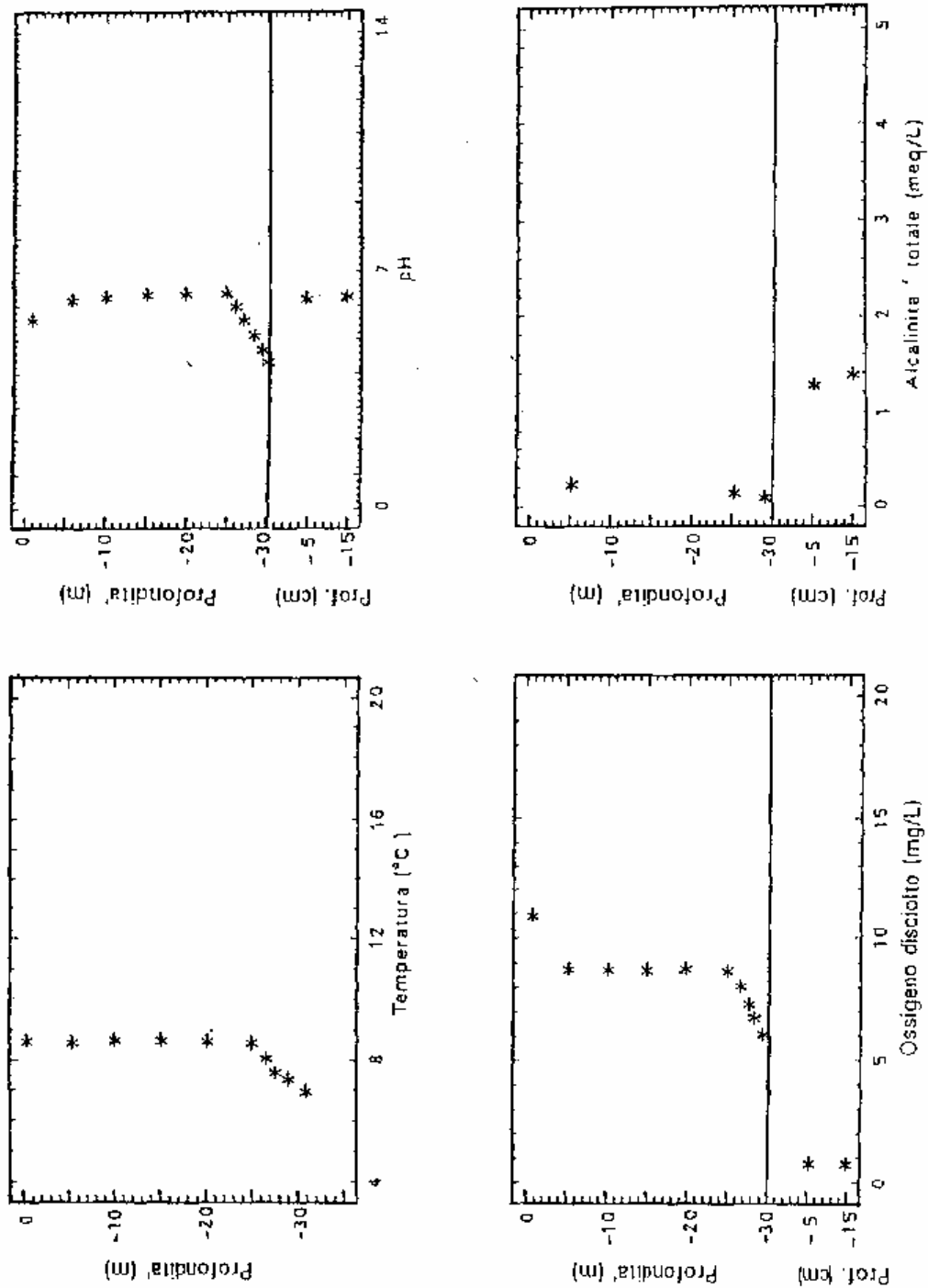


Fig. 2 - Profili dei parametri di qualità delle acque nella stazione A; campagna di dicembre 1989.

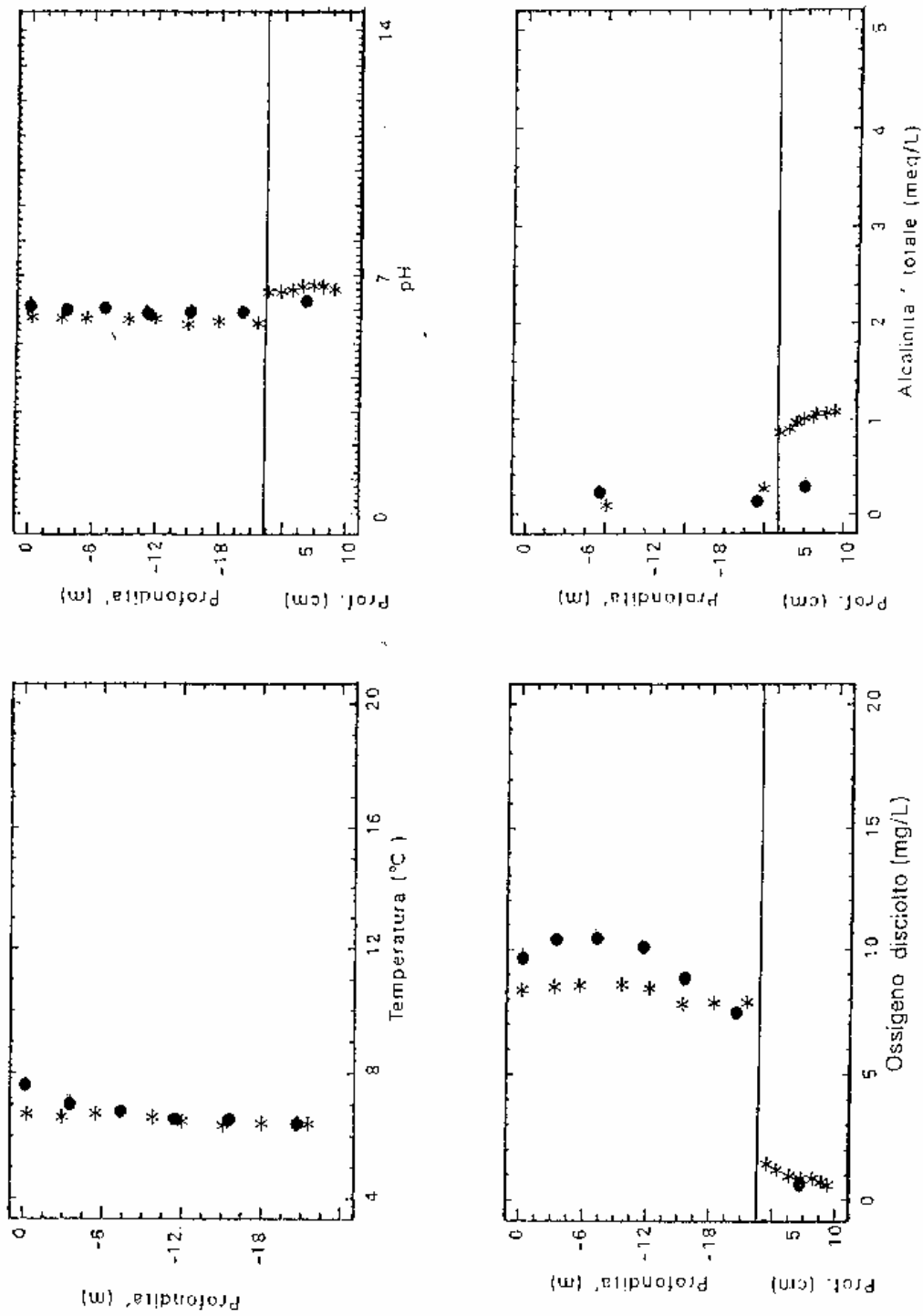


Fig. 3 - Profili dei parametri di qualità delle acque nella stazione A e B; campagna del marzo 1990.
 * Stazione A ● Stazione B

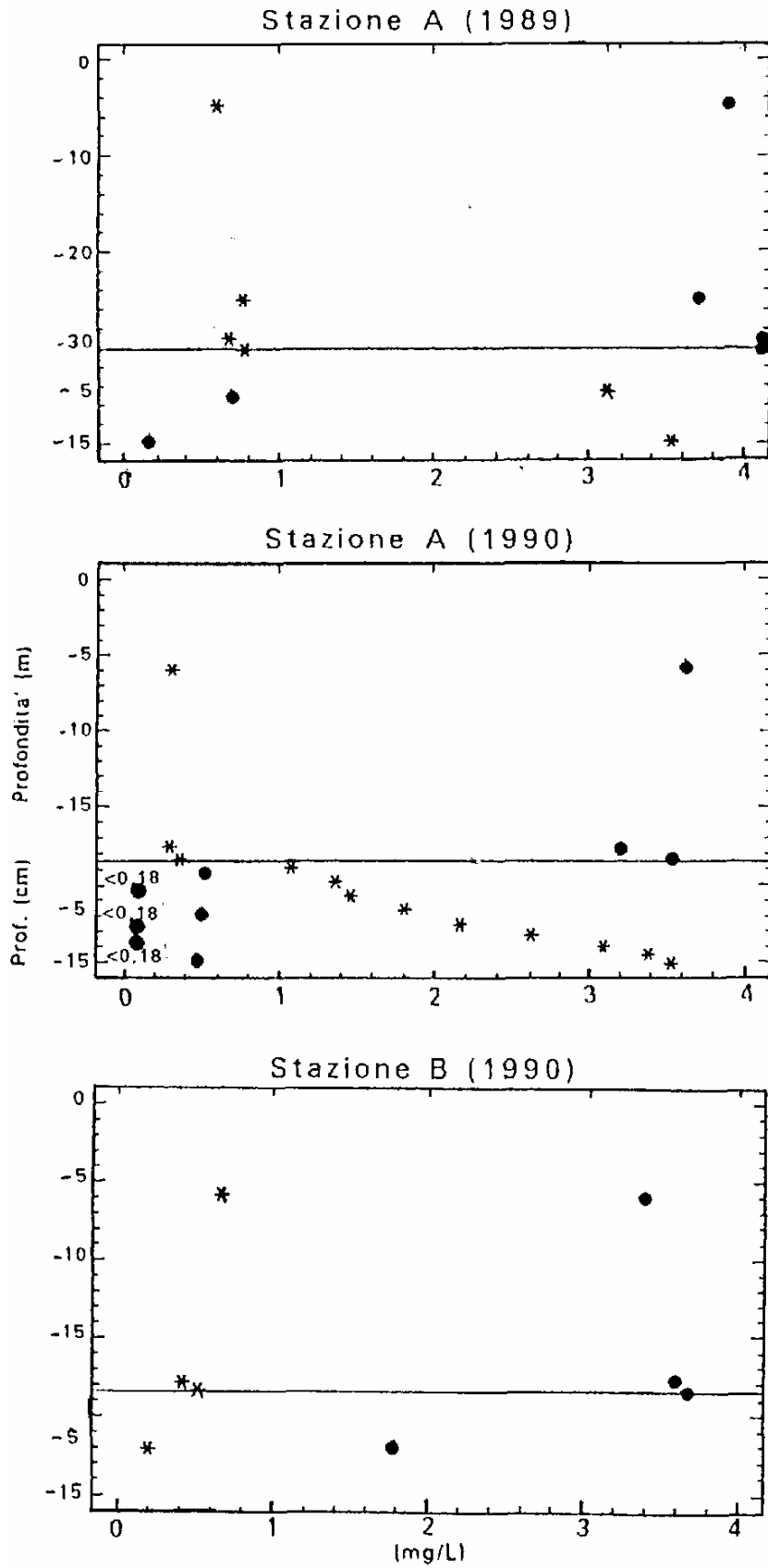


Fig.4 - Profili di azoto nitrico (● N-NO₃ ed ammoniacale (* N-NH₄) nell'acqua della stazione A (dicembre 1989) e nell'acqua delle stazioni A e B (marzo 1990)

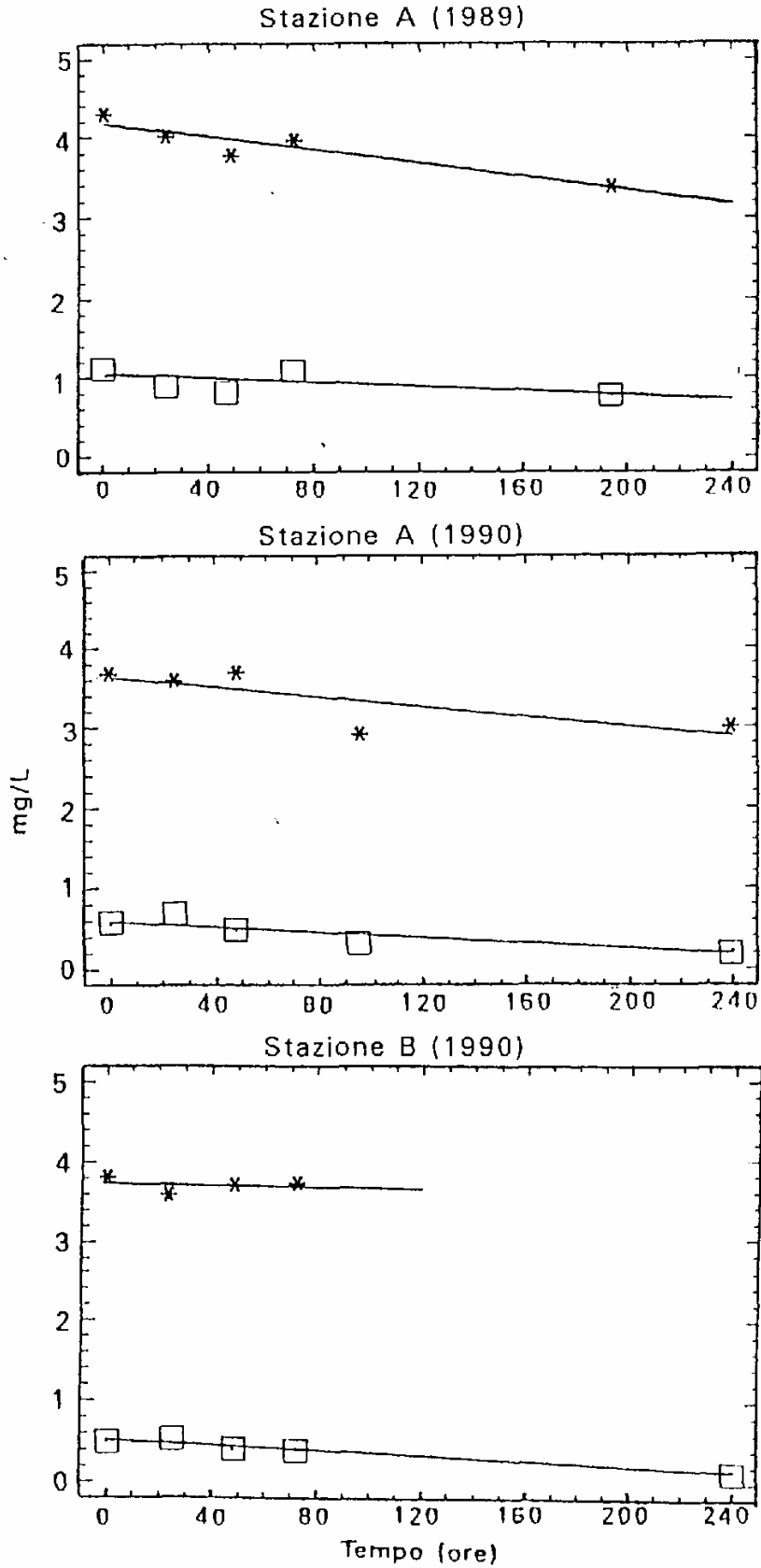


Fig.5 - Variazione della concentrazione di azoto nitrico (* N-N₀₃) ed ammoniacale (D N-NH₄) nella camera bentica della stazione A (dicembre 1989), e nelle camere bentiche delle stazioni A e B, (marzo 1990), in funzione del tempo.

diffusivi di scambio di azoto nitrico ed ammoniacale tra acqua ipolimnica ed acqua interstiziale, si verificano, ai valori di potenziale redox e pH registrati, i noti processi di nitrificazione dell'azoto ammoniacale (che avviene nella colonna d'acqua) (Mosello et al., 1986; Klapwijk e Snodgrass, 1982) e di denitrificazione dell'azoto nitrico (che avviene nei primi centimetri di sedimenti) (Wollast, 1978; van Kessel, 1978).

I flussi diffusionali di azoto nitrico ed ammoniacale sono ottenibili applicando la prima legge di Fick nella seguente forma (Lerman e Brunskill, 1971).

$$J_{di} = (\Delta C_i) * D_{oi} * F^{-1} * \Phi^{-1} (\Delta x)^{-1} \quad (1)$$

dove J_{di} è il flusso diffusionale della specie "i"; ΔC_i rappresenta il gradiente di concentrazione della specie "i" (differenza tra concentrazione in acqua interstiziale dei primi centimetri di sedimenti e quella nell'acqua prossima al fondale); D_{oi} è il coefficiente di diffusione a diluizione infinita (Li e Gregory, 1974); F è il fattore di resistività di formazione; Φ è la porosità dei sedimenti; Δx è lo spessore di sedimento attraverso il quale avviene la diffusione.

Se si assume, in prima approssimazione, che, nell'arco di tempo di esecuzione dell'esperienza, le variazioni di concentrazione all'interno

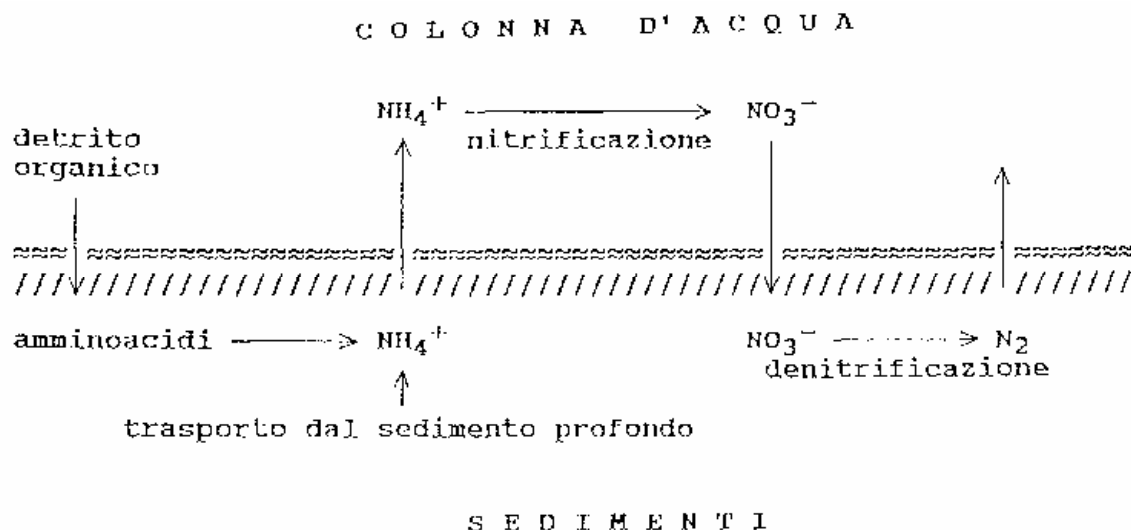


Fig.6 - Ciclo dell'azoto nitrico ed ammoniacale all'interfaccia acqua-sedimenti del lago d'Orta.

della camera bentica non incidano significativamente sia sui flussi diffusionali, sia sulle velocità di nitrificazione e denitrificazione, e non causino scostamenti significativi dalle condizioni di stazionarietà dei sedimenti, allora la variazione di concentrazione dell'azoto ammoniacale all'interno della camera bentica è la risultante tra la quantità scambiata all'interfaccia per diffusione e quella trasformata in azoto nitrico dal processo di nitrificazione:

$$(CNH_4t_2 - CNH_4t_1) * V_{cb} / \Delta T = J_d NH_4 * S_{cb} - V_N \quad (2)$$

dove CNH_4t_2 e CNH_4t_1 sono le concentrazioni di azoto ammoniacale misurate nell'acqua interna alla camera bentica nell'intervallo di tempo $\Delta T = T_2 - T_1$ durante il quale la variazione di concentrazione rimane lineare (Aller, 1980); V_{cb} , e S_{cb} , sono, rispettivamente, il volume di acqua (114 L) e la superficie di sedimenti ($0,39 \text{ m}^2$) racchiusi dalla camera bentica; $J_d NH_4$ è il flusso diffusionale di azoto ammoniacale; V_N è la velocità di nitrificazione.

D'altra parte, la variazione di concentrazione dell'azoto nitrico all'interno della camera bentica è la risultante della diffusione dello ione nitrato verso i sedimenti e della sua concomitante produzione per nitrificazione:

$$(CNO_3t_2 - CNO_3t_1) * V_{cb} / \Delta T = J_d NO_3 * S_{cb} + V_N \quad (3)$$

con evidente significato dei termini.

Dividendo membro a membro la (2) e la (3), esplicitando i flussi diffusionali di azoto ammoniacale e nitrico attraverso la (1) e risolvendo rispetto a V_N si ottiene:

$$V_N = \frac{a * (CNO_3t_2 - CNO_3t_1) * V_{cb} / \Delta T - (CNH_4t_2 - CNH_4t_1) * V_{cb} / \Delta T}{(a+1)}$$

dove $a = \Delta CNH_4 * Do_{NH_4} / A CNO_3 * Do_{NO_3}$

ed il significato dei termini è lo stesso che nella (1).

Il rispetto delle condizioni di stazionarietà nei sedimenti presuppone che l'azoto nitrico che diffonde nelle acque interstiziali venga immediatamente demolito ad azoto molecolare (denitrificazione); di conseguenza la quantità di azoto nitrico inglobata nell'unità di tempo nei sedimenti per diffusione deve uguagliare la quantità che, nello stesso tempo, viene denitrificata nei sedimenti (velocità di denitrificazione, VD), e quindi, dalla (3):

$$V_D = J_d \text{NO}_3 * S_{cb} = (C_{\text{NO}_3 t_2} - C_{\text{NO}_3 t_1}) * V_{cb} / \Delta T - V_N$$

Similmente è possibile ricavare $J_d \text{NH}_4$ dalla (2) .

Si noti che la procedura matematica proposta permette di calcolare i flussi diffusionali dell'azoto nitrico ed ammoniacale e le velocità di nitrificazione e denitrificazione senza introdurre parametri arbitrari quali lo spessore dello strato attraverso il quale avviene la diffusione (ΔT , nell'equazione (1)). E' anzi possibile, sostituendo i valori di $J_d \text{NO}_3$ e $J_d \text{NH}_4$ nella (1), risalire per via indiretta a tale spessore.

In Tab. 3 sono riassunti i dati ottenuti, normalizzati all'unità di volume (V_N) o all'unità di superficie (V_D e flussi diffusionali).

Tali dati sono validi solo se ricondotti alle particolari condizioni chimico-fisiche presenti al tempo delle esperienze (pH, O_2 disciolto, ecc.)- I flussi diffusionali risultano sempre negativi per l'azoto nitrico (dalla colonna d'acqua al sedimento), mentre per l'azoto ammoniacale si ottengono flussi positivi nel punto A (in entrambe le campagne) e negativi nel punto B (campagna del marzo 1990).

In generale, anche dove il flusso diffusionale dell'azoto ammoniacale è positivo, la velocità di nitrificazione nell'acqua prossima al sedimento, risulta maggiore della velocità con la quale la stessa acqua

Tab. 3 - Risultati ottenuti dall'elaborazione dei dati sperimentali.

parametro	campagna	stazione	valore normalizzato
V_N	1989	A	$1,72 \cdot 10^{-7} \mu\text{moli} \cdot \text{cm}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$
	1990	A	$1,19 \cdot 10^{-7}$ "
	1990	B	$0,26 \cdot 10^{-7}$ "
V_D	1989	A	$7,45 \cdot 10^{-6} \mu\text{moli} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$
	1990	A	$5,34 \cdot 10^{-6}$ "
	1990	B	$0,99 \cdot 10^{-6}$ "
$J_d \text{NO}_3$	1989	A	$-7,45 \cdot 10^{-6}$ "
	1990	A	$-5,34 \cdot 10^{-6}$ "
	1990	B	$-0,99 \cdot 10^{-6}$ "
$J_d \text{NH}_4$	1989	A	$4,24 \cdot 10^{-6}$ "
	1990	A	$2,48 \cdot 10^{-6}$ "
	1990	B	$-0,14 \cdot 10^{-6}$ "
Δx	1989	A	0,20 cm
	1990	A	0,26 "
	1990	B	0,88 "

viene rifornita di azoto ammoniacale per diffusione dai sedimenti. Sulla base dei dati raccolti si può quindi concludere che i fenomeni di trasformazione dell'azoto nitrico ed ammoniacale all'interfaccia acqua-sedimenti, si risolvono, a livello macroscopico, in un inglobamento di ioni nitrato ed ammonio nei sedimenti stessi, il primo per semplice diffusione ed il secondo a seguito della nitrificazione.

4. CONCLUSIONI

L'applicazione di due metodologie complementari (misura diretta dei flussi con camere bentiche ed indiretta attraverso l'applicazione della prima legge di Fick) ha reso possibile quantificare, se pur sotto alcune ipotesi semplificative e nelle condizioni chimico-fisiche esistenti al momento delle esperienze, gli aspetti cinetici legati ai processi di nitrificazione nell'acqua ipolimnica e di denitrificazione nei sedimenti del lago d'Orta. Il processo globale di trasformazione dell'azoto (nitrico ed ammoniacale) nelle acque prossime al fondale, si manifesta attraverso la demolizione del nitrato ad azoto molecolare nei primi centimetri di sedimenti.

I dati raccolti, per numero e rappresentatività, risultano difficilmente estrapolaghi all'intero ecosistema, ma potrebbero trovare un'utile applicazione all'interno di modelli previsionali che tengano conto di tutti i termini di sorgente e di pozzo e di tutti i complessi processi che avvengono nel lago. La validità di detti modelli andrebbe poi verificata sulla base delle approfondite conoscenze raccolte, derivanti dall'osservazione diretta in atto ormai da anni (Bonacina et al., 1987; Mosello et al., 1989). D'altra parte, l'intervento di recupero in atto ("liming") potrebbe fornire l'opportunità dello studio dei processi di nitrificazione e denitrificazione, a valori crescenti di pH e a valori decrescenti di azoto nitrico ed ammoniacale, elucidandone la probabile dipendenza da alcune variabili ambientali, quali pH, concentrazione delle varie specie di azoto, O_2 disciolto, ecc..

BIBLIOGRAFIA

- Aller, R.C. 1980. Diagenetic processes near the sedimenta water interface of Long Island Sound. I. Decomposition and nutrient element geochemistry (S, N, P). In: B. Saltzman (Ed.). Estuarine Physics and Chemistry: Studies in Long Island Sound. Adv. in Geophysics. 22: 237-350.
- Bear, G. 1972. Dynamics of fluids in porous media. American Elsevier, New York: 132 pp.

- Bonacina, C., G. Bonomi and R. Mosello. 1987. Notes on the present recovery of Lake Orta. Mem.Ist.Ital.Idrobiol. 44: 97-115.
- Boniforti, R., G. Ciceri, E. Monti and G. Queirazza. 1986. Estrazione di acque interstiziali da sedimenti. Applicazione di un sistema a bassa pressione a sedimenti marini. Atti del VII Congresso nazionale A.I.O.L. Trieste, 11-14 giugno 1986: 175-184.
- Ciceri, G. and W. Martinotti. 1988. Fast and accurate determination of sediments dry density and porosity. Envir. Technol. Letters, 9: 135-142.
- Ciceri, G. and G. Queirazza. 1988. Flussi di elementi chimici all'interfaccia acqua di mare-sedimenti : verifica in campo mediante utilizzo di camere bentiche. Atti dell'VIII Congresso nazionale A.I.O.L. Pallanza 31 maggio-3 giugno 1988: 293-305.
- Klapwijk, A. and J. Snodgrass. 1982. Experimental measurement of sediment nitrification and denitrification in Hamilton Harbour, Canada. Hydrobiologia, 91: 207-216.
- Lerman, A. and J. Brunskill. 1971. Migration of major constituents from lake sediments and its bearing on lake water composition. Limnol. Oceanogr. 16: 880-887.
- Li, Y. H. and S. Gregory. 1974. Diffusion of ions in sea water and deep sea sediments. Geochim. Cosmochim. Acta, 38: 703-714.
- Mosello, R., C. Bonacina, A. Carollo, V. Libera and G. A. Tartari. 1986. Acidification due to in-lake ammonia oxidation: an attempt to quantify the proton production in a highly polluted subalpine Italian lake (Lake Orta). Mem.Ist.Ital.Idrobiol. 44: 47-71.
- Mosello, R., A. Calderoni and R. de Bernardi. 1989. Mass budget as a tool for predicting the response to liming of the acidified, ammonium polluted L. Orta. 24th SIL Congress, Monaco, 13-19 agosto 1989.
- van Kessel, J. F. 1976. The relation between redox potential and denitrification in a water-sediment system. Water Res. 2: 285-290.
- Wollast, R.. 1978. Oxydo-reduction potential and bacteriological activity in the interstitial waters. Thalassia Jug., 14: 209-212.

SELEZIONE CLONALE NELLA RICOLONIZZAZIONE DEL LAGO D'ORTA DA PARTE DI DAPHNIA OBTUSA.

Bachiorri A., Rossi V., Menozzi P.

Istituto di Ecologia, Università di Parma.

SUMMARY

Daphnia obtusa has colonized Lake Orta, a large, severely polluted lake in Northern Italy when acidic pollution had almost completely destroyed any life forms in the lake.

The genetic structure of the colonizing population of *D. obtusa* has been studied by starch gel electrophoresis. Samples have been collected in different dates (since 1987 to 1990), from different locations in the lake. The Lake Orta population is made up by only one multilocus genotype.

Laboratory life tables for electrophoretically distinguishable clones of *D. obtusa* from Lake Orta and from other localities were prepared. The lake clone shows significantly lower mortality and higher fertility. In the Lake Orta there is a strong selection in favour of the colonizing multilocus genotype. The "liming experiment" in progress since the summer of 1989 (by the CNR-Istituto Italiano di Idrobiologia - Pallanza, Italy) will offer an opportunity to validate this conclusion.

1. INTRODUZIONE

Il Lago d'Orta, uno dei principali bacini lacustri dell'Italia settentrionale è stato interessato da fenomeni di inquinamento che hanno portato alla progressiva acidificazione del corpo d'acqua (Mosello, Bonacina, Carollo, Libera, Tartari, 1986). Il degrado dell'habitat ha determinato, in un primo momento, la scomparsa pressoché totale di ogni forma di vita, successivamente, la costituzione di comunità zooplanctoniche estremamente sbilanciate (Bonacina, 1970). A partire dal Settembre 1986 è stata segnalata la comparsa di una popolazione di *Daphnia obtusa*.

In questo lavoro sono riportati i risultati dell'analisi della struttura genetica della popolazione che ha colonizzato il Lago d'Orta condotta a partire dal Novembre 1987 e tuttora in corso. L'analisi elettroforetica per la determinazione della variabilità genetica nei cladoceri è una tecnica diffusa che ha consentito di descrivere la struttura clonale e quindi l'eterogeneità genetica anche in popolazioni partenogenetiche (Hann and Hebert, 1986; Hebert, 1974; Hebert and Crease, 1980; Innes, Schwartz, Hebert, 1986). Lo studio delle caratteristiche ecologiche di genotipi multilocus diversi ha permesso di chiarire i meccanismi di adattamento che determinano la coesistenza e il vantaggio nella colonizzazione di cloni diversi e la persistenza di una specie in ambienti fluttuanti (Loaring and Hebert, 1981 ; Vanni, 1987; Weider and Hebert, 1987; Rossi and Menozzi, 1990). La popolazione di *D. obtusa* del Lago d'Orta sembra appartenere ad un unico genotipo multilocus. I risultati di esperimenti di life table condotti in laboratorio indicano un particolare adattamento del clone del Lago d'Orta alle condizioni estreme del suo habitat.

2. MATERIALI E METODI

Per valutare la struttura genetica della popolazione di *D. obtusa* nel tempo e nello spazio sono stati effettuati dei campionamenti mensili (dal Novembre 1987 al Settembre

1990) in diversi punti del Lago d'Orta (Fig.1). L'analisi elettroforetica su gel di amido è stata effettuata utilizzando come marcatori 27 sistemi enzimatici: ACPH, ALD, AO, APH, cisACO, ES, Gd, GDH, GLDH, GOT, GPD, G3PDH, GPI, HBDH, HK, ICD, LAP, LDH, MDH, ME, MPI, ODH, 6PGD, PGM, SOD, SORDH, XDH (Bachiorri, Rossi, Bonacina, Menozzi (a) in press).

In laboratorio è stato allestito un esperimento di life table. Sono stati utilizzati 15 neonati provenienti da 5 popolazioni clonali elettroforeticamente diverse tra loro. Ciascuna di queste popolazioni è stata ottenuta isolando femmine partenogenetiche selezionate casualmente da campioni provenienti dal Lago d'Orta, da una pozza temporanea di Cabriolo (PR), dal Lago Buono (PR), da una pozza temporanea sul Monte Orfano (BS) e dalla popolazione di laboratorio dell'Istituto di Idrobiologia di Pallanza (Fig.1). Le popolazioni clonali sono state mantenute in laboratorio per oltre 12 generazioni in acqua del lago Maggiore filtrata ed arcata. I neonati utilizzati per l'esperimento sono nati da femmine, geneticamente diverse, prelevate dalle popolazioni clonali di laboratorio e mantenute in acqua del Lago d'Orta. Sono stati isolati ed allevati in 100 cc di acqua del Lago d'Orta, a 20°C, fotoperiodo di 12 h di luce e 12 h di buio, con somministrazione controllata di 40.000 cellule/ml di *Scenedesmus obliquus*. Il medium di coltura è stato rinnovato tre volte la settimana. Giornalmente è stata verificata la sopravvivenza di ciascun individuo e sono stati contati e rimossi i nuovi nati.

Per il calcolo del tasso netto di riproduzione (R_0) e del tasso istantaneo di crescita (r) per ogni clone è stato utilizzato il programma Wildlife (CLUP, 1989).

3. RISULTATI

Dei 27 sistemi enzimatici utilizzati come marcatori di variabilità genetica in *D. obtusa* 15 hanno mostrato attività e sufficiente risoluzione dal punto di vista tecnico: 6PGD, GOT1, GOT2, GPI, MDH, AO, ACPH, ICD, ME, SORDH, ALD, LAP, LDH, ES1, ES2, APH, PGM (Bachiorri et al. (a), in press). L'analisi elettroforetica effettuata su 2080 individui non ha permesso di individuare alcun polimorfismo enzimatico. La popolazione di *D. obtusa* del Lago d'Orta è risultata omogenea dal punto di vista genetico.

In figura 2 sono riportate le curve di sopravvivenza relativamente all'esperimento condotto in laboratorio. I cloni CA, MO, P e LB sono significativamente sensibili alle condizioni di allevamento. Entro i primi 9 giorni dall'inizio dell'esperimento presentano una mortalità del 100%. La precoce ed elevata mortalità incide chiaramente sulla fecondità dei cloni (Fig.3). Le femmine dei cloni CA, MO e LB muoiono prima di giungere alla prima deposizione. Una sola femmina del clone P riesce a produrre 8 neonati prima della morte. Le femmine del clone LO producono, invece, una media di 8.792 neonati/giorno ($n=15$, $sd= 1.666$). Il clone LO presenta un tasso netto di riproduzione pari a 206.68 ed un tasso istantaneo di crescita pari a 0.48.1 risultati ottenuti hanno permesso di calcolare i parametri demografici solo per il clone P: $R_0 = 0.53$, $r = -0.10$.

4. DISCUSSIONE

L'analisi allozimica della popolazione di *D. obtusa* che ha colonizzato il Lago d'Orta non ha permesso, sino ad oggi, di evidenziare alcun polimorfismo. L'omogeneità genetica della popolazione del Lago d'Orta è un dato non comune per specie zooplanctoniche. Sebbene in letteratura sia descritta una scarsa variabilità intrapopolazione per la specie *D. obtusa* (Innes et al, 1986; Lynch, 1987; Ward and Geissler, 1988), l'analisi biogeografica condotta parallelamente su popolazioni di diversa provenienza ci permette di sottolineare l'anomalia dell'omogeneità osservata all'interno della popolazione

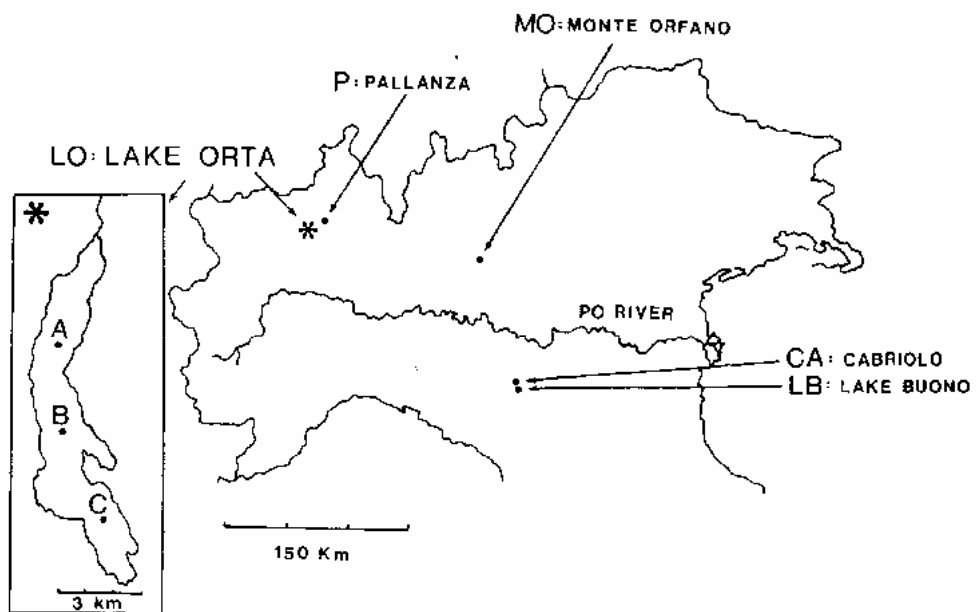


Fig. 1. Indicazione delle località di provenienza delle diverse popolazioni di *D. obtusa*. Per il Lago d'Orta, con A, B, C sono indicate le diverse stazioni di campionamento.

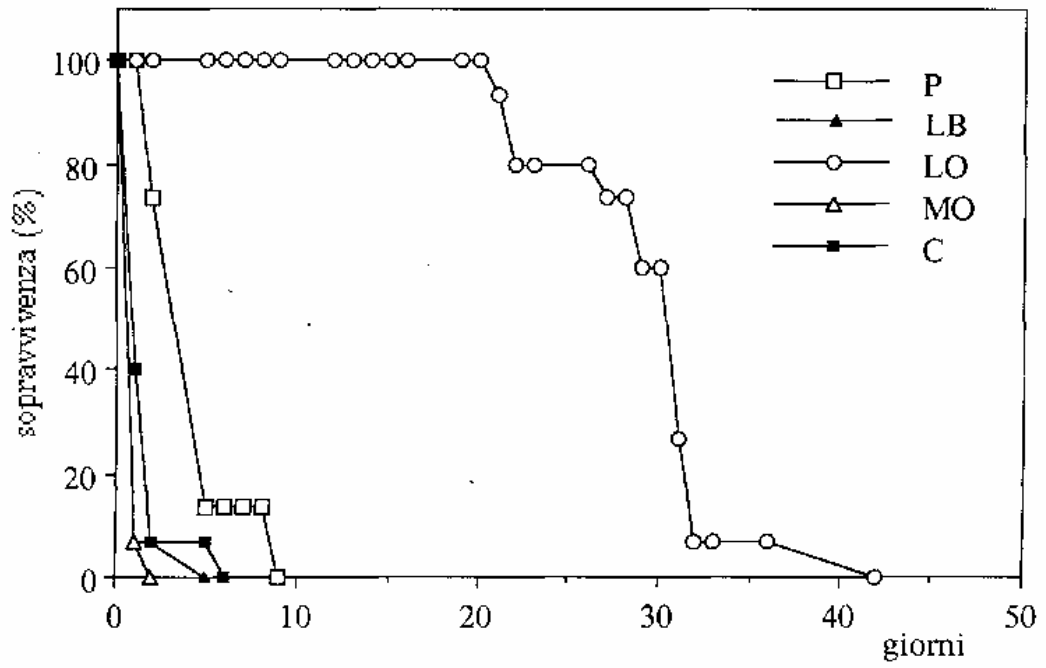


Fig. 2. Curve di sopravvivenza relative all'esperimento di laboratorio.

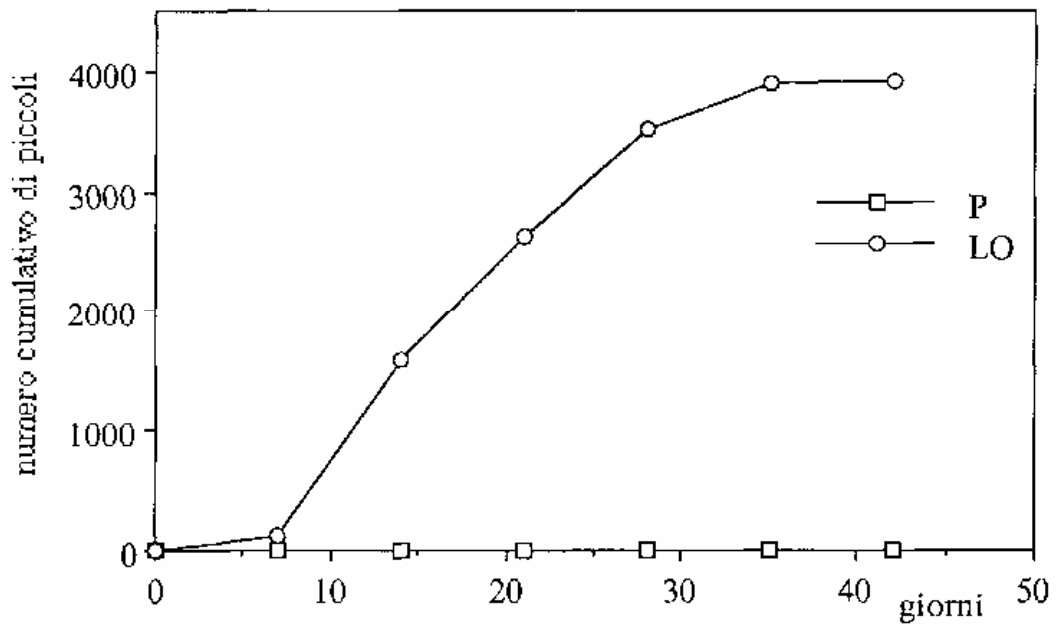


Fig. 3. Numero cumulativo di piccoli prodotti relativamente all'esperimento di laboratorio.

del Lago d'Orta. Marcatori enzimatici come ES e MPI hanno permesso di evidenziare in popolazioni di pozze temporanee dell'Italia Settentrionale una variabilità genetica che, seppur limitata, documenta la coesistenza di più cloni di *D. obtusa* (Bachiorri et al.(a), in press). Il monomorfismo della popolazione del Lago d'Orta potrebbe derivare da un "effetto fondatore" dovuto alla colonizzazione del lago da parte di un singolo genotipo multilocus (Hebert, 1974). Il prolungarsi di una fase di partenogenesi obbligata potrebbe spiegare l'anomala struttura della popolazione di *D. obtusa* del Lago d'Orta. L'assenza di variazione genetica fa, tuttavia, pensare all'esistenza di una forte pressione di selezione dovuta alle caratteristiche chimico-fisiche del lago.

I risultati dell'esperimento allestito in laboratorio indicano che le condizioni estreme dell'acqua del lago influiscono significativamente sulla sopravvivenza e sulla fecondità dei cloni LB, CA, MO, P. Questo risultato, e quelli riportati da Bachiorri, Rossi, Menozzi ((b) in press) avvalorano l'ipotesi di uno specifico adattamento del genotipo multilocus LO alle condizioni chimico-fisiche del lago d'Orta che avrebbe consentito la colonizzazione di un ambiente inospitale per altre specie ed ecotipi.

Il trattamento di risanamento del Lago d'Orta tramite "liming", in corso dalla primavera del 1989, ha portato ad una modificazione del chimismo delle acque (Calderoni, de Bernardi, Mosello, 1990). L'analisi elettroforetica della popolazione di *D. obtusa* non ha evidenziato, sino al Settembre 1990, alcun cambiamento nella struttura genetica della stessa, che si mantiene monoclonale.

RINGRAZIAMENTI

Gli autori intendono ringraziare il Dottor A. Tendina ed il Dottor G. Morabito dell'Istituto di Idrobiologia di Pallanza per i campionamenti di *Daphnia obtusa* del Lago d'Orta effettuati a partire dall'inizio del 1990.

BIBLIOGRAFIA

- Bachiorri, A., V. Rossi V., Bonacina C. and P. Menozzi.(a) Enzymatic variability of a colonizing population of *Daphnia obtusa* Kutz (Crustacea, Cladocera) in Lake Orta (Italy). *Verh. Int. Verein. Limnol.*, in press.
- Bachiorri, A., V. Rossi V. and P. Menozzi.(b) Differences in demographic parameters among electrophoretic clones of *Daphnia obtusa* Kurz (Crustacea: Cladocera). *Hydrobiologia*, in press.
- Bonacina, C. 1970. Il Lago d'Orta: ulteriore evoluzione della situazione chimica e della struttura della biocenosi planctonica. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 26: 141-204.
- Calderoni, A., R. de Bernardi e R. Mosello. 1990. L'inquinamento del lago d'Orta e suo risanamento mediante liming. *Inquinamento*, 32 (11): 1-11.
- CLUP. 1989. Software territoriale ed ambientale. Politecnico di Milano. Milano (Italy).
- Hann, B.J. and P.D.N. Hebert. 1986. Genetic variation and population differentiation in species of *Simocephalus* (Cladocera, Daphniidae). *Can. J. Zool.*, 64: 2246-2256.
- Hebert, P.D.N. 1974. Enzyme variability in natural population of *Daphnia magna*, II. Genotypic frequencies in permanent population. *Genetics* 77:323-334.
- Hebert, P.D.N. and T.J. Crease. 1980. Clonal coexistence diversity in *Daphnia pulex*. another plankton paradox. *Science* 27: 1363-1365.

- Innes, D.J., S. S. Schwartz, P.D.N. Hebert. 1986. Genotypic diversity and variation in mode of reproduction among populations in the *Daphnia pulex* group. *Heredity* 57: 345-355.
- Loaring, J.M. and P.D.N. Hebert. 1981. Ecologica! differences among clones of *Daphnia pulex* Leydig. *Oecologia* 51: 162- 168.
- Lynch, M. 1987. The consequences of fluctuating selection for isozymes polymorphisms in *Daphnia*. *Genetics* 115: 657-669.
- Mosello, R., C. Bonacina, A. Carollo, V. Libera, G.A. Tartari. 1986. Acidification due to in- lake ammonia oxidation: an attempt to quantify the proton production in a highly polluted subalpine Italian lake (Lake Orta). *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* 44: 73-96.
- Rossi, V. and P. Menozzi. 1990. The clonal ecology of *Heterocypris incongruens* (Crustacea: Ostracoda). *Oikos* 5): 388-398.
- Vanni, N. J. 1987. Colonization dynamics and life history traits of seven *Daphnia pulex* genotypes. *Oecologia* 72: 263-271.
- Ward, R.D. and P.A. Geissler. 1988. Reproductive mode in populations of *Daphnia pulex* and *Daphnia obtusa* from the East Midlands of Britain. *FreshwaterBiology* 20: 69-73.
- Weider, L.J. and P.D.N. Hebert. 1987. Ecological and physiological differentiation among low arctic clones of *Daphnia pulex*. *Ecology* 68 : 188-198.

STIMA DELL'ATTIVITA' DI "GRAZING" IN COMUNITA' PLANCTONICHE IN RICOSTRUZIONE A SEGUITO DI INTERVENTI DI LIMING

W. Hamza**, M. Manca*, R. Cozza*, D. Ruggi*

* C.N.R. - Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza, Italia

** Dipartimento di Oceanografia, Facoltà di Scienze, Università di Alessandria, Egitto

Three experiments were made in different periods of 1990 to evaluate the community grazing of herbivorous zooplankton on natural phytoplankton in Lago d'Orta, where great changes in the plankton structure and composition have been occurring as an effect of changes in the chemical situation, especially after a liming intervention. The specific aim of the study was to evaluate the capability of herbivorous zooplankton to control the natural phytoplankton community, and to assess the problems related with the use of a simple *in situ* technique based on cell counting before and after incubation of samples with and without zooplankton.

The results show that the efficiency of phytoplankton control is greatly influenced by the presence of *Daphnia*, so that a strong decrease in *grazing* efficiency occurs when microzooplankton dominates: in fact, a 50% decrease in algal density was observed when *D. obtusa* was dominant, and a 27% decrease with microzooplankton dominant.

The data analysis also revealed the importance of including chambers without zooplankton in the experimental design. In addition, it appears that the Ivlev index of electivity gives a realistic estimation of positive or negative selection when a natural phytoplankton community is used.

1. INTRODUZIONE

Sebbene il *grazing* da parte dello zooplancton sia da tempo oggetto di numerosissimi studi, la quantificazione dell'effettivo impatto di comunità zooplanctoniche diversamente strutturate su popolamenti algali a loro volta diversificati nel volgere del ciclo stagionale resta un problema ampiamente aperto. Ciò è in parte ascrivibile al fatto che la maggior parte degli studi condotti in passato riguardava essenzialmente esperimenti di laboratorio aventi lo scopo di valutare la dipendenza della velocità di filtrazione e di *grazing* da parte di singole specie di organismi zooplanctonici da singoli fattori quali luce, temperatura, livello di alimento o taglia degli organismi. In tutti questi casi venivano dunque impiegate diete molto semplificate, a base di una o due specie algali provenienti da colture di laboratorio (Burns, 1969; Rigler, 1961;

Gauld, 1951; de Bernardi, Giussani, Manca, Ruffoni e Savia, 1985). Tra gli esperimenti condotti in ambiente naturale (Gliwicz, 1968, 1969) prevalgono quelli nei quali si è fatto uso di traccianti radioattivi e che, seguendo la tecnica proposta da Haney (1973), impiegano una o al massimo due specie algali marcate. In entrambi i casi il trasferimento delle stime ottenute alla più complessa situazione naturale è problematico, in quanto occorre sempre rendere conto della selettività sia dimensionale che specie-specifica dello zooplancton sul fitoplancton. Alcuni Autori (Kinsley and Geller, 1986) hanno descritto la selettività di differenti specie di zooplanctonti su un ampio spettro di specie fitoplanctoniche, ma anche in questo caso risulta molto difficile, se non impossibile, al momento attuale, l'uso dei valori di *grazing* ottenuti per le singole specie al fine di una stima del *grazing* comunitario, mancando in letteratura un modello che tenga conto, contemporaneamente, delle due stime (Gliwicz, 1970; Lampert, 1980). Al fine quindi di approfondire le conoscenze su tali aspetti del *grazing* che, per quanto essenziali per una comprensione della dinamica del plancton, hanno ricevuto finora una insufficiente attenzione, si è deciso di dare l'avvio ad alcune prove di misura del *grazing* comunitario utilizzando una tecnica, in via di messa a punto, di raccolta e incubazione in lago.

2. L'AMBIENTE OGGETTO DI STUDIO

Gli esperimenti di *grazing* sono stati condotti nel Lago d'Orla, il più occidentale dei grandi laghi subalpini ($A= 18,15 \text{ km}^2$, $v=1,3 \text{ km}^3$, $z_m=71 \text{ m}$, $z_{\max}=143 \text{ m}$), tristemente noto per i fenomeni di inquinamento da rame e azoto ammoniacale che hanno determinato il grave depauperamento della flora e fauna presenti (v. per una rassegna recente Bonacina, Bonomi, Barbanti, Mosello, Ruggiu and Tartari, 1988). Solamente negli ultimi anni, quando le condizioni chimiche di questo lago sono divenute meno proibitive, si è assistito a successive fasi di ricolonizzazione da parte del fitoplancton, che attualmente, anche a seguito di interventi volti alla neutralizzazione delle acque (liming), mostra segni di ripristino di una successione stagionale. Tra gli organismi zooplanctonici che in vari momenti hanno fatto la loro comparsa nel lago, *Daphnia obtusa*, un cladocero di grosse dimensioni (a partire dal 1987: Bonacina, in stampa), *Cyclops abyssorum*, *Brachionus* sp. sono divenute ormai componenti stabili del popolamento. Altre specie, comparse per periodi più o meno lunghi (es. *Daphnia longispina*, nel settembre del 1989), sono oggi assenti dal lago. Ancora recentissimamente si osservano modificazioni nella composizione ed abbondanza delle specie presenti: da segnalare a questo proposito la comparsa dei cladoceri microfiltratori *Bosmina longirostris* e *Diaphanosoma brachyurum* a ottobre.

Il numero relativamente modesto di specie presenti, nonché l'assenza di alghe di grosse dimensioni, rappresenta senza dubbio un vantaggio per la realizzazione di esperimenti di *grazing* comunitario nel Lago d'Orla. Scopo specifico degli esperimenti realizzati è stato quello di valutare l'effettiva capacità di controllo della crescita algale da parte dello zooplancton erbivoro e di evidenziare gli eventuali problemi connessi all'utilizzo di una tecnica di incubazione *in situ* in via di messa a punto.

3. MATERIALI E METODI

Durante il 1990, tre esperimenti di grazing sono stati effettuati in marzo (23-24), maggio (15-16) e giugno (28-29), in una stazione centrale del lago (Pettenasco), nella quale si raccolgono da tempo, con sistematicità, campioni di materiale biologico.

Un campione di acqua di 40 l, raccolto in modo integrato nello strato 0-20 m, veniva filtrato attraverso un filtro da 126 μm di luce per eliminare gli eventuali zooplanctoni, che venivano successivamente conteggiati. Tre camere di controllo da 5 l (ideate da G. Giussani e descritte da Hamza, Giussani and Ruggiu, 1990) venivano riempite con l'acqua filtrata; un subcampione per bottiglia, fissato in Lugol acetico, veniva in seguito utilizzato per l'analisi del fitoplancton inizialmente presente.

Subcampioni omogenei di zooplancton raccolti entro i primi 20 m di acqua con un retino a maglie da 126 μm di luce venivano aggiunti ad altre tre camere di incubazione. Tutte le camere venivano coperte superiormente con una rete da 25 μm di luce e sospese a circa 1 m di profondità per 24 ore.

Al termine dell'esperimento, dall'acqua delle camere di controllo si prelevavano e fissavano con Lugol acetico tre subcampioni per l'analisi del fitoplancton; il resto dell'acqua veniva utilizzato per la determinazione della clorofilla *a*. Dalle camere trattate lo zooplancton veniva raccolto per filtrazione su retino a maglie da 126 μm di luce e fissato in alcool al 90%; sull'acqua filtrata si procedeva quindi in modo analogo a quanto effettuato per le camere di controllo.

Le analisi del fitoplancton e della clorofilla *a* furono effettuate secondo quanto descritto in Hamza *et al.* (1990), utilizzando i metodi descritti da Elser *et al.* (1986), Shapiro e Wright (1984) e Strickland e Parsons (1968).

I campioni di materiale zooplanctonico, trasferiti in formalina al 10%, venivano conteggiati integralmente al microscopio. Gli organismi presenti, distinti per stadio di sviluppo, venivano altresì misurati mediante un'apparecchiatura elettronica collegata al microscopio (VIDEOPLAN, KONTRON). Per il calcolo della biomassa si è fatto riferimento alle regressioni riportate in Bottrell, Duncan, Gliwicz, Grygierek, Herzig, Hillbricht-Ilkowska, Kurasawa, Larsson e Weglenska (1976); per *Daphnia obtusa* si è usata la regressione lunghezza-peso riportata in de Bernardi, Lacqua e Soldavini (1978).

I tassi di "grazing", "filtering" e "feeding" sono stati calcolati con due metodi differenti. Nel primo (Frost, 1972) si considerano le differenze di densità del fitoplancton riscontrate sia nelle camere di controllo che in quelle del trattato; il secondo metodo (Holm, Ganf and Shapiro, 1983), considera invece fondamentalmente le concentrazioni delle cellule algali nel trattato.

La stima della selettività delle diverse specie algali da parte dello zooplancton è stata ottenuta con l'uso dell'indice di elettività (I) di Ivlev (1960) ridescritto da Cock (1978) e impiegato da diversi Autori in esperimenti di grazing (de Bernardi, Giussani e Canepa, 1986).

4. RISULTATI

Nelle figure 1, 2 e 3 sono riportati i risultati relativi alle variazioni intervenute nel fitoplancton nel corso degli esperimenti. L'effetto della presenza dello zooplancton è chiaro nei tre casi, e interessa in modo più o meno pronunciato sia la densità numerica e il biovolume totale che la concentrazione della clorofilla *a*. In marzo (Fig. 1) si osserva una lieve crescita del fitoplancton nella camera di controllo, contrapposta ad una diminuzione attorno al 50% in quelle con zooplancton. Le differenze osservate tra queste camere sono evidentemente legate alla diversa abbondanza dello zooplancton. Ponderando le differenze di abbondanza numerica riscontrate per il numero di organismi zooplanctonici introdotti, si ottiene una stima di decremento *pro-capite* attorno a 140000 cellule sottratte per organismo nell'arco di 24 ore. In questo primo esperimento il 96-98% degli zooplanctonti raccolti erano rappresentati dalla sola *Daphnia obtusa*, un cladocero di grosse dimensioni per il quale, in condizioni controllate di laboratorio e con una sola specie algale, sono riportati in letteratura valori del tutto comparabili di consumo algale (de Bernardi *et al.*, 1985).

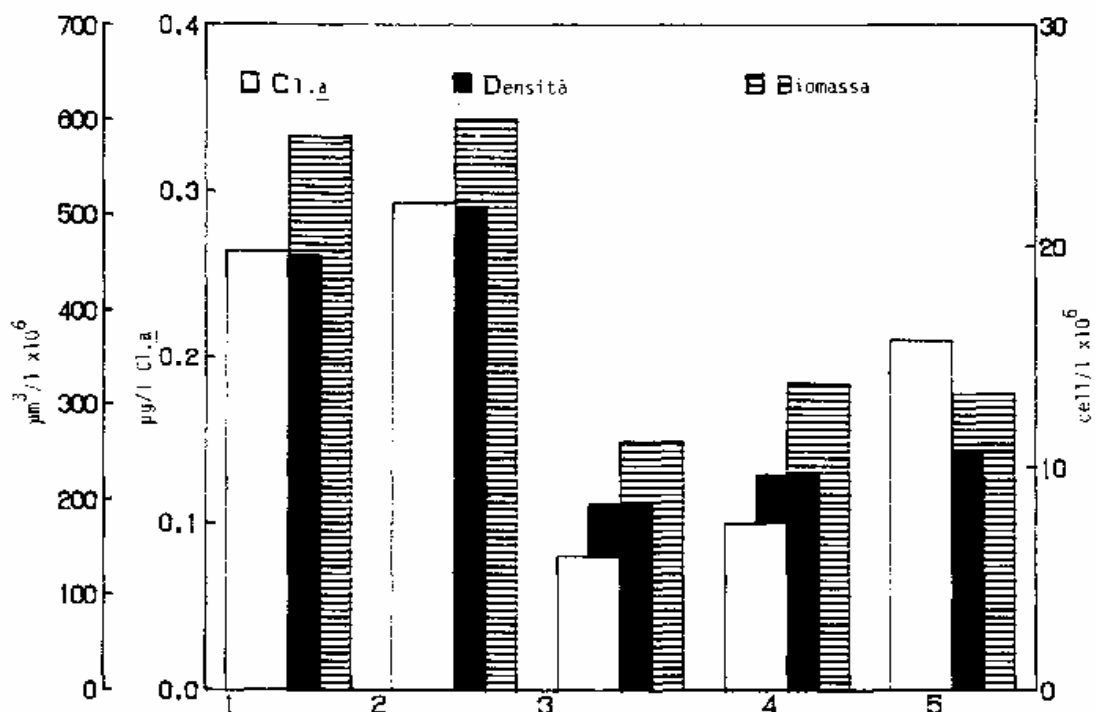


Fig. 1. Variazioni nel fitoplancton osservate nel corso dell'esperimento di grazing condotto a marzo (23-24 Marzo 1990). 1: iniziale; 2: senza zooplancton; 3-4-5: con zooplancton.

La crescita del fitoplancton nel controllo è molto più marcata nell'esperimento di maggio (Fig. 2), quando si è osservato un aumento di circa il 60% della densità al-

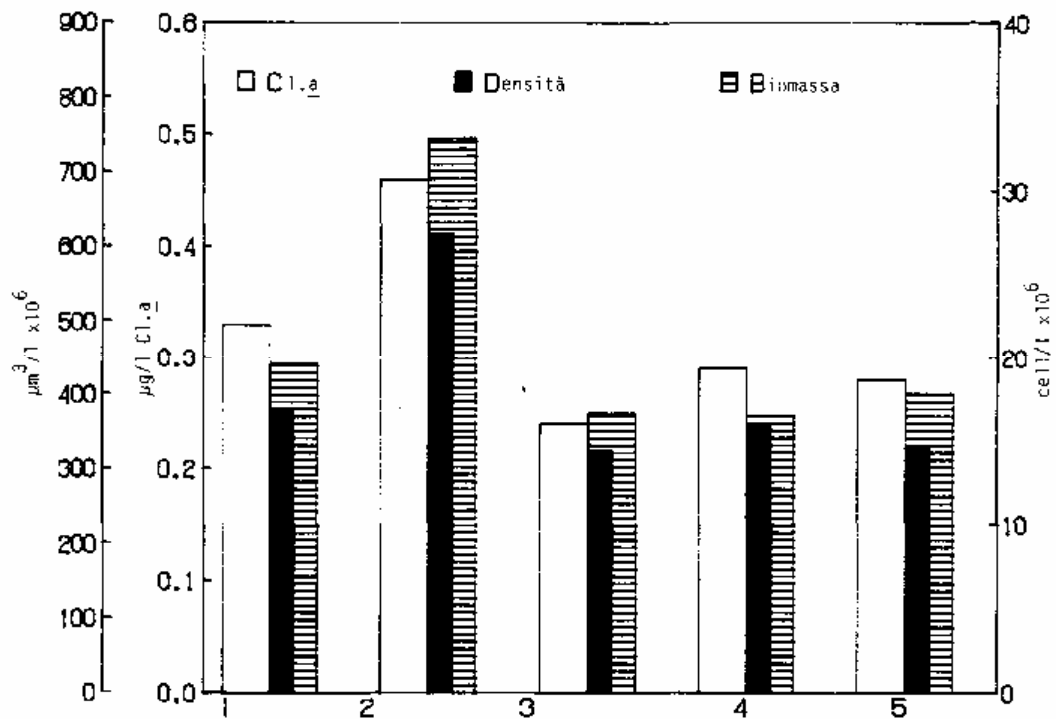
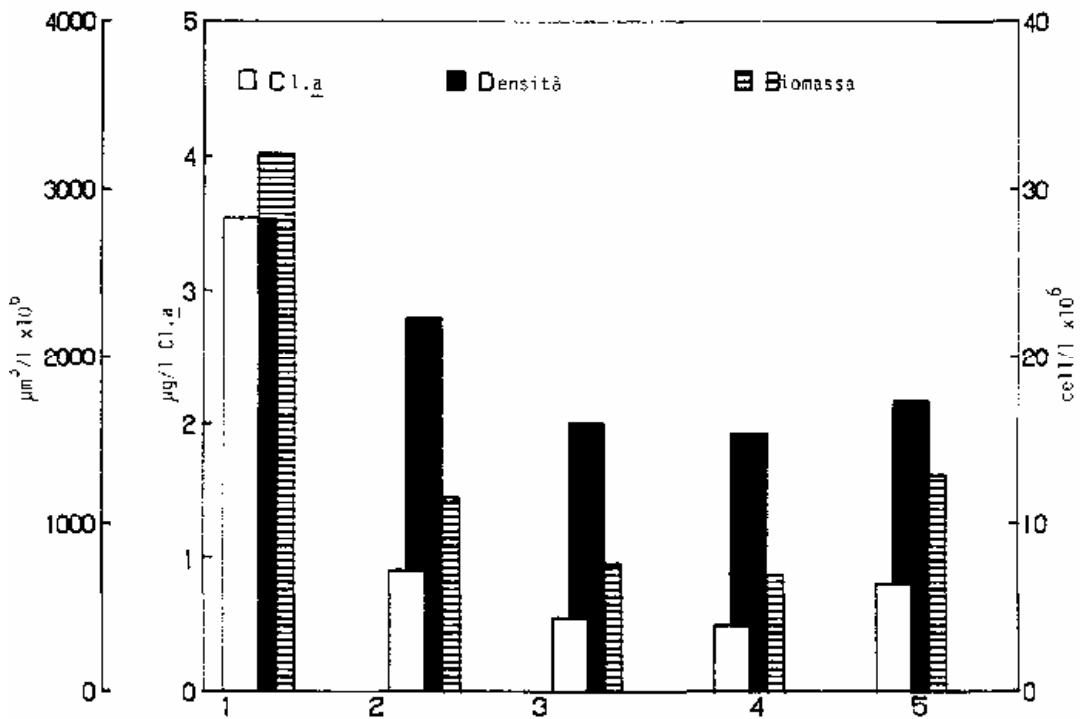


Fig. 2. Variazioni nel fitoplancton osservate nel corso dell'esperimento di *grazing* condotto a maggio (15-16 Maggio 1990). 1: iniziale; 2: senza zooplancton; 3-4-5: con zooplancton.

Fig. 3. Variazioni nel fitoplancton osservate nel corso dell'esperimento di *grazing* condotto



a giugno (28-29 Giugno 1990). 1: iniziale; 2: senza zooplancton; 3-4-5: con zooplancton.

gale iniziale. Anche in questo caso la diminuzione osservata per effetto della presenza di organismi zooplanctonici risulta notevole, pari a circa il 50% del valore finale raggiunto nelle camere di controllo.

Con il sopraggiungere dei mesi caldi e l'instaurarsi di una stratificazione termica, assume una notevole importanza la scelta della profondità di incubazione. Poiché i mezzi a nostra disposizione non consentivano, in questa fase, di incubare i campioni a profondità maggiori di quelle superficiali, l'esperimento condotto a giugno dovette comportare un campionamento in una colonna d'acqua con un forte gradiente termico. La riscontrata diminuzione della biomassa e della densità algale nelle camere di controllo (Fig 3) è da attribuire con tutta probabilità allo *shock* termico dovuto all'incubazione in acque superficiali. Incidentalmente, questo fatto dimostra l'importanza di usare, in esperimenti di questo tipo, controlli privi di zooplancton, poiché solo in questo modo è possibile differenziare situazioni di crollo della densità fitoplanctonica legate a motivi fisiologici da quelle riconducibili all'effetto del *grazing*. Quest'ultimo è evidente dalla figura, e corrisponde ad una diminuzione della densità algale dell'ordine del 27%. Tale decremento, molto minore rispetto a quelli osservati negli esperimenti precedenti, è spiegabile col fatto che in quel periodo dell'anno prevalevano i Rotiferi (*Brachionus* sp.) e i copepoditi di *Cyclops abyssorum*, mentre la percentuale di abbondanza numerica di *Daphnia* era solo del 15%.

Risulta pertanto interessante il raffronto tra i risultati del primo e del terzo esperimento (Tab. 1).

Tab. 1. Tasso di *grazing*, *filtering* (ml ind⁻¹h⁻¹) e *feeding* (cellule ind⁻¹h⁻¹) calcolato secondo Frost (1972) e Holm et al. (1983), per la comunità zooplanctonica del Lago d'Orta durante marzo e giugno 1990.

		FROST (1972)			HOLM et al. (1983)	
MESE	n. camera	Grazing	Filtering	Feeding	Filtering	Feeding
Marzo	1	0.0397	0.357	4182.6	0.339	4650.1
	2	0.0337	0.397	4900.7	0.373	5388.7
	3	0.0292	0.420	5402.0	0.391	5919.5
Giugno	1	0.0139	0.041	776.4	0.057	1149.5
	2	0.0157	0.061	1142.9	0.082	1635.0
	3	0.0107	0.091	1765.4	0.137	2845.2

Il *grazing* calcolato per il primo set di dati è dell'ordine di 0,03- 0,04 h⁻¹, valori che, come detto sopra, sono perfettamente in accordo con quelli misurati per *D. obtusa* in laboratorio (de Bernardi *et al*, 1985). I corrispondenti valori del *filtering rate* sono attorno a 0,3-0,4 ml ind⁻¹ h⁻¹, ciò che sta ad indicare che, nel caso specifico di marzo, lo zooplancton presente è in grado di filtrare l'80% circa dell'acqua conte-

nuta nelle camere di incubazione. Ai livelli di densità algali presenti (19×10^6 cellule l^{-1} all'inizio dell'esperimento), i valori di *feeding rate* risultano variare entro 4000-5400 cellule $ind^{-1} h^{-1}$, corrispondenti ad un consumo giornaliero *pro-capite* di circa 116000 cellule algali. Nel mese di giugno, nel quale, pur essendo la densità numerica degli organismi zooplanctonici superiore rispetto a quella del periodo precedente, si osserva, come detto sopra, una forte prevalenza di microfiltratori, i valori di *grazing* risultano ridotti del 30%, così come bassi sono quelli del *filtering rate* (0,04-0,09 $ml ind^{-1} h^{-1}$). Il *feeding rate* corrispondente varia tra 776 e 1765 cellule $ind^{-1} h^{-1}$. In questo caso quindi, il consumo giornaliero *pro-capite* di alghe calcolato sulla base del *feeding rate*, assunto come costante entro le 24 ore, risulta pari a circa 29500 cellule, valore molto prossimo al decremento realmente osservato nel numero di cellule algali.

I dati riportati finora si riferiscono ai calcoli effettuati con il metodo di Frost. Dalla tabella 1 si può comunque notare che i due modelli usati producono, nel nostro caso, stime essenzialmente simili dei tassi di *filtering & feeding*.

Per quanto riguarda la selettività specie-specifica, bisogna notare che l'indice di Ivlev da noi usato è stato oggetto di critiche, e altri metodi di calcolo sono stati raccomandati da alcuni Autori (Peters and Downing, 1984; Knisely and Geller, 1986). Tuttavia esso è risultato più adeguato alla nostra situazione in quanto consente, al contrario di metodi più sofisticati (Vanderploeg e Scavia, 1980), di tenere conto anche di specie per le quali si osservino valori di *grazing* negativi (Fig. 4).

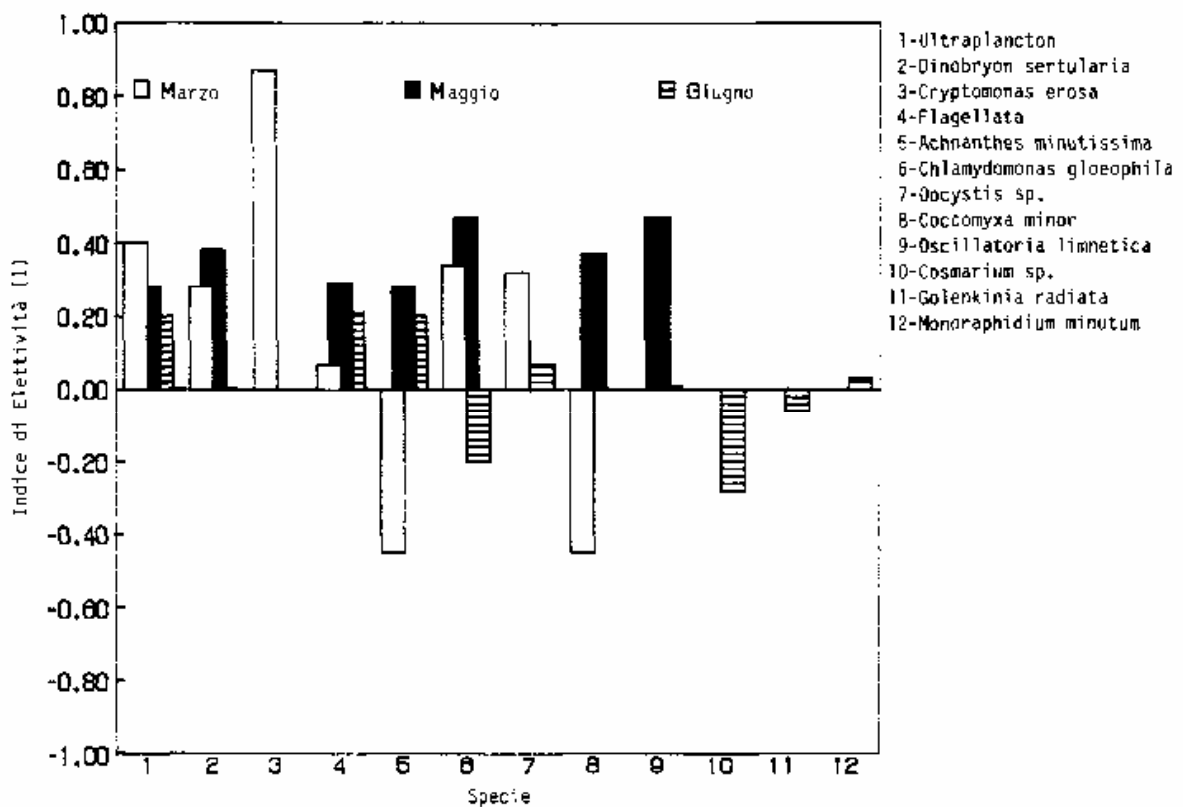


Fig. 4. Indice di elettività di Ivlev calcolato sui valori di densità delle specie algali presenti nei tre esperimenti.

Se si tiene presente che il fitoplancton del Lago d'Orta è costituito da organismi di piccole dimensioni, (<60 μm), non sorprende il fatto di trovare, in generale, valori positivi per quasi tutte le specie.

L'indice di elettività più elevato (0,87) si ritrova per *Cryptomonas* sp., presente solamente nell'esperimento di marzo. Per la maggior parte delle altre specie i valori si collocano intorno a 0,4. Anche *Oscillatoria* sp., presente in maggio in colonie di modeste dimensioni (<12 μm), risulta essere positivamente selezionata. I valori negativi di elettività sono riconducibili, per la maggior parte, alla presenza di valori di densità molto bassi; in un solo caso (*Golenkinia* sp.) si può pensare ad una selezione negativa dovuta alla presenza di spine e alla forma della parete cellulare.

5. DISCUSSIONE

In generale le differenze osservate negli studi sul grazing comunitario sono l'espressione di diverse efficienze di *grazing*, che a loro volta dipendono dalla densità totale di popolazione fito- e zooplanctonica e dalla struttura sia dimensionale che in specie. Nei nostri esperimenti, nei quali lo *standing stock* algale non ha presentato nei diversi momenti forti variazioni, le differenze osservate nella crescita fitoplanctonica sono attribuibili alle differenti densità numeriche degli zooplanctonti erbivori e al diverso impatto di comunità zooplanctoniche, dominate in un caso da *Daphnia obtusa*, e nell'esperimento di giugno da microfiltratori. I valori di consumo del fitoplancton in loto sono del tutto raffrontabili con quelli ottenuti utilizzando lo stesso metodo di incubazione in un ambiente, il Lago di Candia, con una dinamica stagionale del fitoplancton e dello zooplancton molto più complessa di quella del lago d'Orta (Hamza et al., 1990). I valori dei tassi di *grazing* e *filtering* sono in generale perfettamente in accordo con quelli riportati in letteratura come risultato sia di esperimenti in ambiente naturale e, nel caso specifico del mese di marzo, anche in accordo con i tassi di filtrazione e *feeding* misurati per la specie *D. obtusa* in condizioni controllate di laboratorio (de Bernardi et al., 1985). La densità degli organismi zooplanctonici ha sicuramente influito sui tassi di filtrazione, *grazing*, e *feeding* ed è senza dubbio uno tra i più importanti fattori che concorrono a spiegare le differenze osservate sia tra i diversi esperimenti che tra le diverse camere di incubazione. Come sottolineato da Knisely e Geller (1986), i fattori che controllano l'ingestione di differenti specie algali possono essere riassunti come segue: 1) dimensioni delle particelle; 2) appendici o strutture quali spine, ecc.; 3) natura della parete cellulare; 4) appetibilità; 5) abbondanza; 6) grado di digeribilità. I risultati del nostro studio consentono di mettere in luce l'importanza dei punti 2), 3) e 5) in ambienti nei quali la comunità fitoplanctonica sia costituita da alghe appartenenti allo spettro dimensionale teoricamente utilizzabile dagli zooplanctonti erbivori.

6. CONCLUSIONI

Le conclusioni che emergono dai risultati sopra discussi si possono sintetizzare come segue: variabilità molto elevata del livello di consumo e dell'efficienza di *grazing* in diversi momenti dell'anno, in dipendenza dalla struttura del popolamento zooplanctonico; scarsa importanza della struttura del popolamento fitoplanctonico, risultando questo costituito da specie in generale ben utilizzabili; importanza per la selettività specifica della forma e delle dimensioni delle cellule, nonché dell'abbondanza delle singole specie algali; possibilità di utilizzo, sia da parte dei micro-filtratori che dei macro-filtratori, di *Oscillatoria*, poiché presente con filamenti molto piccoli (attorno a 12 μm).

L'analisi dei risultati consente di formulare alcune indicazioni importanti sia sulla tecnica di raccolta e di incubazione che sulle metodiche di calcolo. Emerge anzitutto la necessità di rispettare il più possibile non solamente la densità fitoplanctonica reale ma anche quella degli organismi zooplanctonici; inoltre, l'esperimento di giugno permette di evidenziare la necessità di prelevare ed incubare i campioni, almeno nel periodo di forte stratificazione termica, a due diverse profondità, distinguendo campioni in ambiente epilimnico da quelli di ambiente ipolimnico. La scelta del metodo analitico per l'espressione della selettività del fitoplancton sembra dover essere diversa da quella proposta da Peters e Downing (1984), poiché l'indice di selettività di Vanderploeg e Scavia (1978) ivi raccomandato non consente il calcolo della selettività per specie per le quali si osservi un valore di *grazing* negativo, fatto questo molto probabile in esperimenti dove si utilizza un popolamento naturale.

BIBLIOGRAFIA

- Burns, C. 1969. Relation between filtering, temperature, and body size in four species of *Daphnia*. *Limnol. Oceanogr.*, 14: 693-700.
- Bonacina, C., G. Bonomi, L. Barbanti, R. Mescilo, D. Ruggiu and G. Tartari. 1988. Lake Orta (N. Italy): recovery after the adoption of restoration plans. In: Schimidtke, N.W. (Ed.) "*Toxic Contamination in Large Lakes*" (Vol. II). Lewis Publishers, Inc., Chelsea, Michigan (U.S.A.).
- Bottrell, H., A. Duncan, Z.M. Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzig, A. Hillbricht-Ilkowska, H. Kurasawa, P. Larsson and T. Weglenska. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norw. J. Zool.*, 24: 419-456.
- Cock, M. 1978. The assessment of preference. *J. Anim. Ecol.*, 47: 805-816.
- de Bernardi, R., P. Lacqua and E. Soldavini. 1978. Effects of temperature and food on developmental times and growth in *Daphnia obtusa* Kurz and *Simocephalus vetulus* (O. F. Muller) (Crustacea, Cladocera). *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 36: 171-191.
- de Bernardi, R., G. Giussani, M. Manca, T. Ruffoni and A. Savia. 1985. Laboratory effects of three species of *Daphnia* on *Scenedesmus* populations growth and on

- selected environmental parameters. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22: 3030-3034.
- Elser, J., M. Elser and S.R. Carpenter. 1986. Size fractionation of algal chlorophyll, carbon fixation and phosphatase activity: relationship with species-specific size. *J. Plank. Res.*, 8: 365-383.
- Frost, B.W. 1972. Effects of size and concentration of food particles on the feeding behavior of the marine planktonic copepod *Calanus pacificus*. *Limnol. Oceanogr.*, 17: 805-815.
- Gauld, D.T. 1951. *The grazing rate of planktonic copepods*. *J. Mar. Biol. Assoc., U.K.*, 29: 695-706.
- Gliwicz, Z.M. 1968. The use of anaesthetizing substance in studies on the food habits of zooplankton communities. *Ekol. Pol. A.*, 16: 280-293.
- Gliwicz, Z.M. 1969. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. *Ekol. Pol. A.*, 36: 663-708.
- Gliwicz, Z.M. 1970. Calculation of food ration of zooplankton community as an example of using laboratory data for field conditions. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 17: 169-175.
- Hamza, W.R., G. Giussani and D. Ruggiu. 1990. Observations on zooplankton grazing in a small biomanipulated lake (Lago di Candia, North Italy) using a simple *in situ* technique. *Third International workshop ERIFER*, Pallanza 26-29 September, 1990.
- Haney, F.J. 1973. An *in situ* examination of the grazing activities of natural zooplankton communities. *Arch. Hydrobiol.*, 72: 87-132.
- Holm, N.P., G. Ganf and J. Shapiro. 1983. Feeding and assimilation rates of *Daphnia pulex* fed *Aphanizomenon flos-aquae*. *Limnol. Oceanogr.*, 28: 677-687.
- Knisely, K. and W. Geller. 1986. Selective feeding of four zooplankton species on natural lake phytoplankton. *Oecologia* (Berlin), 69: 86-94.
- Okamoto, K. 1984. Size-selective feeding of *Daphnia longispina hyalina* and *Eudiatomus japonicus* on a natural phytoplankton assemblage with the fractionating method. *Memoirs of Faculty of Science, Kyoto University. Series of biology*, 9: 23-40.
- Peters, R.H. and J.A. Downing. 1984. Empirical analysis of zooplankton filtering and feeding rates. *Limnol. Oceanogr.*, 29: 763-784.
- Rigler, F.H. 1961. The relation between concentration of food and feeding rate of *Daphnia magna* Straus. *Can. J. Zool.*, 39: 857-868.
- Strickland, J.D.H. and T.R. Parson. 1968. A practical handbook of sea water analysis. *Bull. Fish. Res. Bd. Can.*: 167-311.
- Vanderploeg, H.A. and D. Scavia. 1978. Two electivity indices for feeding with special reference to zooplankton grazing. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 36: 362-365.

L'EVOLUZIONE TROFICA DEL LAGO MULARGIA DAL 1985 AL 1989

Antonella LUGLIE' e Nicola SECHI

Istituto di Botanica, Università di Sassari

Summary

The results of a limnological survey carried out from 1985 to 1989 in Mulargia Reservoir (central-Sud Sardinia) are presented. Samples were collected from various depths at a station located 1 Km away from reservoir dam. Total phosphorus and nitric nitrogen show significant mean concentrations in water column; concentrations increase during the five years. Chlorophyll *a* reveals an average concentration, in photic zone, of 10,7 mg m⁻³; mean annual contents, peaks and dynamics are very different in every year. Cyanophyceae is the main class, with high density and biomass due to *Oscillatoria rubescens* D.C., *Oscillatoria tenuis* Ag. and *Anabaena planctonica* Brunth.

1. Introduzione

Il Lago Mulargia, situato nella Sardegna centro-meridionale (fig. 1, tab. 1), è oggetto, dal febbraio del 1985, in seguito ad una abnorme fioritura di *Oscillatoria rubescens* D.C., di indagini limnologiche. I risultati del primo anno di studio (Sechi e Lugliè, 1986, 1989) hanno evidenziato che, a modesti contenuti di nutrienti nelle acque, tali da indicare notevoli probabilità di mesotrofia, si è contrapposta una produzione fitoplanctonica, quasi totalmente a carico

Tab. 1 - Principali caratteristiche morfometriche del L. Mulargia

Quota s.l.m. al massimo invaso (m)	247
Volume massimo nominale (m ³ x 10 ⁶)	310
Superficie massima nominale (m ² x 10 ⁶)	12
Profondità massima (m)	82
Profondità media (m)	27

della sola *O. rubescens*, tipica di uno stato eutrofico; tale situazione è stata avvalorata anche dalla dinamica estiva dello ossigeno ipolimnetico. Questa indicazione ha coinciso con le ipotesi avanzate in precedenti lavori (Sechi e Cossu, 1979; Sechi, 1983).

Circa l'imponente e prolungata affermazione di *O. rubescens* durante il 1985, è stato supposto che possa aver avuto un'ampia influenza la diversa gestione delle acque (in termini di volumi raccolti e trattiene) del L. Mulargia nell'ultimo

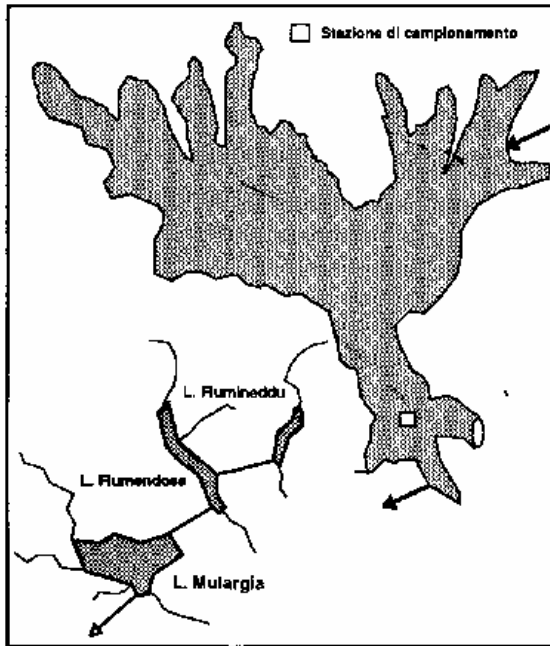


Fig. 1 - Lago Mulargia, sistema idraulico di connessione e stazione di campionamento.

triennio, rispetto ai decenni precedenti. E' indubbia, comunque, la gravità dell'evento, poiché *O. rubescens* è stata capace di ostacolare e di compromettere i normali processi di potabilizzazione (Contu, Loizzo, Sarritzu, Schintu, Volterra, 1989; Loizzo, Contu, Sechi, Volterra, 1989; Volterra, Contu, Loizzo, Sarritzu, 1989; Volterra, Bonadonna, Aulicino, 1989).

E' stato necessario protrarre le ricerche negli anni successivi al fine di definire con maggiore sicurezza lo stato trofico del lago, di chiarire le cause della massiva affermazione di *O. rubescens* e di stabilire se lo sviluppo della specie potesse essere considerato un evento eccezionale o se si trattasse di una presenza ormai stabile nel popolamento fitoplanctonico del L.

Mulargia. In questa sede vengono riportati i risultati di parte dei parametri limnologici rilevati nell'arco di tempo tra il 1985 e il 1989.

2. Metodi

Le acque sono state raccolte in una stazione a circa un chilometro dalla

Tab. 2 • Medie annuali (a) e valori alla circolazione (c) dei principali parametri.

Parametro	Strato	1985		1986		1987		1988		1989	
		a	c	a	c	a	c	c	a	a	c
Temperatura °C	0-15 m	19	10	17	11	17	14	17	12	16	10
	20-60 m	13	10	13	11	12	14	12	11	12	10
Ossigeno % sat.	0-15 m	82		101	96	88	104	81	78	71	71
	20-60 m	14		53	94	39	95	51	75	23	58
Azoto ammoniacale mg N m ⁻³	0-15 m	23	50	6	23	65	40	99	228	131	289
	20-60 m	310	68	70	32	216	89	161	189	355	318
Azoto nitrico mg N m ⁻³	0-15 m	27	65	107	230	29	47	369	502	225	283
	20-60 m	78	108	304	280	104	111	629	655	321	296
Fosforo totale mg P m ⁻³	0-15 m	17	40	17	22	26	17	32	34	44	84
	20-60 m	49	26	47	33	62	23	53	40	68	112
Fosforo reattivo mg P m ⁻³	0-15 m	1	2	2	8	2	1	7	24	5	10
	20-60 m	35	3	31	14	43	7	22	29	13	12
Clorofilla a mg m ⁻³	0-5 m	15	27	7	40	22	7	9	3	8	18
	7,5-15 m	15	27	10	30	15	6	8	3	8	11
Biomassa totale mg l ⁻¹	0-5 m	8	13	3	1	7	7	3	0	3	0
	7,5-15 m	7	11	4	0	5	8	1	0	3	0

diga. I campionamenti per le analisi chimiche e per la clorofilla *a* sono stati effettuati settimanalmente, nel 1985, e ogni quindici giorni, negli anni successivi, alle profondità di 0, 1, 2.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 30, 40, 50 e 60 m; i campioni destinati allo studio del fitoplancton sono stati prelevati settimanalmente, nei cinque anni, alle profondità di 0, 1, 2.5, 5, 7.5, 10 e 15 m.

Tra i diversi parametri rilevati vengono riportati in questo contesto, i risultati relativi alla temperatura, all'ossigeno disciolto (metodo di Winkler), all'azoto nitrico (Rodier, 1971), all'azoto ammoniacale, al fosforo reattivo e totale (Strickland and Parsons, 1968), alla clorofilla *a* (Golterman, Clymo and Ohnstad, 1978) ed alla biomassa (Findenegg, 1974) dei popolamenti fitoplanctonici.

3. Risultati

I risultati (tab. 2) della temperatura, dell'ossigeno, dei nitrati, dell'ammoniaca e del fosforo totale sono riportati come valori medi delle colonne d'acqua tra 0 m e 15 m e tra 20 m e 60 m; la clorofilla *a* e la biomassa fitoplanctonica sono riferite invece alle colonne tra 0 m e 5 m e tra 7.5 m e 15 m.

La temperatura (fig. 2) delle acque manifesta lievi variazioni nei valori medi annuali dei cinque anni; l'escursione lungo la colonna durante la stagnazione nei cinque anni oscilla tra 13-18 °C. In linea generale, la stratificazione inizia ad instaurarsi in aprile e si conclude, per lo più, entro il mese di novembre. Da dicembre a marzo, durante cioè il periodo più freddo, il lago è omeotermico. Le massime temperature si riscontrano in superficie tra luglio ed agosto (in termini assoluti 28 °C nel 1987, negli altri 27 °C) e le minime, generalmente, in marzo, lungo l'intero profilo verticale (8 °C nel 1986, negli altri 9 °C). La dinamica dell'ossigeno disciolto (fig. 3) manifesta in tutti gli anni spinte deficienze estive, sino all'assenza totale, nelle acque profonde e sovrassatura-

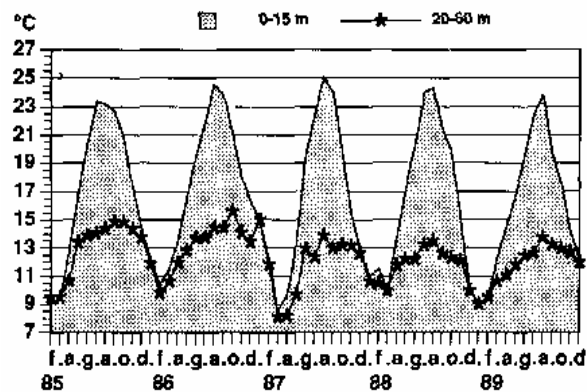


Fig. 2 - Valori medi mensili della temperatura.

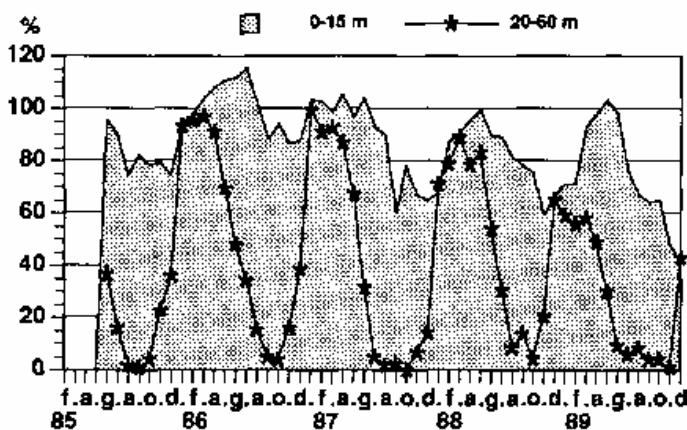


Fig. 3 - Saturazioni medie mensili dell'ossigeno disciolto.

zioni in superficie. La massa ipolimnica esprime la minima percentuale media annua nel 1985, anno in cui anche la concentrazione media dell'ammoniaca, nelle stesse acque, è molto elevata. E' notevole la sottosaturazione nello strato superficiale nel periodo autunnale quando l'instaurarsi dell'omeotermia mette a contatto le acque superficiali con quelle profonde anossiche. L'effetto inverso subisce l'azoto ammoniacale (fig. 4). Questo durante la stagnazione estiva è sempre presente negli strati profondi con concentrazioni prossime o superiori, in termini medi, ai 500 mg N m⁻³ e, in quelli assoluti, ai 1000 mg N m⁻³; dal 1987, la colonna d'acqua superficiale mostra contenuti medi superiori a quelli del biennio precedente. I nitrati (fig. 5) sono più abbondanti sull'intero profilo verticale, negli ultimi due anni, e minimi, per altro con valori simili, nel 1985 e nel 1987; nei mesi

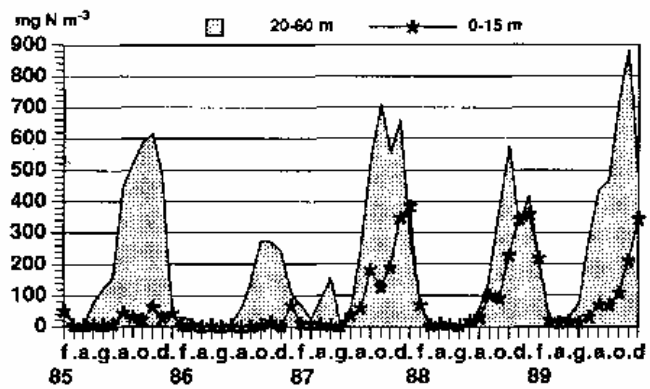


Fig. 4 - Contenuti medi mensili dell'ammoniaca.

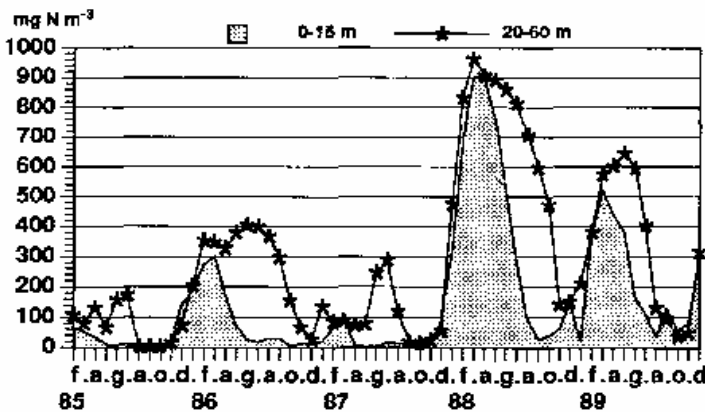


Fig. 5 - Concentrazioni medie mensili dei nitrati

estivi ed autunnali subiscono forti flessioni sia in superficie che sul fondo. Il fosforo totale (fig. 6) evidenzia, nei cinque anni, una media di 48 mg P m⁻³ sull'intera colonna. Gli strati profondi mostrano sempre contenuti medi maggiori dei superficiali e si osserva un sensibile incremento nel tempo delle concentrazioni medie annue: nel 1989 il valore è doppio rispetto a quello del 1985.

La media annuale nel quinquennio della clorofilla a (fig. 7) nella zona foti-

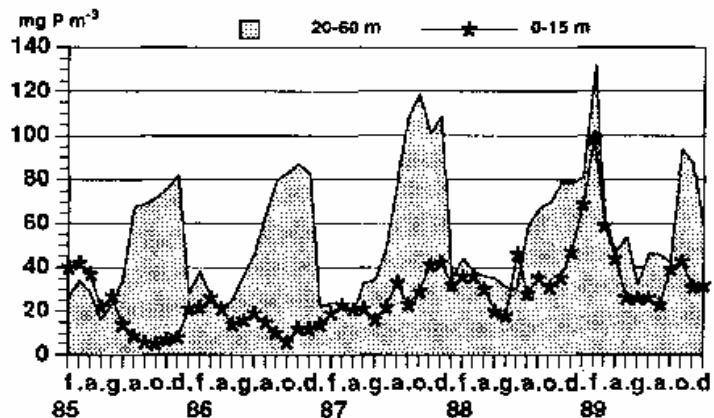
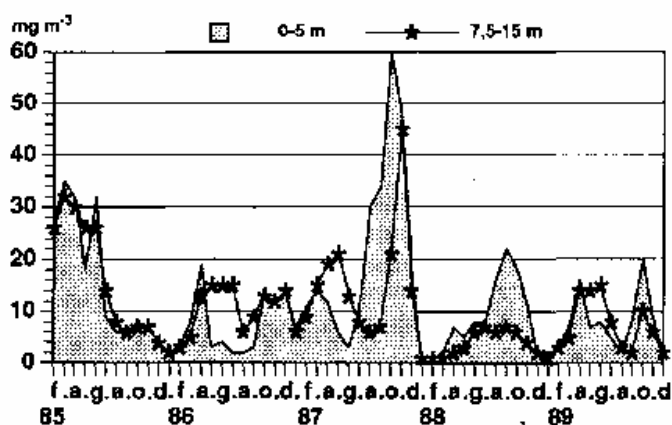


Fig. 6 - Valori medi mensili del fosforo totale.



ca è di $10,7 \text{ mg m}^{-3}$. Esistono marcate differenze nel contenuto medio annuale (tab. 2), nel picco massimo (in termini assoluti e in mg m^{-3} , 46 nel 1985, 29 nel 1986, 102 nel 1987, 30 nel 1988, 24 nel 1989) e nella dinamica sviluppata in ogni singolo anno. Le stesse osservazioni valgono anche per la biomassa fitoplanctonica (fig. 8), i cui valori medi annuali più elevati si registrano nel 1985,

quando si raggiungono contenuti di 25 mg l^{-1} . Un altro picco, d'intensità molto minore, si registra nell'ottobre del 1987. Si può notare come i due picchi coincidano, anche se in termini inversi, con i massimi di clorofilla *a* e che, in entrambi i casi, siano a carico di Cyanophyceae. Nell'ambito della biomassa que-

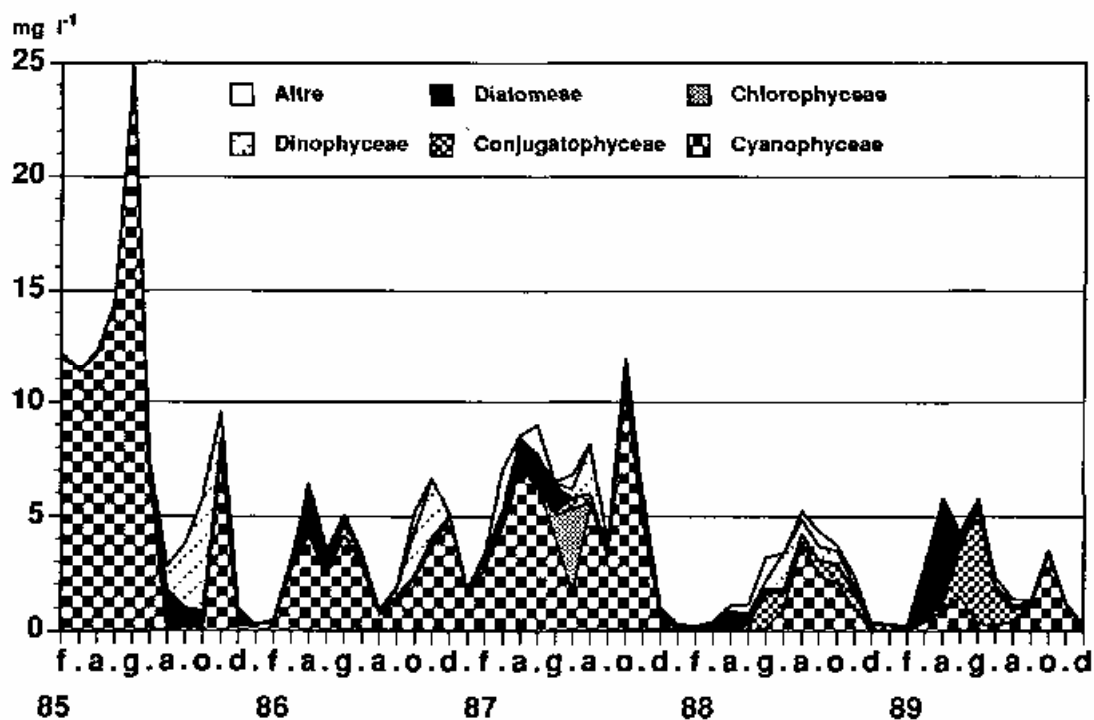


Fig. 8 - Valori medi mensili della biomassa totale ripartita per classi algali.

sta classe esprime, in ogni ciclo annuale, i valori maggiori e domina, quasi ininterrottamente, l'intero quinquennio: nel 1985, 1986 e 1989 con il genere *Oscillatoria* Vaucher (dal 1987 accanto ad *O. rubescens* compare *Oscillatoria tenuis* Ag.); nel 1987 e nel 1988 con *Anabaena planctonica* Brunth. In questi due anni *Oscillatoria* rimane comunque significativamente presente nel fitoplancton e la sua crescita interessa periodi e profondità differenti rispetto ad

A. planctonica: la prima manifesta il maggior sviluppo nel periodo primaverile-estivo nelle acque al di sotto dei 5 m; la seconda si presenta con fioriture nei mesi tardo estivi ed autunnali e preferisce le acque al di sopra dei 5 m di profondità. Per quanto riguarda le altre classi, hanno un ruolo significativo le Diatomeae, le Conjugatophyceae, le Chlorophyceae e le Dinophyceae. Queste ultime, rappresentate da *Ceratium hirundinella* (O. F. Muller) Schrank, partecipano significativamente alla costituzione della biomassa totale tra la fine dell'estate e l'inizio dell'autunno del 1985, 1986, 1987, durante l'intero periodo estivo del 1988 mentre sono poco rilevanti nel 1989. Viceversa, negli ultimi tre anni, ed in particolare nel 1989, assumono un ruolo sempre più importante le Conjugatophyceae che danno luogo a fioriture di *Closterium aciculare* T. West. Le Diatomeae, ad eccezione del 1985, si sviluppano preferibilmente tra l'inverno e la primavera e sono scarsamente presenti nei mesi autunnali. Tra le numerose specie sono rilevanti nei cinque anni *Cyclotella ocellata* Pantocs, *Cyclotella meneghiniana* Kg., *Asterionella formosa* Hass. e, limitatamente a singoli cicli annuali, *Melosira granulata* (E.) Ralfs (nel 1985), *Fragilaria crotonensis* Kitton (nel 1985) e *Synedra acus* Kg. (nel 1985 e nel 1989). Infine, le Chlorophyceae sono presenti con alte biomasse solo nell'estate del 1987, con *Ankistrodesmus falcatus* (Corda) Ralfs.

4. Discussione

Dallo studio pluriennale del L. Mulargia emergono due aspetti fondamentali: da una parte un sensibile incremento nelle quantità dei principali nutrienti algali, chiaramente espresso dalle concentrazioni medie annue del fosforo totale, e dall'altra dei livelli produttivi, dedotti dallo sviluppo fitoplanctonico, molto variabili.

Per il primo si deve osservare che gli ultimi due anni sono caratterizzati da una forte siccità, con conseguenti minori volumi d'invaso (fig. 9). Durante l'ultimo biennio si verifica un brusco e progressivo calo delle quantità d'acqua accumulate; i minimi valori si raggiungono nel 1989 quando nel lago sono presenti meno di 30 milioni di metri cubi d'acqua. Tra la fine del 1987 e soprattutto all'inizio del 1988 si verifica un lieve incremento nei volumi idrici, accompagnato da un sensibile aumento, nel-

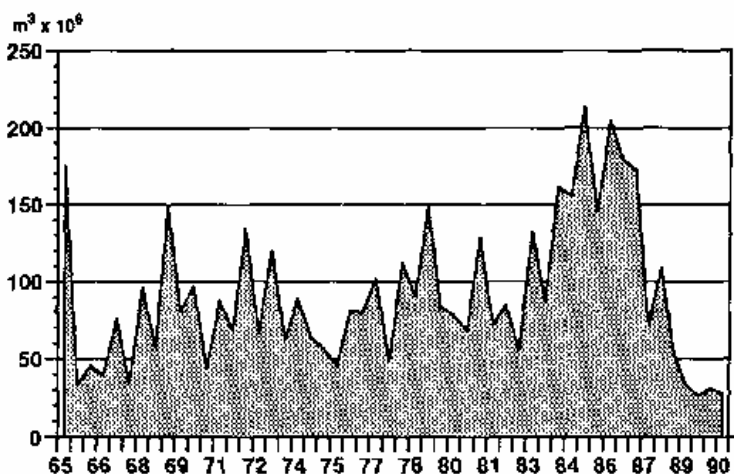


Fig. 9 - Volumi d'invaso semestrali dal '65 al '90 nel L. Mulargia.

la colonna d'acqua, delle concentrazioni di sali minerali. Pur tenendo conto che nello stesso periodo la circolazione ha provocato la distribuzione lungo la colonna dei sali accumulati nell'ipolimnio durante la stagnazione, è comunque molto probabile che l'apporto idrico, seppure limitato, abbia introdotto nel lago un significativo carico di nutrienti, asportati da un territorio interessato da molti mesi di siccità.

Per il secondo aspetto, cioè per le differenze che di anno in anno si manifestano in seno al fitoplancton, è possibile sottolineare che queste sono prevalentemente quantitative piuttosto che qualitative e che, in ogni caso, i valori delle biomasse e della clorofilla *a* sono sempre tipici di un ambiente altamente produttivo (O.E.C.D., 1980; Heinonen, 1980). La stessa indicazione si ottiene dalla dinamica dell'ossigeno disciolto, risultato sempre deficitario nell'ipolimnio durante i mesi di stagnazione estiva.

Il fitoplancton, inoltre, è dominato in tutti i cicli annuali dalle Cyanophyceae e il genere *Oscillatoria* (*O. rubescens* e *O. tenuis*) contende ad *A. planctonica* i massimi valori annuali. Anche altre specie, già segnalate come tipiche di situazioni eutrofiche (Heinonen, 1980; Hornstrom, 1981; Rosen, 1981) sono presenze stabili nel fitoplancton del L. Mulargia.

Operando una valutazione secondo O.E.C.D. (1982), è quindi possibile confermare lo stato eutrofico del lago ed affermare che condizioni idrologiche e climatiche diverse possono determinare, in singoli cicli annuali, un quadro complessivo di stato trofico meno compromesso (quale quelli relativi al 1986 e al 1988) ma anche favorire pericolose impennate, con imponenti fioriture algali, nella produttività, con serie conseguenze sulla qualità delle acque e sulla loro utilizzazione. D'altra parte, l'elevata quantità di nutrienti, raddoppiati in termini di fosforo totale nell'arco dei cinque anni, permette di affermare che quest'ultimo tipo di eventi si possa verificare con maggiore probabilità.

5. Bibliografia

- Contu A., Loizzo A., Sarritzu G., Schintu M., Volterra L., 1989 – Considerazioni igienico sanitarie sull'approvvigionamento idrico-potabile in Sardegna. Atti Convegno "Qualità dell'acqua in Sardegna. Eutrofizzazione: cause, conseguenze, rimedi." Quartu 15-16 maggio 1986: 189-204.
- Findenegg I., 1974 - In Vollenweider R.: *A manual of method for measuring primary production in aquatic environmental*. I.B.P. 12. Blakwell Scientific Publication, Oxford.
- Golterman H. L., Clymo R. S. and Ohnstad M. A. M., 1978 - *Method for physical and chemical analysis of freshwater*. I.B.P. 8. Blakwell Scientific Publication, Oxford.
- Heinonen P., 1980 - *Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters*. Publication of Water Research Institute N° 37. National Board of Waters. Finland. Helsinki.

- Hornstrom E., 1981 - Trophic characterization of lakes by means of qualitative phytoplankton analysis. *Limnologica*, 13: 249-261.
- Loizzo A., Contu A., Sechi N., Volterra L., 1989 - Studi tossicologici eseguiti dopo episodi di fioriture di alghe in Sardegna. Atti Convegno "*Qualità dell'acqua in Sardegna. Eutrofizzazione: cause, conseguenze, rimedi.*" Quartu 15-16 maggio 1986: 217-224.
- O.E.C.D., 1980 - *Eutrophication program, Regional Project. Shallow lakes and reservoirs*. Compiled by J. Clasen. The Water Research Centre. Medmenhan Laboratory. Marlow Bucks. England.
- O.E.C.D., 1982 - *Eutrophication of water: monitoring, assessment and control*. O.E.C.D. Publications, N° 42077. Paris.
- Rodier J., 1971 - *L'analyse chimique et physico-chimique de l'eau*. Dunad, Paris.
- Rosen G., 1981 - Phytoplankton indicators and their relations to certain chemical and physical factors. *Limnologica*, 13: 263-290.
- Sechi N. e Cossu A., 1979 - Prime valutazioni sui livelli trofici di alcuni bacini artificiali della Sardegna. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 37: 259-276.
- Sechi N., 1983 - Il fitoplancton e lo stato trofico di alcuni laghi artificiali della Sardegna. *Atti 4° Congresso A.I.O.L.*: 1-9.
- Sechi N. e Lugliè A., 1986 - Le alghe planctoniche dell'invaso del Lago Mulargia (Sardegna centro-meridionale) con particolare riferimento ad una fioritura prolungata di *Oscillatoria rubescens* D.C. in rapporto alle condizioni chimiche e fisiche. *Atti 7° Congresso A.I.O.L.*: 435-440.
- Sechi N. e Lugliè A., 1989 - Lo stato trofico dei Laghi Mulargia e Flumendosa. Atti Convegno "*Qualità dell'acqua in Sardegna. Eutrofizzazione: cause, conseguenze, rimedi.*" Quartu 15-16 maggio 1986: 131-145.
- Strickland J. D. H. and Parsons T. R., 1968 - A practical handbook for seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Board of Canada*, Ottawa.
- Volterra L., Contu A., Loizzo A., Sarritzu G., 1989 - Fioriture algali in riserve idriche della Sardegna destinate ad uso potabile: aspetti tossicologici e sanitari. Atti Convegno "*Qualità dell'acqua in Sardegna. Eutrofizzazione: cause, conseguenze, rimedi.*" Quartu 15-16 maggio 1986: 205-216.
- Volterra L., Bonadonna L., Aulicino F. A., 1989 - Considerazioni su alcuni aspetti igienici correlabili alla Cianoficea *Oscillatoria rubescens* D.C. Atti Convegno "*Qualità dell'acqua in Sardegna. Eutrofizzazione: cause, conseguenze, rimedi.*" Quartu 15-16 maggio 1986: 225-232.

**POSSIBILITÀ DI UTILIZZO DI ACQUE EUTROFIZZATE PER
L'APPROVVIGIONAMENTO IDRICO - POTABILE :
IL SISTEMA FLUMENDOSA - MULARGIA IN SARDEGNA**

A. CONTU, P. SECHI, A. COIS, M. BORDIGONI, P. MELONI, M. SCHINTU.

ISTITUTO DI IGIENE E MEDICINA PREVENTIVA, UNIV. CAGLIARI

SUMMARY

This paper presents the preliminary results of a study on the hygienic conditions of the Flumendosa - Mulargia reservoirs, the largest water supply System in Sardinia. The study is part of a wider research project aimed at evaluating the causes of the eutrophication of the reservoirs and its effects on the quality of the potable water supplies. The catchment basins as point and diffuse pollution sources, the efficiency of the water treatment plants and the health hazards for the users of the finished waters were considered.

1. INTRODUZIONE

L'eutrofizzazione delle acque dei laghi artificiali della Sardegna è un problema che già da diversi decenni interessa le strutture preposte al controllo della qualità dell'acqua da destinare al consumo umano. Tuttavia, sinora, ben poco è stato fatto per far fronte al problema nella sua globalità: fa eccezione un progetto di ricerca dell'Ente Autonomo del Flumendosa predisposto nel 1988 e tutt'oggi in fase di esecuzione e di rielaborazione finale dei risultati. Gli obiettivi prefissati sono da conseguire tramite uno studio integrato sulle cause e conseguenze della eutrofizzazione del sistema idraulico del Flumendosa - Campidano ed in questo ambito trova spazio anche l'apporto scientifico per gli aspetti igienico - ambientali mirati soprattutto alla valutazione delle possibili connessioni fra acqua destinata al consumo umano e salute dell'utente. L'oggetto dello studio è il complesso sistema acquedottistico dell'Ente Autonomo del Flumendosa (Fig. 1) costituito principalmente da 4 serbatoi (Flumineddu 150 Mmc; Flumendosa 260 Mmc; Mulargia 310 Mmc; Simbirizzi 28,5 Mmc) collegati tra loro attraverso un'ampia rete di canali e condotte che portano le acque di alimentazione agli impianti di potabilizzazione di gran parte della provincia di Cagliari (abitanti serviti circa 400.000). Gli inconvenienti maggiori riscontrati in questo sistema sono normalmente quelli legati alle forti variazioni di torbidità, che aumenta per lo scorrimento in canali aperti, e alle abbondanti fioriture algali legate allo stato trofico di questi invasi, che comportano una serie di problemi (intasamento dei filtri, aumento dei composti chimici utilizzati per.

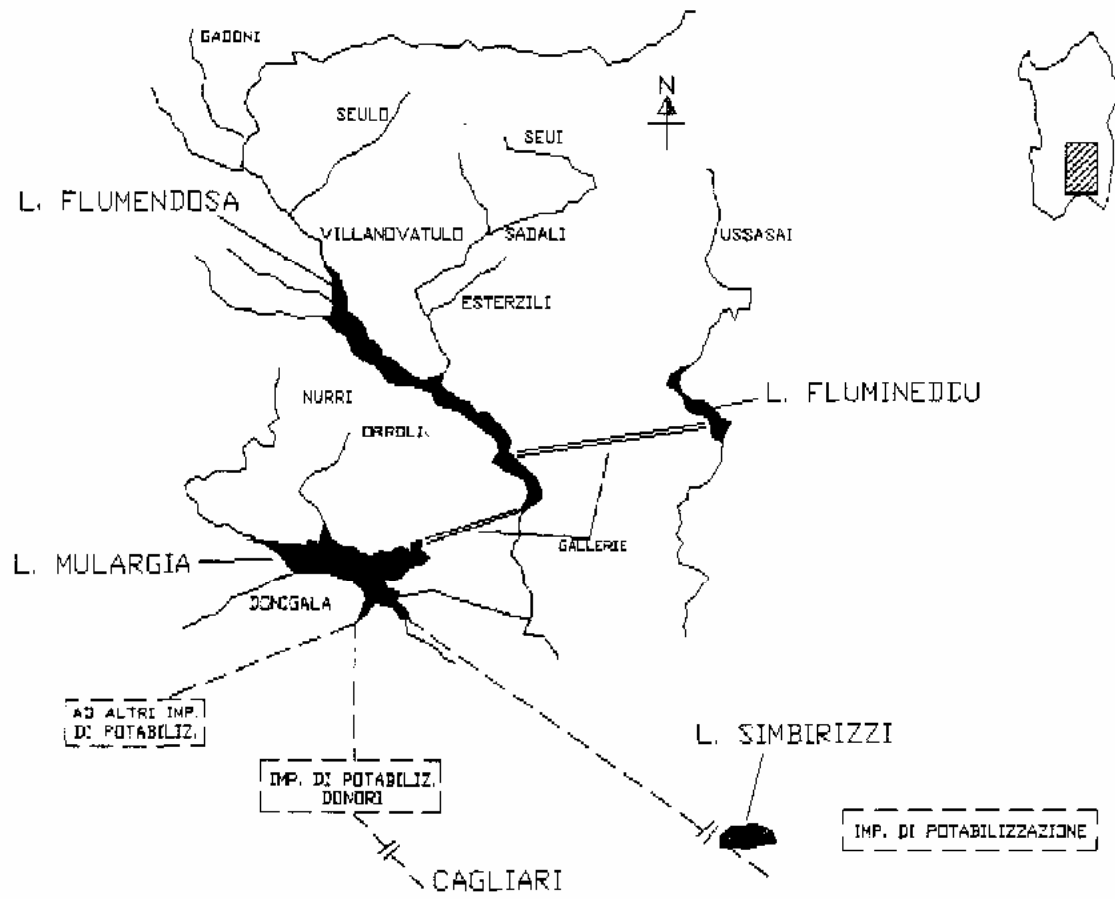


FIG. 1 - Sistema acquedottistico Flumendosa - Mulargia.

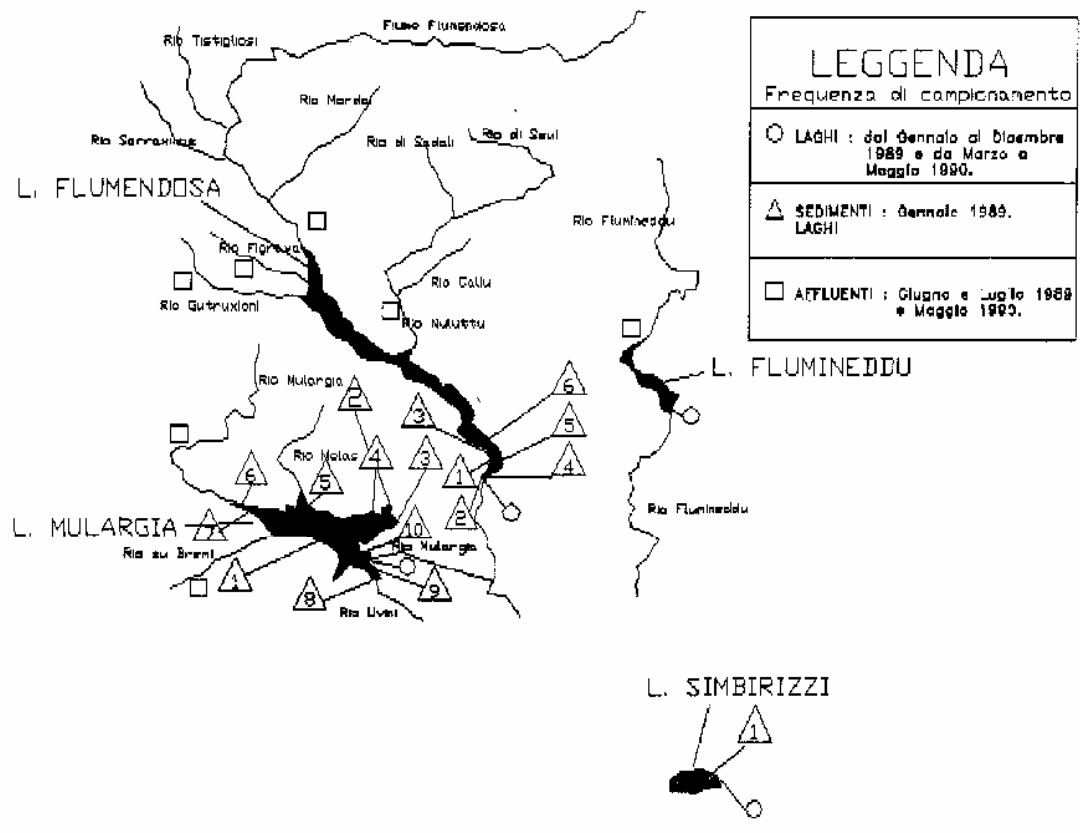


FIG. 2 - Stazioni di campionamento.

la flocculazione, formazione di composti intermedi, talvolta cancerogeni e/o mutageni) per risolvere i quali gli attuali impianti di trattamento non sono adeguati.

I riflessi sulla salute pubblica appaiono ancora più gravi quando nelle acque eutrofizzate sono presenti alghe fitoplanctoniche con la capacità di produrre tossine. Alcune di esse sono state riscontrate (*Oscillatoria rubescens*) anche in Sardegna nel 1985 proprio nel complesso del Flumendosa - Mulargia (3). Per questo motivo il rischio per la salute è notevolmente potenziato ed ancora più giustificata appare la ricerca programmata.

2. PROGRAMMAZIONE DELLA RICERCA

a) Bacini imbriferi.

Censimento degli insediamenti civili e produttivi, caratterizzazione chimica e microbiologica degli effluenti ed affluenti agli impianti di depurazione e valutazione della loro efficienza depurativa. Caratterizzazione chimica, batteriologica e biologica dei corsi d'acqua superficiali.

b) Laghi.

Caratterizzazione chimica e microbiologica delle acque e dei sedimenti.

c) Impianti di potabilizzazione.

Valutazione dell'efficienza degli impianti di potabilizzazione di Donori e di Simbirizzi e prove di ottimizzazione nel processo di potabilizzazione.

d) Rete di distribuzione.

Studio della variabilità qualitativa delle acque in distribuzione.

e) Indagine retrospettiva.

Possibili interazioni tra acqua potabile e salute.

L'indagine comprendente sia le analisi che i rilevamenti di diverso tipo dovevano essere effettuate nell'arco di 24 mesi assicurando, per quanto possibile, una continuità delle diverse operazioni (es. indagini analitiche sui laghi per 12 mesi continui).

3. SVILUPPO DEL PROGRAMMA DI RICERCA

a) Bacini imbriferi

Il censimento degli insediamenti civili e produttivi è stato effettuato tramite un rilevamento per schede da noi predisposte che, oltre le notizie generali, era in grado di fornire indicazioni sulle possibili fonti di inquinamento del territorio e delle acque (liquami, rifiuti solidi, etc.). I comuni ricadenti nei bacini oggetto di studio sono stati:

per il lago *Flumineddu*: Ussassai;

per il lago *Flumendosa*: Gadoni, Sadali, Esterzili, Seui, Seulo, e Villanovatulo;

per il lago *Mulargia*: Nurri, Orroli e Donigala.

Inoltre si è valutata la presenza di insediamenti produttivi peraltro presenti solo a Nurri, che possiede due caseifici e una cantina sociale.

I controlli analitici dal punto di vista chimico e batteriologico (1) hanno permesso di valutare l'efficienza depurativa degli impianti di depurazione. L'analisi delle acque degli affluenti ai laghi (Fig.2) non solo ha previsto i controlli chimici e batteriologici, ma

anche quello biologico, quest'ultimo mediante lo studio della comunità di macroinvertebrati (2).

Le prime considerazioni mettono in rilievo i buoni risultati ottenibili con l'indagine conoscitiva sul territorio, realizzata tramite schede, mentre abbastanza difficoltoso si è dimostrato mettere in relazione la capacità depurativa degli impianti di depurazione con gli apporti inquinanti ai laghi degli affluenti in quanto il periodo di osservazione, particolarmente siccitoso, non ha permesso lo svolgersi continuativo delle indagini analitiche.

b) Laghi.

Mentre le indagini sul territorio del bacino imbrifero avevano lo scopo di indicarci le possibili fonti di apporti inquinanti, le ricerche analitiche sulle acque e sui sedimenti dei 4 laghi dovevano permetterci di ottenere una classificazione delle caratteristiche di queste acque finalizzate ai loro utilizzi con particolare riguardo a quello idrico - potabile.

In Italia per le acque superficiali destinate al consumo umano necessita far riferimento al DPR 515/82 (attuazione della direttiva CEE n° 75/440 del 16/6/1975). Questo decreto suddivide nelle categorie A1, A2, A3 le acque da utilizzare a tal scopo a seconda delle loro caratteristiche fisiche, chimiche e microbiologiche e, in dipendenza della categoria, viene stilata una classificazione ai fini della potabilizzazione.

In considerazione quindi dell'utilizzo prevalente delle acque dei quattro invasi è stata impostata una campagna di campionamenti e di analisi in stazioni prefissate alla altezza delle opere di presa (attualmente in uso o ipotizzabili) (Fig.2).

A tal scopo i prelievi sono stati programmati in una sola stazione per lago, nella quale sono stati fissati tre punti di campionamento a diversa profondità. La finalità di questa scelta era quella di valutare le caratteristiche qualitative della colonna d'acqua per circa 12 mesi e con ricorrenza mensile per verificare la tipologia di impianto di correzione che dovrebbe essere adottato per potabilizzare le acque nel caso fosse necessario fare prelievi a quote differenti. Sono state condotte anche indagini chimiche sui sedimenti superficiali sulla base di conoscenze acquisite in precedenti indagini (4) che mettevano in evidenza la possibile mobilizzazione di alcuni metalli pesanti in conseguenza delle variazioni chimico - fisiche e biologiche del corpo idrico. Questo fatto riveste una particolare importanza dal punto di vista igienico sanitario in quanto gli impianti di potabilizzazione tradizionali non prevedono il trattenimento di concentrazioni di metalli pesanti talvolta nocive per la salute. Le prime considerazioni sul lavoro svolto nell'arco di 24 mesi evidenziano, anche in questo caso, l'influenza della situazione ambientale (siccità) sull'insieme delle indagini analitiche; in genere gli invasi erano a livelli minimi ed il campionamento programmato per prelievi da effettuare anche a 50 metri di profondità si è limitato ad appena 10-20 metri. Tuttavia per le finalità preposte, l'eccezionalità della situazione poteva dare indicazioni utili su come trattare acque di fondo lago in periodo di emergenza idrica. Per quanto riguarda i risultati delle indagini analitiche i dati rilevano, ad eccezione del Simbirizzi, una omogenea distribuzione delle caratteristiche chimiche e microbiologiche da attribuire presumibilmente alla scarsa profondità della colonna d'acqua esaminata. Le acque del Simbirizzi invece, sono risultate fortemente mineralizzate. Elevate le concentrazioni di cloruri, ferro, sodio, potas-

sio e materiale organico (rilevato come COD, ossidabilità al permanganato, ammoniacale). Costantemente elevato il numero di coliformi e streptococchi. I sedimenti del lago Flumendosa, prelevati per carotaggio nei punti di sversamento degli affluenti, mostrano concentrazioni elevate di Pb, Cd e Cu sia in superficie che a 25 cm (Tab. 1).

Stazione	Profondità carota(cm)	Piombo	Cadmio (ug/g peso secco)	Rame	Carbonio org. %
1-Rio Apis	da 0 a 5	52	0.50	40	0.27
2-Rio Apis	da 5 a 15	125	4.10	85	1.44
3-Rio Apis	da 15 a 75	260	5.49	175	1.15
2-Escalaplano	da 0 a 5	285	9.92	188	1.37
2-Escalaplano	da 5 a 20	170	5.04	115	1.15
3-Simoni Frongia	da 0 a 5	175	2.87	105	2.90
4-Scarico Flumini	superficie	529	8.61	433	6.00
5-Rio Carradoi	da 0 a 5	270	9.16	129	2.30
5-Rio Carradoi	da 5 a 10	398	11.30	243	6.53
5-Rio Carradoi	da 10 a 20	121	3.40	102	3.00
6-Fr.Rio Nuluttu	da 0 a 5	67	1.55	51	3.4
6-Fr.Rio Nuluttu	da 5 a 10	65	1.50	56	3.3
6-Fr Rio Nuluttu	da 10 a 20	65	1.01	50	3.2

Tab. 1 - Concentrazione totale di Pb, Cu, Cd, e Carbonio organico nei sedimenti prelevati nel lago (febbraio 1990).

c) Impianti di potabilizzazione

Le acque derivate dal Mulargia vengono sottoposte a correzione negli impianti di potabilizzazione di Donori e di Simbirizzi (in quest'ultimo talvolta avvengono delle miscele con altre acque) (Fig. 2).

d) Rete di distribuzione.

La presenza nella rete di distribuzione di alghe filamentose appartenenti quasi esclusivamente alle Cyanophyceae è stata oggetto di studi. Tali studi hanno preso in considerazione la possibilità che le alghe possano fungere da precursori nella formazione di composti organoalogenati in seguito ai normali trattamenti di disinfezione. A tal riguardo, non solo è stata valutata la presenza di trihalometani nelle acque in distribuzione del-

l'intera rete del complesso (Tab. 2), ma mediante colture algali monospecifiche è stato confermato il contributo di tali alghe e dei loro prodotti extracellulari nella formazione di composti organoalogenati.

	Cl ₂	TTHM	CHCl ₃	CHCl ₂ Br	CHClBr ₂	CHBr ₃
\bar{x}	0.4	53.4	18.1	17.7	15.3	3.1
G _x	0.5	55.6	18.3	18.3	15.7	4.4
Min	ND	32.5	4.2	9.6	8.3	1.3
Max	1.9	73.3	27.9	27.5	23.2	20.4
SD	0.3	9.6	4.5	3.7	2.9	3.1

Tab. 2 - Concentrazione media, media geometrica, range e deviazione standard del cloro (mg/l), triometani totali (ppb) e triometani (ppb) nel sistema acquedottistico del Flumendosa-Mulargia. Risultati ottenuti su 58 campioni prelevati in 58 comuni.

e) Indagine retrospettiva.

Stante l'accertata presenza di composti che possono essere considerati nocivi per la salute a determinate concentrazioni, abbiamo ritenuto opportuno affrontare, seppure con le limitazioni che comporta, una ricerca epidemiologica retrospettiva sulla popolazione da decenni servita da queste acque. Lo studio su una possibile interazione tra acqua potabile e salute necessita la identificazione di un'area a rischio dove la popolazione utilizza acqua potabilizzata contenente THM ed una analoga area di controllo dove la popolazione utilizza acqua esente da THM. Per quanto attiene i parametri indicatori dello stato di salute gli unici indici disponibili sono quelli della mortalità generale e per causa (i cosiddetti indici negativi di salute) le cui fonti sono costituite dall'ISTAT, dall'anagrafe dei comuni e a partire dal 1986, dai registri delle cause di morte delle USSLL.

4. CONCLUSIONI

Quando s'intende produrre acqua da destinare al consumo umano, utilizzando come fonte di approvvigionamento acque superficiali, bisogna far riferimento a precise norme di legge nonché a numerose circolari ministeriali che prevedono una serie di accertamenti analitici onde garantire la loro salubrità e di conseguenza tutelare la salute della popolazione. L'indagine programmata ha voluto, in particolare, seguire queste indicazioni per poter avere un preciso riferimento di qualità ammissibile per le acque potabili mentre, d'altro canto, ha avviato argomenti nuovi di ricerca fuori dagli schemi tradizionali legislativi mirati all'approfondimento di nuove problematiche. Questo studio, fra l'altro, ha considerato anche la possibilità di confrontarsi con altre indagini analitiche svolgentesi negli stessi invasi e nello stesso periodo con finalità diverse (aspetti limnologici, idraulici, sedimentologici, etc.). E' da evidenziare che non sempre questi confronti sono possibili essendo le metodologie adottate doverosamente diverse, pur es-

sendo gli obiettivi molto simili; emergono a tal proposito le discordanze nei metodi analitici (limnologi/igienisti) e sull'interpretazione dei risultati comunque comprensibili se valutati secondo gli obiettivi che ciascuno vuole perseguire.

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano il Dott. Sergio Vacca e l'Ente Autonomo del Flumendosa per la collaborazione.'

BIBLIOGRAFIA

1-APHA-AWWA-WPCF.(1985). Standard Methods for the examination. of water and wastewater. Metodi applicativi

2-Ghetti P.F. 1986.I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua Manuale di applicazione.

3-Loizzo A., Sechi N., Volterra L., Contu A. 1988. Some features of a bloom of *Oscillatoria Rubescens* - D. C. Registered in two italian reservoirs. Water, Air and Soil pollution-38:263-271

4-Schintu M., Sechi N., Sarritzu G., Contu A. 1989. Reservoir sediments as potential source of heavy metals in drinking water Sardinia. Water science and technology., Vol. 21 – 1891 -1894.

LO STATO TROFICO DEI LAGHI SICILIANI

Sebastiano CALVO*, Rossella BARONE*, Luigi NASELLI FLORES* e Gioacchino GENCHI**

* Laboratorio di Ecologia Acquatica-Dipartimento di Scienze Botaniche dell'Università via Archirafi, 38-90123 Palermo

** Assessorato Regionale Territorio e Ambiente-viale Regione Siciliana, 2226 – 90100 Palermo

SUMMARY

Thirty-one Sicilian lakes (84% dam reservoirs) were investigated in order to get a preliminary assessment on their trophic level. The results of main chemical and biological parameters stress a wide deterioration of environmental water quality standards, mostly due to lack of sewage disposal plants within the lake watersheds. Phosphorus is the limiting nutrient in almost all the examined waterbodies. From the overall data evaluation 5 lakes exhibit mesotrophic conditions, 20 lies between a meso-eutrophic and eutrophic level and 5 can be classified as hypereutrophic. One lake was left off the trophic classification.

1. INTRODUZIONE

Nell'ambito di una vasta gamma di problemi connessi all'esercizio di un bacino lacustre, naturale o artificiale, l'eutrofizzazione è certamente il più indesiderato e frequente.

In una situazione caratterizzata da carenza idrica come quella siciliana una simile evenienza può anche assumere risvolti drammatici; le acque interne dell'Isola infatti rappresentano una risorsa vitale, da un punto di vista socio-economico, in funzione del loro fondamentale contributo sia allo sviluppo agricolo ed industriale che all'approvvigionamento idrico dei centri urbani.

Un'attenta analisi degli studi limnologici in Sicilia mostra che solo di recente si è assistito ad un risveglio di interesse verso questi biotopi (Cefalù, Palazzolo & Asaro, 1960; Faranda, 1977; Barone & Calvo, 1982; Oliveri, Di Benedetto, Barone, Casuccio, Ajello, Calvo & Gullotti, 1982; Barone, 1983, 1985; Calvo, Barone & Genchi, 1984; Gaggino, Marchetti, Cappelletti & Calcagnini, 1985; Cotta Ramusino & Crosa, 1986; Barone, Fradà Orestano, Calvo & Genchi, 1986; Barone, Naselli Flores & Calvo, 1989; Barone, Naselli Flores & Calvo, 1990).

In questa ottica è stata avviata per conto dell'Assessorato Regionale Territorio e Ambiente, nel quadro del Piano di Risanamento delle Acque, un'indagine conoscitiva finalizzata ad acquisire una serie di informazioni sullo stato trofico dei laghi siciliani al fine di disporre degli elementi di base per avviare una più razionale gestione ed una migliore utilizzazione delle acque interne dell'Isola

In questa nota si riporta una sintesi dei risultati ottenuti nel corso dell'indagine. Il lavoro in esteso è in corso di pubblicazione (Calvo, Naselli Flores, Barone, Genchi, Fradà Orestano, Lugaro e Dongarrà, 1991).

2. METODI E TECNICHE

L'indagine è stata effettuata, fra Aprile 1987 e Maggio 1988, su 31 laghi siciliani.

In relazione alle modeste dimensioni dei corpi idrici esaminati è stata scelta per ogni lago una stazione in posizione centrale, locata nei bacini artificiali a non meno di 200 metri dalla diga e dalle opere di presa.

In accordo con la cadenza minima proposta dall'O.C.D.E. (1982) i campionamenti sono stati modulati stagionalmente. In particolare, tenuto conto dei cicli idrologici e dei periodi di massimo e minimo invaso, le campagne sono state effettuate alla fine del periodo di circolazione (Aprile - Maggio), alla fine del periodo di stratificazione (Settembre), alla successiva circolazione (Novembre - Dicembre) ed in periodo invernale (Febbraio - Marzo).

In ogni stazione sono stati prelevati lungo la colonna d'acqua i campioni per le analisi chimiche e biologiche (Calvo et al., 1991), rilevando nel contempo, mediante una sonda multiparametrica, i profili verticali di temperatura, pH, conducibilità, ossigeno disciolto e redox.

La trasparenza è stata misurata mediante disco di Secchi.

L'ampiezza della zona eufotica è stata determinata valutando, mediante un quantometro, la profondità a cui la PAR incidente sulla superficie manifesta una riduzione dell'1%.

Conservazione ed analisi dei nutrienti sono state eseguite secondo Grasshoff, Ehrhardt & Kremling (1983). Ca e Mg sono stati analizzati mediante AA, Na e K con fotometro a fiamma. Solfati e cloruri sono stati determinati in cromatografia ionica. La concentrazione degli ioni bicarbonato è stata determinata subito dopo il campionamento per titolazione con HCl standard.

La clorofilla a, corretta per i feopigmenti, è stata misurata dopo estrazione in acetone al 90% (Marker, Nusch, Rai & Riemann, 1980).

I metodi di analisi dei popolamenti planctonici sono riportati in Barone e Naselli Flores (1990).

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

3.1 Caratteristiche generali, morfometriche ed ideologiche

La distribuzione geografica dei 31 laghi esaminati viene riportata in figura 1 dove è possibile evidenziare una maggiore concentrazione nella Sicilia nord-occidentale e centro-orientale relativa, peraltro, alle principali diramazioni della rete idrografica insulare.

In tabella 1, al fine di ottenere una complessiva diversificazione dei corpi idrici, vengono riportati i valori dei principali parametri morfometrici ed idrologici, corredati da una serie di informazioni di carattere generale.

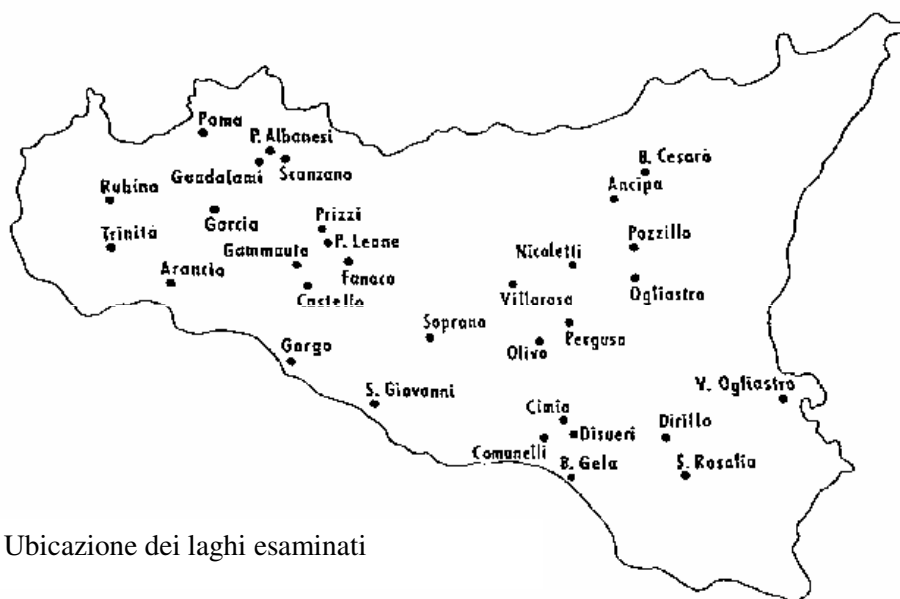


Fig.1 – Ubicazione dei laghi esaminati

LAGO		Ac	Quota ms.l.m.	Sb km ²	Ao m ² ·10 ⁶	Vo m ³ ·10 ⁶	zmax m	z m	Tw a
ANCIPA	a	1953	944	99	1,1	20	70	18	0,34
ARANCIO	a	1951	180	205	3,7	39	30	10	2,2
BIVIERE DI CESARO'	n	-	1278	2	0,2	0,1	2	0,5	-
BIVIERE DI GELA	na	-	8	305	1,2	5,7	8	4,8	0,38
CASTELLO	a	1983	290	81	0,8	18	41	10	1
CIMIA	a	1978	142	110	0,9	11	31	12	2
COMUNELLI	a	1966	91	82	0,9	9,9	31	11	1,6
DIRILLO	a	1962	330	118	1,1	24	46	22	2,9
DISUERI	a	1949	144	239	0,6	2,3	31	3,8	1,2
FANACO	a	1956	680	56	1,5	24	48	16	1,5
GAMMAUTA	a	1938	500	69	0,3	2	27	6,7	0,077
GARCIA	a	1988	198	378	5,9	60	43	10	0,87
GORGO	na	-	72	99	0,5	3,4	10	6,8	1
GUADALAMI	a	1960	438	41	0,1	1	19	10	-
NICOLETTI	a	1972	388	62	1,8	23	39	13	3,8
OGLIASTRO	a	1965	214	468	14,0	124	42	8,9	5,9
OLIVO	a	1982	477	60	1,1	10	45	9,1	1
PERGUSA	n	-	667	10	1,4	1,2	2	0,86	-
PIANA DEGLI ALBANESI	a	1923	612	41	3,1	33	36	11	2,1
PIANO DEL LEONE	a	1930	829	22	0,6	4,9	29	8,2	0,49
POMA	a	1968	197	164	6,1	78	47	13	2
POZZILLO	a	1958	366	577	7,7	154	52	20	1,9
PRIZZI	a	1942	640	30	0,9	9,3	46	10	1,9
RUBINO	a	1970	185	76	1,3	13	27	10	2,4
SAN GIOVANNI	a	1983	311	80	2,3	15	30	6,5	1,2
SANTA ROSALIA	a	1981	379	98	1,3	20	39	23	1
SCANZANO	a	1962	527	71	1,7	20	33	12	0,91
SOPRANO	n	-	461	1	0,2	0,2	2	1	-
TRINITA'	a	1959	69	200	2,4	20	22	8,3	2,6
VASCA OGLIASTRO	a	1970	138	64	0,4	4,5	18	11	0,71
VILLAROSA	a	1972	394	102	1,3	17	30	13	11

Tab. 1 - Principali caratteristiche dei corpi idrici in esame. I dati morfometrici sono riferiti al massimo invaso

LAGO	DS m	PT $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	chl a $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$	BF $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	BZ $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	Pm/Pn
ANCIPA	3,2 m	31 m	0,9 u	0,23	0,35	2,4
ARANCIO	0,7 i	166 i	194,9 i	32,43	2,30	7,9
BIVIERE DI CESARO'	0,6 i	46 e	9,3 e	0,82	2,38	1,4
BIVIERE DI GELA	1,0 i	45 e	4,1 m	0,93	0,72	1,9
CASTELLO	1,1 i	109 i	23,4 e	5,52	7,23	5,0
CIMIA	0,9 i	54 e	5,5 m	2,27	1,94	3,0
COMUNELLI	- -	45 e	- -	0,58	1,01	2,8
DIRILLO	1,5 i	61 e	10,5 e	1,42	1,86	3,8
DISUERI	0,4 i	1094 i	147,9 i	33,97	22,83	35,3
FANACO	1,4 i	54 e	4,0 m	0,56	1,47	3,0
GAMMAUTA	0,8 i	182 i	73,2 i	19,61	8,34	7,0
GARCIA	1,0 i	51 e	6,1 m	1,25	1,90	2,4
GORGO	0,6 i	81 e	46,5 i	5,70	0,56	3,7
GUADALAMI	1,6 e	39 e	5,6 m	2,76	3,68	2,1
NICOLETTI	1,9 e	35 m	3,1 m	1,44	0,86	2,1
OGLIASTRO	1,5 i	41 e	1,3 o	0,11	6,83	2,0
OLIVO	1,8 e	33 m	6,2 m	2,11	0,96	1,4
PERGUSA	1,8 e	88 e	1,6 o	0,20	56,50	1,0
PIANA DEGLI ALBANESI	1,3 i	47 e	14,5 e	4,14	2,46	2,5
PIANO DEL LEONE	1,1 i	47 e	9,7 e	4,05	1,49	2,1
POMA	1,4 i	51 e	5,7 m	0,85	1,02	2,6
POZZILLO	0,9 i	50 e	10,9 e	3,32	1,32	3,1
PRIZZI	0,7 i	53 i	6,8 m	1,36	1,23	2,5
RUBINO	0,8 i	29 m	7,2 m	4,04	0,99	1,5
SAN GIOVANNI	1,1 i	81 e	33,4 i	10,03	3,29	4,1
SANTA ROSALIA	2,2 e	56 e	6,5 m	2,17	2,62	3,5
SCANZANO	1,1 i	62 e	13,5 e	8,08	1,45	3,3
SOPRANO	0,8 i	2977 i	121,7 i	23,49	9,68	62,0
TRINITA'	0,7 i	83 e	16,9 e	3,17	5,04	4,2
VASCA OGLIASTRO	1,3 i	107 i	2,8 m	2,81	2,68	5,6
VILLAROSA	0,9 i	64 e	29,8 i	7,72	4,17	3,6

Tab. 2- Valori medi annuali dei principali parametri di stato trofico. DS=disco di Secchi, PT = fosforo totale, chl=clorofilla, BF=biomassa fitoplanctonica, BZ =biomassa zooplanctonica, Pm = fosforo misurato Pn = fosforo naturale. Le categorie di trofia (o = oligotrofia, m = mesotrofia, e = eutrofia, i = ipereutrofia) seguono i limiti proposti dall' O.C.D.E. (1982)

Si rilevano 3 laghi naturali (n), 2 laghi naturali ampliati (na) e 26 laghi artificiali (a). La maggior parte dei corpi idrici (77%), spesso adibiti ad uso multiplo, viene utilizzata a fini irrigui; da non trascurare è, peraltro, l'approvvigionamento idrico di centri urbani realizzato dal 23% dei bacini.

L'estensione dei bacini imbriferi (Sb), oscillante fra 1 km² (Soprano) e 577 km² (Pozzillo), nella maggior parte dei casi (68%) è inferiore ai 100 km². Le superfici dello specchio liquido (Ao), fluttuando tra i valori di 0,10 km² (Guadalami) e 14 km² (Ogliastro), si inseriscono prevalentemente (74%) nell'intervallo 0,1-2,0 km².

In termini volumetrici i corpi idrici principali sono rappresentati dal lago Pozzillo (154 Mm³) e dal lago Ogliastro (124 Mm³). La maggiore aliquota (71%) ha, peraltro, una capacità (Vo) compresa tra 0,1-20 Mm³.

La profondità media (z), che nell'87% degli invasi è inferiore ai 15 m, mostra il valore massimo nel lago S. Rosalia (23 m). I valori minimi si manifestano nei laghi naturali con 0,50 m (Siviere di Cesarò) e 0,86 m (Pergusa).

Il tempo teorico di residenza delle acque (Tw) è inferiore ad un anno solo per 7 invasi. Il lago Gammata evidenzia il valore minimo di 0,077 anni mentre i valori massimi si manifestano nei laghi Villarosa (11 a) ed Ogliastro (5,9 a).

3.2 Caratteristiche fisiche e chimiche

Dal punto di vista termico la maggior parte dei laghi esaminati (65%) appartiene alla categoria dei laghi monomittici caldi, presentando un solo periodo di circolazione da Ottobre a Marzo - Aprile (Calvo et al., 1991). La restante quota dei corpi idrici presenta una circolazione continua o frequente (laghi polimittici) a causa della scarsa profondità. In tali laghi non sono da escludere, comunque, brevi periodi di stratificazione a seguito di favorevoli condizioni climatiche. La maggior parte dei laghi mostra in stratificazione un marcato deficit di ossigeno ipolimnetico che in due laghi (Piana degli Albanesi e San Giovanni) ha causato, durante l'indagine, imponenti morie di pesci. Le concentrazioni più elevate di ossigeno disciolto si riscontrano nei laghi Arancio (259% di saturazione) e Disueri (211% di saturazione) nel corso della II campagna.

La trasparenza (Tab. 2) evidenzia, complessivamente, valori medi estremamente ridotti imputabili, nella maggior parte dei casi, più alla notevole quantità di particellato sospeso non vivente che alla biomassa fitoplanctonica. Il 40% dei corpi idrici esaminati ha mostrato valori di trasparenza inferiori ad un metro, il 53% valori compresi fra uno e due metri e solo il 7% valori superiori a due metri.

In relazione alle peculiari caratteristiche geochimiche del territorio siciliano, i valori di conducibilità (Tab. 3) presentano un'ampia variabilità e oscillano tra un minimo di 0,08 mS•cm⁻¹ e un massimo di 33,61 mS•cm⁻¹ rilevati, rispettivamente, nel Biviere di Cesarò

LAGO	COND mS·cm ⁻¹	NH4 µg·l ⁻¹	NO3 µg·l ⁻¹	PO4 µg·l ⁻¹	SiO2 mg·l ⁻¹	ALCRIL mg·l ⁻¹	Na mg·l ⁻¹	K mg·l ⁻¹	Ca mg·l ⁻¹	Mg mg·l ⁻¹	Cl mg·l ⁻¹	F mg·l ⁻¹	SO4 mg·l ⁻¹	H2S mg·l ⁻¹	lan mg·l ⁻¹	Feat. mg·l ⁻¹
LANCIPA	0,17	11,52	77,45	3,94	2,02	1,55	0,45	0,04	1,30	0,37	0,28	0,01	0,35	0,01	2,20	2,15
ARANCIO	0,72	667,47	675,96	10,97	4,79	3,21	2,66	0,31	3,31	1,48	2,16	0,02	2,57	0,02	7,98	7,76
BEVIERE DI CESARO'	0,08	31,20	76,19	6,74	0,60	0,58	0,28	0,02	0,87	0,13	0,27	0,01	0,40	0,02	1,27	1,30
BIVIERE DI GELA	2,72	21,86	77,57	3,27	2,32	2,41	14,68	0,35	7,60	5,88	17,86	0,04	8,90	0,00	29,20	28,50
CASTELLO	0,97	775,03	263,24	65,60	2,89	3,79	3,69	0,29	4,73	2,21	2,87	0,02	4,49	0,07	11,24	10,92
CITIA	2,15	198,76	802,97	4,51	3,95	2,43	9,84	0,46	11,63	4,99	8,81	0,05	15,66	0,01	26,96	26,93
CONUNELLI	2,51	330,54	128,73	9,77	3,37	1,46	13,58	0,49	8,29	5,89	12,44	0,04	15,63	0,00	29,57	28,24
DIRILLO	0,54	59,81	514,27	11,12	4,12	3,01	1,20	0,30	3,63	1,11	0,90	0,02	2,20	0,02	6,15	6,23
DIUERI	1,21	683,51	2225,85	266,74	3,61	3,98	5,04	0,55	6,04	2,28	3,60	0,02	5,84	0,01	13,47	13,91
FANACO	0,56	199,09	1142,91	2,02	3,34	3,44	1,54	0,10	3,89	0,87	0,87	0,02	2,05	0,00	6,37	6,40
GAMMAUTA	0,49	153,54	445,73	43,81	2,70	4,27	1,01	0,15	3,16	1,55	0,66	0,04	0,91	0,00	5,88	5,87
GARCIA	0,77	21,83	1165,14	2,76	3,57	3,36	2,89	0,18	4,02	1,28	1,95	0,02	3,34	0,00	8,67	8,38
GORGO	4,51	33,00	64,93	10,57	6,13	2,74	36,66	0,45	12,36	5,26	38,65	0,06	14,10	0,02	55,57	54,73
GUADALAMI	0,42	110,63	459,69	6,95	0,29	2,55	0,89	0,09	2,28	0,75	0,61	0,01	0,91	0,01	4,10	4,01
MICOLETTI	1,40	45,56	66,19	5,45	1,50	2,47	7,62	0,36	5,35	3,23	2,25	0,03	12,51	0,00	17,26	16,56
OGLIASTRO	2,74	173,20	1710,26	8,79	2,91	3,05	13,82	0,50	12,45	5,79	11,81	0,06	20,06	0,00	34,99	32,57
OLIVO	0,90	70,98	68,74	5,33	1,60	3,97	3,84	0,24	3,76	2,90	2,68	0,03	3,81	0,01	10,51	10,55
PERGUSA	33,61	787,87	157,04	47,00	1,61	20,26	265,63	21,44	1,43	129,48	310,63	0,03	90,54	0,03	421,47	419,98
PIANA DEGLI ALBANESEI	0,38	348,88	412,05	3,08	0,43	2,66	0,92	0,09	2,42	0,81	0,62	0,01	0,95	0,02	4,27	4,24
PIANO DEL LEONE	0,42	159,74	545,95	4,90	2,42	3,09	0,82	0,08	3,26	0,44	0,49	0,01	0,99	0,01	4,58	4,59
PGMA	0,73	72,94	993,73	5,33	1,37	3,54	2,67	0,16	3,39	1,83	2,07	0,02	2,65	0,00	8,28	8,04
POZZILLO	1,11	91,47	355,14	8,60	1,64	3,03	5,73	0,22	4,35	2,28	4,32	0,02	5,05	0,01	12,43	12,59
PRIZZI	0,47	85,54	502,68	6,72	2,50	3,32	1,31	0,09	3,28	0,56	0,64	0,02	1,39	0,01	5,38	5,24
RUBINO	1,05	18,44	711,29	5,41	0,95	2,46	4,82	0,15	3,85	1,84	4,02	0,03	4,72	0,01	11,22	10,65
SAN GIOVANNI	1,50	657,54	283,10	9,02	2,68	1,90	5,31	0,47	8,57	2,39	3,72	0,03	12,61	0,02	18,28	16,75
SANTA ROSALIA	0,44	124,62	279,24	8,82	3,38	3,39	0,94	0,08	3,04	1,01	0,71	0,03	0,99	0,03	5,15	5,06
SCANZANO	0,50	300,47	1282,64	5,23	2,31	3,09	1,41	0,08	3,29	0,72	1,06	0,02	1,38	0,01	5,55	5,50
SOPRANO	1,84	7670,96	56,91	846,54	12,74	4,10	7,31	1,73	8,74	3,08	5,05	0,01	12,98	0,02	22,16	20,87
TRINITA'	1,86	25,86	417,37	2,44	3,76	2,34	5,74	0,33	13,03	3,77	4,80	0,04	17,53	0,01	24,71	22,88
VASCA OGLIASTRO	0,32	27,66	176,82	5,22	3,42	2,74	0,70	0,03	2,10	0,77	0,57	0,01	0,40	0,01	3,73	3,59
VILLAROSA	2,26	523,96	275,96	3,30	1,03	2,93	11,51	0,64	8,47	5,31	9,08	0,03	14,86	0,01	26,93	25,93

Tab. 3 - Valori medi annuali della conducibilità e dei principali costituenti chimici delle acque esaminate

e nel lago Pergusa. In 17 laghi i valori di conducibilità sono inferiori a $1 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, in 7 sono compresi tra 1 e $2 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ e nei rimanenti risultano maggiori di $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$.

L'analisi dei costituenti principali indica l'ampia variabilità composizionale osservata nelle acque dei laghi siciliani. La maggior parte dei corpi idrici evidenzia acque solfato-clorurate-alcalino-terrose; seguono acque bicarbonato-alcalino-terrose e solfato-clorurate-alcaline. Per tutte le acque esaminate nel corso dell'indagine esiste una significativa correlazione positiva fra gli ioni sodio e doro (Calvo et al., 1991). E' da sottolineare inoltre che la notevole concentrazione degli ioni calcio conferisce complessivamente alle acque siciliane un elevato grado di durezza.

L'analisi dei nutrienti algali evidenzia un ampio range di variabilità tra i corpi idrici oggetto dell'indagine. La forma dominante di azoto inorganico risulta, nel 77% dei casi, il nitrico. Il rapporto N/P indica il fosforo come fattore limitante nella quasi totalità dei corpi idrici esaminati (Fig. 2).

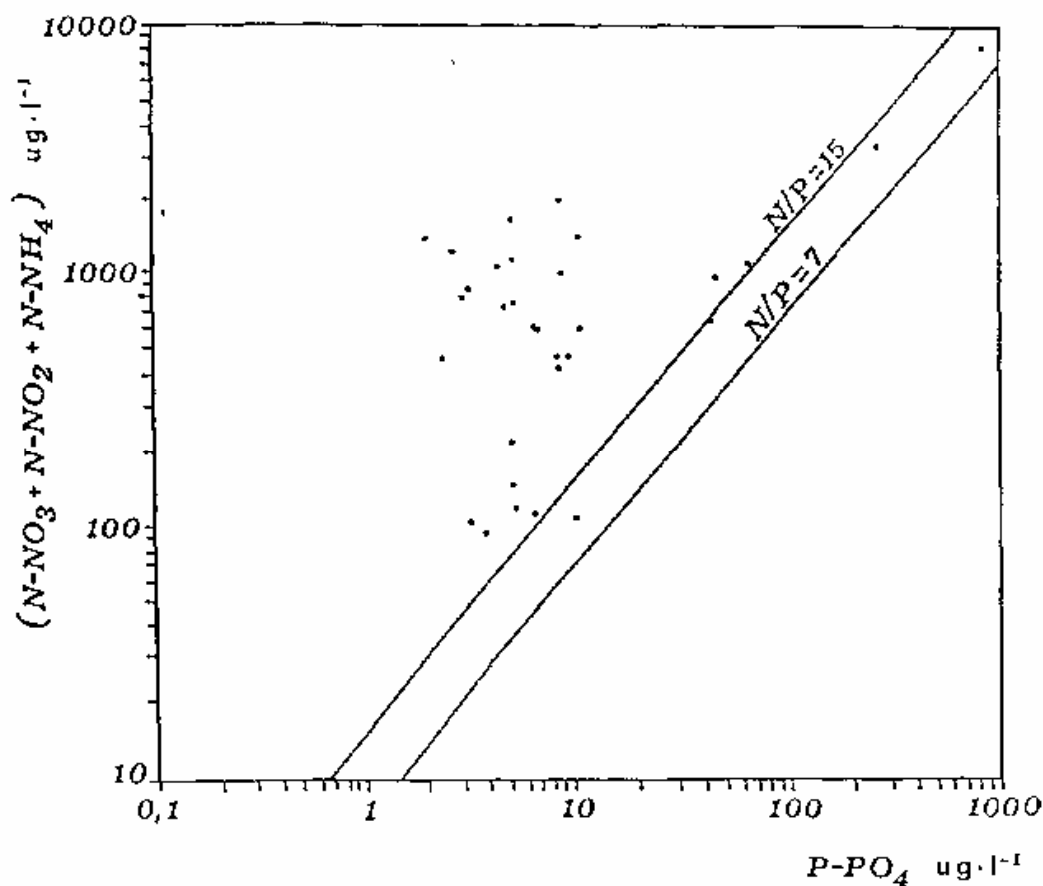


Fig 2 - Rapporto N/P, I valori limite sono proposti dall'O.C.D.E. (1982)

3.3 Caratteristiche biologiche

La concentrazione di clorofilla *a* nella zona eufotica (Tab. 2) esprime valori medi annuali oscillanti fra 0,9 e 194,9 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. In particolare si evidenziano valori inferiori a 8 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ nel 50% dei laghi, compresi in un range 8-25 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ nel 26%, e superiori a 25 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ nel 23%.

Il biovolume fitoplanctonico nella zona eufotica (Tab. 2) evidenzia valori medi annuali oscillanti fra 0,20 e 22 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. In particolare si manifestano valori inferiori a 5 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ nel 74% dei corpi idrici, compresi in un range 5-10 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ nel 19% (e superiori a 10 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ nel 7%. Le Cianofitofite mostrano una significativa presenza estiva nel 48% dei laghi (Barone e Naselli Flores, 1989) evidenziandone l'elevata trofia.

Il biovolume zooplanctonico medio annuale (Tab. 2) esprime valori inferiori a 1 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ nel 19% dei laghi, compresi tra 1 e 5 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ nel 58% e tra 5 e 10 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ nel 16%; solo in due laghi si manifestano valori superiori a 10 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. È interessante notare che i valori più elevati di biovolume ($>56\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$) si sono registrati nel lago di Pergusa caratterizzato dalla virtuale assenza di fitoplancton e da una zoocenosi planctonica pressoché monospecifica costituita dal copepode detritivoro *Arctodiaptomus salinus*. Nella maggior parte dei corpi idrici (Calvo et al., 1991) è stato possibile evidenziare un consistente insediamento di organismi tipici di ambienti ad elevata produttività (*Brachionus* spp., *Bosmina longirostris*).

4. CONCLUSIONI

La stima della concentrazione naturale di fosforo, ottenuta utilizzando l'indice morfo-edafico per l'alcalinità (MEIalc) proposto da Vigni e Chiaudani (1986), ha permesso di rilevare lo stato di alterazione dei laghi siciliani (Fig. 3) causato prevalentemente da scarichi urbani non trattati.

Il rapporto P misurato/P naturale (Tab. 2) evidenzia in particolare per i laghi Arancio, Castello, Disueri, Gammata, San Giovanni, Soprano e Vasca Ogliastro la necessità di interventi urgenti mirati alla riduzione dei carichi di origine antropica.

Al fine di inquadrarli gerarchicamente da un punto di vista trofico, i corpi idrici esaminati sono stati ordinati adottando l'indice di stato trofico (TSI) proposto dall'E.P.A. (1974), modificato basando il calcolo sui valori medi annuali della concentrazione di fosforo totale, della concentrazione di clorofilla "a" nella zona eufotica e della trasparenza misurata con il disco di Secchi. Per problemi gestionali, nell'anno di indagine, il lago Comunelli è stato mantenuto al minimo invasivo; pertanto non essendo possibile rilevare significativamente alcuni parametri (trasparenza al disco di Secchi e concentrazione di

clorofilla), il lago non è stato considerato nella gerarchizzazione trofica. Integrando i valori del TSI con una variabile complessiva di tutti i parametri esaminati è stata definita una scala di stato trofico che sottolineando l'assenza di laghi oligotrofici nel territorio siciliano evidenzia condizioni mesotrofiche in 5 invasi, meso-eutrofiche in 5, eutrofiche in 15 ed ipereutrofiche in 5 (Fig. 4).

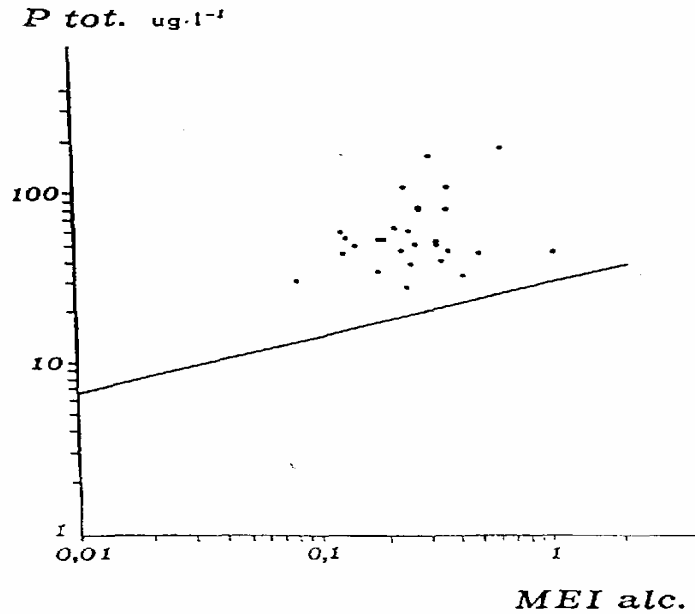


Fig. 3 - Applicazione del modello MEIalc (Vigni e Chlaudani, 1986) ai laghi siciliani

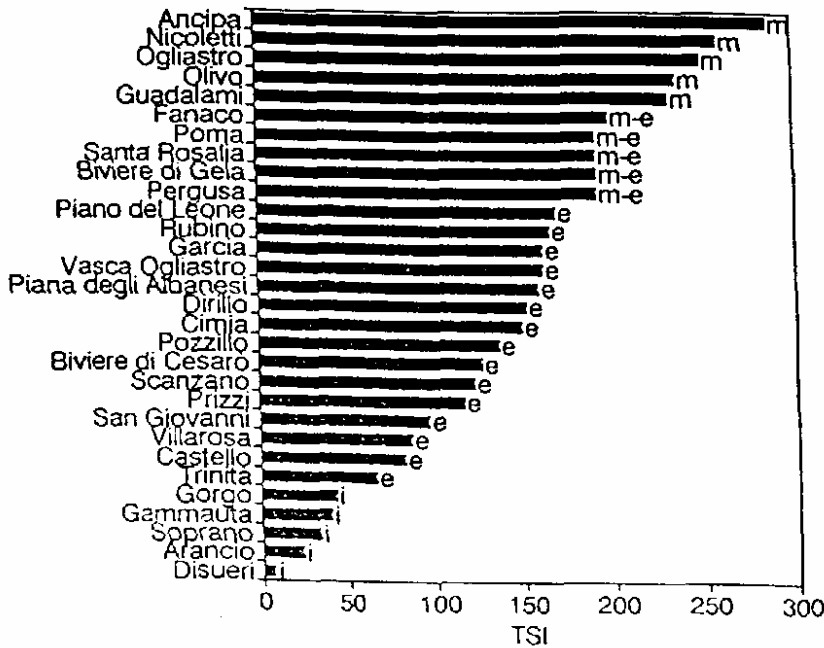


Fig. 4 - Gerarchizzazione trofica dei laghi siciliani secondo l'indice di stato trofico (EPA 1974) modificato

5. BIBLIOGRAFIA

- Barone, R., S. Calvo. 1982. Ciclo primaverile-estivo del fitoplancton di due bacini artificiali siciliani attraverso l'analisi dei pigmenti fotosintetici. *Giorn. Bot. Ital.*, 116: 131.
- Barone, R. 1983. Fitoplancton e lo stato trofico del lago Poma. *Atti V Congresso A.I.O.L.*, Pallanza,: 177-187.
- Barone, R. 1985. Fitoplancton e stato trofico del lago Piana degli Albanesi. *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat.* Catania, 18:485-498.
- Barone, R., C. Fradà Orestano, S. Calvo e G. Genchi. 1986. Indagine conoscitiva sui laghi artificiali siciliani. I. Stime previsionali del livello trofico. *Atti VII Congresso A.I.O.L.*, Trieste, : 133-144.
- Barone, R., L. Naselli Flores e S. Calvo. 1989. Fitoplancton e livello trofico del lago Biviere di Cesarò (ME). *Naturalista sicil.*, S. IV, XIII (1-2): 1-22.
- Barone, R. e L. Naselli Flores. 1989. Cianoficee planctoniche dei laghi siciliani: osservazioni preliminari. *Giorn. Bot. Ital.*, 123 Suppl. 1 :74.
- Barone, R. e L. Naselli Flores. 1990. Osservazioni sulle comunità planctoniche dei laghi artificiali siciliani: relazioni diversità-biomassa. *Naturalista sicil.*, S. IV, XIV (suppl.) : 35-48.
- Barone, R., L. Naselli Flores & S. Calvo. 1991. Plankton communities in the artificial lakes of Sicily (Italy). *Vehr. Verein. Internat. Limnol.*, 24:1409-1414.
- Calvo, S., R. Barone e G. Genchi. 1984. Lo stato trofico del lago Scanzano (Palermo). *Atti VI Congresso A.I.O.L.*, Livorno, :249- 256.
- Calvo, S., L. Naselli Flores, R. Barone, G. Genchi, C. Fradà Orestano, A. Lugaro e G. Dongarrà. 1991. Indagine limnologica sui laghi siciliani. *Naturalista sicil.*, S. IV, 14 (suppl.), in stampa.
- Cefalù, M., S. Palazzolo e C. Asaro. 1960. Potabilizzazione dell'acqua del lago artificiale di Piana degli Albanesi per l'acquedotto di Palermo. *Ingegneria Sanitaria*, 5:3-11.
- Cotta Ramusino, M. e G. Grosa. 1986. Eutrofizzazione: il caso di un bacino artificiale. *Atti VII Congresso A.I.O.L.*, Trieste, : 217-228.
- E.P.A. 1974. An approach to a relative trophic index System for classifying lakes and reservoirs. *Working Paper n° 24*, Corvallis.
- Faranda, F. 1977. Primo censimento delle aree destinabili ad acquacoltura in Sicilia. *Atti della Società Peloritana di Scienze Fisiche, Matematiche e Naturali*, 23(suppl.): 113 pp.

- Gaggino, G.F., R. Marchetti, E. Cappelletti e T. Calcagnini. 1985. La qualità delle acque dei laghi italiani negli anni '80. *Atti pre-stampa Congresso Internazionale EWPCA-ANDIS*, Roma, 5-32,
- Grasshoff, K., M. Ehrhardt & K. Kremling. 1983. *Methods of seawater analysis. Verlag Chemie Weinheim*, 419 pp.
- Marker, A.F.H., E.A. Nusch, H. Rai & B. Riemann. 1980. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: Conclusions and recommendation. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 14: 91-106.
- O.C.D.E.. 1982. Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. *O.C.D.E.*, Paris, 164 pp.
- Oliveri, R., M. Di Benedetto, R. Barone, A. Casuccio, M. Ajello, S. Calvo e A. Gullotti. 1982. Indagini ecologiche su due bacini artificiali siciliani. *Giornale di Igiene e Medicina Preventiva*, 23: 10-41.
- Vighi, M. e G. Chiaudani. 1986. Una nuova metodologia per la valutazione della capacità recettiva degli ambienti lacustri: il modello MEI e sua applicazione nei piani di risanamento. *Ingegneria Ambientale*, 15(5): 239-246.

INDAGINE CONOSCITIVA SUI LAGHI ARTIFICIALI SICILIANI. II. NUTRIENTI E FITOPLANCTON

Rossella BARONE*, Luigi NASELLI FLORES*, Sebastiano CALVO* e
Giacchino GENCHI**

*Laboratorio di Ecologia Acquatica, Dipartimento di Scienze Botaniche, Università di Palermo

**Assessorato Territorio e Ambiente della Regione Siciliana

SUMMARY

Nutrients concentration, phytoplankton biomass and chlorophyll *a* in 21 dam reservoirs of Sicily were examined.

In every lake samples were taken at 3-5 discrete depths in the middle of the basin in May, September, December 1987 and March 1988. Values of parameters were computed as weighted average in the euphotic zone.

Results of correlation analysis showed a highly significant relationship among chlorophyll *a*, phytoplankton biomass (especially nannoplanktonic size fraction) and total phosphorus.

1. INTRODUZIONE

Vengono riportati i risultati relativi all'analisi dei principali nutrienti e della biomassa fitoplanctonica di 21 laghi artificiali siciliani. Lo studio è stato eseguito nell'ambito di una più vasta indagine limnologica condotta sui 31 corpi idrici insulari il cui specchio libero manifesta una superficie superiore a 0,2 km² (Calvo, Naselli Flores, Barone, Genchi, Fradà Orestano, Lugaro & Dongarrà, 1991).

I laghi presi in esame, realizzati mediante lo sbarramento di corsi d'acqua naturali, sono caratterizzati da un ciclo idrologico comparabile e da una significativa catena planctonica da pascolo in cui è stato possibile ipotizzare un controllo "bottoni up" sullo zooplancton (Barone, Naselli Flores & Calvo, 1990).

2. METODI

I campionamenti sono stati effettuati in un'unica stazione, sita al centro di ciascun corpo idrico, nell'ambito di quattro campagne distribuite stagionalmente in un arco annuale. In particolare la I campagna è stata condotta nel Maggio 1987, la II in Settembre, la III in Dicembre e la IV nel Marzo 1988. La maggior parte dei laghi ha evidenziato condizioni di stratificazione termica nelle prime due campagne ed uno stato di circolazione nelle successive. E' inoltre da rilevare l'assenza di apporti idrici significativi dal mese di Giugno al mese di Gennaio.

I campioni sono stati realizzati a profondità standard (0, 1, 2,5, 5, 10, 20 m) mediante una bottiglia a chiusura automatica tipo " Van Dom".

La concentrazione di clorofilla *a* , corretta per i feopigmenti, è stata determinata mediante estrazione in solvente acetico al 90% (Marker, Nusch, Rai & Riemann, 1980).

La biomassa fitoplanctonica, espressa come peso fresco algale, è stata rilevata adottando il metodo di Utermohl (1931) per il conteggio cellulare ed assimilando le specie ad appropriate figure geometriche secondo le indicazioni fornite da Roti (1981). Il fitoplancton è stato suddiviso in due classi dimensionali: nanoplancton (<30 µm) e netplancton (Spodniewska, 1979). Riconoscendo i diversi ruoli funzionali delle frazioni dimensionali il nanoplancton si identifica con la componente edibile (Gelin & Ripl, 1978).

Le concentrazioni dei nutrienti (azoto nitrico e ammoniacale, fosforo totale e reattivo solubile, silicio reattivo solubile) sono state stimate utilizzando i metodi analitici proposti da Grasshoff, Ehrhardt & Kremling (1983).

I valori dei parametri esaminati sono riportati come medie ponderate nella zona eufotica delimitata rilevando mediante un quantometro, la profondità in cui si è registrato l'1% della radiazione fotosinteticamente attiva incidente sulla superficie lacustre.

Le variabili incluse nell'analisi statistica sono state soggette ad una trasformazione logaritmica al fine di stabilizzare e normalizzare la varianza (Prepas, 1984; Peters, 1986).

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

Nelle tabelle 1-8 sono riportati i valori dei parametri esaminati sia distribuiti nelle quattro campagne che come medie annuali (M).

Le condizioni redox degli ambienti in esame ed il conseguente tasso di ossigenazione delle acque rivestono un ruolo chiave nella regolazione dei processi che danno origine alle diverse forme dei nutrienti. In particolare il 52% dei laghi va incontro,

durante la fase di stratificazione termica, a situazioni di anaerobiosi nell'ipolimnio, il 38% evidenzia un notevole consumo di ossigeno e soltanto 2 corpi idrici limitano il deficit entro una sottosaturazione del 77-80% (Calvo et al., 1991). E' peraltro noto che, in tali condizioni, la quota più rilevante dell'ossigeno consumato viene comunemente utilizzata sia nell'ossidazione del carbonio organico, con il conseguente rilascio di azoto ammoniacale, che nella nitrificazione.

L'accumulo di azoto ammoniacale (Tab. 1) fra la I e la II campagna va probabilmente messo in relazione ai processi di ammonificazione, nonché al rallentamento dell'attività nitrificante. La maggior parte dei laghi esprime le concentrazioni più elevate nella III campagna. Valori superiori a 1 mg/l si rinvengono nei laghi Arancio e S. Giovanni caratterizzati peraltro da un'elevata biomassa algale.

Le concentrazioni di azoto nitrico (Tab.2) manifestano i minimi stagionali, ascrivibili al consumo algale, nella II campagna; nella maggior parte dei laghi (57%), in particolare, si verifica una quasi completa rimozione dello ione. Fra la III e IV campagna con il ristabilirsi di condizioni aerobiche lungo tutta la colonna d'acqua, le concentrazioni dell'azoto nitrico registrano un forte incremento, sia per la ripresa dei processi di nitrificazione che per gli apporti esterni dovuti alle piogge.

Le concentrazioni di fosforo solubile reattivo (Tab.3) e di silicio solubile reattivo (Tab.4) evidenziano i massimi valori nella III campagna. Il silicio, inoltre, manifesta un ulteriore incremento, dovuto all'input esterno, nella IV. Il consumo algale di questo elemento si esprime più chiaramente nella I campagna quando, nella maggior parte dei laghi, si registra la dominanza o codominanza di piccole diatomee centriche (Barone & Naselli Flores, 1990; Calvo et al., 1991).

Le concentrazioni di fosforo totale (Tab.5) sono comprese tra 8 e 343 µg/l. I valori medi annuali più elevati si registrano nei laghi Arancio e Gammata dove si rilevano anche le medie più alte di biovolume fitoplanctonico (Tab.6) e di clorofilla *a* (Tab.7).

Il biovolume fitoplanctonico evidenzia valori compresi tra 0,1 e 74,1 mg/l (Tab.6). Il nanoplancton rappresenta la componente più significativa nella maggior parte dei laghi (Tab. 8).

Le concentrazioni di clorofilla *a* (Tab.7) sono comprese fra 1 e 406 µg/l. Le medie annuali, adottando i valori limite proposti dall'O.C.D.E. (1982), permettono di distribuire gli invasi nelle seguenti categorie: ultraoligotrofia (1) mesotrofia (9), eutrofia (7) e ipereutrofia (4).

L'analisi statistica (Tab. 9) ha evidenziato correlazioni significative fra i valori di biomassa fitoplanctonica, concentrazione di clorofilla *a* e concentrazione di fosforo totale (n=84). I coefficienti più elevati si manifestano prendendo in considerazione i valori medi annuali (n=21). Viene pertanto ribadita la significatività di questi parametri ai fini della

LAGO	I	II	III	IV	M
ANCIPA	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01
ARANCIO	0,29	0,47	1,17	0,08	0,50
CASTELLO	0,07	0,09	0,71	0,74	0,40
CIMIA	0,09	0,02	0,03	0,39	0,13
DIRILLO	0,04	0,01	0,02	0,01	0,02
FANACO	0,01	0,13	0,35	0,21	0,18
GAMMAUTA	0,01	0,05	0,47	0,02	0,14
GARCIA	0,02	0,03	0,01	0,03	0,02
NICOLETTI	0,02	0,02	0,04	0,01	0,02
OLIVO	+	0,02	0,01	+	0,01
PIANA DEGLI ALBANESEI	0,06	0,05	0,39	0,19	0,17
PIANO DEL LEONE	0,03	0,07	0,38	0,03	0,13
POMA	0,05	0,04	0,11	0,02	0,06
POZZILLO	0,13	0,02	0,02	0,05	0,06
PRIZZI	0,01	0,13	0,10	0,01	0,06
RUBINO	0,02	0,03	0,02	+	0,02
SAN GIOVANNI	0,09	0,03	0,67	1,16	0,49
SANTA ROSALIA	0,04	0,02	0,02	0,05	0,03
SCANZANO	0,01	0,02	0,67	0,01	0,18
TRINITA'	0,02	0,02	0,01	0,03	0,02
VILLAROSA	0,03	0,02	0,70	0,53	0,32

Tab. 1 - Concentrazione di azoto ammoniacale (mg/l). Il simbolo + indica un valore < 0,01

LAGO	I	II	III	IV	M
ANCIPA	0,11	+	0,11	0,09	0,08
ARANCIO	0,57	0,21	0,10	1,94	0,71
CASTELLO	0,95	0,07	0,07	0,14	0,31
CIMIA	1,07	+	0,37	1,37	0,70
DIRILLO	0,78	+	0,34	0,61	0,43
FANACO	1,58	0,21	0,35	2,49	1,16
GAMMAUTA	0,20	0,02	0,27	1,24	0,43
GARCIA	1,05	+	0,16	3,54	1,19
NICOLETTI	0,09	+	0,02	0,08	0,05
OLIVO	0,08	+	0,02	0,03	0,03
PIANA DEGLI ALBANESEI	0,63	+	0,40	0,72	0,44
PIANO DEL LEONE	0,66	0,01	0,05	1,53	0,56
POMA	0,76	0,02	1,13	2,02	0,98
POZZILLO	0,49	+	0,13	0,63	0,31
PRIZZI	0,67	0,01	0,40	0,87	0,49
RUBINO	1,27	0,01	0,40	1,55	0,81
SAN GIOVANNI	0,54	+	0,18	0,58	0,33
SANTA ROSALIA	0,52	+	0,02	0,05	0,15
SCANZANO	2,70	0,01	0,47	1,71	1,22
TRINITA'	0,89	+	0,06	0,75	0,43
VILLAROSA	0,44	+	0,10	0,51	0,26

Tab. 2 - Concentrazione di azoto nitrico (mg/l). Il simbolo + indica un valore < 0,01

LAGO	I	II	III	IV	M
ANCIPA	1	3	3	5	3
ARANCIO	6	5	11	8	8
CASTELLO	40	15	112	47	54
CIMIA	3	5	3	6	4
DIRILLO	6	4	7	6	6
FANACO	2	3	2	1	2
GAMMAUTA	4	2	130	35	43
GARCIA	2	2	2	6	3
NICOLETTI	4	2	6	10	6
OLIVO	1	2	7	7	4
PIANA DEGLI ALBANESI	2	1	6	5	4
PIANO DEL LEONE	1	2	9	9	5
POMA	5	1	8	7	5
POZZILLO	2	2	8	24	9
PRIZZI	3	3	9	8	6
RUBINO	1	+	5	2	2
SAN GIOVANNI	3	5	9	11	7
SANTA ROSALIA	2	4	5	4	4
SCANZANO	2	2	7	4	4
TRINITA'	4	3	+	3	3
VILLAROSA	4	1	5	3	3

Tab. 3 - Concentrazione di fosforo solubile reattivo ($\mu\text{g/l}$). Il simbolo + indica un valore < 1

LAGO	I	II	III	IV	M
ANCIPA	1,8	1,4	1,5	2,4	1,8
ARANCIO	1,1	2,6	7,2	5,5	4,1
CASTELLO	0,7	2,0	3,3	3,6	2,4
CIMIA	2,4	3,6	5,2	3,8	3,8
DIRILLO	2,8	1,5	4,0	5,0	3,3
FANACO	3,0	3,0	2,8	4,1	3,2
GAMMAUTA	+	1,0	5,5	4,2	2,7
GARCIA	2,3	3,4	3,6	5,3	3,7
NICOLETTI	1,0	1,2	1,6	1,8	1,4
OLIVO	0,1	0,6	1,3	1,7	0,9
PIANA DEGLI ALBANESI	+	+	1,3	1,2	0,6
PIANO DEL LEONE	+	1,8	2,6	4,9	2,3
POMA	2,1	0,4	1,5	1,3	1,3
POZZILLO	1,5	0,1	1,3	2,9	1,5
PRIZZI	1,1	2,0	3,1	3,3	2,4
RUBINO	0,1	1,4	0,5	1,8	1,0
SAN GIOVANNI	0,3	2,4	3,5	4,3	2,6
SANTA ROSALIA	0,9	1,9	3,0	4,3	2,5
SCANZANO	1,3	0,2	2,3	3,6	1,9
TRINITA'	2,7	3,6	4,0	5,4	3,9
VILLAROSA	0,8	0,2	0,7	1,8	0,9

Tab. 4 - Concentrazione di silicio solubile reattivo (mg/l). Il simbolo + indica un valore < 0,1

LAGO	I	II	III	IV	M
ANCIPA	9	36	19	39	26
ARANCIO	71	230	262	83	162
CASTELLO	44	88	205	144	120
CIMIA	23	68	50	54	49
DIRILLO	43	46	51	59	50
FANACO	12	66	43	31	38
GAMMAUTA	102	165	343	35	161
GARCIA	21	80	57	51	52
NICOLETTI	14	68	19	41	36
OLIVO	19	45	33	24	30
PIANA DEGLI ALBANESI	31	53	38	62	46
PIANO DEL LEONE	18	53	48	60	45
POMA	18	30	53	51	38
POZZILLO	19	41	67	50	44
PRIZZI	8	95	54	55	53
RUBINO	17	54	25	19	29
SAN GIOVANNI	69	87	89	81	82
SANTA ROSALIA	24	44	40	45	38
SCANZANO	55	60	69	56	60
TRINITA'	24	184	50	94	88
VILLAROSA	50	76	65	74	66

Tab. 5 - Concentrazione di fosforo totale ($\mu\text{g/l}$)

LAGO	I	II	III	IV	M
ANCIPA	0,2	0,4	0,1	0,2	0,2
ARANCIO	5,2	74,1	32,6	17,5	32,4
CASTELLO	6,4	6,3	3,0	6,4	5,5
CIMIA	+	7,8	1,1	0,2	2,3
DIRILLO	1,9	2,0	0,2	1,6	1,4
FANACO	0,8	0,4	0,3	0,7	0,6
GAMMAUTA	47,0	12,6	2,0	16,9	19,6
GARCIA	0,5	0,9	0,7	2,9	1,3
NICOLETTI	0,6	0,8	1,5	2,9	1,5
OLIVO	2,4	1,8	1,1	3,2	2,1
PIANA DEGLI ALBANESI	5,2	3,6	5,5	2,1	4,1
PIANO DEL LEONE	1,4	9,1	1,9	3,9	4,1
POMA	0,7	1,3	0,4	1,0	0,9
POZZILLO	2,0	1,1	9,8	0,3	3,3
PRIZZI	0,6	0,6	0,2	4,1	1,4
RUBINO	0,4	3,2	4,2	8,4	4,1
SAN GIOVANNI	13,8	6,9	16,9	2,4	10,0
SANTA ROSALIA	2,3	1,5	3,3	1,6	2,2
SCANZANO	3,3	7,2	2,4	19,5	8,1
TRINITA'	3,2	2,6	1,0	5,9	3,2
VILLAROSA	8,9	2,0	5,7	14,3	7,7

Tab. 6 - Biomassa fitoplanctonica (mg/l). il simbolo + indica un valore < 0,05

LAGO	I	II	III	IV	M
ANCIPA	1	1	2	1	1
ARANCIO	58	189	406	127	195
CASTELLO	17	30	19	27	23
CIMIA	1	11	8	2	6
DIRILLO	12	19	2	9	11
FANACO	4	2	4	7	4
GAMMAUTA	150	53	7	82	73
GARCIA	5	7	5	8	6
NICOLETTI	3	3	5	2	3
OLIVO	8	2	6	10	7
PIANA DEGLI ALBANESI	12	8	27	11	15
PIANO DEL LEONE	5	11	9	13	10
POMA	2	5	9	6	6
POZZILLO	7	4	30	2	11
PRIZZI	3	6	4	14	7
RUBINO	2	11	5	11	7
SAN GIOVANNI	66	13	44	11	34
SANTA ROSALIA	8	1	12	5	7
SCANZANO	8	7	10	29	14
TRINITA'	20	8	16	23	17
VILLAROSA	27	21	14	57	30

Tab. 7 - Concentrazione di clorofilla a ($\mu\text{g/l}$)

LAGO	I	II	III	IV	M
ANCIPA	0,2	0,4	0,1	0,2	0,2
ARANCIO	4,6	38,8	0,7	11,3	13,9
CASTELLO	3,8	6,0	3,0	5,5	4,6
CIMIA	0,1	7,6	1,1	0,1	2,2
DIRILLO	1,1	1,8	0,2	1,4	1,1
FANACO	0,7	0,4	0,2	0,7	0,5
GAMMAUTA	46,9	5,9	0,3	14,9	17,0
GARCIA	0,4	0,4	0,6	2,9	1,1
NICOLETTI	0,3	0,2	0,2	0,5	0,3
OLIVO	1,2	0,4	0,4	1,3	1,0
PIANA DEGLI ALBANESI	1,1	0,7	2,5	1,4	1,4
PIANO DEL LEONE	1,2	0,4	0,4	3,1	1,3
POMA	0,3	1,0	0,1	0,7	0,5
POZZILLO	1,9	0,7	0,7	0,1	0,9
PRIZZI	0,5	0,5	0,1	4,0	1,3
RUBINO	0,2	0,5	1,8	0,5	0,8
SAN GIOVANNI	2,0	0,3	4,4	0,5	1,8
SANTA ROSALIA	2,0	1,5	1,4	0,7	1,4
SCANZANO	1,0	1,3	0,8	2,4	1,4
TRINITA'	2,9	0,6	0,3	5,6	2,4
VILLAROSA	7,9	1,3	5,6	4,7	4,9

Tab. 8 - Biomassa nannoplanktonica (mg/l). Il simbolo + indica un valore < 0,05

VARIABILI	n=21		n=84	
	r	p	r	p
BF CHL	0,92	****	0,84	****
BF PT	0,77	****	0,48	****
CHL PT	0,90	****	0,55	****
BFnanno CH	0,91	****	0,73	****
BFnanno PT	0,90	****	0,34	***
BFnet CHL	0,73	****	0,59	****
BFnet PT	0,46	*	0,35	***

Tab. 9 - Risultati delle analisi di correlazione (*= $p < 0,05$; ***= $p < 0,005$; ****= $p < 0,001$). BF=biomassa fitoplanctonica; CHL= clorofilla a; BFnanno= biomassa nannoplanctonica; BFnet= biomassa netplanctonica

classificazione trofica dei laghi artificiali siciliani e di un eventuale sviluppo di modelli previsionali.

La componente edibile del fitoplancton evidenzia, rispetto al netplancton, coefficienti di correlazione più significativi sia con la clorofilla a che con il fosforo totale. Risulta pertanto ulteriormente confermata l'ipotesi di Watson e Kalff (1981) di un aumento del nannoplancton al crescere dell'eutrofizzazione. Pur tenendo in debito conto i limiti insiti nella bassa frequenza di campionamento, il complesso delle osservazioni ad oggi effettuate sui nutrienti e sulle comunità planctoniche di questi peculiari ambienti permette di evidenziare alcuni problemi connessi ad un eventuale recupero dei laghi più eutrofici.

L'aumento delle concentrazioni dei nutrienti nella III campagna riflette la particolare significatività del carico interno. E' lecito pertanto ipotizzare che un'eventuale riduzione del carico esterno implicherebbe lunghi tempi di recupero.

La contemporanea adozione di metodi ecotecnologici, quale ad esempio la biomanipolazione delle catene alimentari, permetterebbe di ottenere risultati più immediatamente fruibili.

Peraltro le indagini sulle comunità planctoniche (Barone et al., 1990; Barone & Naselli Flores, 1990) inducono ad ipotizzare la presenza di catene alimentari brevi con un flusso di energia concentrato ai primi livelli trofici. La verifica di questa ipotesi, attraverso studi specifici sulle catene alimentari, si rende quindi particolarmente necessaria ai fini di un efficace intervento.

BIBLIOGRAFIA

- Barone, R., L. Naselli Flores and S. Calvo. 1991. Plankton communities in the artificial lakes of Sicily (Italy). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24:1409-1414.
- Barone, R. e L. Naselli Flores. 1990. Osservazioni sulle comunità planctoniche dei laghi artificiali siciliani: relazioni diversità-biomassa. *Naturalista sicil.*, S. IV, 14 (suppl.): 35-48.
- Calvo, S., L. Naselli Flores, R. Barone, G. Genchi, C. Fradà Orestano, A. Lugaro, G. Dongarrà. 1991. Indagine limnologica sui laghi siciliani. *Naturalista sicil.*, S. IV, 15 (suppl.), in stampa.
- Calvo, S., R. Barone e L. Naselli Flores. 1990. Lo stato trofico dei laghi siciliani. *Atti stesso Congresso*.

- Gelin, C. and W. C. Ripl. 1978. Nutrient decrease and response of various phytoplankton size fractions following the restoration of Lake Trumen. Sweden. *Arch. Hydrobiol.* 81: 339-367.
- Grasshoff, K., M. Ehrhardt and K. Kremling. 1983. Methods of seawater analysis. *Verlag Chemie Weinheim.* 419 pp.
- Marker, A.F.H., E.A. Nusch, H. Rai and B. Riemann. 1980. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: Conclusions and recommendations. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 14: 91-106.
- O.C.D.E. 1982. Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance et de lutte. *O.C.D.E.* Paris, 164 pp.
- Peters, R.H. 1986. The role of prediction in limnology. *Limnol. Oceanogr.* 31(5): 1143-1159.
- Prepas, E.E. 1984. Some statistical methods for the design of experiments and analysis of samples. In: Downing, J.A. and F.H. Rigler (Eds.): *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwaters.* 2nd ed.: 266-334. Blackwell Scientific Publi. Oxford, England, 501 pp.
- Rott, E. 1981. Some results from phytoplankton counting intercalibrations. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 43: 34-62.
- Spodniewska, I. 1979. Phytoplankton as the indicator of lake eutrophication. I. Summer situation in 25 Masurian Lakes in 1976. *Ekol. Pol.* 27: 481-496.
- Watson, S. and J. Kalff. 1981. Relationships between Nannoplankton and Lake Trophic Status. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38: 960-967.
- Utermohl, H. 1931. Neue Wege in der quantitativen Erfassung des Planktons. *Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol.* 5: 567-596.

L'EVOLUZIONE TROFICA DEL LAGO SIMBIRIZZI DAL PRIMO ANNO D'INVASO (1986) AL 1989

Manuel MURA, Nicola SECHI e Antonella LUGLIE'

Istituto di Botanica, Università di Sassari

Summary

The results of 3 years on physical, chemical and biological analyses in new Man Made Lake Simbirizzi (South Sardinia), filled in the 1986, are presented. The new lake created on the areic old brackish pond Simbirizzi shows very high values of conductivity (mean value of $1300 \mu\text{S cm}^{-1}$). There are relatively low levels of mineral nitrogen (230 mg N m^{-3} the first year, 166 mg N m^{-3} the second and 101 mg N m^{-3} the third) and high concentrations of total phosphorus (82 mg P m^{-3} the first year, 75 mg P m^{-3} the second and 150 mg P m^{-3} the third). Chlorophyll *a* concentrations are very high, with $17,3 \text{ mg m}^{-3}$ the first year, $23,5 \text{ mg m}^{-3}$ and $42,8 \text{ mg m}^{-3}$ the next years. The standing crop also shows increasing values: annual averages were respectively $4,6 \text{ mg l}^{-1}$, 6 mg l^{-1} and $17,5 \text{ mg l}^{-1}$. Essentially, has been pointed out a state of growing eutrophy. This work furthermore describes the algal succession along the three years.

1. Introduzione

L'invaso di Simbirizzi (tab. 1) è stato realizzato nel 1986 su una depressione naturale a pochi chilometri ad Est di Cagliari. Parte del territorio inondato era occupato da uno stagno salmastro (Stagno di Simbirizzi) nel quale le acque, accumulatesi in inverno, evaporavano quasi del tutto in estate, lasciando sul fondo un crostone salino di spessore variabile. Il lago, il cui bacino imbrifero ha una estensione di soli $8,5 \text{ Km}^2$, riceve prevalentemente le acque convogliate artificialmente dal sistema del Flumendosa e da altri bacini imbriferi minori (fig. 1). Funge quindi da serbatoio di estremità di un sistema idraulico complesso e le acque vengono destinate ad usi irrigui e civili.

Tab. 1 - Principali caratteristiche morfometriche del L. Simbirizzi.

Quota s.l.m. al massimo invaso (m)	32,5
Volume massimo nominale ($\text{m}^3 \times 10^6$)	30
Superficie massima nominale ($\text{m}^2 \times 10^6$)	3,3
Profondità massima (m)	15
Profondità media al massimo invaso (m)	9,1

Data la scarsa qualità delle acque immissarie, la morfologia della conca lacustre e la pregressa condizione salmastra, era ipotizzabile che le acque del lago potessero essere altamente eutrofiche, ad elevato contenuto salino e, probabilmente, interessate anche da altri fenomeni di inquinamen-

to. Per tali motivi, subito dopo l'invaso, si sono avviate una serie d'indagini, tra le quali anche una a carattere limnologico. Lo scopo di quest'ultima era quello di seguire l'evoluzione del bacino, ai fini di stabilirne il livello trofico più probabile e di rilevare le somiglianze e le differenze rispetto alle fasi evolutive già osservate in altri laghi di neo-

formazione (Ostrofsky M. L., 1978; Ostrofsky M. L. e Duthie H. C., 1978) sia nella dinamica dei principali parametri chimici e fisici delle acque (con particolare riferimento ai nutrienti vegetali) che nei popolamenti fitoplanctonici. Vengono riportati in questo contesto i risultati ottenuti nei primi tre anni di studio, dal maggio 1986 allo aprile 1989.

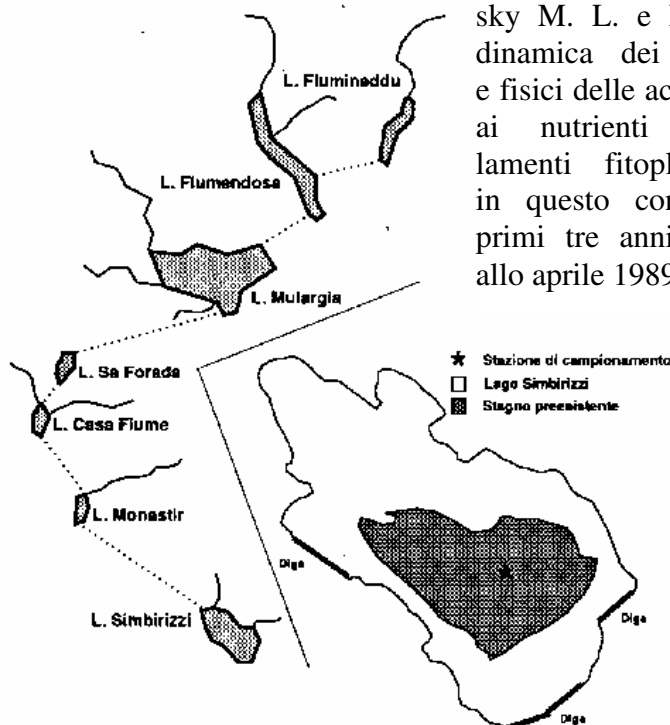


Fig. 1 - L. Simbirizzi, stagno preesistente, stazione di campionamento e sistema idrico che lo alimenta.

2. Metodi

I campionamenti sono iniziati nel mese di maggio 1986, subito dopo il primo invaso; i campioni d'acqua sono stati raccolti al centro del lago, a diversi livelli fino alla massima profondità; la cadenza è stata per lo più settimanale, per l'esame del fitoplancton, e bisettimanale, per le analisi chimiche. Tra i

diversi parametri rilevati vengono riportati in questo contesto i risultati relativi alla temperatura, trasparenza, conducibilità, azoto nitrico (Rodier, 1971), nitroso (Bendshneider e Robinson, 1952) ed ammoniacale, al fosforo totale e reattivo, alla silice reattiva (Strickland e Parsons, 1968), alla clorofilla *a* (Golterman, Clymo e Ohnstad, 1978), ed al fitoplancton, la cui densità (metodo di Utermohl) è stata trasformata in biomassa (metodo di Findenegg, 1974).

3. Risultati

In tabella 2 vengono riportati i valori medi annuali dei parametri analizzati, mediati lungo la colonna d'acqua. I volumi d'invaso (fig. 2), a parte il breve periodo in cui il lago è stato svuotato, variano frequentemente e, spesso, repentinamente. La profondità è conseguentemente sempre molto modesta (mediamente 5,7 m) e non ha mai superato gli 8 m. Per la conducibilità si registrano medie annuali molto elevate con massimo di 2000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ nel gennaio 1987; in

questa occasione si è reso necessario lo svuotamento del lago perché le acque non erano più conformi ai limiti di legge per usi potabili.

Per quel che riguarda la termica (fig. 3) si rileva che, a causa della ridotta profondità, il lago non è mai stratificato; il gradiente verticale raggiunge solo eccezionalmente i 3 t. I tre cicli d'indagine sono abbastanza uniformi: nei primi due anni i valori massimi di temperatura (26 °C) sono raggiunti in agosto (su tutta la colonna d'acqua), nel 1988 in luglio (28 °C), solo

Tab. 2 - Medie annuali dei principali parametri trofici.

Parametro	'86-87	'87-88	'88-89
Volume ($m^3 \times 10^6$)	4,1	7,7	5,3
Temperatura (°C)	18,6	17,2	14,4
Trasparenza (m)	1,2	1,3	0,6
Conducibilità ($\mu S \text{ cm}^{-1}$)	1300	1200	1400
pH	8,4	8,4	8,0
N-NO ₃ ($mg \text{ N m}^{-3}$)	127	112	29
P. tot. ($mg \text{ P m}^{-3}$)	82	75	150
P. reatt. ($mg \text{ P m}^{-3}$)	34	25	34
Si reatt. ($mg \text{ Si l}^{-1}$)	4,4	6,8	8,4
Clorofilla a ($mg \text{ m}^{-3}$)	17,3	23,5	42,8
Biomassa ($mg \text{ l}^{-1}$)	4,6	6	17,5

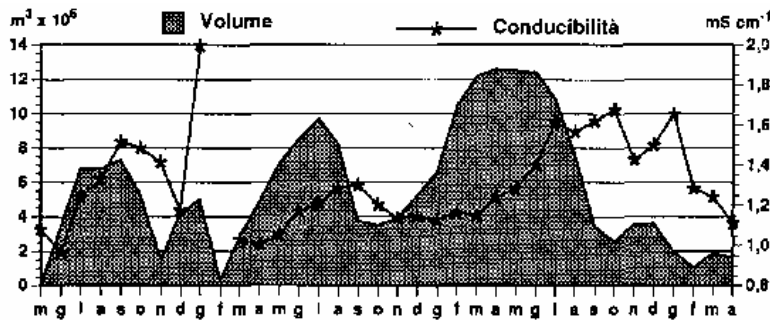


Fig. 2 - Valori medi mensili del volume e della conducibilità (a 25 °C) da maggio '86 ad aprile '89.

in superficie); le temperature minime sono registrate nei primi due anni (rispettivamente 7 °C e 9 °C) tra marzo ed aprile e nello ultimo (6 °C, minimo assoluto) ai primi di gennaio. L'uniformità termica

nel profilo verticale determina l'omogeneità dei valori nella colonna d'acqua anche degli altri parametri. Tra questi rientra sicuramente il pH (fig. 3) che non supera mai, come valore massimo, le 9 unità; in linea generale, i valori minimi vengono registrati in estate, i massimi nei mesi invernali e primaverili; c'è da rilevare tuttavia che il minimo assoluto si registra nel febbraio '89 in concomitanza con il livello d'invaso

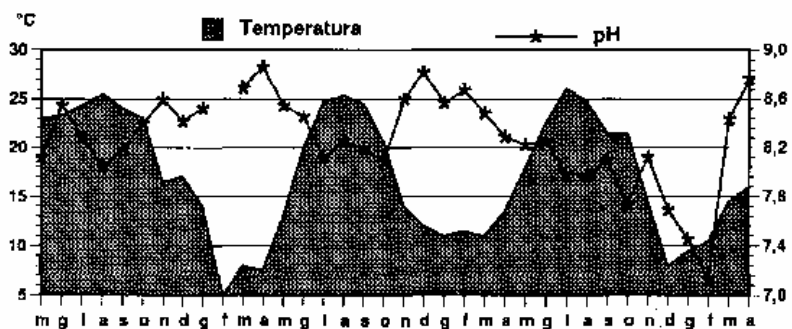


Fig. 3 - Valori medi mensili della temperatura e del pH da maggio '86 ad aprile '89.

minimo.

La dinamica delle tre forme inorganiche dello azoto è rappresentata in figura 4. Subito dopo il primo invaso i nitrati, i nitriti e l'ammoniaca sono presenti con alte concentrazioni, via via decre-

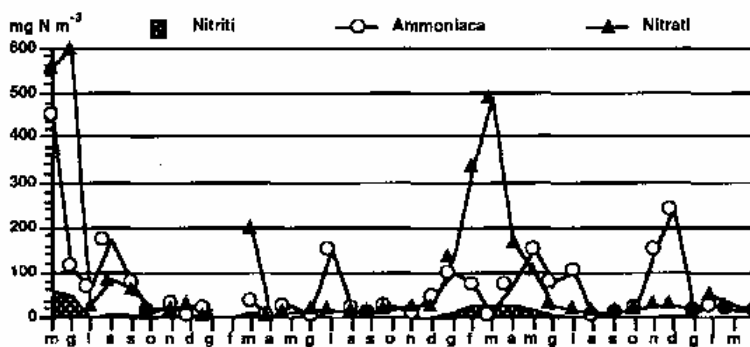


Fig. 4 - Valori medi mensili dei nitrati, nitriti ed ammoniaca da maggio '86 ad aprile '89.

scendenti nei mesi successivi. Negli anni seguenti l'azoto ammoniacale presenta, in diverse occasioni, impennate cui non fanno riscontro concentrazioni altrettanto alte dei nitrati e dei nitriti. La forma nitrica, a sua volta, manifesta due distinti picchi: uno subito dopo il secondo invaso (marzo '87) e l'altro tra il gennaio e il marzo dell'88, coincidente anche questo con un incremento dei volumi idrici. L'azoto nitroso non è mai presente con concentrazioni elevate e rappresenta quindi una frazione poco rilevante nell'ammontare globale di azoto nelle acque.

Anche il fosforo (fig. 5), sia nella forma reattiva che in quella totale, subisce, nel primo semestre successivo all'invaso, un forte decremento. I fosfati reattivi rappresentano una aliquota consistente solo durante i primi campionamenti; successivamente si mantengono sempre intorno ai 20 mg P m⁻³. La forma totale oscilla, invece, intorno ai 70 mg P m⁻³, con un minimo di 20 mg P m⁻³ nel mese di aprile del 1988. Negli ultimi mesi si assiste ad un incremento sostanziale che porta i valori verso i 250 mg P m⁻³. I silicati (fig. 6) sono piuttosto abbondanti e consentono il verificarsi di cospicue fioriture di Diatomee; vengono del tutto esauriti solo nel marzo dell'88 e, in questa occasione, rappresentano probabilmente il fattore limitante per un ulteriore sviluppo del gruppo algale.

I contenuti medi di clorofil-

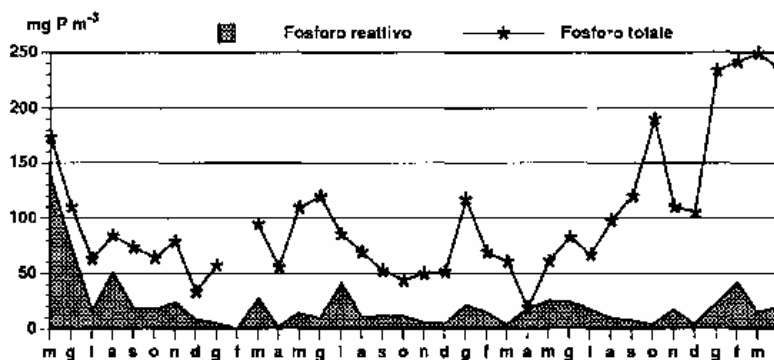


Fig. 5 - Valori medi mensili del fosforo totale e reattivo da maggio '86 ad aprile '89.

la *a* (tab. 2) sono elevati e manifestano un chiaro incremento nel triennio. I picchi (fig. 7), pari a 30 mg m⁻³ nel novembre '86, a 50 mg m⁻³ nel novembre '87 e

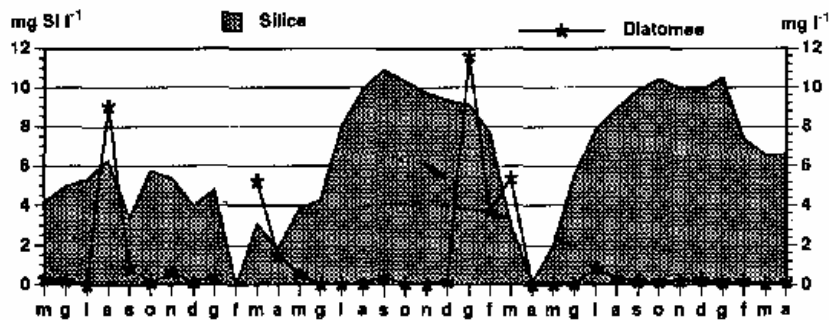


Fig. 6 - Valori medi mensili delle Diatomee e della silice reattiva da maggio '86 ad aprile '89.

a 115 mg m^{-3} nel settembre '88, si registrano in coincidenza con bassi valori di trasparenza delle acque. Queste, ad eccezione dei primi mesi di vita (in cui si è registrato il valore massimo di 3,3 m), sono qua-

si sempre molto torbide, con valori del disco di Secchi normalmente inferiori al metro. Nell'ultimo ciclo annuale, probabilmente anche in relazione alla scarsa quantità di acqua presente nel lago, la trasparenza è risultata ancora inferiore. I valori medi della biomassa (tab. 2) sono elevati ed i contenuti triplicano dall'87-88 all'88-89, rendendo ben evidente l'intensità dei livelli produttivi dell'invaso.

Come si può vedere dalla fig. 8, le Cyanophyceae e le Dinophyceae sono le classi che esprimono i valori di biomassa più alti; in particolare, le seconde arrivano a sviluppare un picco di circa 50 mg l^{-1} .

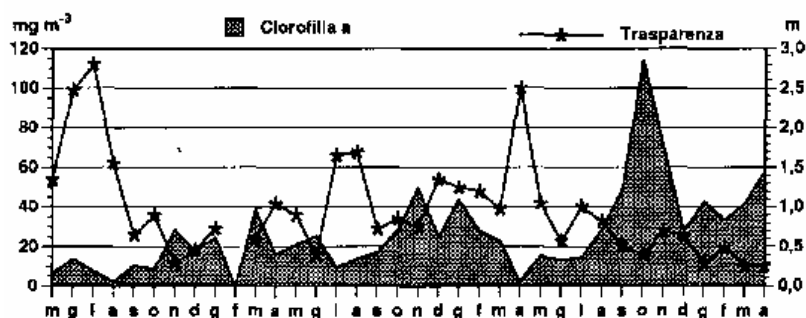


Fig. 7 - Valori medi mensili della clorofilla a e della trasparenza da maggio '86 ad aprile '89.

Nell'arco del triennio si individuano diversi periodi, caratterizzati da assetti fitoplanctonici variabili:

- inizialmente (maggio-settembre '86) c'è il predominio delle Chlorophyceae con le specie *Neochloris pseudostigmatica* Bisch. & Bold, *Ankyra ancora* var. *issajevii* (Kisel.) Fon, *Oocystis* sp. A. Braun de alcune altre, inframmezzato da un "bloom" della Diatomea *Cyclotella meneghiniana* Kg.;
- successivamente, sino alla fine del 1986, il popolamento è molto eterogeneo; è da segnalare la prima comparsa delle Cyanophyceae, con *Microcystis aeruginosa* Kg., *Oscillatoria rubescens* D.C. e *Oscillatoria tenuis* Ag.; le Euglenophyceae sono presenti con alcune specie, fra cui *Euglena clavata* Skuja;
- la classe delle Cyanophyceae contraddistingue il primo semestre del 1987 con una dominanza pressoché continua di *O. rubescens* e *O. tenuis*, affiancate da *Anabaena Scheremetievi* var. *recta* Elenk; le Diatomeae sono presenti con una breve ma intensa fioritura di *Cyclotella chaetoceras* Lemm. e di *Asterionella formosa* Hassall; a marzo è rilevante anche la presenza di *Clo-*

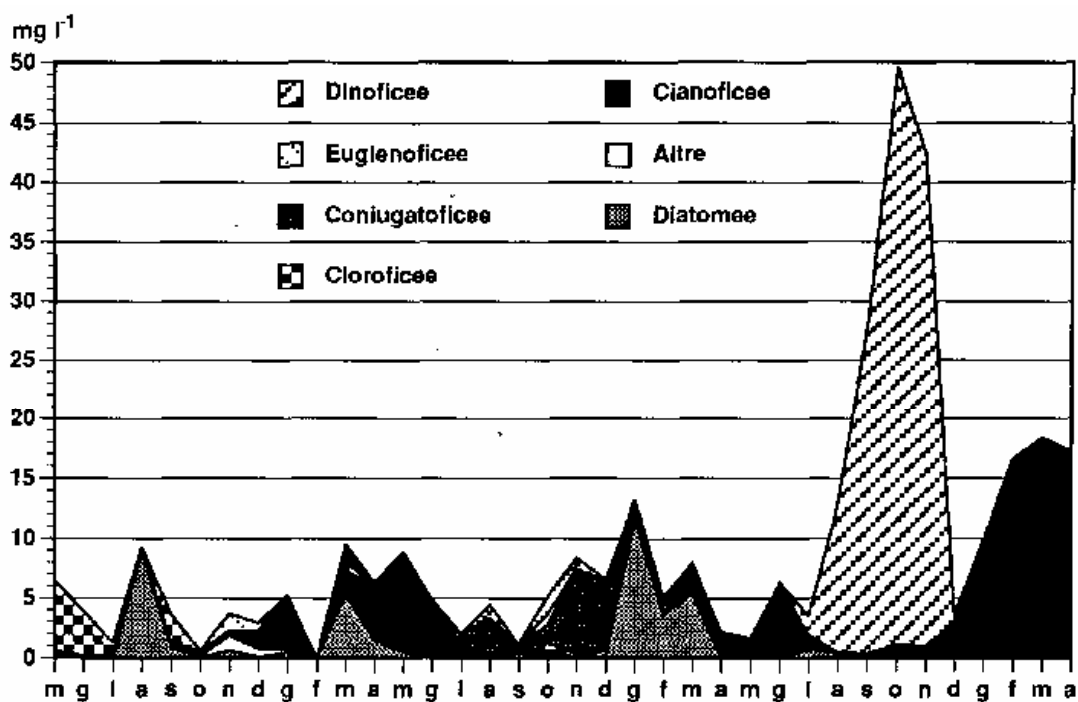


Fig. 8 - Valori medi mensili della biomassa totale ripartita per classi algali da maggio '86 ad aprile '89.

sterium sp. Nitzsch ex Ralfs e *Carteria multifilis* (Fres.) Bill ;

- nel secondo semestre del 1987 le Coniugatophyceae sono la classe più importante (con quantità cospicue di *Closterium aciculare* T. West); tra la seconda metà d'agosto e la fine di ottobre si registra una flessione delle concentrazioni algali, accompagnata dalla presenza di numerose specie e dalla comparsa delle Dinophyceae (fino ad allora assenti), con il *Ceratium hirundinella* (O. F. Muller) Schrank;
- il periodo gennaio-marzo 1988 è caratterizzato da due fioriture consecutive di Diatomeae (*Synedra acus* Kg. e *Cyclotella ocellata* Poantocs) e ancora da *C. aciculare* ;
- dopo un periodo di minima presenza algale le Cyanophyceae dominano fino a metà luglio, con *Anabaena flos-aquae* var. *gracilis* Kleb. e con *M. aeruginosa*;
- da luglio a novembre si trovano densità elevatissime di *C. hirundlnella*;
- la successiva crescita di *O. rubescens* e *O. tennis*, come nella fioritura precedente, è accompagnata da una scarsa presenza di altre specie algali.

4. Discussione

Le ipotesi avanzate circa la scarsa qualità dell'acqua del Lago Simbirizzi, basate su semplici considerazioni teoriche che derivano sostanzialmente dalla

valutazione di un carico di circa 40 t a^{-1} di fosforo contro uno massimo sopportabile di 7 t a^{-1} , trovano un ampio riscontro nei dati sperimentali: l'elevato livello trofico si deduce sia dai contenuti di nutrienti che dalla dinamica e composizione del fitoplancton, espresso come clorofilla *a* e come biomassa (O.E.C.D., 1980, 1982; Heinonen, 1980). L'alta salinità delle acque viene evidenziata dalla conducibilità, risultata sempre superiore a $800 \text{ } (\mu\text{S cm}^{-1})$. Quest'ultima caratteristica ha creato ulteriori limitazioni nell'utilizzazione alimentare delle acque.

Risulta fondamentale, sia per il primo che per il secondo aspetto, accertare se le condizioni riscontrate siano maggiormente legate a dinamiche interne o se dipendano prevalentemente dalle caratteristiche delle acque immissarie. Nella prima ipotesi il L. Simbirizzi si dovrebbe trovare in quella fase evolutiva, già individuata da altri autori (Ostrofsky M. L., 1978; Ostrofsky M. L. e Duthie H. C., 1978) ed indicata con il termine di "innalzamento trofico", in cui prevalgono i processi di mineralizzazione e successiva utilizzazione da parte dei vegetali dei nutrienti già presenti nei territori inonati.

E' probabile che le dinamiche osservate nel primo anno di studio rientrino in questa casistica; tuttavia non è possibile fare ulteriori ed esaurienti commenti a causa della forte instabilità del lago legata alla dinamica di invaso e svasso oltre che ai modesti volumi idrici. Questo lo si può dedurre anche dal fitoplancton che manifesta strutturazioni differenti anche in campionamenti successivi. Le dinamiche strutturali osservate nei periodi successivi sono invece più stabili e portano ad una affermazione sempre crescente della Cyanophyceae.

Ad eccezione dei primi mesi, il popolamento algale è solitamente dominato da forme tipiche di ambienti estremamente produttivi (Heinonen, 1980; Hornstrom, 1981; Rosen, 1981) e le Cyanophyceae occupano una posizione di primo piano. Inoltre, si riscontrano numerose specie eurialine, a testimonianza della salinità superiore alla media.

Nonostante le dinamiche osservate possano essere state in parte influenzate dagli scarsi volumi d'invaso e dalla relativa variabilità, è comunque possibile affermare che il L. Simbirizzi è gravemente interessato dal processo di eutrofizzazione e che questo è conseguenza diretta di problemi strutturali (morfometria della conca e relative conseguenze sulle dinamiche interne; pregressa condizione salmastra) e dell'elevato carico di nutrienti introdotto dalle acque immissarie. Se per i primi non sono attuabili degli interventi correttivi, questi sono urgenti e necessari per migliorare le caratteristiche delle seconde. L'evoluzione dei parametri indica infatti un deterioramento progressivo delle condizioni ambientali che pongono forti problemi sull'utilizzazione civile delle acque.

5. Bibliografia

Bendshneider K., Robinson R. L., 1952 - A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea water. *J. Mar. Res.*, 11 (1): 87-96.

Findenegg I., 1974 - Expressions of populations. In Vollenweider R.: *A Ma-*

nual of Methods for Measuring Primary Production in Aquatic Environments. Pagg. 16-17. I.B.P. 12. Blackwell Se. Puh., Oxford.

Golterman H. L., Clymo R. S., Ohnstad M. A. M., 1978 - *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. I.B.P. 8. Blackwell Se. Pub., Oxford.

Heinonen P., 1980 - *Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters*. Publication of Water Research Institute N° 37. National Board of Waters. Finland. Helsinki.

Hornstrom E., 1981 - Trophic characterization of lakes by means of qualitative phytoplankton analysis. *Limnologica*, 13: 249-261.

O.E.C.D., 1980 - *Eutrophication program, Regional Project. Shallow lakes and reservoirs*. Compiled by J. Clasen. The Water Research Centre. Medmenhan Laboratory. Marlow Bucks. England.

O.E.C.D., 1982 - *Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control*. O.E.C.D. Publications, Paris.

Ostrofsky M. L., 1978 - Trophic changes in reservoirs; an hypothesis using phosphorus budget models. *Int. Revue Ges. Hydrobiol.*, 63: 481-499.

Ostrofsky M. L., Duthie H. C., 1978 - An approach to modelling productivity in reservoirs. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 20: 1562-1567.

Rodier J., 1971 - *L'analyse chimique et phisico-chimique de l'eau*. Dunod, Paris.

Rosen G., 1981 - Phytoplankton indicators and their relations to certain chemical and physical factors. *Limnologica*, 13: 263-290.

Strickland J. D. H., Parsons T. R., 1972 - A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, 167.

LA BIOMANIPOLAZIONE DI CATENE ALIMENTARI LACUSTRI QUALE PROMETTENTE ECOTECNOLOGIA PER IL RECUPERO AMBIENTALE

Gianluigi GIUSSANI e Riccardo DE BERNARDI

C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza

SUMMARY

Since the beginning of the 60s -some Authors drew attention to the existence of a top down control of the food chain with the same ecological importance of the well known bottom up control. This observation has led to the development of two parallel and complementary strategies for controlling lake eutrophication: 1) control of external factors through the control of nutrient loads; 2) control of processes within the ecosystem.

A combination of these strategies seems to produce more advantageous results in terms of cost benefit in operations of control and reduction of eutrophication.

The basic theory of biomanipulation consists in: enhancing the activities of top predators (i.e. piscivorous fish) to obtain reduction in phytoplankton biomass via the increased grazing by planktonic herbivora - less subjected to the predation pressure by planktivorous fish; in altering the nutrient recycling and improving macrophytes populations that compete with phytoplankton.

The results obtained from the application of these techniques in the small and eutrophic Lago di Candia (Northern Italy) show that after biomanipulation the increased efficiency of resources utilization in the prevailing food chains due to the improvement of herbivorous species population activity, together with the removal of P associated to macrophytes harvesting, lead to a general improvement of lake quality versus oligotrophication symptoms.

Several important scientific problems, however, are still open to explain the stability of the new equilibria that are taking place in the lacustrine environment.

The current research is directed to investigate some of the mechanisms involved in this process, such as zooplankton and phytoplankton vertical distribution and migrations, zooplankton grazing, P recycling and regeneration and P release from sediments.

1. INTRODUZIONE

Se consideriamo i criteri di intervento per il risanamento di ambienti lacustri interessati da forme più o meno avanzate di eutrofizzazione, si può osservare che

questi tendono ingiustamente a semplificare la struttura dell'ecosistema e la complessità delle relazioni tra comparti biologici e tra questi e l'ambiente abiotico. Nella maggior parte dei casi, infatti, si parte dal presupposto che sia sufficiente intervenire sulle sorgenti esterne del processo eutrofizzante per ricondurre un lago a condizioni di oligotrofia. L'esperienza ha ormai dimostrato che questo tipo di intervento, per quanto necessario ed indispensabile, in molti casi è insufficiente, da solo, a determinare un effettivo miglioramento ambientale o, ancora, implica tempi di risposta molto lunghi (quando, ad esempio, il carico interno di nutrienti è superiore al carico massimo accettabile).

L'osservazione più semplice che si può fare al proposito è che questi interventi, nella loro generalità, tendono a considerare un lago come un ecosistema molto più semplice di quanto non sia in realtà, e cioè formato solamente dall'ambiente fisico e chimico e popolato esclusivamente da alghe e batteri. Questo fa sì che interventi risanatori basati sul controllo delle fonti esterne di inquinamento diano dei risultati apprezzabili in tempi ragionevolmente brevi soprattutto in quei laghi nei quali il processo di eutrofizzazione si è instaurato in tempi piuttosto recenti e la comunità biologica in essi insediata non ha ancora assunto una struttura tipicamente "eutrofa", in grado di mantenere nel tempo, oltre a se stessa, anche le condizioni che ne permettono la persistenza e ne determinano l'unicità.

E' proprio per questo motivo che, in molti casi, il tentativo di recuperare alle condizioni originarie di trofia ambienti in avanzato stato di eutrofizzazione, agendo solamente sulle cause scatenanti il processo (riduzione dei carichi esterni dei nutrienti algali), non produce i risultati sperati in tempi ragionevolmente brevi. In altre parole, quando in un lago si è instaurata una struttura comunitaria a *facies* eutrofa è la stessa comunità biologica che tende al mantenimento della propria identità e lavora nella direzione opposta a quella degli interventi risanatori. In questi casi, interventi affiancati consistenti in una manipolazione controllata della catena alimentare possono risultare molto utili ed efficaci per la riduzione degli aspetti più vistosamente negativi che caratterizzano un ambiente eutrofo.

2. Le basi scientifiche e le possibilità applicative

All'inizio degli anni '60s, Hrbàcek e collaboratori (Hrbàcek, Dvorakovà, Korinek and Prochàzková, 1961) ipotizzarono l'esistenza, nella catena alimentare, di un controllo *top-down*, esercitato dalla predazione, di uguale importanza del controllo *bottom-up*, realizzato dalla disponibilità di nutrienti. Sulla base della relazione tra fosforo e clorofilla proposta da Dillon and Rigler (1974), Hrbàcek (Hrbàcek, Desortovà and Popovsky 1978) poté successivamente evidenziare come i casi di deviazione estrema da questa relazione potevano essere convincentemente spiegati dagli effetti determinati dalla predazione.

Verso la metà degli anni '70 Shapiro e collaboratori (Shapiro, Lamarra and Lynch 1975; Shapiro 1979) svilupparono le idee di Hrbàcek ed il concetto della *size selective hypothesis* di Brooks and Dodson (1965), proponendo la Biomanipo-

lazione di catene alimentari acquatiche quale indirizzo di studio per definire la validità scientifica, ed al contempo procedere ad una verifica pratica, di una strategia gestionale rivolta al recupero di ambienti lacustri eutrofizzati. Per una *review* sull'argomento si vedano gli articoli di de Bernardi (1981, 1989 a e b), Benndorf (1988) e McQueen(1990).

I principi teorici sui quali si basa la biomanipolazione prevedono l'eliminazione, o quanto meno l'alleggerimento della pressione di predazione che le specie ittiche zooplanctofaghe realizzano selettivamente sugli individui zooplanctonici di maggiori dimensioni. L'incremento di biomassa dello zooplancton filtratore che consegue a tale intervento è in grado di determinare, attraverso una più intensa ed efficiente azione di *grazing*, una diminuzione della biomassa fitoplanctonica ed il conseguente aumento della trasparenza delle acque.

In questi ultimi anni la sperimentazione in acque naturali ha seguito due linee applicative differenti: la completa rimozione della fauna ittica mediante l'uso di veleni specifici e la riduzione graduale delle specie ittiche zooplanctofaghe sovrabbondanti, incentivando l'azione di pesca nei loro confronti e favorendo lo sviluppo delle specie ittiche ittiofaghe potenzialmente in grado di contenere l'abbondanza delle prime, fino al raggiungimento di miglioramenti qualitativi soddisfacenti e stabili nel tempo.

L'eliminazione totale del popolamento ittico, e la sua successiva ricostituzione *ex novo* mediante una mirata introduzione di specie a basso impatto di predazione sul popolamento zooplanctonico, pur presentando il vantaggio di un più rapido ottenimento di un miglioramento qualitativo dell'ambiente, può essere considerata, a nostro giudizio, una metodologia di studio più che una pratica gestionale di applicazione generalizzabile. Più realistico appare invece l'approccio graduale, tendente alla ristrutturazione del popolamento ittico esistente, anche se tale strategia si configura come una gestione a lungo termine, tendente a mantenere sotto continuo controllo quelle specie ittiche che risultano particolarmente favorite dai processi di eutrofizzazione.

Gli ambienti lacustri verso i quali la biomanipolazione è stata, sino a questo momento, indirizzata quale metodologia di recupero sono di piccole e medie dimensioni, con profondità non superiori a 30 m. Le ragioni di tale orientamento applicativo sono da ricercare soprattutto in una più semplice realizzazione della fase gestionale e di controllo della risposta ambientale in ambienti eutrofi di tale tipologia. Non si deve dimenticare, infatti, che tutto ciò è ancora oggetto di sperimentazione e quindi necessitante di ampie possibilità di verifica di risposta e di interferenza delle molteplici variabili biotiche ed abiotiche che risultano più facilmente indagabili in un ambiente di piccole dimensioni.

3. La fauna ittica quale principale oggetto delle tecniche di biomanipolazione

Quali sono le specie ittiche che costituiscono il principale oggetto delle tecniche di biomanipolazione? In primo luogo, ovviamente, quelle con maggiore im-

patto sullo zooplancton, vale a dire quelle con abitudini alimentari specificamente zooplanctofagiche. Tuttavia, nell'evoluzione da oligotrofia a eutrofia assistiamo alla progressiva scomparsa delle specie con predazione elettiva sullo zooplancton, a favore di specie più resistenti al decadimento delle caratteristiche chimiche ambientali e caratterizzate da un notevole opportunismo alimentare, quali quelle appartenenti ai ciprinidi. Tra queste alborella (*Alburnus alburnus alborella*) e scardola (*Scardinius erythrophthalmus*) sono le specie che assumono il ruolo di specie "prevalentemente" zooplanctofagiche.

Come si è avuto modo di osservare negli ultimi decenni, in molti ambienti lacustri eutrofizzati dell'areale italiano, la piccola alborella (specie tipicamente "r" stratega ed a rapido accrescimento) si è dimostrata assai più rapida della scardola a trarre vantaggio dall'eutrofizzazione, costituendo spesso popolamenti di rilevante consistenza. Tuttavia, l'alborella si è rivelata assai più sensibile della scardola ad epizoozie, quali la "Branchiomicosi", che in passato hanno frequentemente causato mortalità massive quando le popolazioni di questo ciprinide hanno raggiunto uno sviluppo abnorme.

Consistenti mortalità sono state infatti registrate, in anni recenti, nei laghi sud alpini (Grimaldi 1971; Grimaldi *et al.* 1973; Giussani *et al.* 1976). Una di queste gravi mortalità, avvenuta nel Lago di Annone (CO) nel 1975 ci ha dato la possibilità di verificare le ripercussioni lungo la catena alimentare dell'alleggerimento della predazione sullo zooplancton: in sostanza, gli effetti di una applicazione spontanea delle tecniche di biomanipolazione (de Bernardi and Giussani 1978). Dopo un periodo nel quale si è verificato un consistente aumento della biomassa zooplanctonica ed una conseguente diminuzione della biomassa fitoplanctonica, si è assistito al rapido aumento del popolamento di scardola che ha sostituito l'alborella nel ruolo di principale specie zooplanctofagica, cui è conseguito un ulteriore peggioramento qualitativo.

E' un dato di fatto che il popolamento ittico di gran parte dei piccoli ambienti lacustri sud alpini è andato incontro a questa trasformazione strutturale ed è attualmente caratterizzato dalla dominanza di scardola: specie caratterizzata, rispetto all'alborella, da una maggiore resistenza al deterioramento chimico ambientale, da un maggiore opportunismo alimentare e da una maggiore capacità di sfuggire alla predazione delle specie ittiofaghe grazie alla sua più rilevante taglia.

Accanto a queste specie di ciprinidi, verso i quali deve essere sostanzialmente indirizzata l'azione di contenimento numerico, si pongono i grossi predatori ittiofagi per i quali deve essere, invece, favorito un incremento numerico, sia bilanciando l'attività di pesca che verso di essi viene preferenzialmente rivolta, sia favorendo la loro attività di predazione e salvaguardando le zone di riproduzione.

Le specie ittiche che svolgono il ruolo di predatori di vertice negli ambienti dei quali si sta trattando sono il luccio (*Esox lucius*) ed il persico trota (*Micropterus salmoides*). Tra queste il persico trota è la specie che presenta le migliori caratteristiche biologiche ed etologiche ai fini di una sua utilizzazione per il contenimento numerico delle specie planctofaghe.

4. I risultati ottenuti sul Lago di Candia

A partire dal 1986, con lo scopo soprattutto di verificare l'entità dei risultati conseguenti all'applicazione graduale e controllata delle tecniche di biomanipolazione, si è dato inizio alla realizzazione di un piano sperimentale nel Lago di Candia (TO).

Il lago, collocato ad una quota di 226 m s.l.m., ha una superficie di 1,490 km²; il perimetro della costa è di 5,7 km. La profondità massima è di 7,7 m, mentre la profondità media è di 3,8 m; il volume è stato calcolato in 7,1 milioni di m³. Il bacino imbrifero, situato tra 354 e 226 m s.l.m., si estende per 9,9 km². Il tempo teorico di ricambio delle acque è stato calcolato, per il 1988, in 6,7 anni. Non esistono immissari ed il rinnovo d'acqua del lago è garantito, oltre che dall'acqua di dilavamento del bacino imbrifero, da una serie di sorgenti sommerse situate lungo la costa Sud del lago. Questo ambiente è andato incontro, in anni passati, ad una evoluzione del tutto simile a quella precedentemente descritta. In particolare, gravi mortalità ittiche verificatesi negli anni '70 hanno portato all'eliminazione della alborella (Giussani *et al.* 1980) ed alla sua sostituzione nel ruolo di specie dominante da parte della scardola. Nei primi anni '80 è stata realizzata la diversione degli scarichi della parte dell'abitato del comune di Candia Canavese che in precedenza entravano direttamente a lago.

Recenti ricerche hanno portato a valutare in 320 kg ha⁻¹ la consistenza dello stock di pesce presente nel lago, con la seguente ripartizione specifica: 55% scardola, 25% pesce gatto, 11% tinca, 5% luccio, persico e persico trota, 4% altre specie. Il pescato annuo è stato valutato in circa 15 t provenienti sia dalla pesca con reti, sia dalla pesca con canna; il 60% delle catture è costituito da pesce gatto, il 16% da tinca, il 6% da persico, il 7% da persico trota, il 4% da anguilla, mentre solamente il 5% delle catture ha interessato la scardola. Questi dati indicano chiaramente che la popolazione di scardola viene pescata molto al di sotto rispetto a quanto sarebbe possibile in relazione alla sua potenzialità produttiva in questo ambiente.

Lago di Candia è inoltre caratterizzato da una vegetazione acquatica ricca ed abbondante. Le piante acquatiche radicate con foglie galleggianti sono principalmente rappresentate da *Trapa natans*, mentre la vegetazione costiera e di ripa è principalmente costituita dal canneto di *Phragmites australis*. Le due specie cingono il lago in una duplice fascia pressoché continua, spesso in media 60-70 m, per un'area complessiva di 52,9 ha. La copertura di *T. natans* occupa 19,7 ha, che rappresenta il 13,4% dell'intera area lacustre e si estende verso il centro del lago fino ad una profondità di 2,5 m.

Principalmente le tecniche di biomanipolazione sono state indirizzate:

- alla riduzione del sovrabbondante popolamento di scardola con lo scopo di determinare un alleggerimento della predazione operata sullo zooplancton filtratore;
- alla gestione del popolamento di *T. natans* mediante raccolte quantitative, realizzate con criteri particolari in opportuni momenti stagionali, con lo sco-

po di aumentare l'efficienza della predazione degli ittiofagi sugli stadi giovanili di scardola e di giungere progressivamente ad una riduzione dei nutrienti accumulatisi nell'ambiente o quantomeno a bilanciare gli ingressi determinati dal dilavamento del bacino;

- al ripristino della zona di palude alla sua importante funzione ecologica di zona preferenziale di riproduzione per il luccio ed il persico trota.

Le peschate di scardola, realizzate con reti a circuizione, hanno portato all'eliminazione di 7,5 t nel 1986 e di 4,5 t nel 1987. Il pescato era costituito principalmente da individui di taglia compresa tra 10 e 15 cm (1, 2 anni di età). Questa quantità di pesce è stata asportata in più rispetto al normale pescato (Giussani, de Bernardi and Ruffoni 1990).

Tra il 1986 e il 1989, le operazioni di raccolta della vegetazione acquatica hanno interessato essenzialmente la castagna d'acqua e le idrofile sommerse ad essa associate. La raccolta è sempre iniziata entro la prima metà di Agosto, protrandosi ininterrottamente fino alla prima decade di Ottobre. Le superfici raccolte nei diversi anni rappresentano mediamente il 50% dell'intero trapeto. Le raccolte sono state effettuate lungo tutto il perimetro di costa, alternando ad un fronte di raccolta di 50 m una altrettanto ampia zona indisturbata (Galanti, Guilizzoni and Libera 1990). Annualmente sono state asportate in media 390 t (peso fresco) di biomassa vegetale che equivalgono a 34 t di sostanza organica, 939 kg di azoto e 74 kg di fosforo. La quantità di fosforo asportata è pari a quella che entra annualmente nel lago per effetto del dilavamento del bacino imbrifero.

Analizziamo brevemente i risultati ottenuti. Nei primi due anni successivi ai primi interventi (1987-1988) si è osservato un consistente incremento delle specie zooplanctoniche fitofaghe di piccole dimensioni (Fig. 1 A), mentre i filtratori di maggiori dimensioni si sono mantenuti intorno a valori simili a quelli del 1986, che può essere considerato come anno di controllo (Fig. 1B). I filtratori di maggiori dimensioni sono andati assumendo maggiore importanza nei due anni seguenti, passando da valori massimi di biovolume compresi tra 5 e 6 $\text{cm}^3 \text{m}^{-3}$ nel 1987-1988 a valori di picco di circa 9 e 13 $\text{cm}^3 \text{m}^{-3}$ rispettivamente nel 1989 e 1990. Contemporaneamente all'aumento di biovolume dei macro-filtratori si è verificato una consistente diminuzione dei micro-filtratori (Fig. 1A), probabilmente dovuta a forti interazioni competitive tra i due gruppi di organismi.

Il biovolume totale del popolamento fitoplanctonico è andato incontro ad un costante decremento (Fig. 2) passando da valori massimi di 250 $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ nel 1986 a 160 $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ nel 1989, con una diminuzione di circa il 35% del valore iniziale. È stato interessante osservare che tale diminuzione ha avuto luogo soprattutto a carico degli individui algali con dimensioni superiori a 50 μm .

Quale risultato dei cambiamenti indotti a livello del popolamento fitoplanctonico si è potuto constatare un progressivo aumento dei valori di trasparenza misurati con il disco di Secchi. Tale miglioramento non solamente è constatabile per i valori medi annuali, ma anche per i valori di trasparenza minima e massima (Fig. 3).

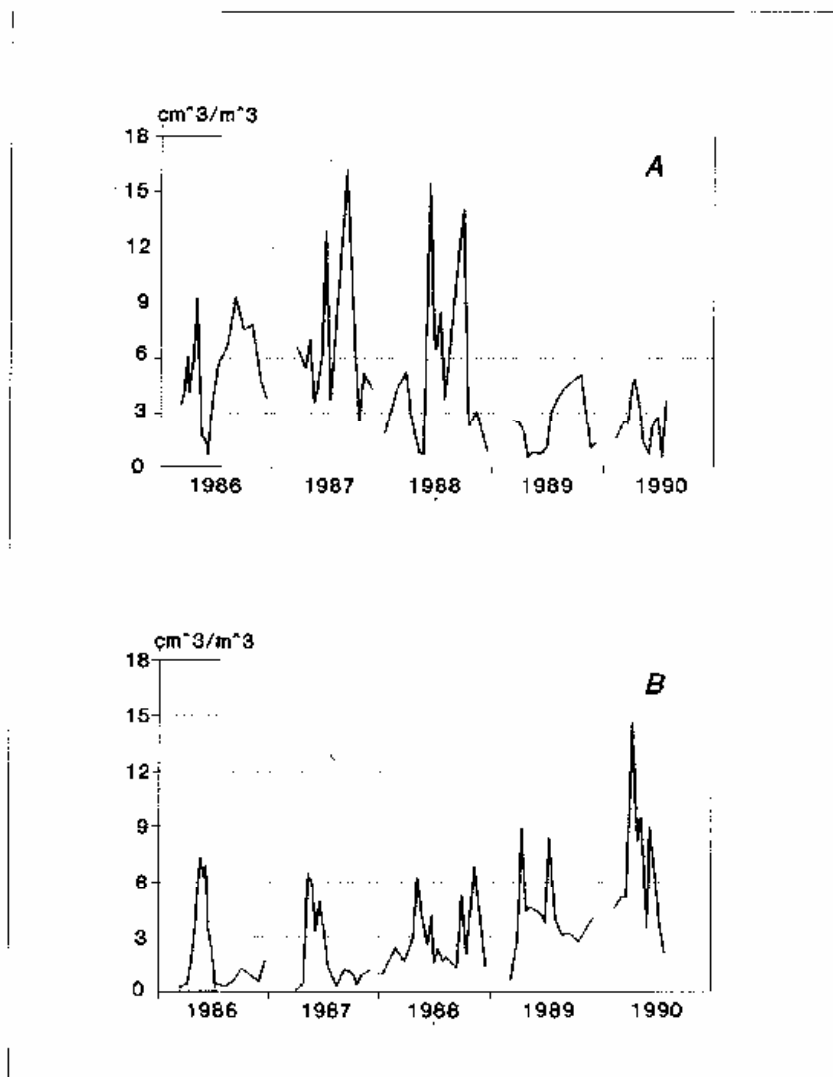


Fig. 1. Evoluzione pluriennale del biovolume del popolamento zooplanctonico del Lago di Candia.
A: micro-filtratori; **B:** macro-filtratori.

E' molto interessante osservare che i cambiamenti verificatisi in questi anni nel Lago di Candia a livello dei comparti biotici siano avvenuti malgrado le concentrazioni medie annue su colonna di fosforo (il fattore limitante la produzione in questo ambiente) siano rimaste sostanzialmente invariate attorno a valori di circa $30 \mu\text{g l}^{-1}$ (Fig. 4).

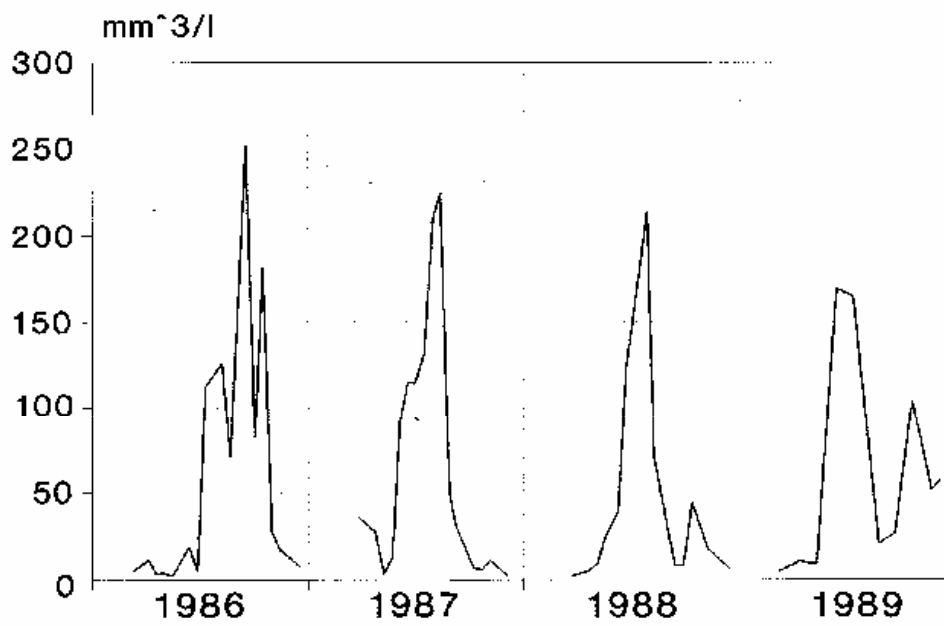


Fig. 2. Evoluzione pluriennale del biovolume del popolamento fitoplanctonico del Lago di Candia.

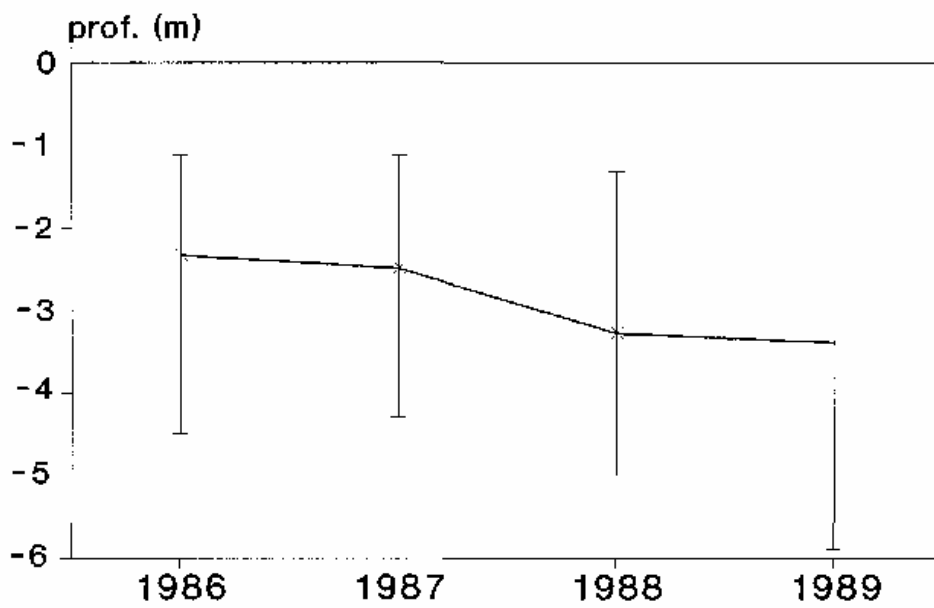


Fig. 3. Evoluzione pluriennale dei valori medi annui di trasparenza (disco di Secchi) nel Lago di Candia e valori annuali di trasparenza minima e massima.

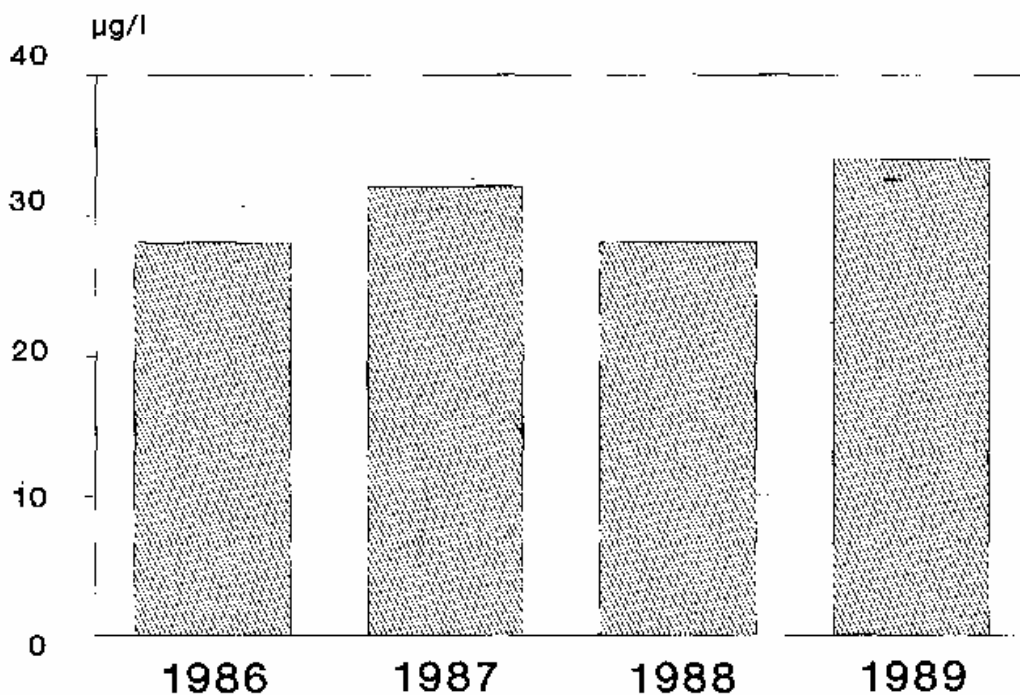


Fig. 4. Concentrazioni medie annue su colonna di fosforo totale nel Lago di Candia.

5. Discussione e conclusioni

I risultati sperimentali ottenuti sul Lago di Candia con l'applicazione delle tecniche descritte sono sostanzialmente buoni. Infatti, l'aumentata efficienza di utilizzazione del materiale algale determinata dall'incremento dell'attività di *grazing* da parte degli erbivori zooplanctonici associata, nel caso specifico del Lago di Candia, alla rimozione di fosforo mediante la raccolta di piante acquatiche, così da bilanciare gli apporti naturali esterni, hanno indotto tangibili sintomi di regressione del processo di eutrofizzazione. E' da sottolineare il fatto che questi risultati siano stati conseguiti con un'applicazione graduale delle tecniche di biomanipolazione, senza stravolgere gli assetti biocenotici originali, integrandole, così come suggerito dalle peculiari caratteristiche biocenotiche dell'ambiente, con altre tecniche gestionali quali la raccolta stagionale di idrofile.

Si deve tuttavia rilevare che al di là della empirica constatazione che all'applicazione di queste tecniche corrisponde un effetto che definiamo positivo per il miglioramento qualitativo ambientale, si è ancora piuttosto lontani dalla comprensione del gran numero di complessi meccanismi coinvolti e soprattutto dalla quantizzazione della relazione causa-effetto. Inoltre, rimane ancora da verificare la persistenza nel tempo dei cambiamenti indotti nella catena alimentare. In altre parole, fino a che punto sarà possibile raggiungere una situazione vicina all'equilibrio tra

pesci ittiofagi, sfavoriti dall'accentuarsi dell'eutrofizzazione e sottoposti ad attività di pesca, e ciprinidi zooplanctofagi, favoriti dal progredire dell'eutrofizzazione e trascurati dall'attività di pesca?

Oltre a queste domande, alle quali solamente il prolungarsi nel tempo di una diretta sperimentazione in ambienti naturali potrà dare risposta, una lunga serie di problemi scientifici rimane ancora non risolta o a livello di ipotesi di lavoro. Non ancora chiarito, ad esempio, è il problema dell'efficienza di *grazing* da parte delle differenti specie zooplanctoniche. Nonostante l'argomento sia da anni oggetto di studi di laboratorio, i risultati non sono di univoca interpretazione e di difficile applicazione alle situazioni rilevabili all'ambiente naturale dove, ad esempio, intervengono situazioni di eterogeneità sia nella composizione zooplanctonica che fitoplanctonica. Non risolto è ancora il problema della possibile selettività alimentare delle diverse specie zooplanctoniche. Tale selettività, che appare logico ipotizzare, entro quali termini avviene sulla base delle dimensioni degli individui algali, piuttosto che sulla base della assimilabilità o della tossicità, come nel caso delle Cianofitee (si veda per una *review* sull'argomento de Bernardi and Giussani 1990)? Ed ancora: può la eventuale selettività alimentare delle specie zooplanctoniche indurre e/o favorire lo sviluppo nell'ambiente di specie o forme scarsamente appetibili?

Oscuri rimangono ancora molti aspetti legati alla dinamica dei nutrienti internamente al corpo lacustre, con particolare riferimento al riciclo ed alla rigenerazione biologica del fosforo. E' noto, ad esempio, l'importante ruolo svolto in questa direzione dalla fauna ittica (Kitchell *et al.* 1975; Nakashima and Leggett 1980, 1982), sia attraverso la via alimentare, sia con l'azione meccanica di disturbo che alcune specie bentoniche compiono sui sedimenti di fondo: azione che riveste grande importanza in ambienti lacustri poco profondi ed in assenza di stratificazione termica. Rimane, tuttavia, ancora privo di risposte concrete tutto l'aspetto di rigenerazione rapida del fosforo, e del suo trasporto con la migrazione degli organismi zooplanctonici, il ruolo che questo meccanismo sembra avere nella spiegazione di alcuni aspetti funzionali legati alla biomanipolazione sembra essere molto importante (Wright and Shapiro 1984). Le migrazioni nictemerali dello zooplancton attraverso il termoclinio potrebbero, infatti, realizzare un trasporto attivo di questo elemento, condizionando così la produzione algale.

Rimangono dunque numerosi e complessi gli aspetti scientifici da chiarire per comprendere *come, quando, e perché* le tecniche di biomanipolazione sono efficaci nel determinare un miglioramento qualitativo degli ambienti lacustri eutrofizzati. Verso lo studio di queste tematiche funzionali è attualmente diretta la ricerca in quella che viene ormai genericamente definita come Limnologia Sperimentale. Viene a questo punto spontaneo ricordare il titolo di una pubblicazione di Joseph Shapiro (1979) che, da anni, rappresenta una sorta di emblema della biomanipolazione: "*The need for more biology in lake restoration*".

E' opportuno, tuttavia, evidenziare in conclusione che l'applicazione di criteri gestionali tendenti alla correzione dei rapporti trofici tra i vari comparti biologici dell'ecosistema lacustre, senza modificarne radicalmente la struttura origina-

ria, possa essere considerata una metodologia in grado di produrre tangibili risultati nel recupero di ambienti eutrofizzati nei quali siano state rimosse o poste sotto controllo le cause eutrofizzanti.

BIBLIOGRAFIA

- de Bernardi, R. 1981. Biotic interactions in freshwater and effects on community structure. *Boll. Zool.*, 48: 353-371.
- de Bernardi, R. 1989 a. Biomanipulation of aquatic food chains to improve water quality in eutrophic lakes. In: O. Ravera (Ed.): *Ecological assesment of environmental degradation, pollution and recovery*, Elsevier Sci. Publ., Amsterdam: 195-215.
- de Bernardi, R. 1989 b. Top down control of aquatic food chains: aims, feasibility and limitations. *Boll. Zool.*, in press.
- de Bernardi, R. and G. Giussani. 1978. Effects of mass fish mortality on zooplankton structure and dynamics in a small italian lake (Lago di Annone). *Verh. internat. Ver. Limnol.*, 20: 1045-1048.
- de Bernardi, R. and G. Giussani. 1990. Are blue-green algae a suitable food for zooplankton? An overview. In: R.D. Gulati, E.H.R.R. Lammens, M.L. Meijer (eds), *Biomanipulation tool for water management*, Hydrobiologia, 200-201: 29-41
- Dillon P.J. and F.H. Rigler, 1974. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 19: 767-773.
- Galanti, G., P. Guilizzoni and V. Libera. 1990. Biomanipulation of Lago di Candia (Northern Italy): a three years experience of aquatic macrophyte management. In: R.D. Gulati, E.H.R.R. Lammens, M.L. Meijer (eds), *Biomanipulation tool for water management*, Hydrobiologia, 200-201: 409-417.
- Giussani, G., I. Borroni and E. Grimaldi. 1976. Role of un-ionized ammonia in predisposing gill apparatus of *Alburnus alburnus alborella* to fungal and bacterial diseases. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 33: 161-175.
- Giussani, G., R. de Bernardi and T. Ruffoni. 1990. Three years of experience in biomanipulating a small eutrophic lake: Lago di Candia (Northern Italy). In: R.D. Gulati, E.H.R.R. Lammens, M.L. Meijer (eds), *Biomanipulation tool for water management*, Hydrobiologia, 200-201: 357-366.
- Giussani, G., R. de Bernardi, R. Mescilo e P. Ghittino. 1980. Situazione limnologica del Lago di Candia (Piemonte) in concomitanza con una grave mortalità ittica da Branchiomicosi. *Riv. it. Piscic. Ittiop.*, XV(2): 11-14.
- Grimaldi, E. 1971. Episodi di mortalità massiva a carico delle popolazioni di alborella (*Alburnus alburnus alborella*) dei laghi del Nord Italia, provocati da una infezione branchiale sostenuta da miceli del genere *Branchiomyces*. *Riv. it. Piscic. Ittiop.*, VI,1: 11-14.
- Grimaldi, E., R. Peduzzi, G. Cavicchioli, G. Giussani e E. Spreafico. 1973. Diffusa infezione branchiale da funghi attribuiti al genere *Branchiomyces* Phlen

- (*Phycomycetes, Saprolegniales*) a carico dell'ittiofauna dei laghi situati a nord e a sud delle Alpi. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 30: 61-96.
- Hrbàcek, J., M. Dvorakova, V. Korinek and L. Prochazková, 1961. Demonstration of the effect of fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Verh. internat. Ver. Limnol.*, 14: 192-195.
- Hrbàcek, J., B. Desortová and J. Popovsky, 1978. Influence of fish stock on the phosphorus-chlorophyll ratio. *Verh. internat. Ver. Limnol.*, 20: 1624-1628.
- Kitchell, J. F., J. F. Koonce and P. S. Tennis. 1975. Phosphorus flux through fishes. *Verh. internat. Ver. Limnol.*, 19: 2478-2484.
- Me Queen, D. J. 1990. Manipulating lake community structure: where do we go from here? *Freshwater Biol.*, 23: 613-620.
- Nakashima, B. S. and W. C. Leggett. 1980. The role of fishes in the regulation of phosphorus availability in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 1540-1549.
- Nakashima, B. S. and W. C. Leggett. 1982. How important is phosphorus excretion by fish to the phosphorus dynamics of lakes? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39: 364-366.
- Shapiro, J. 1979. The need for more biology in lake restoration. In: *Lake restoration*. Proceedings of a national conference. Minneapolis, U.S. EPA Report No. 44/5-79-001: 161-167.
- Shapiro, J., V. Lamarra and M. Lynch, 1975. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In: Brezonik, P.L. and L.J. Fox (Eds.) *Water quality management through biological control*. Report No. ENV-07-75-1, University of Florida, Gainesville: 83-96.
- Wright, D. I. and J. Shapiro. 1985. Nutrient reduction by biomanipulation: an unexpected phenomenon and its possible cause. *Verh. internat. Ver. Limnol.*, 22: 518-524.

DISTRIBUZIONE E PRODUZIONE DEL FITOPLANCTON IN UN PICCOLO LAGO DEL NORD ITALIA (LAGO DI CANDIA)

Giuseppe MORABITO, Alessandro PUGNETTI e Delio RUGGIU

C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza

SUMMARY

Phytoplankton productivity measurements with the oxygen light and dark bottle method, chlorophyll *a* determinations and phytoplankton countings were carried out from April to October 1990 in Lake Candia (Northern Italy), a shallow eutrophic biomanipulated lake.

The shape of primary productivity profiles is typical of eutrophic lakes, with a peak in the upper layers (1-2 m) and a sharp decrease in the lower layers. The primary productivity maximum is always quite low, ranging from 56 to 265 mg O₂ m⁻³ h⁻¹; however, the assimilation numbers and the production/biomass coefficients indicate good photosynthetic efficiencies. Phytoplankton, mainly made up by mobile forms, show a clear vertical stratification with maximum of biomass often located around or below the 1% of incident light.

It is evident an uncoupling between production and alga! distribution due to consistent vertical inhomogeneities of phytoplankton. Phytoplankton stratification and the predominance of motile forms make it unrealistic any estimation of daily production from part-day incubations.

1. INTRODUZIONE

Il Lago di Candia è un piccolo lago eutrofo ($z=3,8$ m, $z_{\max}=7$ m, $A=1,5$ km²), situato vicino a Torino. Dal 1986 vi vengono effettuati esperimenti di biomanipolazione della catena alimentare, sia a carico della fauna ittica che delle macrofite litorali: per un'accurata descrizione del lago e dei risultati fino ad ora ottenuti con gli interventi suddetti (aumento della biomassa dello zooplancton macrofiltratore, diminuzione della biomassa del fitoplancton, aumento della trasparenza) si rimanda ai recenti lavori di Galanti, Guilizzoni e Libera (1990), di Giussani, de Bernardi e Ruffoni (1990) e di Giussani e de Bernardi (questo volume).

Allo stato attuale delle conoscenze sul Lago di Candia appare molto importante effettuare osservazioni ed esperimenti che permettano di approfondire le conoscenze sulle relazioni fra i vari comparti biotici e sul funzionamento generale dell'ecosistema lacustre. Allo scopo di raccogliere informazioni più dettagliate sull'ecologia dei popolamenti fitoplanctonici, nel corso del 1990 sono state condotte alcune misure di produzione primaria, mai effettuate in passato in

questo ambiente, e sono state studiate la distribuzione verticale e la successione stagionale del fitoplancton.

2. MATERIALI E METODI

Le misure della produzione primaria sono state effettuate in una stazione centrale del lago ($z=7$ m) da aprile a ottobre 1990, con frequenza pressoché quindicinale da aprile a giugno e mensile da luglio a ottobre. È stato utilizzato il metodo dell'ossigeno (Vollenweider, 1974) modificato con alcuni semplici accorgimenti, allo scopo di ridurre le principali fonti di errore: per ogni profondità venivano preparate 3 repliche di bottiglie (ciascuna della capacità di 150 ml) iniziali, chiare e scure per poter valutare statisticamente la significatività delle differenze osservate fra i campioni; le 9 bottiglie venivano riempite contemporaneamente, utilizzando un distributore, così da poter partire dalla stessa concentrazione iniziale di ossigeno. Le bottiglie chiare e quelle scure venivano incubate per 4 o 5 ore intorno a mezzogiorno a profondità scelte sulla base dell'estinzione della radiazione incidente (100%, 50%, 25%, 10%, 5% e 1%) fino ad un massimo di sei livelli. I campioni per l'analisi dei pigmenti sono stati raccolti alle stesse profondità degli esperimenti di produzione, mentre quelli per la stima della biomassa del fitoplancton sono stati raccolti in 4 strati d'acqua scelti sulla base della stratificazione termica: 0-2 m (integrato), 3 m, 4 m e 5-6 m (integrato).

La temperatura è stata misurata con un termistor ogni 50 cm di profondità dalla superficie al fondo. La radiazione luminosa, intesa come P.A.R. (Photosynthetically Active Radiation, 400-700 nm), è stata misurata con un radiometro Li-Cor Li 188 B, accoppiato ad un sensore quantico subacqueo Li-Cor Li 192 SB. Le letture erano effettuate ogni 50 cm dalla superficie fino allo 0,5% della radiazione incidente. La trasparenza è stata misurata con il disco di Secchi.

Le determinazioni dell'ossigeno sono state eseguite con il classico metodo di Winkler, seguendo le indicazioni di Carritt & Carpenter (1965) e Golterman, Clymo e Ohnstad (1978) per la preparazione dei reagenti, utilizzando la modificazione del sodio azide e titolando l'intera bottiglia, come raccomandato da diversi autori (Carpenter, 1965; Talling, 1973), onde minimizzare perdite di iodio per volatilizzazione durante la preparazione di subcampioni. Le titolazioni sono sempre state effettuate nel laboratorio attrezzato nei pressi del lago, subito al termine del periodo di incubazione, utilizzando una buretta automatica (precisione 0,01 ml).

La clorofilla *a* e la feofitina sono state misurate spettrofotometricamente dopo filtrazione del campione su filtri in fibra di vetro Whatman GF/C, rottura meccanica dei filtri ed estrazione in acetone al 90%; l'acidificazione è stata effettuata seguendo le raccomandazioni di Moed e Hallegraef (1978); per i calcoli sono state usate le equazioni di Lorenzen (1967).

La biomassa del fitoplancton è stata stimata a partire dai dati di conteggio

(metodo di Utermohl) e dai volumi cellulari medi delle varie specie (Smayda, 1978).

3. RISULTATI

Nelle figure 1-5 sono riportate le variazioni lungo la colonna d'acqua dei parametri fisici e biologici e dell'ossigeno disciolto alle singole date di campionamento; per problemi di funzionamento dello strumento non è stato possibile raccogliere i dati di estinzione della luce il 24/5.

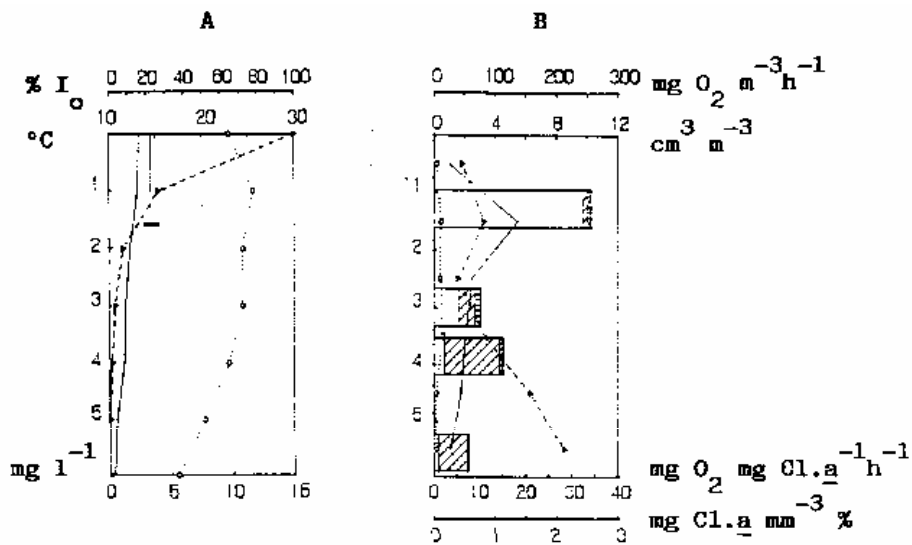
Subito dopo il mescolamento delle acque in aprile, il Lago di Candia presenta fino a settembre una forte stratificazione termica con un gradiente di temperatura dalla superficie al fondo che arriva fino a 12 °C (in giugno); il termoclinio è di solito situato fra 3 e 5 m. Con lo sviluppo del termoclinio si instaura un forte deficit ipolimnico di ossigeno: da giugno a settembre la concentrazione dell'ossigeno disciolto sotto i 5 m è sempre inferiore a 2 mg l⁻¹.

L'attenuazione della luce nella colonna d'acqua è molto rapida: circa il 90% della luce incidente viene assorbita nei primi 2 m; l'1% è quasi sempre localizzato fra 4 e 5 m e non raggiunge mai il fondo: la zona eufotica risulta quindi compresa fra un minimo di 2,5 m (in giugno) e un massimo di 5 m (in maggio).

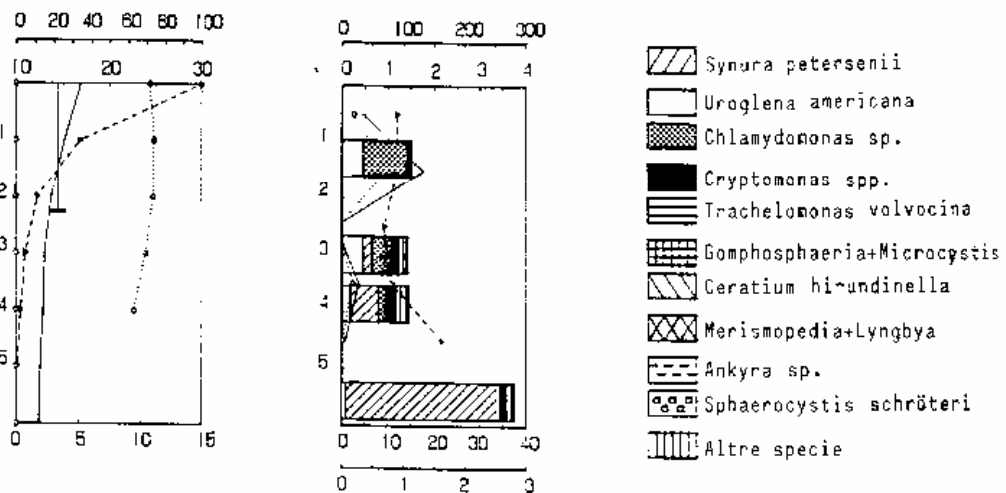
La trasparenza sembra essere ben correlata con le variazioni della biomassa algale in epilimnio: è massima in maggio (4 m) e in agosto (3,5 m) mentre è molto ridotta in giugno (meno di 2 m).

Sia l'andamento temporale della biomassa che la composizione specifica del fitoplancton sono simili a quelli osservati negli anni precedenti (Giussani *et al.*, 1990 e dati non pubblicati). La biomassa del fitoplancton è alta all'inizio di aprile, cala bruscamente in maggio in corrispondenza di un forte sviluppo di zooplancton e di alti tassi di grazing (Giussani *et al.*, 1990; Hamza, Giussani e Ruggiu, in stampa); ha un fortissimo aumento in giugno dovuto a un grande sviluppo di cianofitiche e, in particolare, di *Ceratium hirundinella* al disotto dei 2 m. I valori della biomassa in luglio, agosto e settembre sono più contenuti ma sempre alti, specialmente sotto i 3 m; in ottobre calano notevolmente in modo uniforme su tutta la colonna d'acqua. Soltanto in tre date (11/4, 12/6 e 4/10) il massimo di biomassa è localizzato nello strato 0-2 m dove si osserva anche il picco di produzione; negli altri casi si osserva una stratificazione intorno, o al di sotto, l'1% di luce incidente.

Nel complesso il fitoplancton è rappresentato da forme mobili: in aprile dominano crisofitiche coloniali (*Uroglena americana* e *Synura petersenii*); in maggio si sviluppa una comunità più diversificata (*Ankyra* sp., *Chlamydomonas* sp., *Cryptomonas* spp., *Rhodomonas minuta*, *Trachelomonas volvocina*, *Ceratium hirundinella*). In giugno, luglio, agosto e settembre dominano cianofitiche (*Gomphosphaeria naegeliana*, *Microcystis aeruginosa*, *Merismopedia tenuissima* e *Lyngbya* spp.) e dinofitiche (*Ceratium hirundinella*); a queste si associano principalmente clorofitiche (*Sphaerocystis Schroeterii*, in giugno e in luglio;



11/4



26/4

Fig. 1. A) Trasparenza e profili verticali della temperatura (linea continua), della luce (linea tratteggiata) e dell'ossigeno disciolto (linea punteggiata). B) profili verticali della produzione del fitoplancton (linea continua), del rapporto clorofilla *a*/biomassa (linea tratteggiata)', del numero di assimilazione (linea punteggiata) e della biomassa.

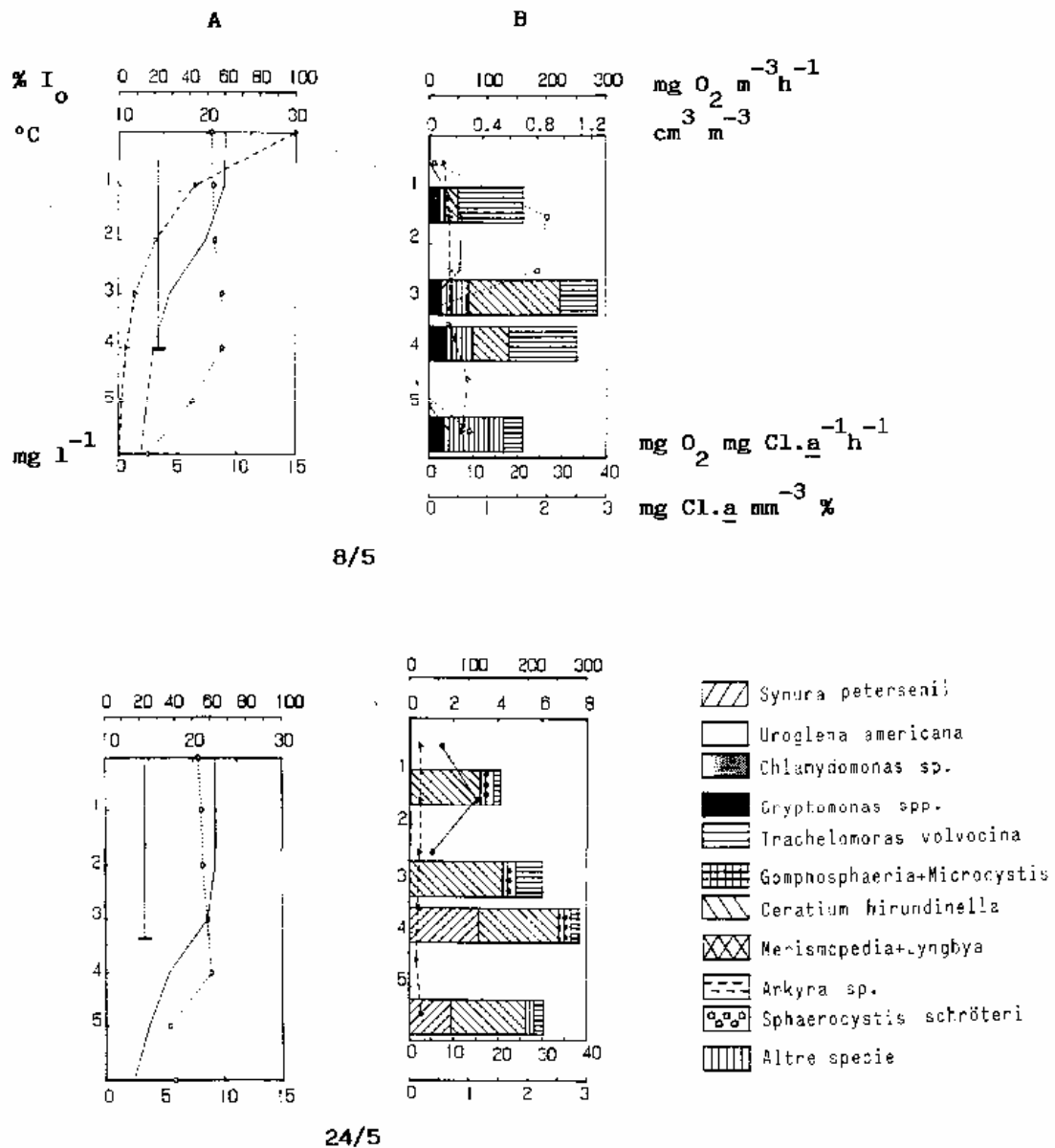


Fig. 2. A) Trasparenza e profili verticali della temperatura (linea continua), della luce (linea tratteggiata) e dell'ossigeno disciolto (linea punteggiata). B) profili verticali della produzione del fitoplancton (linea continua), del rapporto clorofilla *a*/biomassa (linea tratteggiata), del numero di assimilazione (linea punteggiata) e della biomassa.

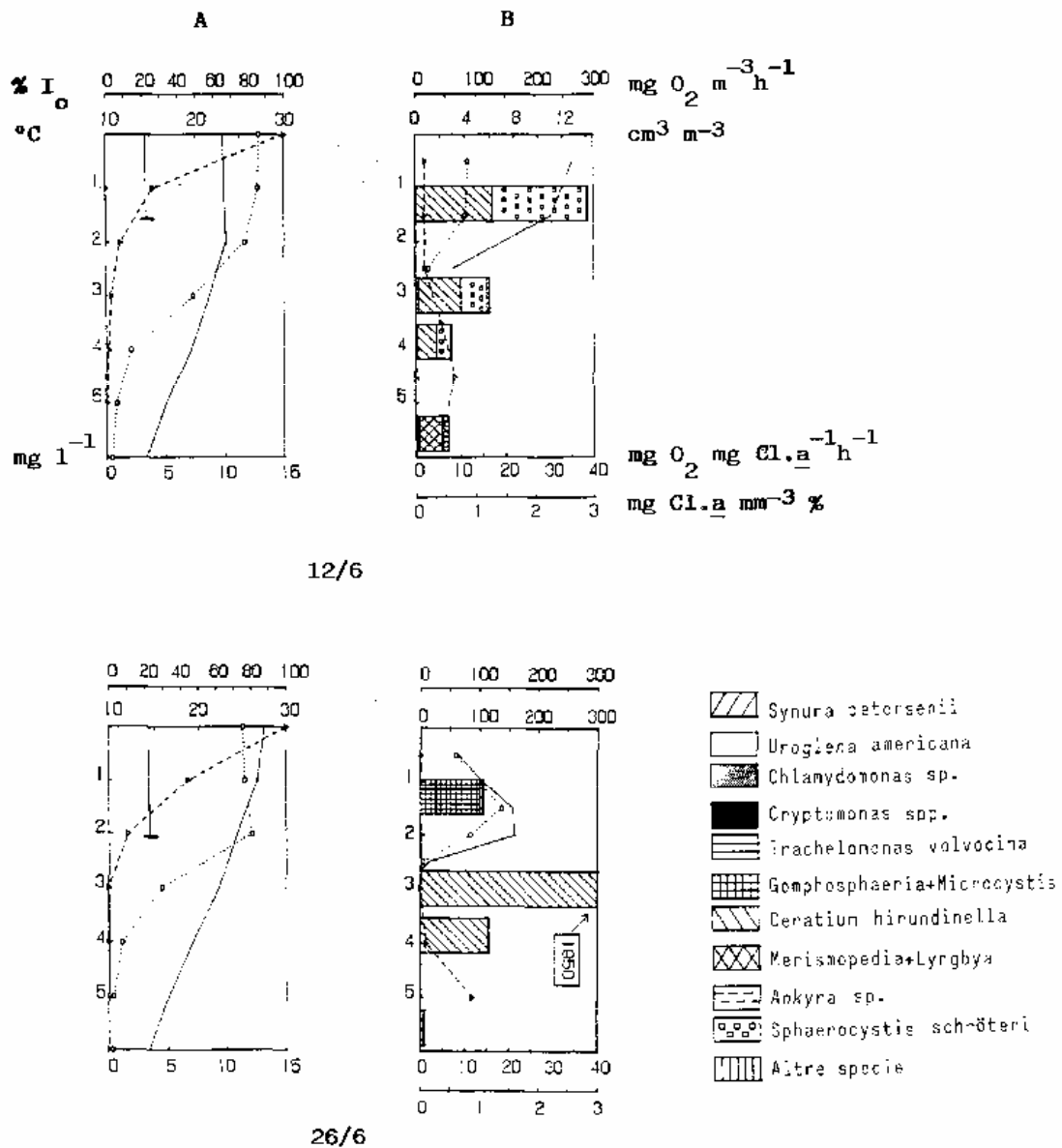
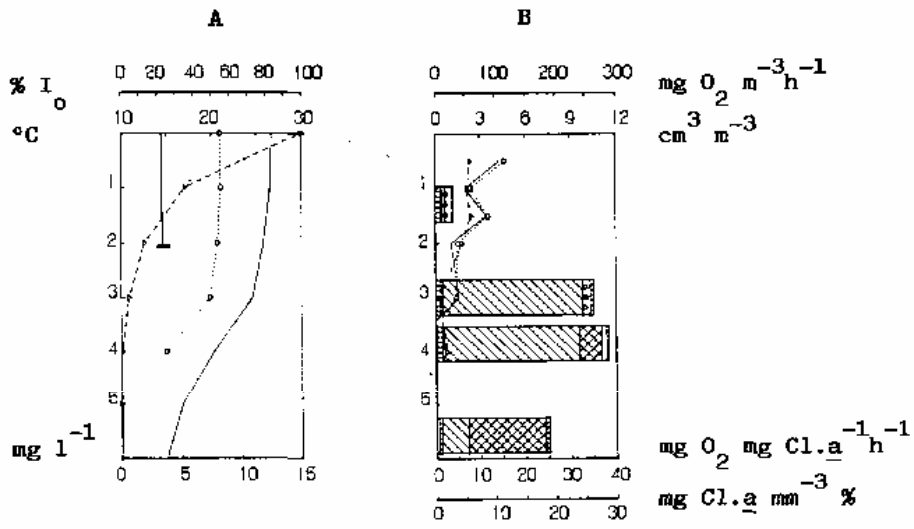
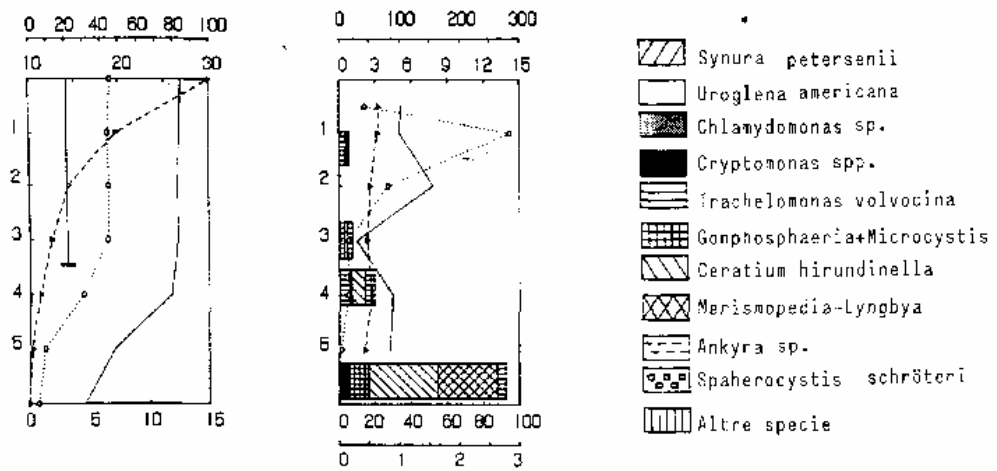


Fig. 3. A) Trasparenza e profili verticali della temperatura (linea continua), della luce (linea tratteggiata) e dell'ossigeno disciolto (linea punteggiata). B) profili verticali della produzione del fitoplancton (linea continua), del rapporto clorofilla *a*/biomassa (linea tratteggiata), del numero di assimilazione (linea punteggiata) e della biomassa.

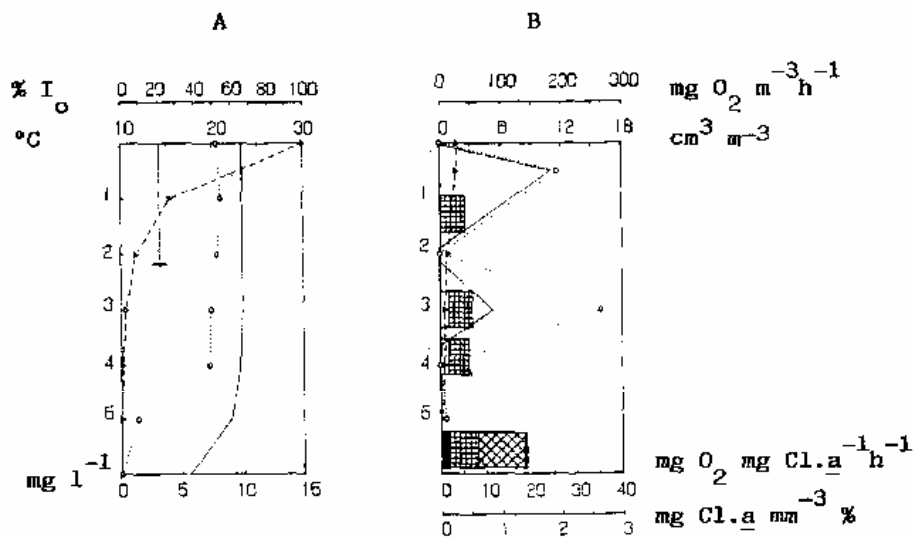


11/7

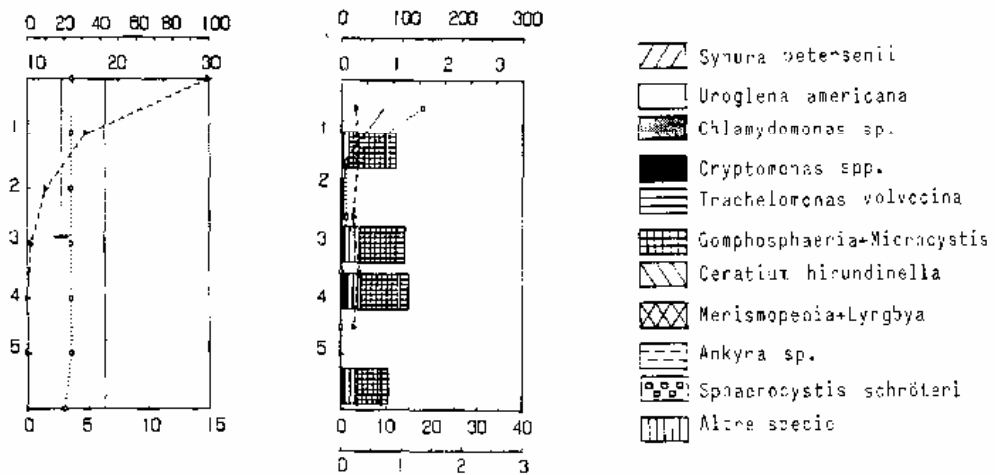


9/8

Fig. 4. A) Trasparenza e profili verticali della temperatura (linea continua), della luce (linea tratteggiata) e dell'ossigeno disciolto (linea punteggiata). B) profili verticali della produzione del fitoplancton (linea continua), del rapporto clorofilla *a*/biomassa (linea tratteggiata), del numero di assimilazione (linea punteggiata) e della biomassa.



11/9



9/10

Fig. 5. A) Trasparenza e profili verticali della temperatura (linea continua), della luce (linea tratteggiata) e dell'ossigeno disciolto (linea punteggiata). B) profili verticali della produzione del fitoplancton (linea continua), del rapporto clorofilla *a*/biomassa (linea tratteggiata), del numero di assimilazione (linea punteggiata) e della biomassa.

Staurastrum spp. in agosto; *Staurastrum* spp. e *Euastrum* sp. in settembre) e crisoficee in settembre (*Uroglena americana*). In ottobre la comunità è dominata da cianoficee (*Gomphosphaeria naegeliana*).

Si osserva una stratificazione verticale molto netta di alcune specie: *Uroglena americana*, *Gomphosphaeria naegeliana* e *Microcystis aeruginosa* (0-2 m), *Synura petersenii*, *Merismopedia tenuissima* e *Lyngbya* spp. (5-6 m); *Ceratium hirundinella* da giugno ad agosto colonizza lo strato d'acqua al di sotto dei 3 m con biomasse elevatissime.

La distribuzione verticale della produzione fitoplanctonica è simile a quella comunemente descritta per i laghi eutrofi (Findenegg, 1964): è infatti generalmente caratterizzata da un picco nei primi metri, seguito da un rapido calo negli strati più profondi; inoltre si osserva spesso fotoinibizione superficiale. Una migliore valutazione della forma delle curve di produzione viene fornita dal rapporto tra produzione media sulla colonna e produzione massima ($\Sigma A/A_{\max}$) che nel Lago di Candia varia in un ambito (0,93-3,34) comunemente trovato in laghi eutrofi (Vollenweider, 1971).

I valori di produzione (Fig. 6), espressi in $\text{mg O}_2 \text{ m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, sono tuttavia piuttosto bassi se confrontati con quelli misurati in altri laghi eutrofi: si veda ad esempio il Lago di Lugano, in cui il massimo di produzione durante il 1988 era di oltre $400 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ (Lami, 1990), contro il valore di $265 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ misurato nel Lago di Candia (in giugno, Tab. 1).

A fronte di questi valori di produzione si sono peraltro calcolati spesso numeri di assimilazione (Tab. 1) spostati verso i valori più alti dell'ambito riportato in letteratura (Harris, 1978; Parsons, Takahashi and Hargrave, 1979). I valori del rapporto produzione/biomassa danno tempi di raddoppiamento compresi fra 2 e 7 giorni.

Il rapporto clorofilla *a*/biomassa tende generalmente ad aumentare verso il fondo; il valore percentuale medio (0,46) è leggermente più basso di quello riscontrato in laghi eutrofi (Ahlgren, 1970).

4. DISCUSSIONE

I risultati ottenuti ci inducono a ritenere valido il metodo scelto per stimare la produzione primaria, come testimonia il buon accordo esistente tra i valori di produzione e parametri quali il numero di assimilazione, il rapporto produzione/biomassa e il contenuto percentuale in clorofilla *a* rispetto alla biomassa.

Tuttavia l'entità della produzione algale si è rivelata spesso inferiore ai valori che ci si aspetterebbe di trovare in un lago eutrofo. Questo fatto è da imputare probabilmente alla presenza nel Lago di Candia di una comunità fitoplanctonica in cui dominano alghe mobili.

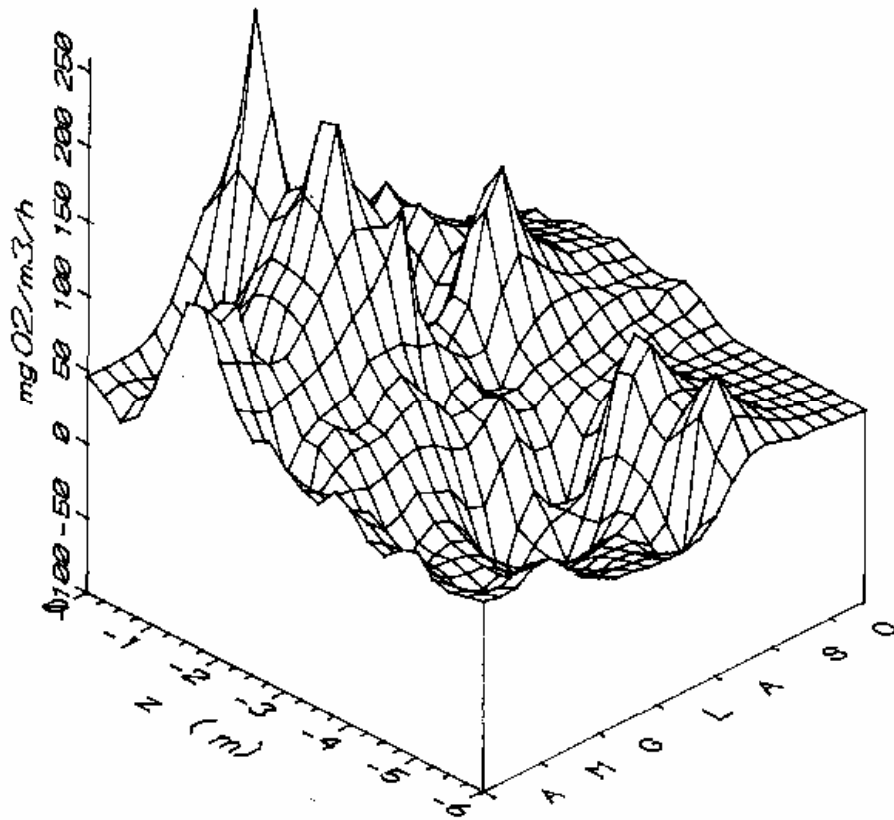


Fig. 6. Variazioni della produzione netta fitoplanctonica lungo la colonna d'acqua e nel tempo.

Tab. 1. Valori di produzione primaria netta massima e parametri ad essa correlati. Profondità (z: m), produzione primaria netta (PPN: $\text{mg O}_2 \text{ m}^{-3} \text{ h}^{-1}$), concentrazione di clorofilla a (Cl a: mg m^{-3}), numero di assimilazione (P_{max} : $\text{mg O}_2 \text{ mg Cl a}^{-1} \text{ h}^{-1}$), rapporto clorofilla a/biomassa (Cl a/B: $\text{mg Cl a mm}^{-3} * 100$), luce ($\mu\text{E m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), temperatura (t: $^{\circ}\text{C}$).

	z	PPN	Cl a	Fmax	Cl a/B	luce	t
11/4	1,5	137,5	85,4	1,6	0,84	115	12,8
26/4	1,5	132,8	13,4	9,9	0,88	110	13,8
8/5	1,5	56,7	2,1	26,9	0,35	250	19,9
24/5	1,5	113,2	7,5	15,1	0,18	-	22,5
12/6	0,5	264,7	22,7	11,7	0,16	400	23,3
26/6	2,0	159,2	14,1	11,3	0,02	70	24,5
11/7	0,5	107,1	6,9	15,5	0,57	550	26,6
9/8	2,0	156,5	5,7	27,5	0,53	150	26,6
11/9	0,5	182,1	7,1	25,6	0,27	310	23,3
9/10	0,5	69,1	3,9	17,8	0,24	23	18,5

E' ben noto che le incubazioni in bottiglie forniscono una stima poco realistica della produzione in quanto le alghe sono isolate dall'ambiente circostante (Harris, 1986): ciò è a maggior ragione vero in presenza di una comunità fitoplanctonica con le caratteristiche di quella da noi studiata, in quanto agli effetti negativi dell'isolamento si sommano quelli legati all'impossibilità di compiere migrazioni verticali (Tilzer, Hillbricht-Ilkowska, Kowaleczewsky, Spodnienska and Turczynska, 1977; Arvola, 1984). L'importanza delle migrazione verticali, sia per quanto riguarda le variazioni giornaliere della produzione che per un più generale problema di comprensione dell'ecologia del fitoplancton, è nota ormai da tempo (Reynolds, 1984) ed è ampiamente documentata (Tilzer, 1973; Frempong, 1981; Arvola, 1984; Jones, 1988; Roti, 1988; Smolander and Arvola 1988). Le migrazioni verticali offrono molti vantaggi alle alghe che riescono in questo modo a regolare la loro posizione in relazione a luce e temperatura, possono recuperare nutrienti dagli strati d'acqua più profondi ed evitare la predazione da parte dello zooplancton (Arvola, 1984; Salonen, Jones and Arvola 1984; Jones, 1988).

Nel Lago di Candia si osserva un disaccoppiamento fra produzione e distribuzione del fitoplancton; i picchi di sviluppo di ossigeno coincidono solo raramente con i massimi di biomassa: le alghe tendono infatti a stratificarsi ai limiti o al di sotto della zona eufotica. Ciò è particolarmente evidente per alcune specie: *Synura petersenii*, *Merismopedia tenuissima*, *Lyngbya* spp. e *Ceratium hirundinella*. Di quest'ultima specie, molto studiata sia in campo che in laboratorio (si vedano, ad esempio, i lavori di Heaney, Lund, Canter e Gray, 1988; Harris, Heaney e Talling, 1979; Heaney e Talling, 1980 b), sono ben note le migrazioni verticali (Heaney and Talling, 1980 a, b; Heaney, 1976) e la localizzazione subito al disopra dello strato anossico, a livelli preferenziali di intensità luminosa intorno al 10 % della luce incidente (Harris *et al.*, 1979).

In questo lago appare poco attendibile un calcolo della produzione su scale temporali lunghe (giorni o mesi) a partire da dati misurati in intervalli temporali brevi: i metodi comunemente usati per calcolare la produzione giornaliera (Vollenweider, 1965; Platt, 1971) presuppongono infatti una distribuzione delle alghe lungo la verticale omogenea e stabile nelle 24 ore.

Le caratteristiche del fitoplancton e della produzione nel Lago di Candia indicano la necessità di raccogliere informazioni sulle caratteristiche ecofisiologiche delle specie dominanti, di studiare in dettaglio le migrazioni verticali in relazione alle variazioni giornaliere della produzione e di valutare i fenomeni che si svolgono al di sotto della zona eufotica dove è spesso presente un'abbondante biomassa algale.

BIBLIOGRAFIA

- Ahlgren, G. 1970. Limnological studies of Lake Norviken, a eutrophicated Swedish lake. II Phytoplankton and its production. *Schweiz. z. Hydrol.*, 32:353-396.

- Arvola, L. 1984. Diel variation in primary production and the vertical distribution of phytoplankton in a polyhumic lake. *Arch. Hydrobiol.*, 101 (4): 503-519
- Carpenter, J.H. 1965. The accuracy of the Winkler method for dissolved oxygen analysis. *Limnol. Oceanogr.*, 10 : 135-140
- Garrii, D.E. and J.H. Carpenter. 1966; Comparison and evaluation of currently employed modifications of the Winkler method for determining dissolved oxygen in seawater; a NASCO report. *J. Mar. Res.*, 24 (3): 286-318.
- Findenegg, I. 1964. Types of planktonic primary production in the lakes of the Eastern Alps as found by the radioactive Carbon method. *Verh., Internat. Verein. Limnol.*, 15: 352-359.
- Frempong, E. 1981. Diel variations in the abundance, vertical distribution, and species composition of phytoplankton in a eutrophic english lake. *J. Ecol.*, 69: 919-939.
- Galanti, G., P. Guilizzoni and V. Libera. 1990. Biomanipulation of Lago di Candia (Northern Italy): a three-year experience of aquatic macrophyte management. *Hydrobiologia*, 200/201: 409-417.
- Giussani, G., R. de Bernardi and T. Ruffoni. 1990. Three-year experience in biomanipulating a small eutrophic lake: Lago di Candia (Northern Italy). *Hydrobiologia*, 200/201: 357-366.
- Giussani, G. and R. de Bernardi. La biomanipolazione di catene alimentari lacustri quale promettente ecotecnologia per il recupero ambientale. *Atti IX Congresso AIOL* (questo volume).
- Golterman, H.L., R.S. Clymo and M.A.M. Ohnstad. 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. Blackwell Sci. Publi., 2nd ed.: 213 pp.
- Hamza, W., G. Giussani and D. Ruggiu. Observations on zooplankton grazing in a small biomanipulated lake (Lago di Candia, N. Italy) with the use of a simple *in situ* technique. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, in stampa.
- Harris, G.P. 1978. Photosynthesis, productivity and growth: the physiological ecology of phytoplankton. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 10: 1-171.
- Harris, G. P. 1986. *Phytoplankton ecology*. Chapman and Hall, London and New York: 384 pp.
- Harris, G.P., S.I. Heaney and J.F. Talling. 1979. Physiological and environmental constraints in the ecology of the planktonic dinoflagellate *Ceratium hirundinella*. *Freshwat. Biol.*, 9: 413-428.
- Heaney, S.I. 1976. Temporal and spatial distribution of the dinoflagellate *Ceratium hirundinella* O. F. Miiller within a small productive lake. *Freshwat. Biol.*, 6: 531-542.
- Heaney, S.I., J.W.G. Lund, H.M. Canter and K. Gray. 1988. Population dynamics of *Ceratium* spp. in three english lakes, 1945-1985. *Hydrobiologia*, 161: 133-148.
- Heaney, S.I. and J.F. Talling. 1980a. Dynamic aspects of dinoflagellate distribution patterns in a small productive lake. *J. Ecol.*, 68: 75-94.
- Heaney, S.I. and J.F. Talling. 1980b. *Ceratium hirundinella* - ecology of a complex, mobile, and successful plant. *Rep. Freshwat. Biol. Ass.*, 48: 27-39.

- Jones, R.I. 1988. Vertical distribution and diel migration of flagellated phytoplankton in a small humic lake. *Hydrobiologia*, 161: 75-87.
- Lami, A. 1990. *Alcuni aspetti dell'ecologia del fitoplancton di un lago eutrofo (Lago di Lugano)*. Tesi di Dottorato, Università di Parma: 242 pp.
- Lorenzen, C.J. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 12: 343-346.
- Moed, J.R. and G.M. Hallegraef. 1978. Some problems in the estimation of chlorophyll *a* and pheopigments from pre- and post-acidification spectrophotometric measurements. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.*, 63: 787-800.
- Parsons, T.R., M. Takahashi and B. Hargrave. 1979. *Biological Oceanographic Processes*. Pergamon Press: 322 pp.
- Platt, T. 1971. The annual production of phytoplankton in St. Margaret's Bay, Nova Scotia. *J. Cons. int. Explor. Mer*, 33 (3): 324-333.
- Reynolds, C.S. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge: 384 pp.
- Roti, E. 1988. Some aspects of the seasonal distribution of flagellates in mountain lakes. *Hydrobiologia*, 161: 159-170.
- Salonen, K., R.I. Jones and L. Arvola. 1984. Hypolimnetic phosphorus retrieval by diel vertical migrations of lake phytoplankton. *Freshwat. Biol.*, 14: 431-438.
- Smayda, T.J. 1978. From phytoplankters to biomass. In: A. Sournia (ed.) *Phytoplankton manual*: 273-279. UNESCO
- Smolander, U. and L. Arvola. 1988. Seasonal variation in the diel vertical distribution of the migratory alga *Cryptomonas marssonii* (Cryptophyceae) in a small, highly humic lake. *Hydrobiologia*, 161: 89-98.
- Talling, J.F. 1973. The application of some electrochemical methods to the measurement of photosynthesis and respiration in freshwater. *Freshwat. Biol.*, 3: 335-362.
- Tilzer, M.M. 1973. Diurnal periodicity in the phytoplankton assemblage of a high mountain lake. *Limnol. Oceanogr.*, 18 (1): 15-30.
- Tilzer, M.M., A. Hillbricht-Ilkowska, A. Kowaleczewsky, I. Spodnienska and J. Turczynska. 1977. Diel phytoplankton periodicity in Mikolayskie Lake, Poland, as determined by different methods in parallel. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 62 (2): 279-289.
- Vollenweider, R.A. 1965. Calculation models of photosynthesis-depth curves and some implications regarding day rate estimates in primary production. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 18 (suppl.): 425-457.
- Vollenweider, R.A. 1971. *Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation*. Direction de l'Environment, O.C.D.E., Paris.
- Vollenweider, R.A. 1974. *A manual of methods for measuring primary production in aquatic environments*. I.B.P. Handbook 13, Blackwell Sci. Publ., Oxford: 213 pp.

UN NUOVO APPROCCIO METODOLOGICO ALLA STIMA DELLA PRODUZIONE E DEL CONSUMO DI CARBONIO ORGANICO APPLICATO IN UN AMBIENTE SOTTOPOSTO A BIOMANIPOLAZIONE

R. Bertoni, C. Callieri, A. Campagnoli, M. Contesini

C.N.R.-Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza

Biomanipulation has the aim of reducing the trophic level of a lake and, at the end, should result in the decrease of the total standing crop. This effect, soon evident at microbial level i.e. where the largest part of organic carbon is confined, could be evaluated from a realistic organic carbon budget taking into account the activity of producers and decomposers.

A method was therefore developed to directly and *in situ* estimate production and decomposition of Total Organic Carbon (TOC) measuring its concentration variation every three hours for one/three days. With this method some experiments has been performed in the biomanipulated Lago di Candia, Northern Italy.

The results have shown that the TOC concentration is not Constant during the whole day-night cycle. In fact, production periods are followed by periods in which decomposition prevails also in the presence of light. For this reason, production and decomposition measurements deriving from short-term incubation experiments may produce estimates which are not valid for a longer period than the incubation time. For example, in the experiment of June 1990 the production rate from 06.00 h to 12.00 h was $140 \mu\text{gC l}^{-1} \text{h}^{-1}$. But when this parameter was calculated from 06.00 h to 18.00 h, the value obtained was $40 \mu\text{gC l}^{-1} \text{h}^{-1}$, due to the decomposition processes prevailing around noon.

1. INTRODUZIONE

La biomanipolazione delle catene alimentari acquatiche ha avuto, fin dalle sue origini, lo scopo di recuperare alle condizioni originarie di trofia ambienti fortemente compromessi. Le tecniche di biomanipolazione consistono nell'interferire nella struttura della comunità, modificandone la composizione in specie o riducendone la densità in modo tale da ottenere una destabilizzazione delle condizioni di alterata trofia (de Bernardi, 1989).

La maggior parte dei successi ottenuti con tecniche di biomanipolazione, attuata controllando dall'alto i successivi anelli della catena trofica, si è avuta in laghi poco profondi o in *plastic-bags* (Hrbaceck, Dvorakova, Korinek and Prochazkova, 1961; Brook and Dodson, 1965; de Bernardi and Giussani, 1978; Lynch and Shapiro, 1981). Non va tuttavia dimenticata l'esistenza di un controllo dal

basso, dimostrata da correlazioni tra specifici popolamenti e stato trofico (Harris, 1986).

Lo studio dei meccanismi di controllo dal basso non dovrebbe limitarsi al ruolo dei nutrienti algali ma estendersi alle attività microbiche che regolano molti processi chiave dell'eutrofizzazione. Al livello microbico è, inoltre, confinata la maggior parte del carbonio organico di un corpo d'acqua come risulta da una recente ricerca sul lago di Mergozzo, dove nel corso di un anno si è misurata una concentrazione del POC (Carbonio Organico Particellato) con dimensioni tra 1 e 126 μm superiore da 6 a 60 volte rispetto a quella del POC con dimensioni maggiori di 126 μm .

Tuttavia lo studio quantitativo delle attività microbiche di produzione e di decomposizione risente fortemente di carenze metodologiche e rappresenta uno dei campi di ricerca meno sviluppati dell'ecologia delle acque (van Es and Meyer Reil, 1982; Karl, 1986; Riemann and Bell, 1990). Per ottenere, quindi, informazioni nuove e più realistiche sul flusso di carbonio organico microbico abbiamo sviluppato un metodo (Bertoni, Callieri, Torelli and Zola, 1982; Bertoni, 1986; Bertoni, Callieri, Ragazzoni and Cardini, in stampa) per valutare direttamente e *in situ* la produzione e la decomposizione misurando le variazioni di concentrazione del Carbonio Organico Totale (TOC). Sono qui presentati i primi risultati dell'applicazione di questo metodo nel Lago di Candia, un piccolo corpo d'acqua sottoposto a biomanipolazione. Le caratteristiche limnologiche di questo lago sono illustrate da Giussani, de Bernardi, Ruffoni. (1990).

2. METODI

La misura della produzione e decomposizione di carbonio organico *in situ* è attuata raccogliendo una serie temporale di campioni d'acqua durante un ciclo di 24 ore. Questo tipo di campionamento è fattibile usando un campionatore automatico subacqueo (Bertoni, 1985). Questo strumento, sospeso alla profondità prescelta nella zona eufotica, può prelevare nove campioni di 1 l d'acqua ciascuno durante un ciclo giorno-notte. Prima della posa ad ogni bottiglia viene aggiunto HgCl_2 alla concentrazione finale di 20 mg l^{-1} . Questo fissativo è stato scelto perché inorganico, non ossidante e non corrosivo alla concentrazione usata. Quando l'intero ciclo di prelievo dei campioni è terminato, lo strumento viene recuperato e per ciascun campione vengono effettuate 10 analisi di Carbonio Organico Totale (TOC) con un analizzatore Astro 2001 (Astro, League City, Texas). Dalle variazioni giornaliere di concentrazione di TOC è possibile calcolare un tasso netto di produzione e decomposizione microbica utilizzando un modello di regressione lineare della concentrazione di TOC sul tempo. In questo caso, il coefficiente di regressione viene assunto come tasso medio di produzione. Da un punto di vista analitico, la minima variazione di TOC misurabile dipende dalla precisione dell'analizzatore usato (Bertoni, 1986) e può essere calcolata dalla differenza delle due medie più vicine che abbiano l'intervallo fiduciale non sovrapposto.

Questo approccio metodologico è, ovviamente, applicabile soltanto in corpi d'acqua per i quali si dispone di conoscenze idrologiche tali da avvallare l'assunzione che la massa d'acqua in esame non si sposti nel corso del campionamento: è questo il caso del Lago di Candia.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

Le misure effettuate con il metodo sopra descritto sono ancora dirette principalmente a verificare la validità teorica e strumentale del metodo, anche se l'obiettivo finale è di arrivare a costruire il bilancio del carbonio organico di uno specifico ambiente.

Il primo esempio si riferisce a due esperimenti eseguiti sul Lago di Candia il 6-7 giugno ed il 3-4 ottobre 1990. Due campionatori automatici venivano sospesi a 1,5 m e 3 m di profondità e programmati per prelevare, ad intervalli di 3 ore o più brevi, una serie di campioni nell'arco di 24 ore. In Figura 1 sono mostrate le variazioni di concentrazione di TOC alle due profondità e la radiazione solare misurata in superficie dalle ore 6.00 del 6 giugno alle ore 6.00 del 7 giugno, mentre in Figura 2 sono riportate le variazioni degli stessi parametri misurati però dalle ore 15.00 del 3 ottobre alle ore 15.00 del 4 ottobre.

In giugno le concentrazioni di TOC alle due profondità sono abbastanza vicine e non superano i $7,8 \text{ mgC l}^{-1}$ mentre in ottobre esiste una netta differenza tra i valori di TOC a 1,5 m e quelli a 3 m; i primi variano da $8,4$ a $8,7 \text{ mgC l}^{-1}$ e gli ultimi da $6,4$ a $6,7 \text{ mgC l}^{-1}$. In giugno (Fig. 1) a 1,5 m si osserva una evidente sebbene discontinua produzione di TOC dall'alba al tramonto con una velocità, misurata dalle ore 6.00 alle ore 12.00, di $140 \text{ } \mu\text{gC l}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Ai 3 m l'attività dominante sembra essere quella di decomposizione con un'unica eccezione nel primo pomeriggio, evidenziata da un picco di TOC alle ore 15.00. In ottobre, invece, (Fig. 2) a 1,5 m non si notano variazioni significative di TOC mentre a 3 m dalle ore 9.00 alle ore 12.30 il tasso di produzione calcolato è di $81 \text{ } \mu\text{gC l}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Ad entrambe le profondità sia in giugno che in ottobre compare un incremento notturno di concentrazione di TOC, che sarà commentato più avanti.

I rapidi cambiamenti della concentrazione di TOC nell'esperimento condotto in estate sono in parte dovuti alla natura di non-equilibrio propria della dinamica di produzione del carbonio organico ed in parte alla limitazione di fosforo e azoto, che in questi giorni erano al di sotto dei limiti di rivelazione (Tartari, com. pers.). L'esaurimento dei nutrienti potrebbe, infatti, aver limitato la produzione autotrofa consentendo alla decomposizione di prevalere, determinando così la riduzione di concentrazione del TOC evidente a 1,5 m alle ore 15.00. La concomitante rigenerazione di P ed N potrebbe aver consentito una ulteriore produzione, culminata con il picco di TOC delle ore 18.00. D'altra parte il doppio picco durante il periodo di luce è un fenomeno ricorrente, già descritto e per il quale sono state proposte diverse spiegazioni (Anderson, 1974; Harris, 1978). La scarsissima radiazione solare presente durante l'esperimento autunnale è certamente la causa della stasi in

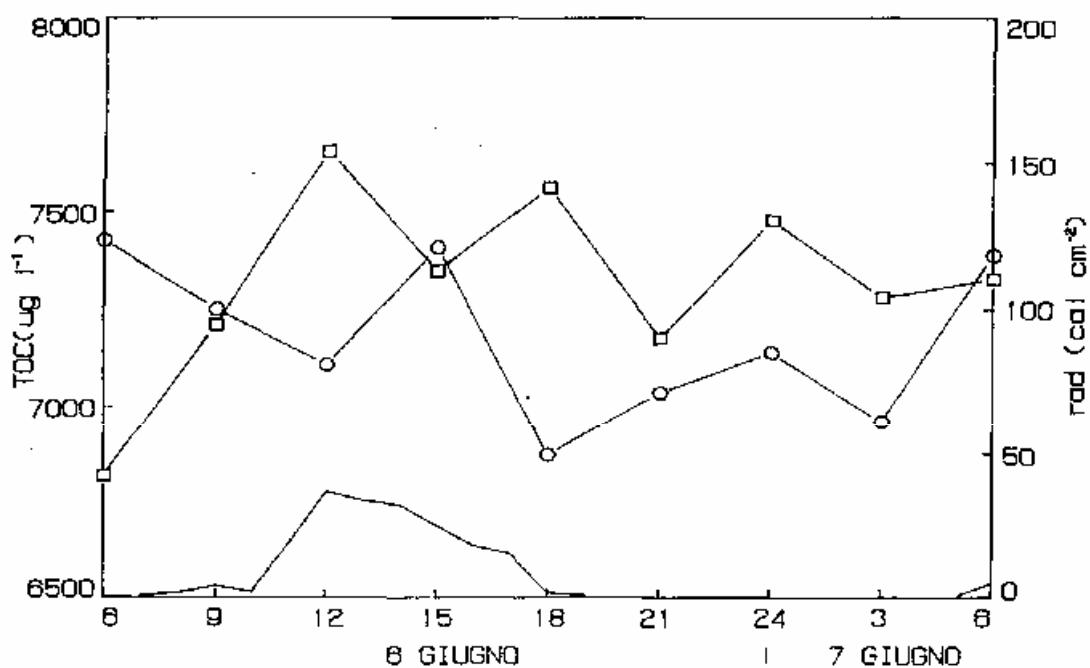


Fig. 1. Radiazione solare (---) e concentrazione di TOC a 1.5 m (- -) ed a 3 m (- -) misurate nel Lago di Candia il 6 e 7 Giugno 1990.

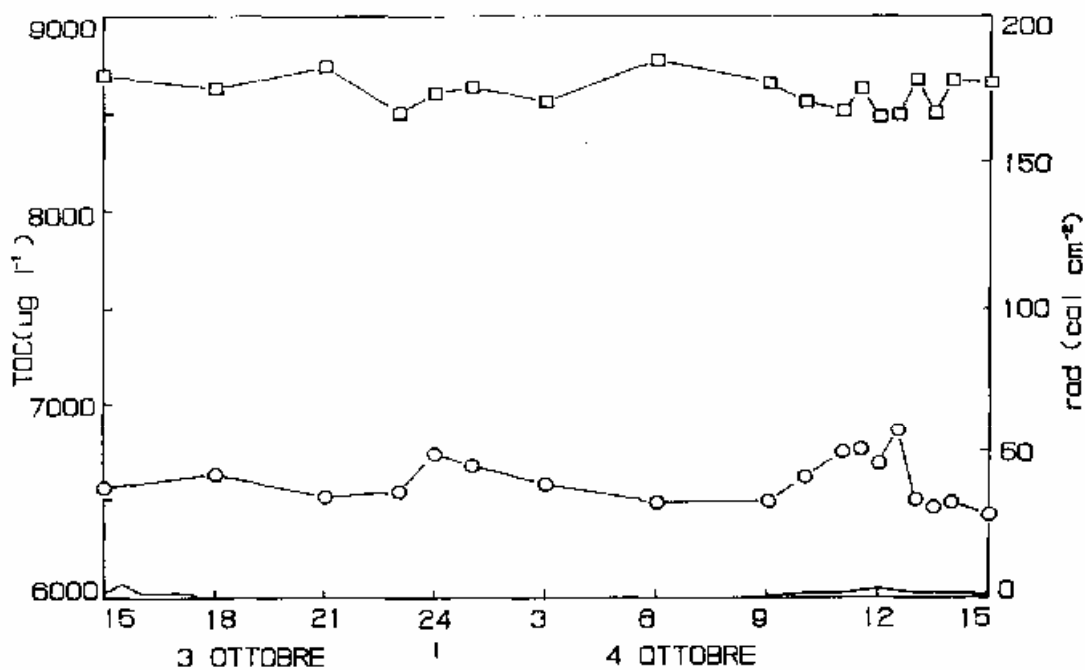


Fig. 2. Radiazione solare (---) e concentrazioni di TOC a 1.5 m (- -) ed a 3 m (- -) misurate nel Lago di Candia il 3 e 4 Ottobre 1990.

entrambe le attività di produzione e decomposizione a 1,5 m, dove la concentrazione di TOC non ha subito variazioni significative nell'arco delle 24 ore. L'elevata concentrazione del TOC a questa profondità potrebbe essere imputata non tanto ad una precedente produzione quanto, piuttosto, alla diffusione centripeta della sostanza organica rilasciata dalle macrofite litorali in decomposizione al termine del ciclo vegetativo. A favore di questa spiegazione depone il fatto che è quasi esclusivamente la frazione disciolta, facilmente diffusibile quella responsabile della maggior concentrazione di TOC a 1,5 m. Inoltre, le ingenti piogge abbattutesi sul lago in quei giorni potrebbero aver facilitato il processo di diffusione. La modesta produzione misurata nella mattina del 4 Ottobre ai 3 m potrebbe essere dovuta a popolamenti algali già adattati a crescere in condizioni di scarsa illuminazione oppure essere una produzione non fotosintetica. Da un punto di vista strettamente biochimico non esiste, infatti, dubbio sull'importanza delle reazioni di fissazione della CO₂ al buio (Raven, 1974). Anche negli ambienti naturali, l'assimilazione al buio della CO₂ da parte di organismi autotrofi ed eterotrofi è un processo del quale si è riconosciuta l'importanza (Overbeck, 1979; Tilzer, 1972). Anderson (1974) ha inoltre dimostrato che l'incorporazione al buio di ¹⁴CO₂ può costituire una grande frazione della produzione totale giornaliera. I picchi di concentrazione di TOC evidenziati nei nostri esperimenti durante le ore di buio o di scarsa illuminazione potrebbero essere quindi il risultato di processi di produzione alternativi a quello di fotosintesi. Non possiamo comunque escludere che in alcune occasioni gli aumenti di TOC possano essere dovuti alle capacità migratorie di alcune specie algali (Tilzer, 1973) presenti nel Lago di Candia (Morabito, Puggnetti and Ruggiu, 1990), e ai meccanismi di controllo del galleggiamento di certe cianoficee (Kromkamp and Konopka, 1986).

Da questi esperimenti emergono due evidenze: 1) l'accoppiamento tra radiazione solare e variazioni giornaliere di concentrazione del TOC è molto evidente su scala stagionale cioè a lungo termine; 2) tuttavia, su scala giornaliera, tale accoppiamento non è necessariamente una relazione semplice e lineare. Esso, infatti, può essere mascherato dal prevalere diurno della decomposizione sulla produzione nonché dalla possibile fissazione al buio di carbonio inorganico, come è evidente dall'esempio costituito dall'esperimento di giugno. Era perciò necessario verificare se il trend evidenziatesi in quest'ultimo esperimento, caratterizzato dal doppio picco diurno e dal singolo picco notturno di TOC, costituisse una fenomenologia occasionale o se, invece, si presentasse con una certa regolarità nel Lago di Candia.

E' stato perciò programmato un esperimento per seguire le fluttuazioni di concentrazioni di TOC durante tre giorni successivi. Dalle ore 6.00 del 20 giugno alle ore 6.00 del 23 giugno si sono sospesi alla profondità di 1,5 m tre campionatori automatici programmati per prelevare campioni ogni tre ore. La concentrazione di TOC misurata in questi campioni è presentata in Figura 3, insieme alla radiazione solare. Durante i tre giorni dell'esperimento quest'ultimo parametro ha mostrato un identico trend ed uguali intensità. La concentrazione di TOC ha invece avuto un bilancio produzione-decomposizione diverso nei tre giorni in esame. In particolare, dopo il primo ciclo giornaliero la concentrazione di TOC risultava

umentata di $326 \mu\text{gC l}^{-1}$. Il secondo giorno alla produzione è seguita una decomposizione della stessa entità, mentre il terzo giorno sono prevalsi i fenomeni di decomposizione che hanno causato un decremento di $318 \mu\text{gC l}^{-1}$.

E' da sottolineare il fatto che ad 1,5 m negli esperimenti di giugno e di luglio si osserva la stessa periodicità nei picchi di TOC. Infatti, sebbene il bilancio finale delle attività di produzione e decomposizione sia diverso nei quattro giorni, le variazioni di concentrazione di TOC sono sempre caratterizzate da un doppio picco diurno (minimo intorno a mezzogiorno) e da un picco singolo notturno.

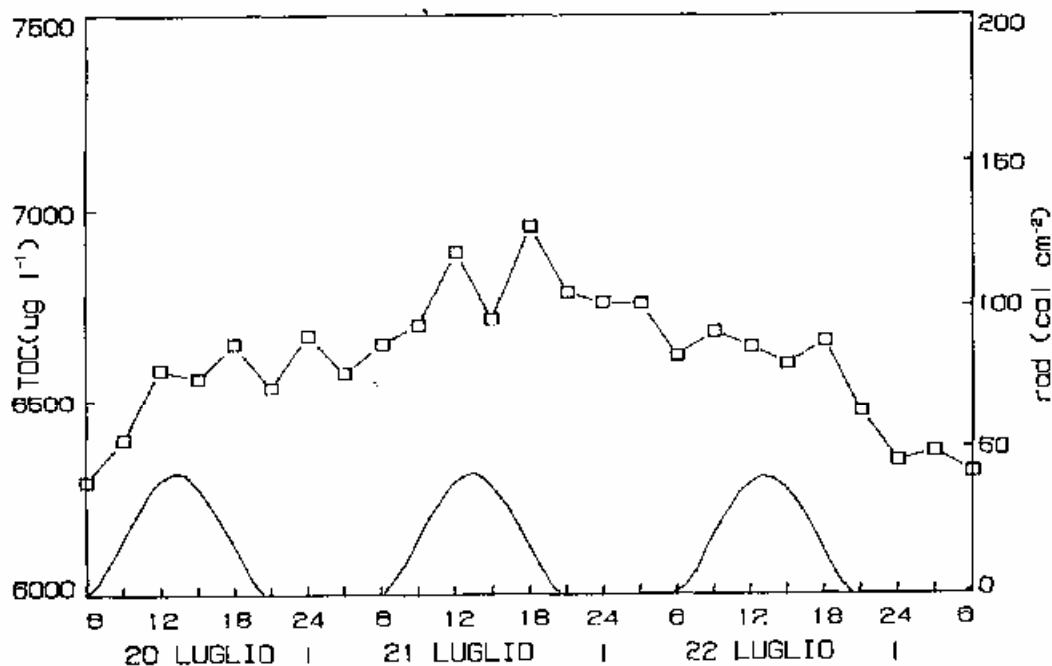


Fig. 3. Radiazione solare (—) e concentrazione di TOC (---) misurate in tre giorni consecutivi nel Lago di Candia.

4. CONCLUSIONI

Nell'ambiente naturale si verificano, nell'arco della giornata, variazioni cospicue e frequenti della concentrazione di TOC. Queste sono la conseguenza di parallele variazioni della velocità di produzione e decomposizione del TOC. Per questo motivo le misure di tali attività fatte con metodi che implicano l'incubazione del campione, e quindi già intrinsecamente poco realistici (van Es and Meyer-Reil, 1982; Bertoni, 1990), non dovrebbero essere estrapolate a periodi più lunghi del tempo di incubazione. Questa conclusione, d'altronde, concorda con quella formulata da Anderson (1974) sulla base di misure di incorporazione di $^{14}\text{CO}_2$ effettuate in modo da coprire l'intero ciclo nictemerale.

Sempre in accordo con il sopracitato Autore, si deve poi sottolineare che la

sintesi al buio di carbonio organico è un fenomeno tutt'altro che trascurabile.

Le cautele da adottare valutando dati provenienti da incubazione a breve termine (dell'ordine dell'ora) non vanno però abbandonate quando si prendono in considerazione dati derivanti da un singolo ciclo nictemerale. Infatti, i nostri risultati mostrano che il bilancio giornaliero tra produzione e consumo può variare notevolmente in tre giornate successive caratterizzate dalla stessa intensità di radiazione solare. Bisogna quindi ammettere che ai ritmi circadiani della fotosintesi e della decomposizione ad essa associata si sovrappongono ritmi che hanno una periodicità plurigiornaliera.

Il rapido decremento di concentrazione che spesso segue un picco di TOC è probabilmente un controllo dal basso attuato dai microrganismi decompositori. Infatti l'attività dei consumatori primari, il *grazing*, non può determinare la scomparsa del TOC, essendo soltanto un trasferimento di sostanza organica dalla biomassa degli autotrofi a quella dei consumatori. Le inevitabili perdite termodinamiche che questa conversione di biomassa implica potrebbero giustificare la scomparsa soltanto di parte del TOC trasferito. Invece, assai spesso nei nostri esperimenti, viene rimossa una quantità di carbonio organico quasi pari a quella appena prodotta.

Da ultimo, c'è da sottolineare ancora che il metodo da noi proposto, come del resto tutti quelli basati sull'analisi dell'evoluzione giornaliera *in situ* di qualche parametro, postula che la massa d'acqua da campionare non cambi mentre si effettua la misura. In altri termini, si può applicare questo metodo soltanto in ambienti ove, nel tempo della misura, sia trascurabile o quantificabile il trasporto orizzontale e/o verticale (migrazioni, sedimentazione) di sostanza organica.

BIBLIOGRAFIA

- Anderson, R.S. 1974. Diurnal primary production patterns in seven lakes and ponds in Alberta (Canada). *Oecologia*, 14:1-17.
- Bertoni, R., C. Callieri, R. Torelli and O. Zola. 1982. Applicability of organic carbon analysis in the evaluation of microbial heterotrophic activity in fresh water. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 40: 129-144.
- Bertoni, R. 1985. A submersible, lime programmable instrument for the automatic collection of water samples. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 3: 333-337.
- Bertoni, R. 1986. Evaluation of the heterotrophic activity in water by microanalytical methods. *Gerbam Actes de Colloques*, 3: 103-108.
- Bertoni, R., C. Callieri, A. Ragazzoni and G. Cardini. 1989. In situ and in vitro TOC consumption in lake water evaluated by microanalysis. *Verh. Internat. Ver. Limnol.*, 24 (in stampa).
- Brooks, J.L. and S.I. Dodson. 1965. Predation, body size and composition of plankton. *Science*: 28-35.
- de Bernardi, R. and G. Giussani. 1978. The effect of mass fish mortality on zooplankton structure and dynamics in a small Italian lake Lago di Annone. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 20: 1045-1048.

- de Bernardi, R. 1989. Biomanipulation of aquatic food chains to improve water quality in eutrophic lakes. In: O. Ravera (Ed.) *Ecological assessment of environmental degradation, pollution and recovery* : 195-215. Elsevier.
- Giussani, G., R. de Bernardi and T. Ruffoni. 1990. Three years of experience in biomanipulating a small eutrophic lake: Lago di Candia (Northern Italy). *Hydrobiologia*, 200/201: 357-366.
- Harris, G.P. 1978. Photosynthesis, productivity and growth: physiological ecology of phytoplankton. *Arch. Hydrobiol. Beih.*, 10.
- Harris, G.P. 1986. *Phytoplankton ecology structure, function and fluctuation*. Chapman and Hall.
- Hrbacek, J., M. Dvorakova, V. Korinek and L. Prochazkova. 1961. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. *Ver. Internat. Ver. Limnol.*, 14: 192-195.
- Karl, D.M. 1986. Determination of *in situ* microbial biomass, viability, metabolism and growth. In: J. S. Poindexter and E. R. Leadbetter (Eds.) *Bacteria in nature* vol. 2: 85-176, Plenum Press, New York.
- Kromkamp, J. and A. Konopka. 1986. Buoyancy regulation in Cyanobacteria. *Proc. IV ISME*, 588-593.
- Lynch, M. and J. Shapiro. 1981. Predation, enrichment, and phytoplankton community structure. *Limnol. Oceanogr.*, 26: 86-102.
- Morabito, G., A. Pugnetti, and D. Ruggiu. 1990. Some measurements of phytoplankton primary productivity (oxygen method) in a shallow eutrophic biomanipulated lake (Lago di Candia, Northern Italy). Third International Workshop ERIFER III, Pallanza September 26-29, 1990 (in stampa).
- Overbeck, J. 1979. Dark CO₂ uptake- biochemical background and its relevance to *in situ* bacterial production. *Arch. Hydrobiol. Beih.*, 12: 38-47.
- Overbeck, J. 1981. A new approach for estimating the overall heterotrophic activity in aquatic ecosystems. *Verh. Internat. Ver. Limnol.*, 21:1355-1358.
- Raven, J.A. 1974. Carbon dioxide fixation. In: W.D.P. Steward (Ed.), *Algal physiology and biochemistry*: 434-455.
- Riemann, Bo and R.T. Bell. 1990. Advances in estimating bacterial biomass and growth in aquatic systems. *Arch. Hydrobiol.*, 118: 385-402.
- Tilzer, M.M. 1972. Bacterial productivity of a high mountain lake. *Verh. Internat. Ver. Limnol.*, 18: 188-196.
- Tilzer, M.M. 1973. Diurnal periodicity in the phytoplankton assemblage of a high mountain lake. *Limnol. Oceanogr.*, 18: 15-30.
- van Es, F.B. and L.A. Meyer-Reil. 1982. Biomass and metabolic activity of heterotrophic marine bacteria. *Advances in Microbial Ecology*, 6: 11-170.

LA SECONDA CAMPAGNA ANTARTICA PER L'OCEANOGRAFIA BIOLOGICA, CHIMICA E FISICA

Francesco FARANDA

Istituto di Scienze Ambientali Marine Università di Genova

Siamo pressoché alla chiusura del primo piano quinquennale di ricerche in Antartide e ci avviciniamo alla seconda fase attraverso una nuova legge che dovrebbe assicurare un altro periodo di impegno della comunità scientifica in quell'ambiente estremo.

Il primo periodo ha rappresentato di fatto per l'Italia anche il primo approccio sistematico ed organizzato, di fronte a nazioni che invece risultano impegnate da più tempo. Tuttavia il bilancio che si può trarre non è certamente negativo; anzi mi viene da pensare che con il solito "geniaccio italiano" siamo riusciti a colmare un vuoto sicuramente considerevole.

I punti di forza di questa impresa non indifferente sono stati, a mio avviso, la ferma volontà e competenza dei nostri colleghi, la determinazione dell'Enea che ha avuto il non facile compito di attuare i vari piani annuali, il lavoro di "collage" della Commissione scientifica per il Programma Nazionale di Ricerche in Antartide e, infine, l'organizzazione della ricerca - almeno di gran parte di essa - in poli tematici: l'Università di Genova per l'Oceanografia biologica chimica e fisica, l'Università di Trieste per la Geologia marina, quella di Siena per le Scienze della Terra, quella di Padova per la Biologia, quella di Venezia per l'Impatto ambientale e le misure chimiche e, infine, quella di Roma "La Sapienza" per la Fisica Atmosferica.

Io ho avuto l'onore di far parte di quella Commissione Nazionale e, in essa, di aver la responsabilità del coordinamento del settore dell'Oceanografia chimica biologica e fisica; per l'oceanografia fisica in commissione era presente anche il prof. Carlo Stocchino.

E' doveroso citare, a proposito di coordinamento, anche il Geofisico di Trieste che si è fatto carico dell'organizzazione e conduzione delle ricerche oceanografiche per la prospezione profonda, con una propria nave, la *Explora*, appositamente attrezzata ed acquistata con un adeguato contributo dai fondi del Programma nazionale.

Come responsabile dell'Oceanografia Chimica, Biologica e del contratto di ricerca di questo settore sul polo di Genova, tenterò di sintetizzare il lavoro svolto e di indicare, per quello che può servire, alcune linee prospettiche.

L'adesione di universitari e non alla proposta di ricerca in Antartide è stata pronta e motivata, sin dalle prime battute, sia che si trattasse di partecipare alle varie spedizioni, sia che si trattasse solo di svolgere ricerche in laboratorio, con i dati acquisiti "in situ" e sui

campioni di acqua, di sedimento e di materiali biologico prelevati.

Mi sono sempre domandato perché questa pronta adesione: per la novità e l'indiscusso fascino dell'area di studio? Per l'importanza di una ricerca multidisciplinare e interdisciplinare? Per la ritrovata attenzione sull'Oceanografia, tanto trascurata in Italia e, addirittura, dimenticata, dopo l'era dei progetti finalizzati di prima generazione?

Tutte insieme queste componenti hanno determinato il buon impegno sui programmi dell'oceanografia che, fra l'altro, offrivano la possibilità di poter disporre del meglio in materia strumentale, salvo rare eccezioni di fortunati mortali che per evenienze le più varie avevano potuto rinnovare ed arricchire il parco strumenti.

Di fronte a questo insieme di circostanze favorevoli era doveroso - cosa che si è fatta - agevolare al massimo l'interesse dei vari gruppi, al di là del significato dei risultati conseguibili, ma proprio per creare la ragione del lavoro in comune e far sostenere l'impegno ad utilizzare al meglio tutte le forze in campo. Il tempo poi avrebbe imposto la selezione di qualità, se selezione dovrà esserci!

Mi pare ovvio dover ricordare che la ricerca scientifica, degna di questo nome, mai potrà svilupparsi all'interno di sistemi burocratici, senza quella spinta ideale che sprona a far meglio nell'interesse dell'arricchimento culturale.

Con queste ragioni e con tali intendimenti si è potuto costituire un vero gruppo nazionale per la ricerca in campo oceanografico, ricco di articolazioni multiple, capace di rappresentare un punto di forza nella prospettiva, finalmente, di parlare del mare come un elemento insostituibile del sistema ambientale complessivo.

Col programma Antartide il settore Oceanografia biologica, chimica e fisica ha svolto 2 campagne (87/88, 89/90) nel Mare di Ross e una nello Stretto di Magellano (1991) con estensione alle imboccature nel Pacifico e nell'Atlantico.

Sono state coinvolte 32 unità operative con circa 150 ricercatori dell'Università, del CNR, dell'Istituto Idrografico della Marina, della Stazione Zoologica di Napoli e dell'ICRAP.

Sono state esplorate le più diverse tematiche nel contesto di un programma ambientale coordinato, con approfondimento di settori neurali per la comprensione del sistema antartico.

Non dico che si è raggiunto pienamente quest'ultimo obiettivo; è certo però che i ricercatori impegnati hanno enucleato già i temi più interessanti e sono in grado, quindi, di passare ad una seconda fase "mirata".

In Antartide si è operato in mare aperto e nell'area costiera di una parte di Baia di Terra Nova.

Ci si è avvalsi sempre della preziosa collaborazione di una unità belga (Dr. Hecq e Dr.ssa Goffart) e, nel caso della Campagna Magellanica, di quella di ricercatori Cileni ed Argentini.

Sono stati tenuti numerosi incontri e seminari di coordinamento e sono stati curati tutti i possibili aspetti di interscambio delle informazioni acquisite. Sono stati pubblicati periodicamente dei Data Report, oltre che lavori specifici su riviste specializzate.

Non nascondo di essere stato, sin'ora, troppo entusiasta e di aver eluso i tanti problemi via via emersi nel corso di questi anni.

Non voglio però tediare con l'elenco delle cose che non sono andate bene, ma solo richiamare la vostra attenzione sul problema dei problemi: La nave!

Si è operato sin'ora con due navi noleggate: la Polar Queen e la Cariboo; entrambe, per un verso o per l'altro, presentavano limitazioni che, in alcuni casi, erano veri e propri difetti.

Soprattutto è mancata la possibilità di "stabilizzarsi" su una nave per renderla, nel tempo, più adeguata alle varie esigenze e al diverso campo di impiego. E' stata negata, di fatto, agli oceanografi la possibilità di migliorare lo strumento principale della ricerca in mare che è la nave. Mentre si è fatto molto per migliorare la recettività della base e di ciò siamo tutti soddisfatti. '

In prospettiva questo problema va risolto alle radici o con una nave italiana (adeguata....!) o con un lungo nolo.

Questa che sembra un'ovvia intuizione, pare non incontri i favori per una rapida e valida decisione anche perché siamo andati avanti per piani annuali e quindi nell'impossibilità di dare un adeguato respiro alla programmazione.

Proprio questo fatto dei piani annuali ha finito per essere una grave ragione di impedimento alla pianificazione in genere e ci ha costretti, anno per anno, ad essere incalzati dalle scadenze, per altro non rinviabili, data la limitatezza della stagione operativa in Antartide.

E' evidente che in futuro, con i piani pluriennali e con l'esperienza maturata nella prima fase, si dovrebbe potere operare meglio. Lo spero tanto e spero anche che il discorso nave sia affrontato con cognizione di causa e con determinazione.

Parlando in varie occasioni dell'attività svolta in campo oceanografico, ed in generale dell'attività svolta complessivamente in Antartide, mi sono sentito dire spesso della esigenza improcastinabile di una forte internazionalizzazione della nostra ricerca.

Non voglio discutere su questa esigenza che condivido

Non concordo invece con quanti ritengono che se c'è lo straniero i programmi sono validi, se nò è tutto da vedere.

Questo mi pare lo stesso discorso che si fa sulle pubblicazioni che sono in lingua inglese o francese o tedesco: su riviste non italiane tutto va bene; viceversa si avanzano molte riserve.

Non vorrei che la pubblicazione su riviste straniere sia un "escamotage" per non procurarsi il fastidio di leggere e criticare un lavoro scritto in italiano!

E' pur vero comunque che il problema di adeguate riviste nazionali per pubblicare lavori scientifici nel settore dell'Oceanografia rimane a tuttora insoluto.

Mi risulta che i colleghi impegnati nella ricerca oceanografica in Antartide hanno posto le basi per ricche collaborazioni internazionali oltre a mantenere quella col gruppo belga. Questa soluzione non è imposta ma è il naturale sbocco di una competizione aperta e di una sfida internazionale che nell'Antartide trova una ottima ragione di

applicazione.

Voglio concludere questo mio intervento con un vivo ringraziamento all'AIOL che mi ha ospitato, ai ricercatori italiani del settore oceanografico che hanno operato con tanta responsabilità, all'ENEA che ha reso possibile una operazione complessa. Spero che gli ammaestramenti di questi anni potranno essere utili per far meglio.

LA RICERCA BIOLOGICA IN ANTARTIDE

Bruno BATTAGLIA e Paolo Maria BISOL

Dipartimento di Biologia - Università di Padova

SUMMARY

This paper summarizes the contributions of Italian biologists to the National Program for Antarctic Research.

The investigations started with the establishment of Terra Nova Bay Base in the austral summer 1985. The biological investigations have been carried out in Antarctic and sub-Antarctic regions, and in several laboratories of Italian Universities and of the National Research Council (CNR).

The main purposes of these research activities are: the description of type and structure of living communities, adaptive mechanisms, and the evolutionary processes in the Antarctic ecosystem.

The research areas are the following:

- 1) Flora, fauna and biogeography;
- 2) Evolutionary biology;
- 3) Mechanisms of physiological, biochemical and molecular adaptation;
- 4) Ecology and ethology.

Highlights of the results achieved and perspectives of the scientific program to be conducted in the future, are briefly illustrated.

L'avventura dell'uomo nel continente Antartico è cominciata verso la fine del 1500 con i primi avvistamenti dell'allora ipotizzato continente australe. L'esplorazione geografica, dopo che Cook nel 1775 ne effettuò il periplo, si è protratta per altri due secoli fino al raggiungimento del Polo Sud geografico da parte di Amundsen nel 1911.

E' solo nella seconda metà di questo secolo che la ricerca scientifica viene perseguita sistematicamente con l'organizzazione di spedizioni scientifiche e l'allestimento di stazioni fisse a scopi di ricerca.

Benché lo sviluppo delle indagini sia stato di notevole entità, il continente antartico e i mari che lo circondano, possono ancora essere considerati largamente sconosciuti.

Per quanto riguarda il contributo italiano allo sviluppo della ricerca in Antartide risulta una netta differenza fra l'episodicità delle indagini precedenti all'adesione al Trattato Antartico e la costruzione della base italiana a Terra Nova Bay nel Mare di Ross, e la continuità delle indagini successive.

Non tutti gli studiosi avevano colto, infatti, l'importanza degli studi su questo lontano e particolare ecosistema. Da una parte esso infatti svolge un ruolo di registratore della complessa storia evolutiva terrestre, dall'altra rappresenta un sistema ancora relativamente interessato dall'impatto dell'azione dell'uomo.

Il settore Biologia ha svolto attività di ricerca nell'ambito del Progetto Nazionale di Ricerche in Antartide affrontando fundamentalmente due problemi. Il primo è quello

dell'identificazione degli organismi; il secondo riguarda le loro modalità di adattamento all'ambiente.

L'utilità di questo tipo di indagini deriva dalla storia geologica del continente antartico e dalle attuali condizioni climatiche. La frammentazione del supercontinente Gondwana, lo spostamento verso il Polo Sud e le conseguenti glaciazioni, l'isolamento derivante dalla Convergenza Antartica rappresentano gli eventi che maggiormente hanno influito sulla distribuzione degli organismi e sull'evoluzione di particolari meccanismi di adattamento.

Il progetto esecutivo è stato, fin dall'inizio, interdisciplinare, coinvolgendo un numero sempre più ampio di ricercatori appartenenti a unità operative delle Università italiane e del Consiglio Nazionale delle Ricerche (Tab.I).

Tabella 1. Ripartizione, per area di indagine e Ente di appartenenza, delle trenta unità di ricerca impegnate nel Settore Biologia del Programma Nazionale di Ricerche in Antartide negli anni 1986-1990.

	Numero Unità Impegnate
1) Faunistica, Floristica, Biogeografia	9
2) Biologia Evoluzionistica	7
3) Meccanismi dell'adattamento	10
4) Ecologia e Etologia	4
<hr/>	
Università	25
Cnr	4
Istituto Ospedaliero	1

Succintamente si può dire che gli studi erano mirati per la raccolta e la classificazione di organismi dei regni dei protisti, dei funghi, delle piante, degli animali; la valutazione dei rapporti filogenetici su base morfologica, biochimica e molecolare; l'analisi di meccanismi fisiologici e genetici di adattamento. Indagini biogeografiche e prime valutazioni sul ruolo dell'isolamento sono state condotte effettuando delle spedizioni anche in aree sub-antartiche.

L'articolazione delle varie unità è riassunta nella Tabella 2.
Tabella 2. Linee di ricerca.

Linea di Ricerca 1

Faunistica, Floristica, Biogeografia :

- A) Studi di ambienti terrestri, marini costieri, e di acque interne in aree Antartiche e Sub-antartiche,
- B) Struttura delle Comunità,
- C) Determinazione delle Specie in Funghi, Licheni, Protisti e numerosi taxa animali.

Linea di Ricerca 2

Biologia Evoluzionistica :

- A) Struttura genetica di popolazioni naturali,
- B) Meccanismi genetici di adattamento,
- C) Differenziamento genetico, coevoluzione, filogenesi.

Linea di Ricerca 3

Meccanismi fisiologici, biochimici e molecolari dell'adattamento:

- A) Struttura e funzione di organi e apparati,
Strutture cellulari,
Proteine e Sequenze di Dna in relazione alle basse temperature,
- B) Studi di sistemi enzimatici coinvolti nei processi di protezione e detossificazione.

Linea di Ricerca 4

Ecologia e Etologia :

- A) Evoluzione spaziale e temporale di popolazioni algali lacustri,
- B) Stime di produttività primaria,
- C) Comportamento in specie di Crostacei.

La complessità che deriva dall'analisi della Tab. 2 si riflette sulle metodologie applicate, che risultano numerose e estremamente diversificate.

Dalle tecniche di prelievo di campioni di popolazione alle indagini a livello molecolare per l'allestimento di genoteche; dall'allevamento a basse temperature a tecniche di microscopia sia ottica che elettronica; dall'identificazione di strutture proteiche alla valutazione delle loro caratteristiche funzionali.

In molti casi si tratta di metodiche originali che hanno consentito un più semplice approccio ai problemi affrontati.

Notevole è il significato dei risultati ottenuti (una loro prima trattazione organica si può trovare in "Atti del Primo Convegno di Biologia Antartica", a cura di Battaglia et al., 1991), non solo per ciò che concerne la conoscenza della struttura dell'ecosistema antartico, attraverso la classificazione delle componenti biotiche, ma anche per quanto riguarda le sue funzioni e i processi evolutivi che lo hanno interessato.

Lo studio dei licheni, organismi che sono fra i più importanti dell'ecosistema antartico terrestre, ha rivelato l'insufficienza della sistematica di questo taxon. Ciò è dovuto sia alla scarsità delle raccolte che all'inesatta valutazione dei polimorfismi osservabili nei campioni delle varie specie.

Nel corso delle campagne organizzate dal PNRA, sono stati effettuati campionamenti di licheni che hanno portato all'allestimento d'un erbario con oltre 1600 campioni, e il relativo supporto, che per la sua completezza costituisce un sicuro punto di riferimento per le ulteriori indagini. All'osservazione diretta degli esemplari si accompagna l'acquisizione di una vasta gamma di informazioni, (morfologiche, chimiche, biologiche, geologiche, bibliografiche), memorizzate in una banca dati. In tale modo si è allestita una serie di carte vegetazionali sulla distribuzione e sulla composizione delle associazioni. Tutto ciò è stato integrato con studi funzionali che hanno messo in luce una relazione fra attività fotosintetica e grado di umidità ambientale. Lo sviluppo di queste ricerche ha richiesto la costruzione di sistemi originali di rilevazione di parametri microclimatici.

Le ricerche condotte sui funghi, sia acquatici che terrestri, ha fornito nuove informazioni sulla loro distribuzione e sugli adattamenti a condizioni di stress, derivanti dalle brusche variazioni di temperatura, concentrazioni saline e disponibilità di cibo.

Nei Protisti sono state individuate nuove specie che sono state allevate anche nei Laboratori in Italia. Ciò ha consentito lo sviluppo di ricerche sulle modalità di accoppiamento e sui segnali chimici (feromoni) che li guidano. Le indagini genetiche sulla composizione di siti selezionati del DNA mediante l'uso di enzimi di restrizione hanno consentito di caratterizzare la struttura fortemente conservativa di alcuni geni delle proteine delle ciglia. Per contro il gene della beta-tubulina ha una organizzazione particolare che riflette uno specifico adattamento in rapporto alla trascrizione degli RNA messaggeri a bassa temperatura.

Per le specie animali, oltre alle indagini sulla composizione delle associazioni in diversi habitat antartici, importanti sono i contributi ottenuti per varie specie di Teleostei, in particolare nei Chennithidi e nei Nothotenidi.

Con tecniche citogenetiche sono stati identificati gli assetti cromosomici e, al contempo, meccanismi di determinazione del sesso basata su più coppie di eterocromosomi. La modificazione del numero dei cromosomi e della loro struttura,

identificata con tecniche di bandeggio, sembra seguire il meccanismo di fusione robertsoniana.

Il numero di regioni organizzatrici del nucleolo pare indicare una modalità di adattamento in rapporto alla quantità di ribosomi necessari per la traduzione delle proteine.

Per molti di questi prodotti genici sono state identificate le modalità di funzionamento con la valutazione dei principali parametri biochimici e di cinetica enzimatica. In questo modo è stato saggiato il ruolo di particolari proteine (metallotioneine) in relazione alle basse temperature, alle capacità di omeostasi fisiologica, di accumulo e detossificazione di metalli pesanti, o di selezionate categorie di sostanze inquinanti.

Notevole sviluppo hanno avuto le ricerche sui problemi connessi con la presenza e il trasporto dell'ossigeno.

Nel primo caso lo studio ha interessato le relazioni fra quantità di ossigeno nei tessuti e concentrazione di enzimi antiossidanti che hanno una funzione di protezione dai danni originati dai radicali liberi di ossigeno.

Nel secondo caso sono state identificate le emoglobine in numerose specie di pesci e valutate le loro caratteristiche funzionali di formare legami con l'ossigeno a varie condizioni, in rapporto alla loro struttura molecolare.

Un adattamento particolare è stato descritto per la struttura "a spugna" del cuore del pesce *Chaenocephalus*, che lavora come una pompa di volume a bassa frequenza.

I risultati ottenuti per gli invertebrati (Crostei, Nematodi) si riferiscono soprattutto alle distribuzioni dei livelli di variabilità genetica. I polimorfismi proteici si sono rivelati molto utili per valutare le relazioni fra struttura genetica e ambiente, fra ospite e parassita, fra differenziamento genetico e fenomeni di speciazione.

Questi dati assumono una certa rilevanza in quanto il confronto comprende anche popolazioni di origine subantartica. In questo modo, è possibile un approccio in termini biogeografici ai processi evolutivi, alla luce anche dell'evoluzione geologica.

In definitiva, si può ritenere che i dati ottenuti dal settore Biologia nell'ambito del PNRA portino importanti contributi circa i modelli di differenziamento e di speciazione; le relazioni fra temperatura e strutture morfologiche, regolazioni fisiologiche, patrimonio genetico degli organismi studiati; i meccanismi che regolano l'attivazione di geni in condizioni di stress e quelli di detossificazione.

Una simile ampiezza di dati rappresenta un punto di partenza per l'impostazione dei nuovi programmi che devono portarci dalla fase prevalentemente descrittiva alla fase prevalentemente mirata alla conoscenza dei processi di adattamento e di evoluzione.

Per sommi capi i lineamenti possono essere i seguenti.

La sistematica floristica e faunistica dovrà tendere all'analisi delle associazioni dei viventi che meglio si prestino alla valutazione di effetti di cambiamenti globali (Programmi Internazionali IGBP e BIOTAS). Grande rilievo assumono sotto questo profilo le ricerche di paleoecologia e paleoclimatologia. Si tratta in ogni caso di individuare dati biologici e loro alterazioni a lungo termine che possano essere sicuramente interpretate come effetti di cambiamenti "globali", come quelli climatici. Inoltre analisi di popolazioni, con metodiche proprie della biologia molecolare potrebbero portare a più precise stime del potenziale biotico, specialmente per i microrganismi.

Altro argomento, largamente correlato al precedente, è quello della biodiversità e della sua valutazione (Di Castri e Younes,1990). La diversità dei viventi, compresa quella genetica, consente alle specie di adattarsi anche ai cambiamenti ambientali. Essa quindi deve essere salvaguardata, dato che anche piccole differenze possono portare a difficoltà nel superamento di ostacoli derivanti da novità ambientali. Parallelamente l'identificazione dei caratteri diversificanti può consentire di svolgere un lavoro di monitoraggio che indichi la direzione delle modificazioni. L'applicazione delle tecniche di indagine biologica più sofisticate consentirà l'allestimento di metodi diagnostici circa le modificazioni introdotte dall'azione, sempre più pesante, dell'uomo. L'Antartide diviene la zona campione per le future indagini, data la sua marginalità rispetto alle influenze antropiche.

Vanno poi approfondite le ricerche sui meccanismi di adattamento alle condizioni estreme, le quali permettono di affrontare e risolvere anche problemi di origine e di dispersione della flora e della fauna. Un tale tipo di approccio, che chiama simultaneamente in causa almeno tre discipline (genetica, fisiologia, biogeografia), richiede la prosecuzione di indagini in aree periantartiche.

Ne deriva l'esigenza di un sempre più ampio coordinamento fra le diverse unità e una loro maggiore collaborazione con enti e istituzioni straniere, sia attraverso il confronto dei dati che con la partecipazione a missioni di ricerca organizzate da tali enti.

Si tratta quindi di rendere sempre più frequenti le occasioni di collaborazione che il Settore di Biologia del PNRA ha finora sperimentato. Il settore è stato rappresentato in iniziative della European Science Foundation (ESF) come il Progetto EPOS, dove ha portato contributi sia nella fase di definizione scientifica della campagna che di missione, e, più recentemente in strutture organizzative europee come il Comitato ECOPS, istituito congiuntamente dalla ESF e dalla CEE.

BIBLIOGRAFIA

Battaglia, B., P.M. Bisol. e V. Varotto. 1991. Atti del Primo Convegno di Biologia Antartica. *Scienza e Cultura*, Numero Speciale, Edizioni Universitarie Patavine: 408.

Di Castri e T. Younes. 1990. Fonction de la diversité biologique au sein de l'écosystème. *Acta Oecologica*, vol 11 (3),429-444.

**PRIMI RISULTATI DELLA SPEDIZIONE DI OCEANOGRAFIA
GEOLOGICA IN ANTARTIDE NELL'ESTATE AUSTRALE
1987-1988**

Antonio BRAMBATI e Giovanni Paolo FANZUTTI

Istituto di Geologia e Paleontologia, Università di Trieste

ABSTRACT

In the course of the third National expedition in the Ross Sea, bathymetric, high-resolution seismic, sedimentological and geological surveys were carried out. The area investigated extends 300 km from the coast between Coulman and Franklin Islands in proximity to Terra Nova Bay.

The study of a number of coastal areas allowed the identification of some of the geomorphological and lithological features of the Quaternary raised beaches of Northern Viatorica Land (Antarctica). The stepped topography typical of Antarctic beaches was recorded by means of topographical/altimetric profiles. Lastly, a modern pitted-like beach was studied, the morphogenesis of which is ascribed to floating ice beached by a storm.

Five little lakes and one small lagoon have been studied. It was observed that NaCl content is very variable, as well as suspended matter in the different water bodies. Bottom and nearshore belt sediments are scarcely differentiated.

The 21 miles of Side Scan Sonar, 1,131 miles of Sparker and 1,174 miles of SBP survey have revealed that the onshore area between the Drygalski basin and the coastline is a zone with a thin Holocene sedimentary cover. Moreover, an outcrop of stratified rocks, regarded as metamorphites, has been identified. The area between Cape Washington and Cape Russell appears to be shaped by tectonic and volcanic phenomena of recent origin,

A layer of fine, seismically transparent sediment between 50 cm and 1 m in depth extends from the base of the Drygalski Basin eastwards, covering a large section of the shelf.

1,131 km Spark profiles and 5 km monotracing shows that the complex morphology of the Ross Sea shelf is controlled by neotectonics. The outer banks are generally separated by NNE-extended depressions generated by a combination of tectonics and glacial erosion.

The area east of Franklin Island is interpreted as a submarine volcanic bank extending along the southern rim of the ridge reaching as far as the Cray Bank. The two main reflectors identified in the Joides Basin represent erosional surfaces.

Grab samples of bottom sediments (n 170) were collected in Terra Nova Bay and on the Continental shelf of the western Ross Sea. They were analysed for their textural, mineralogical and geochemical characteristics, leading to a distinction between the inner and outer shelves: the first, where coarse grained sediments prevail, is

subjected to terrigenous input from modern glaciers; the latter is dominated by the reworking of ancient sediments (Crary and Mawson banks), since the present supply is mostly biogenic silica (Joides Basin).

In the sand-pelite fraction, concentrations of major and minor elements show that Si and Al are the prevailing oxides with Fe, Ca, Mg, Na and K present in decreasing order of abundance. Trace elements have mean concentrations (in ppm) of 47 for Cr, 23 for Ni, 63 for Co, 49 for V, 25 for Cu, 15 for Pb, 50 for Zn and 0.11 for Cd. Cobalt and lead reveal an anomalous behaviour.

The sediments were also investigated for the mineralogical composition (fraction finer than 50 μm) and for the heavy and light mineral content.

Studies of siliceous assemblages of the sediments indicate diatoms, sponge spicules, silicoflagellates and fragmented radiolarians. The ostracod and calcareous foraminiferal assemblages seem to be restricted up to a depth of 640 m, whereas foraminiferal agglutinated species become more and more frequent below this depth. This fact is probably in relation to the progressive increasing of the CO_2 content in sea water.

Sediment accumulation rates for the area range from 0.03 to 0.15 $\text{g}/\text{cm}^2\text{yr}$ and Pb-210 fluxes from 0.32 to 0.51 $\text{dpm}/\text{cm}^2\text{yr}$. Levels of biogenic silica and organic carbon have been determined in surface sediments and their respective budgets assessed.

Wind-blown materials collected by mesh-panels have been found to vary between 11 to 139 ng/m^3 . Numerous spherical particles of probable cosmic origin and several biogenic fragments have also been identified.

1. PREMESSA

Nella prospettiva di unificare il più possibile gli sforzi scientifici, dato l'indiscutibile interesse offerto dalle ricerche geologiche nei mari antartici, vari Istituti delle Università e del CNR sono afferite al Programma Nazionale di Ricerche in Antartide, coordinati dall'Università di Trieste, scelta come polo di riferimento nazionale per il settore dell'Oceanografia Geologica.

L'organizzazione delle ricerche nel campo della geologia marina e sedimentologia ha portato alla costituzione di 11 Unità Operative, di cui 10 afferenti alle Università di Genova, Napoli, Pavia, Trieste,, Venezia ed una all'Istituto CNR di Geologia Marina di Bologna.

Le attività del Gruppo Oceanografia Geologica in Antartide sono iniziate durante l'estate australe 1987-88, nel corso della terza spedizione del Programma. A bordo della Polar Queen sono stati imbarcati quattro ricercatori e quattro tecnici per l'acquisizione di dati sismici ad alta risoluzione.

I diversi aspetti delle ricerche sviluppati successivamente a questa prima campagna nel Mar di Ross sono stati raccolti nel numero speciale del Bollettino di Oceanografia Teorica e Applicata (n.VII,

1-2), di cui qui vengono brevemente riassunti i risultati più salienti.

2. INTRODUZIONE

Il margine continentale che circonda l'Antartide consiste precipuamente di una piattaforma continentale piuttosto stretta, di una scarpata ripida ed un'ampia piana sottomarina. Il ciglio della piattaforma si localizza a 500-900 m di profondità, quattro volte più profondo rispetto alla media mondiale. Si suppone che tale profondità sia il risultato di subsidenza isostatica dovuta al notevole volume della calotta glaciale continentale, attualmente in fase di ritiro.

La piattaforma continentale del Mare di Ross è invece notevolmente ampia, se comparata all'estensione media mondiale; è limitata a Sud dal Ross Ice Shelf, ad Est dal Marie Byrd Land e ad Ovest dalla Victoria Land. La sua profondità media è di circa 500 m. La piattaforma è solcata da una serie di depressioni ad orientazione SW-NE nella sua parte occidentale e N-S nella parte orientale. Le depressioni presentano profondità maggiori nel lato verso terra.

I sedimenti recenti della piattaforma continentale antartica possono essere raggruppati in tre tipi principali (Anderson et al., 1984):

- tilliti basali (basal till)
- sedimenti glacio marini residuali (residual glacial marine sediment)
- sedimenti glacio marini composti (compound glacial marine sediment)

Le tilliti basali sono depositate direttamente dai margini della calotta o dalle fronti glaciali espanse a mare senza subire rimaneggiamento o rimaneggiamenti assai limitati.

I sedimenti glacio marini residuali sono depositati da ghiacci galleggianti di provenienza continentale, sotto l'influsso di correnti marine che hanno allontanato la frazione fine.

I sedimenti glacio marini composti sono depositati da ghiacci galleggianti ed hanno tessitura simile a tilliti basali, ma arricchita in materiali fini misti: la loro presenza sembra limitata a depressioni della piattaforma continentale interna, ove le correnti di fondo sono minime.

A causa dell'elevata produttività delle acque antartiche la componente biogenica talvolta risulta essere la principale componente del sedimento, è rappresentata essenzialmente da resti silicei (in massima parte nannoplancton, diatomee e spicole di spugna). Il suo accumulo sulla piattaforma continentale antartica viene valutato in un quarto della silice in soluzione che le emissioni idrotermali ed i fiumi forniscono agli oceani. Il tenore della silice biogenica nella parte più occidentale del Mare di Ross raggiunge anche il 41 % in peso del sedimento di fondo.

La frazione biogenica carbonatica, assai più scarsa, è dovuta essenzialmente a resti scheletrici di organismi bentonici (molluschi, echinodermi, crostacei, alghe, ecc.).

3. SINTESI DEI RISULTATI SCIENTIFICI

Lo studio di alcune zone costiere in prossimità della base italiana ha consentito una prima descrizione delle caratteristiche sedimentologiche e geomorfologiche di alcune spiagge quaternarie.

Il confronto tra i sedimenti delle spiagge attuali con quelli delle spiagge sollevate è stato effettuato per mezzo dell'analisi delle caratteristiche morfometriche e petrografiche dei ciottoli. Si può supporre un progressivo decadimento dell'energia del moto ondoso nel tempo e/o un maggior tempo di esposizione delle spiagge antiche all'elaborazione in ambiente marino. Inoltre è stato condotto uno studio su di una spiaggia attuale, che presentava impronte simili a crateri: questo tipo di morfologia è stata messa in relazione allo scioglimento di blocchi di ghiaccio galleggiante, spiaggiato da onde di tempesta, ed al rimaneggiamento dei sedimenti da parte del moto ondoso e delle maree.

Per quanto riguarda le ricerche lacustri, sulla base delle prime analisi eseguite, è stato osservato che il contenuto di NaCl nelle acque è molto variabile, così come il tenore di solidi sospesi, che varia da 2 a 4 mg/dm³, con valori più elevati, fino a 19.6 mg/dm³, nei laghi ad elevata produttività biologica, mentre i valori minimi (inferiori a 0.5 mg/dm³) si ritrovano nei laghi non completamente deglaciati. Vi è inoltre una scarsa differenziazione tra sedimenti di bordo e di centro lago.

L'area marina investigata nel corso della terza spedizione antartica si estende per circa 300 km dalla costa di Baia Terra Nova e della Northern Victoria Land, tra l'isola di Coulman a nord e Franklin Island a sud.

Sulla base dei profili geofisici (21 mn di Side Scan Sonar, 1131 mn di Sparker e 1174 mn di Sub Bottoni Profiler) si è potuto riconoscere che la piattaforma interna, tra il Drygalski Basin e la terraferma, è interessata da una sottile copertura sedimentaria olocenica: sono stati anche identificati affioramenti di rocce stratificate, riconducibili a metamorfiti. La morfologia dell'area compresa tra Cape Washington e Cape Russel appare controllata dalla tettonica e dal vulcanesimo di età recente. I profili Sparker mostrano che la complessa morfologia del Mare di Ross risulta influenzata dalla neotettonica, i banchi esterni (Crary e Mawson Bank) sono separati da depressioni, generate dalla combinazione di tettonica ed erosione glaciale, con orientamento NNE-SSW. La piattaforma esterna, ad est del Drygalski Basin, si presenta ricoperta da un sottile strato di sedimento (50-100 cm), trasparente dal punto di vista acustico.

L'area ad est di Franklin Island può essere interpretata come una unità vulcanica sommersa che si estende dall'isola al Crary

Bank. I due riflettori identificati nel Joides Basin a 100 e 150 ms dal fondo vengono interpretati come superfici di erosione mioceniche e post-mioceniche.

Sono stati raccolti 170 campioni di fondo con benna Van Veen: i risultati delle analisi tessiturali sono stati elaborati mediante tecniche di analisi multivariata, con lo scopo di individuare, nell'area investigata, zone a differente modalità di sedimentazione. La zonizzazione proposta tiene conto anche dei risultati delle analisi geochemiche, mineralogiche e paleontologiche nonché dei rilievi geofisici.

L'elaborazione di questi dati ha portato all'individuazione di cinque aree: le prime tre ricadono tra la costa e il Drygalski Basin. Prevalgono di norma sedimenti grossolani, dal momento che l'area è soggetta agli apporti terrigeni dei ghiacciai, rielaborati, particolarmente nella zona costiera, dal moto ondoso e da correnti di fondo, che tendono ad allontanare le frazioni fini. Le altre due aree di piattaforma esterna comprendono il Crary e Mavson Banks ed il Joides Basin. La parte sommitale dei banchi è ricoperta da sedimenti glaciali (till) scarsamente rielaborati e praticamente privi di apporti terrigeni attuali; localmente si ritrovano tasche di sedimenti sabbiosi, originate dall'azione di correnti di fondo.

Nella depressione del Joides Basin si ritrovano accumulati sedimenti fini polittici, che rappresentano il risultato dell'attuale sedimentazione di ambiente francamente marino: silt fini ed argille, prevalentemente di origine biogenica.

Nella frazione sabbioso-pelitica, i tenori degli elementi maggiori evidenziano che SiO_2 e Al_2O_3 sono gli ossidi prevalenti; gli ossidi di Fe, Ca, Mg, Na e K sono presenti in ordine decrescente di abbondanza. Si riportano inoltre i ranges di concentrazione (in ppm) di alcuni elementi in traccia:

Elemento	Media	Range	Elemento	Media	Range
Cr	47	11-97	Ni	23	<2-40
Co	63	20-13	V	49	10-75
Cu	25	3-104	Pb	15	7-32
Zn	50	<10-133	Cd	0.11	<0.04-0.72

Cobalto e Piombo mostrano un comportamento geochemico anomalo, rispetto ad altri metalli degli stessi gruppi geochemici. L'analisi dei dati geochemici ha permesso di differenziare cinque gruppi di sedimenti per batimetria e diversa localizzazione geografica.

Nei sedimenti superficiali i tenori di C e N organici variano rispettivamente da 0.21 a 1.35% e da 0.02 a 0.18%: questi valori rientrano nel campo di variabilità già noto, per l'area, dalla letteratura. I tenori più elevati si riscontrano nel Joides Basin, mentre i minimi sono stati misurati sul Crary Bank.

E' stata studiata in forma preliminare la composizione mineralogica dei sedimenti, sia con conteggi al microscopio dei minerali pesanti e leggeri, sia con diffrattometria a raggi X della frazione inferiore a 50 μm .

L'esame della abbondante componente biogenica di natura silicea ha rilevato che essa è costituita prevalentemente da diatomee, spicole di spugna, silicoflagellati e frammenti di radiolari. Le associazioni a diatomee, assai ricche dal punto di vista tassonomico, si differenziano verso il mare aperto anche se specie neritiche rimangono quantitativamente significative, pur ad una notevole distanza dalla linea di costa. Ciò per le condizioni pseudoneritiche che nei mari antartici vengono simulate dalle ampie distese di ghiaccio marino stagionale.

Per quanto riguarda i foraminiferi, sono state riconosciute tre associazioni: calcarea, calcareo-agglutinante ed agglutinante, che sembrano in relazione con la crescente profondità del fondo marino. L'ultima associazione, infatti, parrebbe essere esclusiva dei fondali al di sotto di 640 m.

I popolamenti ad ostracodi sono risultati complessivamente rari e spesso monospecifici. Anche per la diffusione verticale di questo taxon l'isobata di 640 m sembra essere alquanto selettiva.

Sulla piattaforma esterna, sulla base dei profili di attività di Pb-210 rilevati in alcuni box-corer, sono stati valutati tassi di accumulo variabili da 0.03 a 0.15 g/cm^2 anno, corrispondenti a tassi di sedimentazione di 0.024-0.12 cm/anno , assumendo per il sedimento neodeposto una porosità di 50%. I valori di flusso di Pb-210 sono compresi tra 0.32 e 0.51 dpm/cm^2 anno.

In una stazione prossima alla base italiana sono stati campionati materiali eolici per intercettazione mediante tele: i valori di concentrazione variano da 11 a 139 ng/m^3 . Oltre a particelle grossolane provenienti dai terreni circostanti, sono state campionate numerose particelle di probabile origine cosmica e frammenti di natura biogenica (diatomee).

4. PROSPETTIVE FUTURE

Gli studi prospettati ed intrapresi da numerosi gruppi di ricerca nazionali ed internazionali nel Mare di Ross, promettono di ottenere una dettagliata conoscenza dei processi in atto in ambiente polare, necessaria premessa per la ricostruzione della storia glaciale degli ultimi 30-40 milioni d'anni. Particolarmente importante, a questo proposito, è la ricostruzione dell'evoluzione spazio-temporale della calotta glaciale antartica, sulla base delle osservazioni attuali e di un passato a noi sempre meno prossimo. Gli eventi tettonici del Cenozoico forniscono nell'Antartide orientale la base paleotopografica e paleoceanografica su cui la calotta glaciale si è imposta.

Molte sono ancora le informazioni, ricavabili dallo studio delle situazioni attuali, che possono essere trasferite alla conoscenza del passato. Alcuni dei punti più importanti comprendono le interazioni ghiaccio-fondale marino e acqua-ghiaccio, le caratteristiche del *weathering*, nonché dei processi di erosione, trasporto ed accumulo dei materiali sedimentari durante le fasi glaciali e interglaciali, le modificazioni e le sostituzioni dei biotopi conseguenti ai processi glaciali. In sintesi si auspica la ricostruzione completa di un ciclo glaciale-interglaciale nelle sue complesse implicazioni geomorfologiche, sedimentologiche e biologiche. E su queste tematiche verranno impostati i futuri programmi di ricerca del Gruppo Oceanografia Geologica.

In estrema sintesi, le ricerche di geologia nel Mare di Ross potenzialmente consentono una completa e dettagliata analisi delle successioni sedimentarie continentali e marine. Per la loro continuità o, comunque, per la loro ampia estensione in senso verticale esse si configurano quali testimonianze singolari ed esaustive della storia climatica e dei cambiamenti ambientali intercorsi dal Cenozoico al Recente nell'Antartide orientale.

RINGRAZIAMENTI

Gli Autori ringraziano il dott. F. Finocchiaro per il valido contributo all'estensione ed alla redazione del testo.

BIBLIOGRAFIA

Anderson J.B., Kurtz D.D., Domack E.W., Balshaw K.M. 1980. Glacial and glacial marine sediments of the antarctic continental shelf. *Journ. Geology*, 88: 399-414.

Anderson J.B., Brake C., Domack E., Myers N., Wright R. 1983. Development of a polar glacial-marine sedimentation model from antarctic quaternary deposits and glaciological informations. In: Molnia B.F. (Ed.), *Glacial Marine Sedimentation.*, Plenum Press, 233-264.

Anderson J.B., Christopher F.B. and Nathan C.M. 1984. Sedimentation in the Ross Sea continental shelf, Antarctica. *Mar. Geol.*, 57: 295-333.

Brambati A. (Editor) - First Italian Expedition of Geological Oceanography in the Ross Sea (Antarctica) Initial Results. *Boll. Ocean. Teor. Appl.*, Special Issue, VII, 1-2, 188 pp., 1989, Trieste.

ORGANIC MATTER AND BIOGENIC SILICA IN BOTTOM SEDIMENTS OF THE WESTERN ROSS SEA (ANTARCTICA)

Mauro FRIGNANI*, Leonardo LANGONE*, Luigi RAGAGLIA** and
Mariangela RAVAIOLI*

* Istituto per la Geologia Marina CNR, via Zamboni, 65 - 40127 Bologna, Italia.

** Carlo Erba Strumentazioni - Rodano (MI), Italia.

RIASSUNTO

Sono stati analizzati 29 campioni di sedimento superficiale raccolti nel corso della campagna antartica 1987-88. Vengono qui presentati e discussi i dati relativi al contenuto di silice biogenica, C e N organici in sedimenti superficiali e profondi del Mare di Ross. La distribuzione areale di questi parametri e' legata a quella dei sedimenti fini.

I rapporti C/N e C/Si forniscono informazioni sulle diverse velocità dei processi di rigenerazione della sostanza organica e della silice biogenica. Inoltre, sulla base dei dati ottenuti da campioni di box core, sono stati stimati i flussi apparenti di queste specie chimiche dalla massa d'acqua verso il sedimento. Un profilo della concentrazione di C organico in funzione della profondità e' stato usato per calcolare la velocità di degradazione della materia organica accumulata nel sedimento. I risultati ottenuti sono stati confrontati con quelli presentati da altri autori per i sedimenti antartici.

1. INTRODUCTION

The Antarctic marine environment has some peculiarities of its own. These include marked seasonal variations, very low temperatures, very limited terrigenous supply, the transfer of material by glaciers, and a high biogenic sedimentation. This latter has a considerable importance: Antarctic sediments are the major repository of silica and play a fundamental role in the mass budget of silica at a global level (DeMaster, 1981; Ledford-Hoffman et al., 1986).

In the past, the relevant accumulation of biogenic silica and organic matter in these sediments was attributed to high rates of primary productivity. However, direct measurements of this production showed that it is not sufficient to account for the amount of biogenic material found in the sediment (Nelson and Gordon, 1982; El-Sayed et al., 1983; Nelson and Smith, 1986). This suggests that the large quantity of biogenic matter in sediments may be due to low regeneration rates in the water column. Moreover high amounts of silica are associated with relatively low amounts of organic matter (Lisitzin, 1972; Dunbar et al., 1985) and this means that the dissolution rate of biogenic silica in the water column and in the sediment is lower than the rate of organic matter regeneration. Because of the interest grown about these processes, several research programs are presently aimed at understanding the geochemical and sedimento-

logical processes governing the silica and organic carbon cycles in the Antarctic environment.

This work presents and discusses the figures relating to biogenic silica, organic C and N contents in bottom sediments taken from the outer Continental shelf of the Ross Sea, in front of the Terra Nova Bay.

2. STUDY AREA

The Ross Sea stands out for its depth and complexity. Its Continental shelf is very wide and its depth is 4 times the world average. The Ross Sea borders upon the Ross Ice Shelf southwards, the Victoria Land westwards and the Marie Byrd Land eastwards.

According to Anderson et al. (1984), sediments can be approximately divided into two large groups: sediments from above 300 m depth, which are characterized by coarse debris, such as sand and gravel, and muddy sediments from below 300 m depth. The latter consist of terrigenous silt and clay, biogenic siliceous material and poorly sorted ice-rafted debris.

Siliceous muds are confined in the western Ross Sea, a part of which was the subject of our study and is shown in Figure 1. These siliceous deposits are in the area where the Circumpolar Deep Water impinges on the shelf: that cyclonic circulation distributes nutrients and thereby promotes higher production rates (Anderson et al., 1984).

Terrigenous sand and gravel are found along the coast of the Northern Victoria Land. Bioclastic sand and gravel are found on the Mawson Bank, the Pennell Bank and their sides. These coarse sediments imply the presence of strong currents and, therefore, of erosion and/or no-deposition areas.

3. MATERIALS AND METHODS

The localization of the 29 samples is shown in Figure 1. They were collected by means of grab and box corer during the Italian Antarctic campaign in 1987-88. The sea bottom sampling depths range from 300 to 850 m. The sediments differ considerably in grain size distribution (Table 1). Twelve samples (Nos. 2, 3, 4, 5, 6, 11, 12, 13, 16, 21, 22, and 25) contain 3 to 10.7% sand, seven of them have an intermediate composition (12-32.6%), whereas the remaining ten consist mainly of sand (54.1-94.9%) with significant gravel proportions in some cases (Brambati et al., 1989).

The grab samples used in the analyses consist only of the surficial layer (1-3 cm).

The organic matter was characterized using a EA 1108 CHNS analyzer by Carlo Erba Strumentazioni which determined total concentrations of N, C, and S. The difficulties in determining the organic carbon content were eased by eliminating the carbonate fraction following the method by Baccanti and Colombo (1990) which requires samples to be treated with HCl directly in a special silver foil container.

The biogenic silica content was determined following the progressive dissolution

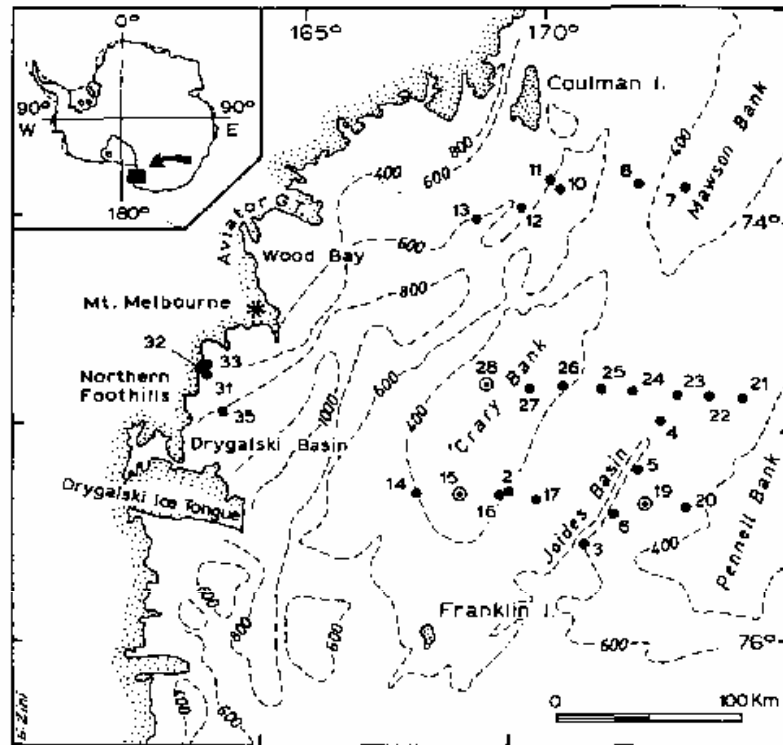


Figure 1 - Study area and sampling locations.

STATION	SAND ^a	Corg	N	S	SiO ₂	C/N	C/Si
	%	%	%	%	%	molar ratio	
2	3.0	1.15	0.178	0.310	37.68	7.54	0.15
3	8.7	1.06	0.151	0.144	23.30	8.19	0.23
4	6.3	1.09	0.148	0.252	25.77	8.59	0.21
5	3.5	1.07	0.156	0.196	24.77	8.00	0.22
6	6.1	1.04	0.152	0.213	21.59	7.98	0.24
7	76.6	0.77	0.019	0.024	6.44	47.28	0.60
8	68.5	0.25	0.034	0.026	6.18	8.58	0.20
10	32.6	0.39	0.039	0.082	11.67	5.76	0.34
11	8.8	0.57	0.066	0.131	23.05	10.08	0.12
12	8.1	0.76	0.109	0.188	25.64	8.13	0.15
13	10.7	0.64	0.097	0.086	26.88	7.70	0.12
14	56.8	0.63	0.084	0.052	22.62	8.75	0.14
15	26.4	1.01	0.135	0.185	35.21	8.73	0.14
16	4.0	1.18	0.180	0.197	37.70	7.65	0.16
17	54.1	0.66	0.088	0.115	18.29	8.75	0.18
19	12.0	0.93	0.133	0.067	21.07	8.16	0.22
20	22.2	0.70	0.099	0.121	15.18	8.25	0.23
21	4.9	0.91	0.127	0.161	24.48	8.36	0.19
22	3.6	1.04	0.147	0.163	26.57	8.25	0.20
23	18.1	0.92	0.155	0.160	23.55	6.92	0.20
24	15.6	1.15	0.173	0.135	26.52	7.76	0.22
25	4.9	1.35	0.182	0.178	34.46	8.65	0.20
26	87.2	0.21	0.027	0.017	3.87	9.07	0.27
27	80.4				5.69		
28	54.5*	0.36	0.033	0.031	15.36	12.73	0.12
31	94.9	0.30	0.045	0.005		7.78	
32	90.4	0.27	0.041	0.019		7.68	
33	21.7	0.33	0.044	0.027		8.75	
35	71.6*	0.26	0.027	0.001		11.23	
\bar{x}		0.75	0.102	0.117	21.51	8.44 \pm 1.29 ^b	0.19

• from Branbati et al. (1989)

* with some gravel

^a without sample 7

Table 1 - Analytical results and percent content of the sandy fraction.

method by DeMaster (1979, 1981), and the colorimetric analysis by Strickland and Parsons (1972). In an alkaline environment, biogenic silica dissolves more rapidly than clay mineral silica and its dissolution should be complete within the first hour. On the contrary the amount of silica due to clay mineral dissolution constantly increases with time. Plotting dissolved silica concentration against time and extrapolating the curve at zero time we obtain the quantity of amorphous silica. In our case NaOH 0.5M was used as extractant, in view of the large quantities of biogenic silica in our samples. The extraction was performed from 20 mg of each sample, at a temperature of 85°C, and then taking 0.2 ml aliquots for analysis every hour, for four hours.

4. RESULTS AND DISCUSSION

The results of the analyses on surficial samples, as well as the C/N and C/Si ratios are summarized in Table 1. As expected biogenic silica is an important component of the sediment with contents ranging from 4 to 38%. These values, compared to the total SiO₂ determinations reported by Hieke-Merlin et al. (1989) show that the biogenic fraction of silica ranges between 5 to 50% with most of the values higher than 30%.

An evaluation of total C versus organic C evidenced that values are similar: indeed, differences are smaller than the typical error of this measurement (5.4% on average). This implies the presence of a negligible fraction of inorganic C, i.e. minimum carbonate amounts.

The values for N range from 0.02% to 0.18%, with an average of 0.10%. Organic C contents range from a minimum of 0.21% to a maximum of 1.35%, with an average of 0.75%. If one compares these values with those which Hieke-Merlin et al. (1989) found for the same locations, however expressed in loss on ignition (LOI) at 1000 °C, one can see that the two series correlate very well, as the formula $LOI\% = 0.1 + 6.88C\%$ suggests (Figure 2). The LOI axis intercept for $C\% = 0$ is nearly 0. This should imply that the figure is not adversely affected by the factors which often limit its significance, such as a loss of water of hydration. However, the organic matter quantity as LOI is 6.88 times the percentage of organic C, which is quite higher than the theoretical ratio of 4.68 (Morel and Hudson, 1984).

The organic C value of sample 7 is likely to be erroneous in excess, since the sample mainly consists of sand; this determines abnormal C/N and C/Si ratios.

The sulphur content is higher or comparable to that of nitrogen and it could be due to the mineral oxidized component (sulphate) of the sediment.

C and N are highly correlated, with an average C/N ratio of 8.44 ± 1.29 - with the exclusion of sample 7. Since the original value should be 6.6-6.7, there is a preferential loss of nitrogen, which is due to the initial stages of organic matter regeneration in the water body first and in sediments later. Moreover, Frignani et al. (1989) found intensive sediment mixing down to 6-9 cm, which levels might correspond approximately to 60-170 years ago, respectively. So, surficial sediments contain old constituents from the underlying layers, which contribute to a higher C/N ratio.

The C/Si ratio defines the rate of regeneration of organic C and biogenic silica. For complete information, the original ratio is necessary, whose exact value, however,

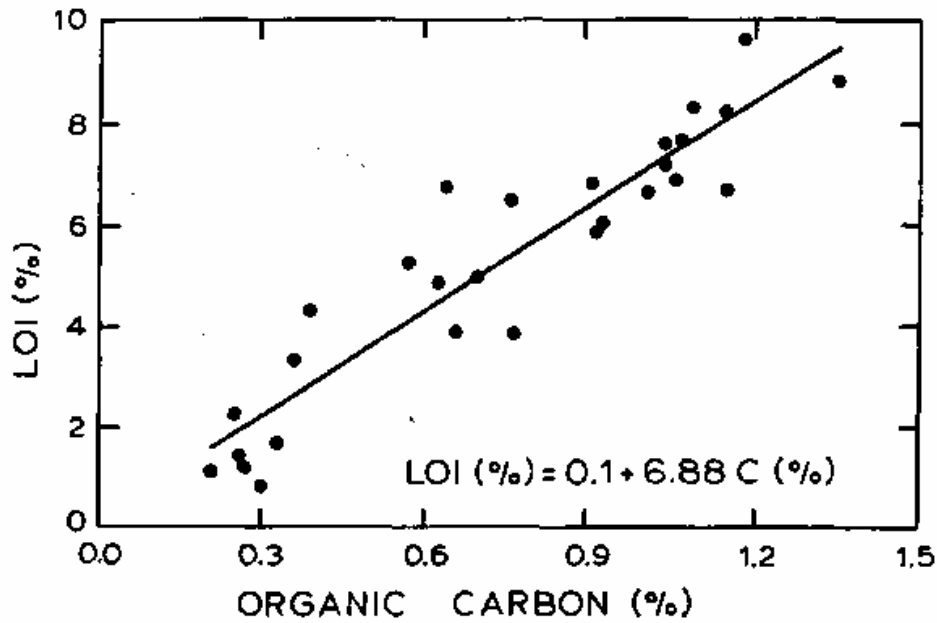


Figure 2 - LOI vs organic carbon in bottom sediments from the Ross Sea.

ORGANIC CARBON		
Authors	Area	(%)
Dunbar et al. (1989)	McMurdo Sound	0.1-3.5
Van Bennekom et al. (1988)	Polar Front	0.23-0.26
	Maud Rise	0.23-0.39
	Weddell Sea	0.1-0.54
<i>Present paper</i>	<i>Ross Sea</i>	<i>0.21-1.35</i>
BIOGENIC SILICA		
Authors	Area	(%)
Dunbar et al. (1989)	McMurdo Sound	<1-41
Ledford-Hoffman et al. (1986)	Ross Sea	2-41
Van Bennekom et al. (1988)	Polar Front	35
	Maud Rise	18-40
	Weddell Sea	9-15
<i>Present paper</i>	<i>Ross Sea</i>	<i>4-38</i>

Table 2 - Concentrations of OC and biogenic silica in different Actarctic areas.

could be obtained only by analysing the biological particulate.

Evidence was found that there is a positive correlation between C and N contents, and the grain size fraction < 63 μm . This means that these species follow the dispersion dynamics of fine sediments.

Table 2 shows a comparison of C and biogenic silica concentrations for different areas of the Antarctic seas. It can be noted that our results compare perfectly with those published by different authors. Figures 3 and 4 illustrate the surficial distribution of these two parameters. They also correlate, having the same origin, and their trend is independent from their distance from the coast. The lowest C and N concentrations were found in the stations nearest to the coast (samples 8 and 10), in the northern part of the study area, and in an area of the Cray Bank which is a morphologic high. Since high concentrations of organic matter occur in the southern part of the same Cray Bank, contrary to expectations, there is an unclear relationship between sampling depth and organic matter content. The biogenic silica distribution pattern is rather similar. Siliceous muds generally build up where the action of the Circumpolar Deep Water is stronger, and - in summer - where as a consequence of ice melting large quantities of phytoplankton are produced (Dunbar et al., 1989).

The accumulation of fine sediments in morphologic highs is an aspect which the continuation of this research programme must shed light upon.

Organic C and biogenic silica information from box core samples enable us to make some quantitative considerations on fluxes and decomposition rates of organic matter. On the basis of surficial concentrations and accumulation rates it is possible to estimate fluxes to the sediments. These fluxes can be only an indication, since the accumulation rate values obtained by Frignani et al. (1989) certainly represent top limits, and the concentrations of chemical parameters in surficial sediments are the average values of materials which build up, rather than the typical true values for the particles deposited. The calculated fluxes are summarized in Table 3. They range from 8 to 17 $\text{mg m}^{-2}\text{day}^{-1}$ for organic carbon, from 1.2 to 2.4 $\text{mg m}^{-2}\text{day}^{-1}$ for nitrogen, and from 84 to 295 $\text{mg m}^{-2}\text{day}^{-1}$ for silicon. Calculated fluxes here turn out to be slightly lower than those suggested by other authors in the past (Table 4).

On the basis of organic C profiles, some considerations on the decomposition rate of organic compounds can be made. Under optimum circumstances the profile resembles an exponential function as:

$$C_x = (C_0 - C_{\text{inf}}) e^{-kx} + C_{\text{inf}}$$

where X is the depth in core, C_x is the C content at the depth X, C_0 is the C content at the water-sediment interface, C_{inf} the C content at the infinite depth. The best fitting of the depth profile of box core 15 (fig. 5) gave the following results: $C_0 = 1.41\%$, $C_{\text{inf}} = 1.20\%$, $k = 0.1172$.

On the basis of a sediment accumulation rate of $0.043 \text{ g cm}^{-2}\text{year}^{-1}$ (Frignani et al., 1989) we obtained values of $16.6 \text{ mg m}^{-2}\text{day}^{-1}$ for the flux of organic C at the sediment- water interface, $14.1 \text{ mg m}^{-2}\text{day}^{-1}$ for the burial rate and then $2.5 \text{ mg m}^{-2}\text{day}^{-1}$ for the regeneration rate (F_r) of the organic carbon.

Using the organic C inventory value (I_c) in the sediment column (in excess of

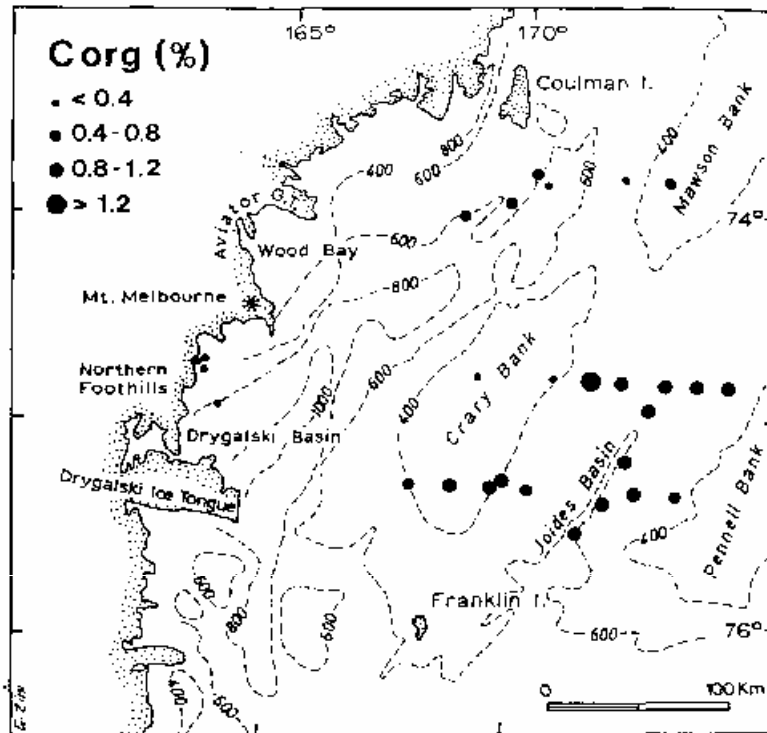


Figure 3 - Surficial distribution of the organic carbon in Ross Sea sediments

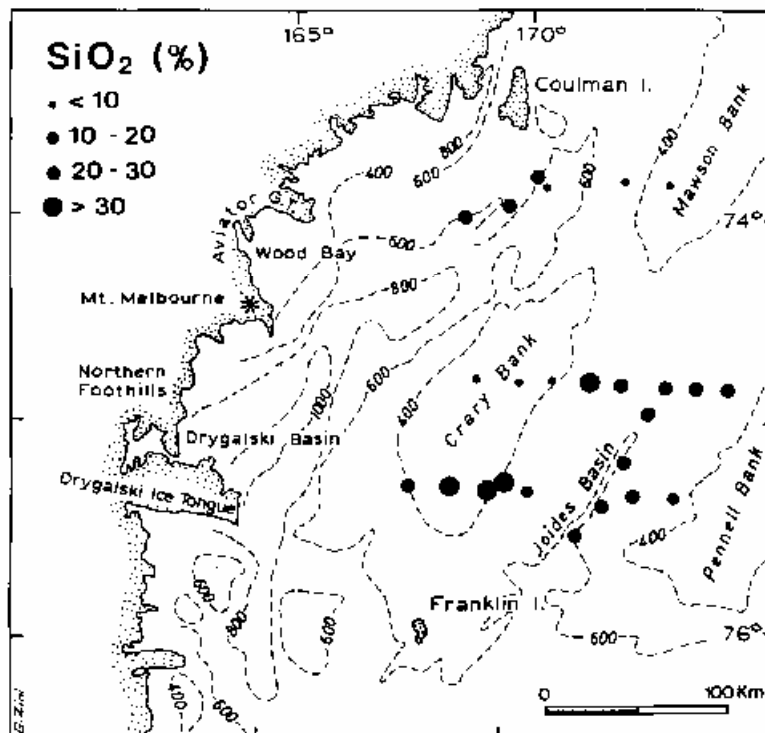


Figure 4 - Surficial distribution of the biogenic silica in Ross Sea sediments.

STATION	W $\text{g cm}^{-2}\text{y}^{-1}$	C org $\text{mg m}^{-2}\text{day}^{-1}$	N	Si
15	0.043	15.7	2.1	193.9
19	0.031	7.7	1.2	83.7
28	0.150	17.3	2.4	295.1

Table 3 - Fluxes of sediment and biogenic species toward bottom sediments.

ORGANIC CARBON FLUXES		
Authors	Area	$\text{mg m}^{-2}\text{day}^{-1}$
Dunbar et al. (1989)	McMurdo Sound	13-84
DeMaster and Nittrouer (unpublished data)	Ross Sea	0-66
<i>Present paper</i>	<i>Ross Sea</i>	<i>8-17</i>
BIOGENIC SILICA FLUXES (as Si)		
Authors	Area	$\text{mg m}^{-2}\text{day}^{-1}$
DeMaster (1981)	Polar Front	5-230
Ledford-Hoffman et al. (1986)	Ross Sea	13-560
Van Bennekom et al. (1988)		6-46
McPherson (1987)	McMurdo Sound	607
<i>Present paper</i>	<i>Ross Sea</i>	<i>84-295</i>

Table 4 - Comparison among fluxes of biogenic species determined for different Antarctic areas.

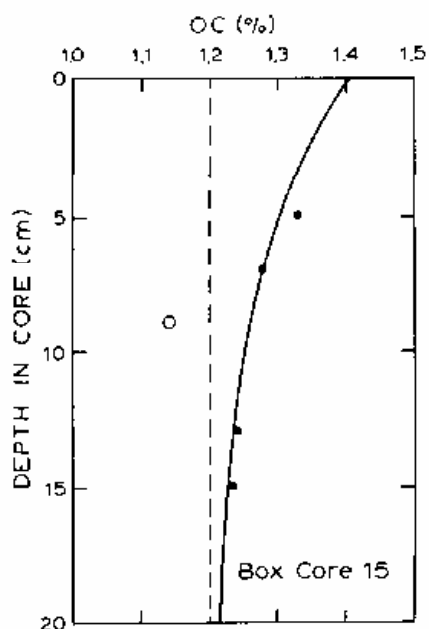


Figure 5 - OC depth profile in box core 15.

C_{inf}) and the degradation Constant of the organic C (K) from the two formulas:

$$K = kw/\rho$$

$$F_r = I_c - K = 2.2 \text{ mg m}^{-2}\text{day}^{-1}$$

where ρ is the sediment bulk density (0.478 g cm^{-3}), we obtain a very similar result. This value of the regeneration flux corresponds to 15% of the input at the sediment-water interface, and is quite lower than that reported by other authors. Since the accumulation rate value used was defined as a maximum, we must suppose that either C_O is too low, or C_{inf} is too high, or both. Box core sampling was poorly accurate, especially near to the surface, and it is plausible to think that a more complete profile would yield quite a higher C_O value.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors owe thanks to G. Zini for his drawings, G. Marezzi for photographs, F. Finocchiaro for sample preparation, L. Labbrozzi and G. Rovatti for helping with the analyses for biogenic silica and organic matter, respectively. This is contribution No. 821 from the Istituto per la Geologia Marina del CNR, Bologna, Italy.

REFERENCES

- Anderson J.B., C.F. Brake and N.C. Myers. 1984. Sedimentation on the Ross Sea continental shelf, Antarctica. *Mar. Geol.*, 57: 295-333.
- Baccanti M. and B. Colombo 1990. Total nitrogen and total organic carbon automatic determination in soils. Poster presented at "6th Workshop on Nitrogen in soils", Belfast, 17-19 December 1990.
- Brambati A., G.P. Fanzutti, F. Finocchiaro and U. Simeoni 1989. Sediments and sedimentological processes in the Ross Sea Continental Shelf (Antarctica): results and preliminary conclusions. *Boll. Ocean. Teor. Appl.*, VII, 159-188.
- DeMaster DJ. 1979. The marine budget of silica and Si-32. Ph.D dissertation, *Yale University*, 308 pp.
- DeMaster D.J. 1981. The supply and accumulation of silica in the marine environment. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 45, 1715-1732.
- Dunbar R.B., J.B. Anderson, E.W. Domack and S.S. Jacobs. 1985. Oceanographic influences on sedimentation along the Antarctic continental shelf. In: *Oceanography of the Antarctic Continental Shelf, Antarctic Research Series*, 43, 291-312, AGU.

- Dunbar R.B., A.R. Leventer and W.L. Stockton. 1989. Biogenic sedimentation in McMurdo Sound, Antarctica. *Mar. Geol.*, 85, 155-179.
- El-Sayed S.Z., D.C. Biggs and O. Holm-Hansen. 1983. Phytoplankton standing crop, primary productivity and near-surface nitrogenous nutrient fields in the Ross Sea, Antarctica. *Deep Sea Research*, 30, 871-886.
- Frignani M., L. Langone and M. Ravaioli. 1989. Pb-210 in sediments from the southwestern Ross Sea (Antarctica). *Boll. Ocean. Teor. Appl.*, VII, 151-158.
- Hieke Merlin O., G. Longo Salvador, L. Menegazzo Vitturi, E. Molinaroli, M. Pistolato and G. Rampazzo. 1989. Major element geochemistry of sediments from the Ross Sea, Antarctica. *Boll. Ocean. Teor. Appl.*, VII, 83-96.
- Ledford-Hoffman P.A., D.J. DeMaster and C. A. Nittrouer. 1986. Biogenic silica accumulation in the Ross Sea and the importance of the Antarctic Continental shelf deposits in the marine silica budget. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 50, 2099-2110.
- Lisitzin A.P. 1972. Sedimentation in the World Ocean. *Society of Economic Mineralogists and Paleontologists*, Sp. Pub. #17, 218 pp.
- McPherson A.J.. 1987. The MacKay Glacier/Granite Harbour system (Ross Dependency, Antarctica). - A study in nearshore glacial marine sedimentation. *Thesis, Victoria Univ., Wellington, N.Z.*, 85 pp.
- Morel F.M. and R.J.M. Hudson. 1984. The geobiological cycle of trace elements in aquatic systems: Redfield revisited. In: W. Stumm (Ed.) "*Chemical Processes in Lakes*", Wiley-Interscience, 251-282.
- Nelson D.M. and L.I. Gordon. 1982. Production and pelagic dissolution of biogenic silica in the Southern Ocean. *Geoch. Cosmochim. Acta*, 46, 491-501.
- Nelson D.M. and W.O. Smith. 1986. Phytoplankton bloom dynamics of the western Ross Sea ice edge. II. Mesoscale cycling of nitrogen and silicon. *Deep Sea Res.*, 33, 1389-1412.
- Strickland J.D.H. and T.R. Parsons. 1972. A practical handbook of sea water analysis. *Ed. Bull. Fish. Res. Ed. Can.*, 167 pp.
- Van Bennekom A.J., G.W. Berger, S.J. Van Der Gaast and R.T.P. De Vries. 1988. Primary productivity and the silica cycle in the Southern Ocean (Atlantic sector). *Palaeogeog. Palaeoclimatol. Palaeoec.*, 67, 19-30.

ASPETTI RADIOECOLOGICI DELLA BAIA DI TERRANOVA IN ANTARTIDE

Cesare TRIULZI, Francesco NONNIS MARZANO e Alessandro MORI

Dipartimento di Biologia e fisiologia Generali - Università di Parma

SUMMARY

Results concerning analyses of both natural and artificial radioactivity contained in samples from the Terranova Bay (Ross Sea) marine ecosystem, collected during the 1987-88 and 1988-1989 campaigns, are presented in this paper. Data is referred to sea water, sediments and marine organisms sampled in different stations of the considered area.

Some results concerning terrestrial matrixes collected around the Italian Base are also reported. Data values, with special consideration to the radioactive isotopes of Cesium, are compared to results obtained from similar matrixes collected in the Northern Hemisphere before and after the Chernobyl nuclear plant accident.

1. INTRODUZIONE

Nel quadro della ricerca per lo studio dell'Antartide l'Unità Operativa n.13 "Ambiente e Radioattività" dell'Università di Parma partecipa alla caratterizzazione delle più importanti matrici marine e terrestri, dal punto di vista dell'impatto sull'ambiente di inquinanti chimici e radioattivi. Per quanto riguarda l'ecosistema terrestre sono stati presi in considerazione la neve, il ghiaccio, le acque ed i sedimenti, nonché i vegetali di lago, i muschi ed i licheni con il terreno circostante (Triulzi et al., 1989a, 1989b e 1990).

Inoltre è stato preso in considerazione anche l'ecosistema marino prospiciente la Base Italiana nella Baia di Terra Nova (Mare di Ross); le matrici raccolte ed analizzate, oggetto della presente comunicazione, sono state acqua, sedimento ed organismi marini.

Per quanto riguarda la radioattività sono state effettuate misure di spettrometria gamma, ai fini di determinare principalmente Cs-137 e K-40, nonché Th-232 e U-238 tramite i loro discendenti.

I prelievi sono stati effettuati durante le Spedizioni Scientifiche 1987-88 e 1988-89. Va rilevato che attualmente sono in corso analisi chimiche e radiochimiche di campioni della Campagna Antartica 1989-90 e sono state predisposte le condizioni operative per campionamenti 1990-91.

Nella Fig.1 sono riportate le stazioni di campionamento terrestri e marine attorno alla Base Italiana.

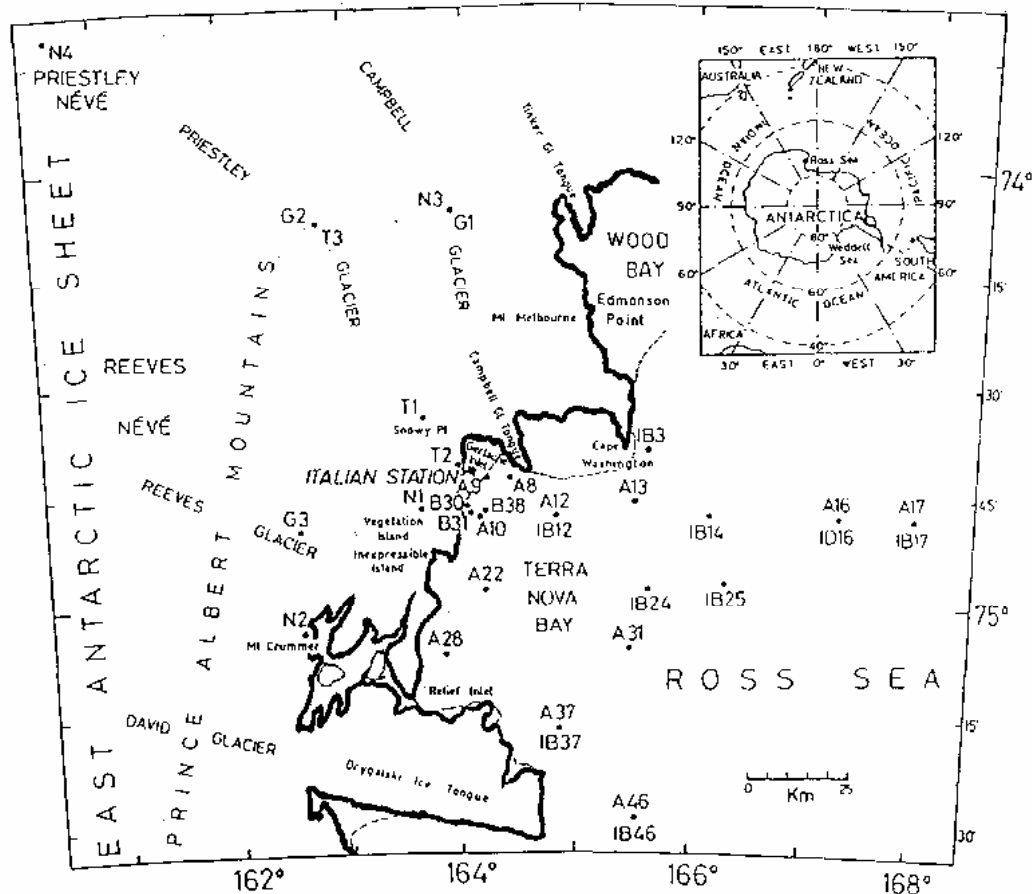


Fig.1 - Area di studio e stazioni di campionamento relative ad acqua di mare (A), sedimenti marini (IB, ID, B), neve (N), ghiaccio (G) e terreno (T).

2. MATERIALI E METODI.

Ciascun campione di acqua marina superficiale non filtrata, avente i volumi di 50, 100 o 200 litri, è stato acidificato sino a $\text{pH}=1$ con HCl , addizionato con 15-60 mg di cesio (trascinatore) e con 10 Bq di Cs-134 (tracciante) per la valutazione della resa interna di separazione radiochimica. Sono stati aggiunti infine 15-60 g di AMP (fosfomolibdato di ammonio), reattivo specifico per gli isotopi del Cesio. Dopo un adeguato periodo di agitazione (3 ore) e dopo decantazione per 20-30

ore, si è proceduto al sifonamento del super-natante ed alla raccolta del precipitato, costituito dal Cs-AMP, il quale, dopo centrifugazione, è stato essiccato in stufa a 110°C o sotto lampada ad infrarosso. La sorgente è stata quindi introdotta in contenitori standard e sottoposta a misura di spettrometria gamma in geometria definita per 22 ore. I risultati sono riportati in Tab.I.

I campioni di acqua di mare che saranno raccolti in Antartide nel corso della spedizione 1990-91, saranno fatti passare, in alternativa al metodo AMP, su colonne di NCFC (ammonio-esaciano-cabalto2 ferrato2) supportato su gel di silice, che consente un recupero selettivo degli isotopi del Cesio pari al 100%. L'effluente sarà quindi inviato su colonne di resina macromolecolare XAD7 (RADECO) impregnata di biossido di Manganese, atte a trattenere gli isotopi dello Stronzio, Radio e Plutonio.

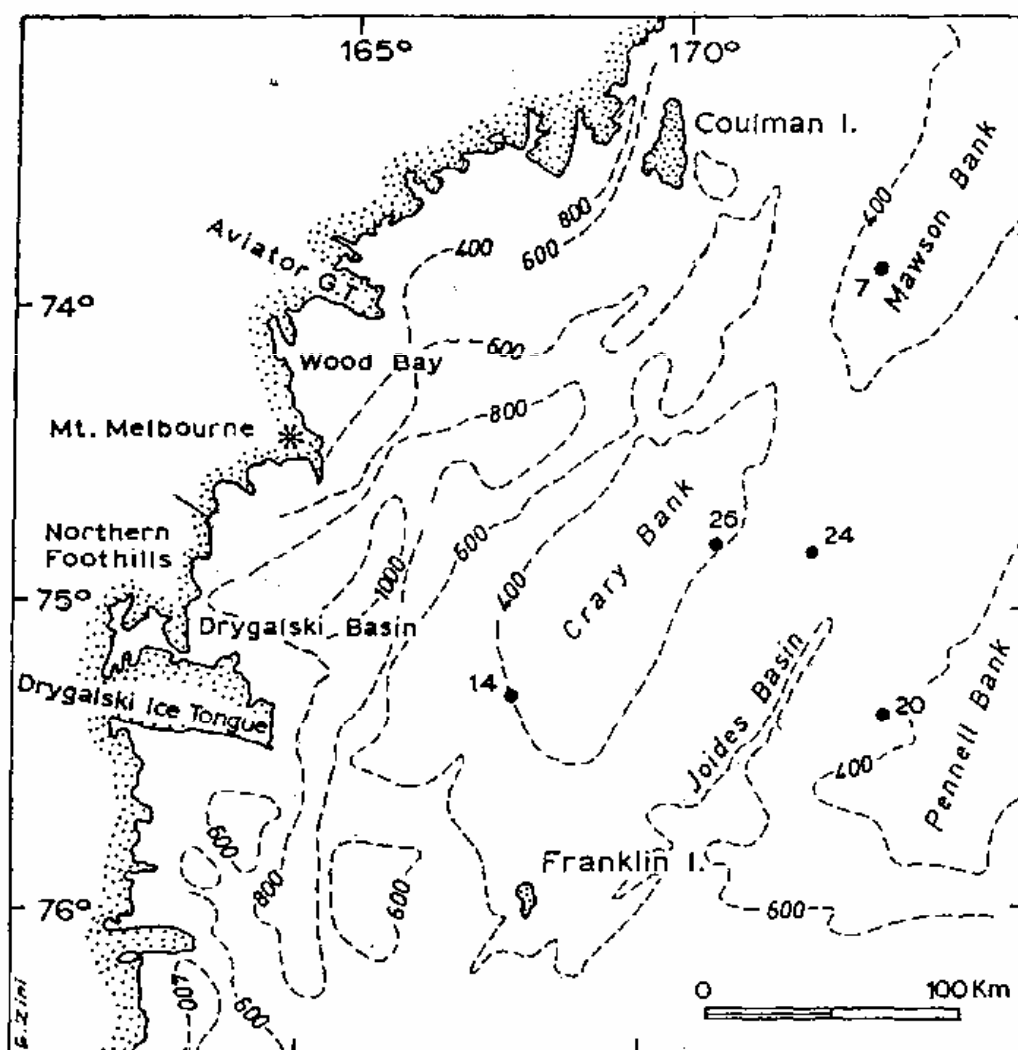


Fig.2 - Stazioni di sedimento considerate per l'analisi di radioattività nella zona d'altura prospiciente la Baia di Terra Nova.

Campioni di sedimento marino, raccolti con benna, dopo scongelamento ed essiccazione a 105°C, sono stati macinati, omogeneizzati e quindi introdotti in portasorgente standard, posizionati in geometria definita, sopra ad un rivelatore al GeLi, in un adeguato castello di piombo, per l'esecuzione della spettrometria gamma con tempi di misura pari a 22 ore circa.

Per disporre di valori precisi delle efficienze di rivelazione che variano secondo la composizione del campione, la sua densità, il suo volume e la geometria adottata, sono stati tracciati idonei campioni ambientali, simili a quelli in esame, mediante aliquote di una soluzione QCY ad attività nota (Cd-109, Co-57, Ce-139, Hg-203, Sn-113, Sr-85, Cs-137, Y-88 e Co-60) fornita da Amersham U.K. (Ghani et al., 1989). Il campo di energia considerato è stato tra 0.8 e 1,5 MeV.

Sono stati determinati: Cs-137 (0.661 MeV), K-40 (1.46 MeV) ed inoltre Tl-208 (0.583 MeV) e Bi-214 (609.4 e 1120.4 KeV) che sono stati usati per valutare rispettivamente il Th-232 e l'U-238, considerati in equilibrio con loro. Le misure sono state eseguite in doppio ed i risultati (Bq /kg secco), riferiti alla data del prelievo (gennaio 1988), sono riportati in Tab.2.

I fattori di conversione utilizzati per trasformare i dati di radioattività in massa espressa in percento (%) e in parti per milione (ppm) dei corrispondenti elementi, sono i seguenti: 307 Bq/Kg di K-40=1% di K; 12.4 Bq/Kg di Bi-214=1ppm di U; 4.1 Bq/Kg di Tl-208=1ppm di Th; considerando gli isotopi Bi-214 e Tl-208 in equilibrio rispettivamente con U-238 e con Th-232.

Oltre ai campioni prelevati nella Baia di Terranova (Fig.1) sono stati presi in considerazione anche alcuni campioni prelevati nel corso della stessa spedizione in zona d'altura (vedi Fig.2) dai Colleghi Geologi (Hieke Merlin et al., 1989; Brambati et al.,1989; Frignani et al., 1990). I risultati sono riportati in Tab.3.

Tab.1 - Risultati delle separazioni radiochimiche di Cs-137 da acque marine (Mare di Ross)

Sped. 87-88 Campione	Volume litri	Sorgente AMP Volume (cm ³)	Resa separaz. con Cs-134	Cs-137 Bq/m ³
A-8	100	30	68%	0.77±0.33
A-10	100	30	74%	1.01±0.44
A-12	100	30	74%	0.66±0.37
A-13	100	30	72%	1.18±0.63
A-17	50	20	74%	<1.26
A-22	100	30	74%	1.23±0.43
A-28	100	30	80%	<0.40
A-31	100	30	98%	0.71±0.45
<hr/>				
Sped. 88-89				
SW-4 (*)	200	60	68%	0.43±0.10
PW-5 (°)	200	50	77%	0.39±0.19
PW-6 (°)	200	50	68%	0.44±0.22

(*) al di fuori del pack di Baia di Terranova
(°) sotto il pack del Gerlache Inlet

Tab.2 - Contenuto di radionuclidi artificiali e primordiali in sedimenti marini prelevati nella Baia di Terranova (Campagna Antartide 1987-88).

	¹³⁷ Cs	²³² Th	ppm	²³⁸ U	ppm	⁴⁰ K	%K
	Bq/Kg	Bq/Kg		Bq/kg		Bq/Kg	
B38	<0.56	23.2±2.7	5.7	20.7±4.9	1.7	497.4±25.3	1.6
		27.3±2.2	6.7	22.6±3.6	1.8	637.7±21.8	2.1
B31	1.31±0.7	36.3±1.8	8.9	20.2±2.4	1.6	497.8±20.4	1.6
B30	<0.89	31.0±3.0	7.6	13.8±4.5	1.1	422.2±30.0	1.4
IB12	1.54±0.78	35.0±3.5	8.8	41.0±6.5	3.3	483.1±33.3	1.6
		37.8±2.9	9.3	37.9±4.7	3.1	637.8±26.1	2.1
IB14	<0.41	18.3±1.7	4.5	33.6±3.0	2.7	393.8±15.4	1.3
		21.8±1.7	5.3	40.4±2.9	3.3	392.3±16.7	1.3
ID16	<0.72	19.4±2.1	4.7	52.9±4.0	4.3	362.5±21.6	1.2
		12.3±2.3	3.0	48.7±4.0	3.9	310.4±21.9	1.1
IB17	1.09±0.57	15.0±2.0	3.7	51.1±5.1	4.1	355.7±24.8	1.2
		20.8±3.0	5.1	43.7±5.0	3.5	293.7±23.7	1.0
IB24	1.13±0.45	25.0±3.0	6.1	44.6±4.0	3.5	457.9±21.6	1.5
		24.8±2.5	6.1	44.6±4.0	3.5	433.6±23.9	1.4
IB25	<0.55	26.0±2.0	6.3	39.3±3.0	3.2	449.4±19.1	1.5
		27.0±2.3	6.6	34.3±2.8	2.8	455.6±16.6	1.5
IB37	0.39±0.26	19.3±1.6	4.7	32.2±2.8	2.6	368.2±15.6	1.2
		17.1±1.7	4.2	33.3±3.0	2.7	391.4±17.2	1.3
IB46	<0.62	21.5±2.1	5.2	34.1±3.4	2.8	481.8±19.4	1.6
		17.2±2.4	4.2	30.0±3.5	2.0	428.5±20.3	1.4

Campioni di organismi bentonici della specie *Adamussium colbecki* e organismi necto-bentonici delle specie *Chionodraco hamatus* e *Pagothenia bernacchii* sono stati dissezionati in varie componenti anatomiche, principalmente parte molle e valve per quanto riguarda i molluschi bivalvi; componente muscolare, organi interni, lische e teste per quanto concerne le due specie di pesci. Per quanto riguarda *Chionodraco* la lunghezza media degli individui è risultata essere 37.17 cm ed il peso medio 565 g, con valori minimi e massimi compresi tra 33.2 e 40 cm per la lunghezza, 286.1 e 559.7 g per il peso. Per quanto concerne *Pagothenia* la lunghezza degli individui variava tra 17.8 e 25.2 cm, con lunghezza media di 21.3 cm, i pesi risultavano compresi tra 101.4 e 204.9 g, con peso medio di 145.7 g. I campioni analitici complessivi erano quindi costituiti da 2.660 Kg di fresco per quanto riguarda *Chionodraco*, 2.040 Kg per *Pagothenia* e 0.644 Kg per *Adamussium*.

Successivamente all'analisi biometrica ed alla dissezione i campioni sono stati sottoposti a trattamento termico a 85°C per 70 ore fino a peso costante (i corrispondenti rapporti percentuale secco/umido sono riportati in Tab.4). Dopo polverizzazione i campioni sono stati sottoposti a spettrometria gamma per 20 ore e sono stati ottenuti i seguenti risultati, riportati in Tab.4, espressi in Bq/kg secco e riferiti al 15 gennaio 1989, data del prelievo.

Campioni di *Pagothenia bernacchii* della precedente spedizione scientifica (Campagna Antartica 1987-88) sono riportati nella stessa tab.4. Analisi di spettrometria gamma sono state eseguite sulla parte muscolare e su un campione costituito dall'unione delle parti scheletriche con gli organi interni. Nei campioni di entrambe le spedizioni sono stati determinati Cs-137 (0.661 MeV) e K-40 (1.46 MeV) mediante spettrometria gamma sui campioni secchi.

3. COMMENTO

Per quanto riguarda l'acqua marina si sono osservate concentrazioni di Cs-137 leggermente più alte in prossimità della costa; va rilevato che valori più precisi si hanno prendendo in considerazione campioni di 200 litri. Non si notano differenze apprezzabili tra i dati relativi a campionamenti al largo del pack del Gerlache Inlet rispetto a quelli sotto il pack stesso.

Per confronto il Mare Adriatico (vedi Tab.5) presenta valori 10-12 volte superiori (1988) ed anche 200 per campioni prelevati nel Golfo di Trieste nel maggio 1986, subito dopo Chernobyl.

Nell'acqua marina dell'Antartide non sono state ovviamente osservate, data la considerevole distanza dal punto dell'emissione nucleare, presenze di Cs-134 che è un tipico prodotto di attivazione derivato dall'incidente alla centrale nucleo-termo-elettrica di Chernobyl; tale radionuclide è stato invece riscontrato, anche pesantemente, nelle aree influenzate dalla nube radioattiva, come ad esempio l'area mediterranea ed in quella baltica.

In merito ai campioni di organismi si sono osservate concentrazioni di K-40 maggiori nella componente muscolare, rispetto alle altre parti anatomiche prese in considerazione; probabilmente anche il Cs-137 segue lo stesso andamento riscontrato per il potassio, anche se la sua presenza, essendo inferiore ai limiti di rivelazione, non può essere quantificabile con precisione. A tale fine, è in corso sia l'estrazione del solo Cs-137, escludendo la parte organica, al fine di ottenere una sorgente di 1-3 cm³ che rappresenta una sorgente molto più contenuta e quindi una geometria più favorevole per la determinazione del radiocesio. Ottenuti dati precisi sarà pertanto possibile un valido confronto con valori di attività riscontrati in altre specie analoghe dell'area mediterranea (vedi Tab.5).

I dati relativi ai sedimenti (Tab.2) evidenziano valori più elevati per quanto riguarda Cs-137 nelle stazioni costiere prospicienti la base italiana (B31 e IB12); in un campione di sedimento sabbioso (Triulzi et al., 1989a), prelevato sulla Adelia penguin rookery di Wood Bay durante la campagna 1987-88, è stata riscontrata un'attività pari a 0.31÷0.42 Bq/Kg di Cs-137.

Tab.3 - Contenuto del prodotto di fissione Cs-137 e di radionuclidi naturali in sedimenti marini raccolti sulla platea continentale fuori dalla Baia di Terra Nova.

SED. MARINO ALTEZZA 1987-88	Peso specifico sorgente	Cs-137 Bq/Kg secco	Tl-208 (Th-232) Bq/Kg secco	Bi-214 (U-238) Bq/kg secco	K-40 Bq/Kg secco
07 (315 m)	0.93	<0.52	25.06±1.36	25.89±1.86	537.55±11.98
		<0.33	42.40±2.00	32.00±1.30	498.00±20.30
14 (393 m)	0.75	<0.36	16.94±1.75	32.40±2.52	447.75±16.06
		<0.50	20.40±0.70	26.50±0.84	346.00±12.60
20 (512 m)	0.74	<0.45	29.73±1.67	41.96±2.84	641.33±17.28
		<0.48	37.40±1.10	49.10±1.70	530.00±18.60
24 (563 m)	0.64	<0.55	27.91±1.77	50.08±3.39	663.83±19.30
		<0.58	34.70±1.10	48.70±1.20	517.00±18.60
26 (326 m)	1.16	<0.21	16.36±0.93	15.55±1.31	429.22±09.13
		<0.25	22.50±0.76	18.50±0.76	400.00±16.20

Va notato che nell'ecosistema terrestre si sono osservati valori ben evidenti di Cs-137 nei terreni (0.2-3.7 Bq/Kg secco) e maggiormente nei sedimenti di lago (0.9÷17.8). Sempre nell'ecosistema terrestre (Triulzi et al., 1990) si notano valori elevati nelle matrici vegetali di lago (12÷18 Bq/Kg secco) ed in particolare nei muschi e licheni (34÷162), come osservato anche da altri Autori (Battiston et al., 1990). Ciò mette in evidenza la notevole capacità di questi organismi come indicatori, nonché registratori dei fenomeni di inquinamento atmosferico e ciò si riflette in parte anche sul suolo sottostante, inoltre si deve dire che i muschi sembrano comportarsi con maggiore efficacia rispetto ai licheni.

Per quanto riguarda la presenza di radioattività naturale nei sedimenti marini, si può osservare che nelle stazioni B30, B31 e IB12 della Baia di Terranova (Fig.1) è stata riscontrata una concentrazione di Th-232 sensibilmente superiore alle altre.

I campioni presi nelle stazioni ID16, IB17 e IB24 presentano concentrazioni di Uranio superiori alle altre stazioni considerate nel Mare di Ross.

Va rilevato che per la zona di altura (vedi Fig.2), le concentrazioni più alte di K, Th e U si presentano nelle stazioni 20 e 24, aventi batimetrie tra i 500 e 600 metri.

Infine si deve notare (vedi Tab.5) che i livelli di concentrazioni del Cs-137 in sedimenti superficiali dell'Antartide sono di circa 10 volte inferiori a quelli riscontrati nell'Adriatico prima di Chernobyl (1979-85) (Triulzi et al., 1989c) e di circa 20 volte nel periodo post Chernobyl (1986-87).

Tab.4 - Radionuclidi in organismi marini dissezionati prelevati nella Campagna Antartica 1988-89 (attività riferita al 15.01.1989).

ORGANISMI MARINI	SORGENTE g secco	Percentuale secco/umido	Cs-137 Bq/Kg secco	K-40 Bq/kg secco
<i>Pagothenia bernacchi</i>				
Organi interni	42.43	19.70%	<1.22	521.85±47.61
Lische e teste	275.01	25.17%	<0.22	360.45±09.89
Muscolo	58.90	20.39%	<1.13	633.99±36.04
<i>Pagothenia bernacchi</i> (*)				
Lische e teste	285.00	17.05%	<0.41	317.62±13.00
Muscolo	112.00	18.50%	<0.53	502.86±17.00
<i>Chionodraco hamatus</i>				
Organi interni	145.18	28.58%	<0.39	224.68±13.35
Lische e teste	290.33	21.22%	<0.22	312.76±09.86
Muscolo	57.20	18.63%	<1.13	553.76±35.76
<i>Adamussium colbecki</i>				
Valve	100.51	90.94%	<0.47	33.12±14.33
Parte molle	66.45	18.17%	<0.79	502.90±30.84

(*) Campioni prelevati nella Campagna Antartica 1987-88 (attività riferita al 15.01.88).

Tab.5 - Presenza di Cs-137 e Cs-134 in matrici degli ecosistemi del Mar Adriatico e della Baia di Terranova - Mare di Ross.

ACQUA DI MARE Alto e Medio Adriatico Bq/1000 l			
	1979-85	1986 (Chernobyl)	1987
(Cs-137)	3.1÷6.3	88.3±11.0	12.9±2.32
(Cs-134)		39.5±02.8	3.5±1.02
ACQUA DI MARE Antartide Mare di Ross			
		1988-89	
(Cs-137)		1.23±0.39	
ORGANISMI Alto e Medio Adriatico Bq/Kg umid			
<i>Sardina pilchardus</i>			
	1979-85	1986-87	
(Cs-137)	0.19±0.42	4.20±0.50	
<i>Mytilus galloprovincialis</i>		<i>Pinna pectinata</i>	
(Cs-137)	0.09±0.18	0.50±1.55	
ORGANISMI Antartide Mare di Ross			
<i>Pagothenia e Chionodraco</i>			
		1988-89	
(Cs-137)		<0.23	
<i>Adamussium colbecki</i>			
		1988-89	
(Cs-137)		<0.13	
SEDIMENTI Alto e Medio Adriatico Bq/Kg secco			
	1979-85	1986 (Chernobyl)	1987
(Cs-137)	0.8±12.1	1.39±9.55	2.46±20.0
(Cs-134)		1.41±4.09	1.00±7.14
SEDIMENTO Antartide Mare di Ross			
		1988-89	
(Cs-137)		0.15±1.54	

BIBLIOGRAFIA

- Battiston G., Degetto S., Gerbasi R. and Sbrignadello G. 1990. Radionuclide analysis in Antarctic coastal samples. *Atti Convegno Environmental Impact in Antarctica*, Roma 8-9 Giugno: 143-147.
- Brambati A., Fanzutti G. P., Finocchiaro F., Simeoni U. 1989. Sediments and sedimentological processes in the Ross Sea Continental shelf (Antarctica): Results and preliminary conclusions. *Boll. Oceanol. Teor. e Appl.*, 7 :159-188.
- Delfanti R., Papucci C. 1988. Characteristics of Chernobyl fallout in the Italian coastal marine environment. *Atti della International Conference on Environmental Radioactivity in the Mediterranean Area*, Barcellona, Maggio 10-13.
- Frignani M., Langone L., Ragaglia L., Ravaioli E. M. 1990. Sostanza organica (C, N) nei sedimenti di fondo del Mare di Ross Occidentale (Antarctica). *Atti IX° Congresso Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia*, S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre (in stampa).
- Ghani A., Mezzadri M. G., Triulzi C., Zampiccinini R. 1989. Misure di radioattività in sedimenti del fiume Po e nell'Alto Adriatico (Novembre 1988). *Atti VII° Convegno Attività di ricerca nei settori della Radiochimica e Chimica Nucleare*, Pavia 3-5 Maggio: 147-151.
- Hieke Merlin O., Longo Salvador G., Menegazzo Vitturi L., Molinaroli E. Pistolato M. and Rampazzo G. 1989. Major element geochemistry of sediment from the Ross Sea, Antarctica. *Boll. Oceanol. Teor. e Appl.*, 7: 83-96.
- Tassi Pelati L., Fraglia C., Morani A., Gramitto M.E. 1990. Bioaccumulo di radionuclidi artificiali in Medio Adriatico tra il 1986 ed il 1987. *Quaderni del laboratorio di tecnologie della pesca* (in stampa).
- Triulzi C., Mangia A., Casoli A., Albertazzi S. and Nonnis Marzano F. 1989a. Artificial and natural radionuclides, alkaline and earth-alkaline elements in some environmental abiotic samples of Antarctica. *Annali di Chimica*, 79 (11-12): 723-733.
- Triulzi C., Mangia A., Casoli A., Mori A., Nonnis Marzano F. e Vaghi M. 1989b. Radioattività naturale ed artificiale in matrici ambientali terrestri e marine (spedizione 1987-88). *Rapporto IATRI-1* Università di Parma.
- Triulzi C., Mangia A., Mori A., Nonnis Marzano F. 1990. Radioactivity in some environmental marine and terrestrial matrixes collected around the Italian Base in Antarctica. *Atti Convegno Environmental Impact in Antarctica*, Roma 8-9 Giugno: 133-141.
- Triulzi C., Tassi Pelati L., Albertazzi S. e Morani A. 1989c. Presenza e distribuzione di Cs-137 e di Radioattività naturale nel Mare Adriatico (1979-84), *Boll. Oceanol. Teor. ed Appl.*, Numero speciale: 177-191.
- Triulzi C., Tassi Pelati L., Nonnis Marzano F. 1990. Indagine radioecologica sull'Alto e Medio Adriatico prima e dopo Chernobyl. *Atti IV° Congresso Nazionale S.I.T.E.*, Arcavata di Rende (Cs) 28 Ott-01 Nov (in stampa).

**LE CONDIZIONI IDROLOGICHE A BAIJA TERRA NOVA: OSSIGENO
DISCIOLTO, NUTRIENTI ED ALCUNI ELEMENTI MAGGIORI NELL'ESTATE
AUSTRALE 1987-88.**

Giulio CATALANO*, Fabio BENEDETTI** e Alfredo BOLDRIN***

* C.N.R. Istituto Talassografico di Trieste

** Dipart. di Scienze Chimiche, Università di Trieste

*** C.N.R., Istituto di Biologia del Mare, Venezia

SUMMARY

During the first Italian oceanographic campaign 1987-88 in the Ross Sea (Antarctica) an aspect of the studies was dedicated to Terra Nova Bay, where the Antarctic Italian Station is located.

In this zone a grid of 40 hydrological stations was performed as well as a transect stretching for 120 miles from the coast eastwards in the Ross Sea.

From a hydrological point of view, the Bay results mainly affected by the Ross Shelf Sea Water (RSSW) on which a characteristic summer water is layered in the inner part of the Bay. Melting-ice water is present in the outer part of the Bay and, overall, in the eastern part of the transect. In contrast with the omogeneity of the RSSW which is also reflected on the parameters depending on phytoplankton activity as oxygen, AOU and nutrients, the thermo-aline zonation of surface water induces different situations for the same parameters in the surface layer.

A comparison among these zones is finally performed on the base of AOU values and depletion of nutrients.

1. INTRODUZIONE E METODI

Alcuni parametri, normalmente rilevati nell'acqua di mare, come la temperatura, la salinità e gli elementi maggiori hanno una rilevanza idrologica soprattutto abiotica, altri, come ossigeno disciolto e nutrienti, hanno una notevole importanza come fattori che influenzano e contemporaneamente sono influenzati dall'attività biologica.

Quale contributo nell'affrontare questo duplice aspetto nel Mare di Ross e particolarmente a Baia Terra Nova, nel presente lavoro viene presentata la situazione idrologica

come rilevata nell'estate australe 1987-88, durante la "I campagna oceanografica antartica italiana" svolta nell'ambito del PNRA-Programma Nazionale di Ricerche in Antartide.

L'area operativa e' illustrata in fig.1; il reticolo di stazioni risponde alle esigenze di studio della zona costiera di Baia Terra Nova e di confronto con la situazione presente invece al largo nel Mare di Ross (transetto E-W, stazioni 10, 11, 12, 13, 14, 16, 17, 49, 50, 51).

Le unità di misura, utilizzate nel presente lavoro per esprimere le grandezze fisiche e chimiche nonché le tecniche impiegate sono riassunte nella tabella 1.

2. IDROLOGIA

Jacobs, Amos e Bruchhausen (1970), Jacobs, Gordon e Ardai (1979) e Biggs e Amos (1983) propongono presenti nella parte sud-occidentale del mare di Ross non direttamente a contatto con l'"ice shelf", quattro tipi d'acqua : la Ross Shelf Sea Water (RSSW: $T < -1.8^{\circ}\text{C}$ e $S > 34.7$ PSU), la Modified Circumpolar Deep Water (MCDW: $-1.5 < T < -0.8^{\circ}\text{C}$ e $34.5 < S < 34.65$ PSU), la Circumpolar Deep Water (CDW: $0.5 < T$ e $34.6 < S < 34.75$ PSU) e la Antarctic Surface Water (AASW: $-1.75 < T$ e $S < 34.5$ PSU).

Baia Terra Nova

La fig.2 mostra il diagramma T/S dei dati rilevati nella Baia Terra Nova confrontati con i campi di esistenza dei tipi d'acqua come ricavati dalla letteratura. La zona è per la massima parte occupata dalla RSSW che è presente dal fondo fino al livello di circa 100 m nella metà nord della baia per arrivare anche fino a 50 m in quella sud (st.29 e 39).

Nei nostri rilievi, nessun o minimo riscontro trovano la CDW e la MCDW; quest'ultima e' forse presente attorno ai 25 m delle st. 25,37,39,46 e 47, al margine SE della zona di indagine. Evidente e' invece il progressivo riscaldamento dell'acqua con salinità maggiore di 34.7 PSU. Questa acqua costituisce la maggior parte dello strato superficiale dal Drygalski verso nord e fino al meridiano di Capo Washington verso ovest. Questo strato superficiale raggiunge temperature anche di 2°C e può considerarsi come formatesi a Baia Terra Nova per effetto dell'irraggiamento estivo. Un suo primo nucleo costituisce lo strato superficiale a nord di capo Russel verso il Gerlache Inlet (fig.3). Un secondo, più freddo, ($1.0 < T < 1.8^{\circ}\text{C}$) si localizza invece nell'angolo SW della baia. Una zona decisamente più fredda ($0 < T < 0.4^{\circ}\text{C}$) separa questi due nuclei.

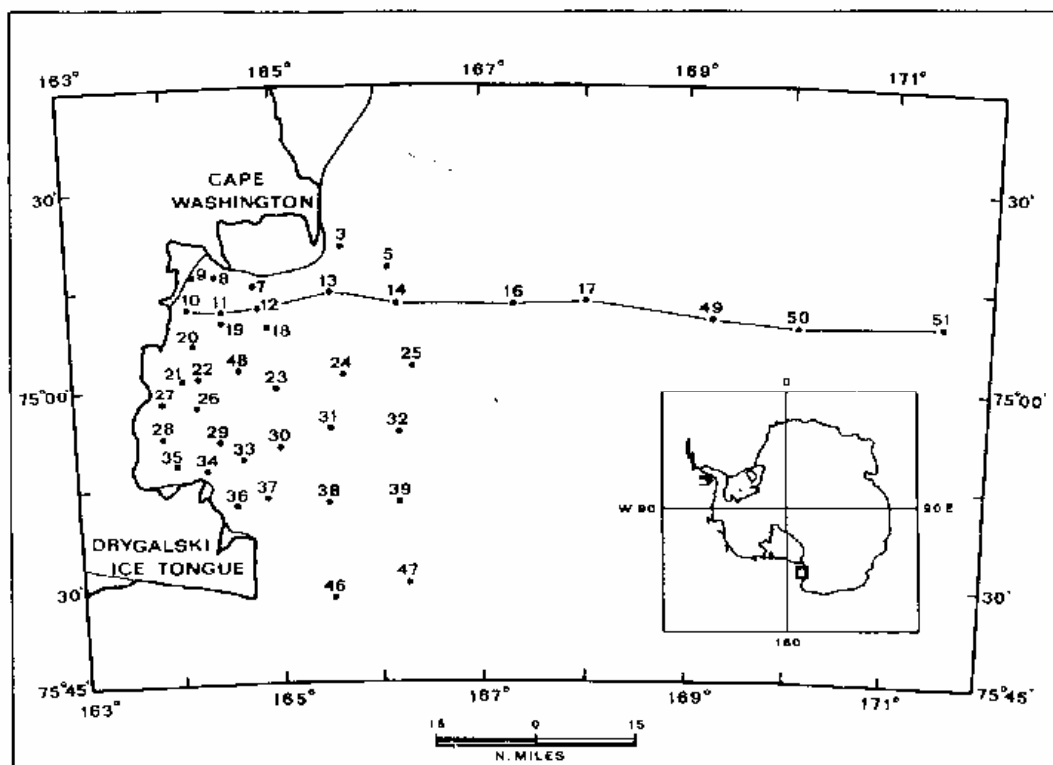


Fig. 1 - Griglia delle stazioni idrologiche a Baia Terra Nova e nel Mare di Ross.

Tabella 1. Grandezze, unita' di misura e metodi adottati nel presente lavoro, salvo diversamente specificato nel testo.

Parametro	Unita'di misura	Metodo	Strumentazione	Bibliografia
Profondita' (Z)	m	sensore	CTD MEERESTECHNIK KMS (PNRA)	Fofonoff e Millard, 1983.
Temperatura pot.(T)	°C	"	"	"
Salinita' (S)	PSU	"	"	"
Ossigeno (O ₂)	mM	titolazione	METROHM 635 piston burette (PNRA)	Strickland e Parsons, 1972.
App.Ox.Util. (AOU)	µM	"	"	"
Nitrato (NO ₃)	µM	colorimetrico	TECHNICON Autoanalyzer II (PNRA)	Hansen e Grasshoff, 1983.
Nitrito (NO ₂)	µM	"	"	"
Ammoniaca (NH ₃)	µM	"	"	"
Fosfato (PO ₄)	µM	"	"	"
Silicato (SiO ₄)	µM	"	"	"
Calcio (Ca)	mM	potenziometrico	METROHM 636 Titroprocessor (ITTs)	Krumgalz e Holzer, 1980.
Solfato (SO ₄)	mM	titolazione	"	Macchi et al., 1969
Fluoruro (F)	µM	potenziometrico	ORION EA 920 (PNRA)	Warner, 1971.
Magnesio (Mg)	mM	fotometria plasma	ARL 34000 (DGLUJ)	de Lange, com. pers.
Sodio (Na)	M	"	"	"
Potassio (K)	mM	"	"	"
Litio (Li)	mM	"	"	"
Stronzio (Sr)	mM	"	"	"

P.N.R.A. : Programma Nazionale per le Ricerche in Antartide.
D.G.U.U. : Department of Geochemistry, Universita' di Utrecht.
ITTs : C.N.R.-Istituto Talassografico di Trieste.

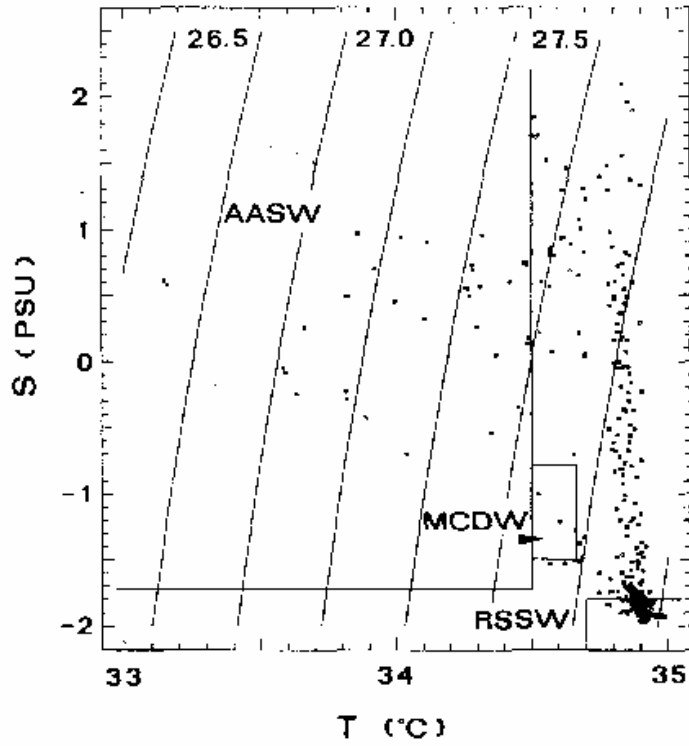


Fig. 2 - Diagramma T/S delle stazioni nella Baia Terra Nova.

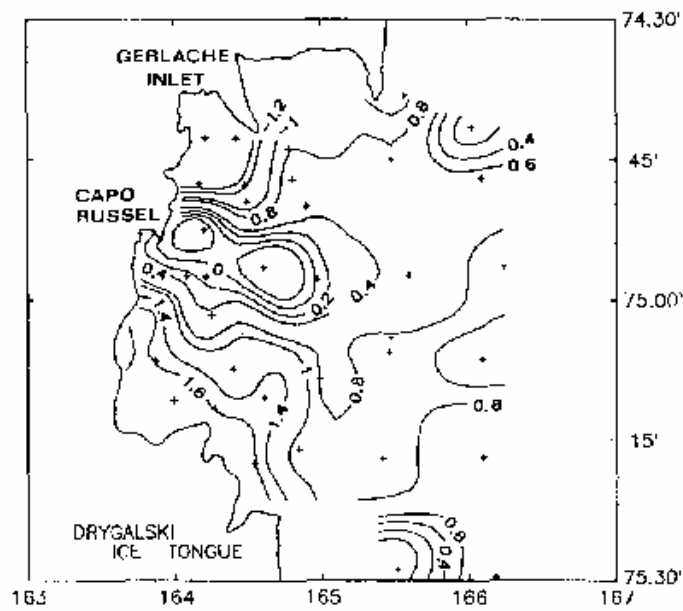


Fig. 3 - Distribuzione della Temperatura potenziale in superficie a Baia Terra Nova.

In alcune stazioni (5,14,25,37,38,39,46,47) la diminuita salinità evidenzia i processi di diluizione per fusione di ghiaccio marino. Questo fenomeno genera nel diagramma T/S una serie di punti ricadenti nel campo della AASW e rappresentativi di uno strato superficiale avente uno spessore massimo di 10 m. localizzato all'estremo margine E della baia.

La stabilità verticale, che è annoverata fra i più importanti fattori che favoriscono la produttività potenziale dei mari antartici (Smith e Nelson, 1985), viene influenzata nella baia più dalla salinità che dalla temperatura, come risulta dal diagramma T/S. Pertanto il comportamento della stabilità verticale nello strato superficiale, fotico, rispecchierà il gradiente di salinità che raggiunge il valore più elevato in corrispondenza dei minimi superficiali di salinità nelle stazioni 5 e 47. Questi massimi di stratificazione, espressi in frequenza di Brunt-Vaisala (Phyllips, 1969), sono rispettivamente di 0.032 e 0.034 sec^{-1} fra 10 e 15 m di profondità; per confronto il valore indicativo medio nel centro della baia è di 0.010 sec^{-1} . Il fatto più notevole è che, come già detto, queste due stazioni appartengono più al mare di Ross che a Baia Terra Nova. Pertanto la presenza di acqua di scioglimento da pack-ice, la bassa salinità e la conseguente stratificazione devono ritenersi più fenomeni propri del mare aperto che della baia.

Transetto W-E nel mare di Ross

In fig.4 e' riportato il diagramma T/S per le stazioni del transetto. La RSSW occupa il volume d'acqua dal fondo fino alla quota di 100 m nella parte del transetto che e' compresa entro baia Terra Nova. Il limite superiore della RSSW si abbassa a 200 m e più, invece, nella parte orientale del transetto, sopra il Crary Bank, dalla stazione 49 verso est. Uno strato, relativamente più caldo ($T > 0^\circ\text{C}$) e a bassa salinità ($33 < S < 34$ PSU) si localizza nelle stazioni 14,16 e 17, nella zona centrale del transetto, in superficie fino a 10 m. Ad est dalla st. 49, questo strato viene sostituito da uno più freddo ($T < 0^\circ\text{C}$), ma meno salato ($S < 33$ PSU), che indica ancora una volta come una zona del mare di Ross sia la più interessata dallo scioglimento del pack-ice. Proprio in questa ultima zona si ritrova il minimo assoluto di salinità (st.50 con $S = 32.73$ PSU) ed il massimo di stratificazione con una frequenza di 0.037 sec^{-1} tra 5 e 10 m in st.49. La stratificazione si mantiene su questi valori muovendosi dalla 49 verso E, ma con un abbassamento a 20 m di profondità del massimo della frequenza.

Nelle stazioni ad E della 17, fra lo strato superficiale e la RSSW, cioè fra i 30 ed 100 m, si inserisce un tipo d'acqua con T e S attorno a -1°C e 34.5 PSU ed avente una anomalia di densità compresa fra 27.8 e 27.9 (fig.4). Secondo Biggs e Amos (1983) potrebbe trattarsi di una propaggine della MCDW che viene da questi autori data presente al di-sopra del banco Pennel, più a est.

3. LA DISTRIBUZIONE DEI PARAMETRI CONSERVATIVI

La tab.2, in cui sono riportati i valori medi per gli elementi maggiori, permette un confronto fra la variabilità ambientale di ogni parametro, espressa come differenza fra il valore massimo e minimo trovato sul campo, e la precisione analitica del metodo adottato. Assumendo come criterio di accettabilità per una efficienza descrittiva della variabilità ambientale un rapporto >10 fra la variabilità stessa e la precisione, si constata che solo il Ca supera questo criterio. Di tutti gli altri parametri si deve quindi considerare unicamente il valore medio che esprime la loro concentrazione nella zona studiata.

Per quanto concerne il Ca, esso risulta abbastanza bene correlato alla salinità dalla relazione:

$$\text{Ca}(\text{mmol Kg}^{-1}) = 0.74(\pm 0.06) + 0.27(\pm 0.01) * S \quad (r=0.93)$$

Il suo comportamento, sia nella baia che lungo il transetto, può essere quindi generalizzato sulla base di quello della salinità.

4. LA DISTRIBUZIONE DELL'OSSIGENO E DEI NUTRIENTI

Lo strato di fondo e il dominio della RSSW sia nelle stazioni della baia che in quelle del transetto. In questo strato i parametri chimici assumono valori ben raccolti attorno al valore medio (tab. 3), a significare che la RSSW si comporta come un corpo omogeneo e poco influenzato da fattori diversi da quelli idrologici. Fanno formale eccezione NO_2 e PO_4 , con una dispersione relativamente più elevata, in relazione anche alla concentrazione fino a due ordini di grandezza inferiore che hanno questi parametri.

Diversa è la situazione per gli strati superiori, dove le influenze locali e stagionali possono pesare sulle concentrazioni dell'ossigeno e dei nutrienti.

Tabella 2. Concentrazioni medie, variabilità ambientale (differenza fra concentrazione massima e minima trovata sul campo) e precisione analitica (deviazione standard su una serie di campioni a concentrazione media) degli elementi maggiori.

Parametro	Unità di misura	Concentraz. media	Variabilità ambientale	Precisione analitica	Rapporto var./prec.
Ca	mM	10.54	0.85	0.02	42.5
SO ₄	mM	28.4	3.1	0.3	10.3
F	µM	71.0	6.8	1.1	6.2
Mg	mM	52.7	5.0	0.9	5.6
Na	M	0.47	0.04	0.008	5.0
K	mM	10.3	0.9	0.2	4.5
Li	mM	0.026	0.004	0.001	4.0
Sr	mM	0.092	0.008	0.002	4.0

Tabella 3. Valori medi e deviazioni standard dei parametri idrologici, concentrazioni di ossigeno e dei nutrienti suddivisi per zona o per massa d'acqua.

Zona o massa d'acqua	T	S	Sigma-t	AOU	O ₂	SiO ₂	PO ₄	NO ₃	NO ₂
Gerlache Inlet st. 7,9,10,11,12 strato 0-10 m	1.583 (0.463)	34.827 (0.089)	27.864 (0.060)	-49.7 (20.9)	0.3955 (0.0168)	60.9 (3.2)	0.72 (0.10)	16.8 (1.8)	0.04 (0.01)
Zona costiera nord del Drygalski st. 28,29,32,33,34,35,36 strato 0-10 m	1.302 (0.394)	34.711 (0.109)	27.791 (0.102)	-24.4 (6.8)	0.3729 (0.0060)	60.9 (3.1)	0.97 (0.12)	17.1 (0.9)	0.05 (0.03)
Margine esterno E della baia st. 5,25,39,46,47 strato 0-10 m	0.282 (0.402)	33.690 (0.240)	27.033 (0.194)	-5.1 (6.1)	0.3656 (0.0065)	55.7 (5.9)	0.92 (0.24)	20.4 (2.0)	0.18 (0.03)
Zona E del transetto st.: 17-51, strato 0-10 m	0.170 (0.706)	33.015 (0.393)	26.492 (0.306)	-21.8 (15.6)	0.3850 (0.0110)	37.5 (11.5)	0.59 (0.20)	14.2 (4.2)	0.25 (0.03)
MCDW, st.: 17-51 strato 25-50 m	-1.098 (0.080)	34.568 (0.069)	27.807 (0.058)	65.4 (18.5)	0.3063 (0.0181)	73.4 (6.7)	1.90 (0.34)	28.4 (1.6)	0.09 (0.02)
RSSW, baia Terra Nova	-1.884 (0.032)	34.899 (0.039)	28.199 (0.583)	76.4 (5.7)	0.3024 (0.0055)	77.2 (4.0)	1.75 (0.20)	29.7 (0.5)	0.04 (0.03)
RSSW, transetto W-E	-1.897 (0.032)	34.907 (0.059)	28.158 (0.260)	77.0 (8.2)	0.3020 (0.0081)	77.7 (4.2)	1.86 (0.30)	29.8 (0.7)	0.04 (0.03)

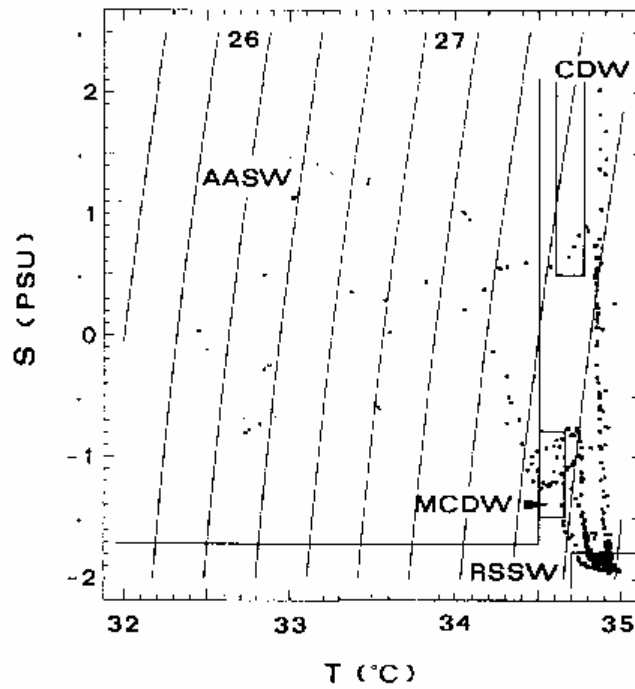


Fig. 4 - Diagramma T/S delle stazioni nel transetto E-W (stazioni 10-51).

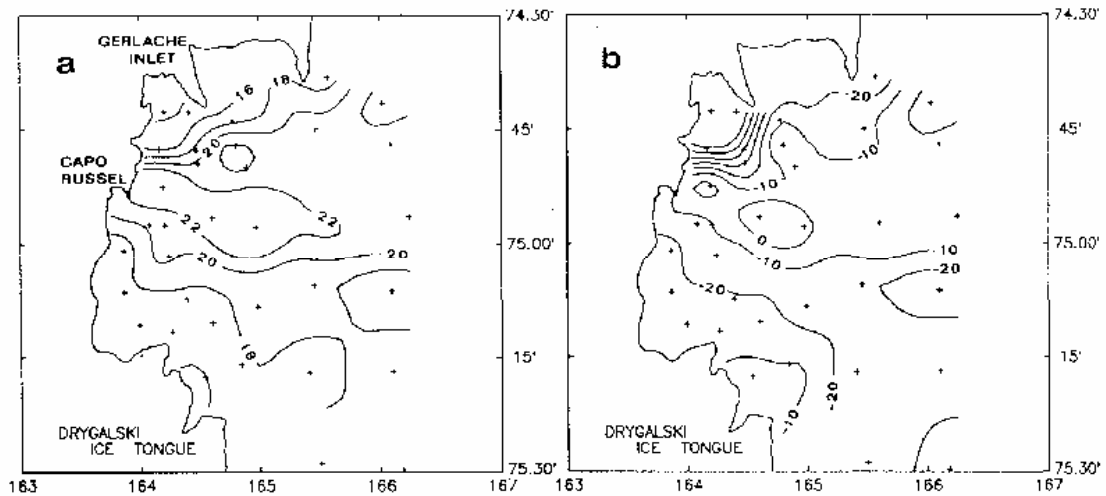


Fig. 5 - Distribuzione superficiale dei valori di NO₃ (a) e di AOU (b) a Baia Terra Nova.

Baia Terra Nova

Lo strato superficiale, fotico, è costituito o dall'acqua superficiale estiva caratteristica di baia Terra Nova o da quella di scioglimento del ghiaccio marino proveniente dal mare di Ross. Esiste una corrispondenza fra AOU e NO_3 (fig.5 a,b), sia come localizzazione che come intensità dei loro minimi e massimi di concentrazione. Le due zone di minimo sono una nel Gerlache Inlet ed un'altra subito a nord del Drygalski, separate dalla zona di massimo posta centralmente alla baia.

Questa zonazione si accorda molto bene con quella della temperatura superficiale (fig.3) e poiché anche le concentrazioni superficiali degli altri nutrienti, PO_4 e SiO_4 (Catalano e Benedetti, 1990), mostrano un comportamento analogo, si deve dedurre che l'innalzamento termico superficiale influenza marcatamente l'assimilazione biotica di questi parametri.

Altrettanto significative variazioni di AOU, NO_3 e dei nutrienti in generale, non sembrano invece essere determinate dalla bassa salinità superficiale presente nelle zone marginali NE e SE della baia.

Dal punto di vista dell'ossigeno disciolto e dei nutrienti, lo strato intermedio tra 10 e 100 m di profondità nella baia, è di transizione. In esso, tra i 10 m (AOU medio= $-18.0 \pm 19.2 \mu\text{M}$) ed i 25 m (AOU medio= $0.6 \pm 22.9 \mu\text{M}$) avviene il passaggio da AOU negativo (produzione) a positivo (assimilazione). Allo stesso tempo, come riportato da Catalano e Benedetti (1990), ossigeno e nutrienti assumono concentrazioni intermedie fra quelle della superficie e del fondo.

Transetto W-E nel mare di Ross

La parte più interessante del transetto è quella più orientale, dalla stazione 17 alla 51. In essa è presente un ambiente diverso da quello della baia, con una presenza di acqua di fusione del ghiaccio e di una intrusione della MCDW. Questi fenomeni interessano tuttavia sempre lo strato fino a 100 m di profondità, al di sotto del quale continua a dominare la RSSW le cui caratteristiche sono state già discusse (tab.3).

Questa situazione lungo il transetto viene particolarmente messa in risalto dall'andamento dei nutrienti, dei quali la fig.6 riporta quello dei NO_3 . Si evidenzia il gradiente sia verticale che orizzontale formatosi nella parte orientale del transetto. Assegnando ai campioni raccolti, sulla base dei dati T/S, una origine o dallo strato d'acqua di scioglimento, o dalla MCDW, o dalla RSSW, in tab.3 sono confrontate le caratteristiche medie di

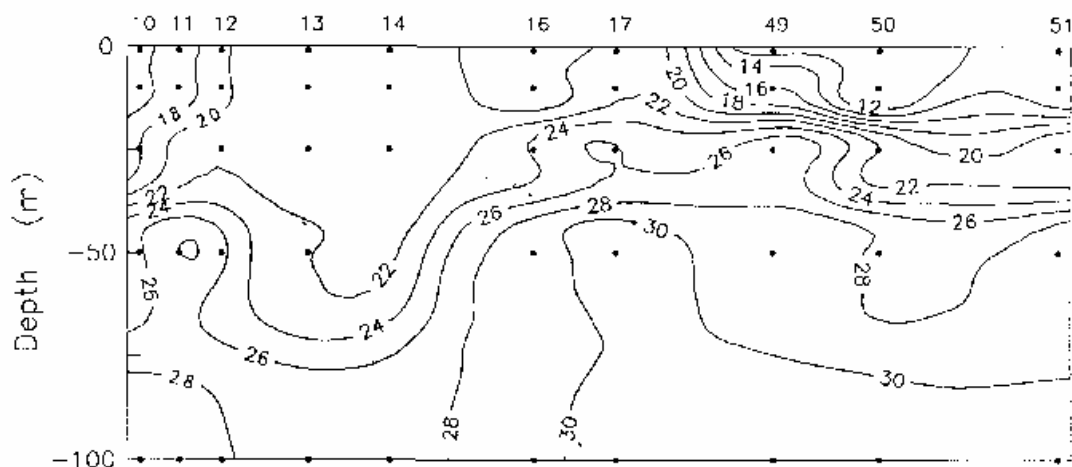


Fig. 6 - Distribuzione della concentrazione di NO_3 nei primi 100 m di profondità nel transetto E-W (stazioni 10-51).

questi strati per tutti i parametri. Mentre rispetto a O_2 , AOU e nutrienti, l'acqua superficiale mantiene una netta individualità, le differenze fra la MCDW e la sottostante RSSW non sono tali da consentirne la distinzione senza il ricorso ai dati di temperatura e salinità.

5, CONSIDERAZIONI

Baia Terra Nova, almeno nel breve periodo della nostra permanenza, è risultata essere un bacino isolato dal mare di Ross e rispetto ai tipi di masse d'acqua e rispetto al fenomeno della fusione del pack-ice. Proprio in rapporto a questo isolamento è stato possibile un fenomeno di riscaldamento superficiale tale da arrivare alla formazione di un corpo d'acqua estivo caratteristico con temperature comprese fra 0.5 e 2°C ed una salinità attorno a 34.85 PSU.

Per quanto si riferisce alle caratteristiche chimiche infine, in confronto con lo strato profondo dove la RSSW condiziona con la sua omogeneità tutti i parametri, le maggiori differenziazioni interessano sempre lo strato

superficiale, generalmente fino a 10 m. In questo strato le condizioni termo-aline particolari di alcune zone concorrono ad indurre una produzione primaria capace di condizionare il livello di AOU e nutrienti. Dall'esame dei dati, le zone del Gerlache Inlet e della costa a nord del Drygalski si distinguono per la elevata-temperatura, mentre la parte più esterna della baia e la zona più orientale del transetto nel mare di Ross sono caratterizzate soprattutto dalla bassa salinità.

Riguardo infine all'influenza sui fattori biotici o del riscaldamento superficiale e delle cause che lo determinano, oppure della fusione del ghiaccio marino con l'incremento di stabilità verticale che lo accompagna, la questione rimane da approfondire.

Tralasciando il problema, probabilmente di importanza non trascurabile, della sinotticità dei dati, se si assume come criterio di stima della produzione primaria l'AOU, la zona del Gerlache Inlet, in relazione anche al fattore temperatura, sembra essere l'area dove il ruolo dell'attività biologica è più importante. Se si fa invece riferimento al consumo di nutrienti, la zona di maggiore supporto alla produzione primaria risulta essere l'estremità est del transetto nel mare di Ross dove si trova la minor salinità superficiale e, tra i 10 e i 15m, la più forte stratificazione della colonna d'acqua. Queste differenze (Hecq, Magazzù, Goffart, Catalano, Vanucci e Guglielmo, stesso volume) potrebbero essere spiegate come dovute alla presenza di fasi diverse di sviluppo della componente planctonica nelle masse d'acqua derivanti dallo scioglimento del ghiaccio marino.

RINGRAZIAMENTI

Si ringrazia il prof. C. Stocchino, coordinatore scientifico della campagna oceanografica e responsabile del settore Oceanografia Fisica. Per la realizzazione delle misure oceanografiche si ringraziano il sig. G. Bruzzone e l'ing. N. Triggiani. Si ringraziano inoltre i comandanti M. Piazza e N. Lembo, il nostromo C. Morello ed il marinaio A. Tilocca della marina mercantile, il personale della marina militare G. Conti e G. Santoro per l'assistenza alle operazioni a mare. Un particolare riconoscimento va al Dr. G.J. de Lange del Dipartimento di Geochimica dell'Università di Utrecht per l'aiuto nell'esecuzione delle analisi per spettrofotometria al plasma e al Dr. D. Bregant, direttore dell'Istituto Talassografico di Trieste, per i suggerimenti ed il costante supporto durante tutto il lavoro.

BIBLIOGRAFIA

- Biggs, D.C. e A. F. Amos. 1983. Oceanographic data from the south-western Ross Sea, January 1982: STD and nutrient chemistry programs. Tech. Rep. 83-3-T, Dept. Oceanogr. Texas A&M University, pp.167.
- Catalano G. e F. Benedetti. 1990. Distribution of nutrients in the Terra Nova Bay and in the Ross Sea. Nat. Sc. Com. Ant., Oceanographic Campaign 1987-88, Data Rep., 1:61-83.
- Fofonoff, N.P. e R.C. Millard. 1983. Algorithms for computations of fundamental properties of seawater. UNESCO Tech. Pap. in Mar. Sci., 44:1-53.
- Hansen, H.P. e K. Grasshoff. 1983. Automated chemical analysis. In: Grasshoff, Ehrhardt and Kremling (Editors), Methods of seawater analysis (2nd ed.), Verlag Chemie, Weinheim, 347-379.
- Hecq, J.H., G. Magazzul, A. Goffart, G. Catalano, S. Vanucci, e L. Guglielmo, (in stampa). Distribution of planktonic components related to vertical structure of water masses in the Ross Sea and in the Pacific Sector of the Southern Ocean. Atti del IX Congresso A.I.O.L.
- Krumgalz, B.S. e R. Holzer. 1980. On the determination of Ca ion concentration in seawater. Limnol. Oceanogr., 25:367-370.
- Jacobs, S.S., A. F. Amos e P. M. Bruchhausen. 1970. Ross Sea oceanography and Antarctic Bottom Water formation. Deep-Sea Res., 17:935-962.
- Jacobs, S.S., A. L. Gordon e J. L. Ardai. 1979. Circulation and melting beneath the Ross Ice Shelf. Science 203:439-443.
- Macchi, G., B. Cescon e D. Mameli-D'Errico. 1969. A volumetric determination of sulphate in sea water. Archo Oceanogr. Limnol., 16:163-171.
- Phyllips, O.M. 1969. The dynamics of upper ocean. Batchelor and Miles eds., Cambridge, 261 pp.
- Smith, W.O. e D.M. Nelson. 1985. Phytoplankton bloom produced by a receding ice edge in the Ross Sea: spatial coherence with the density field. Science, 277:163-166.
- Strickland, J.D.H. e T.R. Parsons. 1972. A practical handbook of sea water analysis. Fish. res. Bd. Can., Bull. 167 (2nd ed.)f PP- 310.
- Warner, T.B., 1971. Normal fluoride content of sea water. Deep Sea Res., 18:1255-1263.

SPATIAL AND TEMPORAL DISTRIBUTIONS OF PHYTOPLANKTON SIZE FRACTIONS IN ANTARCTIC WATERS: BIOMASS AND PRODUCTION, SUMMER 1989/90 (°)

M.INNAMORATI *, L.LAZZARA *, G.MORI *, C.NUCCIO * , E V.SAGGIOMO +

Università di Firenze, Dip. di Biologia Vegetale, Lab. di Ecologia
+ Stazione Zoologica "A.Dohrn", Napoli

RIASSUNTO

Durante l'estate australe 1989/90 è stata rilevata nella Baia di Terra Nova la variazione temporale della biomassa e della produzione fitoplanctoniche e la distribuzione del fitoplancton, sempre in relazione ai principali fattori ambientali, nell'Oceano Antartico e nel settore occidentale del Mare di Ross. La biomassa stimata come clorofilla *a* + feopigmenti, è notevolmente elevata a Baia Terra Nova (max 305 mg/m², tra 0 e 100 m) e varia tra 250 e 10 mg/m² nel Mare di Ross. La produzione, stimata mediante ¹⁴C, varia tra 40 e 80 mg C/m² h e la frazione <2 µm è responsabile di circa il 20-30% del totale. A Baia Terra Nova è stata osservata la fase discendente di una intensa fioritura: massimo 11.7 mg/m³ di clorofeopigmenti. Fioriture piuttosto estese sono state osservate anche in altre aree del Mare di Ross e alle isole Balleny, in vicinanza della banchisa in scioglimento.

INTRODUCTION

A first study (Innamorati et al. 1990 a) on the spatial distribution of photosynthetic pigments in Terra Nova Bay (Ross Sea) has shown much more phytoplankton biomass than the antarctic paradox, high nutrient levels and scarce biomass, could suggest (Jacques et Treguer, 1986). Moreover the observation of a late summer bloom calls for further research, more extended in time and space. A synthesis of preliminary results is presented in this paper.

METHODS

Two programs were carried out simultaneously during the 2nd Italian Oceanographic Expedition in Antarctica (1989- 90): one for the study of the spatial distribution of phytoplankton in the open waters of the Antarctic Ocean along the route

Research of the "Programma Nazionale di Ricerche in Antartide", 2nd Italian Oceanographic Expedition 1989/90.

to and from the Ross Sea between 45° and 75° S and the other on the temporal distribution in inshore waters of Terra Nova Bay (Ross Sea) on a daily sampling basis.

The first program was carried out during the cruise of the R/V "Cariboo", from December 1989 to January 1990. Continuous measurement of salinity and in vivo fluorescence were performed using a CTD KMS (ME) and an underwater BackScat fluorometer. Water was pumped from the 2.5 m depth and, several times a day, samples were also collected. Moreover, during December and the beginning of January, 27 vertical stations at 8 to 18 different depths (Fig. 1a) along the route were sampled by means of a Rosette Sampler with a Neil Brown Mark III CTD System.

All water samples were analyzed for: inorganic nutrients; spectrophotometric and spectrofluorometric measurements of liposoluble pigments for two size fractions (Whatman GF/F and Nuclepore 2 µm); excitation and emission spectra for in vivo chlorophyll a fluorescence and the size spectra of particles between 2.8 and 85 µm (Multisizer, Coulter Counter). Inorganic nutrient concentrations were determined as described by Hansen & Grasshoff (1983), and the other analysis were performed as described by Innamorati et al. (1990 b). Vertical profiles of quantic PAR, (downwelling, upwelling and scalar irradiance) were also recorded in the stations using an underwater light probe with LI-COR sensors.

With the second program three stations in Terra Nova Bay were sampled, from December 24th '89 to February 8th '90: Santa Maria Novella (SMN, 74° 43'S, 164° 16'E, 520m depth); Mergellina (M, 74° 41'33"S, 164 07'15"E, 50m depth), Baia Terra Nova (BTN, 74° 41'42"S, 164° 07'24"E, 5m depth). Due to the frequent covering by drifting sea-ice, only the BTN could be daily sampled from the rocky shore.

Ten litres Niskin bottle samples were taken at 6 to 8 depths in the 0-200 m layer at SMN, and at 3 to 5 depths from 0 to 25 m at the M station. The measurements performed were the same as those described for the first program. At SMN and M stations, CTD profiles were recorded with a KMS (ME) System assembled with an underwater BackScat fluorometer and a Mie backscattering sensor. Furthermore, downwelling and upwelling irradiance spectra were recorded with a spectroradiometer (LI-1800 UW, LI-COR). From the 12th of January until the 4th of February, about every four days, in situ incubations for primary production with the ¹⁴C method were performed at stations SMN (0, 10, 25, 50 m) and M (0,10,25 m), with additional samples at the depth of the fluorescence maximum. Incubations were carried out for 4 hours around local noon and each sample was subdivided in three subsamples and filtered through Whatman GF/F and 2µm, 1 µm Nuclepore membranes.

At the same depths as primary production, spectrofluorometric measurements of chlorophyll a were performed for the same fractions.

RESULTS

The large-scale distribution of phytoplankton biomass appeared to be differentiated and correlated to the different water masses and to their dynamics (Fig. 1). Greater values of chlorophaeopigment (chlorophyll a and phaeopigments) concentrations were observed between stations 2 and 3 (24 and 85 mg/m², before and after the Antarctic Convergence respectively), as well as in correspondence to deep water upwelling along the

continental slope between stations 17 and 18 and in the areas where the pack ice was breaking up and melting, as between stations 5 and 7, 8 and 9 and from stations 22 to 27 (252 and 154 mg/m^2 , respectively). This results both from the continuous records of *in vivo* chlorophyll *a* fluorescence of surface waters (Fig. 1b) and from the analysis of chlorophaeopigment isopleths for groups of adjacent stations along three transects (3, 4, 5,6,7, 8 and 2, 3, 8,9,10, 15, 17,18, 19 and 19,20,21, 22,23, 24, 24,26).

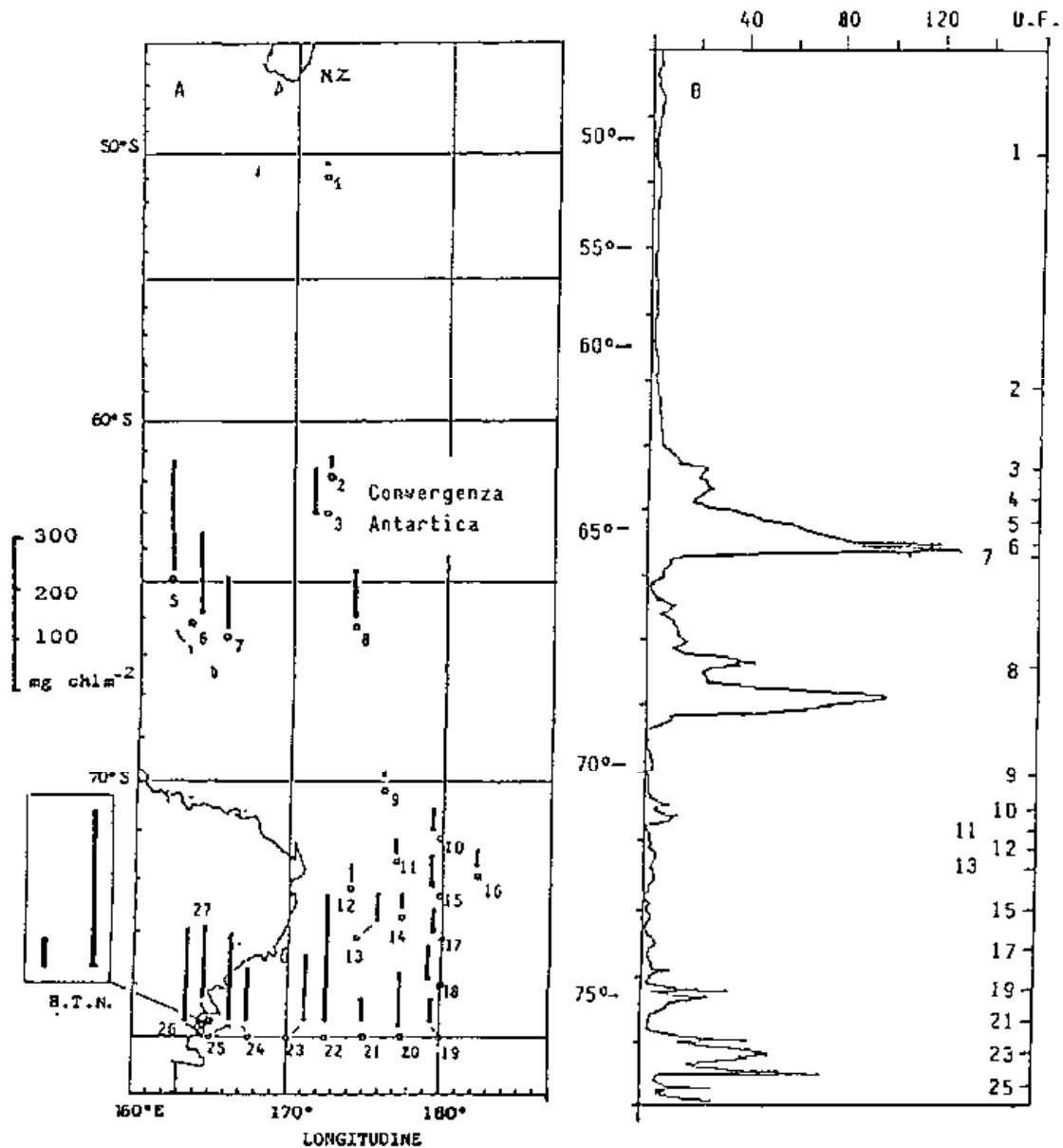


Fig.1A) Sampling area and integrated (0-100 m) chlorophaeopigment values (mg/m^2) for the 27 stations and maximum and minimum values observed in Terra Nova Bay. B) Chlorophyll *in vivo* fluorescence along the route from New Zealand to Antarctic.(1 U.F. corresponds approx. to $0.25 \text{ mg}/\text{m}^3$).

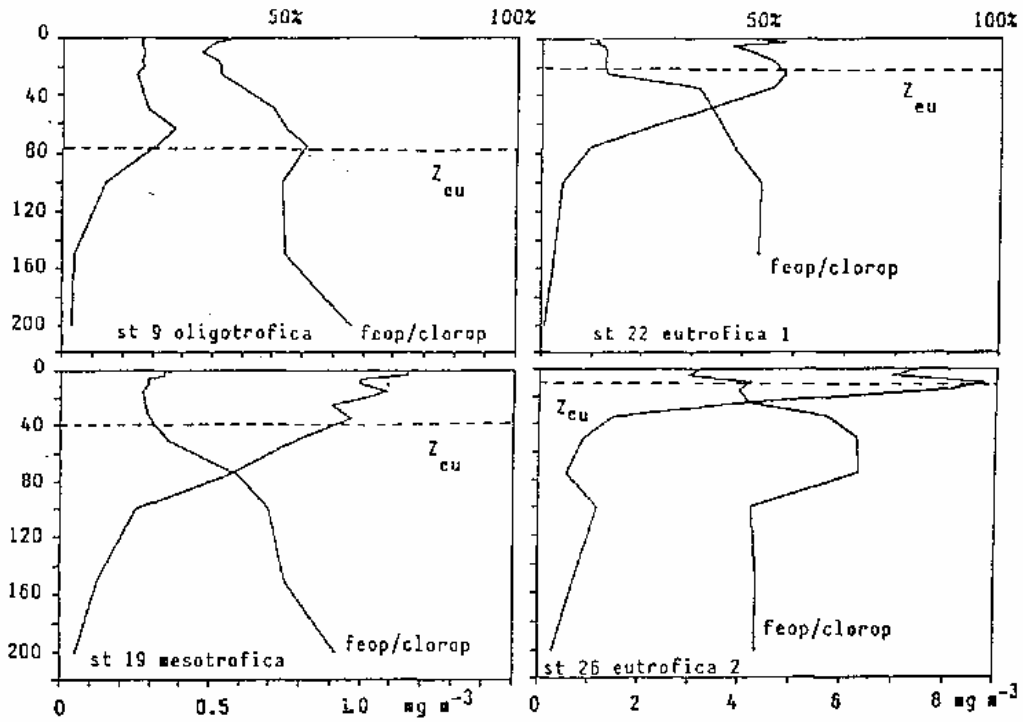


Fig. 2 Vertical profiles of chlorophaeopigments, phaeopigments/chlorophaeopigments and depth of the euphotic layer (1% surface PAR) for four representative stations, (9,19, 22 and 26).

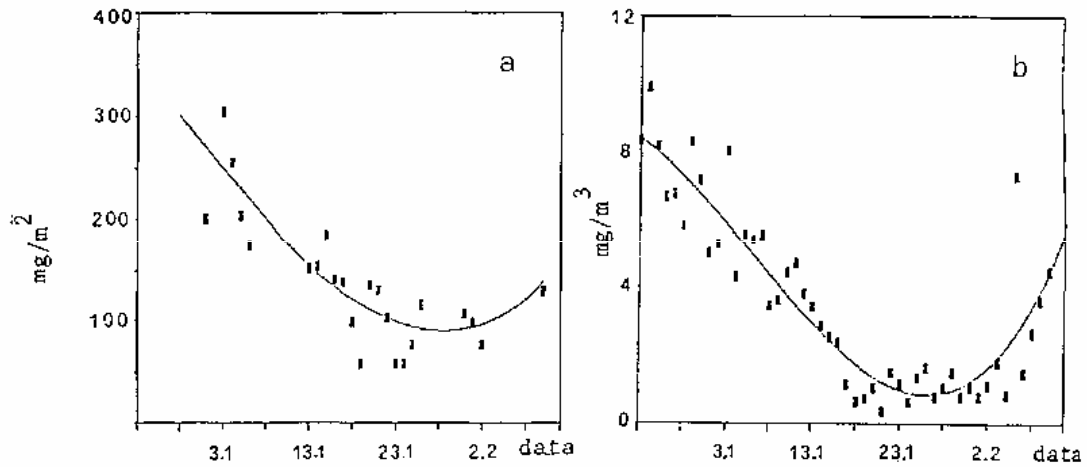


Fig. 3 Variation with time of phytoplankton biomass in Terra Nova Bay, from 24/12/89 to 8/2/90: a) Integrated chlorophaeopigments (mg/m^2 ; 0-100 m) at station SMN; b) surface chlorophaeopigment concentration (mg/m^3) at station BTN.

Four different vertical distributions of chlorophaeopigments (Fig. 2) have been found: oligotrophic, as for example station 9, with chlorophaeopigment concentrations around 0.2 mg/m^3 throughout the euphotic layer (z_{eu} 80 m) and percentage of phaeopigments between 40 and 60%; mesotrophic, as for example station 19, with chlorophaeopigment concentrations between 1 and 1.5 mg/m^3 down to 40 m (z_{eu}) and phaeopigments ranging from 20 to 60% with the lowest values in the euphotic layer, finally, two kinds of eutrophic stations, characterized by high values of chlorophaeopigments, between 4 and 8 mg/m^3 in the shallow euphotic layer (14-29 m), the first with about 10% of phaeopigments in the euphotic layer, as at station 22, and the second with about 50%, as at station 26.

The temporal distribution of phytoplankton biomass at the three stations in Terra Nova Bay, was characterized by a significant bloom at the end of December. Presumably, our observation regards only the end of the bloom since this event was followed by decreasing values until the end of January. An increase was registered in February which may have been the beginning of a second bloom before the new formation of pack ice.

Phytoplankton biomass as chlorophaeopigments, remained fairly high for the whole sampling period, in the range of $0.6\text{-}11 \text{ mg/m}^3$ for the 0-25 m layer, where maximum phytoplankton fluorescence was observed. The shore station BTN, where surface sampling was carried out without any interruption for 49 days, showed the same temporal variations as SMN and M stations for chlorophaeopigments (Fig. 3 a, b) as well as for inorganic nutrients.

High organic carbon assimilation, from 40 to $80 \text{ mg C/m}^3 \text{ h}$ was observed (Fig. 4), with a subsurface production maximum in the 5-15 m layer. The contribution of the $<2\mu\text{m}$ fraction to total phytoplankton production was in the range of 17-28%, with the exception of the observation made at the onset of the second bloom, on the 8th of February, when as much as 41% of total primary production was due to this fraction.

The vertical distribution of phytoplankton seems to be determined, apart from light, mainly by the thermic structure and density gradient. Thermic and saline gradients were sufficiently pronounced in the upper 40-50 m to delimit a surface layer, where maximum concentrations of biomass and particles as well as highest values of primary production and maximum consumption of nutrients were observed. Underlying waters were characterized by almost Constant temperatures and salinities and a sharp decrease in phytoplankton biomass.

Almost all the measured particles have a phytoplanktonic nature, as shown by the attenuation spectra of irradiance and by the similar temporal trends of chlorophaeopigments and number of particles: their correlation gives $r=0.67$ and $p<0.001$. This relationship was slightly different for some of the stations in the Ross Sea (St. 18, 19, 20, 22 and 23), where it was still linear but with a much less pronounced slope. This is due to the high number of small particles and low levels of chlorophaeopigment concentrations. In the euphotic layer of these stations, the lowest percentages, about 10%, of phaeopigments were observed: these features may represent the early phase of a phytoplankton bloom.

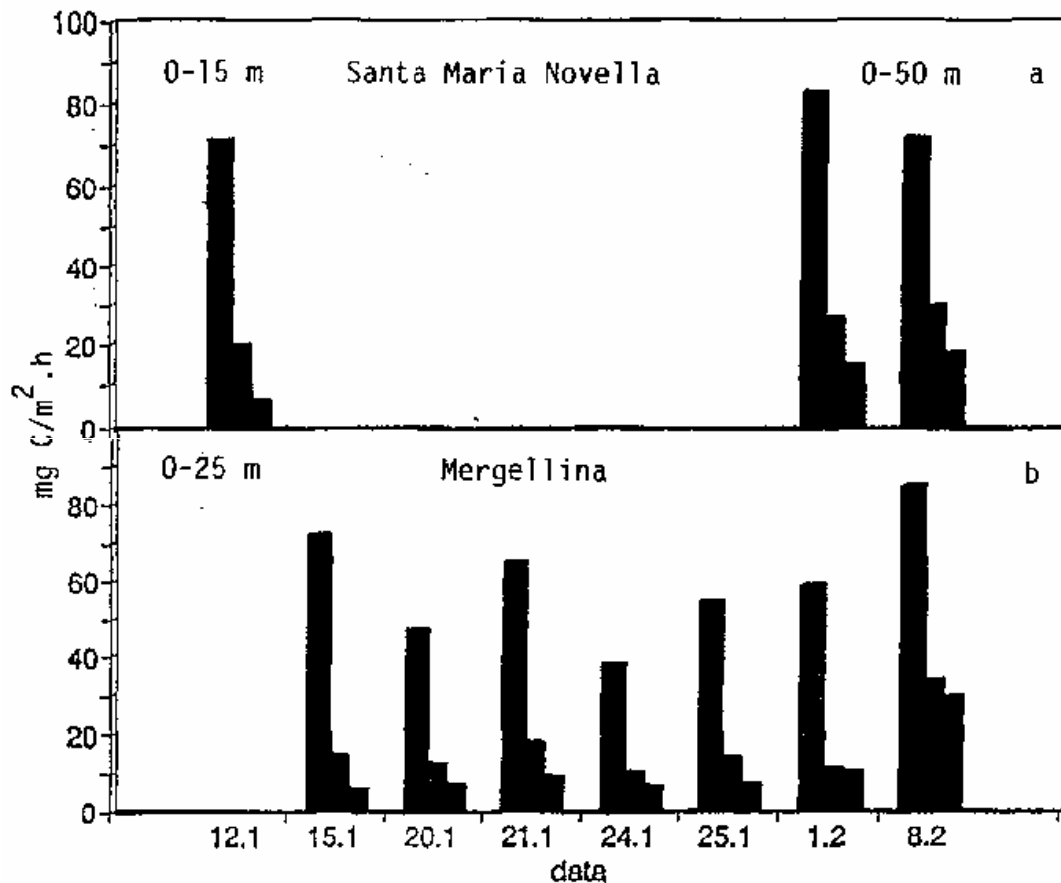


Fig. 4 Integrated primary production (mg C/m² h) at a) station SMN for the 0-15 m layer on the 12/1/90 and 0-50 m for the other two sampling dates; b) station M for the 0-25 layer. The three columns report total, 2µm and 1µm integrated values of primary production.

DISCUSSION AND CONCLUSIONS

Very intensive phytoplankton blooms were observed during the austral Summer 1989/90 both in the Ross Sea and in Terra Nova Bay. In the two areas up to 250 and 305 mg/m² of chlorophaeopigments (0-100 m) were recorded. The lowest values registered in Terra Nova Bay exceed 50 mg/m², while values around 10 mg/m² were observed only at few stations located North of the Antarctic Convergence and at the beginning of the Ross Sea.

Chlorophyll concentrations reported for the Ross Sea show somewhat lower maximum values: 117 mg/m² integrated over 0-100 m (Biggs et al. 1985) and 140 mg/m² for 0-30 m (Wilson et al. 1986).

About the estimation of the horizontal extension of the blooms observed in the

Ross Sea, the coverage of the area by sampling stations was not sufficient, but using the continuous fluorescence registrations it was possible to identify three very large areas (100-200 n mi) respectively including stations 5-6, 8 and 22-27, where chlorophyll concentrations keep always high. Similar or slightly smaller spatial extensions of the blooms are reported for the Ross Sea by Wilson et al, (1986), El Sayed (1984), Mandelli and Burkholder (1966).

The temporal variation of phytoplankton biomass indicates that, in addition to the first one, there was also a second bloom, starting in February. It is worth noting that during the summer of 1987/88 as well, a conspicuous phytoplankton bloom was observed in Terra Nova Bay (Innamorati et al., 1990 a). It is difficult to compare our data, as similar time series are almost completely lacking. An annual sampling cycle was carried out beneath the perennial pack in Lutzow-Holm Bay (69 S) by Fukuchi *et al.* (1985). They found a consistent bloom in January with chlorophyll values up to 11 mg/m³ and 464 mg/m² for the 0-100 m layer. No sampling was performed in February but values up to 3 mg/m³ were observed in March. The existence and extension also to the polar seas of a double peak in the annual cycle of phytoplankton should receive more attention in future research.

In conclusion, our values for phytoplankton biomass and production in the Terra Nova Bay during Summer 1989/90 are generally higher than those reported in literature for the Ross Sea; the observations made between the Antarctic Convergence and the Terra Nova Bay show a much more heterogeneous situation but in this case as well, very high values are at times observed.

REFERENCES

- El Sayed S., 1984 - Productivity of the Antarctic waters. A reappraisal. In: Holm-Hansen O., L. Bolis and R. Gilles (Eds.) "*Marine Phytoplankton and Productivity*", Springer Verlag, Berlin, 19-34.
- Biggs D. C., Amos A. F. and O. Holm-Hansen. 1985 - Oceanographic studies of Epi-Pelagic Ammonium distributions: the Ross Sea NH₄ Flux Experiment. In: Siegfried W. R., Condy P. R. and Laws R.M. (Eds.) "*Antarctic Nutrient Cycles and Food Webs*", Springer Verlag, Berlin, 93-103.
- Fukuchi M., A. Tanimura and H. Ohtsuka. 1985 - Marine biological and oceanographical investigations in Lutzow- Holm Bay, Antarctica. In: Siegfried W.R., Condy P.R. e Laws R.M. (Eds.) "*Antarctic Nutrient Cycles and Food Webs*", Springer Verlag, Berlin, 52-59.
- Jacques G. & P. Tréguer. 1986 - Ecosystemes pelagiques marins. Masson, Paris, 243 pp.
- Hansen H.P. and Grasshoff K., 1983 - Automated chemical analysis. In: Grasshof K., Ehrhardt M. and Kremling K. (Eds.) "*Methods of seawater analysis*", 2nd Ed. Verlag Chemie, Weinheim, 419 pp.
- Innamorati M., G. Mori, L. Lazzara, S. Vanucci 1990 a - Eutrofia ed oligotrofia nell'Oceano Antartico, *Oebalia* XV- 2, N.S.: 47-56.

- Campaign 1987-88 Data Report Parti I*, Genova, 161-238.
- Mandelli, E.F., P.R. Burkholder, 1966 - Primary productivity in the Gerlache and Bransfield Straits of Antarctica. *J. Mar. Res.*, 24 (1): 15-27.
- Wilson D.L., Smith W.O.Jr., Nelson D.M., 1986 - Phytoplankton bloom dynamics of the Western Ross Sea ice edge. I. Primary productivity and species-specific production. *Deep-Sea Res.*, 33 (10):1375-1387.

DISTRIBUZIONE DEGLI OSTRACODI PLANCTONICI NELLA BAIA DI TERRA NOVA

M.Naldi*,G.Benassi*,I.Ferrari**,P.Menozzi*,K.G.McKenzie***

*Istituto di Ecologia, Università, Parma

**Istituto di Zoologia, Università, Ferrara

***Geology Department, University of Melbourne, Australia

SUMMARY

This paper reports the results of a study on planktonic Ostracods collected in the Terra Nova Bay (Ross Sea) during the first Italian oceanographic expedition (1987-88) in Antarctica. A total of 311 zooplankton samples were taken from 33 stations (a number of samples were collected from different layers at each station). Ostracods were found in 263 samples: 54224 specimens were sorted and examined. Taxonomic identification at the species level was made for adult individuals only. Four species were identified: *Alacia belgicae*, *Metaconchoecia isocheira*, *Alacia hettacra* and *Metaconchoecia skogsbergi*. Some juvenile stages were tentatively ascribed to *Paraconchoecia* cf. *brachyaskos*. In almost all stations the dominant species is *Alacia belgicae*, which seems to be a true Antarctic endemic species; two distinct forms of this population seem present as supported by the bimodal frequency distribution of carapace length measured on more than 2000 adult specimens.

A positive significant correlation was found between Ostracod density and sampling layer depth. Actually at most stations total taxocoenosis density was higher at intermediate or deep layers, where Ostracods make up the dominant zooplankton component. The vertical distribution pattern appears to be closely related to the detritivorous and camivorous role of Ostracods in the plankton food chain.

1. INTRODUZIONE

In questa nota sono presentati i risultati di uno studio sugli Ostracodi planctonici della Baia di Terra Nova (Mare di Ross) presenti nei campioni di zooplancton raccolti nel corso della spedizione oceanografica italiana in Antartide del 1987-88 (Guglielmo et al.,

1990). Sono stati perseguiti obiettivi minimi contestuali al carattere di ricognizione generale e di esplorazione preliminare che ha avuto quella campagna di ricerche oceanografiche. Gli Ostracodi planctonici sono stati studiati da un punto di vista tassonomico; è stata inoltre analizzata la distribuzione spaziale dell'intera taxocenosi e delle specie dominanti. Nella discussione-dei risultati saranno esposte alcune idee in ordine sia all'affinamento del disegno di campionamento dello zooplancton nell'area di studio sia allo sviluppo di specifiche linee di ricerca.

2. MATERIALI E METODI

La campagna di campionamento dello zooplancton è durata dal 4 gennaio al 21 febbraio 1988 interessando complessivamente 33 stazioni (Fig.1 e Tab.1); due di queste, denominate 1SK e ANZ, sono fuori dalla Baia di Terra Nova, a notevole distanza (fino a 150 miglia) dalla costa. In ciascuna stazione i campioni sono stati prelevati contemporaneamente da varie quote batimetriche (per lo più da strati di spessore variabile da 50 a 100 m) utilizzando una multirete elettronica (EZNET-BIONESS ad apertura di bocca di 0.5 x 0.5 m); è stato anche prelevato un campione integrato dalla superficie alla massima profondità esplorata (Guglielmo et al., 1990). In Tab. 1 per ogni stazione sono indicate la profondità del fondale rilevata dall'ecoscandaglio e la profondità massima di esplorazione della colonna d'acqua. Sono stati complessivamente raccolti 311 campioni, filtrando l'acqua con reti da 500 μm nelle stazioni sottocosta e con reti da 250 μm in quelle più al largo (Fig.1).

Il sorting degli Ostracodi dai campioni è stato effettuato presso il Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina dell'Università di Messina. Sono stati trovati Ostracodi in 263 campioni.

Presso l'Istituto di Ecologia di Parma gli individui estratti sono stati osservati e classificati uno ad uno; sono stati esaminati 54224 esemplari. L'identificazione a livello di specie, condotta solo sugli individui adulti, è stata fatta con riferimento ai lavori di Müller (1906a, 1906b e 1908), Brady (1907), Barney (1921) e Poulsen (1973).

Potendo disporre per ciascun campione, ad eccezione di quelli raccolti nelle stazioni 25 e 30, del dato di volume di acqua filtrata, dai dati di conteggio sono state calcolate la densità totale della taxocenosi e la densità degli adulti delle singole specie.

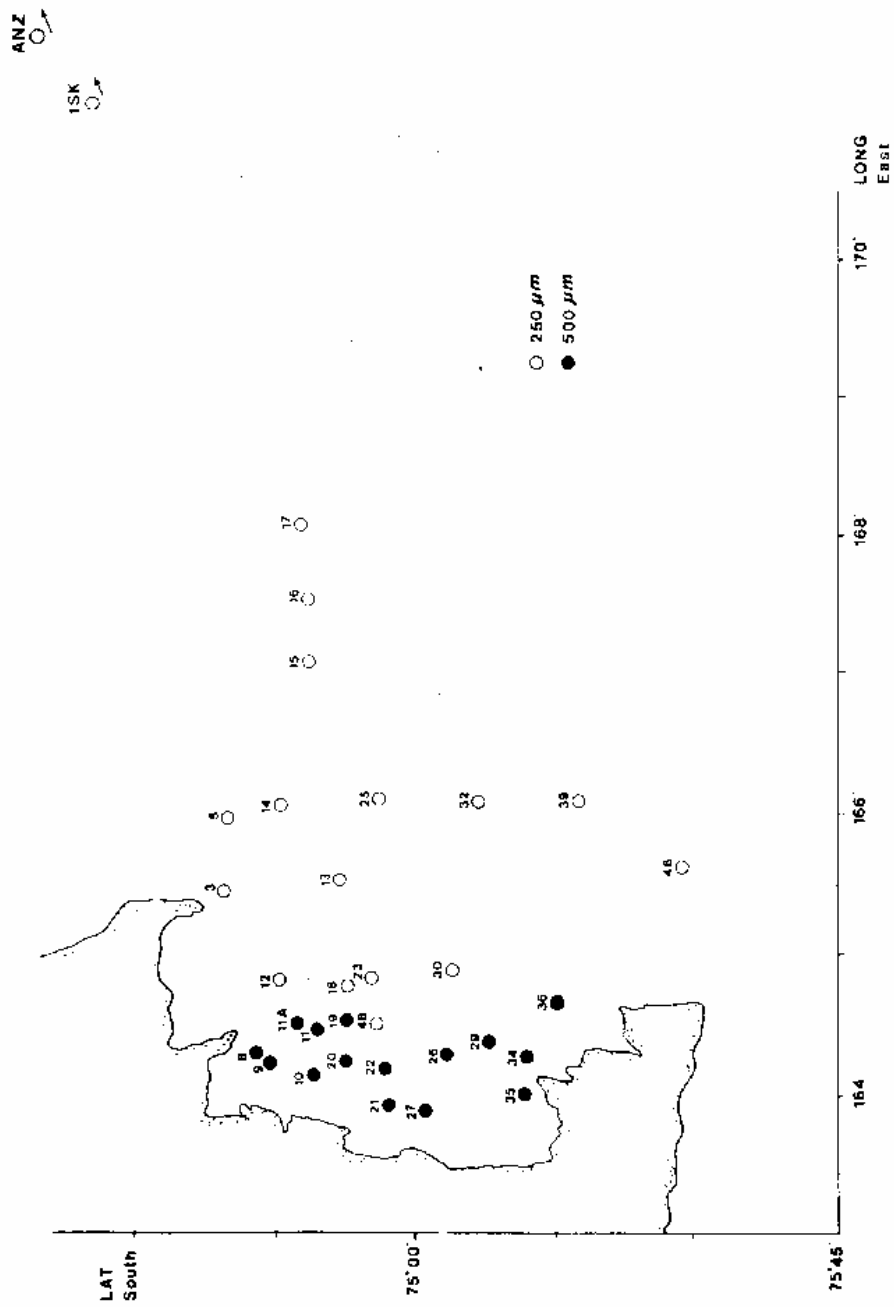


Fig. 1 - Mare di Ross; stazioni di campionamento dello zooplankton. E' indicato il tipo di rete utilizzato in ogni stazione.

Tab. 1 - Campagna di campionamenti dello zooplankton nel Mare di Ross nel gennaio-febbraio 1988: per ogni stazione sono indicate la profondità del fondale e la profondità massima di esplorazione della colonna d'acqua, il numero di campioni raccolti, la densità media e massima del totale degli Ostracodi; è inoltre segnalata la presenza di adulti delle diverse specie di Ostracodi.

ST.	PROF.	PROF.	NUMERO CAMPIONI RACCOLTI	DENSITA'	DENSITA'	A. belizcae	M. isochne	A. baltica	M. skogsteri
	FONDALE m	MASSIMA DI CAMPIONAMENTO m		MEDIA ind·m ⁻³ (d.s.)	MASSIMA ind·m ⁻³				
3	187	150	10	0,09 (0,14)	0,43	*	*	*	
5	700	500	10	6,48 (8,43)	20,41	*	*	*	
8	570	500	9	13,04 (12,02)	32,52	*	*	*	
9	560	300	10	9,80 (13,09)	41,04	*	*	*	
10	325	300	10	3,86 (5,41)	16,00	*	*	*	
11	640	600	10	3,95 (2,77)	7,90	*	*	*	
11A	530	100	10	0,04 (0,09)	0,27	*	*	*	
12	560	450	10	5,26 (4,91)	14,62	*	*	*	
13	810	700	10	6,92 (4,53)	13,18	*	*	*	
14	875	600	8	12,16 (11,29)	28,34	*	*	*	*
15	750	600	10	6,64 (2,89)	10,03	*	*	*	
16	650	500	10	4,51 (5,86)	15,48	*	*	*	
17	550	350	10	1,92 (2,72)	7,74	*	*	*	
18	655	500	10	3,81 (4,37)	10,25	*	*	*	
19	660	500	10	4,70 (6,36)	15,57	*	*	*	
20	257	200	10	0,03 (0,06)	0,18	*	*	*	
21	565	400	9	3,78 (5,10)	12,86	*	*	*	
22	645	600	10	7,28 (6,66)	19,94	*	*	*	
23	1000	600	10	6,29 (2,69)	10,20	*	*	*	
25	1000	500	3	-	-	*	*	*	
26	930	800	10	6,43 (5,41)	13,82	*	*	*	
27	815	600	10	6,31 (6,03)	15,43	*	*	*	
29	1010	500	10	2,94 (3,25)	8,52	*	*	*	
30	1000	800	4	-	-	*	*	*	
32	895	650	10	3,95 (3,53)	9,96	*	*	*	
34	1100	600	10	6,72 (6,32)	17,65	*	*	*	
35	1040	100	10	0,01 (0,02)	0,06	*	*	*	
36	945	150	10	0,02 (0,04)	0,10	*	*	*	
39	550	550	10	4,54 (3,56)	9,29	*	*	*	*
46	840	500	10	2,03 (2,58)	6,41	*	*	*	
48	700	450	10	5,35 (4,83)	12,89	*	*	*	
ISK	520	350	10	0,29 (0,40)	1,29	*	*	*	
ANZ	400	300	8	4,05 (2,47)	8,11	*	*	*	

Uno studio biometrico dettagliato è stato fatto sulla specie dominante, *Alacia belgicae*, misurando la lunghezza del carapace di 1590 femmine e 856 maschi adulti, provenienti da 7 diverse stazioni (8,9,11,13,16,18,32).

3. RISULTATI

Sono state identificate 4 specie: *Alacia belgicae*, *Metaconchoecia isocheira*, *Alacia hettacra*, *Metaconchoecia skogsbergi*; le prime tre sono le stesse trovate nel Mare di Ross nelle spedizioni dell'inizio del secolo da Brady (1907) e da Barney (1921).

La specie più comune è *Alacia belgicae* (Müller, 1906) = *Conchoecia innominata* (Brady, 1907). Si tratta probabilmente di una tipica forma endemica dell'Antartide dal momento che non ci sono segnalazioni della sua presenza oltre la Convergenza Antartica. In Fig.2 sono illustrati, separatamente per le femmine e per i maschi, i risultati dello studio biometrico condotto su questa specie. La distribuzione di frequenza dei dati di lunghezza del carapace, relativamente sia a tutti gli individui misurati sia a quelli provenienti dalle diverse stazioni, è chiaramente bimodale, evidenziando la presenza nella popolazione di due forme di taglia nettamente differenziata. Questo fenomeno era già stato osservato da Müller (1906).

Metaconchoecia isocheira (Müller, 1906) è la seconda specie per importanza numerica media e per frequenza di comparsa nei campioni. La densità di *M.isocheira* sembra, per altro, fortemente sottostimata: trattandosi di una specie di piccola taglia, è altamente probabile che i giovani dei primi stadi non siano stati tratti dalle reti utilizzate per il campionamento.

Le altre due specie identificate sono *Alacia hettacra* (Müller, 1906) e *Metaconchoecia skogsbergi* (Iles, 1953); di quest'ultima sono stati identificati solo 4 individui.

Ad una quinta specie sono stati attribuiti 5 esemplari giovani trovati in due campioni provenienti dalla stazione ANZ. Queste forme sono state tentativamente attribuite a *Paraconchoecia cf. brachyaskos* (Müller, 1906).

La distribuzione degli adulti delle 4 specie più importanti è riportata in Tab. 1: *Alacia belgicae* è presente in 31 delle 33 stazioni (in due stazioni, la 35 e la 11A, non sono stati trovati adulti di Ostracodi); in 5 stazioni (tutte interne alla baia) è l'unica specie di Ostracodi rappresentata, mentre nelle altre 26 compare assieme a *Metaconchoecia isocheira*; *Alacia hettacra* è presente in 15 stazioni e sembra preferire la fascia di mare più immediatamente al largo rispetto alla baia; *Metaconchoecia skogsbergi* compare solo in 3 stazioni.

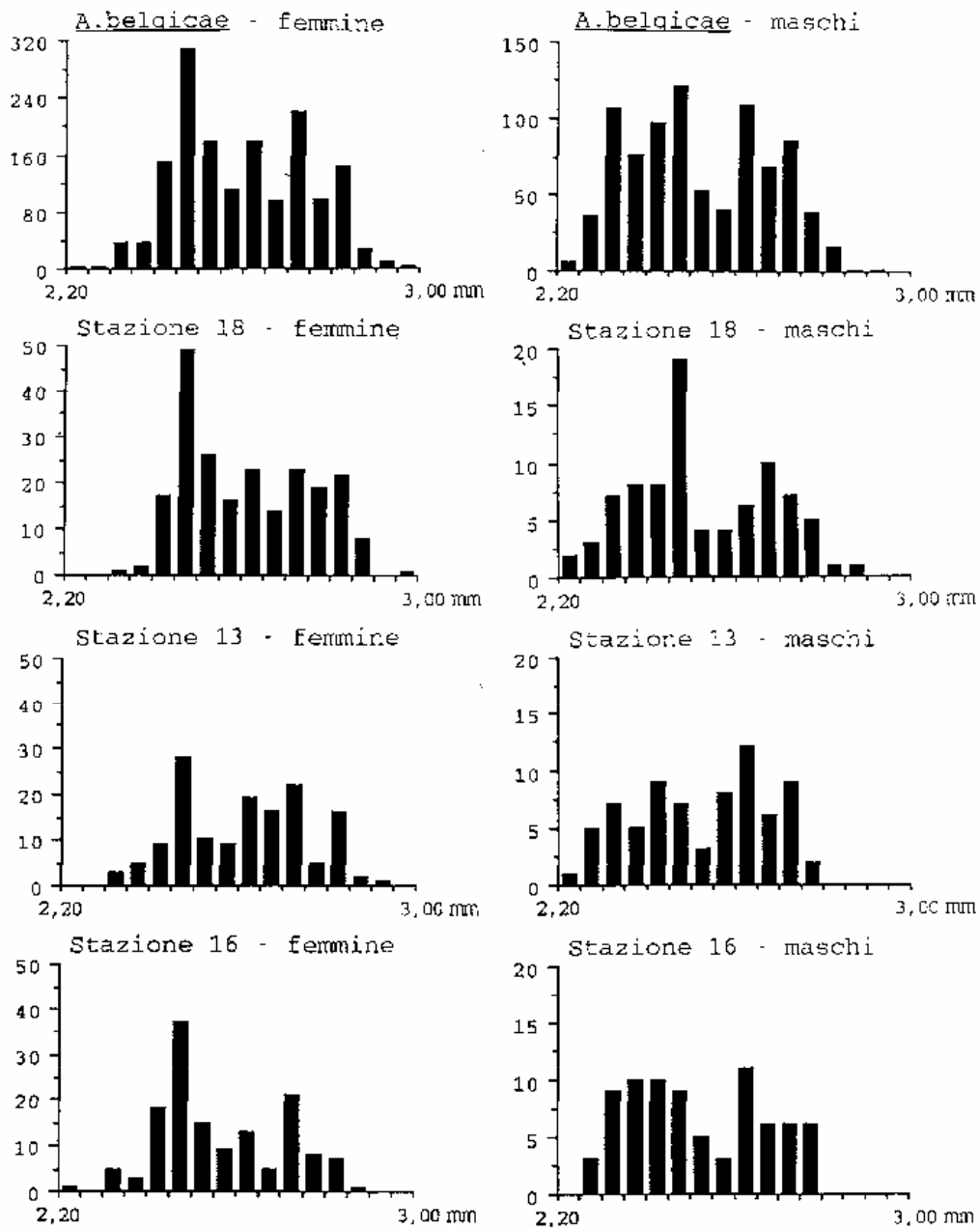


Fig.2 - Lunghezza del carapace degli adulti (femmine e maschi) di *Alacia belgicae* raccolti in 7 stazioni (vedi testo): distribuzione di frequenza del totale dei dati rilevati e di quelli relativi alle stazioni 18, 13 e 16; sono state considerate classi di taglia dell'ampiezza di 0,05 mm.

La distribuzione della densità totale degli Ostracodi e delle densità degli adulti delle due specie più importanti, *Alacia belgicae* e *Metaconchoecia isocheira*, è stata studiata considerando i campioni raccolti alle diverse quote batimetriche nelle singole stazioni. Nelle stazioni più vicine alla costa, dove si è operato con rete da 500 µm, le densità non sono significativamente più basse che al largo. Solo per *Metaconchoecia isocheira* le densità relative ai campioni raccolti con rete da 250 µm sono risultate significativamente più alte di quelle relative ai campioni prelevati con rete da 500 µm.

La densità media dell'intera taxocenosi (calcolata per ogni stazione come media aritmetica delle densità dei campioni raccolti alle diverse profondità) è minore di 1 ind m⁻³ solo nelle 5 stazioni in cui è stata esplorata una colonna d'acqua di profondità non superiore ai 200 m e inoltre nella stazione 1SK (Tab. 1). Nelle altre stazioni la densità media è sensibilmente più alta, ma supera i 10 ind m⁻³ solo in due casi (nelle stazioni 8 e 14). La densità massima (41 ind m⁻³) è stata trovata nel campione prelevato nella stazione 9 tra 120 e 150 m.

Alacia belgicae è la specie dominante in tutte le stazioni ad eccezione della ANZ e raggiunge una densità massima di 4 ind m⁻³ nella stazione 10 tra 219 e 246 m. Nella stazione ANZ è dominante *Metaconchoecia isocheira* che qui raggiunge il massimo assoluto di densità con 1,3 ind m⁻³ tra 221-259 m.

La distribuzione verticale degli Ostracodi è caratterizzata da massimi sia della densità totale che delle densità delle specie più abbondanti negli strati intermedi e profondi. Si vedano, ad esempio, i gradienti di distribuzione sulla verticale per le stazioni 48, 5 e 16 (Fig.3). La tendenza degli Ostracodi a insediarsi preferenzialmente in profondità è stata evidenziata dall'analisi della correlazione tra densità totale e profondità media dello strato di campionamento. Per questa elaborazione sono state escluse le stazioni dove si è campionato solo fino a 200 m e inoltre le stazioni 1SK e ANZ. La correlazione è risultata significativamente positiva (n=206, r=0.42, P<0.0001).

4. CONCLUSIONI

1. Nella Baia di Terra Nova la taxocenosi ad Ostracodi è caratterizzata da una bassa diversità. Non sono emersi gradienti particolarmente netti di distribuzione "orizzontale" nell'area esplorata. L'impiego dello stesso tipo di rete in tutte le stazioni - anziché di due reti a diversa apertura di maglia - avrebbe assicurato una base di dati omogenei più affidabile per un controllo statistico di ipotesi di pattern spaziali significativi.

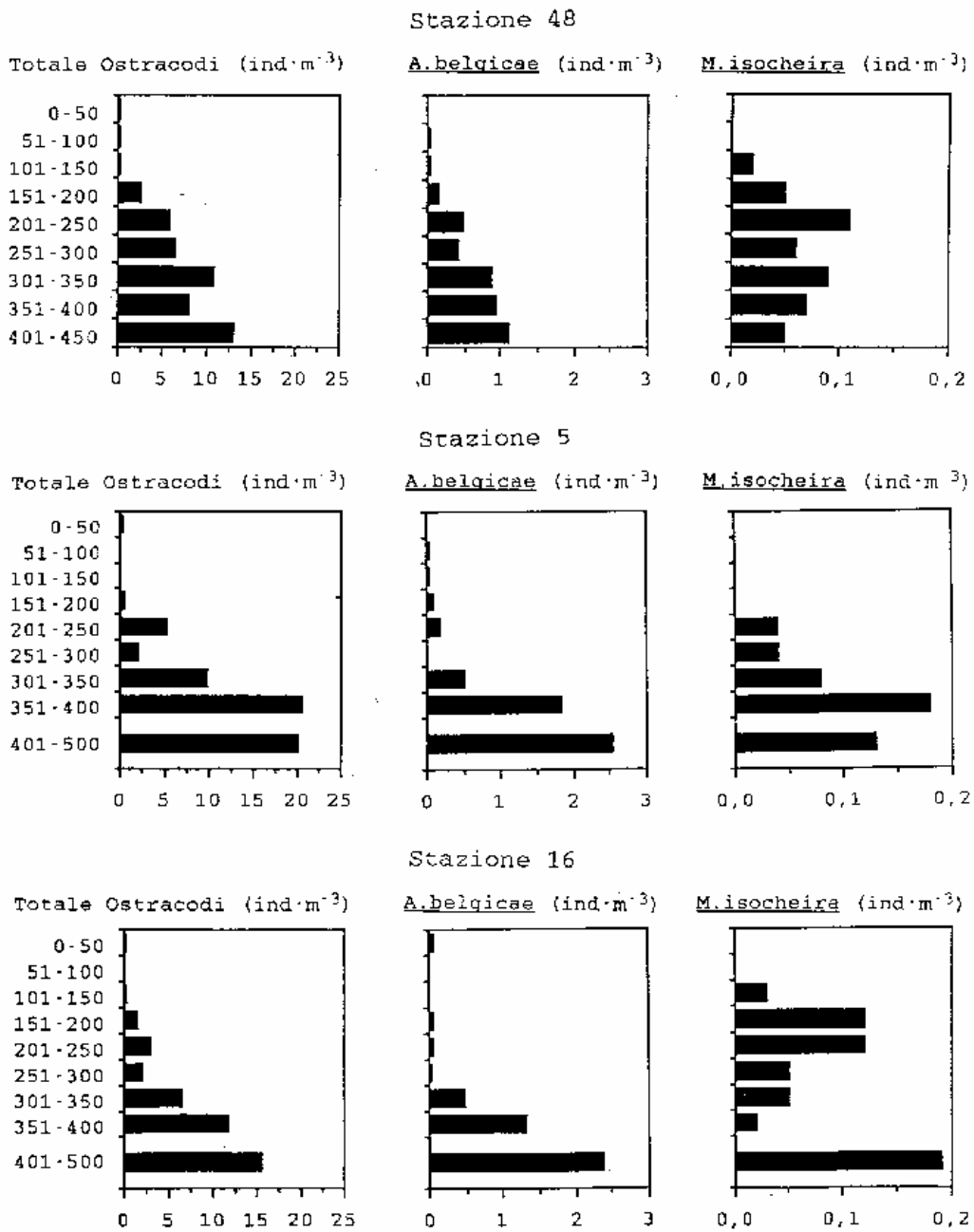


Fig.3 - Densità totale degli Ostracodi e densità degli adulti di *Alacia belgicae* e di *Metaconchoecia isocheira* a diverse profondità nelle stazioni 48, 5 e 16.

2. Sostanzialmente univoca è invece l'indicazione fornita dall'analisi della distribuzione verticale. In molte stazioni c'è una differenza rilevante tra profondità massima di campionamento e profondità del fondale; dalla raccolta di campioni più prossimi al fondo potevano venire, ovviamente, informazioni più complete sulla relazione tra densità degli Ostracodi e quota batimetrica. Emerge tuttavia assai nettamente la tendenza di questi organismi a insediarsi in strati profondi; in alcuni campioni di profondità essi rappresentano la componente zooplanctonica numericamente dominante (Guglielmo et al., 1990). Ciò appare congruente con il ruolo degli Ostracodi, che sono prevalentemente detritivori e carnivori (Angel, 1981), nella rete alimentare planctonica.
3. Una più approfondita analisi dei pattern di distribuzione verticale delle singole specie (in rapporto alle dimensioni corporee, allo stadio di sviluppo, al sesso) sembra essenziale come base per uno studio del comportamento migratorio nelle condizioni eccezionali di fotoperiodo dell'estate antartica. Ma a questo fine occorrerebbe poter disporre di serie di campioni raccolti a diverse profondità nelle 24 ore da una stazione fissa.
4. La presenza delle due "forme" di *A.belgicae* pone un problema di rilevante interesse popolazionistico, che potrà essere aggredito attivando diverse linee di ricerca. La "separazione" sarà anzitutto tentata su base morfometrica, estendendo le misure a un congruo numero di caratteri tassonomici (Gooday, 1976). Un'altra possibilità è quella di evidenziare differenze genotipiche delle due forme utilizzando tecniche di elettroforesi per l'identificazione di proteine enzimatiche su animali vivi o congelati.

Questa ricerca è stata svolta nell'ambito del Programma Nazionale di Ricerche in Antartide (CNR-ENEA) dall'unità operativa di Oceanografia dell'Università di Parma.

BIBLIOGRAFIA

- Angel, M.V. 1981. Ostracoda. In: D.BoItovskoy (Ed.), *Atlas del zooplancton del Atlantico Sudoccidentale* : 543-585.
- Barney, R.W. 1921. Crustacea. Part V. - Ostracoda. In: British Antarctic ("Terra Nova") Expedition, 1910 *Natural History Report, Zoology*, 3(7): 175-190.
- Brady, G.S. 1907. Crustacea. V. - Ostracoda. In: *Reports of the National Antarctic Expedition of the S.S. Discovery, 1901-1904, Natural History*, 3: 1-9.

- Gooday, A.J. 1976. The taxonomy of *Conchoecia* (Ostracoda, Halocyprididae) of the *gaussi* and *edentata* groups from the Northeast Atlantic with a note on their ecology. *Bull. Br. Mus. nat. Hist. (Zool.)*, 30(3): 57-100.
- Guglielmo, L., G.Costanze, A. Manganare e G.Zagami, 1990. Spatial and vertical distribution of zooplanktonic communities in the Terranova Bay (Ross Sea). *Nat. Sc. Com. Ant., Ocean. Camp. 1987-88, DataReport*, I: 257-398.
- Iles, E.J. 1953. A preliminary report on the Ostracoda of the Benguela Current. *Discovery Report*, 26: 259-280.
- Müller, G.W. 1906a. Ostracoda. *Wissenschaftliche Ergebnisse der Deutschen Tiefsee-Expedition 1898-1899*, 8(2): 29-154
- Müller, G.W. 1906b. Ostracoden. *Résultats du Voyage du S.Y. Belgica en 1897-1898-1899, Rapports Scientifiques, Zoologie* : 1-7.
- Müller, G.W. 1908. Die Ostracoden der Deutschen Südpolar-Expedition 1901-1903. *Deutsche Südpolar-Expedition 1901-1903*. 10, Zool. II : 51-181.
- Poulsen, E.M. 1973. Ostracoda-Myodocopa Pari III B Halocypriformes – Halocypridae Conchoeciinae. *Dana Report* , 84: 1 -224.

**DISTRIBUZIONE DI Metridia gerlachei Giesbrecht, 1902
(COPEPODA, CALANOIDA) NELLA BAIÀ DI TERRA NOVA (MARE DI ROSS)**

A.CARLI, M.FELETTI, G.L.MARIOTTINI e L.PANE

Istituto Scienze Ambientali Marine, Cattedra di Planctologia
Università di Genova, Viale Benedetto XV 5, 16132, GENOVA

SUMMARY

Zooplankton samples collected in January-February 1988 during the "Italian Antarctic Oceanographic Campaign" in the Ross Sea from 16 stations (12 located in the Terra Nova Bay and 4 farther offshore) were examined to study the vertical distribution of the calanoid copepod Metridia gerlachei Giesbrecht, 1902. On the whole, 137 samples were analysed. Metridia gerlachei was found at every sampling layer; different preferential layers were evidenced for adults and copepodids. Data of density and percent importance on the total population are given for different instars. The results of a careful biometric analysis on a large number of specimens of M. gerlachei are also reported. Two generations during the Antarctic summer can be emphasized.

1. INTRODUZIONE

Numerosi Autori hanno preso in considerazione i copepodi di alcune zone dell'Antartide, studiandone la morfologia e la distribuzione (Giesbrecht, 1902; Wolfenden, 1908; Farran, 1929; Ottestad, 1932, 1936; Vervoort, 1957; Tanaka, 1960, 1964; Seno, Komaki e Takeda, 1963; Bradford, 1971; Zvereva, 1972; Piftero de Verdinelli, 1981; Kaczmaruk, 1983; Schnack, Smetacek, v.Bodungen e Stegmann, 1985; Ward, 1989).

Nel presente lavoro si esaminano la distribuzione orizzontale e verticale e la struttura del popolamento di Metridia gerlachei (Giesbrecht, 1902), specie reperita costantemente nelle acque antartiche e che risulta dominante nella Baia di Terra Nova e nelle acque limitrofe (Carli, Mariottini e Pane, 1990).

2. MATERIALI E METODI

I campioni a copepodi oggetto del presente studio provengono dalle raccolte zooplanctoniche effettuate nella Baia di Terra Nova (Mare di Ross) durante la Campagna Oceanografica 1987-88, nell'ambito del Programma Nazionale di Ricerche in Antartide.

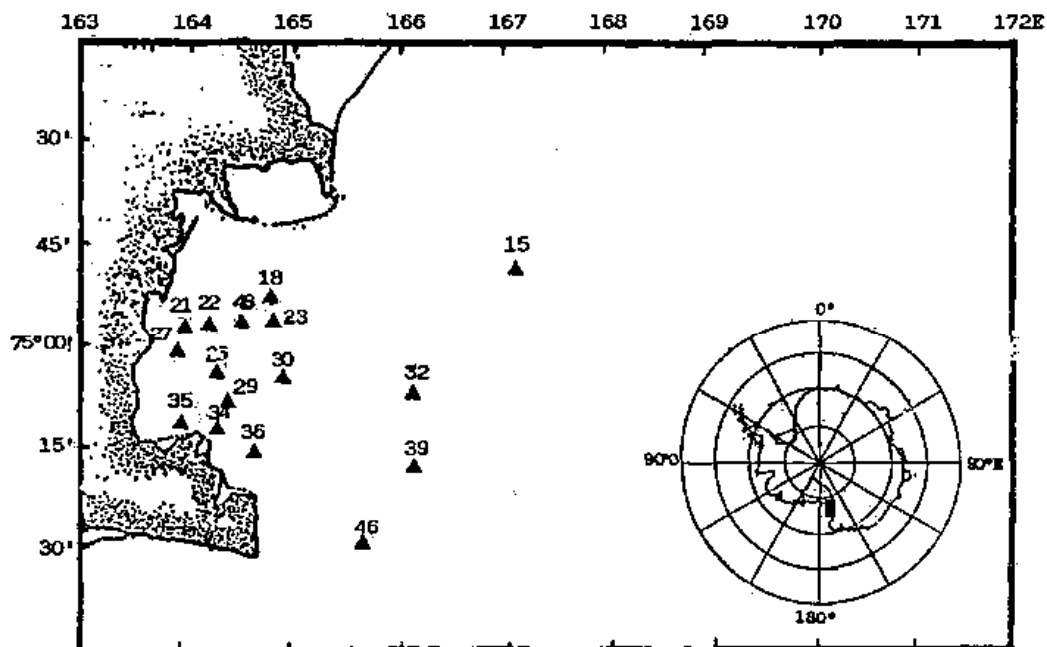


Fig.1. Baia di Terra Nova: stazioni di campionamento.

In 16 stazioni fisse (Fig.1) sono stati prelevati campioni di zooplancton, a diversi livelli batimetrici, nei periodi 12-15/1/88 e 28/1-2/2/88, utilizzando (Guglielmo, Costanze, Manganare e Zagami, 1990) un campionatore elettronico Bioness provvisto di reti da 250 e 500 μm di apertura di maglia (Tab.I). Sono stati esaminati 137 subcampioni di copepodi (*) e classificati 21547 individui, di cui 10093 appartenenti a Metridia gerlachei e i restanti ad altre 11 specie (Carli et. al., 1990).

Per la valutazione della distribuzione orizzontale di M.gerlachei sono state considerate tutte le pescate

(*) I subcampioni sono stati forniti dal "Marine Sorting Center Italia", Istituto Scienze Ambientali Marine, Università di Genova.

periodo	a 12-15.1.1988			b 28.1-2.2.1988		
	stazioni	adulti	copepoditi	stazioni	adulti	copepoditi
0-50	27	133,31	-	18	7,53	-
	29	46,34	13,00	48	8,89	7,11
	36	37,64	0,43	46	0,90	23,27
				32	0,14	4,50
50-100	21	70,30	-	18	4,98	-
	26	22,51	-	48	4,42	6,63
	27	9,72	-	46	-	42,96
	29	42,62	-	32	-	69,48
	35	15,02	0,62			
100-150	21	3,95	1,45	18	1,25	4,98
	27	12,58	1,67	48	14,74	75,98
	29	7,02	1,44	46	-	7,20
				39	-	-
				32	-	6,82
150-200	22	0,85	-	18	21,41	10,91
	27	5,88	1,32	48	9,74	6,53
	29	8,28	2,53	46	-	2,59
	34	-	0,36	39	1,43	86,16
				32	10,87	71,44
200-250	21	6,68	0,85	18	14,01	2,31
	22	8,85	0,98	48	12,27	3,74
	27	6,36	0,37	46	0,97	4,59
	29	13,76	0,28	39	0,75	5,45
	34	23,30	0,54	32	19,32	31,74
				15	50,56	38,80
250-300	21	4,88	0,30	18	0,15	0,66
	22	30,50	-	48	2,82	0,66
	27	10,19	0,45	46	0,99	17,71
	29	6,96	0,96	39	38,98	0,61
	34	25,07	0,22	15	30,58	13,38
300-350	21	9,60	0,91	18	1,22	6,11
	22	29,05	1,61	48	4,13	1,18
	29	12,92	0,73	46	3,43	6,17
	34	36,61	2,57	39	16,20	1,48
				15	4,87	23,08
350-400	21	2,87	0,62	18	2,53	3,24
	22	19,91	1,30	48	4,20	1,26
	26	10,54	0,50	39	1,58	3,73
	29	8,85	0,41	15	6,33	32,64
	34	39,51	0,26			

Tab. II. Baia di Terra Nova; stazioni considerate, relativi livelli di campionamento e densità (ind/m³) di Metridia gerlachei (adulti e copepoditi) nei due periodi (a: 12-15.1.1988; b: 28.1-2.2.1988).

stazione	data	strati n.	profondità strati		fondale	rete µm
			max.	min.		
21	12.1.88	9	398-350	101-50	565	500
22	12.1.88	10	597-551	201-151	645	500
26	13.1.88	10	800-701	99-50	930	500
27	13.1.88	10	601-501	50-0	815	500
29	14.1.88	10	500-400	49-0	1010	500
35	14.1.88	10	100-80	29-20	1040	500
34	15.1.88	10	600-550	200-150	1100	500
36	15.1.88	10	151-130	20-0	945	500
18	28.1.88	10	500-401	49-2	655	250
23	28.1.88	10	600-561	280-241	1000	250
48	29.1.88	10	450-401	50-0	700	250
30	29.1.88	4	800-750	700-0	1000	250
46	2.2.88	10	501-408	50-1	810	250
39	2.2.88	10	550-501	150-101	840	250
32	2.2.88	10	650-551	50-2	895	250
15	2.2.88	10	600-551	200-130	750	250

Tab. I. Baia di Terra Nova: periodi di campionamento, caratteristiche degli strati considerati, profondità del fondale e tipo di rete utilizzata in ciascuna stazione.

effettuate in ciascuna stazione. Per la valutazione della distribuzione verticale, sono state considerate soltanto le pesche effettuate nelle stazioni che presentavano gli stessi livelli di campionamento; sono stati calcolati i valori medi delle densità per ciascuno strato fino alla profondità di 400 m (Tab.II). Le stazioni sono state considerate inoltre in relazione al periodo di campionamento (a: 12-15.1.1988, stazioni n. 21, 22, 26, 27, 29, 34, 35, 36; b: 28.1-2.2.1988, stazioni n. 15, 18, 32, 39, 46, 48). La struttura della popolazione è stata analizzata calcolando

la densità media degli individui adulti (maschi e femmine) e dei copepoditi (II-V stadio) presenti nei campioni prelevati nelle stazioni 27, 29, 18, 48 (Baia di Terra Nova) e 32, 46 (Mare di Ross), in quanto solo in queste stazioni veniva esaminata interamente una colonna d'acqua (da 250 m alla superficie) suddivisa in strati di 50 m (Tab.II). Alcuni individui del I stadio sono stati reperiti a profondità maggiori (440-520 m) e pertanto non sono stati considerati.

E' stato effettuato uno studio biometrico su 591 esemplari (copepoditi ed adulti), misurando la lunghezza del cefalotorace e la lunghezza totale di ciascuno organismo per mezzo di uno stereomicroscopio Wild M3C, dotato di reticolo micrometrico. Per tale indagine sono stati misurati tutti i maschi adulti (n=14) ed i copepoditi del V (n=30) e IV stadio (n=11) presenti nei campioni ed inoltre un subcampione di femmine adulte (n=199) e di copepoditi del III (n=158) e II stadio (n=169).

L'esame morfologico e l'identificazione dei vari stadi sono stati eseguiti con l'impiego di un microscopio Leitz Diaplan in campo scuro e contrasto di fase. A partire dal IV stadio sono stati differenziati gli individui appartenenti ai due sessi.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

I risultati dell'esame biometrico sugli adulti e sui copepoditi di M.gerlachei, riportati in Tab.III (*), mostrano una sequenzialità dei valori, con assenza di sovrapposizioni dimensionali tra stadi successivi. Le dimensioni medie degli individui misurati rientrano nel range di variabilità riscontrabile in letteratura sia per gli adulti (Giesbrecht, 1902; Wolfenden, 1908; Ottestad, 1932, 1936; Vervoort, 1957; Tanaka, 1964; Bradford, 1971; Schnack et al., 1985), sia per i vari stadi di sviluppo (Ottestad, 1936; Tanaka, 1960; Pinero de Verdinelli, 1981).

In particolare, le dimensioni dei copepoditi (Tab.III) sono variate da un minimo di 0,87 mm (II stadio) ad un massimo di 3,01 mm (V stadio); tali valori risultano

(*) Di 3 esemplari del II stadio, danneggiati e privi di furca, è stata effettuata solo la misurazione del cefalotorace.

STADIO		II	III	IV	IV	V	V		
	n.	169	158	7	4	6	24	14	199
c.t.	x±d.s.	0,71±0,04	0,98±0,05	1,19±0,34	1,36±0,66	1,57±0,69	1,89±0,59	1,61±0,08	2,52±0,15
(mm)	range	0,61-0,86	0,86-1,12	1,14-1,25	1,30-1,44	1,48-1,64	1,76-2,00	1,48-1,76	2,17-3,81
	n.	166	158	7	4	6	24	14	199
L.T.	x±d.s.	1,01±0,56	1,30±0,73	1,77±0,53	2,02±0,86	2,47±0,75	2,95±0,90	2,64±0,13	4,02±1,80
(mm)	range	0,87-1,22	1,16-1,61	1,70-1,86	1,94-2,11	2,33-2,53	2,77-3,01	2,49-2,93	3,49-4,45

Tab.III. Metridia gerlachei: lunghezza del cefalotorace (c.t.) e lunghezza totale (L.T.) nei vari stadi di sviluppo e nell'adulto.

largamente superiori all'apertura di maglia dei retini (250-500 μm) utilizzati per i campionamenti. M. gerlachei è presente con valori compresi tra il 16,5% e il 74,2% sul totale del popolamento a copepodì nel primo periodo e tra il 9,2% e il 52,1% nel secondo periodo di raccolta; la densità

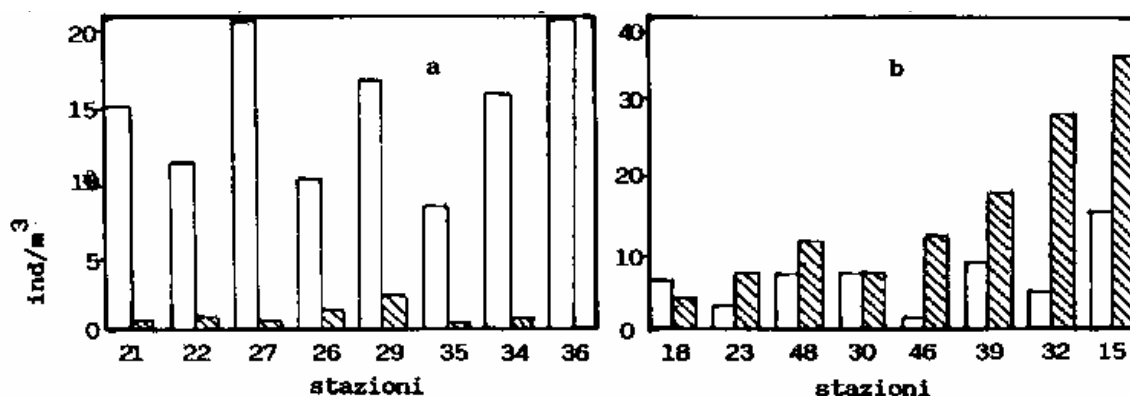


Fig.2. Metridia gerlachei: distribuzione orizzontale, densità media degli adulti e dei copepoditi nelle stazioni di campionamento (a: 12-15/1/1988; b: 28/1-2/2/1988).

□ adulti ▨ copepoditi

media per stazione degli adulti e dei copepoditi è riportata nei grafici di Fig. 2 (a, b).

Gli adulti, nel primo periodo, predominano rispetto alle forme giovanili, raggiungendo valori massimi di circa 21 ind./m³ nelle stazioni 27 e 36; nel secondo periodo i copepoditi prevalgono sempre sugli adulti (tranne che nella stazione 18), con un aumento progressivo della densità media

passando dalle stazioni costiere a quelle pelagiche (densità massima: 35 ind./m³, stazione 15).

Per quanto riguarda la distribuzione verticale (Fig. 3 a,b), si evidenzia una diversa stratificazione del popolamento nel tempo; la maggior quantità (valore medio 77 ind/m³) di esemplari si ritrova, nel primo periodo, concentrata nel livello superficiale (fino a 50 m), al di sotto del quale il valore della densità risulta in media costantemente inferiore ai 35 ind./m³, nel secondo periodo Metridia gerlachei presenta, nello strato più superficiale (0-50 m), una densità media di 13 ind/m³, per aumentare nei livelli intermedi (150-250 m) fino ad un valore di 45 ind/m³.

Dalla composizione percentuale della popolazione di Metridia gerlachei (adulti e copepoditi) viene messo in risalto un netto predominio degli adulti a tutte le profondità nel primo periodo, con massimi di oltre il 95%; una situazione diversa viene osservata nei campionamenti effettuati nel secondo periodo, nei quali i copepoditi costituiscono la frazione dominante della popolazione stessa a quasi tutte le quote, ad eccezione del livello da 250 a 300 m (Fig. 4).

L'incidenza percentuale dei vari stadi giovanili (Tab.IV) sul totale della popolazione mostra, nel primo periodo, una leggera prevalenza del V stadio (4,59%) e nel secondo periodo la netta predominanza del II e del III stadio (82,13% complessivamente).

La percentuale di ciascuno stadio sul totale dei

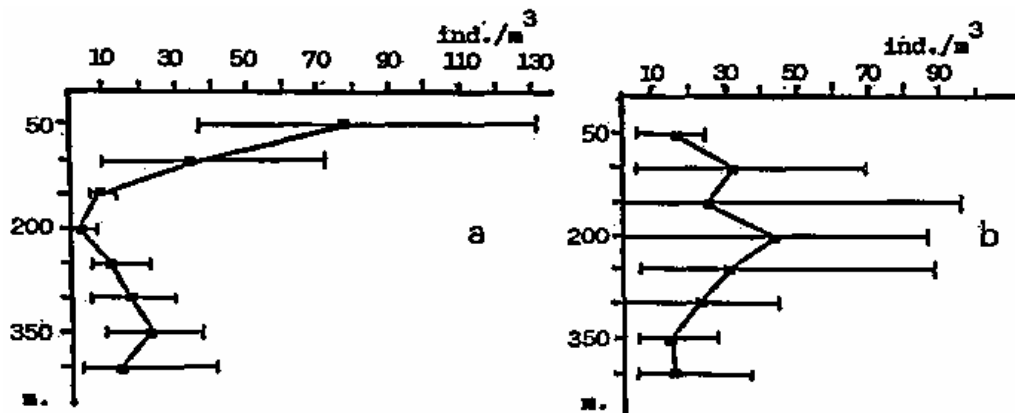


Fig.3. Metridia gerlachei: distribuzione verticale della densità della popolazione (copepoditi più adulti); valori medi e "range" (a: 12-15/1/1988; b: 28/1-2/2/1988).

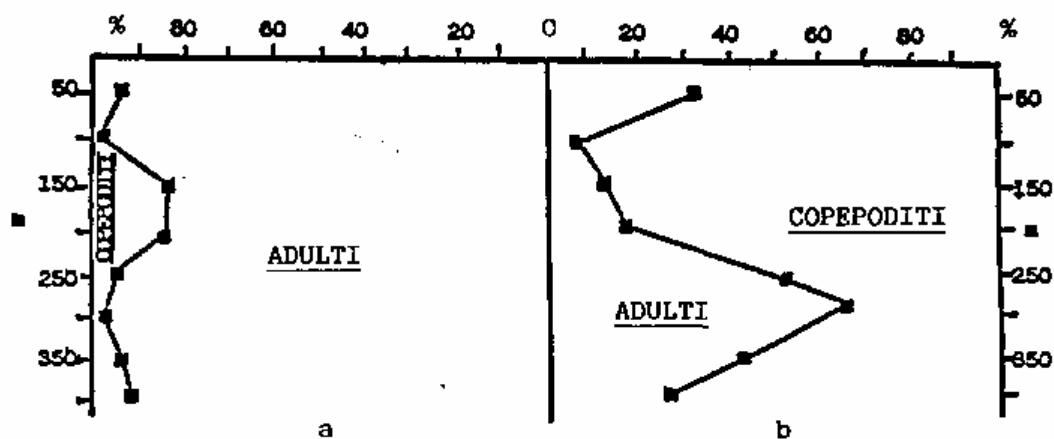


Fig.4. *Metridia gerlachei*: frequenza percentuale degli adulti e dei copepoditi sul totale della popolazione alle varie quote (a: 12-15/1/1988; b: 28/1-2/2/1988).

stadio	II	III	IV	V
n.individui	288	229	11	30
12 - 15/1/1988	2,33	3,57	0,51	4,59
28/1 - 2/2/1988	46,76	35,37	1,36	0,51

Tab. IV. *Metridia gerlachei*: frequenza percentuale dei vari stadi di copepodite sul totale della popolazione.

copepoditi, considerando le singole quote di campionamento, è caratterizzata da una pronunciata variabilità nel periodo 12-15/1/88 (Fig. 5); in particolare, i copepoditi del V stadio prevalgono percentualmente alle quote inferiori (150-250 m). Nel secondo periodo si nota una maggiore uniformità del popolamento con percentuali elevate del II e III stadio a tutti i livelli considerati; gli individui del IV e V stadio compaiono invece con basse percentuali (<5%).

Vari Autori (Ottestad, 1932, 1936; Tanaka, 1964; Bradford, 1971; Zvereva, 1972; Schnack et al., 1985; Ward, 1989), per alcune zone antartiche, riportano che *Metridia gerlachei*, pur risultando una delle specie più rappresentative, non costituisce la forma dominante del popolamento a copepodi, contrariamente a quanto verificato da Sêno et al. (1963) nelle zone comprese tra 66-69°Lat.S e 24-46°Long.E.

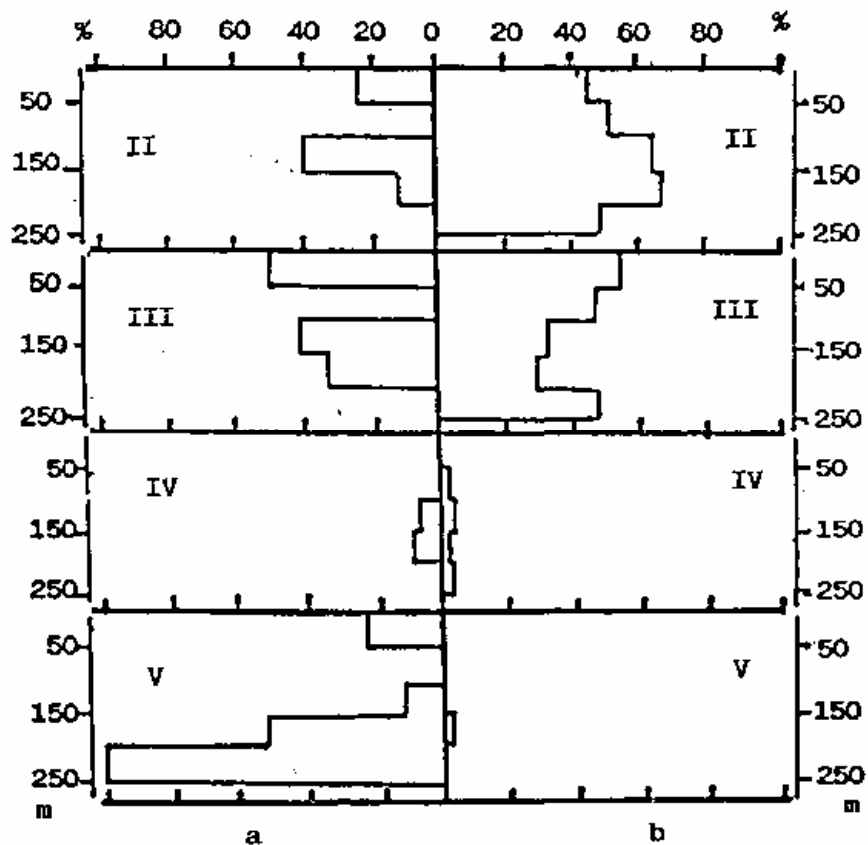


Fig.5. Metridia gerlachei: frequenza percentuale dei singoli stadi sul totale dei copepoditi raccolti alle diverse quote di campionamento (a: 12-15/1/1988, stazioni n. 27, 29; b: 28/1-2/2/1988, stazioni n. 18, 48, 32, 46).

I risultati del presente lavoro evidenziano che, nella Baia di Terra Nova e nelle zone di mare adiacenti, Metridia gerlachei è la specie dominante nei campioni di copepodi analizzati. Le differenze di struttura della popolazione di M.gerlachei osservate tra i due blocchi di stazioni non risulterebbero attribuibili ad una diversa dislocazione spaziale di copepoditi ed adulti. Pertanto, si può formulare l'ipotesi di uno sfasamento temporale (2-3 settimane) sufficiente a determinare un rapido sviluppo degli stadi giovanili di M.gerlachei, e quindi di una seconda generazione di questo copepode sul finire dell'estate antartica.

BIBLIOGRAFIA

- Bradford J.M. 1971. The Fauna of the Ross Sea. Part 8. Pelagic Copepoda. N.Z. Oceanogr.Inst., Mem. 59, 9-31.
- Carli A., Mariottini G.L., Pane L. 1990. Contribution to the study of Copepods collected in Terra Nova Bay (Ross Sea). Nat.S.Sc.Com.Ant., Ocean.Camp.1987-88, Data Rep.II, 129-159.
- Della Croce N., Zunini Sertorio T. 1990. "Antarctic 1987/1988" National Program. Oceanographic Campaign 1988. Sorting Center. Nat.Sc.Com.Ant., Ocean.Camp. 1987-88, Data Rep.I, 401-404.
- Farran G.P. 1929. Copepoda. Br.Antarct. ("Terra Nova") Exped.1910, Nat.Hist.Rep., Zoology, VIII, 203-306, 4 pls.
- Giesbrecht W. 1902. Copepoden. Result. Voyage S.Y. Belgica en 1897-1898-1899, Zool., 1-49, 13 pls.
- Guglielmo L., Costanze G., Manganare A., Zagami G. 1990. Spatial and vertical distribution of zooplanktonic communities in the Terra Nova Bay (Ross Sea). Nat.Sc.Com.Ant., Ocean.Camp. 1987-88. Data Rep.I, 257-398.
- Kaczmaruk B.Z. 1983. Occurrence and distribution of the Antarctic copepods along the ice shelves in the Weddell Sea in summer 1979/80. Meeresforschung, Reports on Marine research, 30, 25-41.
- Ottestad P. 1932. The Biology of some Southern Copepoda. Hvalradets Skrifter, Scientific results of Marine Biological Research, 5, 1-61.
- Ottestad P. 1936. On Antarctic Copepods from the "Norvegia" Expedition 1930-1931. Scientific Results of The norwegian Antarctic Expeditions 1927-1928, 15, 1-44.
- Piñero de Verdinelli M.E. 1981. Sistemática e ecologia das espécies de Metridia (Copepoda, Calanoida) do Mar de Weddell, com considerações sobre a hidrografia e o

fitóplancton. Tese Instituto Oceanográfico da
Universidade de Sao Paulo, 1-196.

- Senô J., Komaki Y., Takeda A. 1963. Reports on the Biology of the "Umitaka-Maru" Expedition. Plankton Collected by the "Umitaka-Maru" in the Antarctic and Adjacent Waters, with Special References to Copepoda. Journ. Tokyo Univ. Fisheries. 49, 53-62.
- Schnack S.B., Smetacek V., v.Bodungen B., Stegmann P. 1985. Utilization of Phytoplankton by Copepods in Antarctic waters during spring. Marine Biology of Polar Regions and Effects of Stress on Marine Organisms, J.S.Gray, M.E.Christiansen Eds., J.Wiley & Sons Ltd., 65-81.
- Tanaka O. 1960. Pelagic Copepoda. Biological Results of the Japanese Antarctic Research Expedition, Special Publications from the Seto Marine Biological Laboratory, 1-177, XL pls.
- Tanaka O. 1964. Two Small Collections of Copepods from the Antarctic. Jare 1956-1962 Sc.Rep., Ser.E, 22, 1-20, 8 pls.
- Vervoort W. 1957. Copepods from Antarctic and sub-antarctic plankton samples. Rep. B.A.N.Z. Antarct. Res. Exped. 1929-1931, ser.B, III, 1-160, 138 figs.
- Ward P. 1989. The distribution of zooplankton in an Antarctic fjord at South Geòrgia during summer and winter. Antarctic Science 1(2), 141-150.
- Wolfenden R.N. 1908. Crustacea VIII, Copepoda. in: Natn. Antarct. Exped. 1901-1904, 4, 46 pp, 7 pls.
- Zvereva Zh.A. 1972. Seasonal Changes of Antarctic Plankton in the Molodezhnaya and Mirny Region. Academy of Sciences of the U.S.S.R.. Zoological Institute, Exploration of Marine Fauna XII (XX), 248-262.

PRIME OSSERVAZIONI SULLE COMUNITÀ BENTONICHE COSTIERE DI BAIÀ TERRA NOVA
(MARE DI ROSS, ANTARTIDE): BIONOMIA E DISTRIBUZIONE

DI GERONIMO I.*, CATTANEO-VIETTI R.** , GAMBI M.C.***, CASAZZA G.***,
CORMACI M.-, SCAMMACCA B."

* Istituto di Scienze della Terra, Università di Catania

** Istituto di Zoologia, Università di Genova

*** Stazione Zoologica "Anton Dohrn", Napoli

^ Istituto di Botanica, Università di Catania

SUMMARY

A preliminary analysis of the composition and distribution of hard and soft-bottom benthic assemblages in the Terra Nova Bay (Ross Sea) has been conducted on samples collected during the first and second Italian Oceanographic cruises in Antarctica (1987-88, 1989-90).

For both hard and soft substrate a clear zonation according to depth has been observed on the basis of the Identification of "guide" species.

For hard bottoms these species are represented by micro and macroalgae which form distinct "facies" (Diatoms, soft Rodoficea and encrusting Corallinacea). For soft bottoms the assemblages are represented by single species (e.g. facies of *Adamussium colbecki*) as well as by group of species (e.g. Sponges and Cnidarians, Briozoans and Polychaetes).

As a whole, the Continental and marine ices seem to have great importance in the distributional pattern observed, as well as the geomorphology and the sedimentary characteristics of the sea bottoms that, interacting with the current patterns of the Bay, create a large scale mosaic of environmental situations.

A comparison of these findings with other areas of the Ross Sea and of the Antarctica is also discussed.

1. INTRODUZIONE

Una prima analisi dei campioni bentonici, prelevati durante la I e la II Campagna Oceanografica di ricerche in Antartide (1987-88 e 1989-90), ha permesso di definire a grandi linee la composizione e la distribuzione dei popolamenti bentonici costieri sia di substrato duro che di fondo mobile di Baia Terra Nova (Mare di Ross).

Il Mare di Ross è stato meta di numerose spedizioni storiche, ma sono scarse quelle durante le quali sono stati prelevati e studiati campioni di benthos. I primi campioni di sedimento ed organismi bentonici furono raccolti da Ross stesso (1847) con le navi Erebus e Terror. Successivamente, campioni provenienti da spedizioni diverse furono studiati da Smith, 1915; Gepp e Gepp, 1917; Eliot, 1907; Bullivant, 1967a; Hedley, 1911; Zaneveld, 1965 a, e Powell, 1965, solo per citare i più importanti. Le conoscenze, soprattutto sulla tassonomia e la biogeografia si fanno più numerose ed organiche a partire dall'anno geofisico internazionale (1957) e dalla costruzione delle prime basi permanenti (la

neozelandese "Scott" e l'americana "McMurdo") (Bullivant 1959, 1961, 1967 a e b; Fell 1961; Squires, 1962; Clark, 1963; Papenfuss, 1964; Tattersall, 1965; Dearborn, 1967; Dayton et al., 1974, 1977; Oliver et al. 1976).

Attualmente gli studi sul bentos sono orientati soprattutto sugli aspetti quantitativi e funzionali (interazioni trofiche, riproduzione) (Dayton et al. 1974; Oliver 1980), sulle relazioni tra parametri ambientali e struttura delle comunità bentoniche (Dayton et al., 1969, 1970; Battershill, 1987; Barry e Dayton, 1988; Barry, 1988) e sulle variazioni temporali a lungo termine (Dayton 1990; Battershill, 1990).

Per Baia Terra Nova in particolare, alcune stazioni profonde erano state campionate ed analizzate da Bullivant (1967a e b). Per le zone più costiere di tale area, i presenti dati rappresentano invece le prime informazioni sulla composizione e la distribuzione dei popolamenti bentonici. Una prima elaborazione sui dati della I Campagna Oceanografica (1987-88) è fornita da Di Geronimo e Rosso (1990), Rosso (1990) e Violanti (1990) per i fondi mobili, e da Cormaci et al. (1990) per il fitobentos. Osservazioni in immersione di alcuni siti sono reperibili in Taviani e Amato (1989). Alcuni dati quantitativi sui popolamenti dei fondi duri superficiali sono reperibili in Gambi et al. (in stampa).

2. AREA STUDIATA E METODI

L'area presa in esame si trova all'interno di Baia Terra Nova (Terra Vittoria del Nord, Mare di Ross) e si estende dalla base della lingua del ghiacciaio Campbell, attigua al Gerlache Inlet, a Capo Russell (Fig. 1). La costa è costituita esclusivamente da rocce formate da graniti cristallini massicci che scendono a falesia (spesso fin verso i 70-80 m), o da franate di massi, "spiagge", formate da clasti della stessa natura (es. Tethys Bay, Fig. 1) (Simeoni et al. 1989). Spesso a poche decine di metri dalla costa si osservano secche che si ergono fin verso 1-2 m di profondità, con la sommità appiattita dall'erosione (es. sotto la zona denominata Campo Icaro, Fig. 1).

La maggior parte delle osservazioni e dei prelievi nei fondi duri sono stati effettuati nel corso di 22 immersioni con A.R.A. Ove possibile sono stati eseguiti transetti batimetrici che, in alcuni casi, vanno da 0 a circa 35 m di profondità (Cormaci et al. 1990). Il materiale è stato prelevato tramite grattaggio (con il coltello subacqueo) su superfici di circa 25x50 cm. Nell'area di prelievo è stata anche presa nota di specie vagili e sessili non incluse nel campionamento.

I campionamenti nei fondi mobili sono stati effettuati soprattutto con benna tipo Van Veen da 65 litri e con draga tipo Charcot-Picard. Durante la I Campagna sono stati campionati soprattutto fondi al largo, mentre durante la II Campagna le osservazioni sono state concentrate più sottocosta (entro circa 300 m di profondità) grazie alla disponibilità di un battello idoneo. Le profondità di prelievo vanno da 18 m a oltre 600 m e, per quanto la distribuzione e la deriva dei ghiacci marini lo ha reso possibile, si è cercato di seguire transetti batimetrici costa-largo.

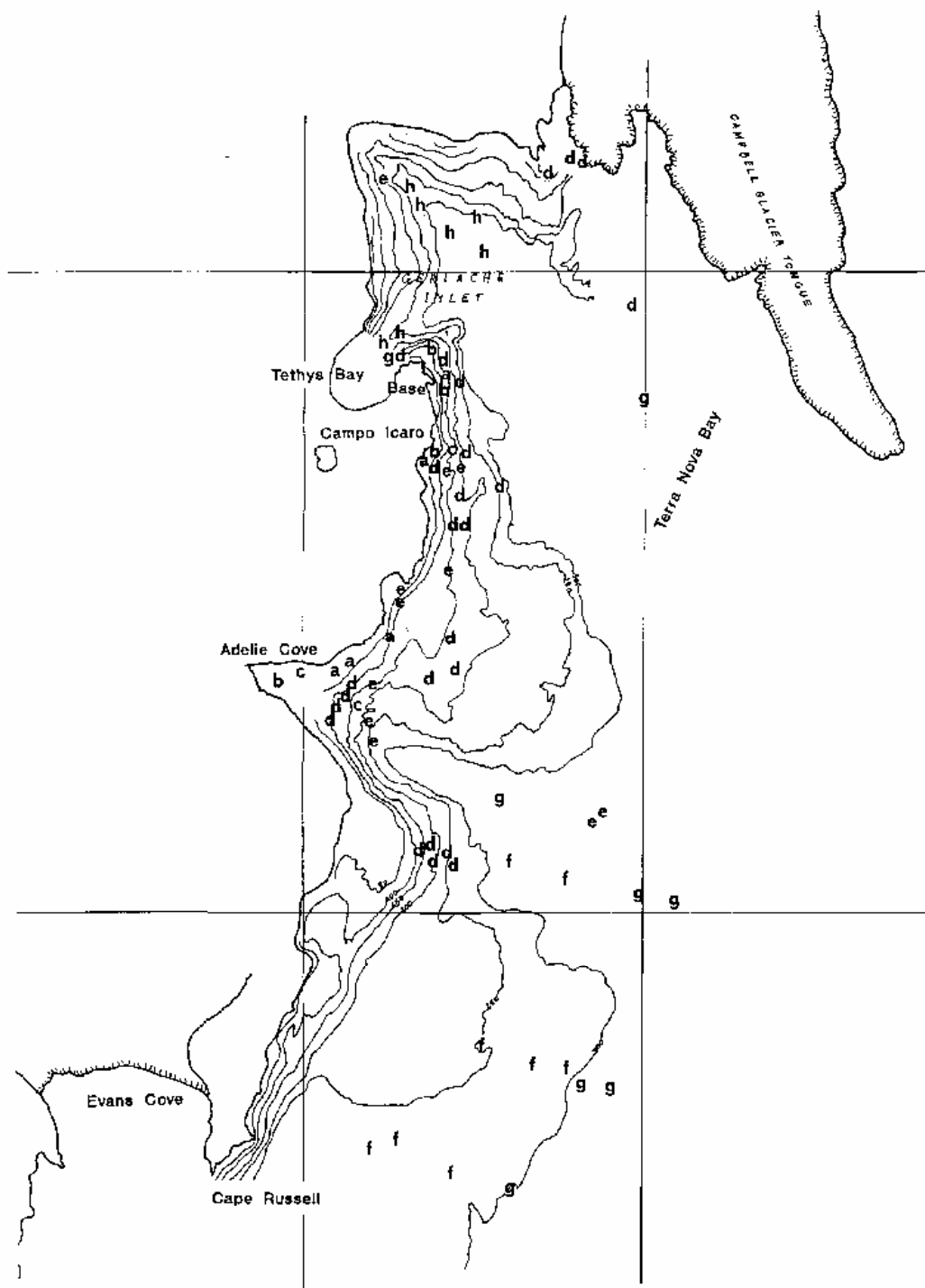


Fig. 1: Mappa di Baia Terra Nova (Mare di Ross) con indicati i siti di prelievo nei fondi mobili per i quali è stata possibile una attribuzione bionomica (indicata con le stesse lettere riportate in Fig. 3).

Ad integrazione dei prelievi, alcune riprese video, lungo transetti fino verso 200 m di profondità sono state effettuate, durante la I Campagna, con il veicolo teleguidato "Pluto 21" (Di Geronimo e Rosso 1990).

Il materiale bentonico prelevato è stato setacciato con maglia da 1mm, gli organismi sono stati fissati in formalina neutralizzata al 4%.

Nel corso della raccolta sul campo, e successivamente in fase di fissaggio del materiale in laboratorio, sono state identificate alcune specie che per la loro frequenza ed abbondanza sono state considerate come caratteristiche di certe condizioni mesologiche ed indicative di alcune "facies" o associazioni bionomiche. Sulla base della presenza di queste specie significative, ognuno dei campioni prelevati è stato assegnato ad una delle "facies" o associazioni rinvenute e si è potuta pertanto tracciare una prima mappa dei popolamenti bentonici della Baia (Fig. 1, Fig. 2 e Fig. 3).

3. RISULTATI

Per quanto riguarda i fondi duri (Fig.2), la zona intermareale, ampia nella Baia circa 1,5-2 m (Stocchino e Lusetti, 1988) è caratterizzata da condizioni molto selettive, in quanto per almeno 9-10 mesi all'anno è interessata dalla copertura del pack (di spessore di circa 2-2,5 m) che esercita una notevole azione erosiva. Inoltre, durante la fase di emersione, questa fascia è esposta alla notevole secchezza dell'aria, alla forte azione dei venti e ad occasionali apporti di acqua dolce dovuti allo scioglimento del ghiaccio continentale. La roccia si presenta spesso interamente ricoperta da cianofitiche e diatomee che le conferiscono un colore giallo-verdognolo brillante. Nelle fessure, o in zone più riparate (es. Adelle Cove, pinguinaia di Inexpressible Island, caletta del molo della Base) è presente la clorofitea *Urospora penicilliformis* che raggiunge anche valori di copertura elevati (Cormaci et al., 1990). Forme animali, sia vagili che sessili sono assenti, come osservato anche da altri autori nel Mare di Ross (Dayton et al., 1970).

Sotto il limite inferiore della bassa marea (fin verso i 2-3 m di profondità) il popolamento vegetale è costituito essenzialmente da Diatomee epilitiche e tra gli animali si rinviene abbondante solo l'anfipode *Paramoera walkeri* (Gambi et al., in stampa). Più in profondità (3-4 m) le fessure delle rocce cominciano ad essere colonizzate dalla Rodofitea *Iridaea cordata*. Ad essa appaiono associate alcune specie, tra le quali numerosi Policheti Polynoidae, il gasteropode *Laevilittorina antarctica* e tra i crostacei l'anfipode *P. walkeri* (Gambi et al., in stampa). L'echinide *Sterechinus neumayeri* e l'asteroide *Odontaster validus* cominciano ad apparire a questa profondità: essi sono particolarmente abbondanti in tutta la Baia, sia su substrati duri che mobili, fino oltre un centinaio di metri di profondità. *Odontaster* mostra spesso una distribuzione gregaria a gruppi addensati di decine di individui, mentre *Sterechinus* ha una distribuzione più uniforme. Questi ricci inoltre presentano il lato aborale ricoperto dai talli delle Rodofitee dominanti e sono responsabili del trasporto di queste alghe a profondità più elevate di quelle dove sono normalmente distribuite le alghe stesse (Di Geronimo e

Rosso, 1990). La facies ad *Iridaea* si estende fino a circa 8-10 m dove viene gradualmente sostituita da un'altra rodoficea, *Phyllophora antarctica*. Questa specie algale arriva a ricoprire interamente il substrato, fino ad oltre 20 m di profondità. Anche a *Phyllophora* sono associati numerosi organismi che, oltre alle specie prima menzionate, comprendono diverse alghe tra le quali prevale *Plocamium cartilagineum*. Tra lo zoobenthos particolarmente abbondanti i Policheti (Syllidae, Hesionidae, Serpulidae, Spirorbidae), Molluschi Prosobranchi (varie specie di Rissoidae) ed Opistobranchi (*Cuthona georgiana*). In questa fascia cominciano a rinvenirsi anche alcuni organismi animali sessili, quali Poriferi, Alcionari (*Alcyonium* sp.) e l'antozoo *Urticinopsis antarctica*, specie frequente anche nei popolamenti dell'isola di Ross e che sembra essere un forte predatore (Dayton et al., 1970). Quando l'inclinazione del substrato lo permette anche sulla roccia è stato osservato il bivalve *Adamussium colbecki* ed il gasteropode *Neobuccinum eatoni*.

SCHEMA DI ZONAZIONE DEL BENTHOS DI
FONDO DURO DI BAIJA TERRA NOVA

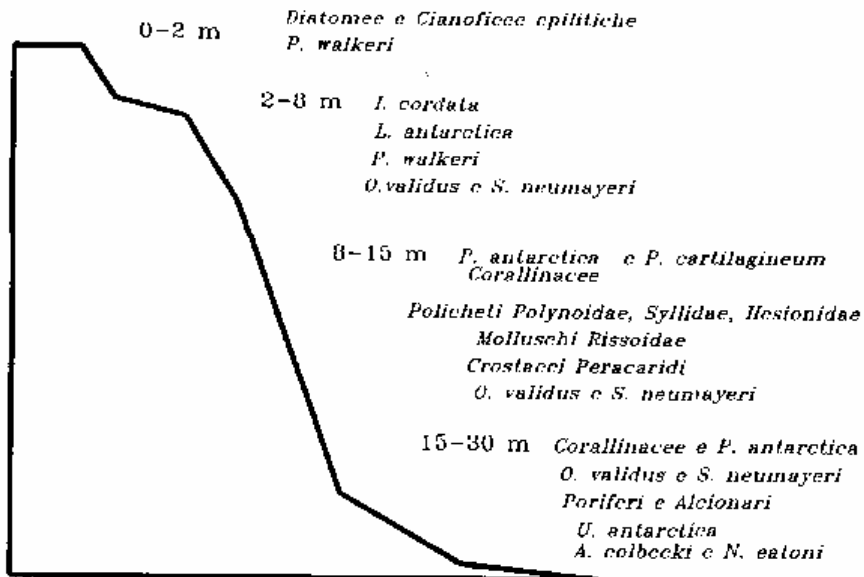


Fig. 2: Schema di zonazione del benthos di fondo duro di Baia Terra Nova, per ogni fascia batimetrica sono riportati gli organismi vegetali ed animali più caratteristici

Più in profondità il ricoprimento di *Phyllophora* diminuisce ed aumenta quello delle alghe corallinacee incrostanti, costituite per la maggior parte da *Clathromorphum lemoineanum*. Questa specie, che potrebbe rappresentare un probabile "pabulum" per *Sterechinus*, si rinviene anche più in superficie alla base delle rodoficee a tallo molle dominanti, ma con tassi di ricoprimento inferiori (Cormaci et al. 1990). Il popolamento animale è caratterizzato qui da *S. neumayeri* e *O. validus*.

E' importante sottolineare che i limiti batimetrici che vengono dati per le varie zone individuate, devono essere considerati solo indicativi poiché possono variare notevolmente da zona a zona a seconda delle caratteristiche morfologiche della costa e del fondo.

Per quanto riguarda i fondi mobili, il 65% delle 181 bennate ed il 70% delle 25 dragate effettuate complessivamente nelle due Campagne Oceanografiche sono risultati utilizzabili a scopi sistematici e bionomici. In Fig. 1 sono riportate solo le stazioni che è stato possibile caratterizzare attraverso le specie significative. La particolare situazione geologica e sedimentaria dei fondali della Baia, caratterizzati da profonde valli glaciali sommerse fino oltre 1000 m (Fanucci et al. 1989), limita fortemente i fondi mobili che sono spesso intercalati a rocce o frammisti a cospicue quantità di elementi grossolani (ciottoli, massi) (Brambati et al. 1989). Pur nella frammentarietà dei transetti è stato possibile identificare una zonazione lungo la profondità (Fig. 3). I primi fondi incoerenti compaiono intorno a 20 m di profondità e sono costituiti da ghiaie e sabbie molto grossolane mischiate a ciottoli. In questi ambienti domina una comunità povera di specie, ma con elementi ad elevata biomassa quali il bivalve *Laternula elliptica*, i policheti del genere *Aglaophamus* (Nephtidae) tra l'endofauna, e gli echinodermi *S. neumayeri* ed *O. validus* tra l'epifauna (Fig. 3). Più in profondità, e fino ad oltre 50 m, si estende la facies del bivalve *Adamussium colbecki*, i cui gusci in alcuni casi ricoprono totalmente il substrato, come osservato dalle riprese video con il "Pluto" (Di Geronimo e Rosso 1990). Tuttavia, dai prelievi effettuati in questa facies, gran parte degli esemplari campionati erano costituiti solo da gusci; gusci di esemplari vivi e morti costituiscono inoltre un substrato per l'insediamento di numerosi organismi tra i quali particolarmente abbondanti i Foraminiferi (Mullineaux e DeLaca 1984), ma anche Policheti Spirorbidi e Terebellidi, Poriferi e Gorgonacei. Associati alla facies ad *Adamussium* si osservano il gasteropode *N. eatoni*, il nemertino *Parborlasia corrugata*, nonché gli onnipresenti *Sterechinus* ed *Odontaster* e numerosi Ofiuroidea. Nella parte più profonda della facies, ove il sedimento è costituito da sabbie più fini, tra l'endofauna si rinviene abbondante un echinide irregolare ed il bivalve *Yoldia eightsi*.

La zona intorno ai 60-70 m di profondità fino a oltre 200 m circa presenta una notevole eterogeneità di substrato ed è caratterizzata da rocce intercalate a vaste tasche di sedimento costituito da sabbie fini. Inizia a questo livello un complesso biocenotico che sui substrati duri (rocce, grossi massi) è dominato da una ricca epifauna costituita principalmente da Poriferi (soprattutto Demosponge) e Cnidari (soprattutto Alcionari e Gorgonacei). A tali organismi sono associate

numerose specie sia epibionti (Policheti Polynoidae, Crostacei Peracaridi, Pantopodi, Molluschi Opistobranchi e Bivalvi, Ofiuroidei ed Oloturoidei, Briozoi), sia endobionti (Policheti Terebellidae e Serpulidae, Sipunculidi, Isopodi ed Antipodi). Le zone di sabbia fine sono caratterizzate dalla presenza di cospicue quantità di spicole silicee di spugne, che costituiscono un elemento molto caratteristico dei fondi mobili antartici (Koltun, 1966). Qui il popolamento è dominato da endofauna costituita da densi aggregati di policheti tubicoli della famiglia Spionidae, tra i quali particolarmente abbondante risulta il genere *Spiophanes*. Molto numerose anche forme fossorie di Policheti, quali Orbiniidae, Ophelidae, Terebellidae e Maldanidae, Molluschi Bivalvi, Scafopodi ed Opistobranchi (*Philine* sp.). La notevole eterogeneità del fondo contribuisce a creare una struttura a "mosaico" dei popolamenti che, associata con un ambiente complessivamente più stabile, può spiegare l'elevata ricchezza specifica, ricoprimento e biomassa osservate in questa zona.

SCHEMA DI ZONAZIONE DEL BENTHOS NEI FONDI MOBILI COSTIERI DI BAIJA TERRA NOVA

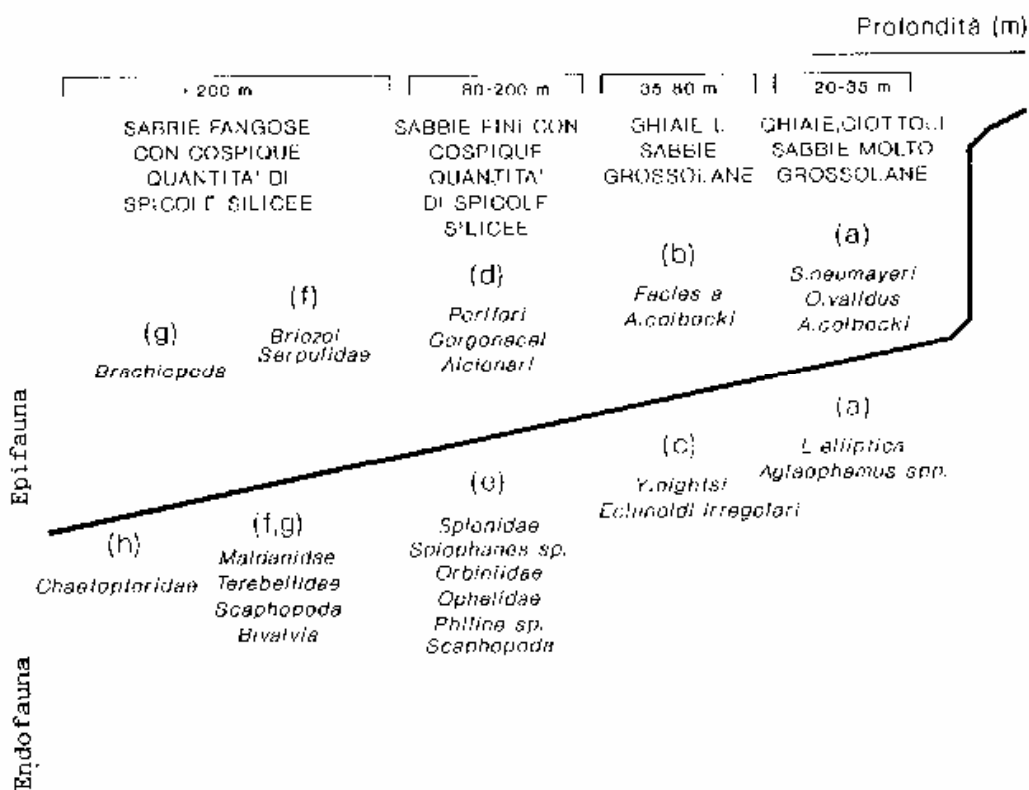


Fig. 3: Schema di zonazione delle principali associazioni e facies bentoniche dei fondi mobili di Baia Terra Nova (le lettere minuscole sono le stesse riportate in Fig. 1).

Più in profondità, oltre i 150-200 m circa, si assiste ad una diminuzione dei Poriferi e ad un aumento di Briozoi e Policheti Serpulidi (soprattutto *Serpula narconensis*). Le rocce ed i massi cominciano ad essere meno frequenti, spesso ricoperti da un sottile strato di sedimento. I sedimenti sono caratterizzati, oltre che dalla presenza di cospicui ammassi di spicole silicee, da elementi eterogenei di origine glaciale (tilliti, descritte da Brambati et al., 1989 e Stefanon, 1989). In alcune stazioni è stato rinvenuto abbondante detrito organogeno calcareo che non è frequente a queste latitudini (Rosso, 1990; Violante, 1990). In queste zone è stato rinvenuto il Porifero *Rossella racovitzae*. Sopra i ciottoli e massi, come pure sul sedimento, l'elemento più caratteristico è costituito dai Brachiopodi e da Molluschi Prosobranchi Patellacea e Muricidae. A queste profondità, ma in una ristretta zona situata all'ingresso della Tethys Bay e all'interno del Gerlache Inlet (Fig. 1), un altro elemento caratteristico è infine costituito dai Policheti Chaetopteridae che, assieme alle abbondanti spicole silicee, compattano il sedimento con i loro caratteristici tubi.

4. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

I popolamenti bentonici di substrato duro della Baia sono poco differenziati e piuttosto omogenei, data probabilmente la conformazione morfologica della costa e la frammentarietà "a mosaico" di roccia e sedimento. La diversità più appariscente, rispetto ai popolamenti presenti in aree vicine come la Terra di Adelia (Arnaud, 1974) e Cape Hallet (Zaneveld, 1965b) è l'assenza delle grandi alghe brune perennanti (dei generi *Phyllogigas* e *Desmarestia*) probabilmente a causa del perdurare della copertura dei ghiacci in questa zona che limita la quantità di energia luminosa presente. Ciò spiegherebbe anche la risalita più in superficie di *P. antarctica*, alga sciafila distribuita solitamente più in profondità o nel sottostrato formato dalle alghe brune (Arnaud 1974). L'assenza di queste ultime impedisce inoltre la formazione di una diversificata comunità di sottostrato e conseguentemente i popolamenti sia vegetali che animali risultano poco strutturati (Cormaci et al. 1990; Gambi et al., in stampa). Tali popolamenti risultano invece estremamente importanti se confrontati con quelli dell'isola di Ross dove Dayton et al. (1970) non rinvennero colonizzazione da parte di macroalghe, anche se la loro presenza è stata documentata nella zona da altri autori (Brown e Keogh 1990), e la roccia, anche senza vegetazione fino oltre i 15 m di profondità, è colonizzata da *Odontaster* e *Sterechinus*.

I popolamenti di fondo mobile di Baia Terra Nova sono risultati, anche ad un esame così preliminare, alquanto diversificati. Alcune delle associazioni e delle facies identificate sono comuni anche ad altre aree antartiche. E' il caso ad esempio della facies a *Laternula* (Arnaud, 1974; White e Robins, 1972) e di quella ad *Adamussium* (Dayton e Oliver 1977; Berkman, 1988). Più complessa è invece la situazione in profondità ove è presente il complesso popolamento a Poriferi e Cnidari, seguito poi da quello a Briozoi, Policheti e Brachiopodi. Questi popolamenti, dominati da forme filtratrici, sono da considerarsi una delle peculiarità del benthos

marino antartico (White 1984) ed offrono gli spunti più interessanti per i futuri sviluppi sullo studio del benthos a queste latitudini, sia dal punto di vista sistematico e bionomico (Andriashev 1978) che da quello ecologico e funzionale. E' qui infatti che si riscontra la ricchezza specifica e la biomassa più elevate e che le interazioni biotiche sono più intense (Dayton et al., 1974).-Tali popolamenti potrebbero corrispondere nei livelli superficiali al Deep Shelf Mixed Assemblage e, più in profondità al Deep Shelf Mud Bottom Assemblage descritti da Bullivant (1967b) in alcune stazioni profonde del Mare di Ross, e rientrare nel piano "pseudobatiala" definito nello schema di zonazione delle comunità bentoniche antartiche proposto da Andriashev (1978) che si estende dalla piattaforma esterna al bordo superiore della scarpata continentale. Le tasche di sabbia fine intercalate a queste associazioni, e dominate da Policheti fossori, da *Yoldia eightsi* e da echinidi irregolari, ricordano invece le comunità descritte da Lowry (1977) per Arthur Harbor nella Penisola Antartica. Solo con l'esame dettagliato dei singoli gruppi zoologici però, si potranno meglio definire le entità cenotiche della Baia.

In generale, molte specie mostrano una discreta "fedeltà" ecologica e sono ristrette a determinati ambienti, mentre numerosi altri taxa presentano un'ampia valenza ecologica e si distribuiscono in ambienti diversi e in ampi intervalli batimetrici (es. *S. neumayeri* ed *O. validus*). Ciò fa sì che i popolamenti e le "facies" riconosciute non presentino forti discontinuità tra loro (ad eccezione forse dei livelli più superficiali), ma si osservi più spesso una commistione.

Nel complesso, sulle zonazioni osservate, pur con alcune differenze da zona a zona, grande influenza sembrano avere lungo le pareti rocciose i vari tipi di ghiaccio marino quali il pack (Propp 1970) e probabilmente l'anchor ice (Dayton et al., 1969; 1970) con la loro azione erosiva e nei fondi mobili i ghiacci terrestri con il loro apporto continuo di ciottoli, massi e detriti continentali (Brodie 1965). Tali apporti, interagendo con la geomorfologia del fondo e con l'idrodinamismo, vengono ad instaurare un "mosaico" di situazioni ambientali a più vasta scala delle quali il benthos sembra essere, anche ad un'analisi preliminare, un efficace descrittore.

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano gli equipaggi del battello oceanografico "Malippo" e le guide-incursori di entrambe le Campagne Oceanografiche in Antartide per l'essenziale e assistenza offerta durante le fasi di campionamento a mare. Un particolare ringraziamento va anche alla Dr.ssa Mariella Morbidoni e al Sig. Riccardo Leonardi per la collaborazione ai prelievi. Queste ricerche sono finanziate dal Progetto Nazionale di Ricerche in Antartide (P.N.R.A.) per il settore dell'Oceanografia Biologica-Benthos.

BIBLIOGRAFIA

- Andriashev A.P. 1978. Some additions to scheme of the vertical zonation of marine bottom fauna. *Marine Benthic Ecosystems*, 11:351-360.
- Arnaud P.M. 1974. Contribution a la bionomie marine benthique des regions antarctiques et subantarctiques. *Téthys*, 6(3): 465-656.
- Barry J.P. JL988. Hydrographic pattern in McMurdo Sound, Antarctica and their relationship to local benthic communities. *Polar Biol.*, 8:377-391.
- Barry J.P., Dayton P.K. 1988. Current patterns in McMurdo Sound, Antarctica and their relationship to local biotic communities. *Polar Biol.*, 8:367-376.
- Battershill C.N. 1987. Factors affecting the structure and dynamics of subtidal communities ,characterized by sponges. *PhD Dissertation*, University of Auckland: 265 pp.
- Battershill C.N. 1990. Temporal changes in Antarctic marine benthic community structure. *N.Z. Antarctic Record*. 10(1):23-27.
- Berkman P.A. 1988. Ecology of the circumpolar Antarctic scallop, *Adamussium colbecki* (Smith 1902). *PhD Dissertation*, University of Rhode Island, Narragansett: 215 pp.
- Brambati A., Fanzutti G.P., Finocchiaro F., Simeoni U. 1989. Sediments and sedimentological processes in the Ross Sea Continental shelf (Antarctica): results and preliminary conclusions. *Boll. Oceanol. Teorica ed Applicata.*, 7(1-2):159-188.
- Brodie J.W. 1965. Oceanography. In: *Antarctica*. E.Hatherton Ed. Methuen, London: 101-127.
- Brown M.T., Keogh J.A. 1990. The ecology and physiology of benthic marine algae in the Ross Sea (event Ko62). *N.Z. Ant. Record*, 10(2):8.
- Bullivant J.S. 1959. Photographs of the bottom fauna of the Ross Sea. *N.Z. Journ. Science*, 2(4):485-497.
- Bullivant J.S. 1961. Photographs of Antarctic bottom fauna. *Polar Res.*, 10(68):505-508.
- Bullivant J.S. 1967a. New Zealand Oceanographic Institute Ross Sea Investigations 1958-60: general account and station list. *N.Z. Oceanogr. Inst. Mem.* , 32:9-29.
- Bullivant J.S. 1967b. Ecology of the Ross Sea benthos: *N.Z. Oceanogr. Inst. Mem.*, 32:49-75.
- Clark H.E.S. 1963. The fauna of the Ross Sea. P.3, Asteroidea. *N.Z. Oceanogr. Inst. Mem.* , 21.
- Cormaci M., Furnari G. , Scammacca B. 1990. Data report on seaweeds from Terra Nova Bay (Ross Sea) Antarctic. *Nat. Sc Com. Ant. Ocean. Camp. 1987-88, Data Report.*, 1:445-453.
- Dayton K.P. 1990. Interdecadal variation in an Antarctic sponge and its predators from oceanographic climate shifts, *Science*, 245:1484-1486.
- Dayton K.P., Oliver J.S. 1977. Antarctic soft-bottom benthos in oligotrophic and eutrophic environments. *Science*, 192:55-58.

- Dayton K.P., Robilliard G.A., DeVries A.L. 1969. Anchor ice formation in McMurdo sound, Antarctica, and its biological effects. *Science*, 150:373-374.
- Dayton K.P., Robilliard G.A., Paine R.T. 1970. Benthic zonation as a result of anchor ice at McMurdo Sound, Antarctica. In: *Antarctic Ecology* I. M.W.Holdgate Ed. Academic Press: 244-258.
- Dayton K.P., Robilliard G.A., Paine R.T., Dayton L.B. 1974. Biological accommodation in the benthic community at McMurdo Sound, Antarctica. *Ecol. Monogr.*, 44(1): 105-128.
- Dearborn J.H. 1967. Stanford University Invertebrate Studies in the Ross Sea 1958-61: general account and station list. *N.Z. Dep.sci. industr. Res. Bull.*, 176:31-47.
- Dell R.K. 1972. Antarctic Benthos. *Adv. mar. Biol.*, 10:1.216.
- Di Geronimo I.S., Rosso A. 1990. First Italian Oceanographic expedition in the Ross Sea, Antarctica. Benthos: a preliminary report. *Nat. Sc. Com. Ant., Ocean. Camp. 1987-88, Data Report*, I:407-421.
- Eliot C. 1907. Mollusca part.IV-Nudibranchiata. *Nat. Antarctic Exped. Zool.*, 2:1-28
- Fanucci F., Fierro G., Firpo M., Piccazzo M., Ramella A., Tucci S., Corradi N. 1989. A morphological and geological outline of the western Ross Sea, Antarctica. *Boll. Oceanol. Teorica ed Applicata*, 7(1-2):71-76.
- Fell H.B. 1961. The fauna of the Ross Sea. P.1, Ophiuroidea. *N.Z. Oceanogr. Inst. Mem.*, 18.
- Gambi M.C., Buia M.C., Lorenti M., Mazzella L., Russo G.F., Scipione M.B. in stampa. Prime osservazioni sulle comunità bentoniche costiere di Baia Terra Nova (Mare di Ross, Antartide): aspetti quantitativi e funzionali. *Atti IX Congresso AIOL*, Santa Margherita, 1990.
- Gepp A., Gepp E.S. 1917. Marine algae in British Antarctic. "Terra Nova" Expedition, 1910, *Bot.*, 2:17-22.
- Koltun V.M. 1966. Spicules of sponges as an element of the bottom sediments of the Antarctic. In: *Symposium on Antarctic Oceanography*. SCAR, SCOR, IAPO, IUBS. Santiago-Chile 1966. *Ocean floor*: 121-123.
- Hedley C. 1911. Mollusca. *British Antarctic Expedition (1907-9)*. *Biol.*, 2(P. 1):1-8.
- Lowry J.K. 1977. Soft-bottom macrobenthic community of Arthur Harbor, Antarctica. *Antarctic Res. Ser.*, 23. *Biology of Antarctic Seas*, V: 1-19.
- Mullineaux L.S., DeLaca T.E. 1984. Distribution of Antarctic benthic Foraminifers settling on the pecten *Adamussium colbecki*. *Mar. Biol.*, 3:185-189.
- Oliver J.S., Watson D.J., O'Connor F., Dayton K.P. 1976. Benthic communities of McMurdo Sound. *Ant. J. U.S.*, 11(2):58-59.
- Papenfuss G.P. 1964. Problems in the taxonomy and geographical distribution of Antarctic marine algae. *Actualités Scientifiques et Industrielles*, n.1312 :155-160.

- Powell A.W.B. 1965. Mollusca of Antarctic and subantarctic seas. In: *Biogeography and ecology in Antarctica*. Mieghen V. , Dye V. and Shell ed. Junk Publ. The Hague: 333-380.
- Propp M.V. 1970. The study of bottom fauna at Haswell Islands by SCUBA diving. In: *Antarctic Ecology*. M.W. Holdgate Ed., Academic Press, London, 1:239-241.
- Ross J.C. 1847. A voyage of discovery and research in the Southern and Antarctic regions during the years 1839-1843. Vol. 1 e 2. J. Murra Ed., London.
- Rosso A. 1990. Bryozoan community of IB3 Station (Ross Sea, Antarctica). *Nat. Sc. Com. Ant., Ocean. Camp. 1987-88, Data Report*, I: 423-438.
- Simeoni U., Baroni C., Meccheri M., Taviani M., Zanon G. 1989. Coastal studies in Northern Victoria Land (Antarctica): Holocene beaches of Inexpressible island, Tethys Bay and Edmonson Point. *Boll. Oceanol. Teorica ed Applicata*, 7(1-2):5-16.
- Smith E.A. 1915. Mollusca. Part 1-Gasteropoda prosobranchia, Scaphopoda and Pelecypoda. *British Antarctic (Terra Nova) Exped. (1910), Zool.*, 2:61-111.
- Squires D.F. 1962. The fauna of the Ross Sea. P.2, Scleractinian corals. *N.Z. Oceanogr. Inst. Mem.* , 19.
- Stefanon A. 1989. First Italian oceanographic expedition in the Ross Sea, Antarctica: the SBP survey. *Boll. Oceanol. Teorica ed Applicata*, 7(1-2):55-70.
- Stocchino C., Lusetti C. 1988. Le costanti armoniche di marea di Baia Terra Nova (Mare di Ross, Antartide). *Pubbl. Ist. Idrografico della Marina.*, F.C. 1128:1-23.
- Taviani M., Amato E. 1989. Diving in Antarctica: third italian expedition in Terra Nova Bay. *Boll. Oceanol. Teorica ed Applicata*, 7(1-2):43-54.
- Tattersall O.S. 1965. The fauna of the Ross Sea. P. 4, Mysidacea. *N.Z. Oceanogr. Inst. Mem.*, 27.
- Violanti D. 1990. Preliminary data on living Foraminifera from Terra Nova Bay, Antarctica (sample IB3). *Nat. Sc. Com. Ant., Ocean. Camp. 1987-88, Data Report*, 1:439-442.
- White M.G. 1984. Marine Benthos. In: *Antarctic Ecology*, II.R.M. Laws Ed. Academic Press, London: 421-461.
- White M.G., Robins M.W. 1972. Biomass estimates from Borge Bay, Signy island, South Orkney Islands. *Brit. Ant. Surv. Bull.*, 31:45-50.
- Zaneveld J.S. 1965a. The occurrence of benthic marine algae under shore fast-ice in the western Ross Sea, Antarctica. *V Int. Seaweed Symp.*, Ed.Gordon Y. and Me Lachlan J.L., Pergamon Press (1966): 217-231.
- Zaneveld J.S. 1965b. Benthic algal vegetation of the Ross Sea. *Bull. U.S. Ant. Proj. Officier*, 6(7):1-36

PRIME OSSERVAZIONI SULLE COMUNITÀ BENTONICHE COSTIERE DI BAIÀ TERRA NOVA
(MARE DI ROSS, ANTARTIDE): ASPETTI QUANTITATIVI E FUNZIONALI

GAMBI M.C., BUIA M.C., LORENTI M., MAZZELLA L., RUSSO G.F., SCIPIONE M.B.

Laboratorio di Ecologia del Benthos, Stazione Zoologica "Anton Dohrn",
Ischia, Napoli.

SUMMARY

A preliminary analysis of some structural and functional parameters of shallow hard-bottom communities of Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica) is given. Macroalgal biomass, zoobenthos density, community structure and feeding guilds distribution have been investigated in five stations placed along a rocky cliff at 0,5 m, 2 m, 6 m, 12 m and 16 m. The highest biomass is accounted by two macroalgal species, *Iridaea cordata* and *Phyllophora antarctica*, the latter replacing the former along the depth transect. The animal populations were represented by few taxa, often very abundant. A sharp zonation along depth was observed for the whole community as well as for individual taxa. The most abundant of the 29 collected taxa were the amphipod *Paramoera walkeri* (Stebbing) and the gastropod *Laevilittorina antarctica* (Smith) preferentially found within the Diatoms and *Iridaea* facies, and the tanaid *Nototanais dimorphus* (Beddard) associated to *Phyllophora*. The community associated to this latter alga accounted for the highest species richness and diversity (mostly due to gastropods Rissoidae, Isopods and Polychaetes). These patterns are due both to the more selective habitat that occurs in shallow depth caused by the scouring of marine ice, and to the highest spatial heterogeneity and shelter that *Phyllophora* provides for small, mobile animals. A preliminary trophic guilds analysis indicates the importance of direct and indirect grazing in the food web.

1. INTRODUZIONE

Nell'ambito degli studi sui popolamenti bentonici costieri di Baia Terra Nova (Mare di Ross), svolti all'interno dei programmi nazionali di ricerca in Antartide, scopo della nostra indagine è quello di fornire una prima analisi della struttura e distribuzione, oltre che di alcuni aspetti quantitativi e funzionali, dei popolamenti bentonici di substrato duro. La scala spaziale relativamente fine in cui si è operato (entro i 20 m di profondità), e la presenza di biotopi caratterizzati da ben distinte facies algali (Cormaci et al., 1990) ha permesso anche di meglio definire l'ecologia e le interrelazioni biotiche dei differenti taxa rinvenuti.

Nelle regioni antartiche, studi ecologici sul benthos costiero di substrato duro sono relativamente recenti. Prima del 1960, infatti, la maggior parte delle ricerche è stata concentrata sul benthos profondo, considerando soprattutto aspetti sistematici e biogeografici, spesso di singoli gruppi tassonomici (vedi Knox 1970; Dell, 1972 e White, 1984 per

un'ampia revisione bibliografica). Lo sviluppo, in tempi più recenti, di basi permanenti in territorio antartico e l'uso di tecniche di immersione subacquea con A.R.A. ha portato ad una migliore conoscenza degli ambienti sub-littorali in varie regioni di questo continente, mettendo anche in evidenza una rimarchevole diversità di specie e di biotopi (Neushul, 1965; McCain e Stout, 1969; Dearbornj 1963; Arnaud, 1974; Gruzov et al., 1967a, 1967b; DeLaca e Lipps, 1976; Kirkwood e Burton, 1988).

Gli studi più attuali sul benthos costiero riguardano l'influenza dei fattori ambientali sulla distribuzione dei popolamenti (Dayton et al., 1970; Bellisio et al., 1972; Castellanos, 1983; Nakajima et al., 1982; Zamorano, 1983; Dayton & Oliver, 1977; Barry, 1988; Barry & Dayton, 1988), e le interrelazione biotiche (Arnaud, 1970; Dayton et al., 1974; Oliver, 1980).

La generale considerazione dell'elevata biomassa e densità dei popolamenti bentonici lungo la piattaforma continentale antartica è supportata invece da un numero relativamente basso di studi di tipo quantitativo, sviluppati soprattutto negli ultimi 20 anni (vedi White, 1984 e Muhelenhardt-Siegel, 1988 per una più ampia bibliografia).

Per quanto riguarda il benthos di Baia Terra Nova, gli studi attualmente effettuati hanno fornito una prima analisi della composizione e distribuzione dei popolamenti sia animali che vegetali dei fondi mobili e duri (Taviani e Amato, 1989; Di Geronimo e Rosso, 1990; Rosso, 1990; Violanti, 1990; Cormaci et al., 1990; Di Geronimo et al., in stampa). Questo studio pertanto rappresenta la prima ricerca sugli aspetti quantitativi e funzionali del benthos di quest' area del Mare di Ross.

2. AREA STUDIATA E METODI

La maggior parte delle coste di Baia Terra Nova è costituita da falesie di graniti cristallini massicci. Occasionali "spiagge", formate da grossi clasti degli stessi graniti, si rinvencono in alcune zone della costa (Simeoni et al., 1989). L'escursione di marea nella Baia è di circa 1,5-2 m (Stocchino e Luseti, 1988). La copertura del pack, che ha spessore di circa 2-2,5 m, si instaura per circa 9-10 mesi l'anno.

La zona studiata è situata a circa 3 miglia a Sud della Base Italiana in una località da noi indicata come "Faraglione" situata sotto il campo meteorologico denominato "Campo Icaro" (Fig. 1). In tale area, a pochi metri staccato dalla costa, si erge un grosso faraglione roccioso che è facilmente individuabile e che è quasi sempre stato libero dal ghiaccio marino. In tale località, durante la II Campagna Oceanografica (1989-90), è stato stabilito un transetto di profondità lungo la falesia rocciosa a 0,5 m (st. 1A), 2 m (st. 2A), 6 m (st. 3A), 12 m (st. 4A) e 16 m (st. 5A), lungo il quale sono stati prelevati campioni di fito e zoobenthos in immersione con A.R.A. Le profondità di prelievo sono state scelte in base al popolamento micro e macrofitico dominante descritto in Cormaci et al. (1990) ed in Di Geronimo et al. (in stampa). Ogni campione è stato prelevato grattando con il coltello subacqueo e subito aspirando con una piccola sorbona (Giangrande et al., 1986) su una superficie delimitata da un quadrato di 40 cm di lato (1600 cm²).

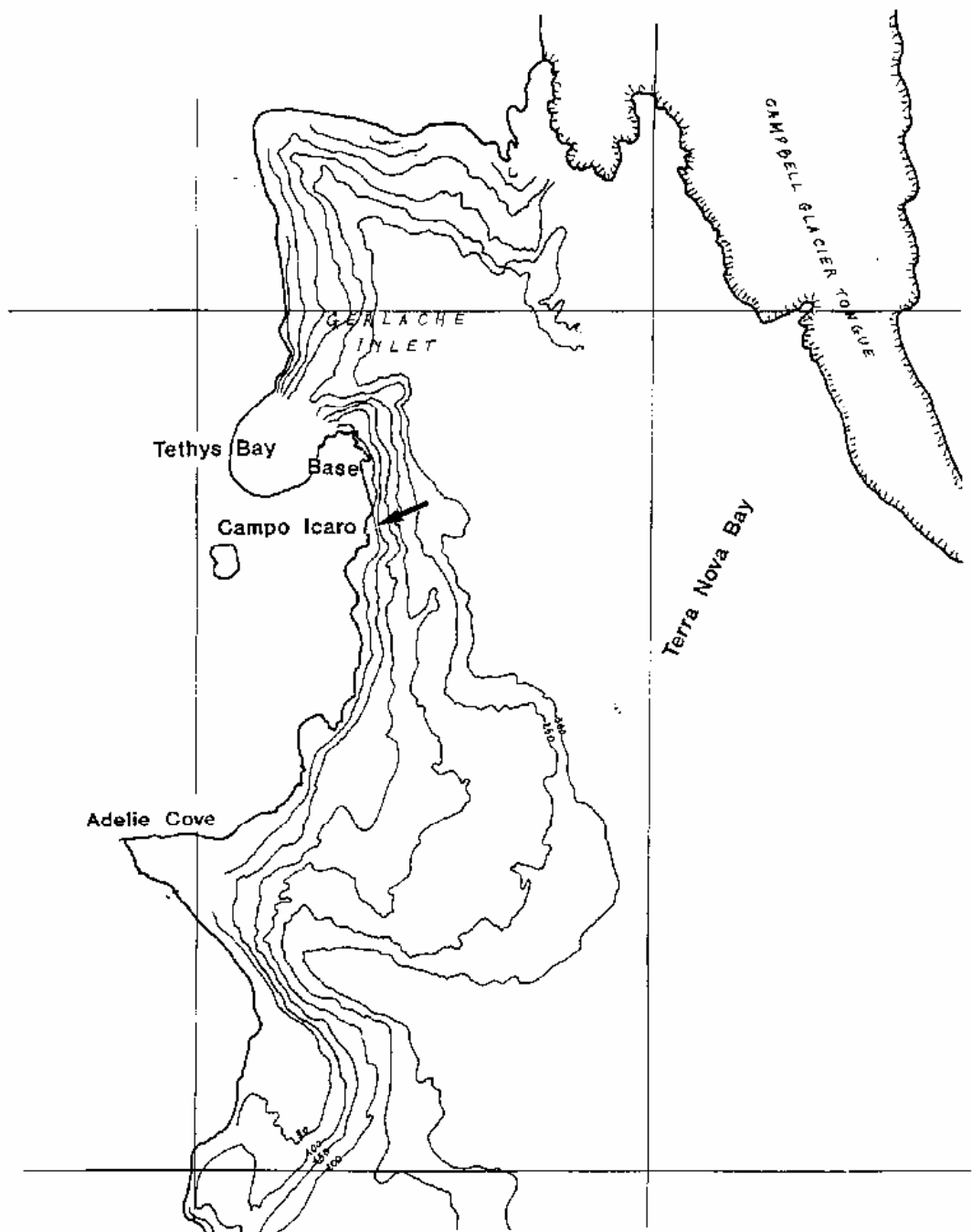


Fig. 1: Mappa di Baia Terra Nova con indicato il sito di campionamento in località denominata "Faraglione" (freccia) sotto Campo Icaro.

Il materiale è stato sortito (con retino di 0,4 mm di maglia) e fissato in formalina neutralizzata al 4%. Per la componente macroalgale è stata valutata la biomassa (come peso fresco del materiale conservato in formalina) delle specie dominanti; per la componente animale è stata valutata l'abbondanza e la dominanza dei singoli taxa, alcuni dei quali sono stati determinati solo a livello di genere o di famiglia. I dati sullo zoobenthos sono stati elaborati mediante Analisi Fattoriale delle Corrispondenze (A.F.C.). I taxa sono stati infine assegnati a categorie trofiche (sulla base di dati di letteratura) ed è stata calcolata la dominanza di ciascuna categoria lungo il transetto considerato.

3. RISULTATI

La componente microalgale, presente nella stazione più superficiale (st. 1A), è costituita soprattutto da diatomee epilitiche appartenenti principalmente ai generi *Achnanthes*, *Fragilaria*, *Nitzschia*, *Navicula*, *Licmophora* e *Triceratium*. Si tratta di forme di piccole dimensioni, eccetto *Triceratium*, e dotate di una discreta mobilità. A partire dalla stazione successiva (st. 2A) iniziano la colonizzazione del substrato le rodoficee *Iridea cordata*, dominante in superficie con una biomassa di 295,3 g (st. 2A) e *Phyllophora antarctica*, che va a sostituire la specie precedente più in profondità con biomassa fino a 75,5 g (st. 4A) (Fig. 2).

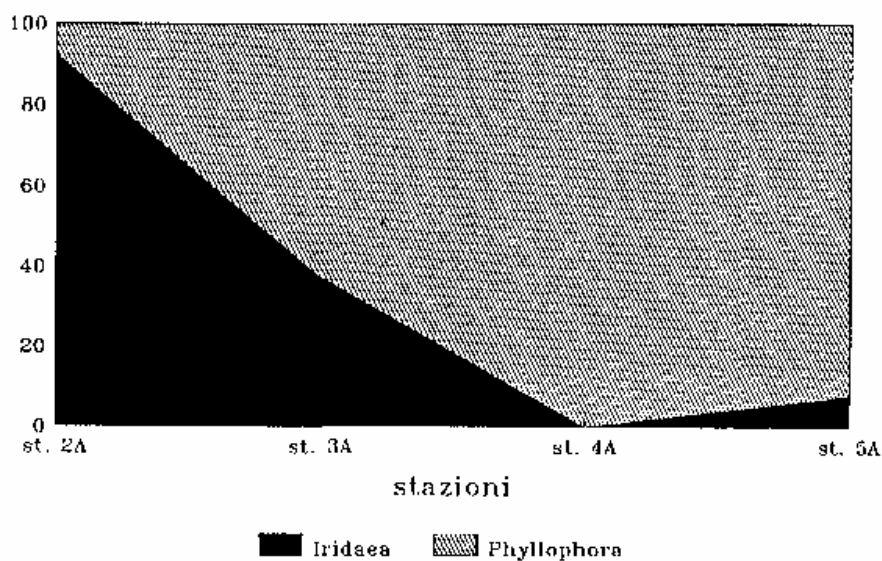


Fig. 2: Dominanza quantitativa (biomassa) delle due Rodoficee più abbondanti lungo il transetto studiato.

Epifite sopra queste macroalghe troviamo abbondanti le Diatomee dei generi *Cocconeis* (presente con almeno due specie), *Amphora*, *Triceratium*, *Melosira* e *Achnanthes*. Si tratta di forme che di solito si trovano epifite su macroalghe anche in altri ambienti.

Per quanto riguarda lo zoobenthos, sono stati identificati a vari livelli tassonomici 29 taxa rappresentanti dei seguenti gruppi: Policheti (10 taxa e 473 individui), Molluschi (5, 13.113), Anfipodi (6, 2.314), Isopodi (5, 1.133), Tanaidacei (1, 3.007), Echinodermi (1, 4). Per gli Echinodermi, che sono tra i più abbondanti organismi sia nei fondi duri che in quelli mobili della Baia (Taviani e Amato 1989; Di Geronimo e Rosso 1990; Di Geronimo et al. in stampa), il metodo e l'area di campionamento utilizzati non sono idonei ad una loro reale stima quantitativa per la quale è necessario uno studio specifico. Nel complesso i popolamenti sono caratterizzati da poche specie, spesso tuttavia rappresentate con abbondanze considerevoli.

La ricchezza specifica lungo il transetto mostra un minimo nella stazione più superficiale (st. 1A) nella quale è abbondante solo l'anfipode *Paramoera walkeri* (Stebbing), ed un massimo nella st. 4A dove il popolamento macroalgale è caratterizzato esclusivamente da *Phyllophora*. L'abbondanza ha un diverso andamento con un picco di oltre 13.000 individui nella st. 2A, caratterizzata dalla dominanza di *Iridaea*, e con valori minimi nella stazione più superficiale ed in quella più profonda (Fig. 3a). Responsabile di questo picco di abbondanza è il gasteropode *Laevilittorina antarctica* (Smith).

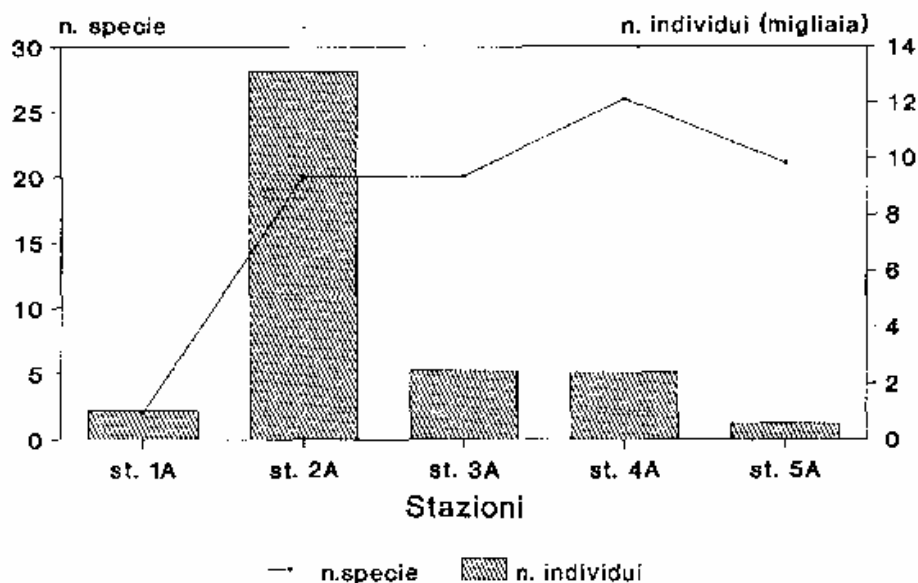


Fig. 3a: Andamento della ricchezza specifica e dell'abbondanza dello zoobenthos lungo il transetto studiato.

La diversità (H') mostra i valori più elevati nelle due stazioni intermedie (st. 3A e 4A) ed in particolare in quella in cui le due

rodoficee dominanti sono equamente abbondanti (st. 3A). Come mostrato dalla ricchezza specifica e dall'abbondanza, anche la diversità è minima nella stazione più superficiale (Fig. 3b) ; la ridondanza ha un andamento speculare rispetto a quello della diversità.

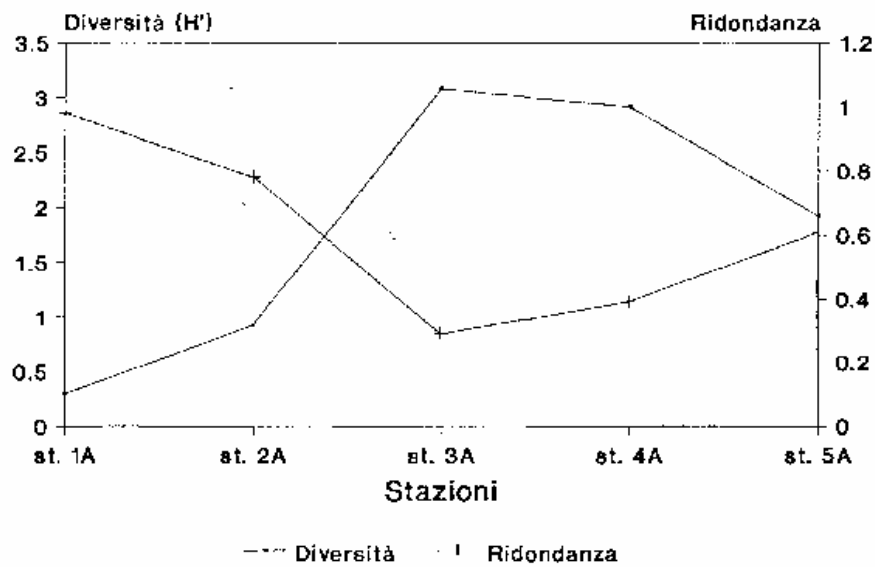


Fig. 3b: Andamento della diversità (H') e della ridondanza dello zoobenthos lungo il transetto studiato.

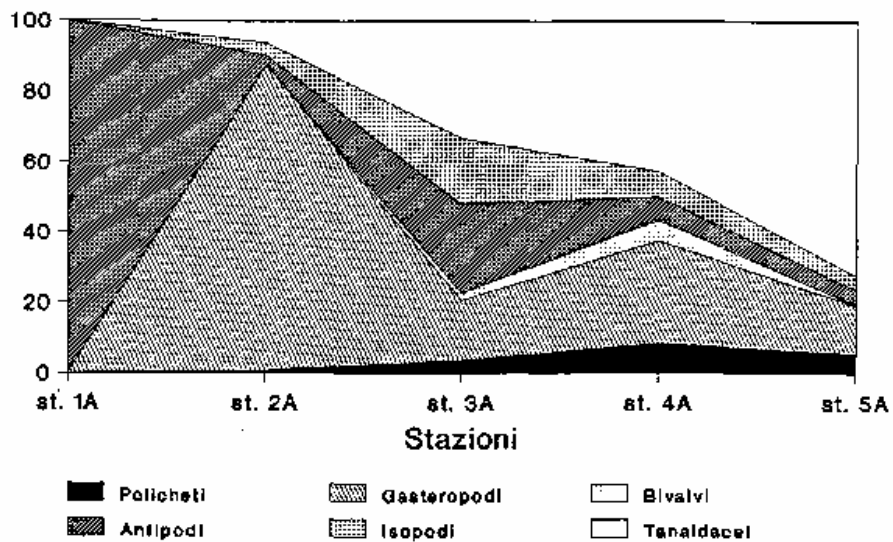


Fig. 4: Dominanza quantitativa dei diversi gruppi zoobentonici lungo il transetto studiato.

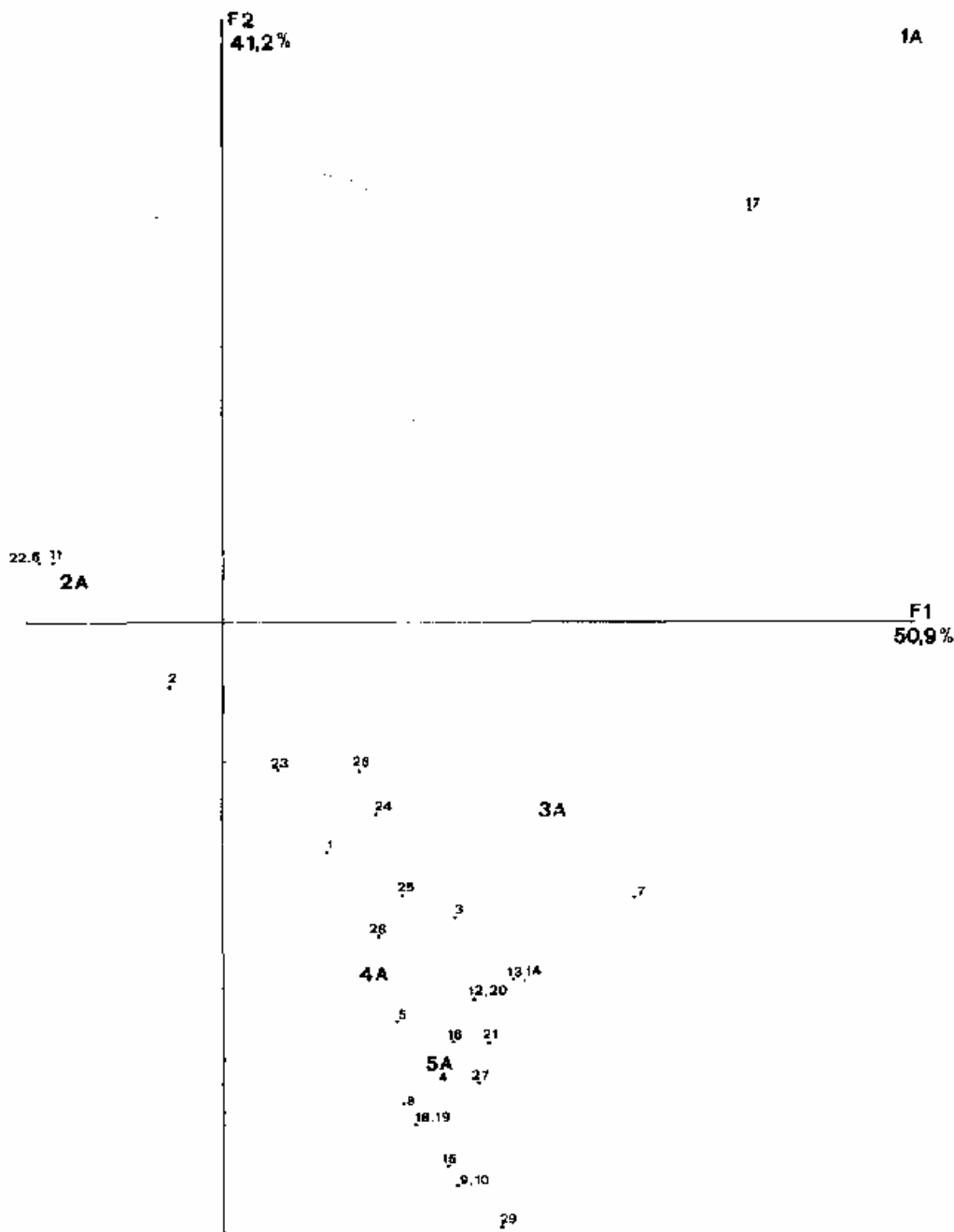


Fig. 5: Ordinamento delle stazioni e dei singoli taxa dell'Analisi Fattoriale delle Corrispondenze nel piano dei primi due Fattori (F1 , F2) (per la corrispondenza tra numerazione e taxa vedi testo)

Dal punto di vista quantitativo, nelle stazioni più superficiali si osserva la dominanza soprattutto di Anfipodi e Molluschi Gasteropodi, mentre in profondità è più abbondante il gruppo dei Tanaidacei rappresentati dalla sola specie *Nototanais dimorphus* (Beddard) (Fig. 4).

L'ordinamento dell'A.F.C. (Fig. 5), nel piano dei primi due Fattori che spiegano il 50,9% (F1) ed il 41,2% (F2) della varianza totale, mostra che le stazioni si ordinano lungo un solo asse (F2), in dipendenza quindi di un unico gradiente principale legato alla profondità e alle variabili in rapporto con essa. Da notare la forte discontinuità tra le due stazioni più superficiali (1A e 2A), e tra queste ultime e quelle più profonde. Le specie che presentano i contributi relativi maggiori rispetto ai due fattori sono *L. antarctica* (n. 17 in Fig. 5), *P. walkeri* (n. 11), *Austrosignum* sp. (n. 26), *N. dimorphus* (n. 28), i *Rissoidae* *Powellisetia deserta* (Smith) (n.14), *Onoba gelida* (n.13) e *O. turqueti* (Lamy) (n. 12), il bivalve *H. sublaevis* (n. 16) , i Policheti *Harmothoe* cf *spinosa* (n. 1) e *Pionosyllis* sp. (n. 4), gli Antipodi *Calliopiidae* spp. (n. 20, 21).

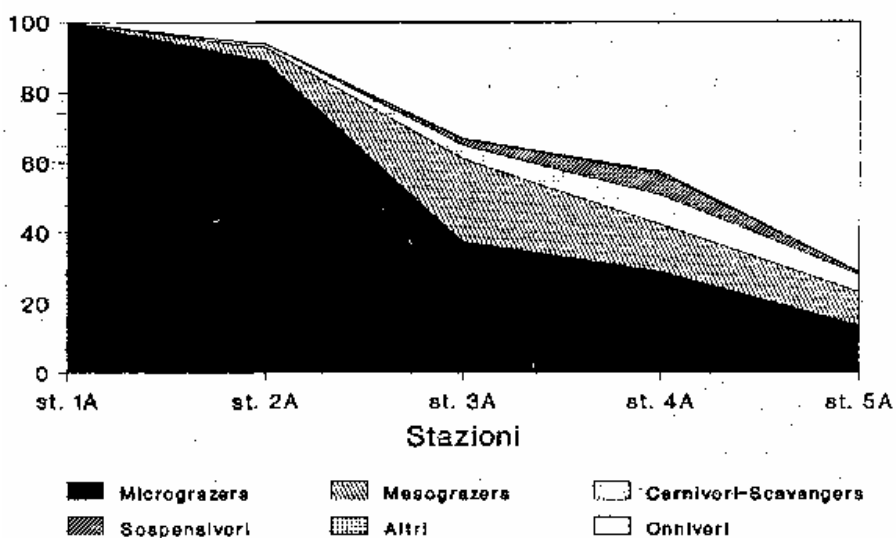


Fig. 6: Dominanza quantitativa dei principali gruppi trofici dello zoobenthos lungo il transetto studiato.

Un'analisi preliminare dei gruppi trofici ha permesso di identificare 7 categorie funzionali, alcune delle, quali rappresentate da una sola specie, come ad esempio gli Onnivori con *N. dimorphus* (Fig. 6). I Microerbivori rappresentano specie che si cibano soprattutto della componente microepilitica ed epifita (Diatomee) sui talli delle rodoficee dominanti (molti Molluschi Gasteropodi), mentre con Mesograzers sono stati indicati quei taxa che potenzialmente possono cibarsi anche del* tallo delle macroalghe e del detrito tra esse intrappolato, quali molti Crostacei Peracaridi (Scipione, 1989). Tra i Carnivori-scavengers troviamo

la maggior parte dei Policheti ed alcuni Anfipodi. Da notare in particolare tra i Policheti l'assenza dei Nereididae, forme erbivore che solitamente sono frequenti nei popolamenti algali a latitudini minori (Arnaud, 1974). I Sospensivori sono rappresentati da Policheti Serpuloidea e dal bivalve *H. sublaevis*. Si osserva come nelle prime due stazioni il gruppo nettamente dominante è quello dei Microerbivori (soprattutto dovuto a *Paramoera* nella st. 1A ed a *Laevilittorina* nella st. 2A). Le tre stazioni più profonde sono più diversificate, anche se nella stazione di 16 m (5A) è particolarmente rappresentata la specie onnivora (Fig. 6).

4. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Dall'ordinamento dell'A.F.C. si evince che esiste una netta zonazione dei popolamenti animali lungo la profondità, similmente a quanto osservato con i popolamenti fitobentonici da altri autori (Cormaci et al., 1990). Tale zonazione, che persiste anche a livello di gruppi trofici, è molto probabilmente dovuta all'azione di parametri fisici ed in particolare del ghiaccio marino, il cui effetto erosivo è causa di forte stress ambientale soprattutto nei livelli più superficiali. L'azione dei ghiacci nel determinare la zonazione e la struttura dei popolamenti bentonici è stata infatti documentata da numerosi autori (Dearborn, 1963; Dayton et al. 1969, 1970; Bellisio et al., 1972; Nakajima et al., 1982; Zamorano, 1983). A questo ed altri fattori ambientali si sovrappone l'effetto della copertura e morfologia algale e si assiste quindi ad una stretta associazione tra alcuni taxa e le forme algali dominanti. Queste associazioni sono probabilmente in relazione sia con l'alimentazione (grazing diretto ed indiretto), sia con l'azione di rifugio che le alghe rappresentano. La quasi totalità dei taxa, ad eccezione di alcuni Policheti Polynoidae, sono infatti rappresentati da specie di piccole dimensioni e con discreta motilità in accordo con quanto osservato da altri autori in ambienti simili (White, 1984). Una successiva analisi della taglia e della struttura di popolazione delle specie più abbondanti permetterà una migliore valutazione di questo aspetto.

Difficile è al momento un confronto con i dati quantitativi di altri autori a causa delle diverse tecniche impiegate sia nel prelievo che nella valutazione della biomassa stessa (Gruzov et al., 1967a; White, 1984), tuttavia la densità animale riscontrata è notevole soprattutto nella stazione superficiale dove domina *Iridaea cordata*.

I popolamenti sono costituiti in generale da un numero molto esiguo di specie, tuttavia, in associazione con la facies a *Phyllophora* sono state riscontrate la maggiore ricchezza specifica ed una struttura più complessa della comunità. Ciò può essere messo in relazione sia con l'ambiente meno selettivo dove si sviluppa maggiormente questa specie, sia con la maggiore funzione di riparo che quest'alga esercita e con il maggior numero di microhabitat che offre.

Gli andamenti opposti dei massimi di densità (st. 2A) e di ricchezza specifica (st. 4A) possono essere anche imputati ad una minore competizione interspecifica nelle stazioni superficiali nelle quali, a

causa delle condizioni ambientali molto selettive, le sono disponibili per un minor numero di specie. Questi popolamenti oligospecifici contrastano con quanto riscontrato in altre zone antartiche e sub-antartiche ove sono presenti comunità molto più diversificate e strutturate in associazione con le grandi alghe brune perennanti dei generi *Phyllogigas* e *Desmarestia* (Arnaud, 1974; DeLaca & Lipps, 1976), assenti in quest'area (Cormaci et al., 1990). In particolare, in Terra di Adelia (Arnaud, 1974) tali alghe sono talmente sviluppate da formare complesse stratocenosi. Nei fondi duri di altre aree del Mare di Ross, invece, Dayton et al. (1970, 1974) non rilevano colonizzazione del substrato da parte di macroalghe e fauna associata, anche se *Iridaea* e *Phyllophora* sono presenti a queste latitudini (Brown & Koegh 1990). Questi autori osservano che i primi 15 m di profondità sono caratterizzati da substrato nudo in cui gli unici organismi presenti sono gli echinodermi ubiquisti *Sterechinus neumayeri* ed *Odontaster validus*; più in profondità inizia invece una complessa biocenosi a Poriferi e Cnidari.

In assenza di ulteriori dati sull'isola di Ross, i popolamenti di substrato duro di Baia Terra Nova sembrano perciò collocarsi in una posizione intermedia rispetto alle tipologie osservate in Terra di Adelia e nell'isola di Ross stessa. Da ciò risulta evidente da una parte l'importanza della posizione geografica dei siti e quindi delle caratteristiche climatiche, dall'altra l'importanza della componente algale nello strutturare i popolamenti zoobentonici.

Dal punto di vista funzionale, il grazing, diretto ed indiretto, sembra essere la via principale di trasferimento di energia, anche se nelle stazioni più profonde le forme erbivore-detritivore e quelle più opportuniste (Onnivori) sembrano prevalere.

Anche in questo caso, una successiva analisi del contenuto stomacale delle specie più significative, contribuirà ad individuare meglio le preferenze specifiche nei confronti dei diversi items vegetali disponibili ed a meglio comprendere quindi anche i pattern di distribuzione osservati per i diversi taxa.

RINGRAZIAMENTI

Si intendono ringraziare le guide-incursori della marina militare Italiana della V spedizione Italiana in Antartide per l'assistenza offerta durante le operazioni di campionamento a mare. Un sentito ringraziamento va anche alla Dr.ssa G. Casazza per l'essenziale partecipazione alle fasi di prelievo in immersione. Queste ricerche sono finanziate nell'ambito del Programma Nazionale di Ricerche in Antartide (P.N.R.A.) per il settore Oceanografia Biologica-Benthos.

BIBLIOGRAFIA

Arnaud P.M. 1970. Frequency and ecological significance of necrophagy among the benthic species of Antarctic coastal waters.

- In: *Antarctic Ecology* I. M.W. Holdgate Ed. Academic Press, London, 259-267.
- Arnaud P.M. 1974. Contribution a la bionomie marine benthique des regions antarctiques et subantarctiques. *Téthys*, 6(3):465-656.
- Barry J.P. 1988. Hydrographic pattern in McMurdo Sound, Antarctica and their relationship to local benthic communities. *Polar Biol.*, 8:377-391.
- Barry J.P. and Dayton P.K. 1988. Current pattern in McMurdo Sound, Antarctica and their relationship to local biotic communities. *Polar. Biol.*, 8:367-376.
- Bellisio N.P., Lopez R.B., Tomo A.P. 1972. Vertical distribution of benthic fauna in three Antarctic localities: Hope bay, Paterman island and Melchior Archipelago. *Contrnes Inst. antarctic. argent.*, 142:1-87.
- Brown M.T. and Koegh J.A. 1990. The ecology and physiology of benthic marine algae in the Ross sea (event K062). *N.Z. Antarctic Record*, 10(2):8.
- Castellanos Z.J.A., 1983. Stratification of the benthonic component of invertebrates in Paradise Harbor (Antarctica). *Contrnes Inst. antarct. argent.*, 164:1-30.
- Cormaci M., Furnari G., Scammacca B. 1990. Data report on seaweeds from Terra Nova Bay (Ross Sea) Antarctic. *Nat. Sc. Com. Ant. Ocean. Camp.* 1987-88, *Data Report*, I:455.453.
- Dayton P.K. and Oliver J.S. 1977. Antarctic soft-bottom benthos in oligotrophic and eutrophic environments. *Science*, 197:55-58.
- Dayton P.K. Robilliard G.A., DeVries A.L. 1969. Anchor ice formation in McMurdo Sound, Antarctica, and its biological effects. *Science*, 163:273-274.
- Dayton P.K., Robilliard G.A., Paine R.T. 1970. Benthic zonation as a result of anchor ice at McMurdo Sound, Antarctica. In: *Antarctic Ecology* I, M.W. Holdgate Ed. Academic Press: 244-258.
- Dayton P.K., Robilliard G.A., Paine R.T., Dayton L.B. 1974. Biological accomodation in the benthic community at McMurdo Sound, Antarctica. *Ecol. Monogr.*, 44(1): 105-128.
- Dearborn J.H. 1963. Marine Benthos at McMurdo Sound, Antarctica. *Bull. ecol. Soc. Am.* 44:41-42.
- Dell R.K. 1972. Antarctic Benthos. *Adv. mar. Biol.*, 10:1-216.
- DeLaca T.E. and Lipps J.H. 1976. Shallow-water marine associations, Antarctic Peninsula. *Ant. J. U.S.*, 11(7):12-20.
- Di Geronimo I.S., Rosso A. 1990. First Italian Oceanographic Expedition in the Ross Sea, Antarctica. Benthos: a preliminary report. *Nat. Sc. Com. Ant. Ocean. Camp.* 1987-88, *Data Report*, I:407-421.
- Di Geronimo I.S., Cattaneo-Vietti R., Gambi M.C., Casazza G., Cormaci M., Scammacca B. in stampa. Prime osservazioni sulle comunità bentoniche costiere di Baia Terra nova (Mare di Ross, Antartide): bionomia e distribuzione. *Atti IX Congresso AIOL*, Santa Margherita Ligure 1990.

- Giangrande A., Manconi R., Pronzato R. 1986. A selective sampling method for the hard bottom vagile fauna. *Rapp. Comm. expl. Mer Médit.*, 30(2):265.
- Gruzov Y.N., Propp M.V., Pushkin A.F. 1967a. Hydrobiological diving work in the Antarctic. *Sov. Ant. Exp. Inf. Bull.*, 5(6):405-408.
- Gruzov Y.N., Propp M.V., Pushkin A.F. 1967b. Biological associations of coastal areas of the Davies Sea (based on the observations of divers). *Sov. Ant. Exp. Inf. Bull.*, 6(6): 523-533.
- Kirkwood J.M. and Burton H.R. 1988. Macrobenthic species assemblages in Ellis Fjord, Vestfold Hills, Antarctica. *Mar. Biol.*, 97:445-457.
- Knox G.A. 1970. Antarctic Marine Ecosystems. In: *Antarctic Ecology I*, M.W. Holdgate Ed., Academic Press, London, 69-95.
- Mc Cain J.C. and Stout W.E. 1969. Benthic zonation on submarine cliffs in the vicinity of Arthur Harbor, Antarctica. *Ant. J. U.S.*, 4(4):105-106.
- Muhelenhardt-Siegel U. 1988. Some results on quantitative investigations of macrozoobenthos in the Scotia Arc (Antarctica). *Polar. Biol.*, 8:241-248.
- Nakajima Y., Watanabe K., Naito Y. 1982. Diving observations of the marine benthos at Syowa Station, Antarctica. *Proc. 5th. Symp. on Ant. Biol. Oct. 1982, Natl. Inst. Polar Res.*, Tokio :44-54.
- Neushul M. 1965. Diving observations of sub-tidal Antarctic marine vegetation. *Botanica. mar.*, 8:234-243.
- Oliver J.S. 1980. Processes affecting the organization of marine soft-bottom communities in Monterey Bay, California and McMurdo Sound, Antarctica. *PhD thesis, University of California San Diego* (University microfilm 80-23111).
- Rosso A. 1990. Bryozoan community of IB3 Station (Ross Sea, Antarctica). *Nat. Sc. Com. Ant. Ocean. Camp. 1987-88, Data Report*, 1:423-438.
- Scipione M.B. 1989. Comportamento trofico dei Crostacei Antipodi in alcuni sistemi bentonici costieri. *Oebalia*, 15:249-260.
- Simeoni U., Baroni C., Meccheri M., Taviani M., Zanon G. 1989. Coastal studies in Northern Victoria Land (Antarctica): Holocene beaches of Inexpressible Island, Tethys Bay and Edmonson point. *Boll. Oceanol. Teorica ed Applicata*, 7(1-2):5-16.
- Stocchino C., Lusetti C. 1988. Le costanti armoniche di marea di Baia Terra Nova (Mare di Ross, Antartide). *Pubbl. Inst. Idrografico della Marina. F.C. 1128*:1-23.
- Taviani M., Amato E. 1989. Diving in Antarctica. Third Italian expedition in Terra Nova Bay. *Boll. Oceanol. Teorica ed Applicata*, 7(1-2):43-54.
- Violanti D. 1990. Preliminary data on living Foraminifera from Terra Nova Bay, Antarctica (sample IB3). *Nat. Sc. Com. Ant. Ocean. Camp. 1987-88, Data Report*, 1:439-442.
- White M.G. 1984. Marine Benthos. In: *Antarctic Ecology II*, R.M. Laws Ed., Academic Press, London: 421-461.
- Zamorano J.H. 1983. Zonacion y biomasa de la macrofauna bentonica en Bahia South, Archipelago de Palmer, Antarctica. *INACH Ser. Cient.*, 30:27-38.

INVESTIGATION BY FIXED GEARS ON ICHTHYOFAUNA OF TERRA NOVA
BAY (ROSS SEA, ANTARCTICA)

Vacchi M. , La Mesa M., Tarulli E.

ICRAP - Via L. Respighi, 5 - 00197 ROMA

SUMMARY

During the 1987-88 austral summer an investigation was carried out on the ichthyofauna of the coastal waters of Terra Nova Bay (Ross Sea) . The samples were collected by bottom long-lines, trammel and gill nets as well as traps. All gears are worked during the maximum day-light hours. On the whole eleven species were sampled; two other species have been caught casually by other sampling systems. In agreement with the data known from other coastal area of East Antarctica, *Pagothenia bernacchii* ranged first in terms of abundance (66% and 71% respectively on the total weight and total number of fish sampled) followed far behind by *Chionodraco hamatus*. By means of a statistical analysis eventual relations between the species and some sampling variables have been studied.

RIASSUNTO

Nel corso dell'estate australe 1987-88 è stata effettuata un'indagine sulla ittiofauna nel tratto costiero della Baia di Terra Nova (Mare di Ross). I campionamenti sono stati effettuati per mezzo di reti da posta, palangari e nasse calati durante le ore diurne. Sono state campionate complessivamente undici specie; a queste si sono aggiunte altre due specie ottenute casualmente con altri sistemi di campionamento. In accordo con dati ottenuti in altre zone costiere dell'Antartide Orientale, *Pagothenia bernacchii* è risultata la specie più abbondante, costituendo oltre il 66% in peso ed il 71 % in numero del totale delle catture, seguita in ordine di importanza da *Chionodraco .hamatus*. Eventuali relazioni tra le specie ed alcune variabili di campionamento sono state studiate con un'analisi statistica.

1. INTRODUCTION

A few detailed studies on inshore marine fishes have been carried out in Antarctica so far. Such studies have been conducted in sites lying in inshore waters as those of the

subantarctic islands (Burchett, 1983 ; Burchett, Sayers, North and White, 1983 Williams, 1983), and antarctic continent (Moreno, Zamorano and Duarte, 1977; Naito and Iwami, 1982; Williams, 1988); such researches have been made mostly by fixed gears, which are especially fit for the irregular kind of the coastal antarctic bottom sea. In the frame of the PNRA (National Project of Antarctic Researches), fishing trials have been carried out in coastal waters of Terra Nova Bay (Ross Sea) during the Italian Expedition 1987/88, in order to obtain data on biology, distribution and abundance of the most common fishes. In this study some general considerations on the spatial distribution and abundance of the species sampled are reported.

2. MATERIAL AND METHODS

The survey has been conducted in the coastal area of Terra Nova Bay during the 1987/88 southern summer. On the whole, 61 fishing samples have been made between January 13 th and February 13 th. The fishing samples were collected from 6 stations located on a steep grounds down to 300 m depth (fig. 1) . In order to obtain a number of species as high as possible and a wide range of sizes, we used 4 fishing gears:

a) trammel net, 108 m length x 1.80 m depth, mesh size = 32 mm (side).

b) gill net, 123 m length x 6.40 m depth, mesh size = 32 mm (side).

e) bottom long-line, 98 hooks size 9 Mustad, hook line = nylon monofilament 0.50 mm dia., main line = polyethylene 3 mm dia.

d) traps of zinc-plated wire, mesh size = 20 mm (side).

The fishing operations have been mostly conducted by day for a mean terra of 4-5 hours; as a rule, the four fishing gears were all set in place at each sampling station. In order to avoid the catch of penguins lying at the bottom in front of the coast, all fishing gears except the traps were set at more than 70 m. depth; furthermore, since the gears were hauled by hand, the maximum depth was about 300 m. When caught, the fishes were identified and their total length as well as weight determined respectively to the nearest mm and gr. By means of dissection the stomach contents, otoliths and gonads were drawn.

To obtain some preliminary informations concerning the distribution of the sampled species, a statistical analysis (factorial analysis of the correspondences) has been carried out; in such analysis some variables relative to sampling operations as depth, station, fishing gear and date are considered.

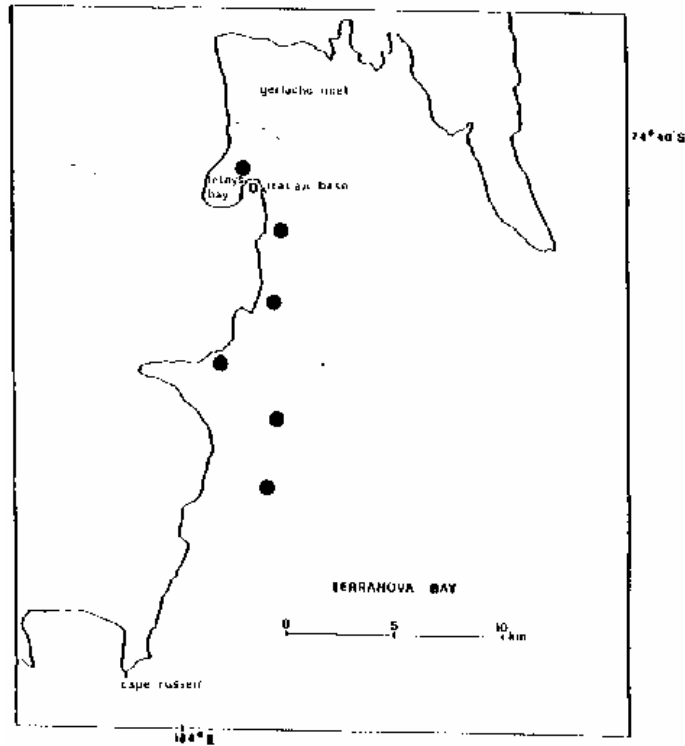


Fig. 1: Area of Terra Nova Bay showing the fishing stations.

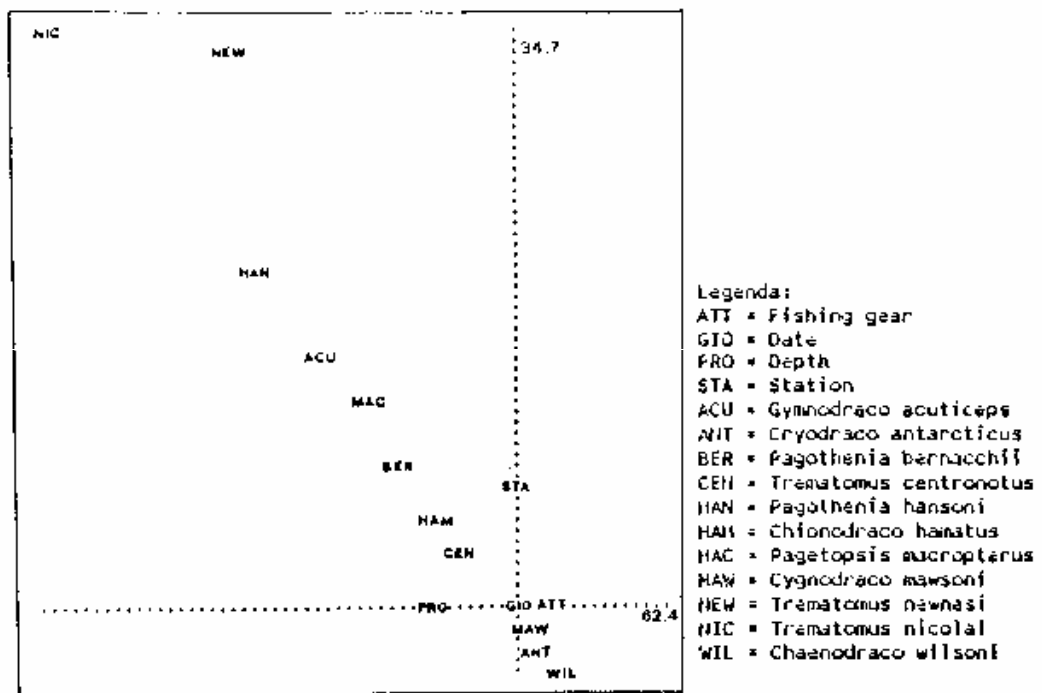


Fig.2: Factorial analysis of the correspondences. On axes the percentage of the total variance is pointed out.

Table 1. Percentage by number of the specimens caught by fishing gears.

Species (no. of specimens)	Gill net	Trammel net	Bottom long-line	Traps
<i>Pagothenia bernacchii</i> (1047)	11	45	43	1
<i>Pagothenia hansonii</i> (24)	33	59	8	
<i>Trematomus centronotus</i> (67)	22	39	37	2
<i>Trematomus newnesi</i> (105)	96	4		
<i>Trematomus nicolai</i> (1)		100		
<i>Cygnodraco mawsoni</i> (5)	80	20		
<i>Gymnodraco acuticeps</i> (13)	69	31		
<i>Chaenodraco wilsoni</i> (1)	100			
<i>Chionodraco hamatus</i> (180)	78	22		
<i>Cryodraco antarcticus</i> (4)	100			
<i>Pagetopsis macropterus</i> (5)	100			

Table 2. Depth distribution of the fishes as percentage by number.

Species	Depth (m.)				
	0-50	50-100	100-150	150-200	>200
<i>Pagothenia bernacchii</i>	<1	46	52	<<1	1
<i>Pagothenia hansonii</i>		13	83	4	
<i>Trematomus centronotus</i>		13	87		
<i>Trematomus nicolai</i>			100		
<i>Trematomus newnesi</i>		97	3		
<i>Cygnodraco mawsoni</i>			100		
<i>Gymnodraco acuticeps</i>		31	69		
<i>Chaenodraco wilsoni</i>			100		
<i>Chionodraco hamatus</i>		14	85	1	
<i>Cryodraco antarcticus</i>			100		
<i>Pagetopsis macropterus</i>		40	60		

3. RESULTS AND DISCUSSION

On the whole, 11 species belonging to Nototheniidae, Bathydraconidae and Channichthyidae have been sampled. Two other species (one specimen each) have been caught by other sampling systems: *Artedidraco loennbergi* has been found in the sediment of a bucket set at 283 m and *Trematomus eulepidotus* by a beam trawl.

The distribution of the species relative to the gears and sampling depth is reported in the tables 1 and 2 respectively. The current species list is similar to the one obtained in other localities from East Antarctica (Naito and Iwami, 1982; Williams, 1988), where *Pagothenia bernacchii* is the most common species. This situation is still valid in Terra Nova Bay, where *Pagothenia bernacchii* is numerically the most abundant species. *Trematomus newnesi* and *Chionodraco hamatus* resulted enough common; the latter has been caught greatly also at Davis station (Williams, 1988). From the factorial analysis of correspondences, the sampling depth seems to be the most important variable, influencing the species distribution. In the correspondences graph the species distribution is chiefly in relation to the depth, secondly to the sampling station (fig. 2). *Pagothenia bernacchii* is present in the whole sampled depth range, even if this species has been caught especially between 50-150 m. depth; a similar situation was observed also at Syowa station (Naito and Iwami, 1982). *Trematomus newnesi* is the most coastal species, being caught mostly up to 100 m depth; this predilection was found also in the Davis area, where all of the specimens of *Trematomus newnesi* was caught down to 20 m (Williams, 1988). It is noteworthy the fact that the 95% of *Trematomus newnesi* has been caught at station of Tethys Bay in close proximity to the ice-pack; this confirms the cryopelagic habit of *Trematomus newnesi* already pointed out from other authors (Andriashev, 1970; De Vries and Eastman, 1981).

Cygnodraco mawsoni, *Cryodraco antarcticus*, *Chaenodraco wilsoni* and *Trematomus nicolai* have been caught in a narrow depth range, being exclusively between 100-150 m depth. The other species are distributed rather homogeneously between 50-200 m depth. As regard the distribution in relation to sampling stations, *Trematomus centronotus* and *Chionodraco hamatus* have been observed at all of the stations, while *Pagetopsis macropterus*, *Gymnodraco acuticeps* and *Pagothenia hansonii* in greater degree at the stations closer to the Italian base. The sampling date appears unimportant in regard with the species distribution, even if at the end of the sampling period lower yields were observed in coincidence with a large phytoplanktonic bloom and decreasing daily light.

In regard to the relation between the sampled species and the fishing gears, the 95 % of *Trematomus newnesi* has been caught by gill net. *Chionodraco hamatus* yield depends also

on the fishing gears used; actually 78 % of specimens have been caught by gill net and no one by long-line. The gill net has been used also at Davis station, where allowed for 99 % of *Chionodraco hamatus* specimens caught (Williams, 1988) .

In spite of the clear dependence of the two mentioned species on the fishing gears, in the statistical analysis the gears appear of not great importance (fig. 2) . This probably is due to the poor relation between this variable and *Pagothenia bernacchi*, which weights a lot on the statistical analysis because of the high number of specimens caught. With regard to the number of sampled species, the gill net appeared to work best, allowing the catch of all sampled species, except for *Trematomus nicolai*. On the contrary, the traps resulted rather inefficient, because of their frequent loss due to drifting ices.

REFERENCES

- Andriashev, A.P. 1970. Cryopelagic fishes of the Arctic and Antarctic and their significance in polar ecosystems, p. 297-304. In: *Antarctic ecology*, Vol. 1. M.W. Holdgate (ed.). Academic Press, London.
- Burchett, M.S. 1983. Abundance of the nearshore fish population at South Georgia (Antarctica) sampled by trammel net. *Br. antarct. Surv. Bull.*, 61: 39-43.
- Burchett, M.S., P.J. Sayers, A.W. North and M.G. White. 1983. Some biological aspects of the nearshore fish populations at South Georgia. *Br. antarct. Surv. Bull.*, 59: 63-74.
- De Vries, A.L. and J.T. Eastman. 1981. Physiology and ecology of notothenioid fishes of the Ross Sea. *Journal of the Royal Society of New Zealand*, 11 (4): 329-340.
- Moreno, C.A., J.H. Zamorano and W.E. Duarte. 1977. Distribucion y segregacion espacial de las poblaciones de peces en Bahia South (Isla Doumer, Antartica). *Ser. Cient.Inst.Antart.Chileno*, 5 (1): 45-58.
- Naito, Y. and T. Iwami. 1982. Fish fauna in the northeastern parts of Lutzow-Holm Bay with some notes on the stomach contents. *Mera. natn. Inst. polar Res., Spec.Iss.*, 23: 64-72.
- Williams, R. 1983. The inshore fishes of Heard and McDonald Islands, Southern Indian Ocean. *J.Fish Bio.*, 23: 283-292.
- Williams, R. 1988. The inshore marine fishes of the Vestfold Hills region, Antarctica. *Hydrobiologia*, 165: 161-167.

**DISTRIBUTION OF PLANKTONIC COMPONENTS RELATED TO
STRUCTURE OF WATER MASSES IN THE ROSS SEA DURING
THE Vth ITALIANTARTIDE EXPEDITION.**

Jean Henri HECQ (1)(5), Giuseppe MAGAZZU (2), Anne GOFFART (1), Giulio CATALANO (4), Silvana VANUCCI (3) and Letterio GUGLIELMO (3).

- (1).University of Liège Belgium.
- (2).University of Lecce. Italy.
- (3).University of Messina. Italy.
- (4).Thalassographic Institute of Trieste Italy.
- (5).Chercheur Qualifié (FNRS.Belgium).

SUMMARY

An interdisciplinary study of the Antarctic pelagic ecosystem, related to hydrodynamical constraints, has been realized during the Vth ITALIANTARTIDE oceanographic expedition occurred on board of R.V. CARIBOO in the Ross Sea and in the Pacific sector of the Southern Ocean during summer 1989 - 1990.

Different analysis have confirmed the idea that the maximum of planktonic concentrations and productivity are bounded up with main frontal systems and, in the Antarctic Surface Water, with the areas of increased stability more than nutrients availability.

The results obtained during that cruise have confirmed the idea that plankton ecosystem depend essentially on the ice-retreat System. The stabilization of the upper layers of the water column due to the retreat of the constantly melting ice-edge may induce successive phytoplanktonic and zooplanktonic blooms.

RIASSUNTO

DISTRIBUZIONE DELLE COMPONENTI PLANTONICHE IN RELAZIONE ALLA STRUTTURA DELLE MASSE D'ACQUA NEL MARE DI ROSS DURANTE LA V SPEDIZIONE "ITALIANTARTIDE". Uno studio interdisciplinare dell'ecosistema pelagico antartico, in funzione delle condizioni idrodinamiche, è stato realizzato durante la V spedizione oceanografica del progetto ITALIANTARTIDE effettuata con la R/V "CARIBOO" nel mare di Ross e nel settore Pacifico dell'Oceano Meridionale nell'estate 1989-1990.

Differenti analisi hanno confermato l'ipotesi che il massimo delle concentrazioni planctoniche e della produttività sono collegate ai principali sistemi frontali e, per la "Antarctic Surface Water", più alle aree di accresciuta stabilità della colonna d'acqua che alla disponibilità dei nutrienti.

I risultati ottenuti durante questa crociera sono stati che il ecosistemo planctonico, dipendono essenzialmente del sistema degli ghiacci.

La stabilizzazione dello strato superiore della colonna d'acqua, dovuta al ritiro del margine ghiacciato in costante scioglimento, può indurre fioriture successive di fito e zooplancton. Si osserva una distribuzione a macchie di differenti stati fisiologici in funzione della velocità del ritiro del pack-ice.

1. INTRODUCTION

Up until a few decades ago, the prevalent opinion was that the southern ocean constituted an immense reservoir of biomass both in the primary and secondary productivity.

However, with the new methods for studying both standing stock and primary production of phytoplankton, the previous picture of "proverbial rich Antarctic" was replaced by the "Paradox of the Antarctic" : or the paucity of biomass in waters steadily rich in nutrients.

The concentration of these nutrients, in fact, according to Holm Hansen and Huntley (1984), should be sufficient to sustain a phytoplankton biomass of almost 25 µg/l of chlorophyll while the actually obtained values oscillate mainly between 0.1 and 1.0 µg/l and maximum values of 6 µg/l.

Also the primary production rate estimated before 1950 from the data of nutrients like those found in the richest upwelling areas, appears artificial, because the assimilation of ¹⁴C reached elevated rates only in certain areas (coastal and frontal zones and in the Marginal Ice Zone) and only for limited periods (summer blooms).

Finally, a variety of complex biological factors like grazing pressure or physical factors, such as temperature, irradiation, ice melting, macroscale circulation and the thermo-haline structure taken together determine the biological primary productivity of the Southern Ocean and seem to place it within the domain of oligotrophy when compared to other marine areas; specifically, with the Mediterranean which is especially designated an oligotrophic sea.

The problem of vertical distribution of planktonic components have been studied in the upper layers (0-200m.) of the water column during the Vth ITALIANTARTIDE cruise in the Ross Sea and in the Pacific sector of the Southern Ocean from nov 89 to feb 90 on board of the R.V.CARIBOO.

2. STRATEGY OF SAMPLING AND METHODS.

The sampling network was adapted to vertical stations and subsurface horizontal profiles from 50° South to Balleny Islands and from Balleny Islands to the Italian base of Terra Nova (75° South) in the Ross Sea (fig.1) (Guglielmo and al. 1992).

At 25 stations, a 12 bottles rosette and a Neil Brown Mark III CTD calibrated just before the cruise have been used from the surface to the bottom. The vertical stratification has been computed on the base of temperature and salinity measurements by CTD (Data from Artegiani et al in Guglielmo and al. 1992)

The ice coverage changes during the cruise have been recorded by remote sensing (fig 2, from Guglielmo and al. 1992). As a typical characteristic of the Ross Sea, the ice-free surface is propagating from the south to the north. When we realized the stations on the two transects across the Continental slope (stations 10 to 12 and stations 13 to 16), the area was ice free for only approximatively two weeks. On the other hand, the area encompassing the east-west section in the Ross sea was ice free for almost one month.

Oxygen was determined according to the method of Strickland and Parsons (1972). Data on Apparent Oxygen Utilization (AOU) are reported. The nutrients, except NH_3 , were determined by Autoanalyser according to Hansen and Grasshof (1983) and NH_3 according to a modified method of Folkard (1978).

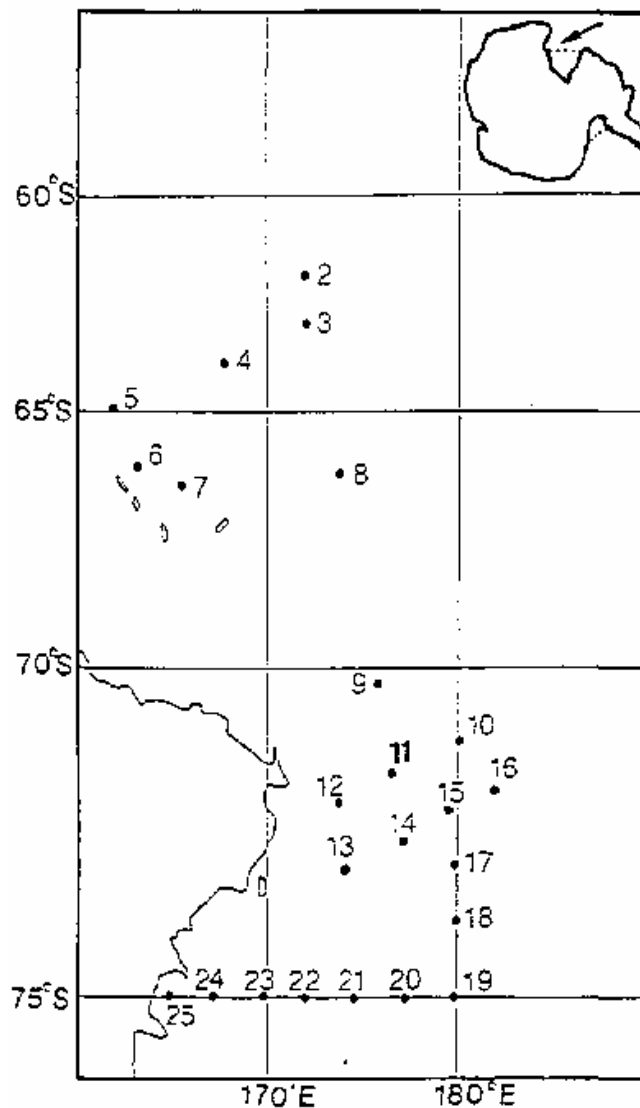


Figure 1.- Sampling area and position of the stations (From Guglielmo and al. 1992).

Phytopigments were analysed on board by HPLC. That method allows to characterize phytoplankton biomass but also physiological state of phytoplanktonic

communities (Mantoura and Llewellyn, 1983; Goffart and Hecq, 1988, 1989; Hecq et al. 1992).

The discussed pigments are chlorophyll a, phaeophorbids a and phaeophytin a. Chlorophyll a corresponds to photosynthetically active pigment of phytoplankton and the phaeophorbids a result from enzymatic degradation of chlorophyll a by zooplankton grazing on phytoplankton. Phaeophytin a is resulting from the degradation of chlorophyll a as a consequence of natural mortality of phytoplankton

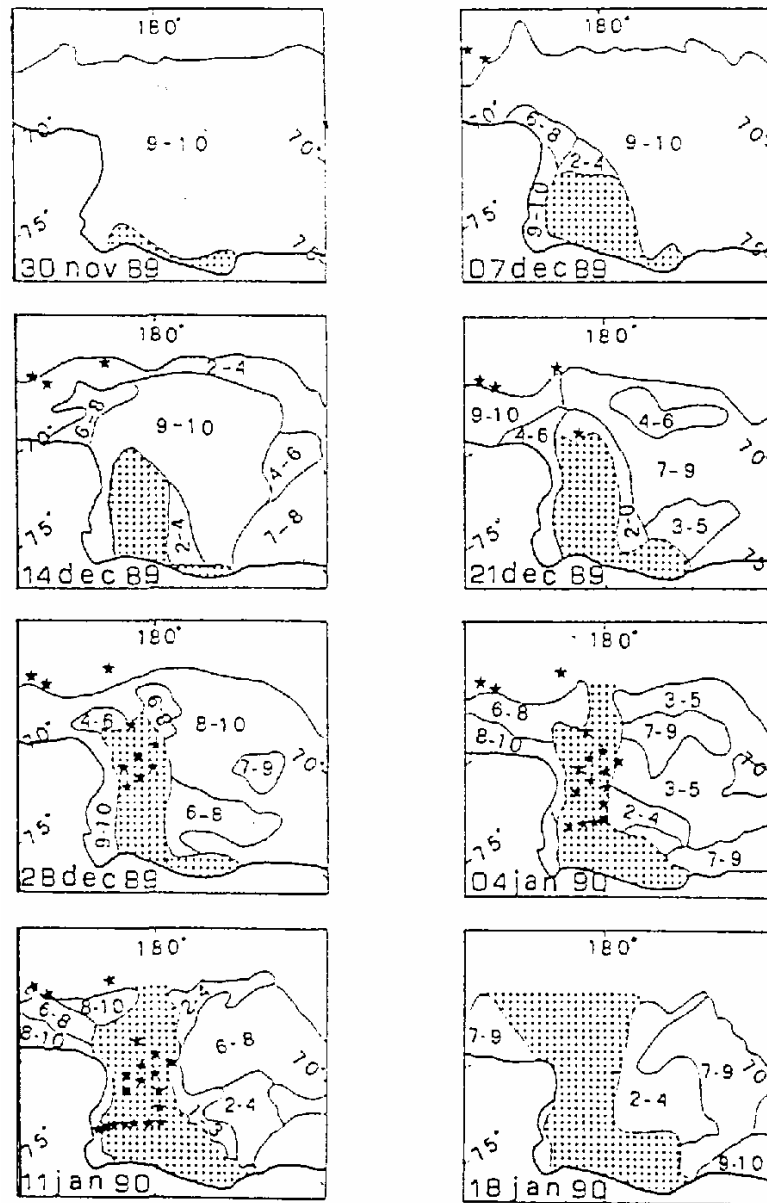


Figure 2: Cover ice temporal evolution in the south part of the studied area during the cruise period. The numbers (like 7-9) represent the cover ice of the sea-surface in tenth. The data are taken from satellite images published weekly by NAVY-NOAA Jont ICE Center. The stars represent the location of the hydrological stations executed until the date of the image. The dotted area is the ice free area (From Guglielmo and al. 1992).

or of bacterial degradation. Well separated by HPLC, phaeophytin and phaeophorbids are generally confused and interfered by classical methods.

Primary productivity have been done by ^{14}C incubation (Magazzù and Decembrini, 1989).

Zooplankton sampling have been performed by Eznet Bioness and zooplanktonic components counted after the cruise (Everson and Bone, 1986, Guglielmo et al. 1992).

3. RESULTS AND DISCUSSION.

On the base of hydrological and planktonic data, different areas have been recognized in Ross Sea and in the Pacific Sector of Austral Ocean, which are characteristic of this springtime period.

1.- At the north of the Antarctic Polar Front (ST 2 fig 3), exist a thermically homogeneous zone with a temperature of 2.5°C in the 200 upper meters and with a minimum of 1.2°C around 250 meters. Phytoplankton populations are scarce (less than $0.2\ \mu\text{g}$ of chlorophyll a /l) but diversified. The composition of xantophylls suggests the presence of diverse species of diatoms but also dinoflagellates and prymnesiophytes. The dominance of hexanoyloxy-fucoxanthin, the presence of phaeophytin a and the low concentration in phaeophorbids indicate aged and diversified phytoplankton, with poor grazing activity. Picoplankton represent 70% of total ^{14}C assimilation.

2.- Between stations 2 and 3, in the surface layer (from 0 to 150 m), a strong thermal gradient separates the Sub-antarctic Surface Water (SSW) at the north and the Antarctic Surface Water (AASW), characterized by a subsurface temperature minimum, towards the south.

Distributions of NO_3 , $\text{Si}(\text{OH})_4$ and AOU in the upper layer (0-200 meters) show strong surface gradients between stations 2 and 3. $\text{Si}(\text{OH})_4$ and NO_3 increase respectively from 18.6 to $52.9\ \mu\text{M}$ and from 25.8 to $29.2\ \mu\text{M}$. These gradients correspond to the Antarctic Polar Front (APF) or Antarctic Convergence well known to present a sharp increase of silica concentrations (Deacon, 1982; Lutjerharms et al, 1985; Le Corre and Minas, 1983; Le Jehan and Treguer, 1985; Goffart and Hecq, 1989). The gradient of PO_4 is not so marked, the concentrations being relatively high at that latitude. For this nutrient, the most important increase occurs further to the North, at the Subtropical Convergence (Goffart and Hecq, 1989).

3.- South of the Antarctic Polar Front, a first homogenous layer (with temperature ranging from 0°C to 1.6°C) is found between 0 and 50 meters. Beneath this layer, the temperature reaches minimum values of less than -1.7°C . Between 100 and 200 meters, a very sharp positive gradient in the temperature field is observed.

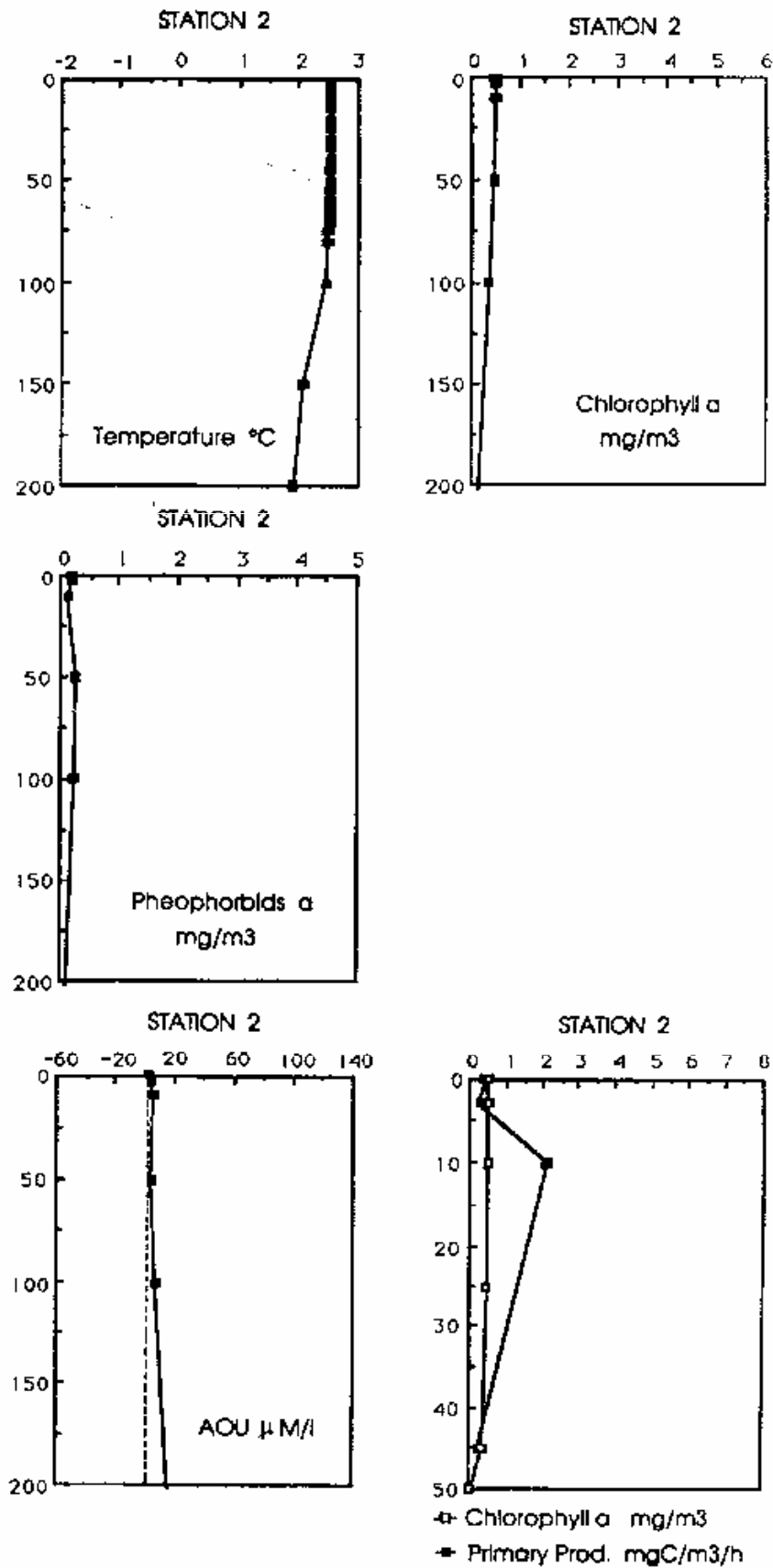


Figure 3: Vertical distribution of temperature, chlorophyll a , pheophorbids, AOU, and primary production at station 2, from 0 to 200 meters deep (from Hecq et al 1992).

In that area, AOU, NO₃ and PO₄ reach minimum values of the oceanic section of the North-South transect (NO₃ 26.35 μM and PO₄: 1.56 μM at station 8 and AOU: -6.9 μM at station 3). The concentrations of phytoplankton pigments strongly increases relatively to the North of Polar Front. The chlorophyll a goes from 0.2 μg./l at station 1 to 1.3 μg./l at station 3. Moreover, the diversity of pigments is lower. High concentrations of fucoxanthin, diadinoxanthin and diatoxanthin are observed and confirm the existence of diatoms growing populations, typical of a spring bloom (Hecq and al 1992). In the water column, the distribution of pigments shows a maximum of all pigments between 50 and 75 meters deep. At 150 meters depth, the chlorophyll a reaches 1.09 μg /l which is relatively high and unusual value for this depth. This high chlorophyll a standing crop observed until 150 meters suggests that a downwards transport of phytoplankton along the strongly sloping isopycnals in relation with vertical currents associated with the frontal hydrodynamics.

4.- In the marginal ice zone found in the vicinity of the Balleny Islands (stations 5 and 6) and in the Ross Sea (stations 8 and 10), negative or low values of surface AOU (-26.8 μM at 6 meters at the station 5; -1.7 μM at 10 meters at the station 6) correspond to a high phytoplanktonic production (55.2 mgC/m²/h at station 6)

Phytopigments concentrations show strong maxima along the ice edge and in the area of just broken pack-ice (from 2 to 6 μg chl a/l) (St 6,fig.4). These very high biomasses, associated with high primary production, can be attributed to the liberation of ice algae by melting ice. In this area, analysis performed on ice algae from the ice-snow interface reveal phytopigments concentrations from 80 to 250 μg of chl a/l.

This is in good agreement with the hypothesis that organic matter is intensively generated in the marginal ice zones (El-Sayed and Taguchi, 1981; Smith and Nelson, 1985; Nelson and Walker, 1986; Nelson et al., 1987).

However, mesozooplankton in those ice areas are characterized by a scarce density in the whole water column. This corresponds to the beginning of ice melting process and of the phytoplankton bloom. The population of herbivorous zooplankton had not yet developed. On the other hand, the presence of krill in this area is worth mentioning. The animals are grazing actively on the ice algae through a series of channels that were spotted in the ice pack. Many individuals of *Euphausia superba* measuring between 25 and 32 mm in total length were caught. There were young female with slightly developed thelycum. Their stomach content was rich in microalgae that was of the characteristic emerald green color.

5.- In the southern part of the Ross Sea, a first frontal zone is associated with the Continental slope around station 17 (73 °S). Another thermohaline front is observed between stations 22 and 21 and delineates the coastal and offshore Western Ross Sea Waters.

The average primary production is fairly high in all the stations, with a range between 8.3 (stat. 24) and 54.7 mgC/m²/h (stat. 12). It seems to be imputable to

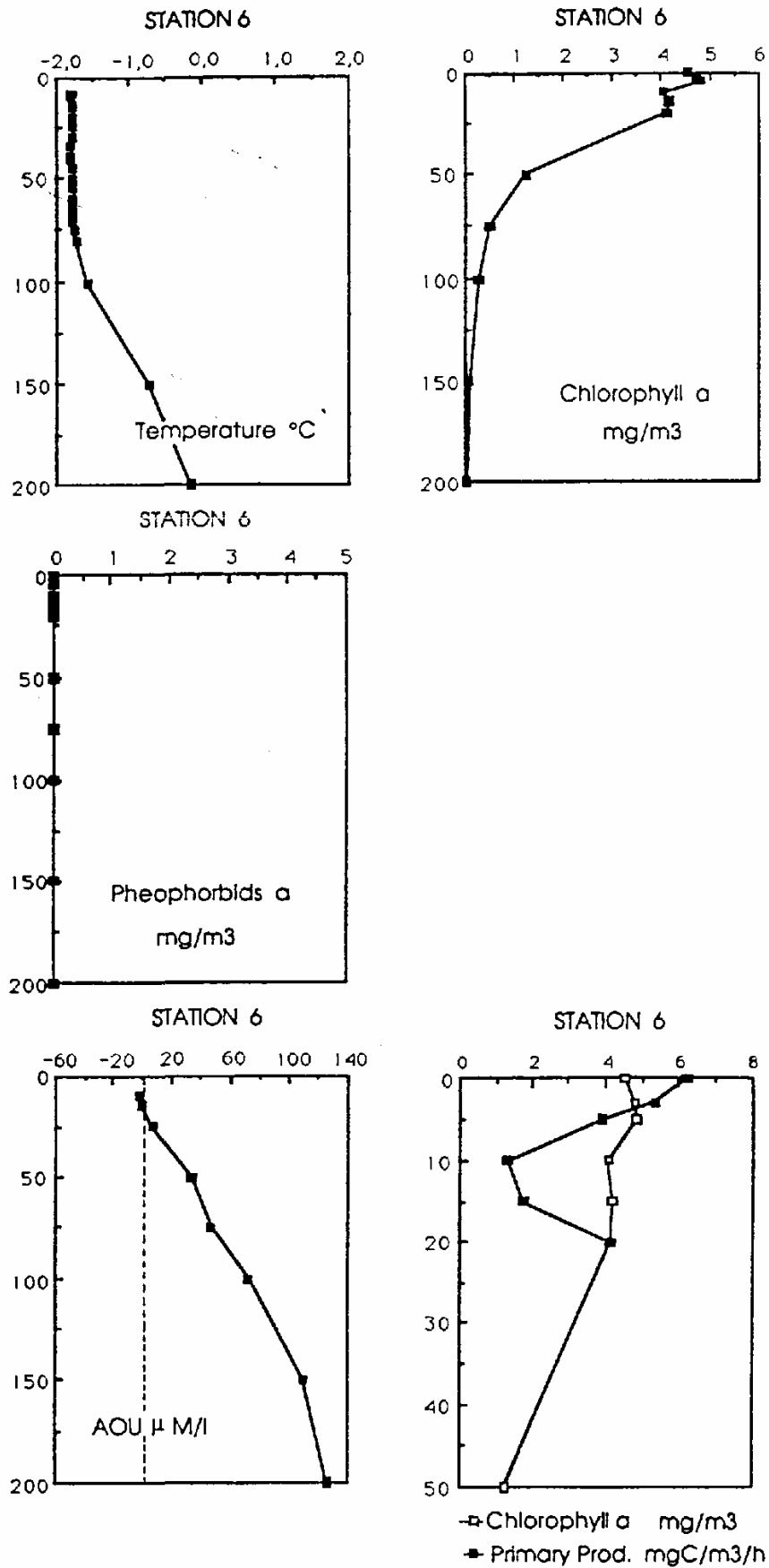


Figure 4: Vertical distribution of temperature, chlorophyll a, pheophorbids, AOU, and primary production at station 6, from 0 to 200 meters deep.

the stabilization of the upper layers of the water column due to the retreat of the pack and to the constantly melting ice-edge.

Along the east-west transect (st 19-25), the surface values of nitrate, silicate, apparent oxygen utilization (AOU) and total inorganic carbon exhibit strong differences between the eastern stations (19 to 21) (NO_3 : 26.9 μM , $\text{Si}(\text{OH})_4$: 69.5 μM , AOU: 0.8 μM and Ct: 2.11 mM at station 19) and the western stations (st 22-25) (NO_3 : 8.74 μM , $\text{Si}(\text{OH})_4$: 18.7 μM , AOU: -34.3 μM and Ct: 1.91 mM at station 25). Accordingly, nutrients decreases are always correlated to a diminution of salinity. These differences, occurring in the upper Antarctic Surface Water (AASW) layer, have to be attributed to the planktonic activity, developing preferentially in the more recent sea-ice melting zone.

The phytoplankton concentrations are quite the same as in the northern part. However, chlorophyll a is often replaced by high concentrations of phaeophorbids (2 to 5 $\mu\text{g/l}$) which are chlorophyll a degradation product by the grazing of herbivorous zooplankton. The maximum values of phaeophorbids are generally found between 15 and 25 meters (4.3 $\mu\text{g/l}$ at st 22, fig.5). Obviously, these spots of phaeophorbids correspond to those of krill detected by echosurveys. The planktonic communities in this area are more aged than in the previous sector because the waters are ice free since a longer time.

^{14}C assimilations are quite constant with a mean value of 13.9 (min. 8.3; max. 24.3) $\text{mgC/m}^2/\text{h}$ with maxima concentrated in the first 15 meters. In this transect, the minimum values of ^{14}C assimilation have been measured in the stations 22 and 24 in coincidence with lowest values of PO_4 , NO_3+NO_2 and NH_4 . A very similar picture is obtained from the vertical distribution of chlorophyll a in the upper 50 m..

In that Ross Sea Area, an horizontal and vertical distribution of the zooplankton along the transect across Victoria Land shelf have been studied (stations 13 to 16) (fig. 6). Coastal stations are characterized by low density of organisms (39 to 143 ind/100 m^3 at station 13). Limacina and Clionida are the groups dominant in the 20-30 m layer depth (48 and 89 ind/100 m^3), while the copepods are represented by a few individuals (4 ind/100 m^3). High densities of copepods are recorded in the more central stations 14 and 15, where maximum is observed from 60 to 80 m depth at the station 14 (19336 ind/100 m^3) and from 40 to 60 m at the station 15 (17794 ind/100 m^3).

Zooplankton density ranged values of 55808 ind/100 m^3 at station 16 from in the 0-20 layer depth. Beneath the 200 m, the distribution of zooplankters is uniform. Pteropods constitute the first herbivorous group in surface layer at the station 13 while the amphipods are important from 70 to 100 m.

Total biomass in the pelagic zone is represented almost entirely by copepods and chaetognaths which constitute the two trophic levels of herbivorous and carnivores, while ostracods are important in the 1000 m water column and high densities of chaetognaths are recorded always below the copepods maximum.

Moreover, if offshore station (st. 19 with a deeper thermocline) and a shelf break station (st. 22) are compared, small differences in the total abundances are observed.

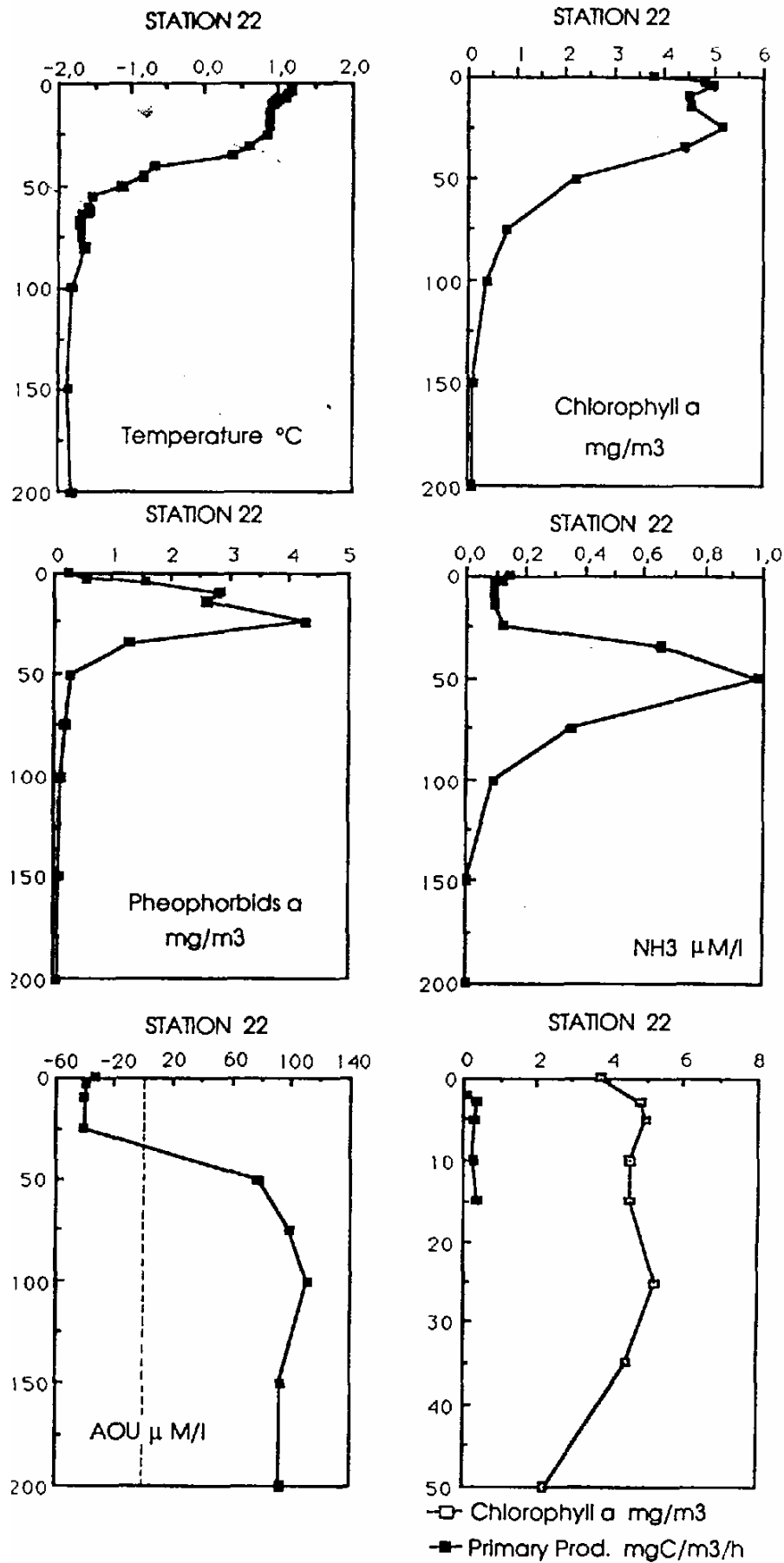


Figure 5: Vertical distribution of temperature, chlorophyll a , pheophorbids, NH₃, AOU, and primary production at station 22, from 0 to 200 meters deep.

The maximum copepods density are recorded from 120 to 140 m at the station 19 (2618 ind/100 mc) and below (150-200 m) at the station 22 (2215 ind/100 mc). Chaetognaths are more important at the station 19 from 80 to 90 m. (315 ind/100 mc) and less at the station 22 . Differences between the two stations concern mainly the zooplankton structure and composition of the surface layers. Calyptopis stages- of euphausiids dominate from 20 to 60 m strata depth at the station 19 with maximum density in the 30-40 m layer depth (1397 ind/100 me). Adult and juvenile euphausiids with *Limacina helicina* dominate in the surface layers (0-20 m).

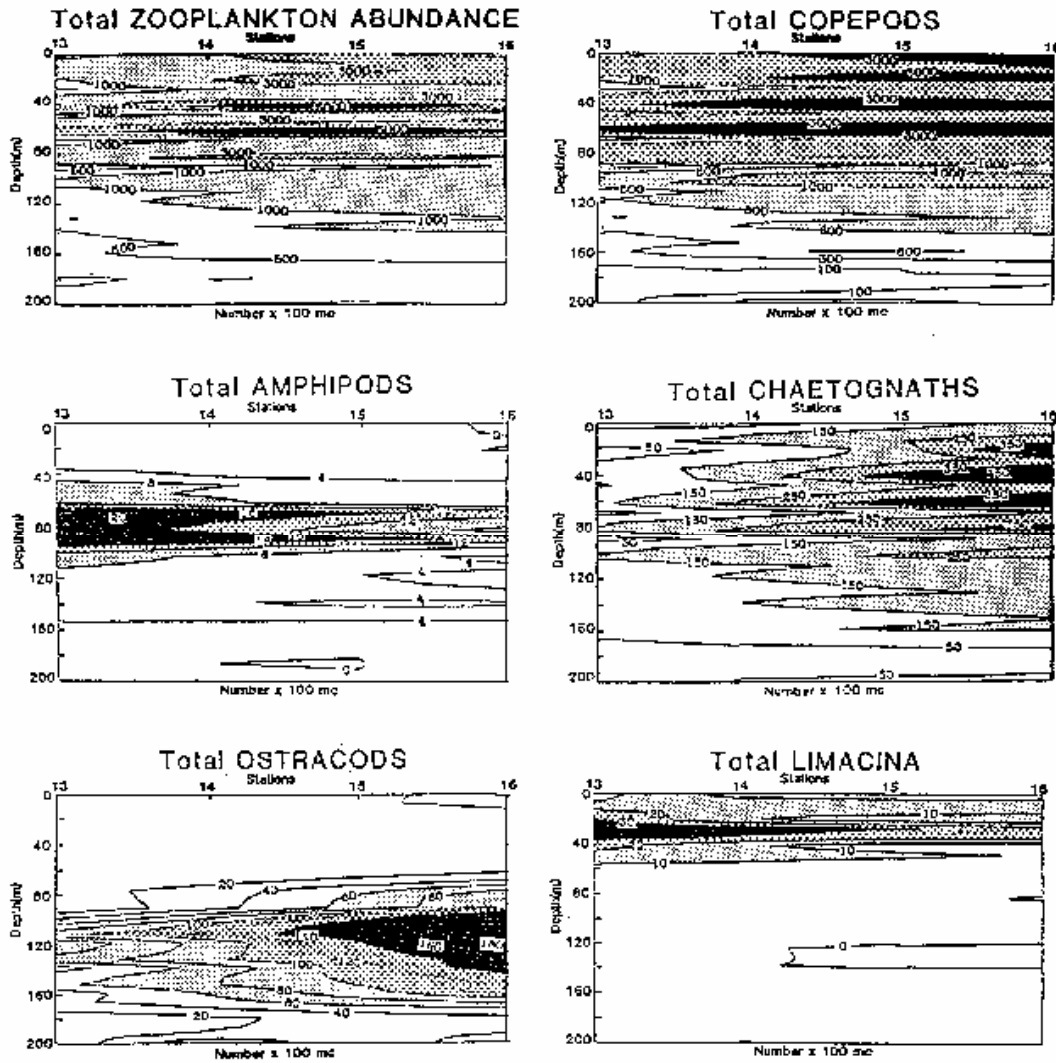


Figure 6: Spatial and vertical distribution of total and specific zooplankton between stations 13 (73° 08'S 174° 25'E) and station 16 (71° 58'S 177° 50'W) and between 0 and 200 meters deep.

Another maximum of adult euphausiids abundance is recorded from 100 to 250 m. The data acquired during second part of the cruise (January /February) concern summer and autumn less active plankton populations.

Concerning the krill, numerous and dense aggregations of animals were found in the central and northern part of the Ross Sea, west off Cape Adare. That's confirming the opinion that Pacific sector of Antarctic is not really poor with krill (Azzali and Kalinowsky in Hecq and al. 1992)

During the expedition only daylight occurred and only swarms and sometimes irregular forms were found. It confirms the important role of visual contact among individuate in cohesive forms formation.

The occurrence of numerous and dense aggregations in the areas some weeks before covered by pack ice, suggests that krill aggregations occur both in the open water and below the ice.

Visual observations of high concentrations of predators (mainly birds) near krill aggregations confirm the significant role of *E. superba* in the Ross Sea food web.

No significant variability in diurnal, vertical distribution of krill was observed. Because of absence of night it confirms that above phenomenon is strongly dependent on presence of light.

4. CONCLUSION

Different planktonic analyses have confirmed the idea that the maximum of planktonic concentrations and productivity are bounded up with main frontal systems and, in the Antarctic Surface Water, with the areas of increased stability more than nutrients availability.

The results obtained during that cruise are that pigments composition of phytoplankton, primary productivity and zooplankton distribution seems to depend essentially on the hydrological factors as ice edge position, frontal structures and water column stabilisation

The stabilization of the upper layers of the water column due to the retreat of the constantly melting ice-edge may induce successive phytoplanktonic and zooplanktonic blooms as suggested by Hecq et al (1992). At the ice edge, where water is not stratified, ice algae are liberated by melting ice, sediment in the water column, are grazed by zooplankton and later new planktonic populations are regenerated depending on the nature of coastal, shelf and offshore systems. The areas of divergences and, in general, areas of physicochemical gradients (where vertical currents are important) seem to be the most important concerning plankton variations. Moreover, referring both to results acquired during the way back (from Terra Nova Bay to New Zealand), and to literature (El Sayed, 1984), it appears that the period of melting ice is the most important of the year for phytoplanktonic productivity. The plankton biomass and production in this part of Austral Ocean, is far from the general picture of a near oligotrophic System (Jacques and Treguer, 1986) and would be reinvestigated in terms of correct spatial and temporal scales.

ACKNOWLEDGMENTS

This work is part of Italian Research Program in Antarctica (ITALIANTARTIDE: ENEA and CNR Italy) and of Belgian Research Program in Antarctica funded by the Science Policy Office (Brussels, Belgium. Contract ANTAR/06).

BIBLIOGRAPHY.

- Deacon, G.E.R. 1982. Physical and biological zonation in the southern Ocean. *Deep Sea Res.*, **29**: 1-15.
- El-Sayed, S. 1984. Productivity of Antarctic waters. A reappraisal. In *Marine Phytoplankton and Productivity*. Holm Hansen O., Bolis L., Gilles R. Springer Verlag Berlin. 19-34.
- El-Sayed, S.Z. 1987. Biological productivity of Antarctic waters: present paradoxes and emerging paradigms. In: *Antarctic aquatic biology BIOMASS Scientific series 7*:1-21.
- El-Sayed, S.Z. and S. Taguchi. 1981. Primary production and the standing crop of phytoplankton along the ice-edge in the Weddel Sea. *Deep Sea Res.*, **28**: 1017-1032.
- Everson, I. & D.G. Bone. 1986. Effectiveness of RMT8 System for sampling krill (*Euphausia superba*) swarms. *Polar Biol.* **6**: 83-90.
- Folkard, A.R. 1978. Automatic analysis of seawater nutrients. *Fish. Res. Tech. Rep.. Dir. Fish Res.,MAFF Lowestoft (UK)*, **46**: 1-23.
- Goffart, A. and J.-H. Hecq. 1988. Distribution of phytoplanktonic parameters in the Indian sector of the Southern Ocean during Indigo III emise. In *Proceedings of the Belgian National Colloquium on Antarctic Research*. Brussels october 20, 1987. Prime Ministers Service Science Policy Office 147-166.
- Goffart, A. and J.-H. Hecq. 1989. Zooplankton Biochemistry and Ecodynamics. In: *Belgian Scientific Research Programme on Antarctica. Scientific Results of Phase One (Oct 85-Jan89) Vol I. Plankton Ecology*. S. Caschetto Ed. Belgian Prime Minister's Services Sciences Policy Office.Brussels Belgium. **2**: 1-60.
- Guglielmo, L., J.-H. Hecq, A. Artegiani, F. Benedetti, G. Catalano, F. Decembrini, M. Fabiano, A. Goffart, M. Innamorati, L. Lazzara, C. Nuccio and E. Paschini. 1991. Ecohydrodynamical approach of the planktonic ecosystem during the Vth ITALIANTARTIDE expedition in the pacific sector of the Southern Ocean (1989-1990). I Oceanographic Data. *Journal of Marine System* (submitted).
- Hansen, H.P. and K. Grasshoff. 1983. Automated chemical analysis. In: Grasshoff, Ehrhardt and Kremling (eds), *Methods of seawater analysis* (2nd ed.), Verlag Chemie, Weinheim, 347-379.
- Hecq, J.H. and L. Guglielmo. 1992. Structure and Functioning of the Ross Sea Pelagic Ecosystem: An interdisciplinary approach. in *Oceanographia in Antartica* Gallardo V.A., Ferretti O. y H.I.Moyano (eds) Concepcion Chile. 153-159.

- Hecq J.H., A. Goffart, M. Azzali, R. Azzolini, G. Catalano, L. Guglielmo, J. Kalinowski, G. Magazzù, P. Povero and S. Vanucci. 1992. Ecohydrodynamical approach of the planktonic ecosystem during the Vth ITALIANTARTIDE expedition in the pacific sector of the Southern Ocean (1989-1990). II Structure and Functioning of the Ecosystem. *Journal of Marine System* (submitted).
- Holm- Hansen, O. and M. Huntley. 1984. Feeding requirements of krill in relation to food source. *J. Crus Biol*, **4** (1): 156-173.
- Jacques, G. and H. J. Minas. 1981. Production Primaire dans le secteur Indien de l' Océan Antarctique en fin de l'été.- *Oceanologia Acta*, **4**: 33-41.
- Jacques, G. and P. Treguer. 1986. Ecosystèmes pélagiques marins. Masson Ed. Paris. pp.243.
- Le Corre, P. and H. J. Minas. 1983. Distribution et évolution des éléments nutritifs dans le secteur indien de l'Océan Antarctique en fin de période estivale. *Oceanol. Acta*, **6**: 365-381.
- Le Jehan, S. and P. Treguer. 1985. The Distribution of Inorganic Nitrogen, Phosphorus, Silicon and Dissolved Organic Matter in Surface and Deep Waters of the Southern Ocean. In: Sigfried, W.R., Condy, P.R. and Laws, R.M. (eds), *Antarctic Nutrient Cycles and Food Webs*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York. 22-29.
- Lutjeharms, J. R. E., M. N. Walters and B.R. Allanson. 1985. Oceanic Frontal Systems and Biological Enhancement. In: *Antarctic Nutrient Cycles and Food Webs* Sigfried, W.R., Condy, P.R. and Laws, R.M. (Eds.), . Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York. 11-21.
- Mantoura R.F.C, and C.A. Lillwellyn. 1983. The rapid determination of algal chlorophyll and carotenoids pigments and their breakdown products in natural waters by reverse-phase High Performance Liquid Chromatography. *Analytica Chemica Acta*. **151**: 297-314.
- Magazzù G. & F. Decembrini. 1989. Primary Production. *National Research in the Antarctic. Oceanographic Cruise 1987-1988*. Data report.
- Nelson, D.M. and O.S.Jr Walker. 1986. Phytoplankton bloom dynamics of the western Ross Sea ice edge - II Mesoscale cycling of nitrogen and silicon. *Deep-Sea.Res.*,**33**: 1389-1412.
- Nelson, D.M., O.S.Jr. Walker, L.I., Gordon and B.A. Huber. 1987. Spring Distribution of Density, Nutrients and Phytoplankton Biomass in the Ice Edge Zone of Weddel-Scotia Sea. *J. Geophys. Res.*, **92**: 7181-7190.
- Smith, W.O.Jr., and D.M. Nelson. 1985a. Phytoplankton Biomass near a Receding Ice-Edge in the Ross Sea. *Antarctic Nutrient Cycles and Food Webs.*, Eds. W.R. Siegfried, P.R. Condy and R.M. Laws, Springer Verlag, Berlin Heidelberg. 52-59.
- Smith, W.O.Jr., and D.M. Nelson. 1985b. Phytoplankton bloom produced by a receding ice edge in the Ross Sea: spatial coherence with the density field. *Science*, **227**: 163-166.
- Strickland, J.D.H. and T.R. Parsons. 1972. A practical handbook of sea water analysis. *Fish. Res. Bd. Can., Bull.* 167 (2nd ed.), pp 310.

INDICATORI DI CONTAMINAZIONE FECALE NELLE ACQUE EFFLUENTI DAL DEPURATORE DELLA BASE ITALIANA IN ANTARTIDE (1989/90).

BRUNI V.*, ACOSTA POMAR M.L.C.*, MAUGERI T.L.*, TESTA L.°, PERINI A.° e MAGGIO.**

* Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina - Contrada Papardo, 31 - 98166 Messina

** Università "La Sapienza" - Roma ° E.N.E.A. - Progetto Antartide

SUMMARY

Results are reported of colimetric investigations in the Antarctic. The waters analysed were: 1) effluent water from the sewage disposal plant of the Italian Base; 2) water destined for human consumption; 3) sea water from the Bay facing the Base.

The investigations were carried out to verify the efficacy of the sewage treatment plant in relation to the anthropic charge and its effect on the autochthonous marine microbial community in the Bay.

The results obtained show:

- 1) an over-loaded sewage treatment plant;
- 2) a consequent pollution of the sea water which, however, was limited at the point where the effluent water from the plant mixes with the sea water;
- 3) the suitability of the water destined for human consumption.

Then, the microbial autochthonous population does not show variations in relation to the allochthonous population.

1. INTRODUZIONE

Le indagini microbiologiche dei mari antartici sono state finora soprattutto dirette allo studio della flora microbica autoctona sia sotto l'aspetto quantitativo e qualitativo, sia per quanto riguarda le sue capacità biochimiche.

La presenza negli ultimi anni di insediamenti antropici, inizialmente stagionali e in alcune zone, di recente, anche permanenti, pongono la necessità di uno studio ad ampio spettro dei vari parametri che ne quantificano l'impatto ambientale. In particolare la presenza nella spedizione italiana 1989/90 di specialisti di Impatto Ambientale e di Microbiologia ha permesso di mettere a fuoco le problematiche inerenti al destino ed alla sopravvivenza della flora microbica alloctona legata alla fisiologia e all'attività dell'uomo. Nel 1985, la prima fase della costruzione della base italiana nella Baia di Terra Nova ha portato all'installazione di un impianto di depurazione di tipo biologico DIEFENBACH, che nel 1988 presentava una efficacia di abbattimento per una portata di reflui provenienti da un'utenza di 60 unità .

Durante la spedizione 1989-90, si è avuto un sensibile incremento delle presenze, sino a un massimo, in alcune giornate, di 173 unità , che ha causato degli evidenti problemi ai fini della depurazione.

Si è ritenuto interessante pertanto studiare 3 aspetti di questo input antropico. 1) Qualità microbica delle acque per uso civile; 2) verifica dell'efficienza del depuratore, con ricerche dei microorganismi indicatori di inquinamento sia negli effluenti dal depuratore che nelle acque marine riceventi della baia antistante; 3) rapporti tra questa flora e quella autoctona.

Le indagini microbiologiche sono state curate dalla linea di ricerca "Microbiologia Marina", le altre dalla linea di ricerca "Impatto Ambientale".

2. MATERIALI E METODI

I prelievi sono stati effettuati con cadenza di solito settimanale, dal 24/12/89 all' 1/2/90 nelle 5 stazioni riportate nella cartina annessa (fig.1).

In particolare sono state prelevate sterilmente:

- STAZ. 1: acque fuoriuscite dall'impianto di dissalazione dopo trattamento con U.V.;
- STAZ. 2: acque effluenti dal depuratore;
- STAZ. 3: acqua di mare sottostante lo sbocco dell'effluente, dopo lo sversamento (prelievo a 0,30m dalla superficie);
- STAZ. 4: acque marine a 50 metri dalla riva di fronte allo sbocco con batimetria di 8,5 metri (prelievo a 0,30 m dalla superficie);
- STAZ. 5: acque marine in corrispondenza della presa di acqua destinata al processo di dissalazione.

I campioni, immediatamente dopo il prelievo sono stati sottoposti subito alle seguenti indagini:

1) determinazione in piastra dei Batteri eterotrofi aerobi, con semina su Marine Agar 2216 (Difco) per disseminazione superficiale di 0,1 ml del campione tale e quale o diluito, ed incubazione per 15 gg a 4 ° C.

2) Ricerca dei coliformi totali, coliformi fecali e streptococchi, secondo le metodiche consigliate dal WHO (1977), che prevedono l'uso delle membrane filtranti e come terreni di coltura m-Endo (Difco) per i coliformi totali, m-FC (Difco) per i coliformi fecali e m- Enterococcus (Difco) per gli streptococchi.

3) Conteggi diretti per la valutazione della popolazione microbica totale ed autofluorescente, secondo Maugeri *et al.* (1989).

4) Valutazione del BOD₅ e COD: per quest'ultime analisi, in particolare, le metodiche utilizzate sono state quelle raccomandate dall'IRSA dovutamente modificate come segue:

BOD₅ - Il campione, opportunamente diluito con soluzione standard ed inoculo, viene areato per 20 minuti a 20 °C, dopo 15 minuti si effettua la prima determinazione, si lascia in incubazione per 5 giorni sempre a 20 °C e allo scadere del tempo di incubazione, viene eseguita una seconda misura; per differenza si ha la quantità di ossigeno consumato biologicamente. La metodica, pur nella sua semplicità, per la scarsa riproducibilità, richiede un numero adeguato di determinazioni; inoltre l'informazione richiesta si ottiene solo dopo 5 giorni.

COD - Per le ragioni sopra esposte, viene preferita la misura del COD. Attualmente è in uso, presso i laboratori di impatto ambientale, strumentazione HACH, composta da un fotometro, un reattore termico e confezioni standard per

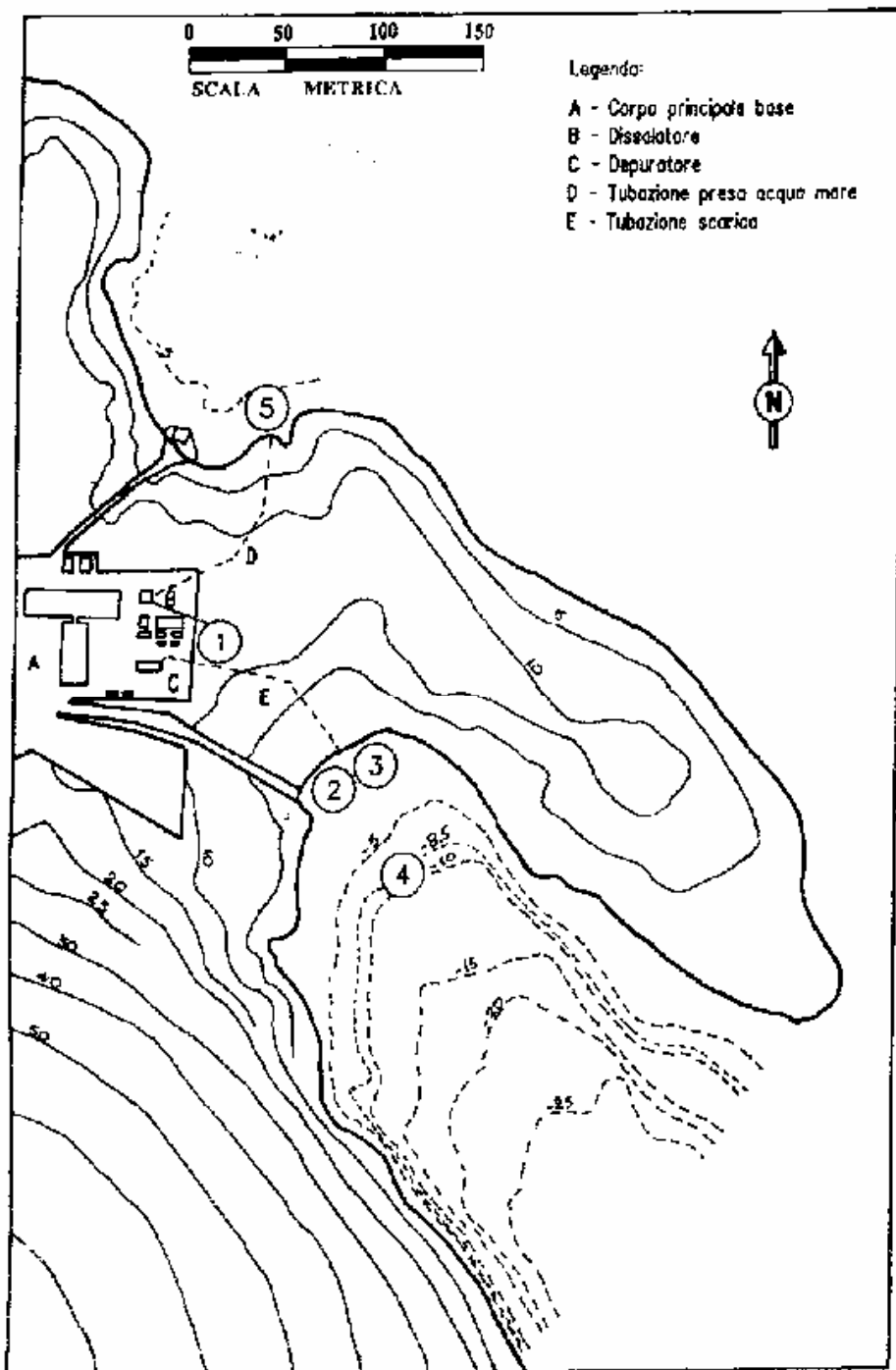


Fig. 1: Stazioni di campionamento.

varie determinazioni. Un'aliquota del campione, posto in fiala di disaggregazione, contenente soluzione standard di potassio bicromato ed altri reattivi per eliminare eventuali interferenze, viene tenuta in reattore per 2 ore. Azzerato il fotometro con la soluzione standard, si esegue la misura del campione. La possibilità di eseguire in contemporanea 16 determinazioni, ed il breve tempo richiesto danno l'opportunità di ripetere eventuali determinazioni dubbie. La risposta immediata, la praticità e, soprattutto, l'assenza di residui chimici tossici rendono la metodica descritta idonea all'uso in un ambiente particolare quale l'Antartide.

5) Torbidità determinata per via fotometrica.

Per quanto concerne le caratteristiche fisico-chimiche e biologiche dell'area di campionamento si rimanda ai rapporti scientifici presentati dalle specifiche unità operative.

3. RISULTATI

Nelle tabelle 1 e 2 vengono riportati i risultati microbiologici.

Nella tabella 3 sono riportati i risultati della temperatura, torbidità, pH, BOD₅ e COD.

Nella fig. 2 vengono rappresentati gli andamenti delle componenti microbiche prese in considerazione.

Per quanto si riferisce alla carica degli indicatori fecali, nelle stazioni 2 e 3 sono stati ottenuti di solito valori da definire superiori a quelli consentiti sia per gli scarichi da immettere in acque superficiali (D.P.R. 319 del 10.5.76 legge Merli) sia per le acque marine destinate ad usi diversi (Direttiva CHE n° 76/160 dell'8/12/1975, DPR 8/6/1982 n° 470).

Nella stazione 1 l'acqua dissalata e dopo trattamento con U.V. è risultata di solito batteriologicamente pura, fatta eccezione che il 16/1/90 in cui sono stati ottenuti valori positivi, anche se molto bassi (CT = 5 CFU/100ml; CF = 6; SF = 3).

Anche nelle stazioni prettamente marine distanti dallo sbocco, per quanto riguarda i batteri di origine fecale si sono avuti per lo più risultati negativi, fatta eccezione che per il prelievo dell'9/1/90, i cui valori (2 colonie/100ml, sia per i coliformi totali sia per i coliformi fecali) sono in ogni caso da considerarsi non rilevanti e da mettere forse in relazione all'intensa attività umana di lavoro in situ.

I valori della componente microbica totale (TOC), ottenuti mediante conteggi diretti con microscopio ad epifluorescenza, hanno oscillato tra un minimo di $4,2 \times 10^7$ cell./l (stazione 2 il 23.1.90 e stazione 3 il 16.1.90) ed un massimo di $8,1 \times 10^7$ cell./l (stazione 5 il 9.1.90).

La componente autofluorescente (TAC), ha variato tra un minimo di $2,1 \times 10^3$ cell./l (il 23.01.90, staz.2) e un massimo di $8,1 \times 10^9$ cell./l (il 9.1.90, staz.4), costituendo rispettivamente lo 0,005% e il 12,08% dei microrganismi totali presenti. E' da notare che i valori massimi sono stati riscontrati nelle stazioni poste al largo.

Per quanto riguarda gli eterotrofi aerobi, coltivabili su Marine Agar, essi hanno oscillato tra un valore minimo di $1,1 \times 10^3$ cell./l e un massimo di $7,1 \times 10^6$ cell./l. In rapporto al totale dei microrganismi presenti essi hanno rappresentato soltanto lo 0,00023 % e lo 0,39 % rispettivamente.

Nei campioni più ricchi in microrganismi i coliformi totali e fecali sono

TAB: 1 - INDICI COLIMETRICI (batter/100m).

DATA	STAZ.	C T	C F	S F
24.12.89	1	0	0	0
	2	0	0	38
	3	3400	640	360
30.12.89	1	0	0	0
	2	INC	0	0
	3	450	250	7
	4	0	0	0
	5	0	0	0
09.01.90	1	0	0	0
	2	INC	1000	INC
	3	900	900	640
	4	2	2	1
	5	1	0	0
16.01.90	1	5	6	3
	2	INC	INC	INC
	3	3200	200	250
	4	0	0	0
	5	0	0	0
23.01.90	1	2	0	0
	2	INC	INC	INC
	3	10000	10000	2700
	4	0	0	0
	5	0	0	0
01.02.90	1	0	0	0
	2	INC	INC	INC
	3	INC	1115	1800
	4	1	0	0
	5	0	0	0

C T = COLIFORMI TOTALI
 C F = COLIFORMI FECALI
 S F = STREPTOCOCCHI FECALI
 INC = INCONTABILI

TAB: 2 - DENSITA' CELLULARE DELLA COMPONENTE MICROBICA TOTALE ,
 AUTOFLUORESCENTE ED ETEROTROFA AEROBIA (cell./l).

DATA	STAZ.	TDC	CFU	TAC
24.12.89	1	---	7.1×10^3	---
	2	3.8×10^8	4.2×10^3	3.3×10^4
	3	3.7×10^9	9.6×10^4	3.6×10^6
30.12.89	1	---	8.5×10^3	---
	2	4.5×10^7	1.0×10^6	3.8×10^4
	3	4.1×10^8	1.0×10^6	3.7×10^5
	4	4.6×10^7	7.2×10^5	9.1×10^6
	5	4.9×10^7	1.3×10^5	8.1×10^6
09.01.90	1	---	1.5×10^3	---
	2	7.6×10^8	3.0×10^6	6.1×10^4
	3	6.5×10^7	2.8×10^4	7.2×10^6
	4	6.7×10^8	7.5×10^3	8.1×10^7
	5	8.1×10^9	1.9×10^4	4.3×10^6
16.01.90	1	---	4.6×10^4	---
	2	3.8×10^8	3.0×10^6	4.1×10^4
	3	4.2×10^7	1.5×10^5	5.1×10^5
	4	7.1×10^8	1.2×10^3	6.2×10^6
	5	7.6×10^7	1.2×10^3	6.1×10^5
23.01.90	1	---	1.2×10^4	---
	2	4.2×10^7	1.1×10^3	2.1×10^3
	3	3.9×10^8	4.5×10^4	6.1×10^6
	4	4.9×10^7	---	3.1×10^6
	5	4.3×10^8	1.0×10^3	3.2×10^7
01.02.90	1	---	5.0×10^4	---
	2	2.5×10^8	7.1×10^6	6.1×10^7
	3	1.9×10^9	9.0×10^4	6.8×10^7
	4	2.5×10^8	8.0×10^4	7.1×10^6
	5	3.0×10^7	6.0×10^3	6.4×10^5

TDC = CONTEGGI DIRETTI
 TAC = CONTEGGI AUTOFLUORESCENTI
 CFU = UNITA' FORMANTI COLONIA

TAB: 3 - Temperatura, pH, torbidità (N.T.U), C.O.D. e B.O.D.₅

DATA	STAZ.	T.C.	pH	N.T.U.	C.O.D. (mg/l)	B.O.D. ₅ (mg/l)
30.12.89	1	13,8	8,6	—	—	—
	2	19,6	9,1	—	206	—
	3	6,7	8	—	227	—
	4	6	7,8	0	219	—
	5	6,7	8,3	0	229	—
09.01.90	1	12,5	8,3	4	20	32
	2	22,3	7,5	270	336	410
	3	5,4	8,1	8	192	260
	4	7	8,1	3	136	300
	5	4	8,1	1	164	240
16.01.90	1	15,9	7,6	0	0	—
	2	17	7,4	273	432	390
	3	—	8,2	4	120	160
	4	—	—	—	—	—
	5	—	—	—	—	—
23.01.90	1	15,2	6,5	0	8	210
	2	15,7	7,6	193	394	470
	3	—	7,8	2	136	300
	4	—	7,9	0	120	330
	5	—	7,9	0	140	310
01.02.90	1	16	6,5	0	12	—
	2	16	7,6	240	448	340
	3	—	9,1	—	104	70
	4	7	7,8	0	112	110
	5	—	7,9	0	124	90

I valori si riferiscono alle misure eseguite sui prelievi delle ore 14.30.

Per quanto si riferisce alla stazione 3, i campionamenti sono stati effettuati a sinistra dalla uscita del depuratore.

N.T.U. = Unità Nefelometrica di Torbidità

COMPONENTI MICROBICHE

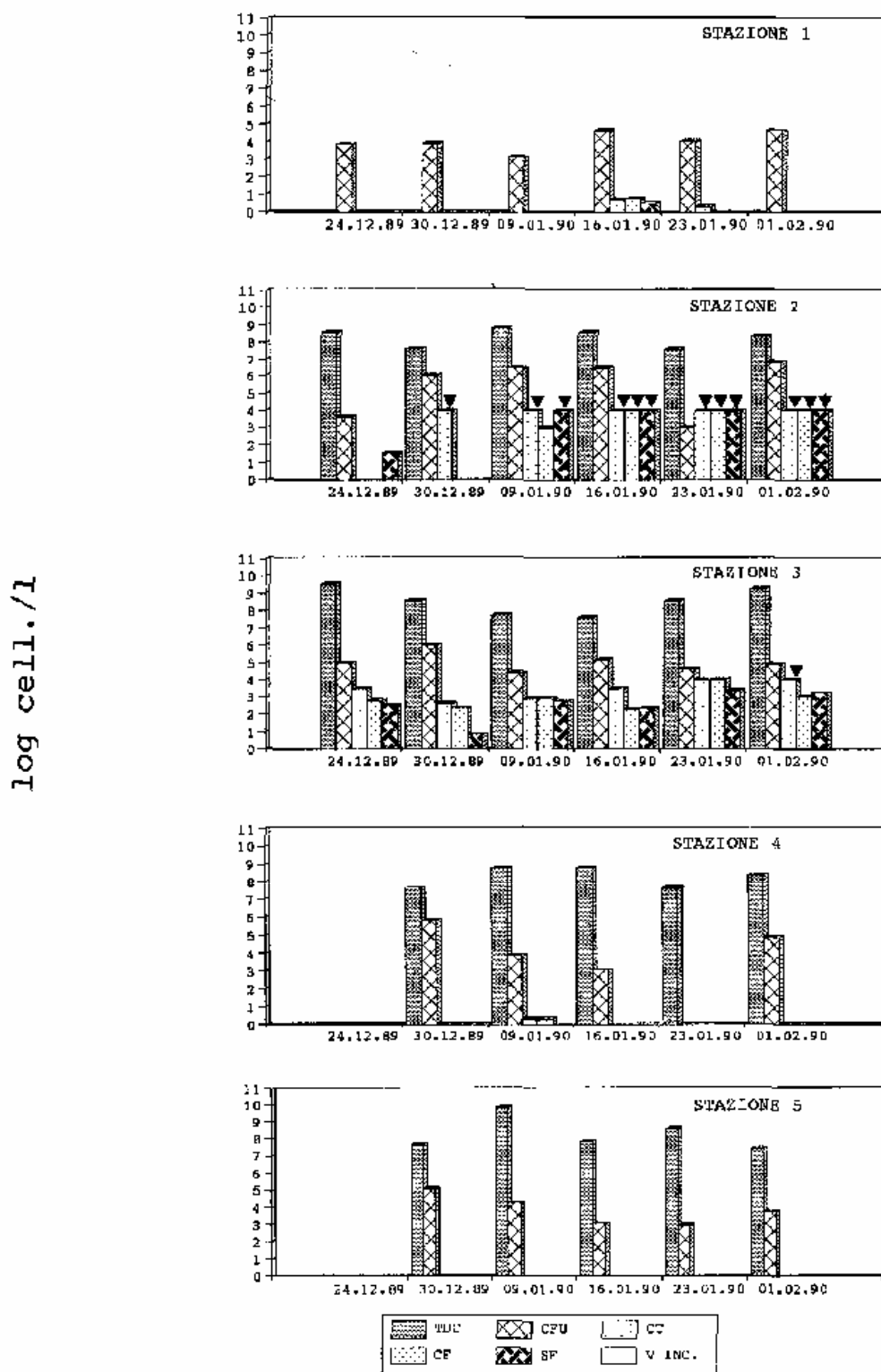


Fig. 2 : Distribuzione dei microorganismi totali, eterotrofi ed indicatori fecali.

arrivati a rappresentare solo lo 0,0025 % .

I valori di COD, misurati all'uscita del depuratore, sono risultati frequentemente compresi tra i 206 e 448 mg/l. I picchi di valori, riscontrati nella stazione 2, sono sempre associabili ad eventi ben documentabili e, soprattutto, ad un carico eccessivo di utenze giornaliera.

I dati relativi al BOD₅ , che appaiono elevati, sono da considerarsi solo puramente indicativi, in quanto è stato possibile effettuare una sola determinazione per campione.

4. CONCLUSIONI E CONSIDERAZIONI

In conclusione, le acque destinate all'uso umano hanno presentato durante il periodo di indagine indici colimetrici corrispondenti ai valori standard di qualità richiesti, con l'unica eccezione riscontrata il 16.1.1990 in cui è stata registrata presenza sia di coliformi fecali (6 batteri/100ml) che di Streptococchi (3 batteri/100ml). Tale eccezione è quasi certamente da mettere in relazione con un temporaneo malfunzionamento dell'impianto di sterilizzazione U.V. riscontrato in quei giorni.

L'insieme dei risultati relativi ai batteri indicatori d'inquinamento fecale e al COD delle acque effluenti ha dimostrato, come era da attendersi, che il depuratore era insufficiente per il carico di utenza massima a cui è stato sottoposto.

Nel sito corrispondente all' immissione in mare dell'effluente sono apparsi costantemente presenti microrganismi di origine fecale, che testimoniano del continuo apporto di acque batteriologicamente cariche. Nelle altre stazioni marine, prese in esame come controllo, poste lontane dallo sbocco, l'assenza di batteri indicatori fecali dimostra che l'inquinamento è rimasto localizzato al punto di immissione.

Le flore batteriche autoctone non hanno presentato costanti e parallele variazioni in relazione alle dimensioni della popolazione alloctona.

E' ben noto che il mare in genere non costituisce un ambiente ottimale per la sopravvivenza dei batteri di origine terrestre oltre che per la sua capacità autodepurante, dovuta a fattori di natura fisico-chimica e biologica, anche per la eventuale produzione di sostanze antibiotiche da parte degli organismi in esso viventi.

Il tempo di sopravvivenza in acque marine di alcuni microrganismi di origine umana, ed in special modo di quelli patogeni, è stato oggetto di numerose ricerche, che hanno messo in evidenza che esso è estremamente vario, estendendosi da frazioni di ora a giorni, a settimane e dipendendo da capacità specifiche dei singoli organismi e da numerosi fattori (Genovese, 1977).

Per quanto concerne, in particolare i coliformi, le classiche esperienze di Orlob (1956) hanno dimostrato che la loro sopravvivenza nell'acqua di mare è favorita dalle basse temperature ed ostacolata dalle alte, come in effetti si verifica per altri germi e per i virus enterici. Da sottolineare che nel punto di mescolamento in mare delle acque provenienti dal depuratore la temperatura dell'acqua si aggirava intorno a qualche grado sopra lo 0° C.

E' stato messo in evidenza da numerosi studiosi che in ambienti marini e salmastri le più elevate densità in batteri inquinanti si riscontrano nei periodi invernali (Bruni, 1966; Rhenheimer, 1977; Genovese, 1977; Bruni et al., 1983).

In considerazione di quanto detto non è dunque da escludere che si possa avere nelle acque fredde dei mari antartici una sopravvivenza di germi di origine umana maggiore che nei mari a più elevata temperatura.

Appare, a nostro avviso, necessario, quindi, indagare con ricerche sia di laboratorio che di campo, e su questo specifico aspetto e sull'azione di altri fattori fisici, chimici e biologici di autodepurazione delle acque marine antartiche, non solo nei confronti dei batteri fecali banali, ma anche di quelli patogeni.

In ogni caso è da considerare prioritario cercare di mantenere il corretto rapporto tra presenza umana e capacità degli impianti, riducendo il carico associato alla presenza umana e/o con impianti di depurazione adeguati alle presenze reali previste. E' forse opportuno aggiungere l'importanza di controllare le immissioni in mare di sali di azoto e fosforo, che potrebbero causare esplosioni algali non naturali, analogamente a quanto succede in altri mari del mondo.

5. BIBLIOGRAFIA

Bruni V., 1966 - Ciclo annuale di determinazioni colimetriche nel lago di Faro. *Boll Pesca Pisc. Idrobiol.*, 21, 287 - 298.

Bruni V., De Domenico M. e Genovese L., 1983 - Ulteriore ciclo di determinazioni degli indici di inquinamento nel lago salmastro di Faro. *Atti Soc. Peloritana. Sci. Fis. Mat. Nat.* Nuova serie, 29, 75- 82.

Genovese S., 1977 - Inquinamento microbico e processi di autodepurazione. *Atti dei convegni Lincei*, 31, 289 -314.

Maugeri T.L., Acosta Pomar M.L.C, e Bruni V., 1989 - Il picoplancton. In: "Metodi per lo studio del plancton marino". *Nova Thalassia* 10,suppl.2.

Orlob G.T., 1956 - Viability of sewage bacteria in sea water. *Sewage Ind. wastes* 28. 1147-1167.

Rheinheimer G., 1977 - Regional and seasonal distribution of saprophytic and coliform bacteria. In: *Microbial Ecology of a brackish water environment*. Rheinheimer G. ed. pp. 121 -137, Springer-Verlag, Berlin.

WHO, 1977 - Guidelines for health related monitoring of coastal water quality, 50-57.

**NOTE SULL'OCEANOGRAFIA BIOLOGICA DELLA CONFLUENZA
WEDDELL/SCOTIA E DEL GHIACCIO MARGINALE
(EPOS LEG 1)**

Franco BIANCHI, Fabrizio CIOCE, Giorgio SOCIAL

C.N.R. Istituto di Biologia del Mare, Venezia

An oceanographic study (E.P.O.S.) from open ocean through the ice edge and under the pack ice of the Weddell Sea was conducted with the R/V Polarstern during the austral spring of 1988; it was realized in the frame of the European Science Foundation network on Polar Science. Aim of the Italian participation was to study the nutrient distribution as well as the phytoplankton associations. Four North-South transects were performed from October 11th to November 19th: first transect revealed a late winter situation, with nutrients maxima (32, 98 and 2.2 μM respectively for nitrate, silicate and phosphate) and chlorophyll *a* minima below 1 $\mu\text{g dm}^{-3}$. Phytoplankton production under the ice was very low, with abundances of 1-2 10^4 cells dm^{-3} and a large number of empty frustules of pennate diatoms and detritus. In the last transect, ice melting led to some stratification on the water column, favouring phytoplankton growth and nutrient consumption (minima of 18, 30 and 1.5 μM of nitrate, silicate and phosphate). Phytoplankton bloom was found in open ocean (Weddell Scotia Confluence) and in the outer marginal ice zone, with chlorophyll maxima up to 3 $\mu\text{g dm}^{-3}$ and centric diatoms communities in long chains.

Nello studio dell'ecosistema antartico, il margine del ghiaccio rappresenta un sito di particolare interesse, poiché in esso avvengono processi biologici molto attivi (Smith e Nelson 1985); si ritiene ad esempio che le microalghe contenute nel ghiaccio siano una fonte sufficientemente prevedibile ed abbondante di nutrimento per il krill durante il tardo inverno australe (Stretch et al. 1988).

Per aumentare le conoscenze di base di questo ambiente, l'European Science Foundation ha lanciato nel 1986 un programma di ricerca sull'ecologia marina dell'Antartide, denominato "European Polarstern Study: E.P.O.S.". Esso si prefiggeva uno studio integrato ed interdisciplinare di questo ecosistema, da realizzarsi durante tre crociere stagionali (primavera, estate ed autunno australi) nella medesima area geografica, compresa tra il Mare di Weddell ed il Mare di Scotia. Si ritiene infatti che il Mare di Weddell occidentale sia una delle poche aree dove coesistano le condizioni caratteristiche dell'Oceano Antartico, rappresentate dal mare aperto, dal ghiaccio marino stagionale e dal pack permanente (Hempel 1989).

Quale riferimento per il progetto veniva indicato l'Istituto Alfred Wegener di Bremerhaven (RFG), sia per la lunga tradizione di ricerca in ambienti polari, sia perché dotato di una efficiente nave rompighiaccio quale il Polarstern.

Scopo della prima crociera era lo studio del ghiaccio e dei suoi biota in relazione al sistema pelagico; l'interesse principale della seconda campagna era rivolto all'ecosistema pelagico della confluenza Weddell/Scotia, mentre la terza era maggiormente finalizzata allo studio del benthos e dei sedimenti nel Mare di Weddell orientale. Durante ciascuna crociera, venivano ripetuti alcuni transetti comuni, al fine di valutare le variazioni nel tempo dei fenomeni considerati.

In questa nota si riferisce sull'attività svolta durante la campagna oceanografica primaverile (EPOS leg 1), in una situazione stagionale in evoluzione dal tardo inverno, a partire dalla massima estensione del ghiaccio, fino alla primavera inoltrata (11 ottobre - 19 novembre 1988).

L'area in questione presenta una grande variabilità per quanto riguarda la distribuzione e la dinamica delle masse d'acqua: la collocazione geografica della confluenza Weddell/Scotia (WSC) varia di anno in anno tra 58° e 62° lat. sud (Stein 1986). A nord della WSC prevale la Corrente Circumpolare Antartica direzionata verso est, originata sia dall'impulso del vento sia dalla struttura di densità; al di sotto della WSC permane una circolazione ciclonica oraria (vortice di Weddell), confinata a sud dal continente antartico, a ovest dalla penisola antartica ed estesa fino a 20° - 30° long. ovest (Carmack e Poster 1975).

La strategia dei campionamenti finalizzati allo studio delle variazioni dei parametri oceanografici fondamentali, dei nutrienti disciolti, dei popolamenti planctonici e del krill è stata orientata secondo quattro transetti con direttrice nord-sud: dal mare aperto al margine del ghiaccio, dentro il ghiaccio e sotto il medesimo. È stata presa in considerazione un'area situata entro le seguenti coordinate: 57°50.8' e 63° 21.4' lat. sud; 45°34.9' e 54°17.5' long. ovest (fig. 1).

La partecipazione italiana alla prima crociera del progetto EPOS, svoltasi sotto gli auspici del Programma Nazionale di Ricerche in Antartide, si è esplicata nello studio descrittivo dei nutrienti disciolti e dei popolamenti fitoplanctonici. I metodi di campionamento ed analisi sono descritti in: Bianchi, Cioce e Socal 1989; Larsson et al. 1990.

È stata valutata la distribuzione geografica del fitoplancton, le relazioni di esso con le proprietà idrografiche della colonna d'acqua e con i nutrienti disciolti, nonché gli effetti che la copertura del ghiaccio ed il suo scioglimento manifestano sui popolamenti fitoplanctonici.

I risultati ottenuti nell'esecuzione del primo transetto (18-20 ottobre) indicano una distribuzione tardo invernale dei parametri esaminati, con concentrazioni di nutrienti elevate (medie di 32 μM per i nitrati, 98 μM per i silicati e 2.2 μM per i fosfati) e concentrazioni di clorofilla *a* nettamente inferiori ad 1 $\mu\text{g dm}^{-3}$ (fig. 2). Nella colonna d'acqua sotto il ghiaccio, inoltrandosi verso sud, nel pack consolidato, con temperature dell'acqua inferiori a -1.6°C (Larsson et al. 1990), l'attività fitoplanctonica appare molto scarsa (Bouquegneau et al. 1989); nei campioni di fitoplancton da conteggio sono state rinvenute abbondanze totali dell'ordine di 1 - 2 10^4 cellule dm^{-3} , con considerevoli quantità di frustuli vuoti di diatomee pennate (Bianchi et al. 1989).

Durante l'esecuzione dell'ultimo transetto, avvenuta nelle due settimane successive, (4-13 novembre, fig. 3), i processi di scioglimento del ghiaccio hanno instaurato fenomeni di stratificazione della colonna d'acqua, favorendo in tal modo

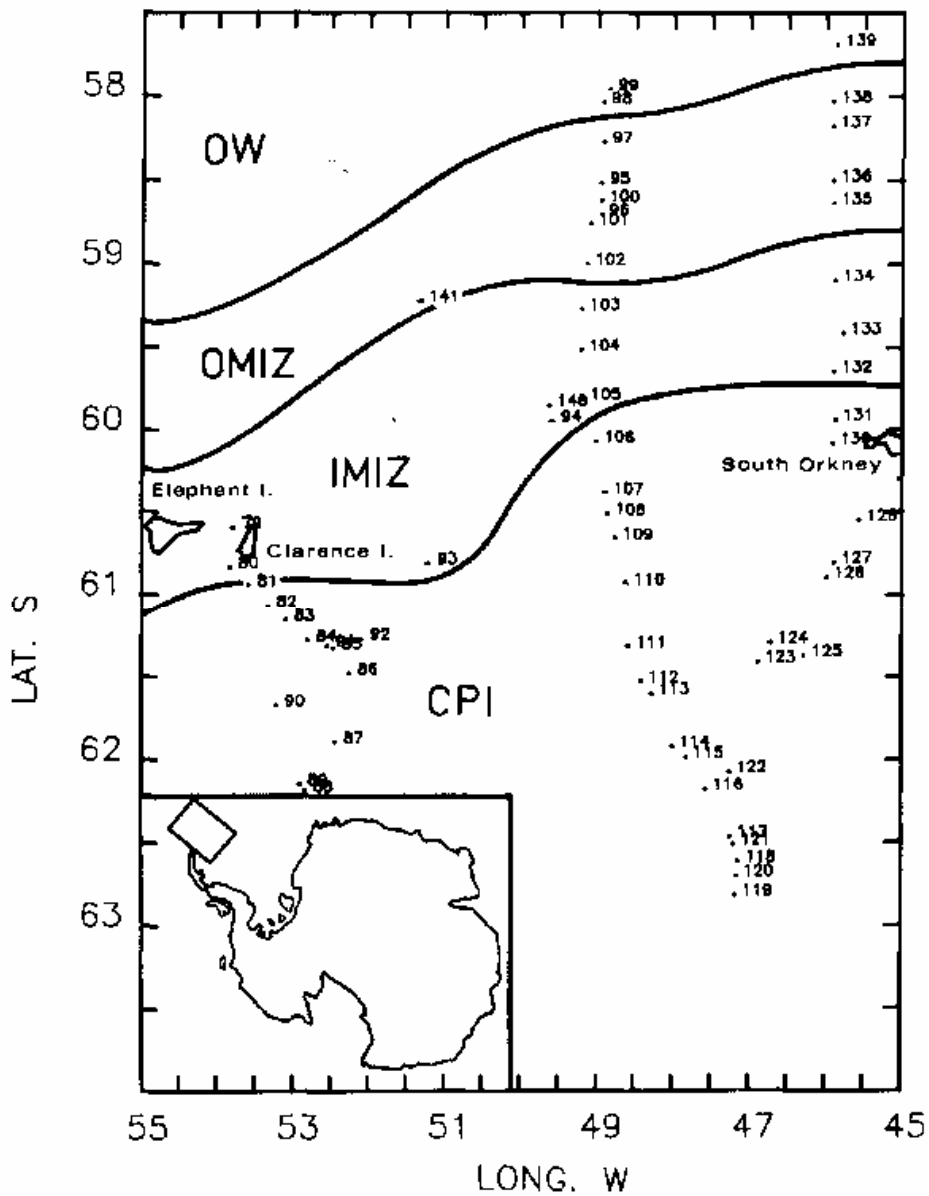


Fig. 1. Ubicazione delle stazioni di campionamento durante la crociera primaverile EPOS leg 1:

- stazioni 79- 88: transetto 1
- stazioni 88- 99: transetto 2
- stazioni 99- 119: transetto 3
- stazioni 119- 139: transetto 4

Le linee a tratto pieno indicano, sec. Eicken and Lange (1989), il margine tra le aree di:

- acqua libera (OW);
- ghiaccio marginale esterno (OMIZ);
- ghiaccio marginale interno (IMIZ);
- ghiaccio consolidato (CPI).

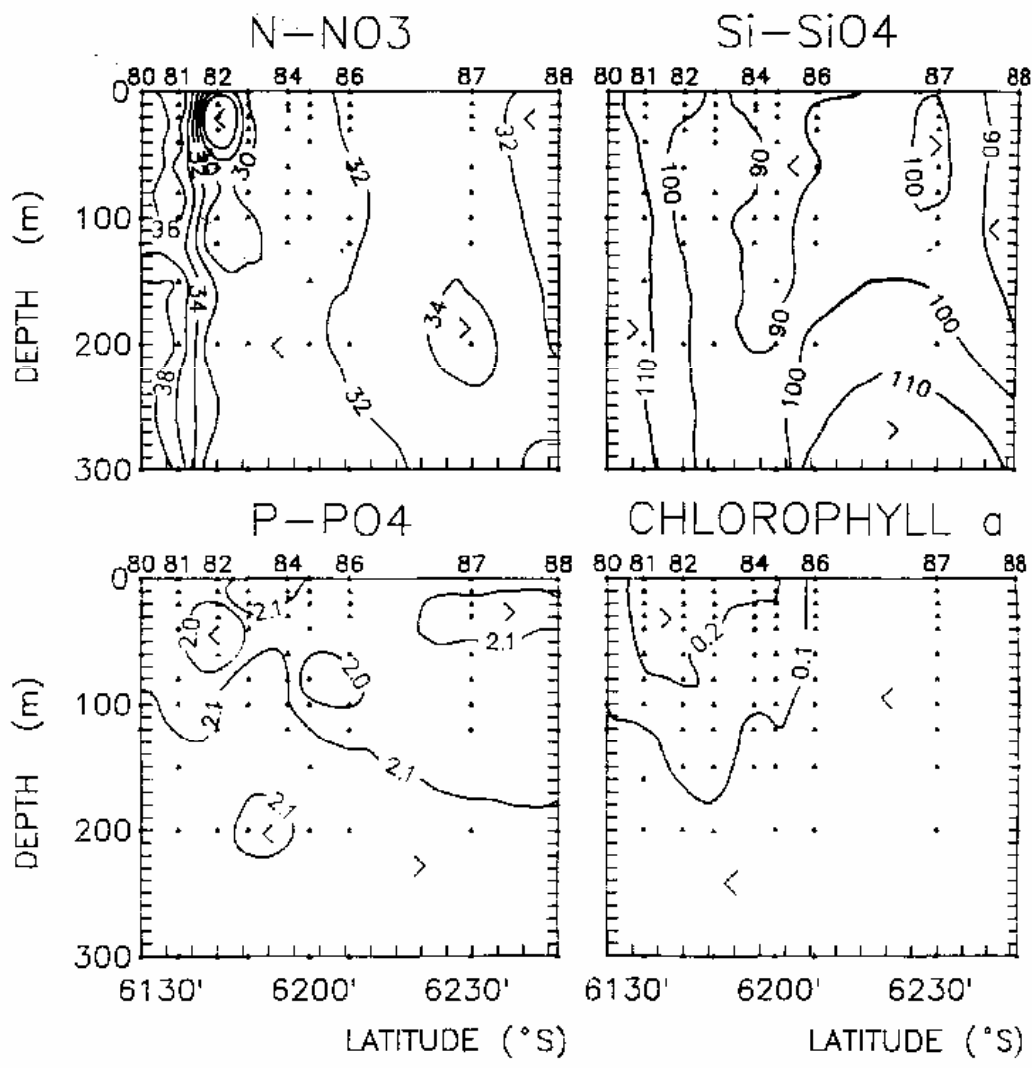


Fig. 2. Transetto 1: distribuzioni verticali del nitrato, silicato, fosfato e clorofilla *a* (unità di misura: nutrienti in μM , clorofilla *a* in $\mu\text{g dm}^{-3}$).

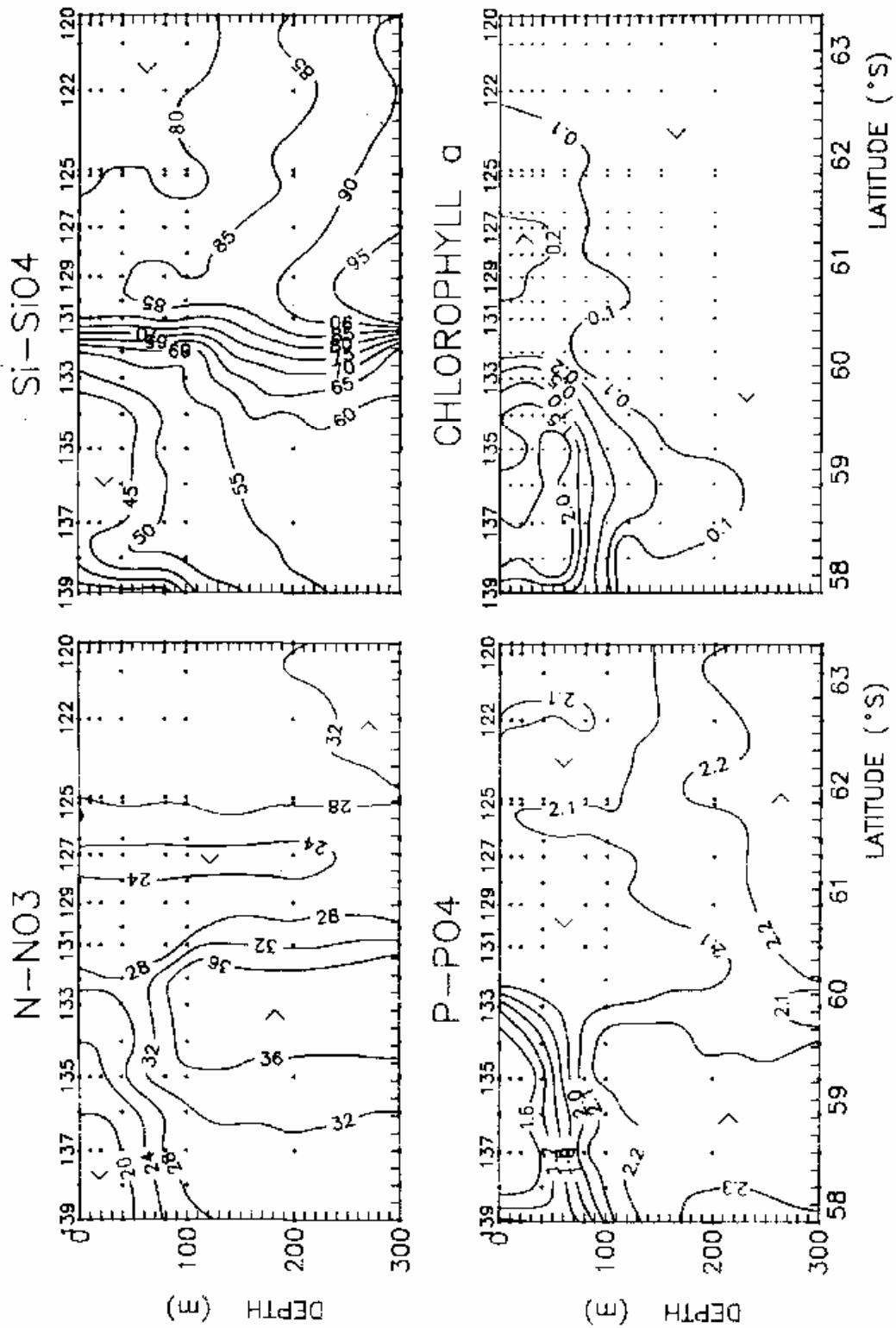


Fig. 3, Transetto 4: distribuzioni verticali del nitrato, silicato, fosfato e clorofilla *a* (per le unità di misura, vedi fig. 2).

la crescita del fitoplancton ed un corrispondente consumo dei nutrienti (minimi di 18,30 e 1.5 μM rispettivamente per nitrati, silicati e fosfati). Il bloom fitoplanctonico ha raggiunto il suo massimo sviluppo in mare aperto, nella zona della WSC e del ghiaccio marginale esterno, con massimi di clorofilla superiori a 3 $\mu\text{g dm}^{-3}$. Le comunità, rappresentate prevalentemente da diatomee centriche pelagiche in lunghe catene, quali *Eucampia balaustium* (Castr.) Mangin, *Chaetoceros neglectum* Kartsen, *Thalassiosira* spp., raggiungono abbondanze superiori a 7 10^5 cellule dm^{-3} (stazione 135; Bianchi et al. 1989).

Le considerazioni suesposte, integrate con le valutazioni di biomassa relative allo zooplancton (Battaglia et al. 1989), al krill (Siegel et al. 1990), fino agli animali appartenenti ai più alti livelli trofici, quali i mammiferi e gli uccelli marini (Joiris 1989), confermano ancora una volta come il margine del ghiaccio rappresenti uno dei siti di maggiore produttività e trasferimento di energia di tutto l'Oceano Antartico.

BIBLIOGRAFIA

- Battaglia, B., A. Goffart, I. Hempel, and V. Siegel. 1989. Zooplankton distribution, biochemistry and genetics. In Hempel. The expedition ANTARTIKS VII/1 and 2 (EPOS I) of RV "Polarstern" in 1988/1989. *Ber Polarforsch.* 62: 143-147.
- Bianchi, F., F. Cioce, G. Dieckmann, N. Fenton, W. Dimmler, K. Meyer, E.M. Nöthig, J. Nothnagel, G. Socal and E. Syvertsen. 1989. Phytoplankton community. In Hempel. The expedition ANTARTIKS VII/1 and 2 (EPOS I) of RV "Polarstern" in 1988/1989. *Ber Polarforsch.* 62:117-124.
- Bianchi, F., F. Cioce e G. Socal. 1989. Crociera EPOS leg 1. Distribuzione dei nutrienti disciolti e della biomassa fitoplanctonica nel mare di Weddell. Progetto Antartide. Rapp. sulla Campagna antartica Estate Australe 1988-1989. *Ant.* 89/1- REV.1: 323-327.
- Bouquegneau, J., N. Fenton, W. Gieskes, R. Heusel, C. Joiris, G. Kraay, S. Kristiansen, W. Overloop and M. Tilzer. 1989. Ecophysiology of phytoplankton. The productivity of phytoplankton. In Hempel. The expedition ANTARTIKS VII/1 and 2 (EPOS I) of RV "Polarstern" in 1988/1989. *Ber Polarforsch.* 62: 125-137.
- Carmack, E.C. and T.D. Foster. 1975. On the flow of water out the Weddell Sea. *Deep Sea Research* 22: 711-724.
- Hempel, G. 1989. ANT VII/2 (EPOS I) Rio Grande (Brazil)- Punta Arenas 11.10-19.11.1988. Introduction. In Hempel. The expedition ANTARTIKS VII/1 and 2 (EPOS I) of RV "Polarstern" in 1988/1989. *Ber Polarforsch.* 62:37-41.
- Joiris, C. 1989. Higher trophic levels: seabirds, seals and whales. In Hempel. The expedition ANTARTIKS VII/1 and 2 (EPOS I) of RV "Polarstern" in 1988/1989. *Ber Polarforsch.* 62:159-163.
- Eicken, H. and M.A Lange. 1989. Sea ice conditions. In Hempel. The expedition ANTARTIKS VII/1 and 2 (EPOS I) of RV "Polarstern" in 1988/1989. *Ber Polarforsch.* 62: 55-63.
- Larsson, A.M., P.I. Sehlstedt, F. Bianchi, F. Cioce, G. Socal, E.M. Nöthig, G. Dieckmann, J.M. Bouquegneau. 1990. Hydrographical, Chemical and Biological Observations during the European Polarstern Study-EPOS, leg 1, 11 October to 19 November 1988 with R/V Polarstern. A. M. Larsson Ed.: 91 pp.

- Siegel, V., B. Bergström, J.O. Strömberg and P.H. Schalk. 1990. Distribution, size frequencies and maturity stages of krill, *Euphasia superba*, in relation to sea-ice in the Northern Weddell Sea. *Polar Biol.* 10: 549-557.
- Smith, W. O. and D.M. Nelson. 1985. Phytoplankton Biomass near a Receding Ice-Edge in the Ross Sea. In Siegfried, W. W. Condy, P.R. Lawer, R. M. (eds.) *Antartic nutrients and food webs*. Springer Verlag, Berlin: 70-77.
- Stein, M. 1986. Variability of water masses and currents off the Antarctic Peninsula during SIBEX. *Archiv. Fish Wiss.* 37 (Beih. 1): 25-50.
- Stretch, J.J., P.P. Hamner, W.M. Hamner, W.C. Michel, J. Cook, C. W. Sullivan. 1988. Foraging behaviour of Antarctic krill *Euphasia superba* on sea ice micro-algae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 44: 131-139.

RINGRAZIAMENTI

- Si ringrazia il sig. S. Tortato per la preparazione dei disegni.
- Il progetto E.PO.S. è sponsorizzato dall'European Science Foundation e dall'Alfred Wegener Institut für Polar und Meeresforschung (Bremerhaven, R.F.G.).
- Il contributo dell'unità operativa italiana è stato realizzato nell'ambito del Programma Nazionale di Ricerche in Antartide (P.N.R.A.).

**OCEANOGRAFIA BIOLOGICA DEL MARE DI WEDDELL ORIENTALE
(EPOS LEG 3)**

Alfredo BOLDRIN e Sandro RABITTI

C.N.R. Istituto di Biologia del Mare, Venezia

SUMMARY

Results of observations on basic hydrological parameters, oxygen content and amount and characteristics of suspended matter (particles concentration, total dry weight, particle size distribution, particulated organic carbon, nitrogen and chlorophyll a contents) performed in Halley Bay area (Eastern Weddell Sea) during the EPOS expedition (Leg 3, January-March 1989) are presented. Waters near the Ice Shelf, at the surface, show low concentrations of particulated matter indicating a low productive condition of the area. In deeper, cold and well oxygenated ESW the suspended matter concentrations resulted lower. In the continental shelf area, with an average depth of about 300 m, the maximum concentrations were observed with regard to particulated matter. In open water generally concentration levels appeared lower, but nevertheless higher than in the Ice-Shelf area. Near the bottom the suspended matter load is increasing, as evidenced particularly by the concentration in number of particles. Particle size distribution in the Ice-Shelf area presented peaks around 7-10 μm (typical of diatom populations), whereas in open waters the dominant modes resulted at 3-4 μm , to be associated with flagellates and small diatom communities.

1. INTRODUZIONE

La parte più interna del Mare di Weddell (Antartide, settore atlantico) è di particolare interesse scientifico, in quanto è rappresentativa di un ecosistema marino di alta latitudine, dove gli organismi sono sottoposti a condizioni ambientali particolarmente severe, come temperature molto basse ed estrema stagionalità della produzione.

La terza fase (Leg 3) del progetto EPOS (European Polarstern Study) aveva come obiettivo uno studio multidisciplinare sul benthos e sull'ittiofauna, affiancati ad una indagine oceanografica, con lo scopo

di raccogliere in modo coordinato informazioni dettagliate sull'ecosistema della piattaforma orientale del mare di Weddell.

La campagna sperimentale è stata svolta dal gennaio al marzo 1989 a bordo della N/O Polarstern (RFG).

In questo lavoro vengono presentati i risultati delle osservazioni sui parametri idrologici di base, sulla concentrazione di ossigeno, e sulla caratterizzazione qualitativa e quantitativa del materiale particellato nell'area orientale del Mare di Weddell.

La partecipazione italiana al progetto EPOS si è svolta nell'ambito del Programma Nazionale di Ricerche in Antartide (PNRA).

2. MATERIALI E METODI

L'area studiata, di cui si riferisce in questo lavoro, è relativa ad un profilo normale alla costa effettuato nella zona della baia di Halley, nelle cui vicinanze sorge la stazione omonima, gestita dal British Antarctic Survey.

Lungo il profilo (Fig. 1), sono state effettuate misure e raccolti campioni in 16 stazioni, distribuite nella zona più vicina all'Ice Shelf, sulla piattaforma continentale e in acque aperte, lungo la scarpata. Le profondità considerate vanno da 250 a 2600 m.

Le misure idrologiche sono state effettuate mediante profilatore verticale Neil Brown CTD (Mark IIIB). Per il calcolo delle proprietà derivate si è seguito Fofonoff e Millard (1983). I valori sono stati corretti con dati ottenuti da termometri a rovesciamento e con misure di salinità su campioni eseguite con salinometro da laboratorio Autosol.

Campioni d'acqua sono stati raccolti, mediante rosette a 12 bottiglie, per l'analisi della concentrazione dell'ossigeno disciolto, della quantità totale di materiale particellato e della sua distribuzione dimensionale, delle concentrazioni di carbonio (POC) e azoto (FON) organici particellati e della clorofilla a.

La concentrazione dell'ossigeno disciolto è stata misurata immediatamente dopo il prelievo utilizzando il metodo Winkler; il peso secco totale nel range dimensionale compreso tra 1 e 200 μm è stato

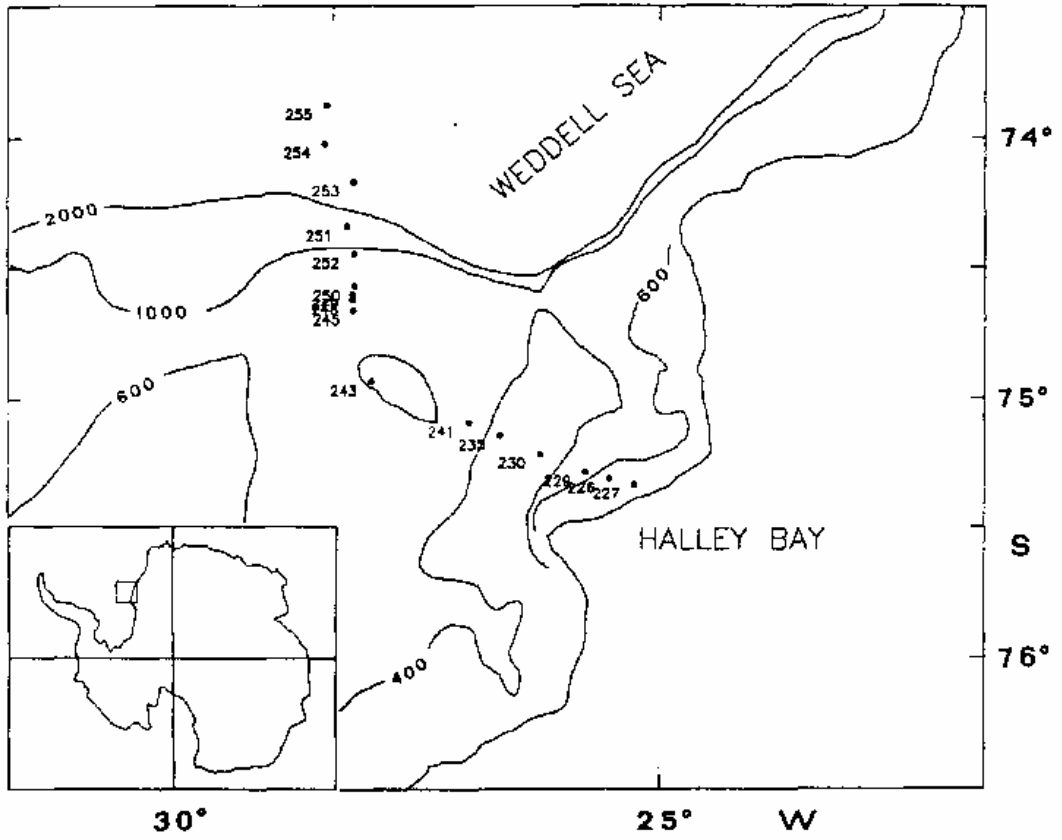


Fig. 1 :Localizzazione dell'area di lavoro e delle stazioni di prelievo.

determinato dopo filtrazione su filtri Whatman GF/C (Strickland e Parsons, 1972), utilizzati anche per la filtrazione del materiale da sottoporre all'analisi di carbonio e azoto organici, effettuata utilizzando un analizzatore elementare CHN Perkin Elmer 2400, dopo opportuna conservazione dei campioni a -20 °C ed eliminazione del carbonio inorganico mediante esposizione a vapori di HCl (Hedges e Stern, 1984).

La concentrazione in numero e la distribuzione dimensionale del materiale particellato sono state determinate, immediatamente dopo il prelievo, mediante conteggio elettronico al Coulter Counter mod. TA II, nel range 1-40 μm .

La clorofilla a è stata determinata in laboratorio utilizzando il metodo spettrofotometrico secondo Lorenzen (1967).

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

Nelle Figg. 2 e 3 sono riportati rispettivamente l'andamento delle isoterme potenziali da CTD ed il diagramma temperatura potenziale-salinità.

In base alla distribuzione delle proprietà fisiche è possibile riconoscere (Hellmer e Bersch, 1985; Rohardt, Ruhland e Schleif, 1990) le Antarctic Surface Water-AASW (con salinità inferiore a 34.33 PSU, nei primi 60 metri), le Eastern Shelf Water-ESW (nell'area costiera vicina all'Ice Shelf, sotto lo strato superficiale, con temperatura inferiore a -1.6 °C, e salinità tra 34.29 e 34.40 PSU). Nella zona oceanica sono presenti le Warm Deep Water-WDW, comprese tra i 450 ed i 2000 m (temperatura maggiore di 0 °C e salinità tra 34.62 e 34.69 PSU), e le Modified Warm Deep Water-MWDW (temperatura tra -1.6 e 0 °C, salinità 34.4-34.6 PSU). Nell'area al largo, al di sotto delle AASW, si è riconosciuta la presenza di acque fredde e poco salate che in base ai valori di temperatura appartengono alle Winter Water-WW, presentando però valori di salinità inferiori a quanto riportato in letteratura e quindi non distinguibili come valori $t-s$ dalle ESW.

Le proprietà idrologiche delle masse d'acqua, la concentrazione di ossigeno disciolto ed i parametri relativi al materiale particellato sono riportati in Tab. 1.

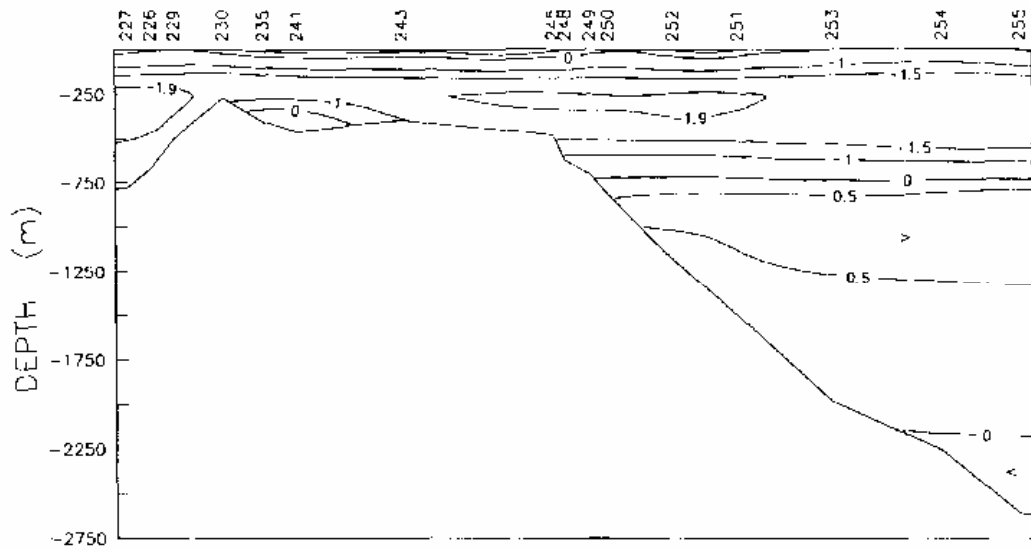


Fig. 2 : Distribuzione verticale delle isoterme potenziali nel profilo studiato.

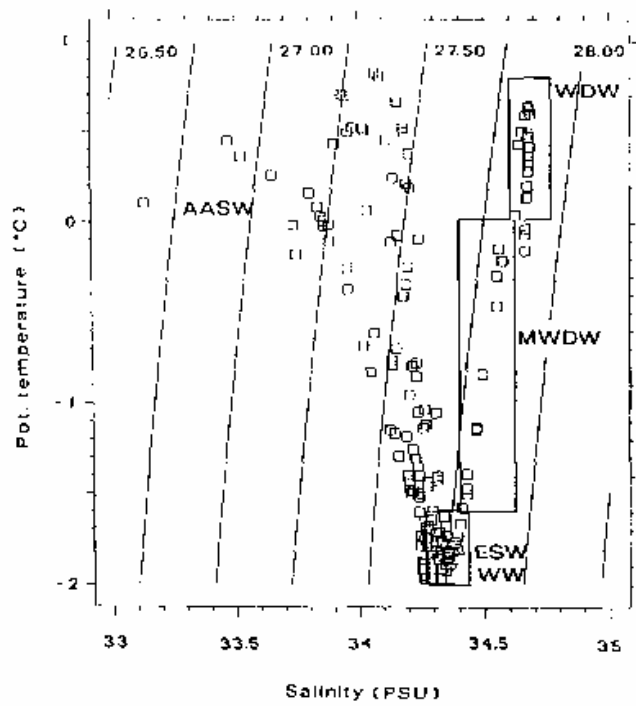


Fig. 3 : Diagramma temperatura potenziale - salinità.

		DEPTH m	TEMP °C	SAL PSU	OX cm ³ dm ⁻³	OX %	COUNT N cm ⁻³	DW mg dm ⁻³	POC µg dm ⁻³	PON µg dm ⁻³	C/N	CHLa ₃ µg dm ⁻³
AASW	n				82	82	83	72	72	72	72	42
	min	2	-1.913	33.133	7.41	87.37	4290	0.20	30.85	4.97	4.51	0.01
	max	60	0.827	34.332	9.29	112.80	70330	1.58	249.76	51.52	8.67	1.40
	mean				8.36	101.76	32040	0.73	120.80	24.46	5.14	0.42
	s.d.				0.39	6.35	20245	0.37	60.42	13.16	0.66	0.32
ESW	n				17	17	19	16	16	16	16	6
	min	80	-1.967	34.290	6.91	81.81	1828	0.11	23.05	3.32	5.09	0.01
	max	773	-1.666	34.402	7.75	91.47	15089	0.40	68.35	11.85	8.27	0.11
	mean				7.45	87.73	5126	0.22	35.18	5.87	6.06	0.07
	s.d.				0.18	2.13	3549	0.07	12.43	2.17	0.75	0.04
WW	n				23	23	23	19	19	19	19	2
	min	80	-1.847	34.277	7.14	84.37	4004	0.20	25.93	4.16	5.26	0.09
	max	500	-1.628	34.392	7.80	92.38	8432	0.58	67.45	12.33	7.30	0.16
	mean				7.42	87.47	6174	0.31	38.46	6.25	6.21	0.13
	s.d.				0.18	2.20	1112	0.10	9.99	1.82	0.53	0.04
MWDW	n				13	13	13	11	11	11	11	1
	min	479	-1.577	34.409	5.11	63.33	3412	0.12	14.56	2.26	5.33	0.01
	max	2592	-0.036	34.666	6.88	81.63	10424	0.65	38.30	6.59	8.86	0.01
	mean				6.05	73.29	6184	0.30	27.20	4.13	6.78	0.01
	s.d.				0.65	6.62	2644	0.13	8.02	1.49	0.95	0.01
WDW	n				19	19	19	11	11	11	11	1
	min	451	0.043	34.624	4.75	59.87	2347	0.17	15.60	2.51	5.88	0.01
	max	2000	0.644	34.686	5.15	63.91	6964	0.38	32.28	5.13	8.00	0.01
	mean				4.89	61.36	3788	0.22	23.77	3.69	6.48	0.01
	s.d.				0.10	1.06	1028	0.06	4.25	0.69	0.54	0.01

Tabella 1: Caratteristiche idrologiche e del materiale particellato nelle masse d'acqua identificate. Sono riportati il numero delle misure (n), il valore minimo (min), massimo (max), medio (mean) e la deviazione standard (s.d.).

La concentrazione di ossigeno permette di differenziare le masse d'acqua superficiali con tenori di ossigeno vicini o superiori alla saturazione dalle acque più profonde (WDW) con bassi tenori (Rabitti, Gouleau e Boldrin, 1990).

I livelli di concentrazione del materiale particellato lungo il transetto sono presentati in Fig. 4.

La fonte principale del materiale particellato e' rappresentata dalla produzione biologica e presenta in ambiente antartico una elevata variabilità" spaziale ed una estrema stagionalità. Dai pochi dati esistenti sul tasso di sedimentazione del materiale particellato nel mare di Weddell, risulta che la produzione ha il suo massimo nei mesi estivi tra febbraio e marzo, con un tasso di sedimentazione di circa 10 mg m⁻² giorno⁻¹

(Fischer, Futterer, Gersonde, Honjo, Osterman e Wefer, 1988), e non presenta picchi di produzione dovuti al bloom fitoplanctonico primaverile connesso con lo scioglimento dei ghiacci come osservato in altre aree antartiche (Smetacek, Scharek e Nothing, 1989) .

I massimi di concentrazione del materiale particellato sono in relazione all'attività biologica presente nella zona fotica, con una differenziazione dalla costa verso il largo (Fig. 5).

In prossimità dell'Ice Shelf (stazioni 226 e 227) la concentrazione del materiale particellato è di circa 0.5 mg dm^{-3} corrispondenti a 20000-30000 particelle cm^{-3} . Le concentrazioni di POC e di PON sono rispettivamente di circa $100-110 \text{ } \mu\text{g dm}^{-3}$ e di $20 \text{ } \mu\text{g dm}^{-3}$, mentre la clorofilla a è inferiore a $0.2 \text{ } \mu\text{g dm}^{-3}$. Questa area presenta una bassa produttività a conferma del fatto che nelle aree di margine del ghiaccio, dopo il possibile bloom primaverile a diatomee in corrispondenza dello scioglimento del pack-ice, segue una fase a bassa produttività (Jacques e Panouse, 1989) .

Nell'area compresa tra la piattaforma continentale ed il bordo della scarpata (stazioni dalla 235 alla 252), lo strato superficiale presenta le massime concentrazioni di materiale particellato: 50000-60000 particelle cm^{-3} , peso secco $> 1 \text{ mg dm}^{-3}$ (massimo 1.5 mg dm^{-3}) , POC $> 200 \text{ } \mu\text{g dm}^{-3}$ (massimo $249 \text{ } \mu\text{g dm}^{-3}$) , PON $> 35-40 \text{ } \mu\text{g dm}^{-3}$ (massimo $51.5 \text{ } \mu\text{g dm}^{-3}$) , corrispondenti ad una elevata biomassa fitoplanctonica da clorofilla ($> 1 \text{ } \mu\text{g dm}^{-3}$ con massimo di $1.4 \text{ } \mu\text{g dm}^{-3}$) . Queste condizioni di accumulo possono essere spiegate con la presenza in tale area di un sistema frontale legato alla corrente costiera antartica (Rohardt, Ruhland e Schleif, 1990).

Nell'area oceanica (stazioni dalla 251 alla 255) la concentrazione in numero si mantiene elevata (40000-60000 particelle cm^{-3}) , ma il peso secco è inferiore generalmente ad 1 mg dm^{-3} e il POC ai $150 \text{ } \mu\text{g dm}^{-3}$.

Le quantità di materiale particellato nelle masse d'acqua più profonde si riducono a livelli inferiori alle 6000 particelle cm^{-3} e ai 0.4 mg dm^{-3} in peso secco. In media i valori più bassi sono stati rilevati a carico delle WDW (3000 particelle cm^{-3} , 0.2 mg dm^{-3}). In prossimità del fondo tuttavia le concentrazioni aumentano, in particolare per quanto riguarda il numero di particelle, nelle aree di fine piattaforma e dell'inizio della scarpata.

In generale la percentuale di C organico sul totale del particellato è di circa il 20%, con una

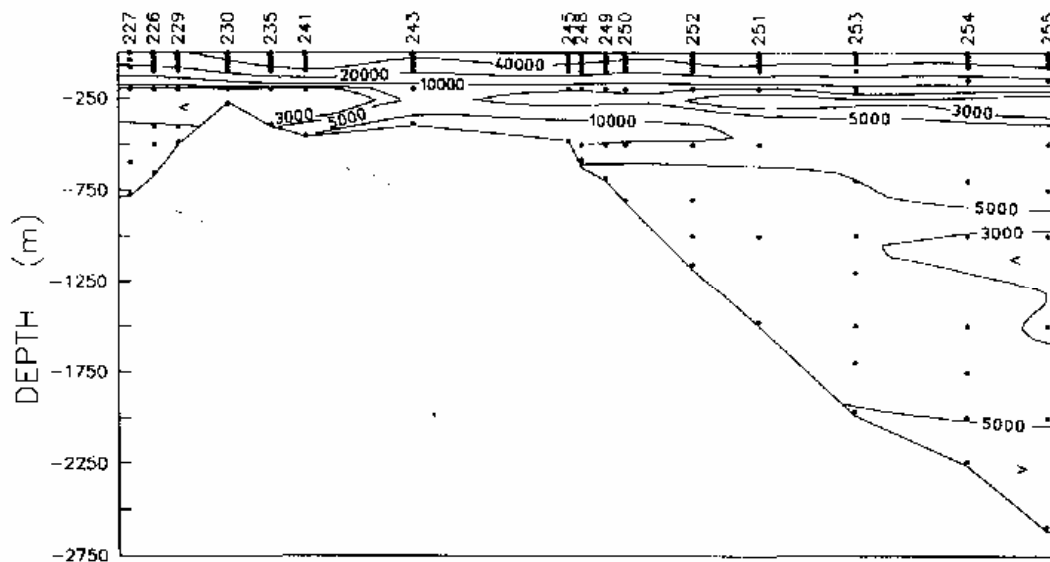


Fig. 4: Distribuzione verticale delle linee di isoconcentrazione del numero di particene per cm^{-3} nel profilo studiato.

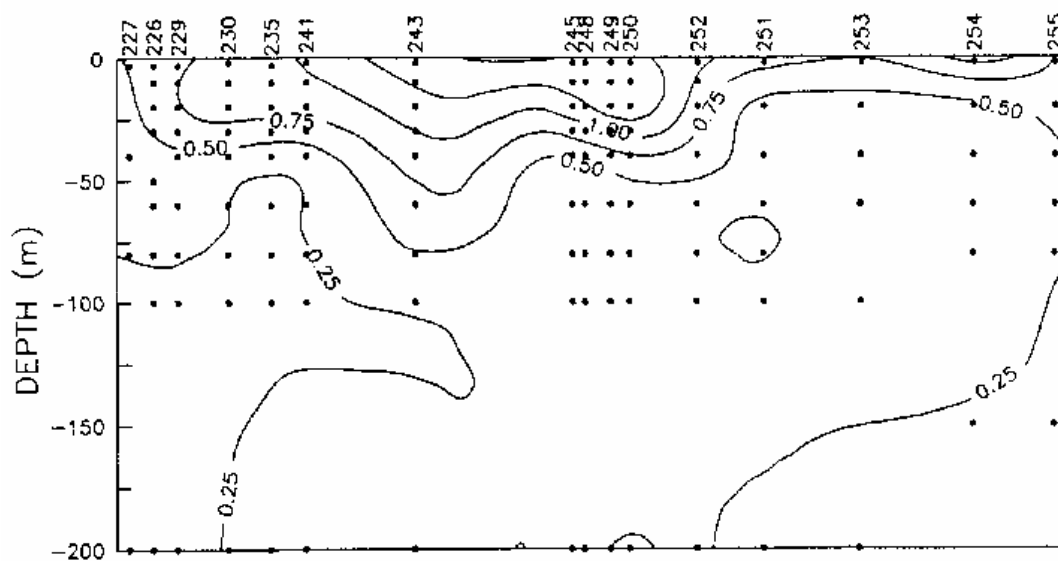


Fig. 5: Distribuzione verticale delle linee di isoconcentrazione di peso secco in mg dm^{-3} , nei primi 200 m di colonna d'acqua nel profilo studiato.

tendenza a valori inferiori negli strati più profondi. La correlazione tra peso secco e POC risulta in ogni caso elevata ($r = 0.948$ con $P < 0.01$, $n = 140$, Fig. 6).

Negli strati superficiali generalmente esiste un buon accordo tra i valori di POC ed i valori di concentrazione del carbonio da organismi viventi stimato dai dati di ATP (Vosjan, Bak e Nieuwland, 1990), in profondità la frazione di carbonio da ATP rispetto al totale (POC) diminuisce, indicando una probabile diminuzione del rapporto tra biomassa vivente e detrito organico.

In generale si può concludere che nel transetto esaminato, nel periodo tardo-estivo, la produttività risulta non elevata e la clorofilla solo raramente supera il valore di $1 \mu\text{g dm}^{-3}$, e questo solo nell'area corrispondente all'inizio della scarpata continentale.

Il contenuto di C organico è relativamente basso rispetto al totale del particolato indicando un elevato carico detritico. Tale situazione viene descritta in letteratura come tipica di comunità allo stadio rigenerativo, in cui è elevata la componente batterica, come per altro sembrerebbe evidente dal rapporto C/N che in superficie assume spesso valori inferiori a 5, caratteristici delle comunità batteriche.

La comunità planctonica risulta costituita prevalentemente da organismi del nannoplancton ($<20 \mu\text{m}$ - flagellati e piccole diatomee pennate), con una dominanza nell'area costiera di una popolazione caratterizzata da un picco dimensionale attorno ai $10 \mu\text{m}$ (Fig. 7). Più al largo questa viene sostituita da un'altra con dimensioni prevalenti attorno ai $3-4 \mu\text{m}$. Tale variazione potrebbe spiegare l'elevato numero di particelle riscontrato nell'area di acque aperte in rapporto al corrispondente basso valore di peso secco, POC e PON.

Il materiale particolato rappresenta un veicolo di apporto fondamentale di energia per il sistema bentonico ed è di conseguenza ipotizzabile una sua influenza diretta sulla biomassa bentonica. Tale legame è emerso dai dati preliminari raccolti nel corso della medesima crociera sulla biomassa dei macroinvertebrati bentonici, il cui numero è risultato molto elevato al bordo della piattaforma continentale (Arnoud, Galeron, Arntz e Petersen, 1990), esattamente in corrispondenza dell'area a maggior contenuto in materiale particolato.

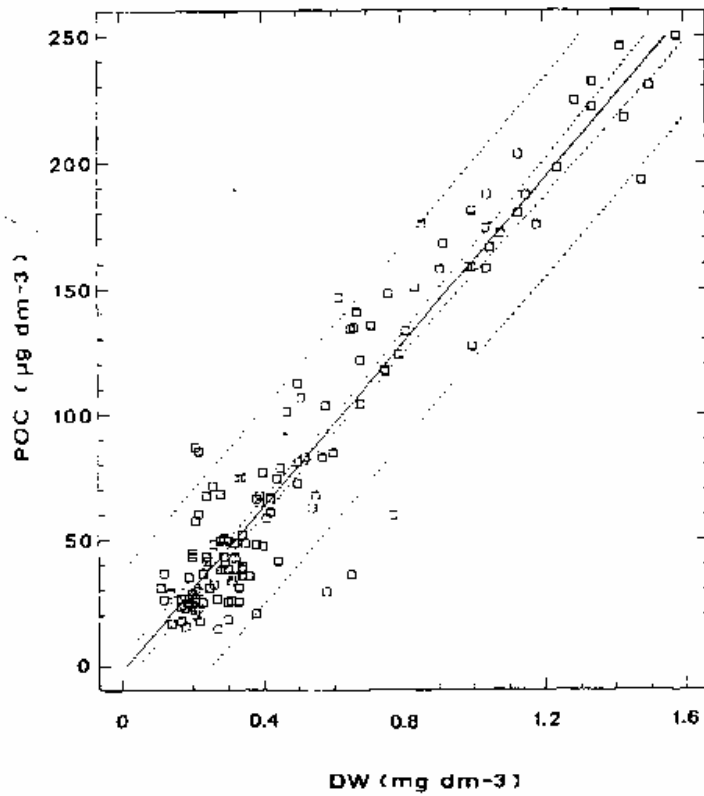


Fig. 6 : Diagramma peso secco/carbonio organico particellato.

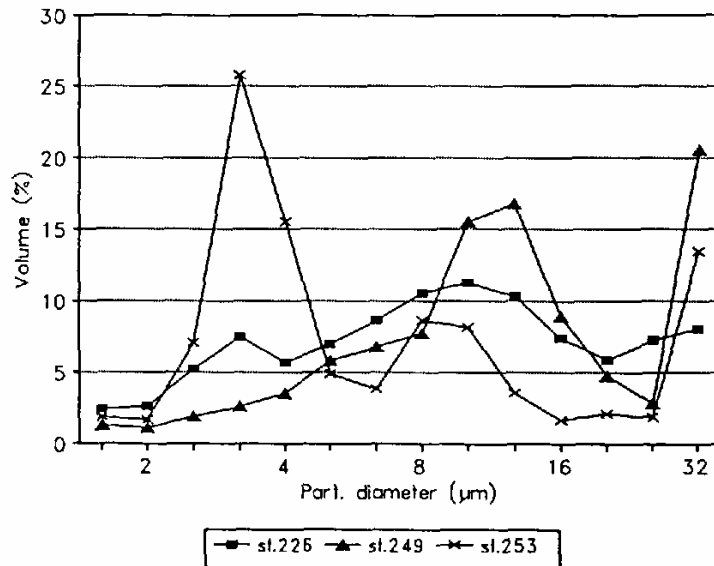


Fig. 7 : Spettri dimensionali nel range 1-40 μm del materiale particellato in volume percentuale, nelle stazioni 226,249 e 253.

BIBLIOGRAFIA.

- Arnaud, P. M., J. Galeron, W. Arntz, G. H. Petersen. 1990. Semiquantitative study of macrobenthic assemblages on the Weddell Sea shelf and slope using trawl catch subsamples. in: The Expedition Antarktis VII/4 (EPOS LEG 3) and VII/5 of RV Polarstern in 1989, Berichte Polarforschung, 68:98-104.
- Fischer, G., D. Futterer, R. Gersonde, S. Honjo, D. Osterman, G. Wefer. 1988. Seasonal variability of particle flux in the Weddell Sea and its relation to ice cover. Nature, 335:426-428.
- Fofonoff, N. P., R. C. jr Millard. 1983. Algorithms for computation of fundamental properties of seawater. UNESCO Technical papers in Mar. Sci., 44, 53 pp.
- Hedges, J. I., J. H. Stern. 1984. Carbon and nitrogen determinations of carbonate-containing solids. Limnol. Oceanogr., 29:657-663.
- Hellmer, H. H., M. Bersch. 1985. The Southern Ocean. A survey of oceanographic and marine meteorological research work. Berichte Polarforschung, 26, 115 pp.
- Jacques, G., M. Panouse. 1989. Phytoplankton biomass distribution in: The Expedition Antarktis VII/3 (EPOS LEG 2) of RV Polarstern in 1988/89, Berichte Polarforschung, 65:61-67.
- Lorenzen, C. J. 1967. Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrophotometric equations. Limnol. Oceanogr., 12:343-346.
- Rabitti, S., D. Gouleau, A. Boldrin. 1990. The Halley Bay - Kapp Norvegia comparison. Suspended matter, phytoplankton and nutrients, in: The Expedition Antarktis VII/4 (EPOS LEG 3) and VII/5 of RV Polarstern in 1989, Berichte Polarforschung, 68:50-66.
- Rohardt, G., G. Ruhland, U. Schleif. 1990. The Halley Bay - Kapp Norvegia comparison. Physical oceanography, in: The Expedition Antarktis VII/4 (EPOS LEG 3) and VII/5 of RV Polarstern in 1989, Berichte Polarforschung, 68:39-49.
- Smetacek, V., R. Sharek, E. M. Nothig. 1989. Introduction to Antarctic ecosystem research. Circumpolar Journal, 2-3:49-64.
- Strickland, J. D. H., T. R. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Bd. Canada, 167, 2d ed., 311 pp.
- Vosjan, J. H., R. P. M. Bak, G. Nieuwland. 1990. Microbial characteristics in water and sediment of the eastern Weddell Sea. in: The Expedition Antarktis VII/4 (EPOS LEG 3) and VII/5 of RV Polarstern in 1989, Berichte Polarforschung, 68:67-72.

**INTERVENTI PROGRAMMATI
ALL'ASSEMBLEA DEL 22-11-1990**

RIFONDERE, RIFONDARE, AFFONDARE, FONDARE

Norberto DELLA CROCE

Istituto di Scienze Ambientali Marine, Università di Genova

Come altre volte nel passato (1,2), ritengo opportuno cogliere l'occasione che mi si presenta per segnalare il persistente pericolo in cui versano in Italia l'Oceanologia e la Limnologia.

Questa volta mi sono d'aiuto alcuni scritti ai quali farò riferimento specifico al fine di chiarire i motivi del mio modo di pensare di questo tempo che si riflette nel titolo della presente comunicazione.

Nel 1985, Boero (3), a titolo personale affermava che "il più delle volte mi sono annoiato a morte" ai congressi della Società Italiana di Biologia Marina ed auspicava come conseguenza della sua elaborazione che si potesse "fare della SIBM e del suo congresso annuale un serio fatto culturale", sperando in un "salto di qualità" che permettesse la creazione di "una scuola italiana di biologia marina" e a questo fine proponeva di " < rifondare > " la SIBM.

"Perché non rifondiamo la SIBM?" è un appello di Minervini (4) nel 1989 che, tra l'altro, ritiene che si accettino "sempre più spesso dei buoni < lavori tecnici > per lavori scientifici" e riferisce di un "allargamento quasi < promozionale > nei confronti di lavori ripetitivi in cui il contributo scientifico è troppo esiguo se non quando addirittura < diluito > in due tre titoli diversi". Vecchia malattia ormai cronica e infestante anche le più giovani generazioni, un tempo timorose di presentare con dignità il loro lavoro di neòfiti!

Il Minervini termina con "il sincero desiderio di far parte di una < nuova > e stimolante SIBM".

Per contro, Relini (5), nel 1988, nel mettere in rilievo la massiccia adesione di soci alla SIBM (523 nel 1988) e la massiccia produzione che ritiene opportuno evidenziare nei termini di 5900 pagine di atti congressuali di 18 convegni nazionali della Società, sostiene che i congressi annuali della SIBM "sono un termometro rivelatore della vivacità della ricerca e delle tematiche preferenziali".

Il lavoro di Relini sulla ricerca italiana di biologia marina nel contesto mediterraneo meriterebbe un esame approfondito che avrebbe scarso significato in questa sede e sarebbe fuorviante.

Comunque, sembra che anche nel campo della cosiddetta biologia marina esistano non pochi problemi!

Ma il disagio che coinvolge oceanologi, limnologi e biologi marini è a mio avviso di più grande dimensione e probabilmente si colloca in termini di politica della ricerca, materia di non nostra competenza in questo momento.

Tuttavia, si devono almeno segnalare con breve commento le nuove situazioni di fatto.

Così, a livello del Consiglio Nazionale delle Ricerche è scomparsa la Commissione per l'Oceanografia, come molti anni addietro era scomparso il Comitato per la Geografia, Geologia e Talassografia. Tale Commissione viene parzialmente sostituita da un Comitato per l'Ambiente al quale fa capo il servizio CNR- Armamento Navi Oceanografiche. Voce di popolo dice che nel 1992 la nave "Bannock" verrà messa in disarmo e il CNR impiegherà per la ricerca marina altre navi.

I Comitati del Consiglio Nazionale delle Ricerche perpetuano la divisione dell'Oceanologia e della Limnologia nei loro diversi aspetti, con tutte le ricadute negative ben note.

La frammentazione dei finanziamenti 40% del Ministero dell'Università e della Ricerca Scientifica e Tecnologica obbliga ad operazioni di facciata sempre più reali a scapito di una valida programmazione finalizzata della ricerca marina.

Il Piano Nazionale di Ricerca sul Mare (PNRM) non decolla e lascia in "un mare di interrogativi" le aspettative dei più giovani, quando sono stati buttati al vento i sacrifici, le capacità di una buona parte di altri giovani, oggi più che trentenni, che avevano aderito con entusiasmo al richiamo del Progetto Finalizzato "Oceanografia e Fondi Marini".

Un grande spiraglio si è aperto nel campo della ricerca scientifica e tecnologica applicata alla pesca marittima nel quale gioca ruolo determinante il Ministero della Marina Mercantile con la nuova legge sulla pesca del 1982.

Le disavventure dell'Adriatico e una politicizzazione esasperata del termine ambiente - marino nel campo specifico - hanno creato nuove situazioni che con la ricerca vera e propria, almeno al momento, non sembrano avere molto a che fare. Dove non abbiamo fioriture algali, si assiste ad operazioni talora annunciate come "interventi ecologici" di ricupero dal mare di rifiuti per diverse decine di tonnellate con la partecipazione di migliaia di subacquei, anche alla presenza di chiarissimi colleghi o aspiranti tali.

Anche fuori di casa nostra, non tutte le ciambelle riescono col buco!

Operazione non molto felice, anche se di nobile livello culturale, è stata la formulazione di un modello computerizzato sul clima del pianeta da parte di scienziati della NASA e del MIT. Il dr James Hansen e colleghi hanno efficacemente alimentato le previsioni dell'effetto serra, giungendo a descrivere uno scenario disastroso nel quale si prevedono incrementi termici medi globali dell'ordine di 5-10 °C che causerebbero lo scioglimento delle calotte polari, acute siccità, inondazio-

ni fuori stagione e un allarmante innalzamento del livello del mare. Maggiore consenso nella comunità scientifica trova il fatto che vi è un aumento significativo di anidride carbonica nell'atmosfera, ma che troppo poco è noto sui meccanismi e sul comportamento delle quantità in gioco rispetto agli organismi vegetali e alle masse d'acqua oceaniche; ed ancora che non vi sono prove di un accelerato riscaldamento del globo, quando invece è piuttosto sicuro che la temperatura aumenta naturalmente meno di 1 °C per secolo.

Altro esempio è il monitoraggio degli ecosistemi costieri della costa atlantica e del Pacifico degli Stati Uniti d'America. Secondo il rapporto "Managing Troubled Waters: the Role of Marine Environmental Monitoring" (6) di una Commissione del "National Environmental Council" statunitense, la maggior parte dei programmi di monitoraggio, il cui costo globale si aggira annualmente sui 133 milioni di dollari, non è in grado di fornire l'informazione necessaria per comprendere lo stato dell'ambiente marino o di valutare gli effetti delle attività umane su di esso. In breve i programmi di monitoraggio sono spesso di scarso disegno e le relative tecniche vengono applicate in modo non appropriato.

Comunque, in casa nostra, confusione di compiti, scarsa chiarezza d'intenti, l'ansia di cavalcare tigri e delfini, lascia perplessi soprattutto perché non s'intravede una seppur minima linea di condotta per la continuità e lo sviluppo della ricerca in mare.

Può essere di un certo interesse prendere atto di cosa è oggi, nella sua nuova forma, il "British Oceanographic Data Center" (BODC), rivolgendo un mesto pensiero a quello che fu il Centro di Raccolta Dati Oceanografici italiano.

Il BODC (7), tra l'altro, ha disegnato il formato internazionale per lo scambio di dati oceanografici su nastro magnetico GF3, nonché il GF3-PROC, ovvero il software d'interfaccia ora installato in 41 laboratori e nei Centri Raccolta Dati Oceanografici di 20 paesi; mantiene un inventario di tutti i dati raccolti da laboratori europei e statunitensi relativi alle misure di corrente rilevate da catene correntometriche ancorate. Di recente, il BODC è stato incaricato dalla Comunità Europea di elaborare uno studio di fattibilità per la costituzione di una rete europea di analisi di dati oceanici con lo scopo di rafforzare la dimensione europea nella gestione dei dati di alta qualità dei mari europei.

Ed ancora, se può essere d'interesse, va ricordato il rapporto 1989 sulla strategia nazionale prodotto dalla Commissione britannica di coordinamento per la Scienza e la Tecnologia del Mare (8).

La Commissione ha identificato 6 obiettivi per una strategia marina nazionale:

- 1 - Protezione ambientale degli oceani, dei mari, delle acque costiere e delle risorse viventi;
- 2 - Utilizzazione delle risorse oceaniche;
- 3 - Difesa nazionale;

- 4 - Predizione delle variazioni del clima e suoi effetti;
- 5 - Tecnologia marina;
- 6 - Giurisdizione marittima.

A supporto di questi obiettivi, la Commissione raccomanda nove principali aree di ricerca e tra queste:

- Sviluppo di nuove tecnologie per l'esplorazione e l'utilizzazione degli oceani;
- Modello globale oceanico come parte del sistema climatico totale;
- Inquinamento marino e qualità dell'acqua.

In campo europeo è in atto un progetto integrato di studio del Mare del Nord con l'intervento della Comunità Europea; la quale lavora per un progetto integrato di studio del Mare Mediterraneo.

Per non andare troppo oltre, a parte le solite vicissitudini di sparuti "compagni d'arme", le alterne vicende, i grandi entusiasmi, le grandi delusioni e i lunghi silenzi, l'impressione mia personale è che, per i motivi più diversi, la ricerca marina oggi in Italia s'identifica in quella applicata, indipendentemente dal fatto che questa viene promossa a livello comunale, provinciale, regionale, nazionale, ministeriale e quindi svolta da cooperative, imprese pubbliche e private, organi di ricerca pubblici e privati e dalle Università. La situazione risulta ancora più complessa per la presenza della componente politica nella miscela.

Noi ricercatori, i gruppi ambientalisti e quelli di protezione e gestione delle risorse naturali dovremmo oggi essere in grado di "estrarre" dal guazzabuglio alcune linee guida e di distinguere la realtà dall'invenzione, costi e benefici, ricerca pura e ricerca applicata, senza cavalcare tigri o delfini, in modo che vada a svilupparsi una vera e propria politica di ricerca sul mare.

Il quadro presentato con alcuni richiami a fatti concreti anche se forse tutti non appropriati nonché ad impostazioni concettuali da rivedere e definire almeno nel contesto delle scienze ambientali, mi riporta al titolo della comunicazione che, devo confessare, vuole essere un poco polemico nei confronti delle due Società, la SIBM prima e l'AIOL poi e delle quali peraltro sono stato uno dei promotori.

Noi, Società Italiana di Biologia Marina che denuncia sussulti di rifondazione; noi Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia che da tempo avvertiamo dubbi e incertezze, dove stiamo?

Gli interrogativi che mi pongo sono del seguente tenore ed appena accennati.

Si tratta di RIFONDERE gli aderenti che, liberamente divenuti soci, si sono un poco alla volta trovati intrappolati in un meccanismo che vuole catalogarli in gruppi di lavoro come se oggi le persone che hanno interessi scientifici comuni avessero bisogno della Società o della Associazione per collaborare tra loro.

Si tratta di RIFONDARE, qualora gli aderenti si trovino d'accordo sul fatto che Società ed Associazione, oltre a Congressi di più ampio respiro e di più viva partecipazione, intendano promuovere anche una linea politica della ricerca.

Si tratta di AFFONDARE Società ed Associazione se queste non sono espressione di un rinnovato stimolo culturale che vada al di là della presentazione del fatto applicativo e del determinismo tecnico che conducono alla sclerotizzazione del pensiero lasciando "in piedi" fantasmi culturali.

Si tratta di FONDARE una nuova associazione, se d'accordo su un modo diverso di fare ricerca, accademia e politica, identificando quali sono i valori irrinunciabili del pensiero scientifico in una realtà moderna e dinamica la quale - sempre più politicamente corporativista - ha perso o sta perdendo in questo particolare la chiarezza e le responsabilità dei ruoli con tutte le conseguenze che ne derivano anche nel campo della scienza e della ricerca.

BIBLIOGRAFIA

- 1) Della Croce N. - La crisi della ricerca oceanografica in Italia. *Rivista Marittima*, CVI (2), 62-77, 1973.
- 2) Della Croce N. - Dove va l'Oceanografia in Italia?. *Atti 7 Congr. A.I.O.L.* (Trieste, 11-14 giugno, 1986), 469-476, Trieste, 1987.
- 3) Boero F. - XVII Congresso SIBM: Una svolta?. *Notiziario S.I.B.M.*, 9, 28-29, 1985.
- 4) Minervini R. - Perché non rifondiamo la SIBM?. *Notiziario S.I.B.M.*, 16, 49, 1989.
- 5) Relini G. - La ricerca italiana di biologia marina nel contesto mediterraneo. Atti della Terza Assemblea Plenaria della Comunità delle Università Mediterranee, sotto l'Alto Patronato del Presidente della Repubblica di Malta. Università degli Studi di Malta, 10-11 giugno 1988, a cura di Giovanni Dotoli, Bari, C.U.M., 85-104, 1989.
- 6) SEA TECHNOLOGY. - Environmental Monitoring. 31(5), 83-84, 1990.
- 7) NERC NEWS. - British Oceanographic Data Centre. 12, Centre Pages, 1990.
- 8) SEA TECHNOLOGY. - International. 31(5), 89, 1990.

TERZO PROGRAMMA QUADRO PER AZIONI COMUNITARIE NEL SETTORE R&S TECNOLOGICO NEL CAMPO AMBIENTALE

PROGRAMMA SPECIFICO DI RICERCA E DI SVILUPPO TECNOLOGICO NEL CAMPO DELLE
SCIENZE E TECNOLOGIE MARINE

MAST - Marine Science and Technology
(1989-1992)-(1990-1994)

Vincenzo DAMIANI

ENEA Progetto Tecnologie e Ambiente Marino,
Centro Ricerche Ambiente Marino, S. Teresa, La Spezia

Il 20 giugno 1989 il Consiglio dei Ministri della Comunità adottò il **programma pilota "Marine Science and Technology" (MAST) 1989-1992**, con un budget totale di 50 MECU. I principali obiettivi del programma erano i seguenti:

- Contribuire a migliorare la conoscenza dell'ambiente marino, in particolare dei mari regionali europei, ivi compreso il Nord-Est Atlantico, per poterli meglio gestire e proteggere e prevederne l'evoluzione;
- incoraggiare lo sviluppo di nuove tecnologie di esplorazione, protezione e sfruttamento delle risorse marine (ad eccezione delle risorse ittiche, degli idrocarburi e delle fonti di energia rinnovabili, oggetto di altri programmi comunitari);
- migliorare il coordinamento dei programmi nazionali di R&S sui problemi marini;
- rafforzare la competitività industriale nel campo delle tecnologie marine;
- incoraggiare la elaborazione di norme e specifiche comuni in vista del completamento del Mercato Interno nel 1992 e fornire le basi tecnologiche necessarie a tale effetto;
- sostenere la partecipazione europea ai programmi svolti in questo settore in tutto il mondo;
- facilitare la formazione e lo scambio del personale.

Il programma risultava composto da 4 parti:

- I Scienze del mare**, indirizzate a studiare la struttura, stabilità e dinamica dell'ambiente marino, con speciale enfasi alle acque costiere e ai mari che circondano gli Stati Membri della Comunità.
- II Scienze ed ingegneria costiera**, che studia i processi costieri e lo sviluppo di criteri per una ingegneria costiera innovativa.
- III Tecnologie marine**, per studiare lo sviluppo di nuova strumentazione e progredire nello sviluppo delle tecnologie necessarie per il progresso della scienza.

IV Iniziative di supporto, mirate a migliorare il coordinamento, evitare duplicazioni di lavoro, ottimizzare i costi delle strutture di supporto, migliorare corsi di specializzazione e contribuire a una pre-standardizzazione.

L'8 maggio 1990 il Consiglio ha adottato un programma-quadro per le azioni comunitarie nel settore della ricerca e dello sviluppo tecnologico (1990-1994), definendo in particolare le azioni da svolgere per contribuire a sviluppare il potenziale europeo e provvedere che l'attuazione del programma-quadro sia fatto mediante programmi specifici.

In seguito al parere positivo espresso dal Comitato della Ricerca Scientifica e Tecnologica (Crest) è stato adottato per un periodo di 5 anni, a decorrere dal 1 gennaio 1990 un programma specifico di ricerca e di sviluppo tecnologico per la Comunità economica europea **nel campo delle scienze e delle tecnologie marine**.

Il budget previsto ammonta a 104 MECU, con l'obiettivo di sviluppare alcune delle attività iniziate nell'ambito del programma pilota MAST (1989-1992), introdurre nuovi temi ed estendere il campo di attività in termini geografici.

Si affronteranno tra l'altro alcune attività integrative a livello europeo sviluppandole con uno stretto coordinamento svolto da MAST e che comprendono i seguenti settori:

- La costituzione di un sistema europeo di dati e di informazione sugli oceani;
- l'elaborazione di norme per le scienze e le tecnologie marine;
- un'iniziativa per il coordinamento della modellizzazione;
- lo sviluppo di un sistema pilota di comunicazione per lo scambio d'informazioni sulle crociere di ricerca e sulle infrastrutture di ricerca;
- studi sui requisiti scientifici e di progettazione di nuove infrastrutture di grandi dimensioni;
- nuovi approcci alla mappatura ed alla prospezione batimetrica/idrografica.

Particolare significato innovativo e di sostegno ai paesi mediterranei rappresenta il nuovo settore progetti integrati, che vanno ad aggiungersi ai 4 settori del programma pilota, e che comprendono:

- **Progetto Integrato Mare Mediterraneo;**

oltre al progetto ancora in fase di definizione

- **Progetto Integrato Atlantico del Nord e Artico Subpolare.**

Nel corso del primo semestre del 1991 verrà bandito il bando per le proposte di partecipazione ai finanziamenti previsti per il secondo programma MAST (1990-1994) e potranno partecipare università, organismi di ricerca e ditte industriali, comprese le piccole

e medie imprese, o le associazioni di queste ultime, in particolare gruppi europei di interesse economico.

Per partecipare al bando di gara è indispensabile che due soggetti finanziabili appartengano ad almeno due paesi della Comunità europea. Il finanziamento concesso è del 50% del costo complessivo, solo per le università sono possibili finanziamenti sino al 100% solo per i costi marginali.

Consuntivo del Progetto Pilota MAST (1989-1992)

Dei finanziamenti del programma pilota MAST (1989-1992), completati nel 1990, la media dei contributi assegnati per progetto è di 0,8 MEC, per un periodo medio di 2,5 anni.

L'Italia, su 31 progetti finanziati MAST, partecipa a 16 progetti e ha ricevuto finanziamenti per 23 partecipanti, per un totale di 2,544 MECU, che rappresentano il 5,6% circa del totale dei finanziamenti distribuiti ai paesi della Comunità (Tab .1).

Le industrie partecipano a 7 progetti, gli Istituti del CNR anch'essi a 7 progetti, a 6 le Università, a 2 ENEA ed 1 all'OGS.

Nella Tab. 2 sono illustrati tutti e 23 i partecipanti, che hanno una quota di finanziamento media di 110.000 ECU per partecipante, e con una quota minima di 25.000 ECU per il CNR di Bologna ed una massima di 294.560 ECU per il CNR di Modena.

I progetti a cui l'Italia partecipa sono 16, con una quota di finanziamento medio per progetto all'Italia di 160.000 ECU, rispetto agli 800.000 ECU del finanziamento medio totale dei progetti comunitari.

Nella Tab. 3 e 4 sono presentati rispettivamente le quote di finanziamento ad Università ed Enti di ricerca italiani: questi appartengono unicamente a gruppi di ricerca che operano nel Nord Italia, con l'unica eccezione dell'Istituto di Fisica dell'Atmosfera del CNR di Roma.

Nella Tab. 5 sono presentate le quote di finanziamento a Ditte italiane, le quali sono omogeneamente distribuite fra il Nord e Centro Italia.

Nella Tab. 6 sono rappresentate, nei 16 progetti a cui partecipa l'Italia su i 31 totali, i vari tipi di partecipazione:

- 4 Coordinamenti di Progetto su 14 agli stranieri;
- 17 Partnerships su 48 straniere;
- 6 Partner Associati su 20 stranieri.

Nella Tab. 7 sono invece rappresentati le partecipazioni italiane ai vari settori di attività, con una forte partecipazione alle Scienze Marine: e alle Tecnologie Marine ed una scarsa partecipazione alle Scienze ed Ingegneria Costiera, a quasi totale appannaggio ai Paesi del Nord Europa.

Le conclusioni che si possono trarre sono nel complesso negative per la partecipazione italiana.

Le capacità di ricerca (Università ed Enti), nel settore delle scienze del mare riconosciuti finanziabili dalla comunità, sono ubicate esclusivamente nel Nord Italia; ma non allineabili, anche loro, ad uno standard europeo, come si è evidenziato in sede di analisi delle partecipazioni spesso sotto l'ombrello scientifico di Istituti del Nord Europa, fatte salve le debite eccezioni. Questo in un momento ove manca il sostegno (assunzioni e finanziamenti) per il Nord del Paese, in quanto la attuale politica è di sostenere solo le iniziative al Sud, ma con tale politica si rischia di trovarci fuori dall'Europa già nel corso del prossimo programma Comunitario MAST (1990-1994).

Qualitativamente migliore sembra essere la partecipazione delle aziende italiane ai progetti di sviluppo di tecnologie-marine, anche se quantitativamente non sufficiente rispetto al numero delle industrie dei Paesi del Nord Europa e della Francia in particolare.

MAST I

TOTALE ITALIANO 2,544 MEcu

IND (7) 777.000 Ecu

CNR (7) 866.000 Ecu

UNIV. (6) 517.000 Ecu

OGS (1) 208.000 Ecu

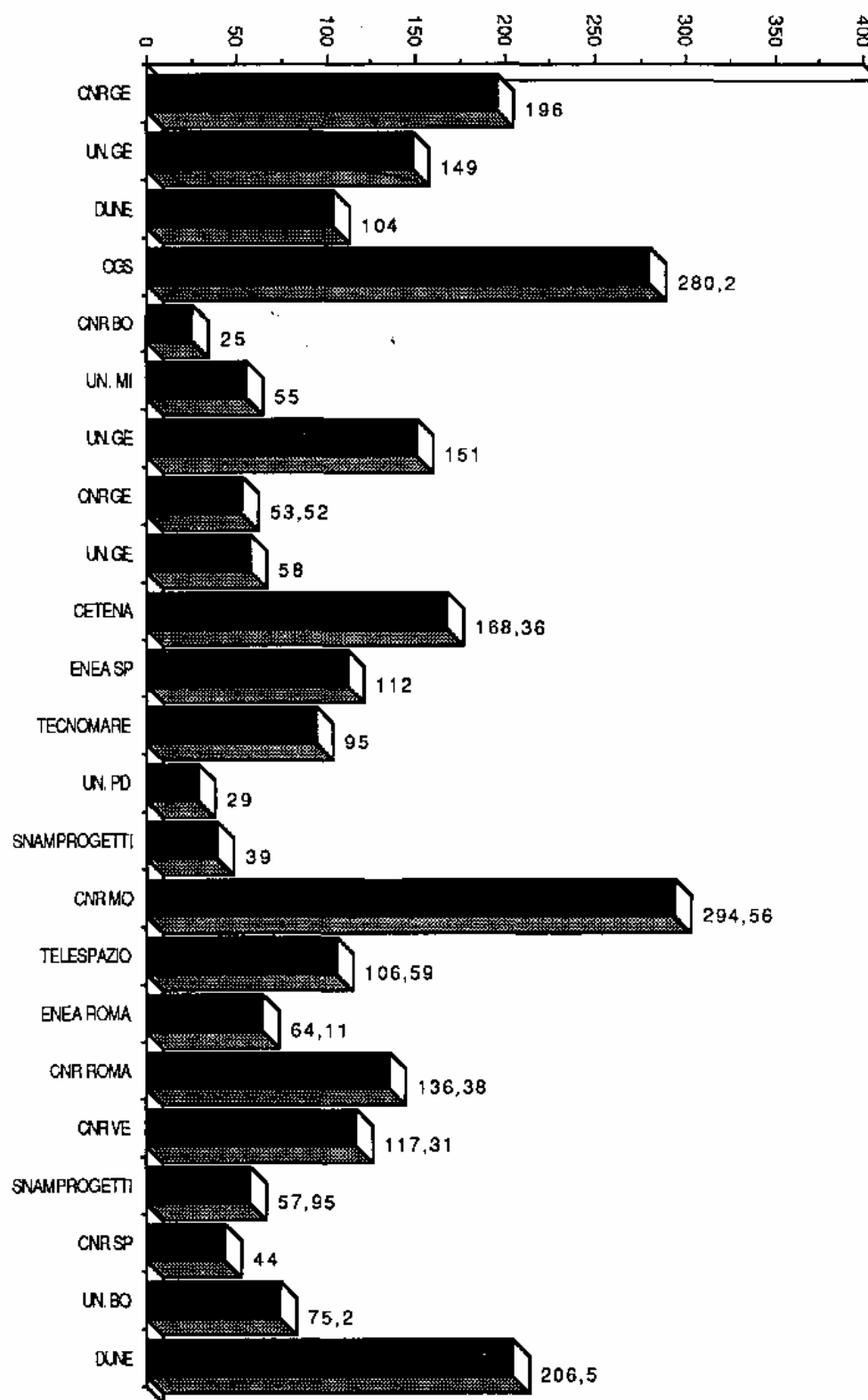
ENEA (2) 176.000 Ecu

TOTALE FINANZIAMENTO 45 MEcu

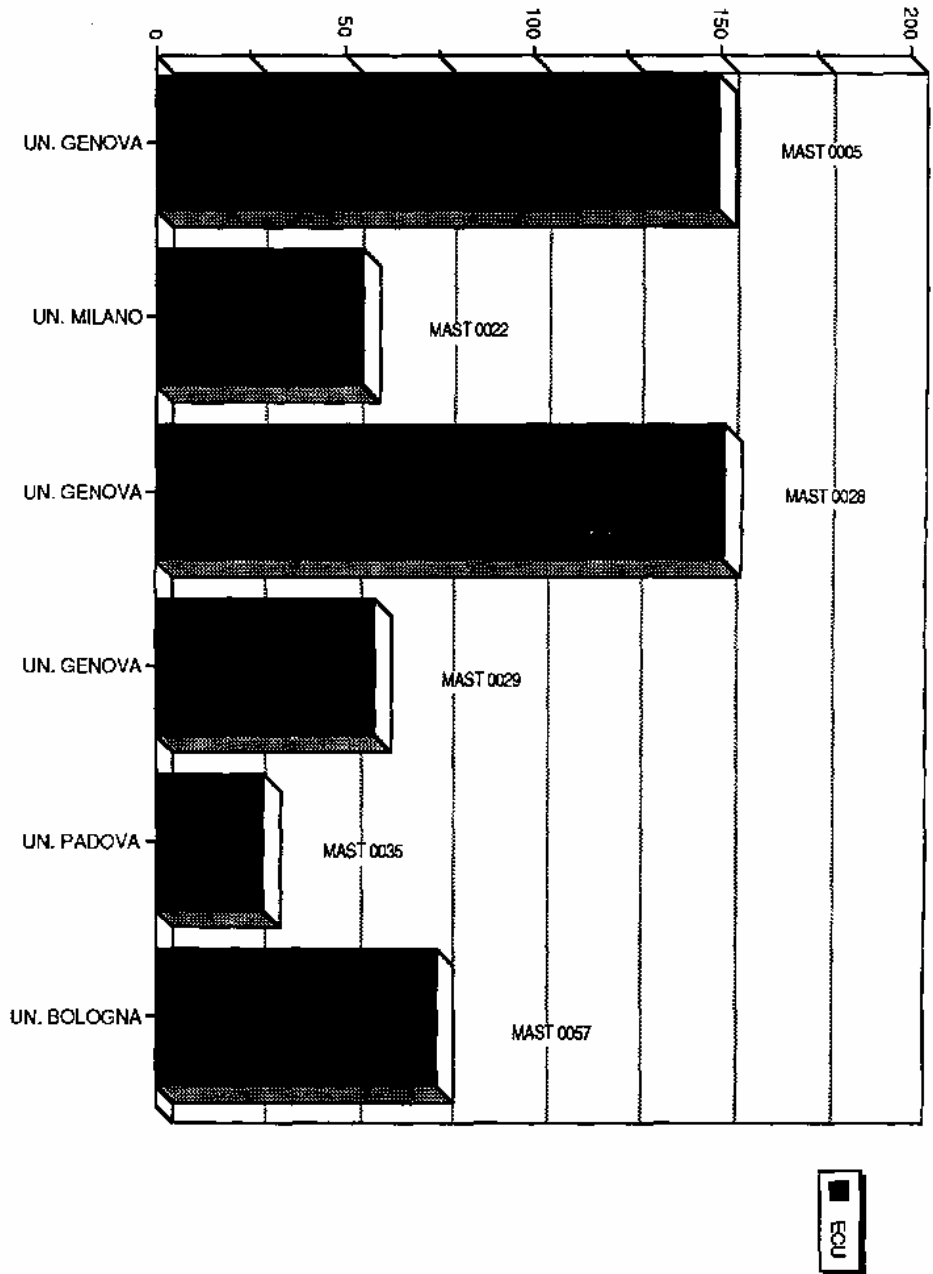
FINANZIAMENTO ITALIANO 2,5 MEcu (5,6%)

Tab. 1

Tab. 2

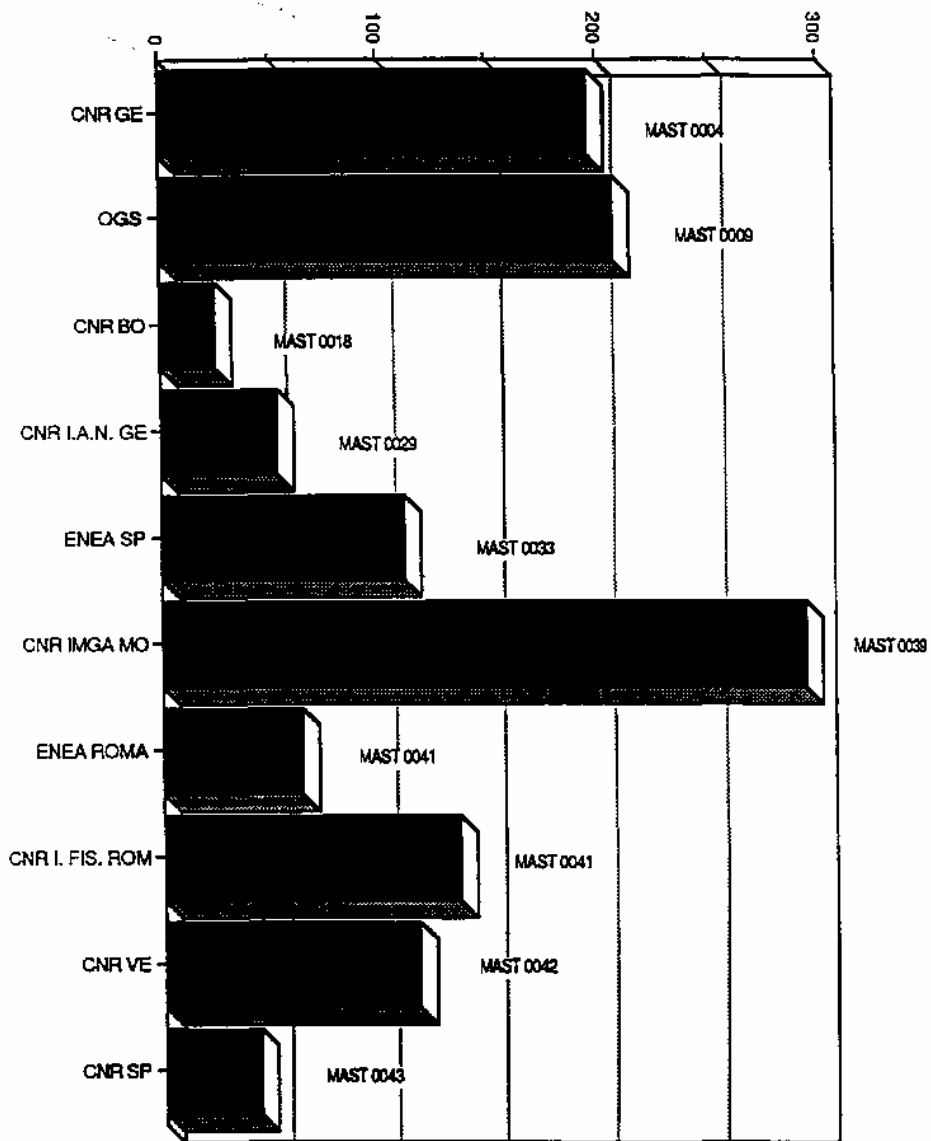


UNIVERSITA' PARTECIPANTI A PROGETTI MAST



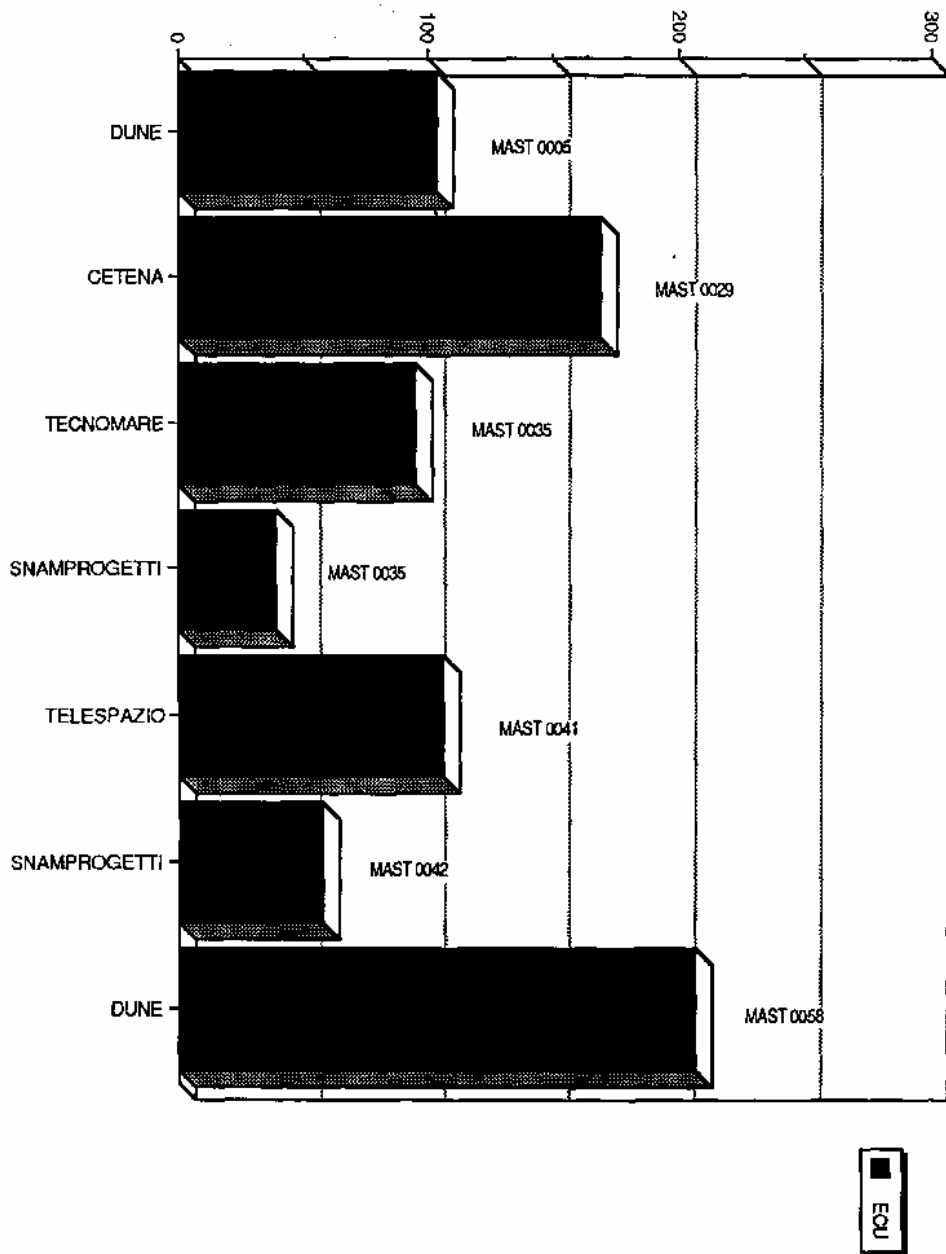
ENTI DI RICERCA PARTECIPANTI A PROGETTI MAST

Tab. 4

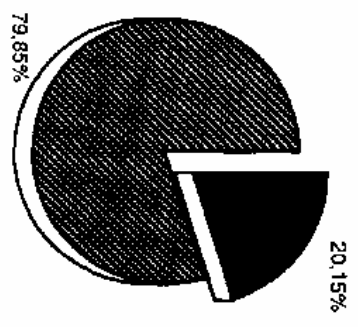
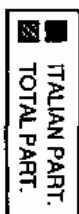


Tab. 5

AZIENDE PARTECIPANTI A PROGETTI MAST

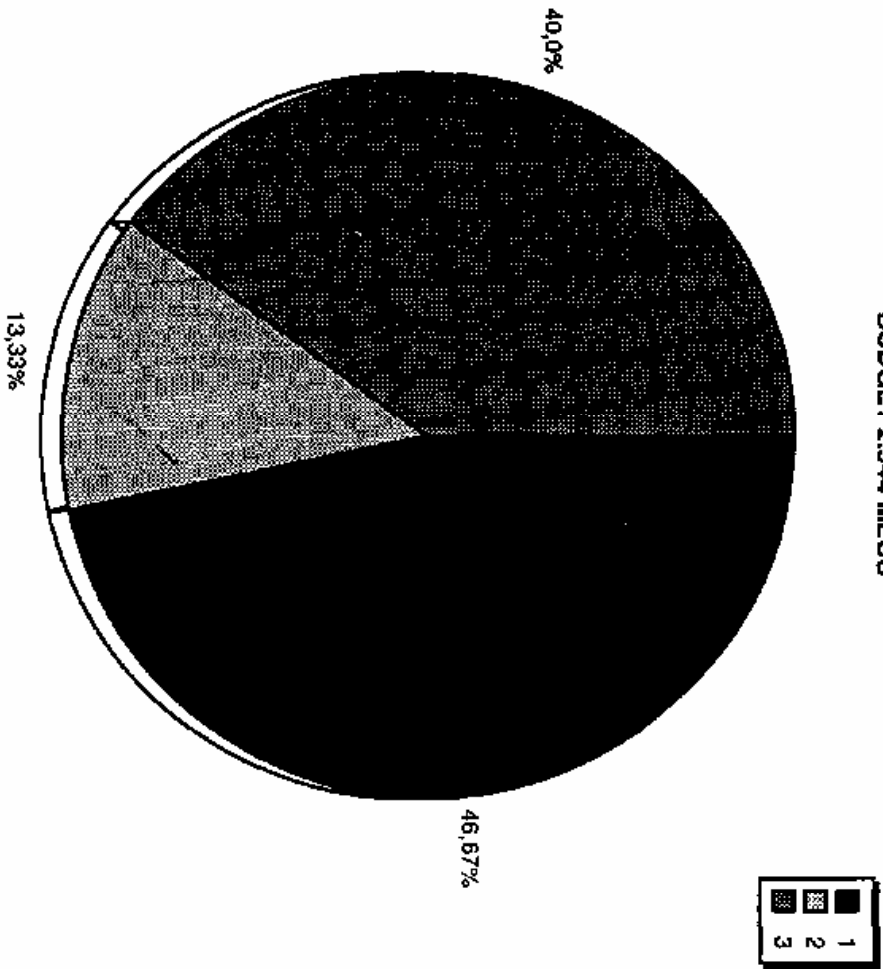


ITALIAN PARTICIPATION MAST PROJECTS



Tab. 6

BUDGET 2,544 MECU



1 MARINE SCIENCE

- MAST 0018
- MAST 0022
- MAST 0033
- MAST 0039
- MAST 0041
- MAST 0042
- MAST 0043

2 COASTAL ZONE SCIENCE AND ENGINEERING

- (MAST 0032)
- MAST 0035
- MAST 0057

3 MARINE TECHNOLOGY

- MAST 0004
- MAST 0005
- MAST 0009
- MAST 0028
- MAST 0029
- MAST 0058

Tab. 7

INDICE PER AUTORI

ABBATE M.	333	BUIA M.C.	647
ABELMOSCHI M.L.	215	CAGNOLARO L.	119
ACOSTA POMAR M.L.C.	679	GAGNOLI E.	363
AIRÒS.	81	CALDERONI A.	405
ALBEROTANZA L.	55	CALLIERI C.	547
ALBERTELLIG.	351 387	CALVO S.	491 503
ALLEGRA A.	25	CAMPAGNOLI A.	547
AMBROSETTI W.	433	CAMPI F.	287
ARLOTTI D.	105	CARBOGNIN L.	55
ARNAUDP.M.	3	CARLI A.	623
ASIOLI A.	35	CARRADA G.C.	151
AZZARO F.	25	CASARETTO L.	179
BACHIORRI A.	459	CASAZZA G.	635
BARBANTI L.	433	CATALANO G.	593 665
BARONE R.	491 503	CATTANEO-VIETTI R.	635
BATTAGLIA B.	559	GATTINI E.	333
BAUDO R.	131 395	CEPPODOMO I.	333
BENASSI G.	613	CERADINI S.	445
BENEDETTI F.	593	CHERICI V.	199
BERTONI R.	547	CICERI G.	445
BIANCHI C.N.	341 363	CICCE F.	689
BIANCHI F.	689	CIVITARESE G.	25
BISOLP.M.	559	CLERICI A.	93
BO F.	131 395	COGITO S.	341
BOLDRIN A.	593 697	COGLIATI N.	445
BORDIGONI M.	483	COIS A.	483
BORSETTI A.M.	35	COLANTONI P.	17
BOVOLENTA S.	395	CONTESINI M.	547
BRAMBATI A.	565	CONTU A.	483
BREGANT D.	25	CORMACI M.	635
BRUNI V.	679	CORRADI N.	287 315

CORSELLI C.	167		HAMZA W.	465
COVRE S.	341		HECQ J.H.	665
COZZA R.	465		HERNADEZ-BRITO J.	221
CRISAFI E.	25		HULANICKI A.	215
DAMIANI V.	717		IMMORDINO F.	275
DANOVARO R.	387		INNAMORATI M.	199 605
DE ANGELIS G.	193		LA PERLA R.	25
DE BERNARDI R.	521		LA MESA M.	659
DELLA CROCE N.	711		LANGONE L.	573
DE MAIO A.	143		LAZZARA L.	199 605
DI GERONIMO I.	635		LORENTI M.	647
ELEFThERIOU A.	9		LUCCHINI F.	35
ELIA A.C.	71		LUCHETTA A.	25
FABIANO M.	325 387		LUGLIÉ A.	475 513
FANZUTTI G.P.	565		MAGAZU' G.	665
FARANDAF.	555		MAGGI O.	679
FELETTI M.	623		MAGI E.	221
FERRARA R.	45		MANCA M.	465
FERRARI I.	119 613		MANTILACCI L.	71
FERRETTI O.	275		MANZONI C.	119
FIRPO M.	263 287		MARIOTTINI G.L.	623
FONDA UMANI S.	179		MARTINOTTI W.	445
FRACHE R.	221 237 325		MASERTI B. E.	45
FRASCHETTI S.	351 387		MASSI L.	199
FRIGNANI M.	35 573		MAUGERI T.L.	679
GAMBI M.C.	635 647		MAZZELLA L.	647
GENCHI G.	491 503		MAZZUCOTELLI G.	215 221
GIACOBBE S.	167		McKENZIE K.G.	613
GIORDANI P.	35		MELONI P.	483
GIORGI L.	275		MENOZZI P.	93 613
GIOVANNINI E.	71		MICHELATO A.	207
GIUSSANI G.	521		MONTI M.	179
GOFFART A.	665		MORABITO G.	533
GUERZONI S.	63		MORELLI M.	45
GUGLIELMO L.	665		MORI A.	583

MORI G.	199	605	ROSSETTI G.		119
MORRI C.	341	363	ROSSI D.		131
MOSELLO R.		405	ROSSI G.		333
MUNTAU H.	131	395	ROSSI V.	93	459
MURA M.		513	RUGGIU D.	465	533
NAIR R.		333	RUSSO G.F.		647
NALDI M.		613	SAGGIOMO V.	151	605
NASELLI FLORES L.491		503	SCAMMACCA B.		635
NONNIS MARZANO F.		583	SCHINTU M.		483
NUCCIO C.	199	605	SCIPIONE M.B.		647
OCCHIPINTI AMBROGI A.105			SCONFIETTI R.		81
OSSOLA C.		379	SECHI N.	421	475
OSTREGA P.		215	SECHI P.		483
PANE L.		623	SETTI M.	275	315
PAPA L.		303	SOCAL G.		689
PERDICARO R.		193	SOGGIA F.	215	221
PEREZ-PENA J.		221	TALESA V.		71
PERINI A.		679	TARONI G.		55
PERONCINI P.		325	TARULLI E.		659
PERONI C.		333	TATICCHI M.I.		71
PICCAZZO M.	263	287	TESTA L.		679
PONZANO E.		221	TRIULZI C.		583
PORTALUPPI D.		445	TUCCI S.	263	315
PRINCIPATO G.B.		71	VACCA S.		421
PUGNETTI A.		533	VACCHI M.		659
QUARANTOTTO G.		63	VANDENBERG C.M.G.		221
QUIRCI A.		405	VANUCCI S.		665
RABITTI S.	25	697	VIARENGO A.		221
RAGAGLIA L.		573	VIAROLI P.	93	119
RAMASCO C.		55	ZUNINI SERTORIO T.249		379
RAMPAZZO G.		63			
RAVAIOLI M.		573			
RIBERA D'ALCALÀ M.		151			
RIVARO P.	215	221			
ROSI G.		71			

ATTI

DELL'ASSOCIAZIONE ITALIANA

Di

OCEANOLOGIA E LIMNOLOGIA

(A.I.O.L.)

(dal 1° Gennaio 1989 al 31 Dicembre 1990)

VERBALE DELLA RIUNIONE DEL CONSIGLIO DI PRESIDENZA

PALLANZA 3 MAGGIO 1989

Il giorno 3 Maggio 1989 alle ore 10,00 si riunisce a Pallanza presso l'Istituto Italiano di Idrobiologia del C.N.R. il Consiglio di Presidenza della Associazione. Sono presenti: de Bernardi (presidente), Albertelli, Fanzutti, Giordani, Piccazzo, Tomasino (consiglieri) e Ambrosetti (segretario); assente giustificata il consigliere Fonda Umani.

Dopo un breve saluto da parte del Presidente al nuovo Consiglio Direttivo si passa alla discussione dei seguenti punti:

1) Viene rilevata la necessità di avviare qualche iniziativa che renda sempre più attiva la presenza dell'Associazione sia nel campo puramente scientifico sia nelle problematiche attuali riguardanti gli ambienti marini e delle acque interne. A tal scopo si decide di individuare cinque settori scientifico-tecnici ai quali far afferire i soci secondo la loro competenza. Ogni settore è affidato ad un responsabile, scelto nell'ambito del Consiglio di Presidenza, cui è demandato il compito di mantenere i contatti nel proprio settore con la possibilità di costituire dei gruppi di lavoro o sottogruppi in relazione alle esigenze ed alle necessità. I settori individuati ed i relativi responsabili sono i seguenti:

de Bernardi-Ambrosetti	Limnologia
Tomasino	Aspetti Fisici dell'Ambiente Acquatico
Giordani	Chimica Oceanologica
Fanzutti-Piccazzo	Geologia e Sedimentologia Marina
Albertelli-Fonda Umani	Biologia Oceanologia

2) Su proposta di Tomasino si procede alla messa a punto di un questionario articolato in schede da distribuire a tutti i soci AIOL con lo scopo di raccogliere informazioni sulla loro attività e specializzazione; lo scopo è di avere un "albo professionale" degli iscritti, che pubblicato (e successivamente aggiornato) all'incirca ogni due anni possa costituire un Annuario dell'Associazione.

3) Si decide di condurre un'indagine sondaggio presso riviste specializzate, nazionali o internazionali interessate alla pubblicazione degli Atti AIOL. Ciascuno dei membri del Consiglio è impegnato a svolgere tale compito.

4) Si decide che l'AIOL si faccia promotrice di un "workshop" finalizzato al confronto dei metodi e degli strumenti di lavoro utilizzati in Limnologia e Oceanologia fisica da tenersi a Pallanza, nel tardo autunno, associandosi ad una iniziativa in tal senso già programmata dall'Istituto Italiano di Idrobiologia. Nell'occasione si svolgerà anche l'assemblea dei soci. Dell'organizzazione si occuperà Ambrosetti. Si auspica inoltre che tale tipo di incontri venga per il futuro organizzato o patrocinato dalla Associazione anche in altri settori specialistici relativi allo stu-

dio, la conservazione ed il recupero dei mari e dei laghi italiani

- 5) In linea di massima si accetta la candidatura di S. Margherita Ligure, proposta da Albertelli, come sede del IX Congresso AIOL (1990). I membri del Consiglio si impegnano a contattare eventuali relatori ai quali affidare temi generali attinenti ai diversi settori scientifici. L'intendimento è quello di potenziare le relazioni ad invito e di selezionare maggiormente le comunicazioni riservate ai soci. A questi verrà data però la possibilità di presentare la propria attività nella sezione "posters" garantendo, nel contempo uno spazio adeguato nella pubblicazione degli atti.
- 6) Tra le varie ed eventuali viene discussa ed accettata, salvo approvazione dell'Assemblea generale, la candidatura a nuovo socio attivo di Roberto Danovaro e di Sandro De Muro presentati rispettivamente da Albertelli e da Brambati.

Null'altro restando da discutere e nessuno chiedendo la parola la riunione viene sciolta alle ore 14,00.

Il Presidente

(R. de Bernardi)

Il Segretario

(W. Ambrosetti)

VERBALE DELLA RIUNIONE DEL CONSIGLIO DI PRESIDENZA

PALLANZA 16 NOVEMBRE 1989

In data 16 novembre 1989, alle ore 15,30, si è riunito presso il C.N.R.-Istituto Italiano di Idrobiologia di Pallanza, il Consiglio di Presidenza dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia, su convocazione del Presidente Dr. Riccardo de Bernardi.

Presenti i Consiglieri: Albertelli, Piccazzo, Fanzutti, Giordani e il Segretario Ambrosetti.

Assenti giustificati: Tomasino e Fonda Umani.

Dopo un cenno di saluto da parte del Segretario si discute su come condurre l'Assemblea Generale dei Soci e il modo di procedere nell'esame delle domande di ammissione a nuovi soci nel rispetto dello Statuto e del Regolamento dell'Associazione.

Si decide all'unanimità di rinviare la discussione sull'organizzazione del prossimo Convegno nella seduta dell'Assemblea Generale dei Soci che segue e che all'ordine del giorno presenta i seguenti punti:

- 1) Comunicazioni del Presidente;
- 2) Possibilità di ricerche Oceanologiche e Limnologiche nei P.F. e nei Piani Nazionali di Ricerca. Il ruolo dell'A.I.O.L.;
- 3) Organizzazione prossimo Congresso;
- 4) Varie ed eventuali.

La breve seduta termina alle ore 16,00 per proseguire con la riunione dell'Assemblea Generale dei Soci.

Il Presidente

(R. de Bernardi)

Il Segretario

(W. Ambrosetti)

VERBALE DELL'ASSEMBLEA GENERALE DEI SOCI

PALLANZA 16 NOVEMBRE 1989

Il giorno 16 Novembre 1989 alle ore 16,00 si riunisce a Pallanza presso l'Istituto Italiano di Idrobiologia del C.N.R. l'Assemblea Generale dei Soci A.I.O.L. per discutere i seguenti punti all'ordine del giorno:

- 1) Comunicazioni del Presidente;
- 2) organizzazione prossimo Congresso;
- 3) possibilità di ricerche Oceanologiche e Limnologiche nei P.F. e nei Piani Nazionali di Ricerca. Il ruolo dell'A.L.O.L.;
- 4) varie ed eventuali.

I lavori dell'assemblea iniziano con la relazione ai convenuti del Presidente Dott. Riccardo de Bernardi che, dopo il saluto ai presenti, sottolinea subito il non elevato numero di partecipanti.

A questo proposito il Presidente pone in evidenza il fatto che essere soci A.I.O.L. non significa solo partecipare ai Congressi per poter presentare i propri articoli da pubblicare sugli Atti, ma promuovere l'attività di ciascuno di noi e quindi diventare parte vitale dell'Associazione. Emblematico è il questionario fatto pervenire ai soci nel quale venivano richieste non solo impressioni, ma anche informazioni di base da pubblicare in un successivo notiziario. Su 250 soci, solo 50 hanno risposto (il 20%); è necessario quindi rivedere in forma drastica la politica delle pubblicazioni degli Atti dei Convegni.

Procede poi ad informare i Soci sulla situazione finanziaria dell'Associazione e vengono approvati, con il consenso dell'Assemblea, i nuovi soci ai quali verrà trasmesso il regolamento e lo statuto. Essi sono:

- Giuliano Piovan (Armamento Navi Oceanografiche CNR, Venezia)
- Fabio Senigagliaesi (Armamento Navi Oceanografiche CNR, Venezia)
- Salvatore Ferraro (Istituto Talassografico, Trieste)
- Marina Cabrini (Laboratorio di Biologia Marina, Trieste)
- Fulvio Crisciani (Istituto Talassografico, Trieste)
- Giorgio Honsell (Dipartimento di Biologia, Trieste)
- Anna Maria Borsetti (Istituto di Geologia Marina, Trieste)
- Giuseppe Civitarese (Istituto Talassografico, Trieste)
- Anna Luchetta (Istituto Talassografico, Trieste)
- Roberto Danovaro (Istituto di Scienze Ambientali Marine, Genova)
- Alessandra Pugnetti (Istituto di Idrobiologia, Pallanza)
- Sandro De Muro (Università di Trieste)

Si passa alla discussione del successivo punto all'ordine del giorno che riguarda la sede e i temi del prossimo Congresso.

La sede proposta dal Prof. Albertelli è Santa Margherita Ligure. Orientativamente il periodo del prossimo Congresso dovrebbe essere ai primi giorni di Novembre del 1990.

Il Prof. Bregant suggerisce di sfasare il prossimo Congresso A.I.O.L.

dal C.I.E.S.M. di un anno e programmare un Congresso per il 1991, ma il Presidente non è d'accordo e ribadisce che tre anni di intervallo fra un Congresso e l'altro sono troppi e chiede che venga organizzato mantenendo la normale scadenza anche per non andare contro lo Statuto e per non interrompere quel filo conduttore che tiene uniti i soci.

Il Presidente chiede ed ottiene il consenso dei presenti perché venga dato mandato al Consiglio di Presidenza di scegliere i temi, il luogo ed il periodo del prossimo Congresso.

Si passa a trattare il punto all'ordine del giorno che riguarda il ruolo dell'A.I.O.L. nei P.F. e nei Piani Nazionali di Ricerca e prende la parola il Prof. Bregant che fa la cronistoria dei finanziamenti e sottolinea come il grosso di essi sia cessato con i P.F. del 1980, dopo di che ci sono stati solo interventi di modesta entità. Sono nati poi i P.S. che, come tutti sanno, sono una forma per dare la possibilità all'Ente di finanziare determinati temi di studio che dovevano essere sviluppati al massimo nell'arco di 1-2 anni.

Il Prof. Bregant termina dicendo che il 7 Dicembre 1989 il Prof. Ruberti dovrebbe esporre il Piano Mare che dovrebbe dare uno sguardo d'insieme della ricerca oceanografica italiana e quindi offrire la possibilità di fare un confronto con la ricerca europea. Si ritiene che le proposte comprendano sia un invito a realizzare un piano finalizzato oceanografico, sia alla formazione di personale da indirizzare all'attività non solo nazionale ma anche internazionale.

Il Prof. Faranda suggerisce di fare come A.I.O.L. un documento da portare avanti con la massima forza e di distribuirlo ai soci. Sottolinea anche la necessità di farsi conoscere come Associazione a livello ministeriale.

Anche il Prof. Fierro sottolinea la necessità che il Presidente presenti un documento prorompente, che possa agire in maniera energica.

Il Presidente si dichiara disponibile a presentarlo ma con il concorso di una rappresentanza di 3-4 persone e su suggerimenti scritti.

Il prof. Faranda ribadisce che, come il Prof. Della Croce ed altri, è venuto a questa Assemblea per raccogliere informazioni e non per darne: avrebbe voluto discutere con gli "attori principali", purtroppo assenti, questi problemi.

Invita tutti a riflettere sull'unione Ministero Università e Ricerca Scientifica, come ad un rimescolamento delle carte che potrebbe agevolare l'auspicata saldatura tra mondo scientifico e universitario. La legge stabilisce che un Comitato della Scienza e della Tecnica debba individuare le aree culturali. Come si colloca l'oceanografia in questo contesto? E' stata fatta una Commissione Mare ma nel contempo è stata sciolta quella di Oceanografia. L'interesse dei competenti organi nazionali per l'oceanografia, si è quindi fermato, come ha detto il prof. Bregant, al 1980.

La Dr.ssa Camusso informa i presenti, anche a nome del proprio Direttore, Prof. Passino, circa il P.F. Ambiente che attualmente viene portato avanti dall'I.R.S.A. attraverso il Progetto Po, che si dovrebbe inserire in uno dei Sottoprogetti Ambiente. C'è stato un coordinamento di ricerche preliminari a partire da Settembre in collaborazione con una serie di Enti e Istituti di Ricerca, varie Università, ENEL, Enti locali. Questo tipo di ricerca ha come obiettivo principale di fare il punto della situazione del problema Po e sue connessioni con il Mare Adriatico, nonché l'individuazione di quelle

che sono le problematiche all'interno di questo bacino come problematiche da affrontare in modo più organico e preciso.

Viene messo in evidenza dal Presidente come la situazione attuale dell'Adriatico abbia monopolizzato tutte le risorse anche se vi sono in campo ambientale altre urgenze croniche mai risolte tipo l'eutrofizzazione delle acque interne.

Il Prof. Alberotanza, che fa parte del Consiglio di Presidenza di una Associazione scientifica che si occupa di telerilevamento che ha tre anni di vita e che ha avuto gli stessi problemi dell'A.I.O.L., suggerisce, sulla base della sua esperienza, di creare dei gruppi di lavoro che si attivino in maniera aperta a seconda delle esigenze del mercato, al fine di individuare gli strumenti più adatti e gli esperti più validi per offrire ai politici lo strumento tecnico e professionale di cui abbisognano. Il Prof. Fierro accoglie il suggerimento e consiglia di fare quel documento del quale si è detto in precedenza non soltanto per protestare ma per offrire qualche cosa di concreto.

Il Presidente sottolinea come la proposta Alberotanza da lui stesso già fatta una decina di anni orsono in occasione del suo primo mandato presidenziale è di difficile attuazione nell'A.I.O.L. in quanto prima di tutto è necessario avere il quadro completo sulle competenze dei soci e quali siano gli ambiti di conoscenza sui quali ci si possa esprimere (cosa che ci si prefiggeva con il "Questionario").

In conclusione, il Presidente conferma la sua speranza di ricevere commenti e note dai partecipanti all'Assemblea per poter identificare le tappe di azione da stendere in un documento prima del 7 di Dicembre, documento che dovrà essere breve e non troppo polemico.

Null'altro essendo da discutere e da deliberare, l'Assemblea si chiude alle ore 19,30.

Il Presidente

(R. de Bernardi)

Il Segretario

(W. Ambrosetti)

VERBALE DELLA RIUNIONE DEL CONSIGLIO DI PRESIDENZA

PALLANZA 21 FEBBRAIO 1990

E' convocata per il giorno 21 Febbraio 1990 alle ore 10,00, a Pallanza presso-la sede dell'Istituto Italiano di Idrobiologia, la riunione del Consiglio di Presidenza dell'Associazione per discutere il seguente ordine del giorno:

- 1) Iscrizione alla rivista "Terra"
- 2) Organizzazione prossimo Congresso dell'Associazione
- 3) Varie ed eventuali

Presenti il Presidente R. de Bernardi ed i Consiglieri Albertelli, Piccazzo, Giordani e Tomasino. Funge da segretario Ambrosetti. Assenti giustificati Fanzutti e Fonda Umani,

Viene letto il verbale dell'Assemblea dei Soci A.I.O.L. tenutasi a Pallanza il 16 Novembre 1989 che viene approvato. Si passa quindi all'ordine del giorno.

- 1) Si discute sull'opportunità di entrare a far parte come A.I.O.L., del "Consorzio di Associazioni" iscritte alla rivista Terra promossa dal Comitato per le Scienze Ambientali e Territoriali. Si decide di assumere un atteggiamento interlocutorio in attesa di sottoporre il problema all'Assemblea Generale dei Soci.
- 2) Si accetta in via definitiva la candidatura di S. Margherita Ligure quale sede del IX Congresso A.I.O.L., che si terrà nei giorni 20-23 Novembre 1990. Albertelli si rende disponibile per l'organizzazione in loco e per contattare, secondo la consuetudine, eventuali ditte espositrici. Si decide di articolare il Convegno in relazioni ad invito, comunicazioni programmate e comunicazioni libere sui seguenti temi:
 - a) aspetti differenziali delle problematiche dei mari italiani;
 - b) problemi, prospettive e metodologie per il recupero dei laghi;
 - e) limnologia ed oceanologia dell'Antartide.I membri del Consiglio si impegnano a contattare eventuali relatori ai quali affidare temi generali attinenti ai diversi settori scientifici. Si da incarico al Segretario di provvedere all'informazione dei Soci tramite l'invio di una prima circolare.
- 3) Riguardo al "Workshop" di Pallanza il Presidente afferma che l'A.I.O.L. sosterrà l'iniziativa di quei soci che si facciano promotori o organizzatori di convegni specialistici.

Avendo esaurito gli argomenti all'ordine del giorno e non essendoci altro da trattare, la seduta e dichiarata sciolta alle ore 13,00.

Il Presidente

(R. de Bernardi)

Il Segretario

(W. Ambrosetti)

VERBALE DELLA RIUNIONE DEL CONSIGLIO DI PRESIDENZA

S.MARGHERITA LIGURE 17 MAGGIO 1990

E' convocata per il giorno 17 Maggio 1990 alle ore 11,00 a S. Margherita Ligure presso la sede dell'Istituto di Scienze Ambientali Marine la riunione del Consiglio di Presidenza dell'Associazione per discutere il seguente ordine del giorno:

- 1) Organizzazione del IX Congresso dell'Associazione
- 2) Varie ed eventuali

Presenti il Presidente R. de Bernardi e i Consiglieri Albertelli, Piccazzo, Giordani, Fonda Umani, Fanzutti ed il Segretario Ambrosetti. Giustifica l'assenza il Consigliere Tomasino.

Dopo i saluti, il Presidente aggiorna i Consiglieri sulla bozza di programma che ha preparato anche su suggerimento telefonico dei Consiglieri in merito ai relatori prescelti per le relazioni generali.

Albertelli rileva che la presenza di un numero consistente di relatori ad invito allungherebbe sensibilmente i lavori e pertanto di provvedere a diminuire il tempo a loro disposizione da 30 a 20 minuti.

Dopo un'ampia discussione sulla possibile articolazione delle quattro giornate Congressuali, dalle quali si stabilisce di eliminare la sezione "posters", si procede a stilare il programma scientifico provvisorio della manifestazione.

Dalle schede di registrazione al IX Congresso pervenute alla Segreteria in seguito alla prima circolare, si decide che ogni socio potrà presentare una sola comunicazione ed essere coautore in non più di due e si fissa al 30 Settembre 1990 il termine ultimo per l'accettazione dei riassunti delle comunicazioni.

Il Presidente ed i Consiglieri danno ampio mandato ad Albertelli e ad Ambrosetti di occuparsi dell'organizzazione del IX Congresso che si terrà a S. Margherita Ligure, come deciso nella precedente riunione, presso Villa Durazzo messa a disposizione da quella Amministrazione Comunale, dal 20 al 23 Novembre 1990; il segretario procederà all'invio di una seconda circolare ai Soci A.I.O.L..

Non essendoci null'altro all'ordine del giorno la seduta viene sciolta alle ore 13,30.

Il Presidente

(R. de Bernardi)

Il Segretario

(W. Ambrosetti)

VERBALE DELLA RIUNIONE DEL CONSIGLIO DI PRESIDENZA

PALLANZA 17 OTTOBRE 1990

E' convocata per il giorno 17 Ottobre 1990 alle ore 9,30 a Pallanza, presso la sede del CNR-Istituto Italiano di Idrobiologia, la riunione del Consiglio di Presidenza dell'Associazione per discutere il seguente ordine del giorno:

- 1) Organizzazione del LX Congresso dell'Associazione
- 2) Esame dei riassunti delle comunicazioni al Congresso
- 3) Varie ed eventuali

Presenti il Presidente R. de Bernardi, i Consiglieri Fanzutti, Albertelli, Piccazzo, Giordani e il Segretario Ambrosetti. Assenti giustificati Tomasino e Fonda Umani.

I lavori del Consiglio di Presidenza si sono così articolati:

- 1) Il Presidente informa il Consiglio di essere stato costretto a predisporre una nuova spedizione della seconda circolare relativa al IX Congresso di Santa Margherita Ligure in quanto non pervenuta a numerosi soci. Ci si è sobbarcati così di una spesa non prevista. Ci si scusa che l'inconveniente postale, riportabile a disguidi senza alcuna colpa da parte della segreteria A.I.O.L., abbia causato inevitabili ritardi nell'informazione dei Soci.

Vengono quindi esaminati gli aspetti riguardanti l'organizzazione del IX Congresso sulla base di quanto si era stabilito nella precedente riunione di S. Margherita e si constata che tutto procede nel migliore dei modi.

- 2) Vengono presi in esame i riassunti delle comunicazioni per il IX Congresso pervenuti ad Albertelli ed Ambrosetti entro i termini prescritti (circa 70). Dopo una attenta valutazione dei contenuti scientifici dei singoli lavori e loro successiva accettazione si procede a stilare il programma definitivo della manifestazione.

Constatato l'elevato numero delle comunicazioni, il Consiglio stabilisce di concedere ad ogni relatore non più di quindici minuti di tempo compresa la discussione.

Decide inoltre di inserire le comunicazioni dei soci Damiani e Della Croce nell'ordine del giorno dell'Assemblea Generale che si svolgerà nell'ambito del Congresso ritenendole di carattere generale, e in grado di stimolare l'Assemblea per un'ampia e costruttiva discussione sui problemi della ricerca in Italia.

Il Segretario viene incaricato di fare pervenire ai soci relatori le regole per la predisposizione dei testi per la stampa ed il programma definitivo.

La seduta è tolta alle ore 13,00.

Il Presidente

(R. de Bernardi)

Il Segretario

(W. Ambrosetti)

VERBALE DELLA RIUNIONE DEL CONSIGLIO DI PRESIDENZA

S. MARGHERITA LIGURE 21 NOVEMBRE 1990

In preparazione all'Assemblea Generale dei Soci A.I.O.L. del 22 Novembre 1990 il Consiglio di Presidenza si riunisce il giorno 21 Novembre alle ore 21,00 in S. Margherita Ligure presso il Park Hotel Suisse con i seguenti punti all'ordine del giorno:

- 1) Domande di associazione nuovi soci, quote sociali e soci morosi
- 2) Consegna manoscritti relazioni
- 3) Iscrizione dell'A.I.O.L. alla rivista "Terra"
proposte dei Soci Cinelli, Colantoni e De Strobel
telegramma a G.P. Moretti
- 4) Relazioni programmate
- 5) Varie ed eventuali.

Sono presenti il Presidente R. de Bernardi ed i Consiglieri Fonda Umani, Fanzutti, Albertelli, Piccazzo, Tomasino e Giordani. Funge da Segretario W. Ambrosetti.

- 1) Si decide, in conformità alle disposizioni statutarie, di sottoporre all'approvazione dell'Assemblea Generale dei Soci, le domande di associazione pervenute alla segreteria in numero di 53, nonché l'aumento delle quote sociali a Lire 25.000 annuali e il decadimento dei soci morosi dal 1984.
- 2) Si pone come termine ultimo per la consegna dei manoscritti delle relazioni il 15 Dicembre 1990 con l'invio degli stessi al Consigliere Albertelli e si da mandato al Presidente di porre all'attenzione dell'Assemblea una possibile ristrutturazione del Congresso e della pubblicazione degli Atti.
- 3) Viene presa la decisione di:
 - a- sottoporre all'approvazione dell'Assemblea dei Soci la proposta di Triulzi di iscrivere l'A.I.O.L. alla rivista Terra promossa dal Comitato per le Scienze Ambientali e Territoriali;
 - b- inviare un telegramma di congratulazioni e di nomina a Socio Onorario del Prof. G.P. Moretti in occasione del suo ottantesimo compleanno;

- c- concedere il patrocinio dell'Associazione al Convegno sulle Grotte Marine che si terrà in Provincia di Salerno nel Maggio 1991.
- 4) Si decide che i Soci Damiani e Della Croce, in conformità a quanto deliberato nella precedente riunione del Consiglio di Presidenza, potranno esporre la loro relazione durante l'Assemblea Generale subito dopo la relazione finanziaria del Segretario.
- 5) Dopo ampia discussione si decide di portare all'attenzione dell'Assemblea la necessità di affiancare al Consiglio di Presidenza un socio Junior che si prenda carico dei problemi dei giovani associati: si decide inoltre di riproporre a tutti i soci il questionario professionale già inviato lo scorso anno e che ha avuto uno scarso successo; qualche modifica potrà dare un contributo positivo alla nuova iniziativa.

Non essendoci null'altro da discutere la seduta è tolta alle ore 24,00.

Il Presidente

(R. de Bernardi)

Il Segretario

(W. Ambrosetti)

VERBALE DELL'ASSEMBLEA GENERALE DEI SOCI

S. MARGHERITA LIGURE 22 NOVEMBRE 1990

Il giorno 22 Novembre 1990 presso Villa Durazzo in S. Margherita Ligure sede del IX Congresso dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia si riunisce l'Assemblea Generale dei Soci per discutere il seguente ordine del giorno:

- 1) Attività scientifica
- 2) IX Congresso Nazionale
- 3) Situazione sociale
- 4) Nuovi soci
- 5) Relazione finanziaria
- 6) Relazioni programmate
- 7) Rinnovo cariche sociali
- 8) Varie ed eventuali

Il Presidente Riccardo de Bernardi prende la parola per dare il benvenuto ai soci, ringraziare coloro che hanno contribuito all'organizzazione del IX Congresso manifestando soddisfazione per l'andamento dei lavori.

1) Attività scientifica

Nel rendicontare l'attività scientifica svolta dall'Associazione nel biennio 1989-1990 il Presidente ricorda il "Workshop", organizzato in occasione dell'Assemblea A.I.O.L. 1989, di Pallanza (15-17 Novembre 1989) dove si sono discusse le problematiche comuni in Limnologia e Oceanologia Fisica, rileva però come l'adesione dei soci sia risultata inferiore alle aspettative.

2) IX Congresso Nazionale

R. de Bernardi sottolinea come la strutturazione della manifestazione e l'attività dei temi selezionati abbia fatto registrare un notevole afflusso di partecipanti (circa 130 iscritti) e come la decisione di evitare sessioni separate nonostante l'elevato numero di comunicazioni sia risultato positivo; ne raccomanda pertanto l'adozione anche per i prossimi Convegni. Il Presidente manifesta però il suo dissenso per la scarsa presenza dei soci di formazione "marina" alle comunicazioni dei colleghi "lacustri" e si lamenta per l'organizzazione di riunioni collaterali coincidenti con gli orari dei lavori congressuali.

Viene presentata la proposta dei Soci Colantoni, Cinelli e De Strobel tendente ad ottenere il patrocinio dell'A.I.O.L. per l'organizzazione del Congresso sulle Grotte Marine che si terrà in provincia di Salerno nel Maggio 1991: l'Assemblea approva all'unanimità.

3) Situazione Sociale

Il Presidente pone in evidenza, come del resto ha già fatto in altre occasioni, che l'essere Soci A.I.O.L. non significa solo partecipare ai Congressi con il fine più o meno dichiarato di poter presentare i propri lavori da pubblicare sugli Atti; bisogna anche farsi parte attiva per rivitalizzare l'Associazione. Emblematica, in senso negativo, è stata infatti la risposta all'ormai famoso "questionario" che è stato compilato solo dal 25% dei Soci.

Il Presidente e l'Assemblea danno mandato al prossimo Consiglio di Presidenza di studiare la politica della pubblicazione degli Atti dei Convegni e di riproporre il "questionario" ai Soci.

Viene proposta l'iscrizione dell'A.I.O.L. alla rivista Terra promossa dal Comitato per le Scienze Ambientali e Territoriali. Dopo un'ampia panoramica, effettuata da Triulzi, sulla finalità che si propone il Comitato responsabile attraverso la sua rivista e dopo un parere favorevole di Bregant ed uno contrario di Della Croce l'Assemblea approva l'iscrizione con 27 voti a favore, 5 contrari e 12 astenuti.

Viene successivamente proposto di inviare al Socio Gianpaolo Moretti, Professore Emerito della Repubblica, un telegramma di congratulazioni per il suo ottantesimo compleanno e di nominarlo Socio Onorario dell'A.I.O.L..

L'Assemblea approva per acclamazione e demanda l'incarico al Consiglio di Presidenza.

4) Nuovi Soci

Si procede alla lettura delle domande pervenute per l'ammissione di nuovi soci. Chiedono di essere ammessi come associati:

Airò Silvia	presentato da	Sconfietti e Taticchi
Alberini Carlo		Colantoni e Borsetti
Allegra Antonina		La Fera e Crisafi
Basso Daniela		Bregant e Albertelli
Bearzi Giovanni		Piovan e Alberotanza
Boero Ferdinando		Fonda Umani e de Bernardi
Boni Laurita		Socal e Colantoni
Borsetti Anna Maria		Colantoni e Frignani
Bovolenta Silvia		Muntau e Baudo
Buscarinu Paola		Sechi e Baudo
Cagnoli Erica		Morri e Bianchi
Castelluccio Giuseppe		Morri e Bianchi
Cattini Elena		Ferretti e Bianchi
Cocito Silvia		Ferretti e Bianchi
Corselli Cesare		Giacobbe e Bregant
Covre Stefano		Morri e Bianchi
Cunsolo Antonio		Giussani e Sconfitti

Ferrari Carla Rita
Flocchini Giuseppe
Fraschetti Simonetta
Ceraci Sebastiano
Goffart Anne
Guerzoni Stefano
Hecq Jean Henri
IDROSER S.p.A.
Immordino Francesco
Innamorati Mario
Langone Leonardo
Mantilacci Luciana
Manzoni Cinzia
Mazzocchi Maria Grazia
Maserti Biancalena
Montanari Giuseppe
Monti Marina
Mori Giovanna
Morabito Giuseppe
Pansini Maurizio
Peirano Andrea
Perego Cristina
Purini Roberto
Ribera Maurizio
Rinaldi Attilio
Romeo Giovanna
Rossi Daria
Rossi Valeria
Russo Giovanni Fulvio
Saggiomo Vincenzo
Sechi Patrizia
Setti Massimo
Tubertini Ottavio
Tucci Sergio
Triulzi Cesare
Tufano Michele
Tunesi Leonardo
Vacca Sergio
Vacchi Marino
Viaroli Pierluigi
Viel Monique
Viridis Tomasa
Zincone Adriana

presentato da

Giordani e Alberotanza
Della Croce e Albertelli
Albertelli e Fabiano
Bregant e Albertelli
Fabiano e Magazzù
Piccazzo e Giordani
Letterio e Magazzù
Ambrosetti e de Bernardi
Ferretti e Bianchi
Bregant e Michelato
Fanzutti e Giordani
de Bernardi e Taticchi
Ferrari e de Bernardi
de Bernardi e Giussani
Bregant e Ferrara
Alberotanza e Giordani
Letterio e Guerzoni
Catalano e Fonda Umani
Ruggiu e Pugnetti
Fonda Umani e Mazzella
Morri e Bianchi
Piovan e Alberotanza
Catalano e Papa
de Bernardi e Giussani
Giordani e Alberotanza
Morri e Bianchi
Muntau e Baudo
de Bernardi e Ferrari
Albertelli e Ferrari
Fabiano e Fonda Umani
Sechi e de Bernardi
Piccazzo e Corradi
Capelli e de Bernardi
Piccazzo e Firpo
de Bernardi e Accerboni
Albertelli e Fabiano
Morri e Bianchi
Sechi e Baudo
Fabiano e Albertelli
Ferrari e Antonietti
Ambrosetti e Barbanti
Sechi e Baudo
Giussani e de Bernardi

L'Assemblea approva all'unanimità richiedendo però per tutti, conformemente alle norme statutarie, un curriculum personale.

I Soci presenti approvano anche l'aumento della quota sociale annuale che viene fissata in Lire 15.000 per gli Juniores, in Lire 25.000 per i soci At-

tivi ed Associati ed in Lire 300.000 per le Società. Nel contempo vengono depennati i Soci morosi da almeno 6 anni, dando l'incarico del provvedimento al prossimo Segretario.

L'Assemblea demanda inoltre alla nuova gestione dell'A.I.O.L. di valutare l'opportunità e le modalità (eventualmente anche con una modifica dello Statuto) di affiancare al Consiglio di Presidenza, un Socio Juniores quale rappresentante dei giovani associati sia con lo scopo di favorire un loro maggior coinvolgimento nell'attività dell'Associazione ed una loro valorizzazione scientifica.

Dopo l'annuncio il Presidente comunica infine che i manoscritti delle relazioni per la stampa degli Atti dovranno essere compilati secondo le regole ed inviati entro il 15 dicembre 1990 ad Albertelli o Ambrosetti.

5) Relazione Finanziaria

Il Segretario Ambrosetti relaziona sulla situazione finanziaria dell'Associazione del biennio 1989-1990, relazione largamente provvisoria non essendo ancora chiuso l'esercizio. Il Presidente, con l'approvazione dell'Assemblea, decide di effettuare la verifica del bilancio attraverso due revisori dei conti quando sarà possibile avere un quadro completo delle spese Congressuali.

6) Relazioni programmate

Si passa all'ascolto degli interventi programmati dei Soci Damiani e Della Croce. Intervengono nella discussione della prima relazione Tartari e De Bernardi mentre in quella di Della Croce intervengono Faranda, de Bernardi, Boero, Sechi, Cinelli e Genchi. I relatori, così come Faranda, si fanno carico di inviare ad Albertelli i manoscritti dei loro interventi per la pubblicazione sugli Atti del IX Congresso.

7) Rinnovo cariche sociali

Dopo la nomina di due scrutatori (Bregant e Crisciani) si passa all'elezione del nuovo Presidente e del nuovo Consiglio Direttivo, previa verifica delle deleghe fatte pervenire da alcuni soci.

Per l'elezione del presidente sono risultate presenti nell'urna 69 schede. Hanno ottenuto voti:

Della Croce	37
de Bernardi	3
Michelato	1
schede bianche	26
schede nulle	2

Per la carica di Consigliere sono risultate presenti nell'urna 69 schede.
Hanno ottenuto voti:

Ambrosetti	54
Albertelli	44
Piccazzo	43
Catalano	42
Giordani	42
Fanzutti	41
Meloni	32
Sechi	26
Rabitti	4
Artegiani	3
Taticchi e Fabiano	2
Cinelli, Tucci, Frache, Boero, Marino e Bregant	1

Risultano quindi eletti per il biennio 1991-1992 come Presidente il Prof. Norberto Della Croce e come Consiglieri: Ambrosetti, Albertelli, Piccazzo, Catalano, Giordani e Fanzutti.

Esauriti gli argomenti all'ordine del giorno e non essendoci "varie ed eventuali", l'Assemblea viene sciolta alle ore 19,30.

Il Presidente

(R. de Bernardi)

Il Segretario

(W. Ambrosetti)

BILANCIO FINANZIARIO A.I.O.L.

1989-1990

ENTRATE

Residuo Gestione Precedente	L.	22.665.856
Quote Sociali	"	5.433.000
Iscrizioni IX Congresso	"	13.800.000
Contributo Ditte Espositrici	"	3.000.000
Interessi Bancali	"	807.936
Totale ENTRATE	L.	45.706.792

USCITE

Spese Tipografiche	L.	1.859.960
Spese postali, carta fotocopie, ecc.	"	2.575.420
Organizzazione IX Congresso	"	7.025.365
Rimborso spese relatori	"	1.694.000
Cena Sociale	"	1.340.000
Spese Bancarie	"	52.700
Totale USCITE	L.	14.547.445

AVANZO DI ESERCIZIO	L.	31.159.347
----------------------------	-----------	-------------------

SOCI AIOL

al 30.06.92

(a cura di A. Balduzzi e R. Cattaneo-Vietti)

Dr. Ezio ACCERBONI
OSSERVATORIO GEOFISICO SPERIMENTALE
Borgo Grotta Gigante - CP 2011
34016 TRIESTE (Italia)
040-21401 Fax: 327307
Socio Attivo dal 1974

Dr. Antonina ALLEGRA
ISTITUTO SPERIMENTALE TALASSOGRAFICO
C.N.R.
Spianata San Raineri, 86
98123 MESSINA (Italia)
090-773724
Socio Junior dal 1991

Dr. Silvia AIRO'
DIPARTIMENTO GENETICA E MICROBIOLOGIA
SEZ. ECOLOGIA - UNIVERSITA' DI PAVIA
Piazza Botta, 10
27100 PAVIA (Italia)
0382-22319
Socio Junior dal 1991

Dr. Emo AMBROSANO
Via Letizia ai Camaldoli, 21
80131 NAPOLI (Italia)
081-5463565
Socio Junior dal 1979

Prof. Vincenzo ALBERGONI
DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PADOVA
Via Trieste, 75
35131 PADOVA (Italia)
049-8286334 Fax: 8286300
Socio Attivo dal 1982

Dr. Walter AMBROSETTI
ISTITUTO ITALIANO DI IDROBIOLOGIA
C.N.R.
Largo Tonolli, 50/52
28048 PALLANZA (NO) (Italia)
0323-556571 Fax: 556513
Socio Attivo dal 1986

Dr. Carlo ALBERINI
UNIVERSITA'
Via Saffi, 42
61029 URBINO (Italia)
Socio Junior dal 1991

Prof. Concetto AMORE
ISTITUTO POLICATTEDRA DI OCEANOLOGIA E
PALEOECOLOGIA - UNIVERSITA' DI CATANIA
Corso Italia, 55
95129 CATANIA (Italia)
095-381346 /376308 Fax: 381346
Socio Attivo dal 1976

Dr. Luigi ALBEROTANZA
ISTITUTO DINAMICA GRANDI MASSE
C.N.R.
San Polo, 1364
30125 VENEZIA (Italia)
Socio Attivo dal 1986

Dr. Stefano ANGELINI
ISTITUTO DI ZOOLOGIA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Via Balbi, 5
16126 GENOVA (Italia)
010-2099379 Fax: 2099323
Socio Junior dal 1992

Prof. Giuncarlo ALBERTELLI
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Rainusso, 14 - CP 79
16038 S.MARGHERITA LIGURE (GE) (Italia)
0185-286195 I 283415 Fax: 281089
Socio Attivo dal 1975

Prof. Attilio ARILLO
ISTITUTO DI ZOOLOGIA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Via Balbi, 5
16126 GENOVA (Italia)
010-2099457 Fax: 2099323
Socio Attivo dal 1979

Dr. Antonio ARTEGIANI
C.N.R. - ISTITUTO DI RICERCHE SULLA
PESCA MARITTIMA
Molo Mandracchio
60125 ANCONA (Italia)
071-55314/5 Fax: 55313
Socio Attivo dal 1982

Dr. Marco BARBIERI
ISTITUTO DI ZOOLOGIA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Via Balbi, 5
16126 GENOVA (Italia)
010-2099379 Fax: 2099323
Socio Attivo dal 1992

Dr. Roberto AZZOLINI
C.N.R. - PROGRAMMA ANTARTIDE
SEGRETERIA TECNICO - SCIENTIFICA
Via Tiburtina, 770
00159 ROMA (Italia)
06-4382011 Fax: 432923
Socio Attivo dal 1982

Dr. Rossella BARONE
DIPARTIMENTO DI SCIENZE BOTANICHE
LABORATORIO DI ECOLOGIA ACQUATICA
Via Archirafi, 38
90123 PALERMO (Italia)
091-6161493 /68994 Fax: 6176089
Socio Associato dal 1983

Prof. Franca BAFFI
IST. CHIMICA GENERALE ED INORGANICA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Viale Benedetto XV, 3
16132 GENOVA (Italia)
010-3538112 / 3538119
Socio Associato dal 1975

Dr. Daniela BASSO
Via A. Strada, 38
20091 BRESCO (MI) (Italia)
02-6107663
Socio Junior dal 1991

Dr. Andrea BALDUZZI
ISTITUTO DI ZOOLOGIA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Via Balbi, 5
16126 GENOVA (Italia)
010-2099469 Fax: 2099323
Socio Attivo dal 1985

Prof. Piero BATTAGLINI
ISTITUTO DI ZOOLOGIA
UNIVERSITA' DI NAPOLI
Via Mezzocannone, 8
80134 NAPOLI (Italia)
081-5527069 /5527089 /5S26462
Socio Associato dal 1975

Prof. Luigi BARBANTI
ISTITUTO ITALIANO DI IDROBIOLOGIA
C.N.R.
Largo Tonolli, 50/52
28048 PALLANZA (NO) (Italia)
0323-556571 Fax: 556513
Socio Attivo dal 1974

Dr. Renato BAUDO
ISTITUTO ITALIANO DI IDROBIOLOGIA
C.N.R.
Largo Tonolli, 50/52
28048 PALLANZA (NO) (Italia)
0323-556571 Fax: 556513
Socio Attivo dal 1982

Dr. Gaetano BARBATO
FACOLTA' DI MEDICINA
Via Valsabbina
25100 BRESCIA (Italia)
Socio Attivo dal 1982

Dr. Giorgio BAVESTRELLO
ISTITUTO DI ZOOLOGIA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Via Balbi, 5
16126 GENOVA (Italia)
010-2099379 Fax: 2099323
Socio Attivo dal 1992

Dr. Giovanni BEARZI
MUSEO CIVICO STORIA NATURALE
Via della Motta, 16
33170 PORDENONE (Italia)
Socio Associato dal 1991

Dr. Piero BELLOTTI
DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA TERRA
UNIVERSITA' "LA SAPIENZA"
Piazzale Aldo Moro, 5
00185 ROMA (Italia)
06-4453766 Fax: 4454729
Socio Attivo dal 1988

Dr. Roberto BERTONI
ISTITUTO ITALIANO DI IDROBIOLOGIA
C.N.R.
Largo Tonolli, 50/52
28048 PALLANZA (NO) (Italia)
0323-556571 Fax: 556513
Socio Attivo dal 1974

Dr. Carlo Nike BIANCHI
ENEA - CENTRO RICERCHE AMBIENTE MARINO
SANTA TERESA
C.P. 316
19100 LA SPEZIA (Italia)
0187-536255-6111 Fax: 536273
Socio Attivo dal 1985

Dr. Marco BIANCHINI
P.F. "RAISA" - C.N.R.
Via Tiburtina, 770
00159 ROMA (Italia)
06-4393836 Fax: 4392963
Socio Attivo dal 1980

Prof. Ferdinando BOERO
DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA
UNIVERSITA' DI LECCE
Via Provinciale Lecce-Monteroni
73100 LECCE (Italia)
0832-620619 Fax: 351504
Socio Attivo dal 1991

Dr. Alfredo BOLDRIN
ISTITUTO DI BIOLOGIA DEL MARE
C.N.R.
Riva dei Sette Martiri, 1364/a
30122 VENEZIA (Italia)
041-5207622 Fax: 5204126
Socio Attivo dal 1984

Dr. Carla BONACINA
ISTITUTO ITALIANO DI IDROBIOLOGIA
C.N.R.
Largo Tonolli, 50/52
28048 PALLANZA (NO) (Italia)
0323-556571 Fax: 556513
Socio Attivo dal 1974

Dr. Laurita BONI
DIP. DI BIOLOGIA EVOLUZIONISTICA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI BOLOGNA
Via Irnerio, 42
40126 BOLOGNA (Italia)
051-351302 Fax: 242576
Socio Attivo dal 1991

Prof. Giuliano BONOMI
DIP. DI BIOLOGIA EVOLUZIONISTICA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI BOLOGNA.
Via S. Giacomo, 9
40126 BOLOGNA (Italia)
051-232586
Socio Attivo dal 1974

Dr. Anna Maria BORSETTI
ISTITUTO DI GEOLOGIA MARINA C.N.R.
Via Zamboni, 65
40126 BOLOGNA (Italia)
Socio Attivo dal 1990

Dr. Silvia BOVOLENTA
EURATOM - CENTRO COMUNE DELLE RICERCHE
Via Enrico Fermi
21027 ISPRA (VA) (Italia)
0332-789111 Fax: 789001
Socio Junior dal 1991

Prof. Antonio BRAMBATI
ISTITUTO DI GEOLOGIA E PALEONTOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TRIESTE
Piazzale Europa, 1
34127 TRIESTE (Italia)
040-6763217 / 6763213 Fax: 6763176
Socio Attivo dal 1974

Dr. Davide BREGANT
ISTITUTO SPERIMENTALE TALASSOGRAFICO
C.N.R.
Viale R. Gessi, 2
34123 TRIESTE (Italia)
040-305506 Fax: 308941
Socio Attivo dal 1974

Dr. Maria Luisa BRESSAN
Via dell'Agro, 1
34138 TRIESTE (Italia)
040-730396
Socio Associato dal 1986

Dr. Aldo BRONDI
ENEA - SACCO 044
SANTA MARIA DI GALERA
00060 ROMA (Italia)
06-30483171 Fax: 30484927
Socio Associato dal 1974

Prof. Viviana BRUNI
DIPARTIMENTO BIOLOGIA ANIMALE ED
ECOLOGIA MARINA
Salita Sperone, 31 - S. Agata
98166 MESSINA (Italia)
090-391301 Fax: 393409
Socio Attivo dal 1984

Dr. Paola BUSCARINU
ENTE AUTONOMO DEL FLUMENDOSA
Via Mameli, 88
09100 CAGLIARI (Italia)
Socio Junior dal 1991

Dr. Marina CABRINI
LABORATORIO DI BIOLOGIA MARINA
Strada Costiera, 336 - S. Croce
34010 TRIESTE (Italia)
040-224400 Fax: 569743
Socio Attivo dal 1989

Dr. Erica GAGNOLI
Via Garibaldi, 28
19036 S. TERENZO (SP) (Italia)
Socio Junior dal 1991

Dr. Alcide CALDERONI
ISTITUTO ITALIANO DI IDROBIOLOGIA
C.N.R.
Largo Tonolli, 50/52
28048 PALLANZA (NO) (Italia)
0323-556571 Fax: 556513
Socio Attivo dal 1988

Dr. Cristiana CALLIERI
ISTITUTO ITALIANO DI IDROBIOLOGIA
C.N.R.
Largo Tonolli, 50/52
28048 PALLANZA (NO) (Italia)
0323-556571 Fax: 556513
Socio Attivo dal 1982

Prof. Sebastiano CALVO
DIPARTIMENTO DI SCIENZE BOTANICHE
LABORATORIO DI ECOLOGIA ACQUATICA
Via Archirafi, 38
90123 PALERMO (Italia)
091-6161493 / 68994 Fax: 6176089
Socio Attivo dal 1984

Prof. Renzo CAPELLI
IST. ANALISI E TECNOL. FARMACEUTICA E
ALIMENTARE - UNIVERSITA' DI GENOVA
Via Brigata Salerno
16147 GENOVA (Italia)
010-3532604
Socio Associato dal 1975

Dr. Nicola CARDELICCHIO
ISTITUTO SPERIMENTALE TALASSOGRAFICO
C.N.R.
Via Roma, 3
74100 TARANTO (Italia)
Socio Attivo dal 1986

Dr. Giulio CATALANO
ISTITUTO SPERIMENTALE TALASSOGRAFICO
C.N.R.
Viale R. Gessi, 2
34123 TRIESTE (Italia)
040-305506 Fax: 308941
Socio Attivo dal 1976

Prof. Annamaria CARLI
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Viale Benedetto XV, 5
16132 GENOVA (Italia)
010-3538071 Fax: 3538072
Socio Attivo dal 1981

Prof. Giampiero CATANI
ISTITUTO DI GEOLOGIA E PALEONTOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TRIESTE
Piazzale Europa, 1
34127 TRIESTE (Italia)
040-6763218 Fax: 6763176
Socio Attivo dal 1986

Prof. Alfredo CAROLLO
ISTITUTO ITALIANO DI IDROBIOLOGIA
C.N.R.
Largo Tonolli, 50/52
28048 PALLANZA (NO) (Italia)
0323-556571 Fax: 556513
Socio Attivo dal 1974

Dr. Riccardo CATTANEO-VIETTI
ISTITUTO DI ZOOLOGIA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Via Balbi, 5
16126 GENOVA (Italia)
010-2099324 Fax: 2099323
Socio Attivo dal 1984

Prof. Giancarlo CARRADA
DIPARTIMENTO DI ZOOLOGIA
UNIVERSITA' DI NAPOLI
Via Mezzocannone, 8
80134 NAPOLI (Italia)
081-5527069
Socio Attivo dal 1992

Dr. Elena GATTINI
Via Rodi, 9/4
16145 GENOVA (Italia)
010-316442
Socio Attivo dal 1991

Dr. Bruno GASARINO
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Rainusso, 14 - CP 79
16038 S.MARGHERITA LIGURE (GE) (Italia)
0185-286195 / 283415 Fax: 281089
Socio Attivo dal 1992

Prof. Rodolfo CECCHI
OSSERVATORIO GEOFISICO
DELL'UNIVERSITA'
Via Campi, 213/a
41100 MODENA (Italia)
059-370703
Socio Attivo dal 1984

Dr. Giuseppe CASTELLUCCIO
ENEA
CRE - TRISAIA
75025 POLICORO (MT) (Italia)
Socio Associato dal 1991

Dr. Massimo CELIO
LABORATORIO DI .BIOLOGIA MARINA
(SORGENTI DI AUIRISINA)
Strada Costiera, 336 - S. Croce
34010 TRIESTE (Italia)
040-224400 / 224464 Fax: 569743
Socio Attivo dal 1992

Dr. Carlo CERRANO
ISTITUTO DI ZOOLOGIA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Via Balbi, 5
16126 GENOVA (Italia)
010-2099379 Fax: 2099323
Socio Junior dal 1992

Dr. Silvia COCITO
ENEA - CENTRO RICERCHE AMBIENTE MARINO
SANTA TERESA
C.P. 316
19100 LA SPEZIA (Italia)
0187-536285 Fax: 536213
Socio Attivo dal 1991

Dr. Maria Chiara CHIANTORE
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Rainusso, 14 - CP 79
16038 S.MARGHERITA LIGURE (GE) (Italia)
0185-286195 / 283415 Fax: 281089
Socio Junior dal 1992

Prof. Paolo COLANTONI
ISTITUTO GEODINAMICA E SEDIMENTOLOGIA
UNIVERSITA' DI URBINO
Via Saffi, 42
61029 URBINO (Italia)
Socio Attivo dal 1974

Dr. Giovanni CICERI
C.I.S.E. SpA
Via Reggio Emilia, 39
20090 SEGRATE (MI) (Italia)
Socio Attivo dal 1984

Dr. Ester COLIZZA
ISTITUTO DI GEOLOGIA E PALEONTOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TRIESTE
Piazzale Europa, 1
34127 TRIESTE (Italia)
040-5603214 Fax: 5603176
Socio Attivo dal 1988

Prof. Francesco CINELLI
DIPARTIMENTO SCIENZE DELL'AMBIENTE E
DEL TERRITORIO - UNIVERSITA' DI PISA
Via A. Volta, 6
56121 PISA (Italia)
050-500943 / 500018 Fax: 49694
Socio Attivo dal 1974

Dr. Bruno COLOMBO
Via Vittorio Veneto, 8
20063 CERNUSCO SUL
NAVIGLIO (MI) (Italia).
02-9231426 Fax: 9232703
Socio Associato dal 1982

Dr. Giuseppe CIVITARESE
ISTITUTO SPERIMENTALE TALASSOGRAFICO
C.N.R.
Viale R. Gessi, 2
34123 TRIESTE (Italia)
040-305506 Fax: 308941
Socio Attivo dal 1989

Dr. Lidia CONIGLIO
ISTITUTO ITALIANO DI IDROBIOLOGIA
C.N.R.
Largo Tonolli, 50/52
28048 PALLANZA (NO) (Italia)
0323-556571 Fax: 556513
Socio Attivo dal 1988

Prof. Ennio COCCO
DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA TERRA
UNIVERSITA' DI NAPOLI FEDERICO II
Largo San Marcellino, 10
80138 NAPOLI (Italia)
081-5516234 / 6014 Fax: 5525611
Socio Attivo dal 1974

Prof. Vittorio CONTARDI
IST. CHIMICA GENERALE ED INORGANICA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Viale Benedetto XV, 3
16132 GENOVA (Italia)
010-3538118 / 3538108
Socio Attivo dal 1978

Prof. Antonio CONTU
ISTITUTO DI IGIENE E MEDICINA
PREVENTIVA - UNIVERSITA' DI CAGLIARI
Via Porcell, 4
09100 CAGLIARI (Italia)
070-670828/9 Fax: 668861
Socio Associato dal 1982

Dr. Giuseppa CORTESE
DIPARTIMENTO BIOLOGIA ANIMALE ED
ECOLOGIA MARINA
Salita Sperone, 31 - S. Agata
98166 MESSINA (Italia)
090-391301 Fax: 393409
Socio Attivo dal 1984

Prof. Paolo CORDELLA
DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PADOVA
Via Trieste, 75
35121 PADOVA (Italia)
049-8286252
Socio Attivo dal 1982

Prof. Bianca COSMA MAGRO
IST. CHIMICA GENERALE ED INORGANICA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Viale Benedetto XV, 3
16132 GENOVA (Italia)
010-3538112 / 3538102
Socio Associato dal 1975

Dr. Nicola CORRADI
DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA TERRA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Europa, 26
16132 GENOVA (Italia)
010-3538261 Fax: 352169
Socio Attivo dal 1982

Dr. Rossana COSTA
ISTITUTO DI GEOLOGIA E PALEONTOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TRIESTE
Piazzale Europa, 1
34127 TRIESTE (Italia)
040-6763218 Fax: 6763176
Socio Attivo dal 1988

Dr. Giuseppe CORRIERO
ISTITUTO DI ZOOLOGIA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Via Balbi, 5
16126 GENOVA (Italia)
010-2099379 Fax: 2099323
Socio Attivo dal 1992

Dr. Giuseppe COSTANZO
DIPARTIMENTO BIOLOGIA ANIMALE ED
ECOLOGIA MARINA
Salita Sperone, 31 - S. Agata
98166 MESSINA (Italia)
090-391301 Fax: 393409
Socio Attivo dal 1979

Dr. Cesare CORSELLI
DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA TERRA
UNIVERSITA' DI MILANO
Via Mangiagalli, 34
20133 MILANO (Italia)
Socio Attivo dal 1991

Prof. Mario COTTA RAMUSINO
DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA - SEZ. DI
ECOLOGIA
Via Caloria, 26
20133 MILANO (Italia)
02-26604375 Fax: 26604361
Socio Attivo dal 1982

Prof. Gian Camillo CORTEMIGLIA
DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA TERRA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Europa, 26
16132 GENOVA (Italia)
010-3538274/0131-863253 Fax:0131-820883
Socio Associato dal 1976

Dr. Stefano COVRE
Via Giacomo Leopardi, 54
19100 LA SPEZIA (Italia)
0187-504521
Socio Junior dal 1991

Dr. Ermanno CRISAFI
ISTITUTO SPERIMENTALE TALASSOGRAFICO
C.N.R.
Spianata San Raineri, 86
98123 MESSINA (Italia)
090-773724
Socio Attivo dal 1979

Dr. Roberto DANOVARO
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Rainusso, 14 - CP 79
16038 S.MARGHERITA LIGURE (GE) (Italia)
0185-286195 / 283415 Fax: 281089
Socio Attivo dal 1989

Dr. Fulvio CRISCIANI
ISTITUTO SPERIMENTALE TALASSOGRAFICO
C.N.R.
Viale R. Gessi, 2
34123 TRIESTE (Italia)
040-305506 Fax: 308941
Socio Attivo dal 1989

Dr. Riccardo DE BERNARDI
ISTITUTO ITALIANO DI IDROBIOLOGIA
C.N.R.
Largo Tonolli, 50/52
28048 PALLANZA (NO) (Italia)
0323-556571 Fax: 556513
Socio Attivo dal 1974

Dr. Giuseppe CROSA
DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA - SEZ. DI
ECOLOGIA
Via Caloria, 26
20133 MILANO (Italia)
02-26604375 Fax: 26604361
Socio Attivo dal 1986

Dr. Maria DE DOMENICO
DIPARTIMENTO BIOLOGIA ANIMALE ED
ECOLOGIA MARINA
Salita Sperone, 31 - S. Agata
98166 MESSINA (Italia)
090-391301 Fax: 393409
Socio Attivo dal 1974

Ing. Antonio CUNSOLO
Via Maggiore Toselli, 87/b
90143 PALERMO (Italia)
Socio Junior dal 1991

Prof. Emilio DE DOMENICO
DIPARTIMENTO BIOLOGIA ANIMALE ED
ECOLOGIA. MARINA
Salita Sperone, 31 - S. Agata
98166 MESSINA (Italia)
090-391301 Fax: 393409
Socio Attivo dal 1974

Prof. Arduino DADONE
IST. CHIMICA GENERALE ED INORGANICA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Viale Benedetto XV, 3
16132 GENOVA (Italia)
010-3538104 Fax: 358379
Socio Associato dal 1975

Dr. Maria Antonietta DE MAGISTRIS
DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA TERRA
UNIVERSITA' DI NAPOLI FEDERICO II
Largo San Marcellino, 10
80138 NAPOLI (Italia)
081-5516234 /6191 Fax: 5525611
Socio Attivo dal 1982

Prof. Ignazio DAGNINO
ISTITUTO SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Viale Benedetto XV, 5
16132 GENOVA (Italia)
010-3538064
Socio attivo dal 1976

Prof. Arturo DE MAIO
ISTITUTO UNIVERSITARIO NAVALE
IST. METEOROLOGIA E OCEANOGRAFIA
Via Amm. F. Acton, 38
80133 NAPOLI (Italia)
081-5513979 Fax: 5521485
Socio Attivo dal 1974

Dr. Sandro DE MURO
ISTITUTO DI GEOLOGIA E PALEONTOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TRIESTE
Piazzale Europa, 1
34127 TRIESTE (Italia)
040-6763218 Fax: 6763176
Socio Attivo dal 1989

Ing. Federico DE STROBEL
SACLANT UNDERSEA RESEARCH CENTRE
NATO
Viale San Bartolomeo, 400
19026 SAN BARTOLOMEO (SP) (Italia)
0187-540111 / 540232
Socio Attivo dal 1976

Dr. Donatella DEL PIERO
DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TRIESTE
Via A. Valerio, 32/34
34127 TRIESTE (Italia)
040-54434 Fax: 569743
Socio Attivo dal 1984

Prof. Norberto DELLA CROCE
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Rainusso, 14 - CP 79
16038 S.MARGHERITA LIGURE (GE) (Italia)
0185-286195 / 283415 Fax: 281089
Socio Attivo dal 1974

Prof. Giulio DI COLA
DIPARTIMENTO DI MATEMATICA
UNIVERSITA' DI PARMA
Viale delle Scienze
43100 PARMA (Italia)
0521-284005
Socio Attivo dal 1979

Prof. Italo Sebastiano DI GERONIMO
ISTITUTO POLICATEDRA DI OCEANOLOGIA
E PALEOECOLOGIA
Corso Italia, 55
95129 CATANIA (Italia)
095-381346 / 376308 Fax: 381346
Socio Attivo dal 1976

DIPARTIMENTO DI SCIENZE AMBIENTALI
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI VENEZIA
Calle Larga Santa Marta, 2137 30123
VENEZIA (Italia)
041-5298511 Fax: 5298584
Socio Ente dal 1986

Prof. Albert DISTECHE
UNITE' D'OCEANOLOGIE - INSTITUT
DE CHIMIE - UNIVERSITE' DE LIEGE
Sart-Tilman
B6 4000 LIEGE (Belgio)
Socio Onorario dal 1980

Dr. Lucilia DOLZANI
ISTITUTO DI MICROBIOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TRIESTE
Via Fleming, 22
34127 TRIESTE (Italia)
Socio Associato dal 1986

Sig. Nicolino DRAGO
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Rainusso, 14 - CP 79
16038 S.MARGHERITA LIGURE (GE) (Italia)
0185-286195 / 283415 Fax: 281089
Socio Attivo dal 1974

Prof. Mauro FABIANO
ISTITUTO DI ZOOLOGIA ED ANATOMIA
COMPARATA - UNIVERSITA' DI CAGLIARI
Viale Poetto, 1
09100 CAGLIARI (Italia)
070-372840
Socio Attivo dal 1975

Prof. Francesco FANUCCI
DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA TERRA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Europa, 26
16132 GENOVA (Italia)
010-3538311 Fax: 352169
Socio Attivo dal 1974

Dr. Francesco FANZUTTI
OSSERVATORIO GEOFISICO SPERIMENTALE
Borgo Grotta Gigante - CP 2011
34016 TRIESTE (Italia)
040-21401 Fax: 327307
Socio Attivo dal 1988

Dr. Salvatore FERRARO
ISTITUTO SPERIMENTALE TALASSOGRAFICO
C.N.R.
Viale R. Gessi, 2
34123 TRIESTE (Italia)
040-305506 Fax: 308941
Socio Attivo dal 1989

Prof. Giovanni Paolo FANZUTTI
ISTITUTO DI GEOLOGIA E PALEONTOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TRIESTE
Piazzale Europa, 1
34127 TRIESTE (Italia)
040-6763218 Fax: 6763176
Socio Attivo dal 1984

Dr. Ornella. FERRETTI
ENEA - CENTRO RICERCHE AMBIENTE MARINO
SANTA TERESA
C.P. 316
19100 LA SPEZIA (Italia)
0187-536111 Fax: 536213 / 536273
Socio Associato dal 1974

Prof. Francesco FARANDA
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Rainusso, 14 - CP 79
16038 S.MARGHERITA LIGURE (GE) (Italia)
0185-286195 / 283415 Fax: 281089
Socio Attivo dal 1984

Prof. Riccardo FERRO
IST. CHIMICA GENERALE ED INORGANICA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Viale Benedetto XV, 3
16132 GENOVA (Italia)
010-3538108 / 3538114
Socio Associato dal 1974

Dr. Romano FERRARA
ISTITUTO DI BIOFISICA C.N.R.
Via S. Lorenzo, 26
56127 PISA (Italia)
050-501501 Fax: 553501
Socio Attivo dal 1982

Prof. Giuliano FIERRO
DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA TERRA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Europa, 26
16132 GENOVA (Italia)
010-3538270 Fax: 352169
Socio Attivo dal 1974

Dr. Carla Rita FERRARI
REGIONE EMILIA ROMAGNA U.O. "DAPHNE"
Viale Vespucci, 2
47042 CESENATICO (FO) (Italia)
Socio Attivo dal 1991

Dr. Furio FINOCCHIARO
ISTITUTO DI GEOLOGIA E PALEONTOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TRIESTE
Piazzale Europa, 1
34127 TRIESTE (Italia)
040-6763218 Fax: 6763176
Socio Attivo dal 1985

Prof. Ireneo FERRARI
ISTITUTO DI ECOLOGIA
UNIVERSITA' DI PARMA
Viale delle Scienze
43100 PARMA (Italia)
0521-580611
Socio Attivo dal 1974

Prof. Marco FIRPO
DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA TERRA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Europa, 26
16132 GENOVA (Italia)
010-3538272 Fax: 352169
Socio Associato dal 1979

Prof. Silvano FOCARDI
DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA AMBIENTALE
UNIVERSITA' DI SIENA
Via delle Cerchia, 3
53100 SIENA (Italia)
0577-298835 Fax: 298860
Socio Attivo dal 1992

Dr. Simonetta FRASCETTI
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Rainusso, 14 - CP 79
16038 S.MARGHERITA LIGURE (GE) (Italia)
0185-286195 / 283415 Fax: 281089
Socio Attivo dal 1991

Prof. Serena FONDA UMANI
DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TRIESTE
Via A. Valerio, 32/34
34127 TRIESTE (Italia)
040-54434/5 Fax: 569743
Socio Attivo dal 1982

Dr. Mauro FRIGNANI
ISTITUTO DI GEOLOGIA MARINA C.N.R.
Via Zamboni, 65
40127 BOLOGNA (Italia)
051-225444 Fax: 2431117
Socio Attivo dal 1974

Dr. Silvia FORTI
Via Mendola 54 D
39100 BOLZANO (Italia)
0471-274316
Socio Attivo dal 1988

Dr. Giovanni GABBIANELLI
DIPARTIMENTO DI SCIENZE GEOLOGICHE
UNIVERSITA' DI BOLOGNA
Via Zamboni, 67
40127 BOLOGNA (Italia)
051-354520 Fax: 354522
Socio Attivo dal 1979

Dr. Valentino U. FOSSATO
ISTITUTO DI BIOLOGIA DEL MARE
C.N.R.
Riva dei Sette Martiri, 1364/a
30122 VENEZIA (Italia)
041-5207622 Fax: 5204126
Socio Attivo dal 1974

Dr. Maria Cristina GAMBI
STAZIONE ZOOLOGICA "A. DOHRN"
LABORATORIO ECOLOGIA DEL BENTHOS
Punta S. Pietro, 11
80077 ISCHIA PORTO (NA) (Italia)
081-991410 / 5833111 Fax: 991410
Socio Attivo dal 1986

Prof. Roberto FRACHE
IST. CHIMICA GENERALE ED INORGANICA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Viale Benedetto XV, 3
16132 GENOVA (Italia)
010-3538119
Socio Attivo dal 1975

Dr. Gioacchino GENCHI
ASSESSORATO REGIONALE TERRITORIO E
AMBIENTE
Viale Regione Siciliana, 2226
90135 PALERMO (Italia)
091-407900
Socio Attivo dal 1984

Dr. Franca FRASCARI
ISTITUTO DI GEOLOGIA MARINA C.N.R.
Via Zamboni, 65
40127 BOLOGNA (Italia)
Socio Attivo dal 1986

Dr. Sebastiano GERACI
ISTITUTO SPERIMENTALE TALASSOGRAFICO
C.N.R.
Via Roma, 3
74100 TARANTO (Italia)
099-94957 Fax: 94811
Socio Attivo dal 1986

Prof. Pier Francesco GHETTI
DIPARTIMENTO SCIENZE AMBIENTALI
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI VENEZIA
Calle Larga Santa Marta, 2137
30123 VENEZIA (Italia)
041-5298337 Fax: 5281494
Socio Attivo dal 1974

Dr. Gianluigi GIUSSANI
ISTITUTO ITALIANO DI IDROBIOLOGIA
C.N.R.
Largo Tonolli, 50/52
28048 PALLANZA (NO) (Italia)
0323-556571 Fax: 556513
Socio Attivo dal 1974

Prof. Elvezio GHIRARDELLI
DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TRIESTE
Via A. Valerio, 32/34
34127 TRIESTE (Italia)
040-54434/5 Fax: 569743
Socio Onorario dal 1986

Dr. Anne GOFFART
UNITE' D'ECOHYDRODYNAMIQUE - INSTITUT
DE PHYSIQUE - UNIVERSITE' DE LIEGE
Sart-Tilman
B5 4000 LIEGE (Belgio)
32 (41)563646 Fax: (41)562355
Socio Attivo dal 1991

Dr. Salvatore GIACOBBE
DIPARTIMENTO BIOLOGIA ANIMALE ED
ECOLOGIA MARINA
Salita Sperone, 31 - S. Agata
98166 MESSINA (Italia)
090-391301 Fax: 393409
Socio Attivo dal 1979

Prof. Sofia GRASSO
DIPARTIMENTO BIOLOGIA ANIMALE ED
ECOLOGIA MARINA
Salita Sperone, 31 - S. Agata
98166 MESSINA (Italia)
090-391301 Fax: 393409
Socio Attivo dal 1979

Dr. Adriana GIANGRANDE
DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA
UNIVERSITA' DI LECCE
Via Provinciale Lecce-Monteroni
73100 LECCE (Italia)
0832-620619 Fax: 351504
Socio Attivo dal 1992

Dr. Stefano GUERZONI
ISTITUTO DI GEOLOGIA MARINA C.N.R.
Via Zamboni, 65
40127 BOLOGNA (Italia)
051-244004 / 246450 Fax: 2431117
Socio Attivo dal 1991

Dr. Paola GIORDANI
ISTITUTO DI GEOLOGIA MARINA C.N.R.
Via Zamboni, 65
40127 BOLOGNA (Italia)
051-287712 / 244004 Fax: 243117
Socio Attivo dal 1986

Prof. Letterio GUGLIELMO
DIPARTIMENTO BIOLOGIA ANIMALE ED
ECOLOGIA MARINA - UNIVERSITA' MESSINA
Salita Sperone, 31 - S. Agata
98166 MESSINA (Italia)
090-6765239 Fax: 393409
Socio Attivo dal 1979

Dr. Eugenio GIUFFRIDA
ISTITUTO POLICATTEDRA DI OCEANOLOGIA E
PALEOECOLOGIA Corso Italia, 55
95129 CATANIA (Italia)
095-381346 / 376308 Fax: 381346
Socio Associato dal 1981

Dr. Piero GUILIZZONI
ISTITUTO ITALIANO DI IDROBIOLOGIA
C.N.R.
Largo Tonolli, 50/52
28048 PALLANZA (NO) (Italia)
0323-556571 Fax: 556513
Socio Attivo dal 1974

Dr. Luigi Angelo GUZZI
E.N.E.L.
CENTRO RICERCA TERMICA E NUCLEARE
Via Rabattino, 54
20134 MILANO (Italia)
02-72243062 Fax: 72243915
Socio Attivo dal 1978

I.R.S.A. - C.N.R.
ISTITUTO DI RICERCA SULLE ACQUE -
C.N.R.
Via fieno, 1
00198 ROMA (Italia)
06-8841451
Socio Ente dal 1981

Dr. Jean-Henri HECQ
UNITE' D'ECOHYDRODYNAMIQUE - INSTITUT
DE PHYSIQUE - UNIVERSITE' DE LIEGE
Sart-Tilman
B5 4000 LIEGE (Belgio)
32 (41)563646 Fax: (41)562355
Socio Attivo dal 1991

Dr. Miryam KNOOP
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Rainusso, 14 - CP 79
16038 S.MARGHERITA LIGURE (GE) (Italia)
0185-286195 / 283415 Fax: 281089
Socio Junior dal 1992

Dr. Giorgio HONSELL
DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TRIESTE
Via A. Valerio, 32/34
34127 TRIESTE (Italia)
040-54434/5 Fax: 569743
Socio Attivo dal 1989

Dr. Rosabruna LA FERLA
ISTITUTO SPERIMENTALE TALASSOGRAFICO
C.N.R.
Spianata San Raineri, 86
98123 MESSINA (Italia)
090-773724
Socio Attivo dal 1984

Societ IDROSER
(ATTENZIONE DR. BRUNELLI)
Via Nazario Sauro, 22
40121 BOLOGNA (Italia)
Socio Ente dal 1991

Dr. Leonardo LANGONE
ISTITUTO DI GEOLOGIA MARINA C.N.R.
Via Zamboni, 65
40127 BOLOGNA (Italia)
Socio Attivo dal 1991

Dr. Francesco IMMORDINO
ENEA - CENTRO RICERCHE AMBIENTE MARINO
SANTA TERESA
C.P. 316
19100 LA SPEZIA (Italia)
Socio Junior dal 1991

Prof. Duilio LAUSI
DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TRIESTE
Via A. Valerio, 32/34
34127 TRIESTE (Italia)
040-574182
Socio Attivo dal 1975

Prof. Mario INNAMORATI
DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA
LABORATORIO DI ECOLOGIA VEGETALE
Via P.A. Micheli, 1
50121 FIRENZE (Italia)
055-2757381/391 Fax: 282358
Socio Attivo dal 1991

Dr. Luigi LAZZARA
DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA
LABORATORIO DI ECOLOGIA VEGETALE
Via P.A. Micheli, 1
50121 FIRENZE (Italia)
055-2757388 Fax: 282358
Socio Attivo dal 1984

Dr. Marcella LEONARDI
ISTITUTO SPERIMENTALE TALASSOGRAFICO
C.N.R.
Spianata San Raineri, 86
98123 MESSINA (Italia)
090-773724
Socio Attivo dal 1979

Prof. Giovanni LEONARDON
ISTITUTO DI GEOLOGIA E PALEONTOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TRIESTE
Piazzale Europa, 1
34127 TRIESTE (Italia)
040-5603220 Fax: 5603176
Socio Attivo dal 1992

Sig. Alberto LEVI
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Rainusso, 14 - CP 79
16038 S.MARGHERITA LIGURE (GE) (Italia)
0185-286195 / 283415 Fax: 281089
Socio Junior dal 1992

Sig.na Priscilla LICANDRO
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Rainusso, 14 - CP 79
16038 S.MARGHERITA LIGURE (GE) (Italia)
0185-286195 / 283415 Fax: 281089
Socio Junior dal 1992

Dr. Giuseppe LO PARO
DIPARTIMENTO BIOLOGIA ANIMALE ED
ECOLOGIA MARINA
Salita Sperone, 31 - S. Agata
98166 MESSINA (Italia)
090-391301 Fax: 393409
Socio Attivo dal 1979

Dr. Anna LUCHETTA
ISTITUTO SPERIMENTALE TALASSOGRAFICO
C.N.R.
Viale R. Gessi, 2
34123 TRIESTE (Italia)
040-305506 Fax: 308941
Socio Attivo dal 1989

Dr. Antonella Gesuina LUGLIE'
Viale Caprera, 11
07100 SASSARI (Italia)
Socio Junior dal 1986

Dr. Carlo LUSETTI
ISTITUTO IDROGRAFICO DELLA MARINA
Passo Osservatorio, 4
16134 GENOVA (Italia)
010-265451
Socio Attivo dal 1981

Prof. Giuseppe MAGAZZU'
DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA
UNIVERSITA' DI LECCE
Via Provinciale Lecce-Monteroni
73100 LECCE (Italia)
0832-620606 Fax: 351504
Socio Attivo dal 1974

Ing. Giuseppe MALLANDRINO
ISTITUTO DI IDRAULICA
Via Piana del Gallo, 34
90123 PALERMO (Italia)
Socio Attivo dal 1979

Dr. Marina MANCA
ISTITUTO ITALIANO DI IDROBIOLOGIA
C.N.R.
Largo Tonolli, 50/52
28048 PALLANZA (NO) (Italia)
0323-556571 Fax: 556513
Socio Attivo dal 1982

Com. Amilcare MANCUSO
Via R. Rigola, 27/32
16149 GENOVA (Italia)
010-261198
Socio Associato dal 1976

Sig. Fabrizio MANTELLI
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Rainusso, 14 - CP 79
16038 S.MARGHERITA LIGURE (GE) (Italia)
0185-286195 / 283415 Fax: 281089
Socio Junior dal 1992

Dr. Luciana MANTILACCI
IST. DI IDROBIOLOGIA E PESCOLTURA
UNIVERSITA' DI PERUGIA
Via Elce di Sotto
06123 PERUGIA (Italia)
075-5855712
Socio Attivo dal 1991

Dr. Walter MARTINOTTI
E.N.E.L.
CENTRO RICERCA TERMICA E NUCLEARE
Via Rubattino, 54
20134 MILANO (Italia)
02-72243061 Fax: 72243915
Socio Attivo dal 1992

Dr. Cinzia MANZONI
ISTITUTO DI ECOLOGIA
UNIVERSITA' DI PARMA
Viale delle Scienze
43100 PARMA (Italia)
0521-580611
Socio Junior dal 1991

Dr. Biancaelena MASERTI
ISTITUTO DI BIOFISICA C.N.R.
Via San Lorenzo, 26
56127 PISA (Italia)
050-513252 / 513111 Fax: 553501
Socio Attivo dal 1991

Prof. Fiorenza MARGARITORA
DIP. BIOLOGIA ANIMALE E DELL'UOMO
UNIVERSITA' "LA SAPIENZA"
Viale dell'Universit , 32
00185 ROMA (Italia)
06-49914764 Fax: 4958259
Socio Attivo dal 1988

Dr. Lucia MAZZELLA
STAZIONE ZOOLOGICA "A. DOHRN"
LABORATORIO ECOLOGIA DEL BENTHOS
Punta S. Pietro, 11
80077 ISCHIA PORTO (NA) (Italia)
081-5833305 / 991410 Fax: 984201
Socio Attivo dal 1986

Dr. Luca MARINI
Via Pio Foa', 23
00100 ROMA (Italia)
06-58201680
Socio Junior dal 1984

Dr. Maria Grazia MAZZOCCHI
STAZIONE ZOOLOGICA "A. DOHRN"
Villa Comunale, 111
80121 NAPOLI (Italia)
Socio Attivo dal 1991

Dr. Donato MARINO
STAZIONE ZOOLOGICA "A. DOHRN"
Villa Comunale, 111
80121 NAPOLI (Italia)
081-5833271 Fax: 7641355 / 984201
Socio Attivo dal 1986

Dr. Ulderico MELCHIORRI-SANTOLINI
ISTITUTO ITALIANO DI IDROBIOLOGIA
C.N.R.
Largo Tonolli, 50/52
28048 PALLANZA (NO) (Italia)
0323-556571 Fax: 556513
Socio Attivo dal 1974

Prof. Ruggero MAROCCO
ISTITUTO DI GEOLOGIA E PALEONTOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TRIESTE
Piazzale Europa, 1
34127 TRIESTE (Italia)
040-5603218 Fax: 5603176
Socio Attivo dal 1984

Dr. Romana MELIS
ISTITUTO DI GEOLOGIA E PALEONTOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TRIESTE
Piazzale Europa, 1
34127 TRIESTE (Italia)
040-6763218 Fax: 6763176
Socio Attivo dal 1988

Dr. Roberto MELONI
ISTITUTO DINAMICA GRANDI MASSE C.N.R.
STAZIONE OCEANOGRAFICA
Forte Santa Teresa
19036 POZZUOLO DI LERICI (SP) (Italia)
0187-536314 Fax: 970585
Socio Attivo dal 1981

Dr. Marina MONTI
LABORATORIO DI BIOLOGIA MARINA
Strada Costiera, 336 - S. Croce
34010 TRIESTE (Italia)
040-224400 Fax: 569743
Socio Attivo dal 1991

Prof. Luigi MENDIA
CENTRO STUDI e RICERCHE INGEGNERIA
SANITARIA
Piazzale Tecchio
80125 NAPOLI (Italia)
Socio Attivo dal 1975

Dr. Giuseppe MORABITO
ISTITUTO ITALIANO DI IDROBIOLOGIA
C.N.R.
Largo Tonolli, 50/52
28048 PALLANZA (NO) (Italia)
0323-556571 Fax: 556513
Socio Attivo dal 1991

Dr. Antonio MICHELATO
OSSERVATORIO GEOFISICO SPERIMENTALE
C.P. 2011
34016 OPICINA (TS) (Italia)
040-21401 Fax: 327307
Socio Attivo dal 1988

Prof. Mauro MORETTI
ISTITUTO UNIVERSITARIO NAVALE
IST. METEOROLOGIA E OCEANOGRAFIA
Via Amm. F. Acton, 38
80133 NAPOLI (Italia)
081-5513979 Fax: 5521485
Socio Attivo dal 1974

Dr. Luisella MILANI
LABORATORIO DI BIOLOGIA MARINA
UNIVERSITA' DI TRIESTE
Strada Costiera, 336 - S. Croce
34010 TRIESTE (Italia)
040-224400 / 224464 Fax: 569743
Socio Junior dal 1986

Prof. Giampaolo MORETTI
ISTITUTO DI ZOOLOGIA
UNIVERSITA' DI PERUGIA
Via Elce di Sotto
06123 PERUGIA (Italia)
075-5855724 Fax: 5852067
Socio Onorario dal 1991

Dr. Cristina MISIC
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Rainusso, 14 - CP 79
16038 S.MARGHERITA LIGURE (GE) (Italia)
0185-286195 / 283415 Fax: 281089
Socio Junior dal 1992

Dr. Giovanna MORI
DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA
LABORATORIO DI ECOLOGIA VEGETALE
Via P.A. Micheli, 1
50121 FIRENZE (Italia)
055-2757388 Fax: 282358
Socio Attivo dal 1991

Dr. Giuseppe MONTANARI
CONSORZIO STUDI RICERCHE RISORSE
MARINE
Viale Vespucci, 2
47042 CESENATICO (FO) (Italia)
Socio Attivo dal 1991

Dr. Carla MORRI
ISTITUTO di ZOOLOGIA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Via Balbi, 5
16126 GENOVA (Italia)
010-2099469 Fax: 2099323
Socio Attivo dal 1981

Dr. Rosario MOSELLO
ISTITUTO ITALIANO DI IDROBIOLOGIA
C.N.R.
Largo Tonolli, 50/52
28048 PALLANZA (NO) (Italia)
0323-556571 Fax: 556513
Socio Attivo dal 1978

Prof. Anna OCCHIPINTI AMBROGI
DIPARTIMENTO GENETICA E MICROBIOLOGIA
SEZ. ECOLOGIA - UNIVERSITA' DI PAVIA
Piazza Botta, 10
27100 PAVIA (Italia)
0382-22319
Socio Attivo dal 1985

Dr. Herbert MUNTAU
EURATOM - CENTRO COMUNE DELLE RICERCHE
DIVISIONE CHIMICA
Via Enrico Fermi
21027 ISPRA (VA) (Italia)
0332-789111 Fax: 789001
Socio Attivo dal 1982

Dr. Enrico OLIVARI
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Rainusso, 14 - CP 79
16038 S.MARGHERITA LIGURE (GE) (Italia)
0185-286195 / 283415 Fax: 281089
Socio Junior dal 1992

Sig. Claudio NAPOLITANO
Via A. Diaz, 21
34124 TRIESTE (Italia)
Socio Junior dal 1988

Dr. Carla ORESTANO
DIPARTIMENTO DI SCIENZE BOTANICHE
LABORATORIO DI ECOLOGIA ACQUATICA
Via Archirafi, 38
90123 PALERMO (Italia)
091-6161493 / 6S994 Fax: 6176089
Socio Attivo dal 1986

Dr. Ilaria NICCOLAI
ENEA - CENTRO RICERCHE AMBIENTE MARINO
SANTA TERESA
C.P. 316
19100 LA SPEZIA (Italia)
0187-536283 Fax: 536273 / 536213
Socio Attivo dal 1986

Prof. Mauro ORUNESU
ISTITUTO DI FISIOLOGIA GENERALE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Europa, 26
16132 GENOVA (Italia)
010-3538246
Socio Associato dal 1974

Prof. Jacques NIHOUL
UNITE' D'OCEANOLOGIE - INSTITUT
DE CHIMIE - UNIVERSITE' DE LIEGE
Sart-Tilman
B6 4000 LIEGE (Belgio)
Socio Onorario dal 1980

Dr. Carlo OSSOLA
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Rainusso, 14 - CP 79
16038 S.MARGHERITA LIGURE (GE) (Italia)
0185-286195 / 283415 Fax: 281089
Socio Junior dal 1992

Dr. Anna Maria NOCENTINI
ISTITUTO ITALIANO DI IDROBIOLOGIA
C.N.R.
Largo Tonolli, 50/52
28048 PALLANZA (NO) (Italia)
0323-556571 Fax: 556513
Socio Attivo dal 1974

Dr. Romano PAGNOTTA
ISTITUTO DI RICERCA SULLE ACQUE -
C.N.R.
Via Reno, 1
00198 ROMA (Italia)
06-841451
Socio Attivo dal 1979

Dr. Luigi PANE
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Viale Benedetto XV, 5
16132 GENOVA (Italia)
010-3538071 Fax: 3538072
Socio Attivo dal 1988

Dr. Corrado PERONI
ENEA - CENTRO RICERCHE AMBIENTE MARINO
SANTA TERESA
C.P. 316
19100 LA SPEZIA (Italia)
0187-536266 Fax: 536213
Socio Attivo dal 1984

Dr. Maurizio PANSINI
ISTITUTO DI ZOOLOGIA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Via Balbi, 5
16126 GENOVA (Italia)
010-2099470 Fax: 2099323
Socio Attivo dal 1991

Sig. Pier Domenico PETRELLI
C.N.R. - PROGRAMMA ANTARTIDE
SEGRETERIA TECNICO - SCIENTIFICA
Via Tiburtina, 770
00159 ROMA (Italia)
06-49933371
Socio Associato dal 1979

Prof. Lorenzo PAPA
Via Padre Semeria, 26/9b
16131 GENOVA (Italia)
010-304446
Socio Attivo dal 1975

Prof. Mauro PICCAZZO
DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA TERRA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Europa, 26
16132 GENOVA (Italia)
010-3538272 Fax: 352169
Socio Attivo dal 1975

Dr. Andrea PEIRANO
EGA - CONSULENZE IN ECOLOGIA
Via IV Novembre, 15
19016 MONTEROSSO AL MARE (SP) (Italia)
0187-818186 Fax: 818186
Socio Associato dal 1991

Prof. Corrado PICCINETTI
LABORATORIO DI BIOLOGIA MARINA E PESCA
UNIVERSITA' DI BOLOGNA IN FANO
Viale Adriatico, 1/N
61032 FANO (PS) (Italia)
0721-802689 / 802736 Fax: 80165
Socio Attivo dal 1974

Dr. Renato PERDICARO
LABORATORIO CENTRALE DI IDROBIOLOGIA
MINISTERO AGRICOLTURA E FORESTE
Via del Caravaggio, 107
00147 ROMA (Italia)
06-51600178 Fax: 5140296
Socio Attivo dal 1986

Dr. Giuliano PIOVAN
ARMAMENTO NAVI OCEANOGRAFICHE C.N.R.
ISTITUTO DI BIOLOGIA DEL MARE
Via Castello 1364/A
30122 VENEZIA (Italia)
Socio Associato dal 1989

Dr. Cristina PEREGO
ACQUARIO CIVICO, STAZ. IDROBIOLOGICA
COMUNE DI MILANO
Viale Gadio, 2
20121 MILANO (Italia)
Socio Associato dal 1991

Dr. Paolo POVERO
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Rainusso, 14 - CP 79
16038 S.MARGHERITA LIGURE (GE) (Italia)
0185-286195 / 283415 Fax: 281089
Socio Attivo dal 1992

Prof. Nevio PUGLIESE
ISTITUTO DI GEOLOGIA E PALEONTOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TRIESTE
Piazzale Europa, 1
34127 TRIESTE (Italia)
040-5603215
Socio Attivo dal 1986

Prof. Oscar RAVERA
DIPARTIMENTO SCIENZE AMBIENTALI
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI VENEZIA
Calle Larga Santa Marta, 2137
30123 VENEZIA (Italia)
041-5298511 Fax: 5298584
Socio Attivo dal 1978

Dr. Alessandra PUGNETTI
ISTITUTO ITALIANO DI IDROBIOLOGIA
C.N.R.
Largo Tonolli, 50/52
28048 PALLANZA (NO) (Italia)
0323-556571 Fax: 556513
Socio Attivo dal 1989

Dr. Maurizio RIBERA
STAZIONE ZOOLOGICA "A. DOHRN"
Villa Comunale, 111
80121 NAPOLI (Italia)
081-5833111 Fax: 7641355
Socio Attivo dal 1991

Dr. Giuseppe PULICANO'
DIPARTIMENTO BIOLOGIA ANIMALE ED
ECOLOGIA MARINA
Salita Sperone, 31 - S. Agata
98166 MESSINA (Italia)
090-391301 Fax: 393409
Socio Attivo dal 1979

Dr. Francesca RICCI
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Rainusso, 14 - CP 79
16038 S.MARGHERITA LIGURE (GE) (Italia)
0185-286195 / 283415 Fax: 281089
Socio Junior dal 1992

Dr. Sandro RABITTI
ISTITUTO DI BIOLOGIA DEL MARE
C.N.R.
Via Castello, 1364/A
30122 VENEZIA (Italia)
041-5207622 Fax: 5204126
Socio Attivo dal 1982

Prof. Rupert RIEDL
INSTITUT PUR ZOOLOGIE
UNIVERSITAT WIEN
Althanstrasse, 14
VIENNA (Austria)
Socio Onorario dal 1980

Dr. Agostino RAMELLA
Via Giordano Bruno, 38/14
16146 GENOVA (Italia)
Socio Attivo dal 1988

Dr. Attilio RINALDI
REGIONE EMILIA ROMAGNA U.O. "DAPHNE"
Viale Vespucci, 2
47042 CESENATICO (FO) (Italia)
Socio Attivo dal 1991

Prof. Leo RAUNICH
Viale 12 Giugno, 15
40124 BOLOGNA (Italia)
051-6484411 Fax:
Socio Attivo dal 1974

Dr. Teresa RIVA RUFFONI
ISTITUTO ITALIANO DI IDROBIOLOGIA
C.N.R.
Largo Tonolli, 50/52
28048 PALLANZA (NO) (Italia)
0323-556571 Fax: 556513
Socio Attivo dal 1992

Dr. Giovanni Fulvio RUSSO
STAZIONE ZOOLOGICA "A. DOHRN"
LABORATORIO ECOLOGIA DEL BENTHOS
Punta S. Pietro, 11
80077 ISCHIA PORTO (NA) (Italia)
081-991410
Socio Attivo dal 1991

Dr. Giovanna ROMEO
C.E.M.
Via Roma, 16
16033 LAVAGNA (GE) (Italia)
0185-309102
Socio Junior dal 1991

Dr. Vincenzo SAGGIOMO
STAZIONE ZOOLOGICA "A. DOHRN"
Villa Comunale, 111
80121 NAPOLI (Italia)
081-5833240 Fax: 7641355
Socio Attivo dal 1991

Dr. Valerla ROSSI
ISTITUTO DI ECOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PARMA
Viale delle Scienze
43100 PARMA (Italia)
0521-580611
Socio Junior dal 1991

Dr. Paola SALEMI PICONE
Piazza Virgilio, 4
20123 MILANO (Italia)
02-4696345
Socio Attivo dal 1982

Dr. Daria ROSSI
EURATOM - CENTRO COMUNE DELLE RICERCHE
Via Enrico Fermi
21027 ISPRA (VA) (Italia)
0332-789111 Fax: 789001
Socio Junior dal 1991

Dr. Giampaolo SALMOIRAGHI
DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI BOLOGNA
Via S. Giacomo, 9
40126 BOLOGNA (Italia)
051-243093
Socio Attivo dal 1979

Prof. Loreto ROSSI
DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA
UNIVERSITA' - DI LECCE
Via Provinciale Lecce-Monteroni
73100 LECCE (Italia)
0832-6201 Fax: 351504
Socio Attivo dal 1992

Ing. Vincenzo SANSONE
ASSESSORATO REGIONALE TERRITORIO E
AMBIENTE
Viale Regione Siciliana, 2226
90135 PALERMO (Italia)
Socio Attivo dal 1988

Dr. Delio RUGGIU
ISTITUTO ITALIANO DI IDROBIOLOGIA
C.N.R.
Largo Tonolli, 50/52
28048 PALLANZA (NO) (Italia)
0323-556571 Fax: 556513
Socio Attivo dal 1974

Prof. Emilio SANSONE
ISTITUTO UNIVERSITARIO NAVALE
IST. METEOROLOGIA E OCEANOGRAFIA
Via Amm. F. Acton, 38
80133 NAPOLI (Italia)
081-5513979 Fax: 5521485
Socio Attivo dal 1974

Prof. Bruno SCHREIBER
ISTITUTO DI ZOOLOGIA
UNIVERSITA' DI PARMA
Via dell'Università', 12
43100 PARMA (Italia)
0521-36519
Socio Onorario dal 1974

Dr. Renato SCONFIETTI
DIPARTIMENTO GENETICA E MICROBIOLOGIA
SEZ. ECOLOGIA - UNIVERSITA' DI PAVIA
Piazza Botta, 10
27100 PAVIA (Italia)
0382-22319
Socio Junior dal 1985

Cap. Salvatore SCOTTO DI SANTILLO
C.N.R. - COMANDO NAVI
Piazzale Aldo Moro, 7
00185 ROMA (Italia)
06-49933317
Socio Associato dal 1974

Dr. Patrizia SECHI
ISTITUTO DI IGIENE E MEDICINA
PREVENTIVA - UNIVERSITA' DI CAGLIARI
Via Porcell, 4
09100 CAGLIARI (Italia)
Socio Associato dal 1991

Prof. Nicola SECHI
ISTITUTO DI BOTANICA
UNIVERSITA' DI SASSARI
Via Muroni, 25
07100 SASSARI (Italia)
079-228611
Socio Attivo dal 1979

Dr. Lorenzo SENES
ISTITUTO DI ZOOLOGIA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Via Balbi, 5
16126 GENOVA (Italia)
010-2099324 Fax: 2099323
Socio Attivo dal 1992

Dr. Fabio SENIGAGLIESI
ARMAMENTO NAVI OCEANOGRAFICHE
C.N.R. ISTITUTO DI BIOLOGIA DEL MARE
Via Castello 1364/A
30122 VENEZIA. (Italia)
Socio Associato dal 1989

Dr. Alfredo SERITTI
C.N.R. - ISTITUTO DI BIOFISICA
Via San Lorenzo, 26
56127 PISA (Italia)
050-513254 / 513111 Fax: 553501
Socio Attivo dal 1982

Dr. Massimo SETTI
DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA TERRA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PAVIA
Via Bassi, 4
27100 PAVIA (Italia)
Socio Attivo dal 1991

Dr. Umberto SIMEONI
ISTITUTO DI GEOLOGIA
UNIVERSITA' DI FERRARA
Corso Ercole I d'Este, 32
44100 FERRARA (Italia)
0532-428241 Fax: 428244
Socio Attivo dal 1988

Dr. Giorgio SOCIAL
ISTITUTO DI BIOLOGIA DEL MARE
C.N.R.
Riva dei Sette Martiri, 1364/a
30122 VENEZIA (Italia)
041-5207622 Fax: 5204126
Socio Attivo dal 1978

Prof. Mario SPECCHI
DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TRIESTE
Via A. Valerio, 32/34
34127 TRIESTE (Italia)
040-54434
Socio Attivo dal 1982

Prof. Giancarlo SPEZIE
ISTITUTO UNIVERSITARIO NAVALE
IST. METEOROLOGIA E OCEANOGRAFIA
Via Amm. F. Acton, 38
80133 NAPOLI (Italia)
081-5513979 Fax: 5521485
Socio Attivo dal 1979

Prof. Renata TREVISAN
DIPARTIMENTO DI BIOLOGIA
UNIVERSITA' DI PADOVA
Via Trieste, 75
35121 PADOVA (Italia)
049-8286291
Socio Attivo dal 1982

Prof. Emilia STELLA
DIP. BIOLOGIA ANIMALE E DELL'UOMO
UNIVERSITA' "LA SAPIENZA"
Viale dell'Universita', 32
00185 ROMA (Italia)
06-4958259 / 4958254
Socio Attivo dal 1988

Prof. Cesare TRIULZI
ISTITUTO DI ZOOLOGIA E RADIOECOLOGIA
UNIVERSITA' DI PARMA
Viale delle Scienze
43100 PARMA (Italia)
0521-580631
Socio Attivo dal 1991

Dr. Marisa TAMARO
ISTITUTO DI MICROBIOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TRIESTE
Via Fleming, 22
34127 TRIESTE (Italia)
040-571081
Socio Attivo dal 1986

Dr. Ottavio TUBERTINI
CENTRO RADIOCHIMICA AMBIENTALE
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI BOLOGNA
Via Selmi, 2
40126 BOLOGNA (Italia)
Socio Attivo dal 1991

Dr. Gianni TARTARI
I.R.S.A. - C.N.R.
Via Occhiate
20047 BRUGHERIO (MI) (Italia)
039-2004303 Fax: 2004692
Socio Attivo dal 1982

Dr. Sergio TUCCI
DIPARTIMENTO DI SCIENZE DELLA TERRA
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Europa, 26
16132 GENOVA (Italia)
010-3538261 Fax: 352169
Socio Attivo dal 1991

Prof. Maria Illuminata TATICCHI
IST. DI IDROBIOLOGIA E PESCOLTURA
UNIVERSITA' DI PERUGIA
Via Elce di Sotto
06123 PERUGIA (Italia)
075-5855705 Fax: 5855709
Socio Attivo dal 1988

Dr. Michele TUFANO
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Rainusso, 14 - CP 79
16038 S.MARGHERITA LIGURE (GE) (Italia)
0185-286195 / 283415 Fax: 281089
Socio Junior dal 1991

Ing. Mario TOMASINO
ENEL D.S.R. CENTRO RICERCA IDRAULICA
E STRUTTURALE - SERVIZIO IDROLOGICO
Corso del Popolo, 245
30172 MESTRE (VE) (Italia)
041-5332915 / 5332111 Fax: 5332951
Socio Attivo dal 1981

Dr. Leonardo TUNESI
ICRAM
Via L. Respighi, 5
00197 ROMA (Italia)
06-8077551 / 8072276 Fax: 8088326
Socio Attivo dal 1991

Prof. Antonio ULZEGA
DIPARTIMENTO SCIENZE DELLA TERRA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI CAGLIARI
Via Trentino, 51
09127 CAGLIARI (Italia)
070-303030 Fax: 282236
Socio Associato dal 1975

Dr. Pierluigi VIAROLI
ISTITUTO DI ECOLOGIA
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PARMA
Viale delle Scienze
43100 PARMA (Italia)
0521-580611
Socio Associato dal 1991

Dr. Sergio VACCA
ENTE AUTONOMO DEL FLUMENDOSA
Via Mameli, 88
09123 CAGLIARI (Italia)
Socio Attivo dal 1991

Dr. Monique VIEL
EPTA S.r.l.
Via Foscolo, 20
19100 LA SPEZIA (Italia)
Socio Attivo dal 1991

Dr. Claudia VACCAREZZA
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Rainusso, 14 - CP 79
16038 S.MARGHERITA LIGURE (GE) (Italia)
0185-286195 / 283415 Fax: 281089
Socio Associato dal 1992

Dr. Tomasa VIRDIS
ENTE AUTONOMO DEL FLUMENDOSA
Via Mameli, 88
09123 CAGLIARI (Italia)
Socio Junior dal 1991

Dr. Marino VACCHI
ICRAM
Via L, Respighi, 5
00197 ROMA (Italia)
06-8072276 / 8077551 Fax: 8088326
Socio Attivo dal 1991

Dr. Domenico VOLTOLINA
CENTRO DE INVESTIGACION CIENTIFICA Y
EDUCACION SUPERIOR (C.I.C.E.S.E.)
Kml07 Carretera Tijuana CP 2732
MX-2732 ENSENADA, BAJA CALIFORNIA (Messico)
(667) 44501 764225 Fax: 45154
Socio Attivo dal 1974

Sig. Lorenzo VALLARINO
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Rainusso, 14 - CP 79
16038 S.MARGHERITA LIGURE (GE) (Italia)
0185-286195 / 283415 Fax: 281089
Socio Junior dal 1992

Dr. Renata ZACCONE
ISTITUTO SPERIMENTALE TALASSOGRAFICO
C.N.R.
Spianata San Raineri, 86
98123 MESSINA (Italia)
090-773724
Socio Associato dal 1984

Prof. Aldo VIARENGO
ISTITUTO DI FISIOLOGIA GENERALE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Europa, 26
16132 GENOVA (Italia)
010-3538241 Fax: 3538267
Socio Attivo dal 1980

Dr. Giacomo ZAGAMI
DIPARTIMENTO BIOLOGIA ANIMALE ED
ECOLOGIA MARINA
Salita Sperone, 31 - S. Agata
98166 MESSINA (Italia)
090-6765235 Fax: 393409
Socio Attivo dal 1992

Dr. Marco ZAVATARELLI
IMGA - CNR
Via Emilia Est, 770
41100 MODENA (Italia)
059-362388 Fax: 374506
Socio Attivo dal 1985

Prof. Tecla ZUNINI SERTORIO
ISTITUTO DI SCIENZE AMBIENTALI MARINE
UNIVERSITA' DI GENOVA
Corso Rainusso, 14 - CP 79
16038 S.MARGHERITA LIGURE (GE) (Italia)
0185-286195 / 283415 Fax: 281089
Socio Attivo dal 1974

Dr. Adriana ZINGONE
STAZIONE ZOOLOGICA "A. DOHRN"
Villa Comunale, 111
80121 NAPOLI (Italia)
081-5833295 Fax: 7641355
Socio Attivo dal 1991