ATTI DELL'8°CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1-3 GIUGNO 1988 da pag. 293 a pag. 305

FLUSSI DI ELEMENTI CHIMICI ALL'INTERFACCIA ACQUA DI MARE-SEDIMENTI: VERIFICA IN CAMPO MEDIANTE UTILIZZO DI CAMERE BENTICHE

G. Ciceri (*), G. Queirazza (**)

(*) CISE - Via Reggio Emilia, 39 - Segrate - Milano
(**) ENEL-CRTN - Via Rabattino, 54 - Milano

RIASSUNTO

Vengono presentati e discussi i risultati relativi ali"impiego di camere bentiche per la stima dei flussi di elementi chimici all'interfaccia acqua di mare-sedimenti.

I dati ottenuti sono stati validati, per alcuni elementi, mediante 1'applicazione di un codice matematico che utilizza come "input" variabili proprie dei sedimenti, acqua interstiziale, acqua di mare e particolato sospeso (gradiente di concentrazione dell'elemento in acqua interstiziale e tra acqua interstiziale ed acqua di mare, coefficiente di diffusione e velocità di adsorbimento e desorbimento sul particolato sospeso e sedimento dello ione considerato, ecc)

SUMMARY

Results regarding the use of benthic chambers to estimate element fluxes at the sediment-sea water interface are reported and discussed.

A validation of the obtained data was possible by means of a suitable mathematical code that use, as input, sediment, pore water, particulate matter and sea water properties: concentration gradient of the element in the pore water and between pore water and overlying sea water; diffusion coefficient, absortion and desorption rate of the considered element on the suspended matter and sediments, etc.

1. INTRODUZIONE

Nella previsione del destino a lungo termine di inquinanti in ambiente marino costiero, particolare rilievo assumono gli studi per la valutazione dei flussi dal sedimento alla colonna d'acqua sovrastante. I sedimenti infatti rappresentano il comparto nel quale tendono ad accumularsi gli inquinanti immessi nel corpo idrico. D'altra parte, i sedimenti costituiscono anche una "sorgente" di inquinanti a seguito del verificarsi di processi di dissoluzione. Il gradiente di concentrazione che si instaura tra acqua interstiziale ed acqua sovrastante determina un flusso verso la colonna d'acqua.

Se si assume, in prima approssimazione, che il flusso attraverso il sedimento sia un fenomeno puramente diffusionale, una stima indiretta dell'entità del flusso di uno ione all'interfaccia sedimenti-acqua di mare può essere ottenuta attraverso la 1° legge di Fick (Lerman e Brunskill, 1971; Ciceri e altri, 1985).

In alternativa 1'entità dei flussi all'interfaccia acqua di mare-sedimenti può essere misurata direttamente "in situ" utilizzando camere bentiche (fig. 1), ossia sistemi atti ad isolare

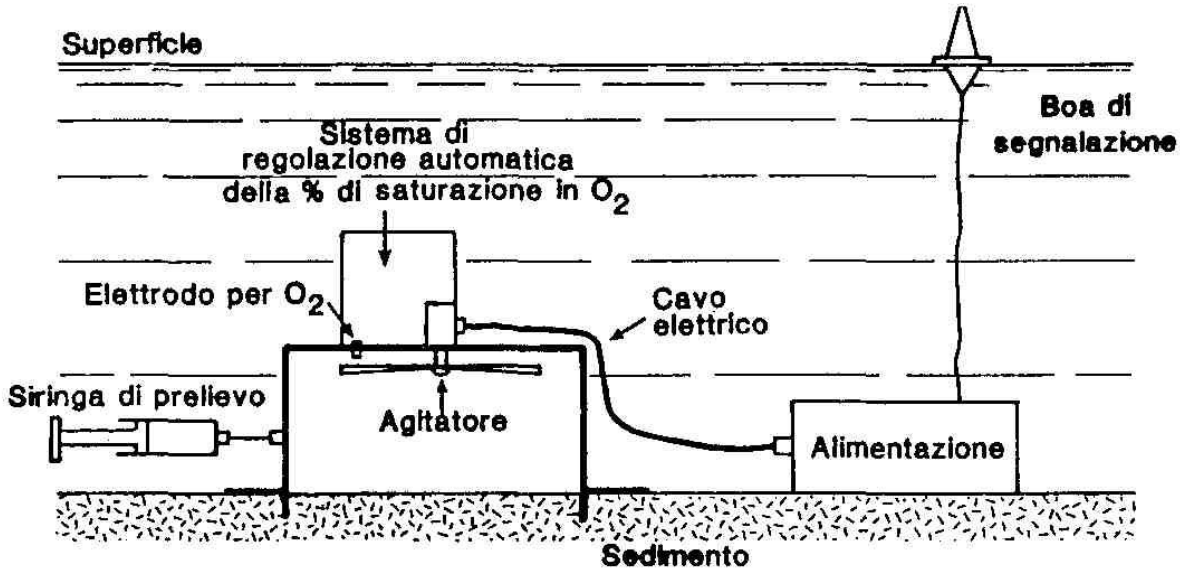


Fig. 1 - Schema della camera bentica utilizzata.

una superficie nota di fondale marino unitamente ad un volume noto di acqua di mare. Dalla misura dell'incremento o del decremento della concentrazione di un dato ione, nell'acqua interna alla camera in funzione del tempo, è possibile risalire al flusso dello stesso ione.

In questo caso, tuttavia, i dati sperimentali di variazione di concentrazione in acqua di mare nel tempo dei vari ioni considerati tengono implicitamente conto della rimozione degli ioni diffusi per adsorbimento sul particolato sospeso contenuto all'interno della camera bentica e, quindi,, della relativa sedimentazione.

Nel presente lavoro dopo una preliminare discussione dei profili di concentrazione di alcuni elementi chimici e di parametri chimico-fisici nell'acqua interstiziale di sedimenti marini e dei risultati ottenuti mediante utilizzo di camere bentiche, è tentata una validazione di questi ultimi (limitata a Ba, Co e Mn) utilizzando un adeguato modello matematico (Nyffeler e altri, 1986).

2. PARTE SPERIMENTALE

Le carote di sedimenti, prelevate nella zona di mare antistante il Monte Argentario, sono state suddivise in sezioni di 1, 2 o 3 cm in funzione della profondità.

Le sezioni corrispondenti alla stessa profondità sono state riunite e trattate per l'estrazione dell'acqua interstiziale, direttamente in campo mediante spremitura (Boniforti e altri, 1986).

L'acqua interstiziale ed il sedimento raccolti sono stati caratterizzati da un punto di vista chimico-fisico (pH, conducibilità, Eh, ecc) e quindi, pretrattati in campo per la successiva determinazione in laboratorio di Mn, Cr, Fe, Co, Zn, Pb, Ba, Sr, Ca, Cs, P, I, carbonio organico ed inorganico, porosità, densità, ecc (Artioli e altri 1985; Queirazza e altri, 1987).

Contemporaneamente, nella stessa zona di mare, sono state posizionate 3 camere bentiche (Fig.l) munite di sistema di agitazione e

regolazione automatica della percentuale di saturazione dell'ossigeno.

Una delle camere bentiche è stata utilizzata come "bianco" onde valutare 1'eventuale livello di contaminazione derivante dai materiali costituenti la camera stessa.

Saltuariamente si è provveduto all'aggiustamento del valore di pH all'interno delle due camere effettivamente operanti , mediante aggiunta di un'opportuna quantità di NaOH 10 M.

Acqua e particolato interni alle tre camere bentiche sono stati prelevati servendosi di siringhe da 400 ml. Dopo trasporto in laboratorio i campioni sono stati sottoposti a filtrazione (nell'arco di poche ore) ed ai comuni pretrattamenti in campo per la determinazione di elementi in traccia e parametri di interesse.

L'esperienza è durata complessivamente 192 ore per un totale di 3-4 prelievi per ognuna delle camere.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

Sedimenti ed acqua interstiziale

In tab. 1 è riportato l'andamento di alcune caratteristiche chimico- fisiche dell'acqua interstiziale e del sedimento in funzione della profondità, unitamente al valore rilevato nell'acqua della colonna sovrastante.

La porosità dei sedimenti varia significativamente solo nei primi 1-2 cm di profondità, la densità umida solo nel 1° cm, mentre l'andamento della densità secca, del carbonio organico ed inorganico nel sedimento appaiono poco significativi. La concentrazione di carbonio organico nell'acqua interstiziale nei primi 2 cm risulta molto elevata (circa un ordine di grandezza più elevato che nell'acqua della colonna sovrastante i sedimenti) e decresce progressivamente con la profondità.

Il pH dell'acqua interstiziale è decisamente basso nei primi 2 cm di sedimento.

Il potenziale redox dell’acqua interstiziale è significativamente più basso di quello della

Tab. 1 - Andamento di alcuni parametri chimico-fisici dell'acqua di mare, acqua interstiziale e sedimento in funzione della profondità.

	ACQUA DI MARE(+50/0) O INTERSTIZIALE (altri dati)					SEDIMENTO						
PROFONDITA' (cm)	pH	Eh (mVvs.Ag/AgCl)	NH3 (ppm)	C organico (ppm)	conducibilità (mS/cm 20°C)	porosità (%)	densità (g/cm³)	sabbia (%)	limo (%)	argilla (%)	C organico (%)	conducibilità (mS/cm 20°C)
+50/0	8.33	+240	<0.05	3.5	48.4	-	-	-	-	-	-	-
- 0/1	7.42	+68	1.18	38	50.8	72	2.44	9.2	80.2	10.6	1.6	22.3
- 1/2	7.25	+82	2.80	39	49.6	68	2.50	7.9	76.7	15.4	1.7	20.02
- 2/3	7.95	-130	0.40		49.1	65	2.44	9.4	77.5	13.1		19.4
- 3/4	7.97	-130	0.60	15	50.4	66	2.44	10.8	73.5	15.7	1.6	19.4
- 4/6	8.03	-105	0.70		48.0	66	2.47	7.8	74.2	18.0		17.8
- 6/8	8.07	-110	0.60	10	42.5	65	2.44	9.2	72.8	18.0	1.6	17.8
- 8/10	8.16	-60	2.22	10	37.1	64	2.47	4.8	73.9	21.3	1.6	16.8
-10/13	8.16	-63	1.72	12	49.7	63	2.44	6.6	74.7	18.7	1.6	16.8
-13/16	8.24	-	1.55	10	49.2	63	2.47	4.5	76.0	19.5	1.7	15.7

colonna d'acqua sovrastante i sedimenti. Sotto i primi 2 cm di sedimenti si osserva una ulteriore netta caduta del potenziale indice che, in questa ristretta zona, avvengono fenomeni chimico-fisici diversi che in superficie. Potenziale redox, T.O.C, e pH dell'acqua interstiziale risultano ben correlati soprattutto nei primi centimetri di profondità: questo è in relazione al fatto che la variazione di questi tre parametri è dipendente dalla decomposizione della sostanza organica nei sedimenti (Hall, 1984).

I dati sopra riportati mettono in evidenza una forte diagenesi dei sedimenti con conseguente dissoluzione, nell'acqua interstiziale, di elevate quantità di taluni elementi.

In tab. 2 sono riportate le concentrazioni degli elementi chimici considerati nell'acqua interstiziale in funzione della profondità, unitamente a quella registrata nella colonna d'acqua di mare sovrastante. Molti degli elementi considerati presentano elevati fattori di arricchimento tra acqua interstiziale e acqua di mare della colonna sovrastante (Fe, Mn, Co, Ba, P) con conseguente flusso diffusionale dal sedimento verso la colonna d'acqua.

Tab. 2 - Concentrazione di alcuni elementi chimici in acqua di mare (+5C/O) ed acqua interstiziale (altri dati) in funzione della profondità

PROFONDITA'	Mn (ppm)	Co (ppb)	Fe (ppm)	Zn (ppb)	Pb (ppb)	Ca (ppm)	Sr (ppm)	Ba (ppb)	Cr (ppb)	Cs (ppb)	$P\text{-}PO_4^{3-}$ (ppb)	I^-
+ 50/0	0.004	0.02	0.004	6.0	4.6	444	9.0	8.60	0.13	0.27	7	35
- 0/1	6.19	4.46	0.09	150	1.54	466	8.96	43	0.07	1.25	230	38
- 1/2	5.03	3.68	0,91	89	0.85	438	8.77	36	0.10	0.27	162	63
- 1/3	2.04	1.86	1.54	180	0.50	436	8.43	49	0.02		44	44
- 3/4	1.31	1.11	1.00	140	0.48	450	8.48	42	0.07	0.37	93	-
- 4/6	1.31	1.04	0.49	130	-	425	8.38	34	0.01		86	204
- 6/8	0.91	0.24	0.63	140	-	427	8.24	39	0.07	0.36	97	50
- 8/10	0.70	0.20	0.86	37	-	437	8.67	34	0.03	0.39	123	47
- 10/13	0.78	0.25	0.57	50	-	454	8.85	39	0.07	0.54	122	79
- 13/16	0.73	0.18	0.15	17	-	442	8.60	42	0.06	1.60	159	127

Nel caso di Ba, Co e Mn la fig. 2 visualizza gli andamenti delle concentrazioni in acqua interstiziale e sedimento (frazione scambiabile con HC1 0,3M e totale).

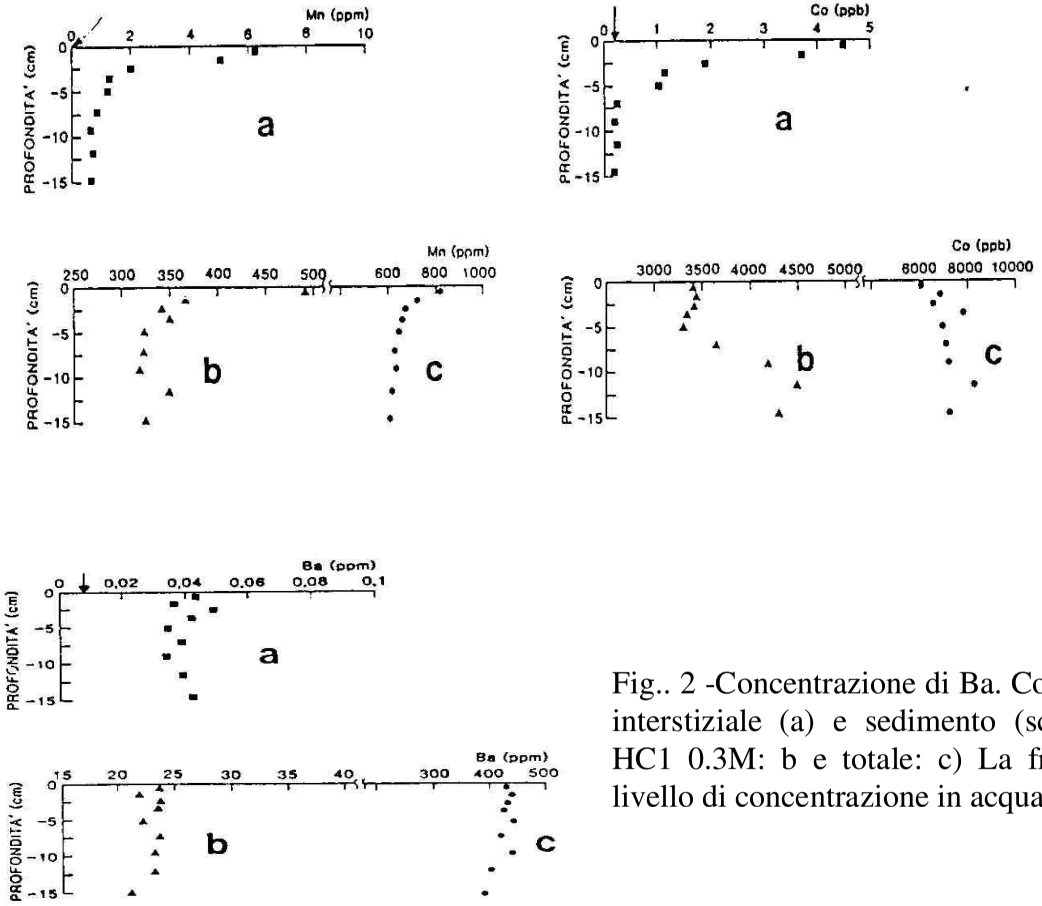


Fig.. 2 -Concentrazione di Ba. Co e Mn in acqua interstiziale (a) e sedimento (scambiabile con HC1 0.3M: b e totale: c) La freccia indica il livello di concentrazione in acqua di mare.

La concentrazione di Mn scambiabile con HC1 0,3 M e totale nel sedimento presentano un certo "trend" a diminuire con la profondità. Per quanto riguarda la frazione scambiabile con HCl 0,3 M la massima concentrazione si ha all'interno del primo cm di sedimento.

La concentrazione di Mn nell'acqua interstiziale dei primi cm di sedimenti raggiunge valori estremamente elevati, di ben 3 ordini di grandezza superiori a quelli propri della colonna d'acqua.

La concentrazione di cobalto scambiabile con HC1 0,3 M cala leggermente nei primi 6 centimetri per poi aumentare a profondità più elevate. La variazione della concentrazione di Co nell'acqua interstiziale in funzione della profondità invece, ricalca quella del Mn indicando che le mobilità dei due elementi sono strettamente legate tra di loro (ridissoluzione delle frazioni legate agli ossidi di Fe e Mn). Il fattore di concentrazione del Co tra acqua interstiziale (primo centimetro di sedimenti) ed acqua di mare è comunque meno elevato di quella del Mn di quasi due ordini di grandezza.

La concentrazione di Ba nel sedimento (frazione scambiabile con HC1 0,3 M) e totale e la concentrazione in acqua interstiziale non presentano andamenti significativi in funzione della profondità. La percentuale di Ba estraibile dal 1°cm di sedimento con HC1 0.3 M è molto bassa. Il fattore di concentrazione del Ba tra acqua interstiziale del 1°cm di sedimento ed acqua di mare profonda è circa 5.

Esperienze con camere bentichel

I dati di concentrazione in funzione del tempo in acqua di mare e particolato sospeso interni alle camere bentiche sono raccolti in tab. 3. Le concentrazioni di Mn, Co e Ba (elementi molto concentrati nell'acqua interstiziale) presentano un andamento crescente, in funzione del tempo, sia nell'acqua che nel particolato interni alla camera bentica, evidenziando il già discusso flusso diretto dal sedimento verso la colonna d'acqua. Per il Co tale andamento è comunque evidente solo per una delle due esperienze effettuate.

Per quanto riguarda il Fe (che come Ba, Co e Mn risulta notevolmente più concentrato nell'acqua interstiziale rispetto alla colonna sovrastante)

Tab. 3 - Variazione della concentrazione di alcuni elementi nell'acqua e nel particolato sospeso interni alla camera bentica in funzione del tempo.

	tempo (ore)	fase	Mn	Fe	In	Co	Pb	Cr	Cs	Ba	Sr	Ca	P/PO_4^{3-}	I/I^-
camera 1	0	solubile (ppb)	5.70	7.41	6.67	0.23	6.62	0.13	0.37	8.50	8.93	444	<10	33.8
		particolato (ppm)	331	2950	81.7	18.7	281	-	2.57	23.4	159	33600	-	-
	20.5	solubile (ppb)	22.8	0.55	10.2	0.08	2.44	0.11	0.35	10.1	8.69	439	30	52.7
		particolato (ppm)	418	6980	199	11.1	419	-	1.63	29.5	167	20200	-	-
	68	solubile (ppb)	71.5	0.85	5.01	0.11	1.27	0.06	0.28	11.3	9.04	456	38	117.7
		particolato (ppm)	497	31600	399	25.2	1300	-	-	31.9	519	15600	-	-
camera 2	0	solubile (ppb)	3.18	2.27	5.43	0.02	1.67	0.13	0.18	8.79	9.16	444	14	29.5
		particolato (ppm)	570	3600	399	10.6	209	-	2.91	27.1	202	24500	-	-
	25	solubile (ppb)	11.2	0.53	4.50	0.05	1.28	0.10	0.16	9.53	8.49	448	<10	85.5
		particolato (ppm)	565	4700	329	9.60	271	-	1.10	28.6	122	23400	-	-
	48	solubile (ppb)	16.2	8.87	3.48	0.06	0.83	0.10	0.22	10.1	8.71	450	<10	59.3
		particolato (ppm)	562	7670	205	10.2	275	-	1.97	35.1	142	21700	-	-
	192	solubile (ppb)	-	-	-	-	-	-	0.15	16.8	8.66	457	77	91.8
		particolato (ppm)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

(tab. 2), mentre la concentrazione in acqua non sembra evidenziare l'andamento aspettato, la concentrazione nel particolato aumenta considerevolmente in funzione del tempo dimostrando che il flusso netto di Fe^{++} del sedimento verso la colonna sovrastante si risolve in una veloce ossidazione a Fe^{+++} e una susseguente precipitazione come idrato colloidale.

Per il P (altro elemento più concentrato nell'acqua interstiziale che nella colonna sovrastante), i dati raccolti, riguardanti solo la concentrazione in acqua, sembrano evidenziare un certo flusso di $P^-/P0_4^{3-}$ uscente dal sedimento.

Il Cs (elemento che presenta una concentrazione nell'acqua interstiziale del primo centimetro di sedimento circa doppia rispetto alla colonna sovrastante), non presenta alcun andamento significativo della concentrazione nell'acqua e nel particolato in funzione del tempo.

Andamenti non significativi, o scarsamente significativi, si notano, come presumibile, anche per Ca e Sr i quali presentano concentrazioni in acqua di mare ed acqua interstiziale pressoché uguali.

Per Pb e Cr (elementi la cui concentrazione in acqua di mare è più elevata che in acqua interstiziale) si osserva una diminuzione progressiva della concentrazione nel1'acqua interna la camera bentica in funzione del tempo.

Per Zn si ottengono dati contrastanti probabilmente a causa di problemi di contaminazione che si sono, per altro, evidenziati solo in questo caso.

Lo iodio, infine, presenta un aumento della concentrazione in soluzione (la sola determinata) in funzione del tempo, molto evidente soprattutto per una delle due prove. I dati si riferiscono alla sola specie chimica I^-; la concentrazione di IO^{3-} è risultata costantemente inferiore al limite di rivelazione del metodo analitico adottato (0.1 ppp).

4. VALIDAZIONE DEI RISULTATI OTTENUTI CON L'UTILIZZO DI CAMERE BENTICHE

Per Ba, Co e Mn è stato tentato un confronto tra i risultati ottenuti, rilevati con l'utilizzo di camere bentiche, e quelli desumibili dall'esistenza e dell'entità del gradiente di concentrazione tra acqua interstiziale ed acqua di mare della colonna sovrastante.

A tale scopo è stato applicato un codice metematico (Nyffeler e altri, 1986) che considera tutti i fenomeni che, ipoteticamente, possono

avvenire nella zona di mare confinata dalle pareti della camera bentica e nel sottostante strato di sedimento (diffusione, adsorbimento e desorbimento sul particolato sospeso e sul sedimento, gradiente di concentrazione all'interno dell'acqua interstiziale e tra acqua interstiziale ed acqua , di mare interna alla camera bentica, velocità di sedimentazione del particolato sospeso all'interno della camera bentica).

Tutti i dati utilizzati sono stati ottenuti sperimentalmente tranne le velocità di adsorbimento e desorbimento sul particolato sospeso e sul sedimento che sono state desunte dalla letteratura (Nyffeler e altri, 1984).

I risultati ottenuti, riportati in tab. 4, evidenziano un ottimo accordo tra dati previsti dal modello e rilevati sperimentalmente utilizzando camere bentiche.

5. CONCLUSIONI

La stima dei flussi di elementi chimici all'interfaccia sedimenti-acqua di mare può essere ottenuta con l'utilizzo di camere bentiche "regolate" (cioè nelle quali le condizioni di agitazione, ossigenazione e pH dell'acqua sono mantenute ai valori caratteristici del fondale marino). In questo caso è possibile determinare sperimentalmente l'effettivo incremento o decremento di concentrazione di un certo elemento nell'acqua di mare e nel particolato sospeso.

Un risultato confrontabile può essere ottenuto attraverso l'applicazione di idonei codici matematici se sono note sperimentalmente un numero molto elevato di varabili (gradiente di concentrazione dell'elemento in acqua interstiziale e nel sedimento, concentrazione in acqua di mare e sul particolato sospeso velocità relative di adsorbimento e desorbimento sul particolato sospeso e sedimento, profili di porosità e densità nel sedimento, velocità di sedimentazione del particolato sospeso ecc) alcune delle quali di non facile determinazione.

Tab. 4 - Confronto tra dati ottenuti mediante utilizzo di camere bentiche e desunti dall'applicazione del modello cinetico di Nyffeler (1986).

Elemento	Tempo (ore)	Valore previsto C1 (ug/cm3)	Valore previsto C2 (ug/g)	Valore sperimentale C1 (ug/cm3)	Valore sperimentale C2 (ug/g)
		camera 1			
Ba	20.5	9.00E-3	24	1,01E-2	29
	68	9,20E-3	35	1,11E-2	32
Mn	20.5	4,48E-2	1193	2,28E-2	418
	68	9,58E-2	6395	7,15E-2	497
		camera 2			
Co	25	4,90E-5	11,4	5,00E-5	9,6
	48	6,60E-5	13,1	6,00E-5	10,2
Ba	25	9,07E-3	27,5	9,53E-3	28,6
	48	9,25E-3	28,1	1,10E-2	25,1
Mn	25	4,25E-2	2326	1,12E-2	564
	48	6,53E-2	5336	1,62E-2	562

C1 = concentrazione nella colonna d'acqua
C2 = concentrazione nel particolato sospeso

BIBLIOGRAFIA

Artioli R., Ciceri G., Croce E. e Queirazza G.; 1985 - Coefficienti di ripartizione tra acqua e materiale sospeso di elementi di interesse radioecologico in ambiente marino costiero. In: Atti del 3° Convegno Nazionale sulle Metodologie Radiochimiche e Radiometriche in Radioprotezione. Urbino 15-17 maggio 1985.

Boniforti R., Ciceri G., Monti E., e Queirazza G.; 1986 - Estrazione di acque interstiziali da sedimenti. Applicazione di un sistema a bassa pressione a sedimenti marini. In: Atti del VII Congresso Nazionale dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia. Trieste 11-14 giugno 1986.

Brunskill G.J., e Lerman A.; 1971 - Migration of major constituents from lake sediments into lake water and its bearing on lake water compositon. Limnol. Oceanogr., 16, 880.

Ciceri G., Croce E., Monti E., e Martinetti W. ; 1985 - Metodologie di studio per la stima dei flussi sedimento-acqua di mare di elementi di interesse radioecologico. In: Atti del 3° Convegno Nazionale sulle Metodologie Radiometriche e Radiochimiche in Radioprotezione. Urbino 15-17 maggio 1985.

Hall. P.; 1984 - Chemical fluxes at the sediment sea water interface; in-situ investigations with benthic chambers. Ph. D. Thesis Department of Analytical and Marine Chemistry, Goteborg University Goteborg.

Nyffeler U.P., Santschi P.H., e Yuan-Hui Li.; 1984 - A kinetic approach to describe trace-element distribution between particles and solution in natural acquatic systems. Geochim. Cosmochim. Acta, 48, 1513-1522.

Nyffeler U.P., Santschi P.H., e Yuan-Hui Li.; 1986 The relevance of scavending kinetics to modeling of sediment water interactions in natural waters. Limnol. Oceanogr., 31, 277-292.

Queirazza G., Guzzi L., Ciceri G., e Frigieri P.; 1987 - Environmental studies at the preoperational and operational stages of nuclear power plants in Italy: chemical and radioanalytical implications. The Sci. of the Total Environ., 64, 191-209.

AATI DELL'8° CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1-3 GIUGNO 1988 da pag. 307 a pag. 316

"LIFE-TABLES DI DAPHNIA OBTUSA KURZ TRATTATA CON CROMO ESAVALENTE"

L. CONIGLIO, R. BAUDO, M. MANCA

Istituto Italiano di Idrobiologia, CNR Pallanza

RIASSUNTO

Gli effetti a lungo termine del Cr (VI) vengono valutati sulla base delle life-tables degli organismi di Daphnia obtusa sopravvissuti ad una esposizione di 48 ore.

SUMMARY

Long terms effects of Cr (VI) are valued on the basis of the life-tables of Daphnia obtusa individuals surviving the 48 hrs exposure.

1. INTRODUZIONE

I fenomeni di inquinamento che interessano i corpi .idrici sono spesso di tipo episodico o discontinuo; conseguentemente appare di indubbio interesse accertare se e in che misura una esposizione a breve termine, oltre a produrre una immediata mortalità a carico della componente biologica, possa comportare modificazioni significative delle caratteristiche demografiche e riproduttive delle popolazioni presenti.

In questa ricerca individui di Daphnia obtusa sono stati sottoposti a un test di tossicità acuta di 48 h e i sopravvissuti sono stati seguiti per tutta la vita allevandoli in condizioni ottimali di crescita.

A differenza delle ricerche condotte in precedenza in tossicologia acquatica, in questo studio 1'accento viene posto sulla risposta dei sopravvissuti piuttosto che sulla stima della concentrazione efficace.

La scelta del cromo è stata determinata dall' uso di questo metallo come "tossico di riferimento" in molti tests ufficiali nonché dal fatto che, nelle condizioni adottate in questa ricerca, non da luogo ad apprezzabili trasformazioni nella forma trivalente né a perdite per adsorbimento sulle pareti o sul materiale particellato (Guglielmucci, Baudo, Galanti and Varini, 1981).

La scelta di individui appartenenti al genere Daphnia è stata dettata essenzialmente dal ruolo chiave che questo

gruppo di organismi riveste nell' ambito dell' ecosistema lacustre, ruolo che fa sì che esso rappresenti un punto nodale nella rete trofica.

Per la sua rappresentatività ecologica, nonché per la facilità di allevamento e l' adattabilità ai tests di laboratorio questo genere viene spesso proposto in tests ufficiali (OECD, 1979; WRC, 1984; ASTM Subcomittee E35.21, 1978; EEC-Directive 67/548/EEC, 1979}.

2. MATERIALI E METODI

Gli individui utilizzati per l'esperimento provenivano da cloni adattati da almeno tre generazioni alle condizioni di laboratorio e allevati secondo le metodologie in uso presso l' Istituto Italiano di Idrobiologia {Hrbàckovà, 1974; de Bernardi e Manca, 1982 ; Goulden, Conotto, Hendrickson, Hornig and Johnson, 1982; Peters, 1987).

Sono state condotte due serie di esperimenti, vale a dire un test di tossicità acuta al cromo esavalente effettuato secondo la metodologia proposta da Buikema, Niederlehner and Cairns (1982) e da Dave, Andersson, Berglind and Hasselrot (1981), ed esperimenti di "life tables" sugli individui sopravvissuti. Il tossico è stato aggiunto come bicromato di potassio ($K_2Cr_2O_7$) in modo da ottenere sei differenti concentrazioni (20, 40, 60, 80, 100, 120 µg Cr/l) per ognuna delle quali sono state allestite tre repliche e un controllo.

Dai dati ottenuti si è individuata la dose corrispondente ad una mortalità del 50% espressa come LC50 a 48 h mediante una funzione probabilistica della mortalità (probits, Finney, 1971}.

Attraverso gli esperimenti di "life tables" sono stati inoltre determinati i principali parametri demografici e riproduttivi secondo le metodologie analitiche proposte da Seber (1973) (Tab. 1).

La rata intrinseca d'accrescimento è stata ottenuta come "a" calcolata a partire dalla rata netta di riproduzione R_0 e dal tempo medio di generazione T (Margalef, 1974) (Tab. 1). Si è inoltre proceduto al confronto statistico dei risultati ottenuti relativamente ai differenti parametri demografici mediante t di Student.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

La risposta al test di tossicità acuta (Fig. 1) consente di evidenziare come la concentrazione che produce il 50% di mortalità corrisponde a 61 µg/1, valore che pone D. obtusa entro

1' intervallo osservato per le specie D. magna, D. hyalina *e* D. pulex. Più precisamente, D. obtusa risulta meno sensibile al cromo rispetto a D. hyalina (Badouin e

	controllo	20 µg/l	40 µg/l	60 µg/l	80 µg/l	100 µg/l
l_o totale	30	27	28	12	11	2
e_o medio	45	51	48	41	52	27
Σlxmxfec. medio	467	425	409	146	193	29
Σlxmxfert. medio	303	286	286	106	157	28
R_o fec. medio	47	47	44	38	52	29
R_o fert. medio	30	32	31	27	42	28
% media di uova non sviluppate	35	33	30	28	20	3
"a"	0,180	0,182	0,182	0,164	0,179	0,13

Tab. 1 - Parametri demografici e riproduttivi di Daphnia obtusa. I valori riportati rappresentano la media di tre repliche.

Scoppa, 1974) più sensibile rispetto a D. pulex (Cairns, Buikema, Heath and Parker, 1978), e a D. magna (Muller, 1980; Cairns et al., 1978), specie quest'ultima alla quale fanno riferimento le normative vigenti in materia.

In linea generale (Fig. 2) le differenze nell'aspettativa media di vita degli organismi trattati a concentrazioni inferiori a 60 µg/1 rispetto a quelli non

trattati con cromo non sono risultate sufficientemente rilevanti mentre sono risultate statisticamente significative (t di Student) le differenze osservate tra gli individui esposti a concentrazioni di cromo maggiori di 60 µg/1 (O <_ P >_ 0,05). Si è altresì evidenziato come gli individui sopravvissuti all'esposizione a 80 µg/1 appaiano più vitali rispetto agli altri, avendo una aspettativa media di vita significativamente superiore alla precedente e a quella del controllo.

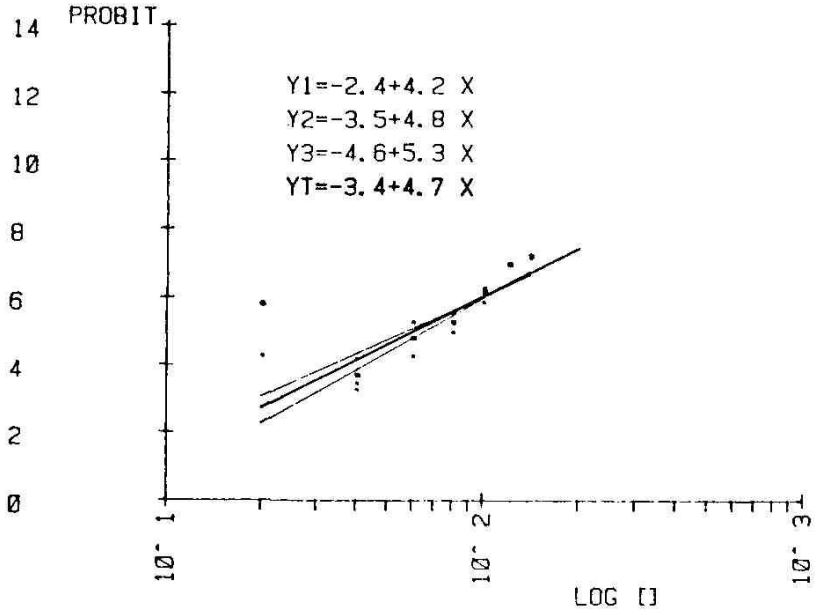


Fig. 1 - Trasformazione in probits dei dati di tossicità a 48 ore e stima delle corrispondenti regressioni (Y1, Y2, Y3 si riferiscono alle singole prove, YT ai valori mediati).

Inoltre la morte di un intero lotto di organismi sottoposti ad esposizione a cromo esavalente nella misura di 100 µg/1 ha determinato un notevole abbassamento dell' aspettativa media di vita e contemporaneamente un ampliamento della variabilità.

Il confronto statistico del tasso netto di riproduzione (R_0) ottenuto a partire dal numero di uova deposte (fecondità) e dal numero di neonati prodotti (fertilità) (Fig. 3) consente di evidenziare differenze significative a partire dalla concentrazione di 60 µg/l.

In particolare, gli individui sopravvissuti alla concentrazione di 60 µg Cr/1 tendono a produrre un numero minore di uova e neonati

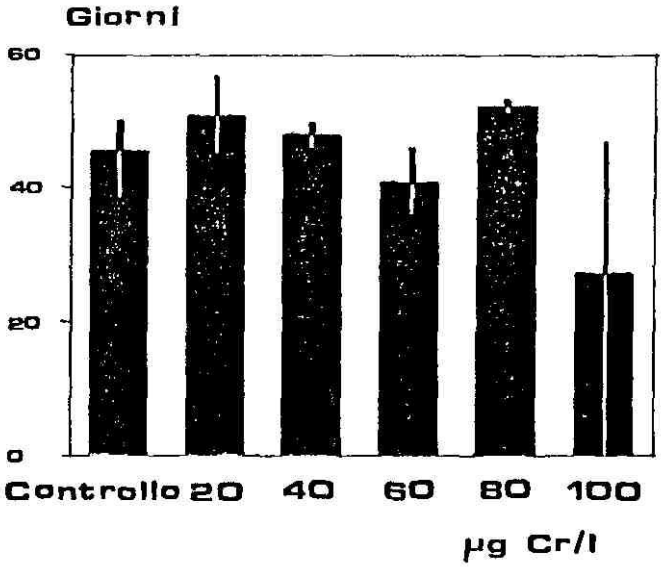


Fig. 2 - Aspettativa media di vita (e_0). Per ciascuna concentrazione la linea verticale sovrapposta all'istograrnma individua i rispettivi valori minimo e massimo.

rispetto a quelli trattati alle altre concentrazioni; una tendenza in senso opposto si osserva dopo esposizione a 80 µg/1. La forte variabilità nel tasso netto di riproduzione degli individui esposti alla concentrazione massima è ancora una volta da attribuire essenzialmente al numero esiguo di individui osservati.

Dal confronto dei risultati ottenuti (Fig.3) risulta altresì come il numero medio di neonati prodotti da ciascuna femmina nell'arco di un intero ciclo vitale sia sostanzialmente inferiore al numero medio di uova deposte e come altresì la percentuale di uova non schiuse risulti ridotta in individui esposti a concentrazioni progressivamente crescenti. Ciò sembrerebbe indicare che le madri sopravvissute ad uno stress più intenso possono essere considerate, almeno da questo punto di vista, potenzialmente più efficienti nella riproduzione.

Tale fenomeno non è comunque tale da consentire un eguale sviluppo delle coorti. Sia la fecondità che la fertilità ponderata per la sopravvivenza (Fig. 4) risultano nell'arco dell' intero ciclo vitale fortemente ridotte tra 40 e 60 µg/1.

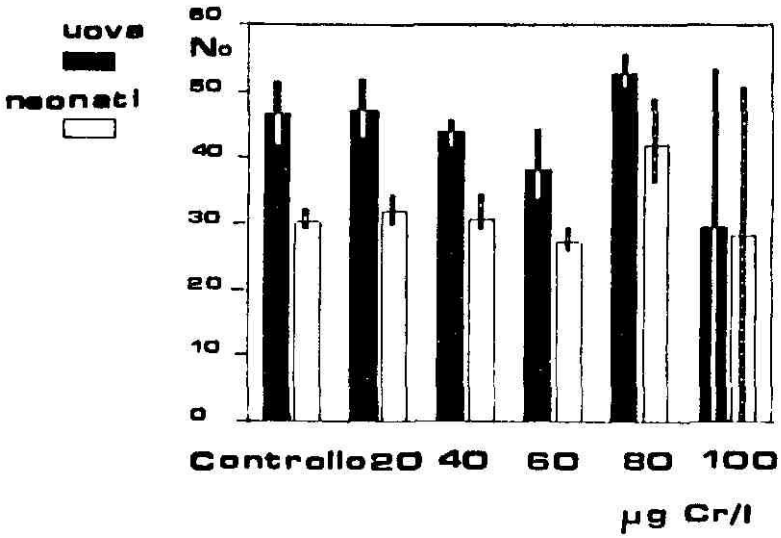


Fig. 3 - Numero di uova e di neonati prodotto mediamente Da ciascuna femmina nell' arco di vita. Le linee verticali indicano i valori minimo e massimo.

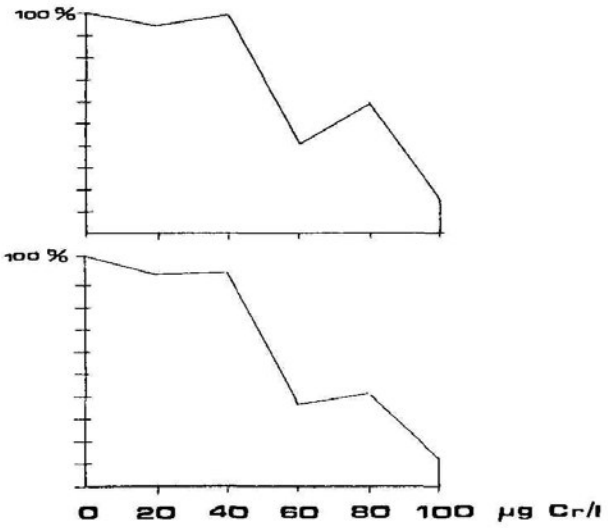


Fig. 4 - Variazione di fertilità (A) e fecondità (B) ponderate per la sopravvivenza relative ai rispettivi valori per il controllo posto pari al 100%.

In figura 5 sono riportate le curve di crescita teorica ottenibili in un tempo pari all'aspettativa media di vita (e_0) a partire da un sopravvissuto sottoposto ai differenti livelli di esposizione al tossico prescelto, avente un tasso intrinseco di accrescimento (a) pari a quello ottenuto dalle "life tables" alle diverse concentrazioni (Margalef, 1974). Dall'analisi delle curve ottenute si evidenzia come organismi esposti a 20, 40 o 80 µg Cr/l presentino crescita essenzialmente simile: fortemente ridotta risulta al contrario la crescita della popolazione proveniente da soggetti trattati a 60 µg Cr/1 {1/3 rispetto alle altre concentrazioni} mentre, per le ragioni precedentemente evidenziate, a 100 µg la popolazione risulta avere crescita quasi nulla.

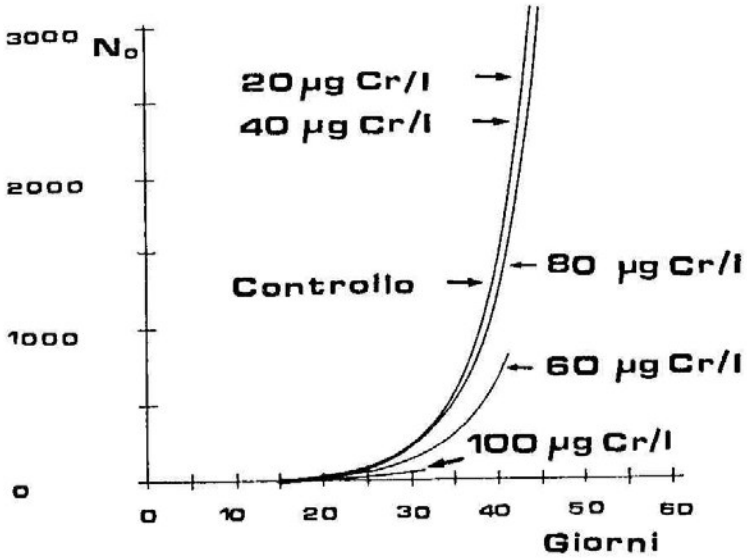


Fig. 5 - Curva teorica di crescita di Daphnia obtusa esposta alle differenti concentrazioni del tossico.

4. CONCLUSIONI

Dall' esame dei risultati ottenuti si può evidenziare come popolazioni sottoposte a un breve stress possano riportare conseguenze a lungo termine essenzialmente causate da modificazioni nei parametri demografici e riproduttivi

anche a concentrazioni, considerabili sulla base delle risultanze dei tests di tossicità acuta, non a rischio.

Anche i limiti proposti potrebbero dunque non essere sufficientemente protettivi in quanto non tengono conto dei danni conseguenti a una seppur breve esposizione.

Qualora infatti l' ambiente che ospita la D. obtusa raggiungesse alcuni valori limite proposti per la protezione acquatica (Fig. 6), vale a dire 5 µg (Mance, Brown, Gardiner and Yates, WRC 1984), 25 µg Cr/1 (Marchetti, 1986), 40 µg (Taylor, Reeder and Demayo, 1979) dopo un periodo di esposizione di 48 ore tale specie manifesterebbe una mortalità pari allo 0%, 3%, 29%, rispettivamente. Il valore di 40 µg/l, evidenziato peraltro dall'esame sintetico delle lxmx, rappresenta dunque una soglia a rischio. Dopo un tempo pari ali1 aspettativa media di vita la popolazione ottenuta a partire dagli organismi trattati a 40 µg Cr/1 avrebbe infatti teoricamente 956 individui in meno rispetto al controllo (3295).

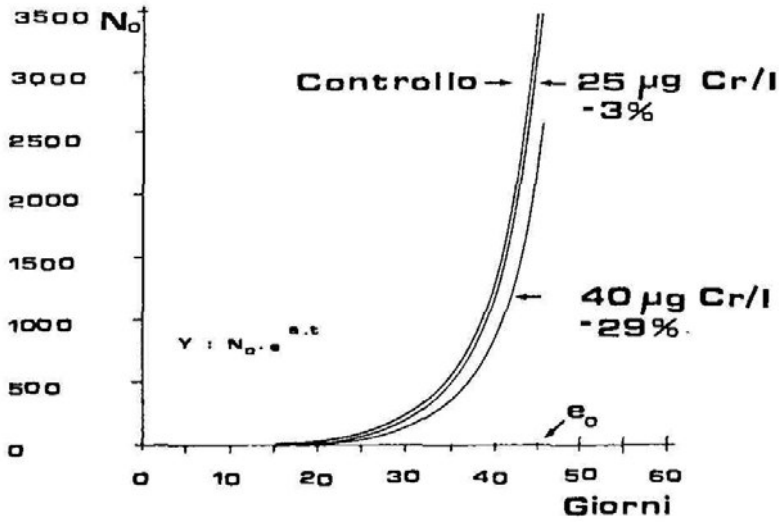


Fig. 6 - Curva teorica di crescita assumendo che la coorte iniziale sia stata esposta a diverse concentrazioni di cromo esavalente per 48 ore.

Una mortalità del 29% potrebbe dunque incidere sulla crescita delle popolazioni di D. obtusa e, di conseguenza, sull'intera rete trofica.

BIBLIOGRAFIA

ASTM Subcommittee E35.21 on Safety to Man and Environment; 1978 - Proposed working document for the development of an ASTM draft standard on standard practice for a laboratory testing scheme to evaluate hazard to non-target aquatic organisms. In: Estimating the hazard of chemical substances to aquatic life. Cairns J. Jr., Dickson K.L., and Maki A.W. (Eds.). ASTM Spec. Tech*. Publ., 657 pp., 202-237.

Badouin M.F. and Scoppa P.; 1974 - Acute toxicity of various metals to freshwater zooplankton. Environ. Contam. Toxicol. Bull., 12, 745-751.

Buikema A.L. Jr., Niederlehner B.R., and Cairns J. Jr.; 1982 - Biological monitoring. Part IV - Toxicity testing. Water Res., 16, 239-262.

Cairns J. Jr., Buikema A.L. Jr., Heath A.G., and Parker B.C.; 1978 - Effects of temperature on aquatic organism sensitivity selected chemicals. Virginia Water Resources Research Center, Virginia Polytechnic Institute and State University, Bulletin 106.

Dave G., Andersson K., Berglind R., and Hasselrot B.; 1981 -Toxicity of eight solvent extraction chemicals and of cadmium to water fleas, Daphnia magna, rainbow trout, Salmo gairdneri, and zebrafish, Brachydanio rerio. Comp. Biochem. Physiol., 69 C, 83-98.

de Bernardi R., and Manca M.; 1982 - The consequences of life history strategies on competition between cladocerans. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 40, 145-161.

EEC-Directive 67/548/EEC; 1979 - Sixth amendment. Council of the European Communities. Off. J. Eur. Commun., L 259/24.

Finney D.J.; 1971 - Probits analysis. Cambridge Univ. Press, London.

Goulden .C.E., Conotto R.M., Hendickson Y.A.jr., Honig L.L., and Johnson K.L.; 1982 - Procedures and recommendetions for the culture and use of Daphnia in bioassay studies.

Guglielmucci G., Baudo R., Galanti G., and Varini P.G.; 1981 - Toxicity of chemical forms of copper and chromium. Part II. Acute mortality of Daphnia magna Straus. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 39, 263-280.

Hrbàckovà M.; 1974 - The size of primiparae and neonates of Daphnia hyalina Leydig (Crustacea : Cladocera) under natural and enriched food conditions. Vest. Cs. Spol. Zool. Tom. 38, 2, 98-105.

Mance G., Brown V.M., Gardiner J., and Yates J.; 1984 -Proposed environmental quality standards for list II substances in water. Chromium. WRC Tech. Rep. TR 207, 49 pp.

Marchetti R.; 1986 - Soglie di sicurezza dei metalli in relazione alla conservazione della vita acquatica dulcicola e marina. Manoscritto.

Margalef R.; 1974 - Ecologia. Ediciones Omega. S.A.Barcelona: 951 pp.

Müller H.G.; 1980 - Experiences with test systems using Daphnia magna. Ecotoxicol. Environ. Safety, 4, 21-25.

OECD; 1979 - Report on the assessment of potential environmental effects of chemicals; the effects on organism other than man and on ecosystem. Chemical Group Chemicals Testing Programme, Vol. l, OECD, 28 pp.

Peters R.H.; 1987 - Daphnia culture. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 45, 483-495.

Seber G.A.F.; 1973 - The estimation of animal abundance and related parameters. Griffin, London, 506 pp.

Taylor M., Reeder S.W., and Demayo A.; 1979 - Guidelines for Surface Water Quality. Vol.1. Inorganic Chemical Substances. Chromium. Inland Water Directorate, Water Quality Branch, Ottawa, Canada, 9 pp.

ATTI DELL'8°CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1-3 GIUGNO 1988 da pag. 317 a pag. 328

SISTEMAZIONE SULLA SPIAGGIA SOMMERSA DI LAVAGNA (LIGURIA ORIENTALE) DI UNO STRUMENTO PER LA RILEVAZIONE AUTOMATICA DEL MOTO ONDOSO AL PREFRANGIMENTO (+)

CORRADI N.*, CORTEMIGLIA G.C.**

* Dipartimento di Scienze della Terra - Sezione di Geologia Corso Europa, 26 - 16132 Genova

RIASSUNTO

Vengono descritti i dati tecnici di uno strumento appositamente studiato per registrare le caratteristiche del moto ondoso sottocosta.

Tale strumento di registrazione, posizionato sulla spiaggia sommersa di Arenelle, alla batimetrica di m 8,5, trasmette i dati rilevati, via cavo coassiale, ad una unità di acquisizione collegata ad un personal computer, sistemata a terra in una zona protetta dal molo di sottoflutto del porto turistico di Lavagna.

La registrazione delle caratteristiche ondametriche viene effettuata in continuo per 15 minuti primi, intervallati da un analogo periodo di tempo in cui il calcolatore effettua, attraverso un apposito programma, le necessarie elaborazioni registrandone poi su cassetta magnetica i relativi risultati.

Si è così in grado di raccogliere in continuo 12 ore di registrazione giornaliera del moto ondoso sottocosta, di cui vengono forniti i primi risultati ottenuti, relativi al primo quadrimestre dell'anno 1988.

SUMMARY

A description is given of technical particulars of an instrument, specificali developed to record the wave motion near and along the shore.

This recording instrument, installed on the submersed beach at Arenelle, at 8.5 m bathymetric line, transmits the input data collected by an acquisition unit, by means of a coaxial cable to a personal computer located on shore in a

(+) Lavoro eseguito con il contributo del Ministero P.I. 40%

sheltered zone protected by the underwater groyne of the Lavagna Marina.

Wavemeter readings are taken for 15 minutes and continuously recorded, alternated with intervals of the same lenghth during which these input data are computer processed and the results are tape recorded.

It is thus possible continuously to record the wave motion along the coastline for 12 hours per day. The first results thus obtained, referred to the first four months of 1988 are reported in this paper.

1. INTRODUZIONE

La piana dell'Entella rappresenta la più ampia spiaggia deposita della Liguria orientale, in quanto si estende dal Gruppo del Sale, ad W, verso le Rocche dì S. Anna, ad E, per una lunghezza di 9.103 m.

La formazione di tale piana, secondo la ricostruzione proposta da Cortemiglia G.C. (1987), avvenne soprattutto in età storica olocenica, in quanto dall'epoca romana al 1810, la sua progradazione comportò un avanzamento della linea di riva dall'attuale posizione del ponte dei Fieschi sull'Entella sino a circa la metà della lunghezza della radice del molo di sopraflutto del porto turistico di Lavagna.

Successivamente a tale data e soprattutto a far tempo dal 1830, con la realizzazione della foce armata sull'Entella, che ha praticamente eliminato la funzione morfologica della piana deltizia e fortemente condizionato la costruzione del fronte del delta e del prodelta, nonché con la continua crescente pressione d'uso esercitata sul litorale, valutata da Cortemiglia G.C. (1988) con un coefficiente strutturale di 0,90, si sono manifestati sempre più intensi fenomeni erosivi, talora ad effetto collassante, descritti da Cortemiglia G.C. (1978, 1986 a e 1986 b).

Lo studio svolto da Cortemiglia G.C. (1979 a, 1979 b) , sulla dinamica litorale e sulle sue modificazioni conseguenti ai precitati interventi antropici, ha permesso di evidenziare la presenza di una "surf zone" contenuta entro la fascia batimetrica dei 6 e di una prima linea dei frangenti (zona dei frangenti) sviluppata tra le batimetriche di 6 ed 8 m.

All'interno di tale "surf zone" risulta sviluppato un sistema correntizio da moto ondoso costituito da "longshore current" e da "rip current", le cui caratteristiche,

descritte da Cortemiglia G.C. (1979 a), evidenziano velocità massimali di 72 cm/sec per le "longshore current" e di 44,2 cm/sec per le "rip current".

Una caratteristica peculiare di siffatto sistema correntizio da moto ondoso, responsabile di tutte le modificazioni erosive subite dal litorale, risulta la costante posizione assunta dalle "rip current" lungo tutto lo sviluppo longitudinale della spiaggia.

A tale uniformità di posizionamento delle "rip current" si associa altresì 1'altra significativa caratteristica che, dalla zona di frangimento alla riva, l'altezza delle onde subisce un'incentivazione notevole con una crescita continua, sino a raggiungere valori massimali nella zona di battigia, dove si scarica con tipici frangenti a cascata (ultima linea dei frangenti).

Al fine di ricercare una correlazione tra caratteristiche morfologiche della spiaggia e del sistema correntizio nella fase del postfrangimento con quelle del moto ondoso è stata posta in funzione una stazione di misurazione ondametrica nella zona di immediato prefrangimento.

Lo scopo del presente lavoro è pertanto quello di descrivere la strumentazione utilizzata e di riferire sulla sua prima fase di installazione.

2. UBICAZIONE DELLA STAZIONE ONDAMETRICA

II rilevamento diretto dello stato del mare è stato impostato per ottenere misurazioni delle caratteristiche geometriche delle onde in una zona della spiaggia sommersa immediatamente precedente la prima linea dei frangenti ed in posizione sufficientemente lontana da opere marittime in grado di comportare modificazioni sul profilo e sulla direzione delle onde.

A tale fine è stata prescelta una zona di fondale antistante la spiaggia di Lavagna, nel suo tratto denominato Arenelle e prospiciente il Casello 44 delle Ferrovie dello Stato, posizionandovi un ondametro di tipo a pressione, con trasmissione a terra dei dati rilevati ad una unità di acquisizione e di elaborazione (fig. 1).

Per la posa in opera e 1'ancoraggio dell'ondametro sul predetto fondale, è stato realizzato un plinto in calcestruzzo armato a base quadrata di lato 1,5 m ed altezza di 0,5 m, dotato di quattro anelli di alaggio ai lati e di un foro cilindrica centrale di 12 cm di diametro portante

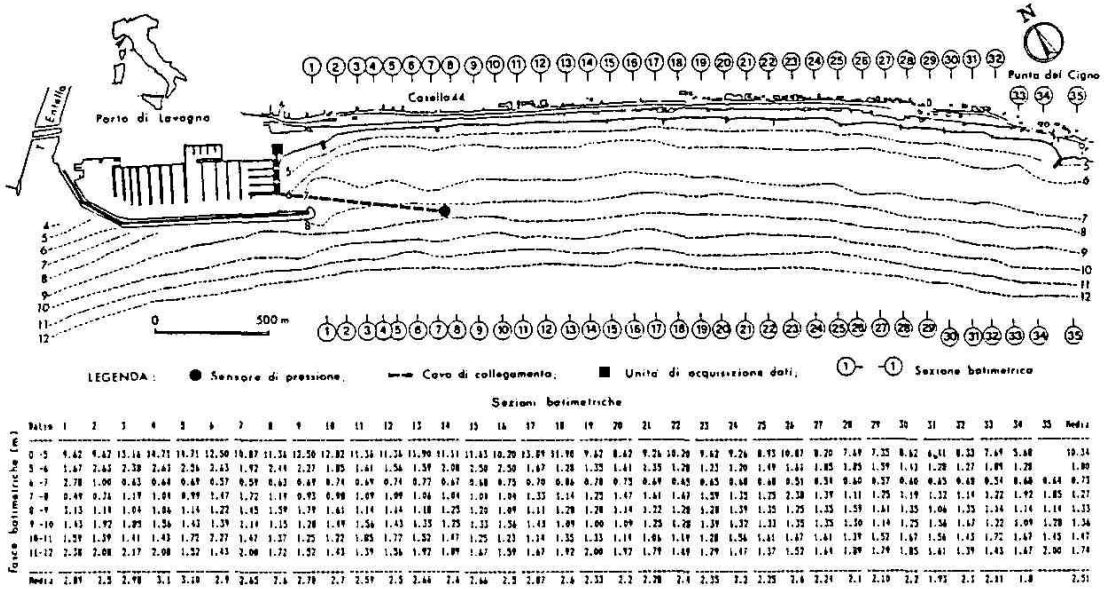


Fig. 1 - Litorale di Lavagna con l'ubicazione sulla spiaggia sommersa dell'ondametro per la registrazione del moto ondoso al prefrangimento e con l'indicazione della pendenza, espressa in percento, lungo i profili batimetrici riportati sulla planimetria.

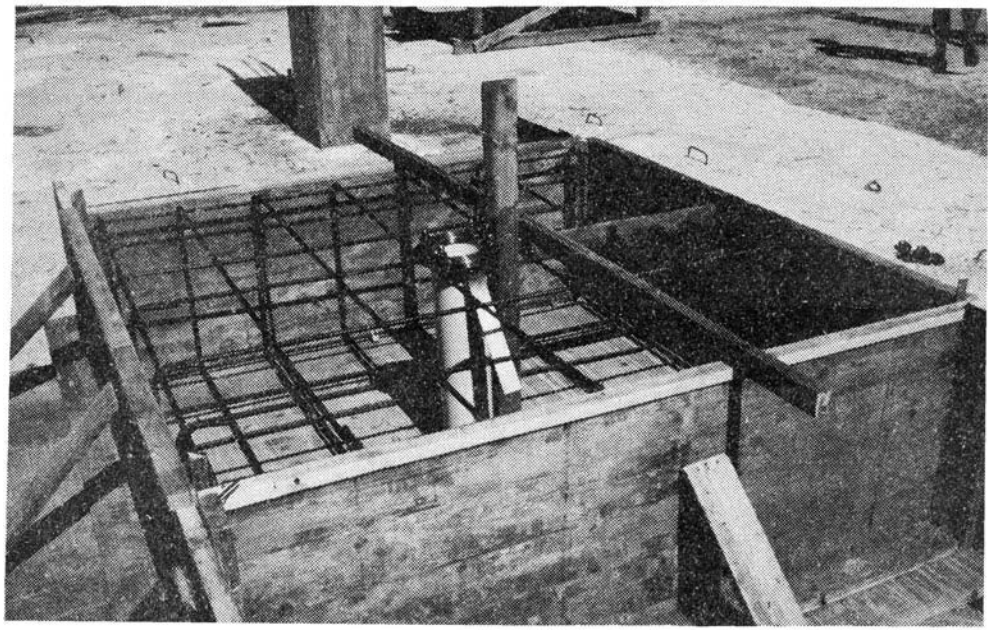


Fig.- 2 - Cassero ed armatura del plinto di ancoraggio dell'ondametro.

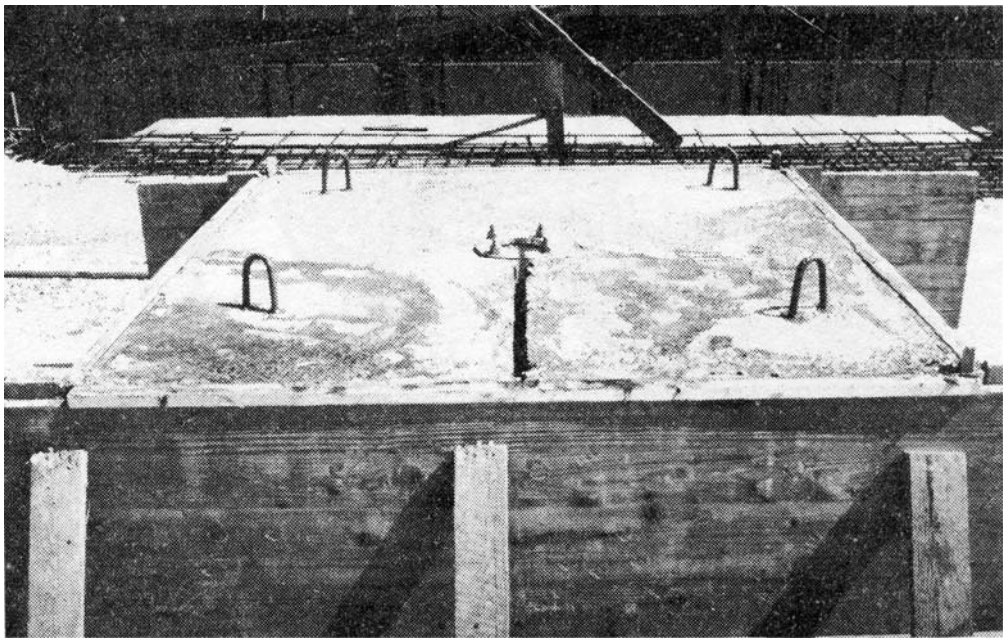


Fig. 3 - Plinto con flangia centrale di ancoraggio dell'ondametro e con scanellatura di uscita del cavo coassiale.

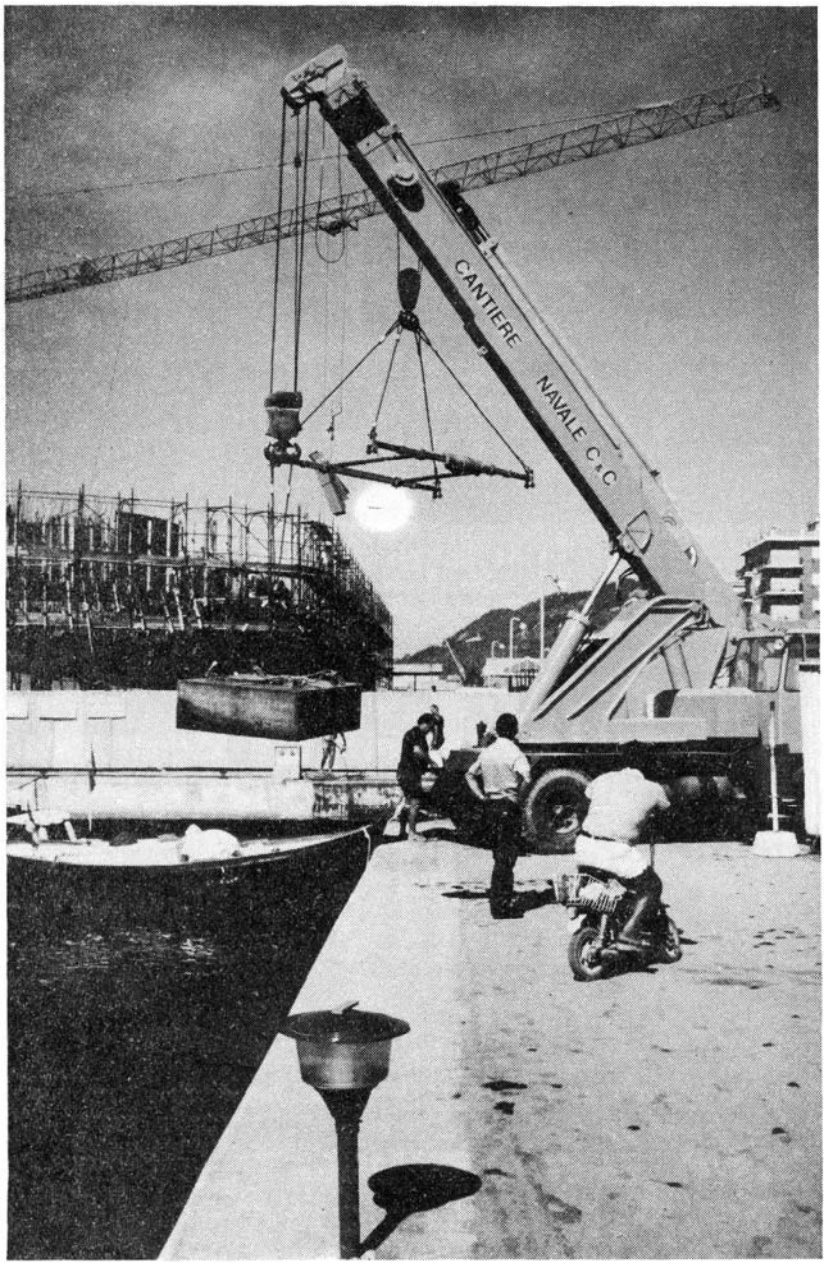


Fig. 4 - Alaggio e messa in acqua del plinto di ancoraggio dell'ondametro

superiormente una flangia per 1'immorsatura del sensore a pressione (figg. 2 e 3). Il plinto, risultato dotato di un volume di 1,10 mc e di un peso di 2,64 tonnellate, è stato trasportato (figg. 4 e 5) e posto sul fondale alla batimetrica di 8,5 m, per cui il sensore di pressione, immorsato alla flangia posta al centro, si trova posizionato ad 8 m di profondità.

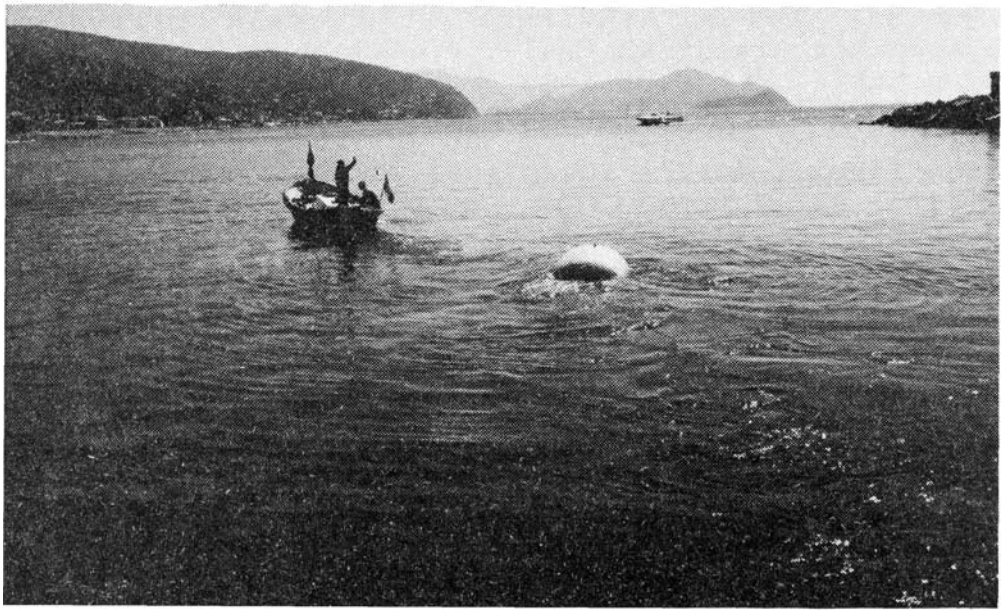


Fig 5 - Trascinamento per galleggiamento del plinto di ancoraggio dell'ondametro fino al punto di messa in posto sul fondale.

La spiaggia sommersa in questo punto presenta, tra la battigia e l'isobata di 12 m, una pendenza media di 2.65% (1,19°), mentre tutta la fascia batimetrica litorale tra la battigia e l'isobata di 12 m, compresa tra il porto di Lavagna ed il pennello del Cigno, presenta mediamente, come mostra la fig. 1, una pendenza del 2.51% (1,13°).

Il fondale su cui è stato posto l'ondametro risulta costituito da "sabbia fine" (0,125 - 0,250 mm) ed in particolare l'area con raggio di 150 m circostante il punto di messa in posto del plinto mostra un sedimento di fondo mobile con diametro medio di 0,171 mm.

3. CARATTERISTICHE DEL SENSORE DI PRESSIONE

L'apparecchiatura di misurazione, immorsata sulla flangia posta centralmente al plinto d'ancoraggio al fondo,

risulta costituita da un sensore di pressione a "strain gage", configurati a ponte di Wheatstone, alimentato da una tensione di 5 Volt, in grado di fornire in continuo segnali delle differenze dinamiche di pressione proporzionali al tirante d'acqua istantaneo soprastante il sensore.

Sulla parte basale del sensore, allocata nella cavità centrale del plinto, un connettore stagno collega il trasduttore ad un cavo coassiale a 12 canali con sviluppo lineare di 1100 m, inviando il segnale rilevato, ad un'apparecchiatura di analisi e ricezione delle informazioni posta a terra "in "posizione protetta" contro il molo di sottoflutto del porto di Lavagna.

II sensore è tarato per un utilizzo in condizioni di mare con livelli idrici istantanei compresi tra 0 e 12 m.

Tale sensore rileva pertanto, attraverso un trasduttore, le escursioni di pressione dinamica indotte dalle variazioni del pelo libero, le guaii, come indicato da Ragone A. (1977), risultano tra loro legate da un coefficiente di proporzionalità indicato da Scarsi G. e Stura S. (1972) come "fattore di risposta" dell'ampiezza d'onda.

Siffatto fattore di risposta, per le condizioni di sperimentazione relative a questo fondale, risulta praticamente assimilabile all'unità, per cui, tarato il sensore di pressione in base ai valori ritrovati, i dati cosi rilevati vengono trasmessi via cavo all'apparecchiatura di ricezione e di analisi posta a terra.

4. CARATTERISTICHE DELL'APPARECCHIATURA DI ACQUISIZIONE DATI

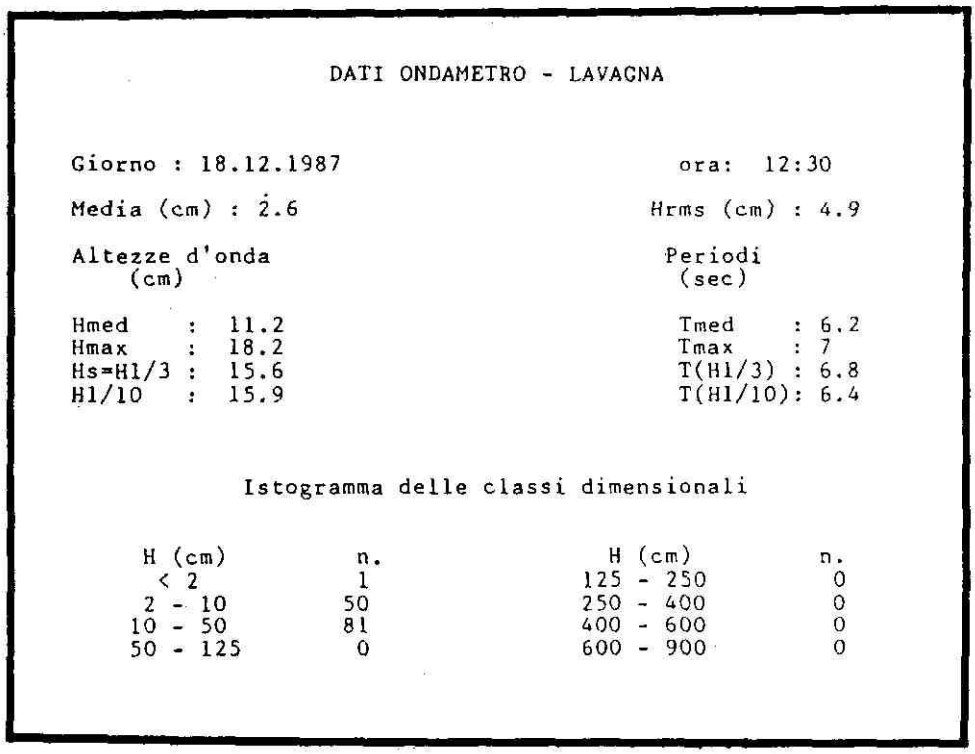
II sensore di pressione rileva in continuo i valori del tirante d'acqua istantaneo ad esso soprastante per un intervallo temporale di 15 minuti primi seguito da un analogo periodo di tempo in cui un elaboratore provvede ad analizzare i dati rilevati.

Il calcolatore è fornito di un programma in grado di elaborare i dati di registrazione in continuo, campionandoli alla frequenza di 2 Hz, per ricavarne soltanto la componente fondamentale dell'onda.

Il programma, sulla base della determinazione del valore medio o media aritmetica di tutti i valori acquisiti, di cui annota altresì la deviazione standard (valore efficace), effettua la ricostruzione delle onde rilevate calcolando i vari passaggi per tale valore medio (zero

crossing), provvedendo così alla numerazione delle onde acquisite.

Per ciascuna delle onde così individuate, il programma ne calcola il periodo e l'altezza.



DATI ONDAMETRO - LAVAGNA

Giorno : 18.12.1987 ora: 12:30

Media (cm) : 2.6 Hrms (cm) : 4.9

Altezze d'onda (cm)			Periodi (sec)		
Hmed	:	11.2	Tmed	:	6.2
Hmax	:	18.2	Tmax	:	7
Hs=H1/3	:	15.6	T(H1/3)	:	6.8
H1/10	:	15.9	T(H1/10)	:	6.4

Istogramma delle classi dimensionali

H (cm)	n.	H (cm)	n.
< 2	1	125 - 250	0
2 - 10	50	250 - 400	0
10 - 50	81	400 - 600	0
50 - 125	0	600 - 900	0

Fig. 6 - Schema delle registrazioni dello stato del mare effettuate ogni 15 minuti sul fondale di Lavagna.

Il programma, dopo aver così individuato le singole onde acquisite, svolge le seguenti elaborazioni:

1 - calcolo dell'altezza d'onda inedia, come media aritmetica, di tutte le onde acquisite (Hmed);

2 - calcolo del periodo medio, come media aritmetica, di tutti i periodi registrati (Tmed); ;

3 - calcolo della deviazione standard (valore efficace) di tutti i valori acquisiti (Hrms);

4 - ricerca dell'altezza e del periodo massimali (Hmax, Tmax);
5 - ricerca del terzo delle onde più alte e relativo calcolo dell'altezza e del periodo medi (Hl/3, T(Hl/3));
6 - ricerca del decimo delle onde più alte e relativo calcolo dell'altezza e del periodo medi (H1/10, T (H1/10J);
7 - suddivisione di tutte le altezze d'onda registrate nelle classi dimensionai i previste dal codice n° 3700 dell'O.M.M. per la descrizione dello stato del mare.

I risultati dei calcoli vengono quindi inviati ed archiviati su un registratore a nastro magnetico, il cui cambio, eseguito ogni 15 giorni, fornisce la stampa dei risultati delle elaborazioni descritte secondo lo schema riportato nella fig. 6.
Lo schema relativo alla apparecchiatura di rilevazione del moto ondoso è riportato in fig. 7.

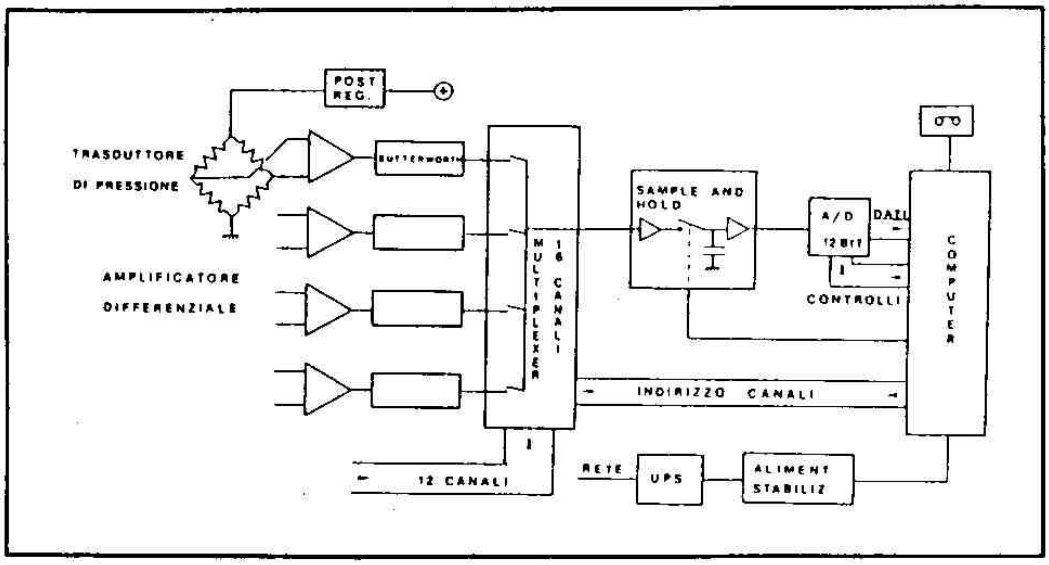


Fig. 7 - Schema tecnico relativo all'apparecchiatura di acquisizione, trasmissione, elaborazione e registrazione dei dati ondametrici di cui alla fig. 6.

5 . BIBLIOGRAFIA

AIPCN (1976) - Rapport final de la Commission Internationale pour l'étude des effets des lames. Annexe au Bulletin n. 25, vol. III, 1-27.

CAVALIERI L. & ROSSI G. (1978) - Considerazioni preliminari sulle misure del moto ondoso. La rete di ondametri dell'Enel. Enel Dir. Studi e Ric. Idr. Strut., rel. 42/22v, 1-15.

CORTEMIGLIA G.C. (1978) - Le modificazioni dell'assetto strutturale del litorale di Lavagna quale fattore erosivo della spiaggia. Mem. Soc. Geol. It., vol. 19, 369-380.

CORTEMIGLIA G.C. (1979 a) - Caratteristiche correntometriche della surf zone di un tratto di litorale di Lavagna (Liguria Orientale) . Atti del Convegno Nazionale per la-Difesa del Litorale di Chiavari, Lavagna e Sestri Levante dall'erosione marina, Cavi di Lavagna 18-19 maggio 1979, 77-101.

CORTEMIGLIA G.C. (1979 b) - I fattori dinamici dell'erosione sulla spiaggia di Cavi di Lavagna (Liguria orientale). Atti del Convegno Nazionale per la Difesa del Litorale di Chiavari, Lavagna e Sestri Levante dall'erosione marina, Cavi di Lavagna 18-19 maggio 1979, 103-116.

CORTEMIGLIA G.C. (1986a) - Le modificazioni antropiche sulle spiagge quale fattore evolutivo del loro stato di equilibrio dinamico. Atti XXIV Congr. Geogr. Ital., Torino 26-31 maggio 1986.

CORTEMIGLIA G.C. (1986b) - L'erosione sui litorali e la tecnologia degli interventi di protezione e di salvaguardia. Quad. Ist. Geol. Univ. Genova, anno 7, n. 1, 3-16.

CORTEMIGLIA G.C. (1987) - Alcuni dati sulla modalità di progradazione della piana dell'Entella (Liguria orientale) in epoca storica. Geogr. Fis. Dinam. Quat., vol. 10, fase. 2.

CORTEMIGLIA G.C. (1988) - Impatto ambientale delle strutture a mare della costa ligure. Mari e coste italiani: usi e tutela, Patron Editore, Bologna.

CORTEMIGLIA G.C., LAMBERTI A-, LIBERATORE G.F., STURA S. & TOMASICCHIO U. (1981) - Effetto della costruzione di opere portuali sulla variazione della linea di riva lungo le coste italiane. Note e Pubbl. Ing. Idraulica Ist. Ing. Civ., Firenze, n. 24, 1-52.

CORTEMIGLIA G.C. & TERRANOVA R. (1978) - Realizzazione di una spiaggia artificiale a Lavagna (Liguria orientale). Mem. Soc. Geol. It., vol. 19, 381-387.

FISHER J. & DOLAN R. (1977) - Beach processes and coastal hydrodynamics. Beach Papers in Geol., Benchmark Book Series, vol. 39, 382 pp.

GALEATI G, & TOMASINO M. (1982) - Rilievi di moto ondoso in siti di interesse dell'Enel. L'Energia Elettrica, n. 8, 315-324.

RAGONE A. (1977) - Installazione di una stazione ondametrica in località Ginosa Marina. Criteri per il rilevamento e la elaborazione dei dati. Convegno Metodologie di acquisizione e apparecchiature per la misura delle grandezze idrologiche e marittime, Portici, 10 giugno 1977, 1-19.

SEYMOUR R.J. & SESSIONS M.H. (1976) - Fifteenth Coastal Engineering Conference. Honolulu 11-17 july 1976, 60-71.

SNODGRASS F. E. & PUTZ R.R. (1958) - A wave height and frequency meter. Proc. Sixth Conf. Coastal Eng., 209-230.

TELEKI P.G., MUSIALOWSKI F.R. & PRINS D.A. (1976) Measurement Techniques for Coastal Waves and Currents. U.S. Army Corps Eng. Coastal Eng. Res. Center, Miscellaneous Report n. 76-11, 76 pp.

ATTI DELL'8°CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1-3 GIUGNO 1988 da pag. 329 a pag. 335

INDAGINI SULLO STATO TROFICO DEGLI INVASI DELLA SARDEGNA: LA PRODUTTIVITÀ PRIMARIA FITOPLANCTONICA E I NUTRIENTI ALGALI NEL LAGO LISCIA NEL 1987.

A.COSSU, N. SECHI

Istituto di Botanica, Università di Sassari

RIASSUNTO

Vengono riportati i risultati di un'indagine limnologica effettuata nell'invaso del Liscia (Sardegna settentrionale). Il lago presenta uno stato trofico molto elevato come mostrano le concentrazioni medie ponderate dei primi cinque metri della colonna d'acqua del fosforo totale (54 mg P m^{-3}), azoto inorganico (360 mg N m^{-3}), clorofilla a (23 mg m^{-3}) e produttività primaria (max 1,8 g C $m^{-2}d^{-1}$}. Vengono effettuate alcune considerazioni sulla metodologia per la valutazione della produttività primaria in relazione alla radiazione fotosinteticamente attiva nella zona fotica.

SUMMARY

Lake Liscia, a reservoir located in Northern Sardinia (Italy), was investigated from March to December 1987 in order to asses its main chemical and biological variables. The results show a eutrophic status: the mean concentrations of total phosphorus (54 mg P m^{-3}), chlorophyll a (23 mg m^{-3}) and primary productivity (max 1,8 g C m^{-2} d^{-1}) are very high. Some considerations about the procedure of the primary productivity analysis and computation are reported.

INTRODUZIONE

II Lago dei Liscia è un invaso situato nella Sardegna settentrionale. Il volume massimo nominale è di 105 x 10^6 m^3 a cui corrisponde una superficie di 5,6 km^2 ed una profondità media di 18 m. Attualmente non vengono invasati più dì 35 x 10^6 m^3. Nel 1987 il volume di massimo invaso è stato di 30 x 10^6 m^3 a cui corrispondono una superficie di 2 km^2 ed una profondità media di 15 m mentre quello minimo è stato di 5 x $10^6 m^3$ a cui corrispondono una superficie di 0,5 km^2 ed una profondità media di 10 m.

Il bacino imbrifero ha un estensione di circa 279 Km^2 e vi gravitano cinque agglomerati urbani per complessivi 20.000 abitanti; i reflui si riversano direttamente in lago senza subire nessun trattamento.

Le acque del lago vengono utilizzate per gli usi irrigui, industriali e

* Lavoro eseguito con il contributo dell'ERSAT (Ente Regionale Assistenza Tecnica all'Agricoltura)

domestici; la popolazione servita è di circa 70.000 abitanti che nel periodo estivo arriva a circa 200.000.

Nel lago sono state svolte delle indagini (Marchetti, 1979; Cotta Ramusino e Rossaro, 1979; Sechi e Cossu, 1979) che hanno evidenziato uno stato trofico molto elevato. Questa situazione trova giustificazione dall'entità del carico teorico del fosforo (Sechi, 1986), pari a 24 t a^{-1} (16 t a^{-1} dalla componente domestica), rispetto al carico massimo tollerabile, calcolato secondo O.C.D.E. (1980), pari a 4,4 t $^{a-1}$.

Nel 1986 si è verificata una estesa moria di pesci ed inoltre gli impianti di potabilizzazione che trattano le acque de! lago hanno presentato inconvenienti più gravi del solito. Questi fatti hanno indotto l'avvio di indagini con l'obiettivo di seguire l'evoluzione del fenomeno trofico, di ve-rificare le conseguenze a livello di utilizzazione e di giungere alla quantificazione del bilancio dei nutrienti, in particolare del fosforo, al fine di ipotizzare le forme di intervento più opportune. Nell'ambito di queste ricerche un'importanza particolare è stata data alla stima della produttività primaria. Nei laghi artificiali della Sardegna non sono stati mai eseguiti studi di produttività con il ^{14}C.

METODI

I campionamenti sono stati eseguiti, con cadenza quindicinale da marzo a dicembre 1987, in una stazione prossima alla diga alle profondità 0; 1; 2,5; 5; 7,5; 10; 15; 20 e 30 m. Sono stati analizzati: la temperatura; la trasparenza con disco di Secchi; l'azoto ammoniacale, il fosforo reattivo e totale (Strickland and Parsons, 1968); l'azoto nitrico (Rodier, 1971); la clorofilla a (Golterman, Clymo and Ohnstad, 1978) correggendo la concentrazione finale dell'acidificazione a 3 x 10^{-3} M HCl; la produttività primaria (Schindler, 1972) con esposizione di 4 ore, dalle ore 11 alle ore 15, in ciascuna della prime quattro profondità, nelle quali sono state collocate tre bottiglie chiare ed una scura della capacità di 125 ml previa

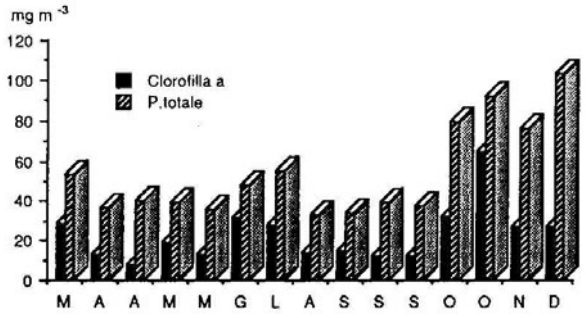


Fig. 1. Concentrazioni del P-tot e della clorofilla a

aggiunta di 100 o 150 µl di una soluzione di $NaH_{14}CO_3$ con un attività di 20 µCi ml^{-1} (N.E.N. Chemical).

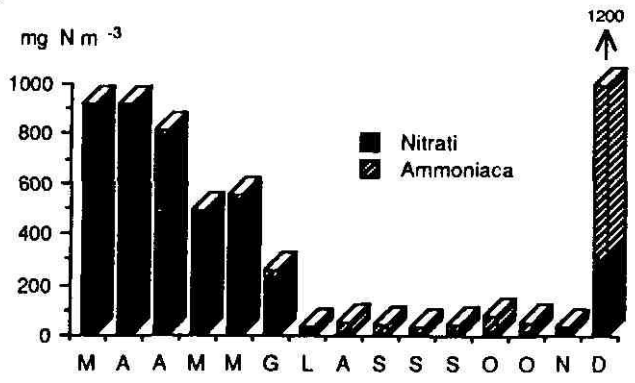


Fig. 2. Concentrazioni dell'azoto minerale

Successivamente i campioni sono stati acidificati e fatti gorgogliare senza filtrazione (Gachter et al., 1984), versati in vials contenenti un liquido scintillante (P.C.S. Amersham Corporation) e letti con uno scintillatore liquido entro un'ora dal prelievo. Ai fini di integrare la stima della produttività primaria all'intera giornata è stata misurata la radiazione fotosinteticamente attiva (P.A.R. espressa in moli di quanti m^{-2}); a tal fine è stato utilizzato un data logger (mod. LI 1000 della LI-COR) programmato per integrare le misure di P.A.R ogni ora; lo strumento è stato dotato di un sensore onnidirezionale, capace di rilevare il P.A.R come P.P.F.F.R {Photosynthetic Photon Flux Fluence Rate), posto a 0,2 m di profondità. Dal mese di luglio lo strumento è stato dotato di un secondo sensore, identico al primo, collocato a 2,5 m di profondità per valutare la quantità di energia negli strati fotici più profondi ed avere una stima dell'estinzione sulla colonna d'acqua. Il calcolo della produttività giornaliera è stato effettuato moltiplicando la produttività del periodo di incubazione per il rapporto tra il P.A.R. giornaliero e quello dello stesso periodo d'incubazione.

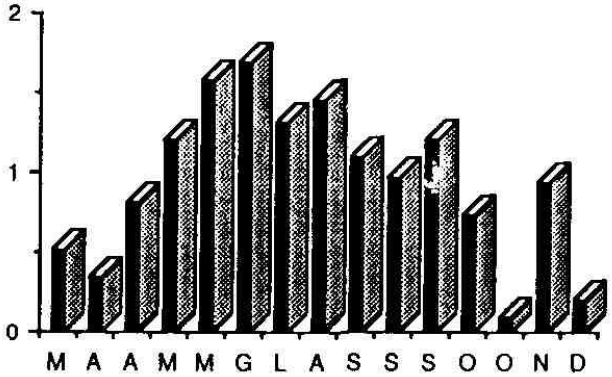


Fig. 3 . Valori di produttività primaria

RISULTATI

I risultati esposti si riferiscono alla colonna d'acqua fino a 5 metri (medie ponderate).

Nel periodo in esame i valori della trasparenza sono abbastanza contenuti con un minimo di 1 m in luglio ed un massimo di 2,6 m in aprile. Il valore medio risulta di 1,4 m. Il minimo della temperatura (10 °C) si riscontra in marzo ed il massimo (25 °C) nei mesi di agosto e di settembre, durante i qua-

li si verifica la massima stratificazione (7 °C) tra la superficie e i 10 m di profondità. Le concentrazioni medie del fosforo reattivo e totale sono rispettivamente di 5 mg P m^{-3} e di 54 mg P m^{-3}; la forma totale (fig. 1) arriva ad un massimo di 100 mg P m^{-3} e non va sotto i 35 mg P m^{-3} mentre quella reattiva, che presenta i massimi di 16 mg P m^{-3} in aprile, nel periodo estivo viene del tutto deplesso. L'azoto nella forma minerale (fig. 2) presenta una concentrazione media di 360 mg N m^{-3} con un massimo di 1300 mg N m^{-3} in dicembre e minimi al di sotto dei 50 mg N m^{-3} nel periodo estivo; si può notare come la componente più importante, nel periodo primaverile, sia l'azoto nitrico mentre, in estate, benché in concentrazioni molto basse è l'azoto ammoniacale l'unica fonte disponibile. In dicembre con la rottura definitiva della stratificazione termica l'ammoniaca è presente con valori elevatissimi.

La concentrazione media della clorofilla a (fig. 1) è di 23 mg m^{-3} con picco di 60 mg m^{-3} nel mese di ottobre; il valore minimo è di 8 mg m^{-3} in aprile.

La produttività primaria (fig. 3) presenta un valore medio di 0,9 g C m^{-2} d^{-1}; i valori più elevati si riscontrano tra maggio e agosto con un massimo di 1,8 g C m^{-2} d^{-1} in giugno.

DISCUSSIONE

Un aspetto abbastanza rilevante che emerge dall'analisi preliminare dei dati è la stretta correlazione tra la produttività primaria e la temperatura ($P<0,05$) e il P.A.R. ($P < 0,01$) (fig, 4). Questo indicherebbe che nel L. Liscia, dove i nutrienti sono a livelli elevati di disponibilità, gli eventi produttivi sono condizionati principalmente dall'input energetico. E' evidente che in questi ambienti ad elevata trofia è molto importante la stima precisa del flusso energetico ai fine di quantificare la produttività primaria ed anche per capire meglio il funzionamento del sistema lacustre. Una vasta letteratura esiste su questi temi, in ambienti naturali (Vollenweider 1965, 1974; Tallig 1957, 1971; Falkowski, 1983; Bannister, 1983; Jewson et al., 1983; ecc.), molto meno invece in ambienti lacustri artificiali, dove le

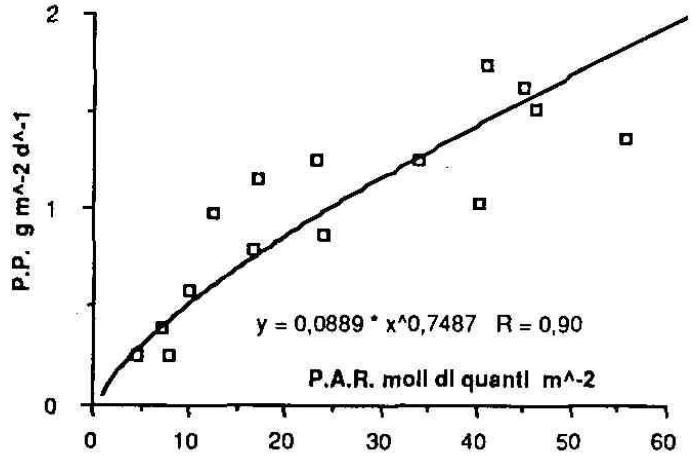


Fig. 4 - Relazione tra produttività primaria e P.A.R.,

dinamiche fisiche e biologiche si manifestano in modo a volte molto diverso {Barbanti et all, 1978). Nonostante il limite oggettivo dell'esiguità dei dati rilevati, alcune osservazioni possono essere fatte.

Il rapporto tra l'energia misurata nell'intera giornata e quella del periodo d'incubazione, tra le profondità di 0,2 m e 2,5 m, può essere significativamente diverso (tab. 1), con differenze anche dell'ordine del 16%, che si riflettono poi in maniera moltiplicativa sul computo della produttività totale del giorno; questo implica che le misure effettuate dopo il mese di luglio con due sensori sono più rappresentative della zona fotica. L'errore derivante dalla mancata misurazione nel periodo precedente del P.A.R. nello strato più profondo, in questo caso, è minimizzato dalla bassa produttività riscontrata negli strati più profondi.

Tab. 1 - Rapporto (r) tra le energie giornaliere e quelle del periodo di incubazione a 0,2 m e a 2,5 m

	r(0,2 m)	r(2,5 m)	diff.%
G	2,14	1,88	12,10
L	1,72	1,65	4,10
A	2,06	1,84	10,70
S	1,75	1,70	2,90
S	1,96	1,80	8,20
S	2,04	1,72	15,70
O	1,60	1,60	0,00
O	1,74	1,50	13,80
N	2,00	1,70	15,00
D	1,66	1,60	3,60

La disponibilità di due sensori permette inoltre di avere buone informazioni sull'evoluzione giornaliera dello spessore dello strato fotico dell'acqua basate sulla frazione di energia fotosinteticamente attiva. Rispetto all'informazione del disco di Secchi, che è una misurazione spesso legata alla soggettività dell'osservatore, o a quella proveniente dall'uso di cellule fotoelettriche, entrambe misure puntiformi che risentono delle condizioni metereologiche del momento o delle condizioni di trasparenza non necessariamente statiche per l'intera giornata, questo tipo di misurazione offre un indice obbiettivo essendo un valore integrato per l'intero periodo di illuminazione; inoltre, avendo la possibilità di scandire la misura per periodi anche brevi (10') può dare informazioni, anche di dettaglio, sulla dinamica giornaliera dello strato

h	14 luglio	18 agosto
6.00	11,40	3,80
7.00	11,20	3,80
8.00	10,30	5,20
9.00	8,30	4,20
10.00	8,70	3,40
11.00	9,60	3,70
12.00	11,50	3,40
13.00	12,10	3,10
14.00	10,10	2,50
15.00	7,60	1,90
16.00	6,70	2,10
17.00	7,20	2,40
18.00	6,00	2,50
19.00	6,20	2,60
20.00	6,50	2,70

Tab. 2 - Attenuazione % del P.A.R. tra 0,2 m e 2,5 m di profondità in due campionamenti

fotico. A titolo esemplificativo si riportano (tab. 2) le attenuazioni percentuali tra l'integrazione oraria del P.A.R. a 0,2 m e 2,5 m di due campionamenti estivi; è evidente come le variazioni orarie possono essere significative.

L'uso di due sensori per il rilevamento del P.A.R. in laghi artificiali, sembra pertanto necessario per stime accurate di produttività; alcuni autori {Jewson et al., 1983) addirittura consigliano, in ambienti naturali, l'uso di un sensore per ogni livello di incubazione; i risultati sperimentali ottenuti in questo caso inducono a ritenere forse eccessiva questa ipotesi in quanto quasi tutta la produttività si manifesta nei primi 2,5 m per la maggior parte dei periodo esaminato.

In merito all'indice di estinzione del P.A.R., in laghi artificiali ad elevata trofia, appare senz'altro più valido utilizzare un rapporto dei valori integrati alla giornata o all'ora, rispetto a quello istantaneo (disco di Secchi o cellula fotoelettrica) più frequentemente usato, perché tiene conto della eventuale variabilità nel tempo della trasparenza del corpo d'acqua.

BIBLIOGRAFIA

Bannister T.T., and Weidemann A.D.; 1984 - The maximum quantum yield of phytoplankton photosynthesis in situ. J. Plankton Res., VI, 2, 275-294.

Barbanti L., Sechi N., Manca M., e Cossu A.; 1978 - Metodologie per lo studio dell'eutrofizzazione negli invasi artificiali. In: Atti "Convegno sulla eutrofizzazione in Italia. Roma 3-4 Ottobre 1978. Collana del Programma Finalizzato "Promozione della Qualità dell'Ambiente" del Consiglio Nazionale delle Ricerche. AC/2/57, 209-221.

Cotta Ramusino M. e Rossaro B.; 1979 - Aspetti biologici dell'invaso del Liscia. In; Atti "Convegno sui bacini lacustri artificiali". Sassari 4-6 ottobre 1977. Collana del Programma Finalizzato "Promozione della Qualità dell'Ambiente" del Consiglio Nazionale delle Ricerche. AC/2/ 4-21, 253-266

Falkowski P.G.; 1984 - Physiological responses of phytoplankton to natural light regimes. J. Plankton Res., VI, 2, 295-307.

Gachter R., Mares A., and Tilzer M.M.; 1984 - Determination of phytoplankton production by the radiocarbon method: a comparison between the acidification and bubbling method (ABM) and the filtration technique. J. Plankton Res., VI, 2, 359-364.

Golterman H. L., Clymo R. R., Ohnstad M. A. M.; 1978 - Methods for physical and chemical analysis of freshwaters. I.B.P. 8. Blackwell Scientific Publications. Oxford.

Jewson H.D., Tallig J. F., Tilzer M. M., Heaney S.I., Cunningham C.; 1984 - Measurement of Photosynthetically Available Radiation in freshwater: comparative tests of some current instruments used in studies of pri-

mary production. J. Plankton Res., VI, 2, 259-273.
Marchetti R.; 1979 - Per una limnologia applicata allo studio degli invasi artificiali. In: Atti Convegno sui bacini lacustri artificiali. Sassari 4-6 ottobre 1977. Collana del Programma Finalizzato "Promozione della Qualità dell'Ambiente" del Consiglio Nazionale delle Ricerche. AC/2/4-21, 64-109.
O.C.D.E.; 1980 - Eutrophication program, Regional Project. Shallow lakes and reservoirs. Compiled by J. Clasen. The Water Research Centre. Medmenhan Laboratory. Marlow Bucks. England.
Rodier J.; 1971 - L'analyse chimique et physico-chimique de l'eau. Dunad. Paris.
Schindler D.W., Schmidt R.V., and Reid R.; 1972 - Acidification and bubbling as an alternative to filtration in determining phytoplankton production by the 14C method. J. Fish. Res. Bd. Canada, XXIX, 1627-1631.
Sechi N.; 1986 - L'eutrofizzazione dei laghi artificiali della Sardegna. In: Atti Conv. Qualità Acqua Sardegna, Cagliari-Quartu 15-16 maggio 1986. (in stampa).
Sechi N. e Cossu A.; 1979 - Prime vantazioni sui livelli trofici di alcuni bacini artificiali della Sardegna. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., XXXVII, 259-276.
Strickland J.D.H., Parsons T.P.R.; 1968 - A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Board Can., 167. Ottawa.
Talling J.F.; 1957 - The light relations of phytoplankton populations. Verh. int. Verein. Limnolog. XII, 141-142.
Talling J.F.; 1971 - The underwater light climate as a controlling factor in the production ecology of freshwater phytoplancton. Mitt. Internat. Verein Limnol., XIX, 214-243.
Vollenweider R.A.; 1965 - Calculation models of photosyntesis-depth curves and some implication regarding day rate estimates in primary production measurements. In: Proceeding of I.B.P. Symposium on Primary Productivity in Aquatic Environments. Pallanza, Italy, April 1965. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., XVIII Suppl., 425-457.
Vollenweider R.A.; 1974 - A manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic Environments. I.B.P. Handbook N° 12. Vollenweider R. A. (Ed.). Blackwell Sc. Publ. pp. 225.

ATTI DELL'8°CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1-3 GIUGNO 1988 da pag. 337 a pag. 355

M. De Domenico (*), G. Cortese (*), G. Pulicanò (*), E. De Domenico (**)

(*) Dipart. Biologia animale ed Ecologia marina - Università di Messina
(**) Ist. di Zoologia, Cattedra di Idrobiologia - Università di Cagliari.

VARIAZIONE SPAZIO-TEMPORALE DI NUTRIENTI, CLOROFILLA E CARICA MICROBICA NELLE ACQUE DELLO STRETTO DI MESSINA

RIASSUNTO

Viene presentata la distribuzione spazio-temporale di clorofilla "a", nutrienti dell'azoto (ammoniaca, nitriti, nitrati) e del fosforo (ortofosfati, fosforo totale), carica microbica eterotrofica su terreni Marine agar 2216E e PPES II (con discriminazione delle CFU P-asi positive) nelle acque dell'area dello Stretto di Messina.

Sono stati prelevati 142 campioni lungo la colonna d'acqua a quote più ravvicinate di quelle standard in 9 stazioni ubicate lungo l'asse longitudinale dello Stretto nell'area compresa tra 9 miglia SW di Capo d'Armi e 12 miglia SE dell'Isola di Stromboli. Altri 135 campioni provengono invece da una stazione, ubicata sulla "sella", ripetuta 19 volte nell'arco di 24 ore.

Dai risultati conseguiti è stato possibile identificare distinte zone di arricchimento, di incremento dei processi produttivi, di preminenza di quelli degradativi.

SUMMARY

The authors refer about the spatiotemporal distribution of chlorophyll "a", nutrients (ammonia, nitrite, nitrate, ortho-phosphate, total phosphorus) and microbial heterotrophic counts on Marine agar 2216E and PPES II media (with evaluation of phosphatase CFU) in the waters of the Straits of Messina.

142 water samples from 9 stations at "no-standard" depths were analyzed. The sampling stations were located along longitudinal axis in the middle of the Straits in an area located 9 nautical miles SW from Armi Cape and 12 n.m. SE from Stromboli Island. Further 135 water samples were taken at "sill" station, sampling 19 time over 24 hours.

In the whole area of the Straits it is possible to identify the zones of enrichment, of the increasing production and of the prevailing degradative processes.

(+) Ricerca eseguita con finanziamento MPI (fondi 60%)

INTRODUZIONE

L'area dello Stretto di Messina, per le sue peculiarità idrodinamiche, presenta un notevole interesse per lo studio delle conseguenze che a livello fisico, chimico e biologico derivano dall'incontro di masse d'acqua diverse. Omettendo per brevità la cospicua mole di ricerche svolte da numerosi Autori in quest'area, a partire dal 1925, e già ricordate in nostre precedenti note (De Domenico E., 1987; Cortese G. e De Domenico E., in stampa), sembra opportuno esporre in dettaglio le motivazioni che hanno orientato l'indagine cui si riferisce la presente nota.

Nella primavera del 1979 l'area dello Stretto era stata da noi studiata con un reticolo particolarmente fitto (188 campioni in 22 stazioni}. L'esame dei risultati, peraltro non ancora pubblicati, evidenziava la difficoltà di seguire in modo inequivocabile la distribuzione di taluni parametri, considerato che l'intenso idrodinamismo rendeva aleatoria la pratica dell'interpolaziene tra quote standard, propria dell'indagine oceanografica. Pertanto, nell'intraprendere un nuovo programma di studio, tendente a valutare la composizione quali-quantitativa delle comunità microbiche nei mari Jonio e Tirreno e nelle acque presenti nello Stretto di Messina, si è preferito esaminare un maggior numero di quote riducendo, pur sempre ad un buon livello di congruità, il numero delle stazioni. Inoltre, si è creduto utile seguire l'evoluzione dei corpi d'acqua nell'arco delle 24 ore a livello della "sella". Considerato il dettaglio spazio-temporale adottato è stato possibile fornire con i risultati conseguiti, a prescindere dall'interesse specifico sulla distribuzione delle comunità microbiche (Genovese et. al.,1984; Crisafi et al.,1985), anche un utile contributo alla migliore conoscenza dell'idrologia dello Stretto di Messina.

MATERIALI E METODI

I prelievi sono stati effettuati a bordo del M/P da ricerca Algesiro M. dell'Università di Messina alle stazioni mostrate in figura 1 dalla superficie ad un massimo di 1400 m, in funzione dell'andamento batimetrico, utilizzando apparecchi di prelievo tipo NISKIN (General Oceanics) muniti di termometro a rovesciamento. Lo strato 0-100 m è stato esaminato ogni 10 m , lo strato 100-l000 m ogni l00 m ed infine lo strato 1000-1400 m ogni 200 m . Sono stati raccolti in totale 142 campioni di acqua in 9 stazioni distribuite lungo 1'asse longitudinale dello Stretto nell'area compresa tra 9 miglia SW di Capo d'Armi e 12 miglia SE dell'Isola di Stromboli. Altri 135 campioni provengono invece dalla stazione D1 ubicata sulla "sella" a circa 700m di distanza dalla riva, ripetuta 19 volte nell'arco delle 24 ore, ove sono state esaminate, in funzione di velocità e direzione della corrente, da 5 a 10 quote su una colonna d'acqua di circa l00 m .

Nella presente nota viene riferita la distribuzione spazio-temporale

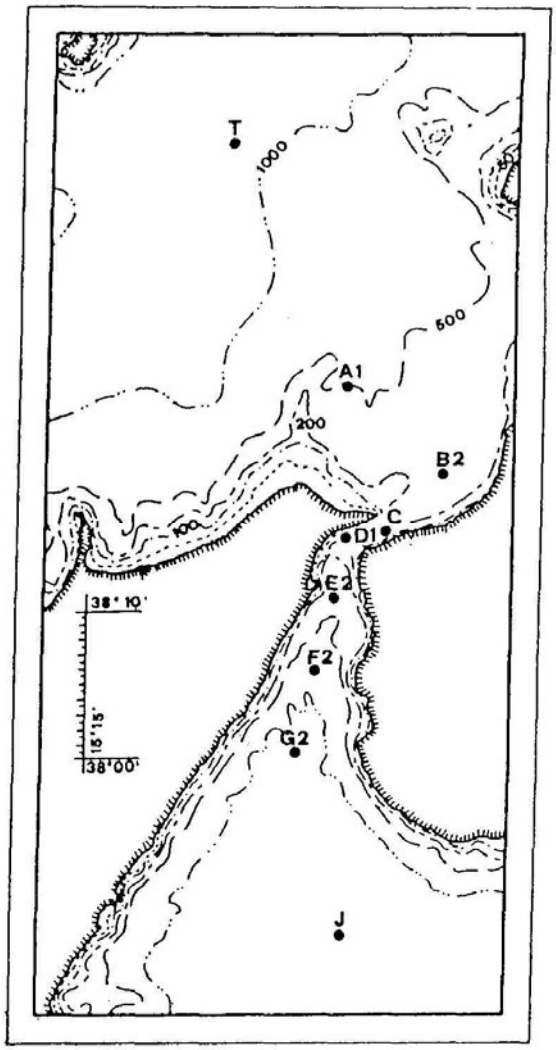


Fig. 1 - Ubicazione delle stazioni di prelievo. Batimetria secondo IIMM

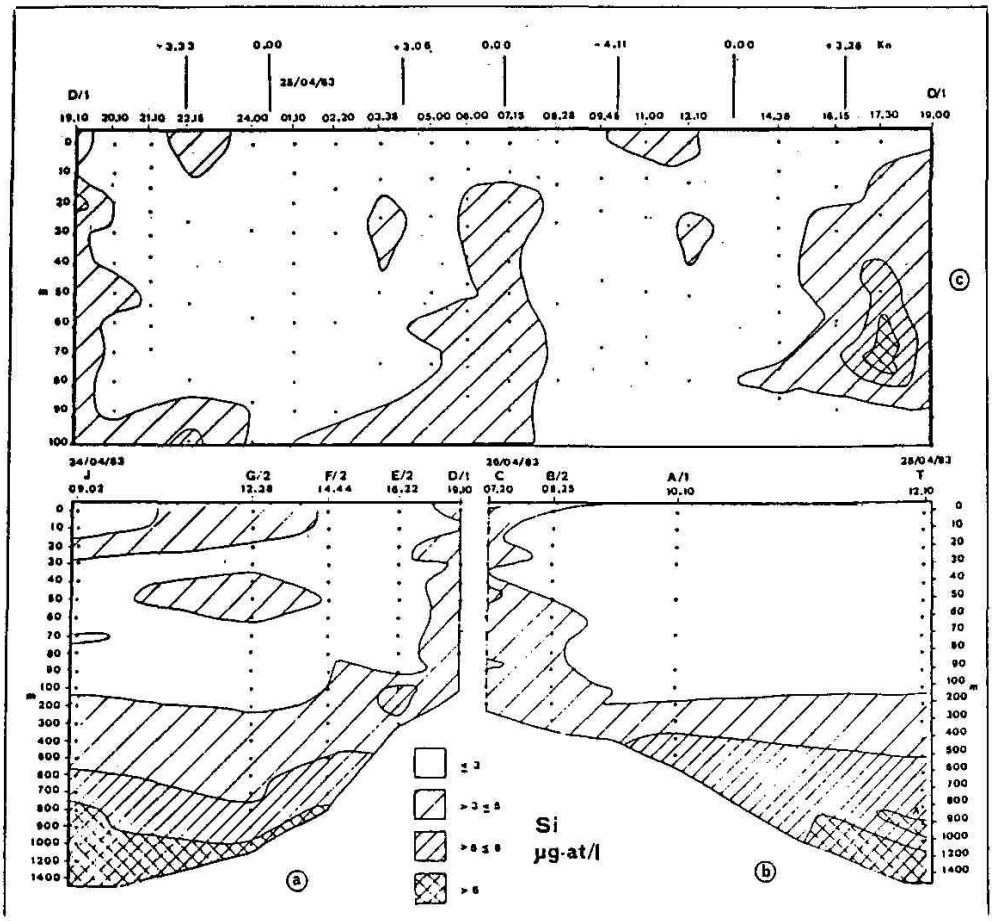


Fig. 2 - Distribuzione dei silicati nelle sezioni jonica (a) e tirrenica (b) dell'area di studio e nell'arco delle 24 ore (c) alla stazione D1.

di clorofilla "a" (fino a l00 m), nutrienti dell'azoto (ammoniaca, nitriti, nitrati), del fosforo (orto-fosfati, fosforo totale) e silicati, e della carica microbica eterotrofica.

Le metodologie analitiche seguite, peraltro già impiegate in nostre precedenti ricerche (De Domenico et al.,1980; Bruni e De Domenico M.,1983; Pulicanò e De Domenico E.,1983; M.W., 1984), sono state le seguenti:

- clorofilla "a", secondo Holm-Hansen (1978);
- ammoniaca, secondo Liddicoat et al. (1975);
- nitriti, secondo Bendschneider e Robinson (1952);
- nitrati, secondo Wood et al. (1967);
- orto-fosfati, secondo Murphy e Riley (1962);
- fosforo totale, secondo Menzel e Corwin (1965);
- silicati, secondo Strickland e Parsons (1972);
- carica microbica in Marine agar 2216E, secondo ZoBell;
- carica microbica in PPES II, secondo Taga (1968);
- valutazione CFU P-asi positive, secondo Parker (1963).

La distribuzione delle proprietà oceanografiche relative alla presente ricerca è stata discussa in dettaglio in una precedente nota (Cortese e De Domenico E., in stampa).

DISCUSSIONE

La distribuzione di silicati, nitrati, ed orto-fosfati lungo le sezioni spazio-temporali esaminate, oltre che per la pura conoscenza del contenuto di nutrienti nelle acque dello Stretto, presenta un particolare interesse per il comportamento conservativo di tali parametri in funzione della velocità di transito delle diverse masse d'acqua, decisamente superiore alla velocità di modificazione biologica delle caratteristiche chimiche.

Nel Tirreno (stazioni T ed Al) lo strato superiore, fino a circa 200m, è occupato per intero dalle più basse concentrazioni di silicati (<3 μg-at Si/1) dell'intero ambito considerato (fig. 2). L'andamento con la profondità è molto regolare in funzione della stratificazione delle acque. Al di sotto di 200 m si possono distinguere altri tre strati in progressione crescente di concentrazione. Nelle stazioni joniche (J, G2, F2, E2), invece lo strato d'acqua fino a 200 m è meno omogeneo ed include corpi d'acqua a maggiore concentrazione, mentre le acque sottostanti si spostano verso l'alto procedendo dalla stazione più lontana (J). verso la "sella" di Ganzirri (St. Dl). La spinta idrodinamica innalza, proprio a livello della sella, acque con concentrazione di silicati fino a 6 μg-at Si/1, portandole ad occupare, al momento del prelievo, anche lo strato superficiale nelle stazioni Bl e C (tirreniche). L'andamento di tale nutriente nelle 24 ore mostra l'effetto della rimonta delle acque joniche che, in funzione delle diverse fasi di marea, occupano la colonna d'acqua sulla sella talvolta per intero, come si verifica ai prelievi 1 e 19 (ore 19.10 del 24/04/83 e 19.00 del 25/04/83). Inoltre sebbene una parte di queste acque fluisca nel Tirreno ad una profondità analoga a quella di

origine (St. C e B2), un'altra parte si diffonde nello strato superficiale sia nel Tirreno (St. C e B2) sia nello Jonio (st. J e G2) in funzione del grado variabile di mescolamento tra le diverse acque, innalzando il contenuto medio di nutrienti.

Osservando la distribuzione degli orto-fosfati (fig. 3) e dei nitrati (fig. 4) è evidente la stretta analogia con l'andamento dei silicati. Pur se i gradienti di concentrazione di fosfati e nitrati in funzione della profondità risultano più bruschi e meno regolari, già nelle stazioni più esterne (J e T) si rilevano le differenze esistenti nel contenuto medio generale tra Jonio e Tirreno {fig. 5). Infatti nel Tirreno le concentrazioni di orto-fosfati raggiungono 0.2 µg-at P-PO_4^{3-}/1 a circa 300 m,aumentano gradualmente a 0.3 µg-at/1 fino a circa 900 m e superano 0.5 µg-at/1 a 1400 m . Le stazioni joniche presentano, a pari profondità, una maggiore povertà rispetto alle acque tirreniche prima citate. Per i nitrati la situazione è inversa: lo Jonio appare in profondità più ricco del Tirreno. In particolare nel Tirreno abbiamo solo due campioni superiori a 6.0 µg-at N-NO_3^-/1 alle quote più profonde della stazione Al, e che peraltro potrebbero essere di origine jonica. Nella stazione T anche alle quote maggiori si hanno valori prossimi a 5.0 µg-at/1 mentre la stazione J presenta acque in quest'intorno già a 500 m e supera i 6.0 µg-at/1 a 1400 m . Tali concentrazioni di azoto nitrico si riscontrano anche alle maggiori profondità delle stazioni G2 ed F2 ed in prossimità della sella (st. Dl). Durante le 24 ore di campionamento i fosfati (fig. 3) raggiungono concentrazioni non superiori a 0.28 µg-at P- PO_4^{3-}/1 anche nei momenti di rimonta più intensa, mentre per i nitrati si riscontrano valori anche maggiori di 7.0 µg-at N- NO_3^-/1

I risultati conseguiti per ammoniaca,nitriti e fosforo totale hanno presentato un andamento pressocchè scontato se si considera il ruolo "transitorio" svolto da tali specie chimiche a livello dei cicli biogeochimici nell'ecosistema marino. Per l'ammoniaca la maggior parte dei valori è compresa tra 1.0 e 1.4 µg-at N-NH_3/1, con punte intorno a 2.0 µg-at/1 generalmente in superficie. I nitriti si sono mantenuti in ambiti piuttosto ristretti (<0.2 µg-at N-NO_2^-/1); fanno eccezione un gruppo di valori più elevati localizzati a profondità alle quali è nota la formazione di massimi sub-superficiali, collegati alla dinamica di trasformazione dei composti dell'azoto presenti in mare ed in particolare all'ossidazione dell'ammoniaca ad opera di popolazioni batteriche specifiche (Olson,1981a; 1981b). Le concentrazioni di fosforo totale negli strati superficiali ai mantengono, per la maggior parte dei campioni considerati, entro un medesimo ambito (0.15 - 0.25 µg-at P/l), sia nelle due parti tirrenica e jonica dell'area di studio sia nelle 24 ore.

I valori di clorofilla "a" e feofitina "a", sono un indice della risposta biologica alla distribuzione dei nutrienti prima descritta. I massimi di clorofilla si presentano nelle stazioni G2 a 30 m e T a 70 m. Nella zona jonica un gruppo di valori tendenti verso il massimo è situato in un ambito di salinità fra 38.5 e 38.77 ‰ , mentre nella zona tirrenica i valori più elevati di clorofilla ricadono fra 37.7 e 38.0 ‰. (fig.6). Alla luce di queste osservazioni si può ipotizzare per i massimi di clorofilla nelle due zone una diversa genesi nella stazione T il massimo si

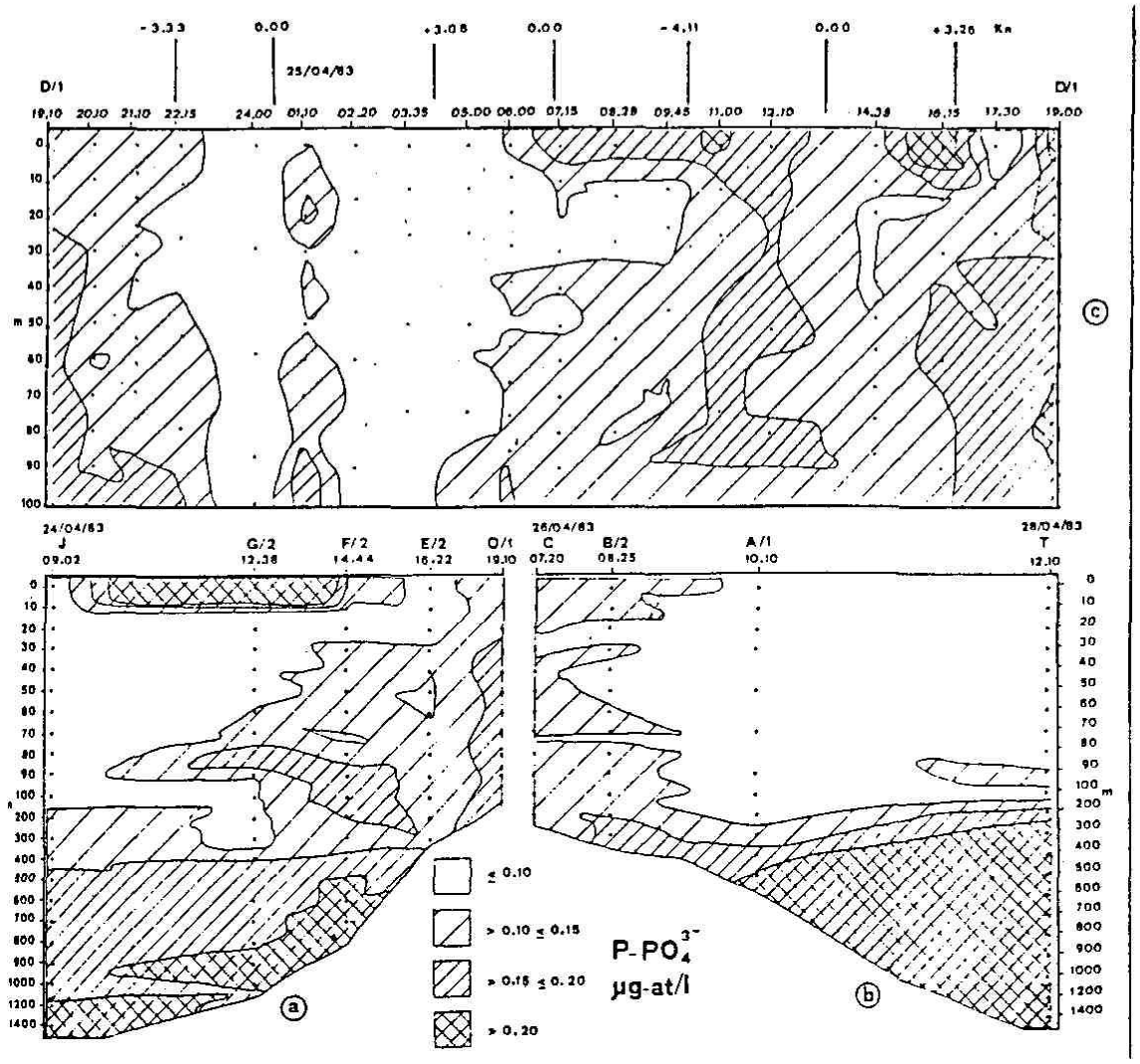


Fig. 3 - Distribuzione degli orto-fosfati nelle sezioni jonica (a) e tirrenica (b) dell'area di studio e nell'arco delle 24 ore (c) alla stazione DI.

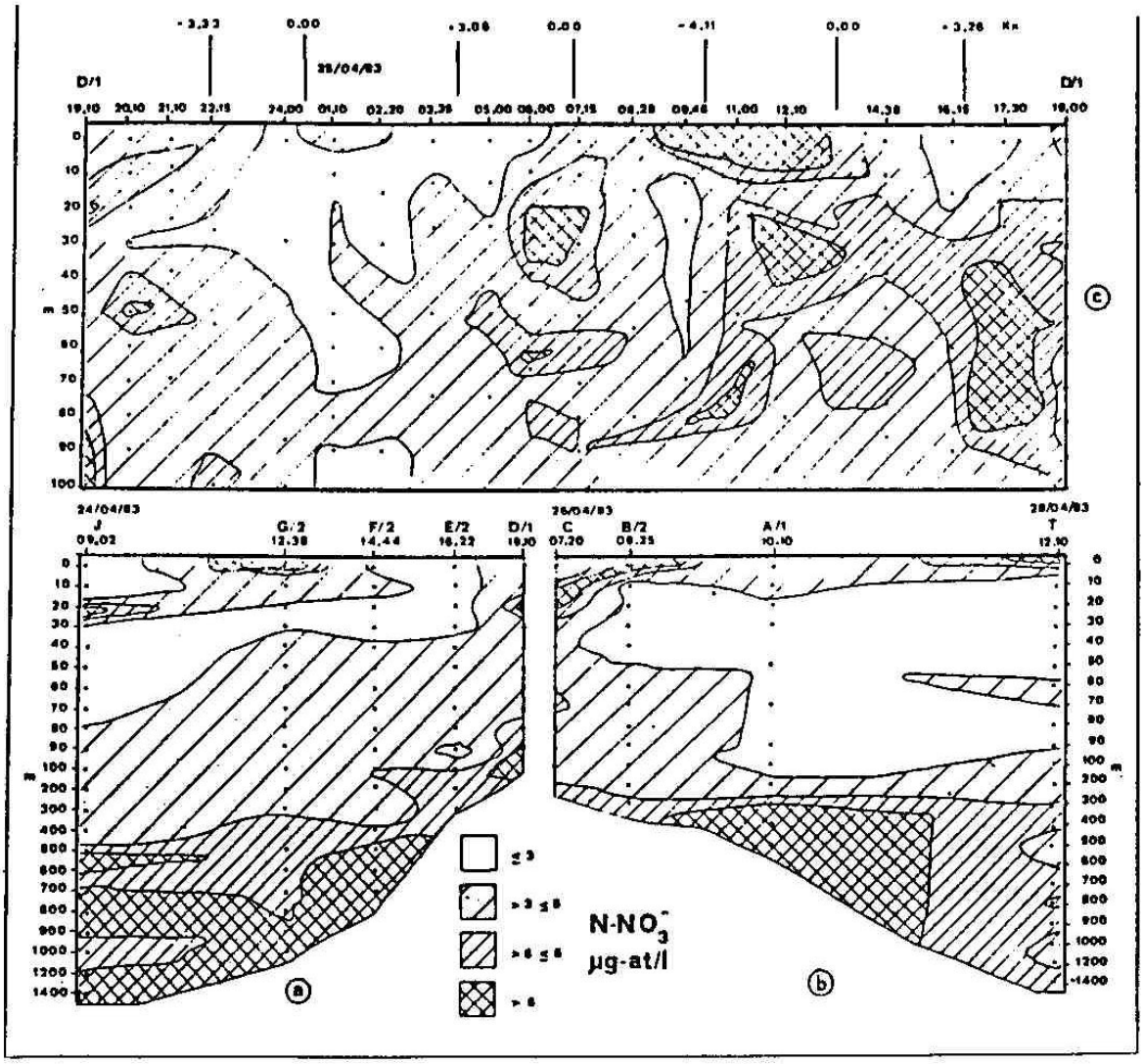


Fig. 4 - Distribuzione dei nitrati nelle sezioni jonica (a) e tirrenica (b) dell'area di studio e nell'arco delle 24 ore (c) alla stazione DI.

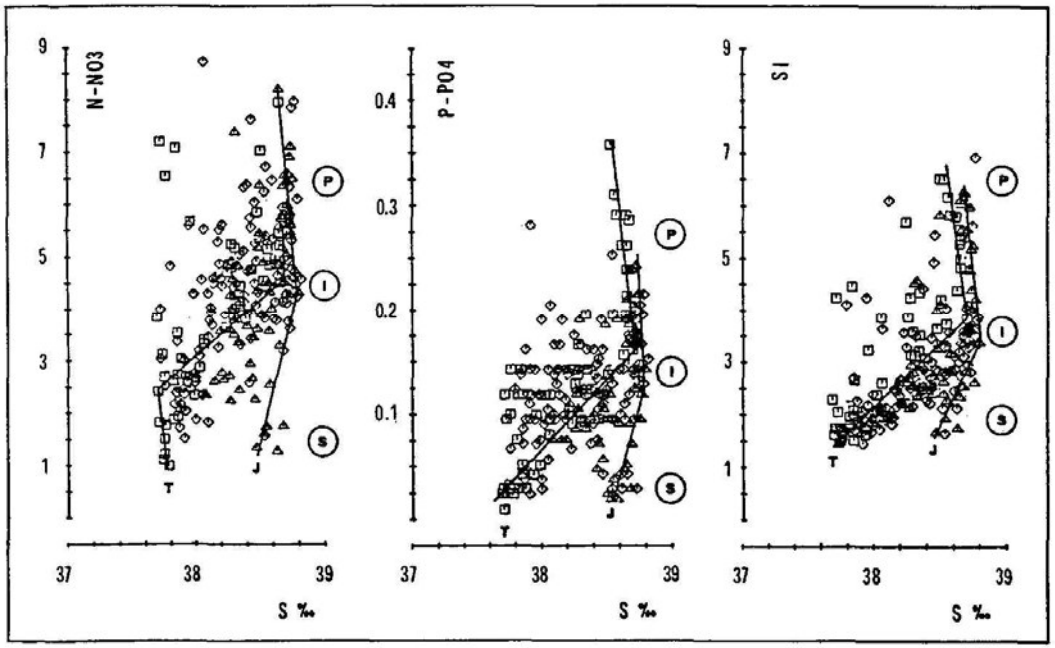


Fig. 5 - Relazioni tra nitrati, orto-fosfati, silicati e salinità per i campioni esaminati nell'area tirrenica (□) e nell'area ionica (Δ). Le rette T e J indicano l'andamento per i campioni rispettivamente tirrenici e jonici. Le lettere S, I, P indicano rispettivamente gli strati superficiale, intermedio e profondo.

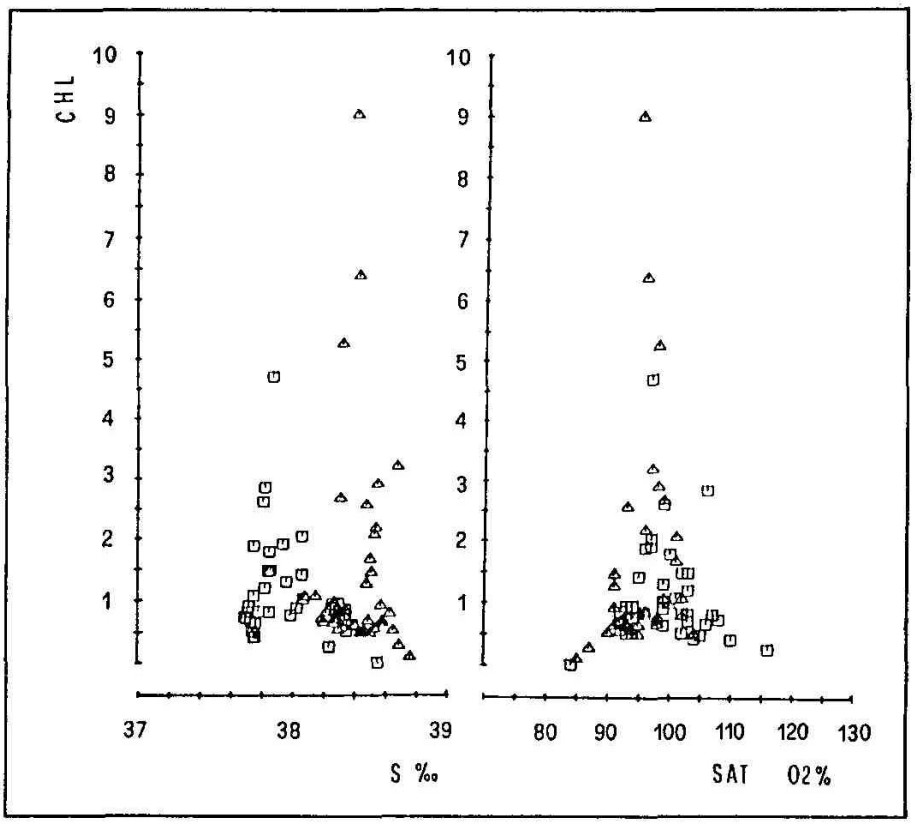


Fig. 6 - Relazioni clorofilla "a" - salinità e clorofilla "a"-saturazione percentuale ossigeno per i campioni esaminati nell'area tirrenica (□) e nell'area jonica (Δ)

inserisce in una colonna d'acqua stratificata ed in un intorno di profondità tipico per i nostri mari; nella zona jonica la localizzazione verticale e l'intensità del valore massimo sono condizionate dalla rimonta e dall'arricchimento di nutrienti. Queste ipotesi sono avvalorate dall'andamento della clorofilla in funzione della saturazione percentuale dell'ossigeno (fig.6), infatti la maggior parte dei valori della zona tirrenica ricade in un ambito di saturazione tra 100 e 115%I campioni della zona jonica presentano una corrispondenza diretta tra diminuzione di clorofilla e diminuzione della saturazione percentuale come è normale riscontrare passando da acque di origine superficiale ad acque di origine profonda, Particolarmente interessante risulta l'osservazione che i valori più elevati sia della zona tirrenica sia della zona jonica ricadono appena al di sotto di 100% .

Per quanto concerne la carica batterica, l'esame della figura 7 inette in evidenza due distinti raggruppamenti di valori in funzione della salinità. Di particolare interesse sembra il fatto che i minori conteggi si riscontrano con i massimi di salinità, situazione che permane anche durante le 24 ore di campionamento. E ' evidente altresì che i due differenti terreni di coltura adottati hanno dato risposta quasi identica. Dall'esame della distribuzione della carica eterotrofica alle varie profondità nelle stazioni poste lungo l'asse centrale dello Stretto (fig. 8), è possibile rilevare, per la parte meridionale, l'influenza dei corpi d'acqua rifluenti dalla sella, già osservata analizzando l'andamento dei nutrienti. Di particolare interesse, nelle stazioni estreme meridionali, è l'incremento degli eterotrofi intorno ai 600-800m . Tale corpo d'acqua a maggior carica microbica (> 1000 CFU/ml) si riscontra successivamente all'altezza della sella tra le ore 03 e 06, in buon accordo con la distribuzione delle proprietà oceanografiche (Cortese e De Domenico E., in stampa). Per quanto concerne invece le stazioni esaminate nel Mar Tirreno, i valori maggiori (fino a 1200 CFU/ml) sono localizzati negli strati superficiali e sembrano essenzialmente legati ad acque propriamente tirreniche. Per i campioni delle 24 ore, l'esame della figura 8 permette di rilevare, anche a livello della carica microbica, l'alternarsi delle masse d'acqua in funzione delle varie fasi di marea a livello della sella. L'area a minore concentrazione batterica, che interessa tutto il grafico, indica il confine tra le differenti masse d'acqua in transito sulla sella.

Che la carica microbica sia, in linea generale, maggiore nel Tirreno risulta ulteriormente dall'andamento delle classi di valori mostrato in figura 9. La maggiore carica microbica dei campioni tirrenici rispetto a quelli jonici risulta ancor più evidente dall'esame della figura 10 che mostra i valori medi, integrati sui primi l00 m della colonna d'acqua per tutte le stazioni (escluse le 24 ore), della carica microbica in PPES II e della percentuale di CFU P-asi positive, oltre ad orto-fosfati, clorofilla "a" e feofitina.

Le differenze quantitative osservate per le stazioni esaminate nei mari Jonio e Tirreno non sono, però, estrapolabili a questi bacini nella loro interezza ma rivestono un carattere strettamente locale, presumibilmente legato alle peculiarità idrodinamiche dell'area dello

Stretto. Infatti, campioni prelevati nel giugno 1982 (AA.VV., 1984) nella parte meridionale dei mari in oggetto, in zone non direttamente influenzate dall'idrodinamismo dello Stretto, hanno presentato cariche mediamente più alte nel Mar Jonio rispetto al Mar. Tirreno. In particolare il valore medio, su 172 campioni raccolti da 0 a l000 m in 14 stazioni, nel Mar Tirreno è stato di 480 CFU/ml, mentre per il Mar Jonio, su 120 campioni di 11 stazioni di pari profondità, la media è stata di 1200 CFU/ml.

CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Riteniamo opportuno, in conclusione, soffermarci sugli effetti dell'arricchimento regolare di nutrienti dell'area dello stretto di Messina identificando le porzioni sia verticali sia orizzontali in cui l'attività biologica, produttiva o degradativa, è condizionata dai nutrienti stessi e dall'intenso idrodinamismo.

L'arricchimento dovuto ai sali nutritivi è sensibile fin quasi a Capo d'Armi a sud e nel Golfo di Gioia a nord, con un massimo sulla congiungente Ganzirri - Punta Pezzo. L'effetto sul fitoplancton, indicato dall'incremento dei valori di clorofilla, appare maggiore nella zona jonica tra Punta Pellaro e Capo Ali (St. G2). L'area compresa tra questa congiungente e quella Capo Peloro - Scilla risulta mediamente più ricca per gli effetti della rimonta delle acque ed al margine di quest'area si verificano le condizioni per un incremento della biomassa vegetale. Tali condizioni favorevoli trovano un riscontro anche a livello della carica eterotrofica che risulta maggiore nella stazione J, posta immediatamente a sud della stazione G2 dove, come già messo in evidenza, si è rilevato il valore medio più elevato di clorofilla "a" . Nella stessa stazione J l'attività enzimatica a livello del fosforo risulta la più bassa dell'intera area studiata, probabilmente per la maggiore disponibilità di substrato inorganico conseguente alla rimonta. Nelle stazioni tirreniche l'effetto dell'arricchimento, appare più modesto e limitato principalmente alle due stazioni prossime alla sella,peraltro in perfetto accordo con le conoscenze sulla distribuzione dei diversi corpi d'acqua che nello Stretto s'incontrano (Cortese e De Domenico E., in stampa). La parte delle acque joniche che, rimontato lo Stretto, si versa nel Tirreno, trova il suo sito opportuno intorno ai l00 m con scarsa influenza quindi sugli strati più superficiali, come si è rilevato dall'esame della distribuzione dei nutrienti. Infatti nelle stazioni tirreniche si presenta più accentuata l'attività fosfatasi positiva, per la necessità di supplire, con un rapido riciclo, alla povertà di substrato inorganico negli strati superficiali.

In conclusione, i risultati conseguiti, condensati nella figura 12, permettono di dividere l'area dello Stretto di Messina in tre distinte zone sotto il profilo ecologico. La zona della "sella" in cui viene operato l'arricchimento di sali nutritivi e dove, per 1'eccessiva turbolenza, non possono manifestarsi incrementi dei processi produttivi; una zona intermedia, che al momento dei nostri prelievi si localizza lungo la congiungente Punta Pellaro - Capo Ali (St.G2), ove è preminente l'attività fotosintetica; infine una zona esterna, che nel Tirreno

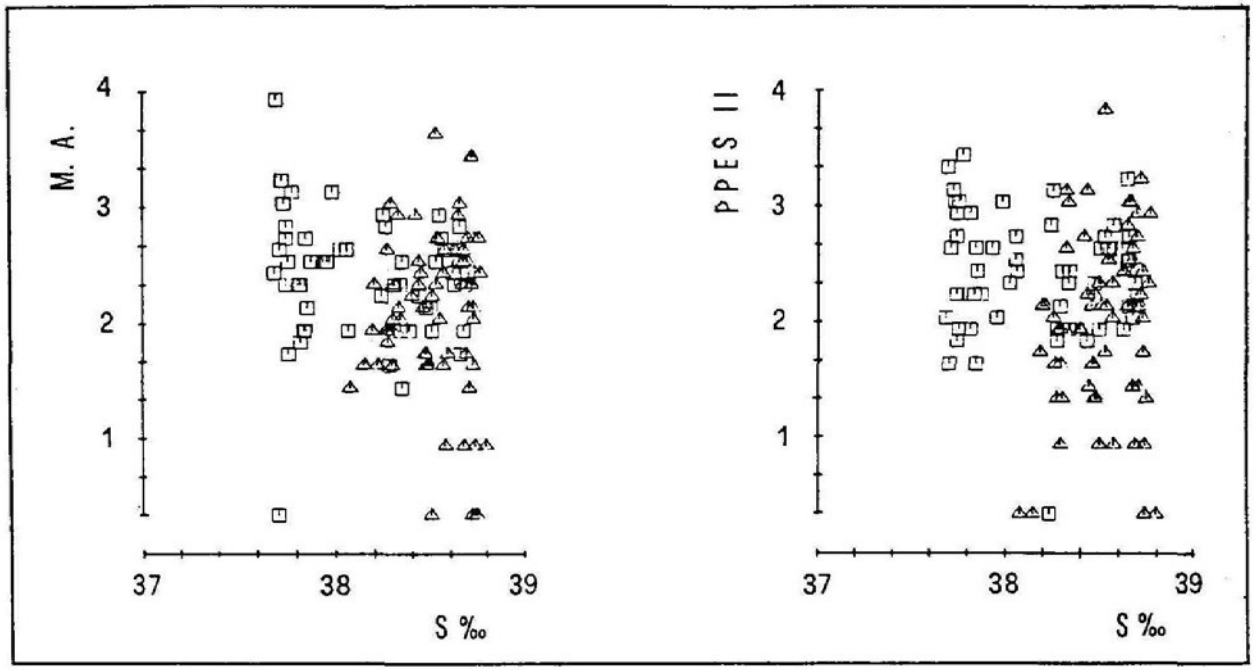


Fig. 7 - Relazioni tra carica totale in eterotrofi (terreni Marine agar 2216E e PPES II) e salinità nell'area tirrenica (□) e nell'area ionica (Δ)

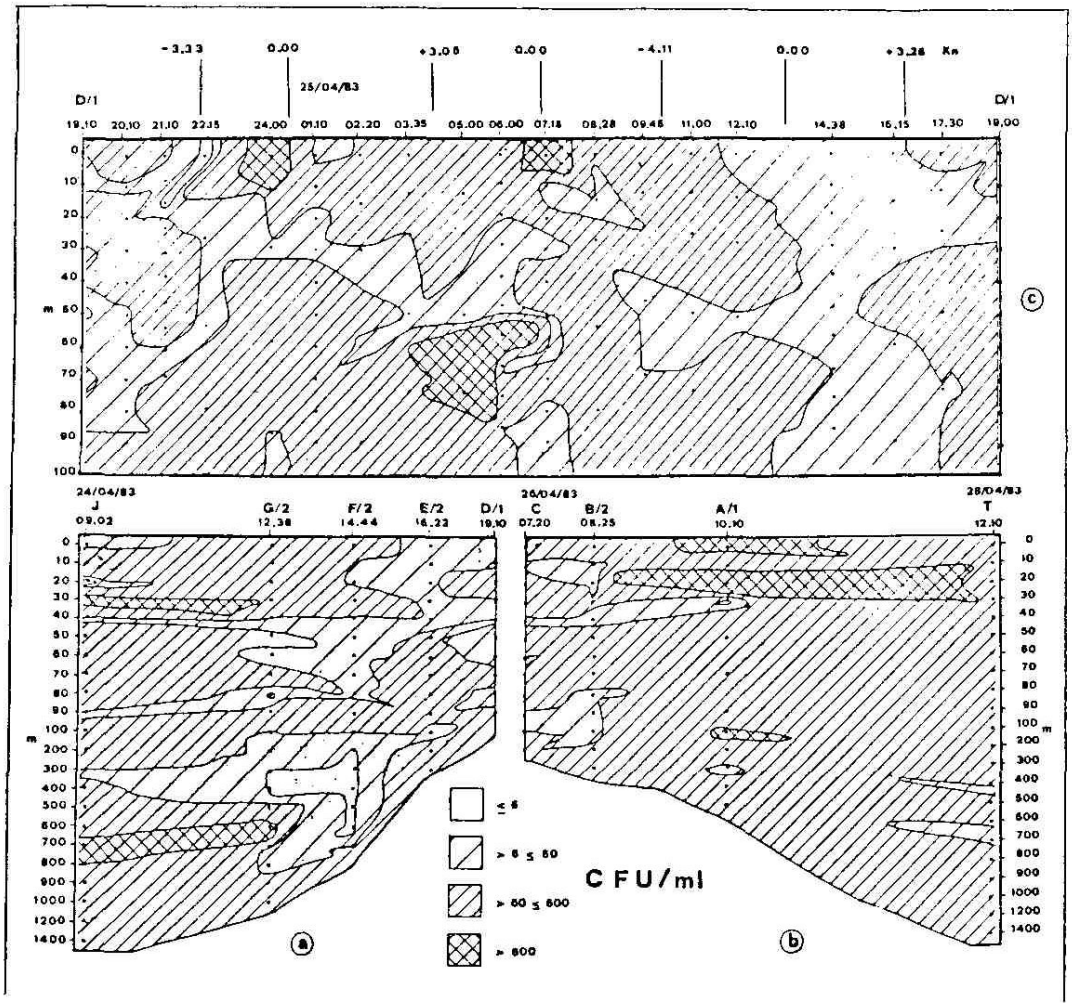


Fig. 8 - Distribuzione della carica totale in eterotrofi (terreno Marine agar 2216E) nelle sezioni jonica (a) e tirrenica (b) dell'area di studio e nell'arco delle 24 ore (c) alla stazione DI.

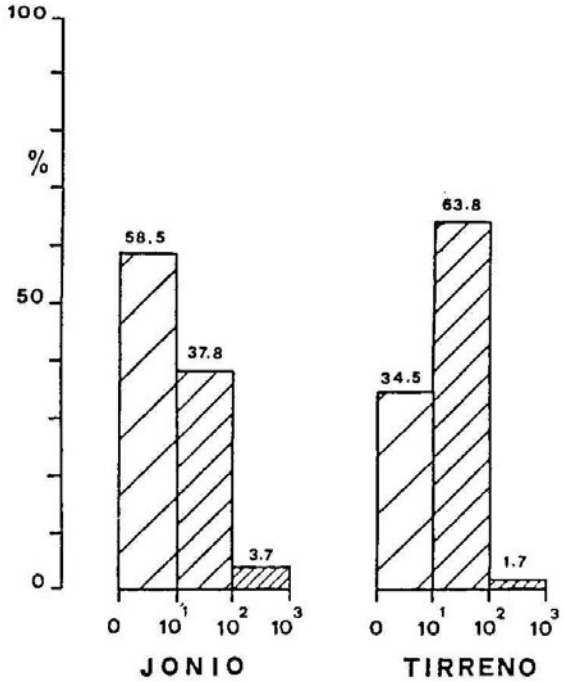


Fig. 9 - Distribuzione percentuale per classi di frequenza della carica totale in eterotrofi (terreno Marine agar 2216E) nelle due parti (Tirreno e Jonio) dell'area esaminata.

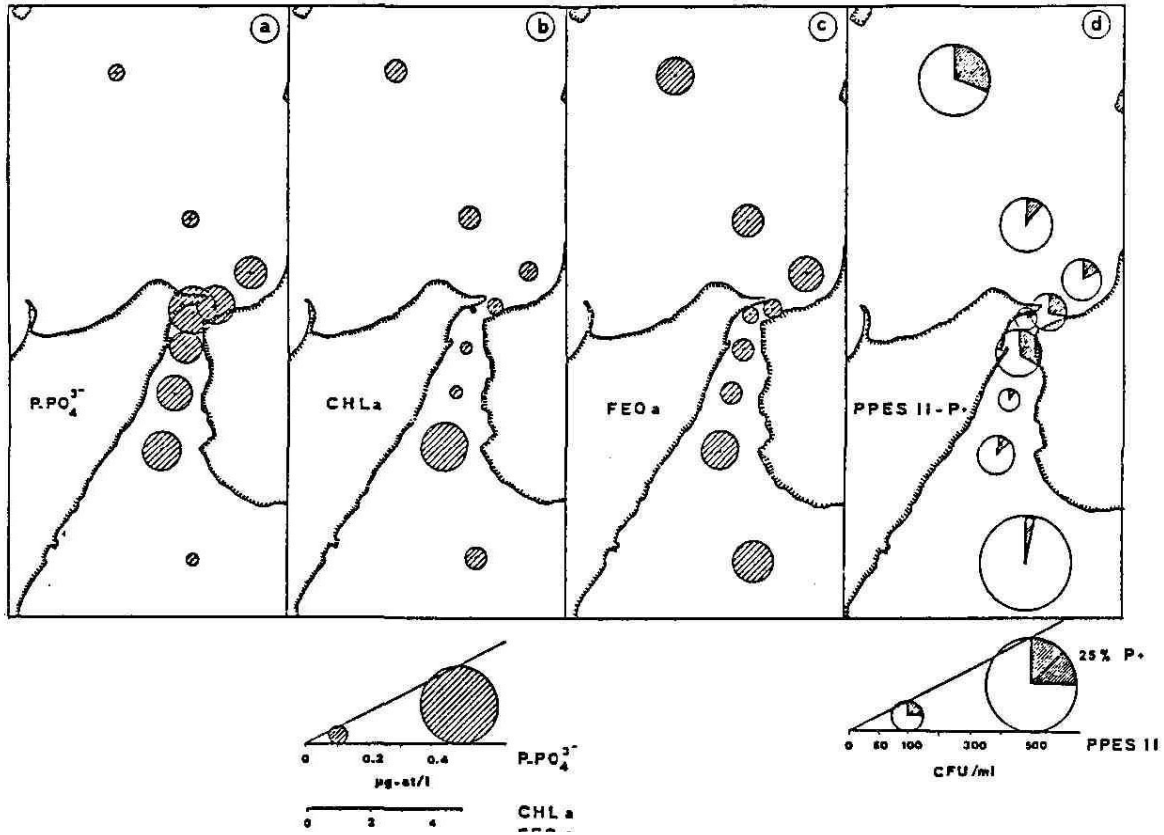


Fig. 10 - Distribuzione nell'area esaminata del valore medio integrato sulla colonna d'acqua di l00 m per orto-fosfati (a), clorofilla "a" (b), feopigmenti (c), carica

coincide con la stazione T e nello Jonio con la stazione J, ove sono invece preminenti i processi degradativi. Sarà interessante studiare la variabilità e l'ampiezza di queste zone.

BIBLIOGRAFIA

AA. VV. - Studio globale delle interrelazioni dinamiche dell'ecosistema pelagico dei mari meridionali italiani. Dip. Biol. Animal. Ecol. Mar,-Rapporti, 1, 54 pp., (1985).

Bendschneider K., Robinson R.J. - A new spectrophotometric determination of nitrite in sea water. J. Mar. Res., 11, 87-96, (1952).

Bruni V., De Domenico M. - Prime ricerche sui batteri del fosforo nel Lago di Faro. Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova, 50 suppl., 132-138, (1982).

Cortese G.,De Domenico E. - Prime considerazioni sulla distribuzione della acqua levantina intermedia nell'area dello Stretto di Messina, (in stampa}.

Crisafi E., De Domenico E., De Domenico M., Genovese L., La Feria R. Ulteriore contributo alla caratterizzazione delle popolazioni microbiche in acque joniche e tirreniche. Atti 6° Congresso Ass. Ital. Oceanol. Limnol., 289-296, (1985).

De Domenico E. - Caratteristiche fisiche e chimiche delle acque nello Stretto di Messina. Doc. et Trav. IGAL, 11, 225-235, (1987).

De Domenico E., De Domenico M., Pulicanò G., Crisafi E. - Influence des courants de marèe sur l'auto-epuration des eaux du Detroit de Messine Rev. Int. Oceanogr. Med., 58, 11-28, (1980).

Genovese S., Cortese G., Crisafi E., De Domenico E., De Domenico M., Genovese L., La Feria R., Pulicanò G. - Caratterizzazione delle popolazioni microbiche in acque joniche e tirreniche. Nova Thalassia, 6 suppl, 425-432, (1984).

Holm-Hansen O. - Chlorophyll a determination: improvements in methodology. Oikos, 30, 438-437, (1978).

Liddicoat M.J., Tibbitts S., Butler E.J. - The determination of ammonia. Limnol. Oceanogr., 20, 131-132, (1975).

Menzel D.W., Corwin N. - The measurement of total phosphorus in sea water based on the liberation of organically bound fraction by persulphate oxidation. Limnol. Oceanogr., 10, 280-282, (1965).

Murphy J., Riley J.P. - A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal. Chem. Acta, 27, 31-36, (1962).

Olson R.J.O, - 15N tracer studies of the primary nitrite maximam. J.eMar.eRes., 39(2), 203-226, (1981a).

Olson R.J.O. - Differential photoinhibition of marine nitrifying bacteria: a possible mechanism for the formation of the primary nitrite maximum J.eMar.eRes., 39(2), 227-238, (1981b).

Parker A.B.C. - Classification of micrococci and staphylococci based on physiological and biochemical tests. J. Gen, Microbiol., 30, 409-427, (1963).

Pulicanò G., De Domenico E. - Distribuzione dei nutrienti nelle acque costiere del Mare Jonio e del Canale di Sicilia. Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova, 50 suppl., 299-305, (1982).

Strickland J.F.H., Parsons T.R. - A practical handbook of sea water analysis. Bull. Fish. Res. Bd. Can., 167, 1-311, (1972).

Taga M. - Some ecological aspects of marine bacteria in Kuroshio Current. Bull. Misaky Mar. Biol. Inst., 22, 65-76, (1968).

Wood E.D., Armstrong A.J., Richards F.A. - Determination of nitrate in sea water by cadmium-copper reduction to nitrite. J. Mar. Biol. Ass.UK, 47, 23-31, (1967).

ATTI DELL'8°CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1-3 GIUGNO 1988 da pag. 357 a pag 367

NATURA E GENESI DEI CANYON SOTTOMARINI DEL MEDITERRANEO OCCIDENTALE: CASI DEL MAR LIGURE

F. FANUCCI*, M. FIRPO**, M. PICCAZZO**, A. RAMELLA**

*Istituto di Geodinamica e Sedimentologia, Via Saffi 42, URBINO
**Dipartimento di Scienze della Terra, Sezione di Geologia, Corso Europa 26, GENOVA

RIASSUNTO

Vengono affrontate le problematiche relative alla genesi ed evoluzione dei canyon del Mediterraneo occidentale. Detto Bacino è generato da fenomeni di distensione litosferica ed interessato da numerosi canyon sia di origine tettonica sia dovuti a processi di erosione sottomarina.
Dagli studi effettuati risulta che i fenomeni erosivi hanno importanza capitale in Mediterraneo anche per il mantenimento e la riattivazione dei canyon di origine tettonica.
Sono stati inoltre esaminati in dettaglio alcuni tipici esempi del Mar Ligure.

SUMMARY

Genesis and evolution of submarine canyons of the Western Mediterranean Sea are discussed.

The Western Mediterranean Sea is a basin generated by disjunctive tectonics and on its margins the canyons have mainly a tectonic origin.

Successively the erosional marine processes are considered, being the cause of the genesis of an other kind of common canyons.

Basing on this study, it is showed that erosional processes are very important in the Mediterranean Sea to maintain and to re-establish canyons of structural origin.

Finally some examples of tipical canyons of the Ligurian Sea are showed.

1. PREMESSE

I primi dati sulla batimetria di dettaglio del Mediterraneo occidentale polarizzarono subito l'attenzione degli oceanologi su quelle configurazioni della scarpata

_ _ _ _ _ _ _ _ _
Lavoro finanziato dal M.P.I 40% "Geologia dei Margini Continentali"

continentale che vennero inizialmente denominate valli sommerse ed, in seguito, canyon. Sul loro significato ed origine si fecero presto le più disparate ipotesi, alcune delle quali potevano sembrare plausibili per il Bacino in questione, ma che. persero generalità non appena si chiarì che morfologie analoghe interessano anche vaste zone dei margini continentali oceanici.

Recenti ricerche sulla storia neogenica del Mar Mediterraneo hanno riportato in auge l'ipotesi che alcuni canyon non siano altro che valli subaeree, di origine prevalente erosiva, sommerse, ma studi più dettagliati sulla dinamica del Bacino mostrano che, se detta concezione è accettabile per importanti paleovalli colmate da sedimenti recenti, è ben difficile che essa possa descrivere, salvo casi particolari, i caratteri e l'evoluzione dei canyon in attività.

I canyon mediterranei (Fig. 1) risultano in maggioranza originati da fenomenologie diverse, associate o sovrapposte nel tempo e differenziate nello spazio, sicché ognuno rappresenta praticamente un caso a sé. Si propone in questa sede una schematizzazione delle varie modalità di genesi ed evoluzione, facendo particolare riferimento ai canyon del Mar Ligure.

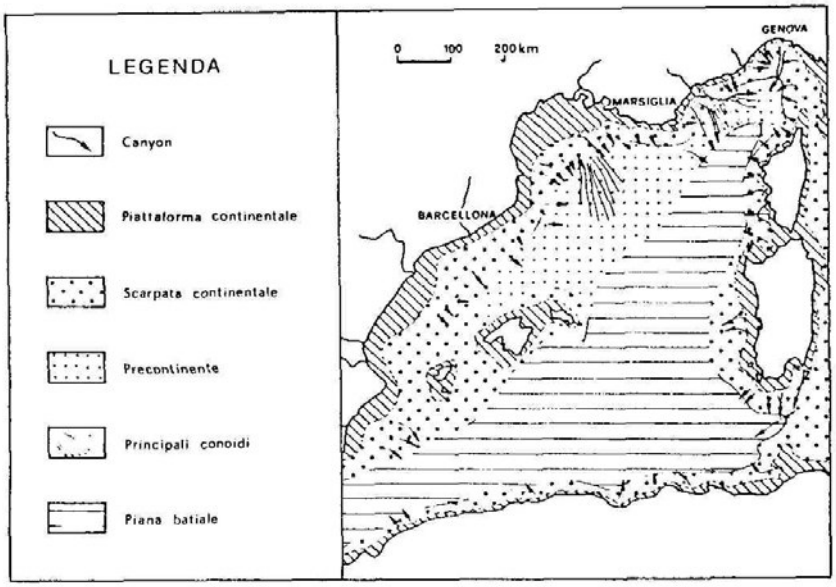


Fig. 1 - Morfologia del Mediterraneo occidentale. Da VANNEY e GENNESSEAUX (1979), modificata.

2. I CANYON NEL CONTESTO STRUTTURALE DEI MARGINI MEDITERRANEI

I vari bacini che costituiscono il Mediterraneo occidentale prendono origine da processi di distensione litosferica che portano, in talune aree, ad una completa lacerazione della crosta continentale con neoformazione di crosta di tipo oceanico. I loro margini sono quindi di tipo passivo, con una struttura a gradinata di faglie dirette (step fault) più o meno ravvicinate, da cui derivano morfologie più o meno abrupte, modificate solo parzialmente dagli accumuli sedimentari.

In tale contesto geodinamico si generano di regola anche sistemi di faglie distinti da quelli che determinano l'andamento dei margini o dei bacini, a sviluppo ortogonale o subortogonale a questi ultimi. La loro attività, per quanto modesta rispetto a quella dei sistemi principali, è però tale da condizionare notevolmente la morfologia di dettaglio.

Una nutrita serie di canyon è impostata su strutture di questo tipo, la cui prosecuzione a terra ha sovente determinato l'esistenza di una valle fluviale. La concomitanza tra fiumi e canyon ha allora il semplice

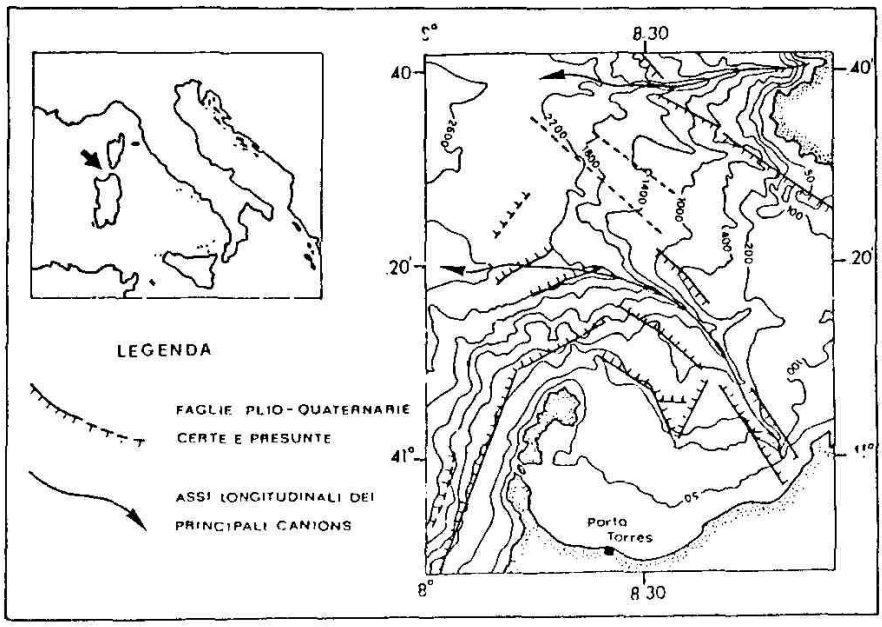


Fig. 2 Morfologia e struttura dei canyon dell'Asinara. Tratta da FANUCCI e FIRPO (1987) "Neotectonic map of Italy (Sheet 3, marine areas)".

significato di una comune origine tettonica dei due tipi di valli.

Talune di queste strutture si mantengono in attività nel corso di più fasi di evoluzione dei Bacini. Fasi tettoniche più recenti di quelle che hanno determinato l'apertura dei Bacini stessi generano anche nuovi sistemi di strutture, per cui in Mediterraneo occidentale è piuttosto frequente osservare canyon impostati su faglie tutt'ora attive. Ciò è dimostrato, tra l'altro, dal fatto che talune di esse costituiscono i limiti strutturali di segmenti di margine ad evoluzione differenziata.

Come esempio tipico può essere citato il Canyon dell'Asinara che si imposta su strutture la cui origine risale alle fasi di apertura del Bacino Provenzale, ma che hanno rigiocato nel Plio-Quaternario come faglie dirette che delimitano un ampio graben (Fig. 2).

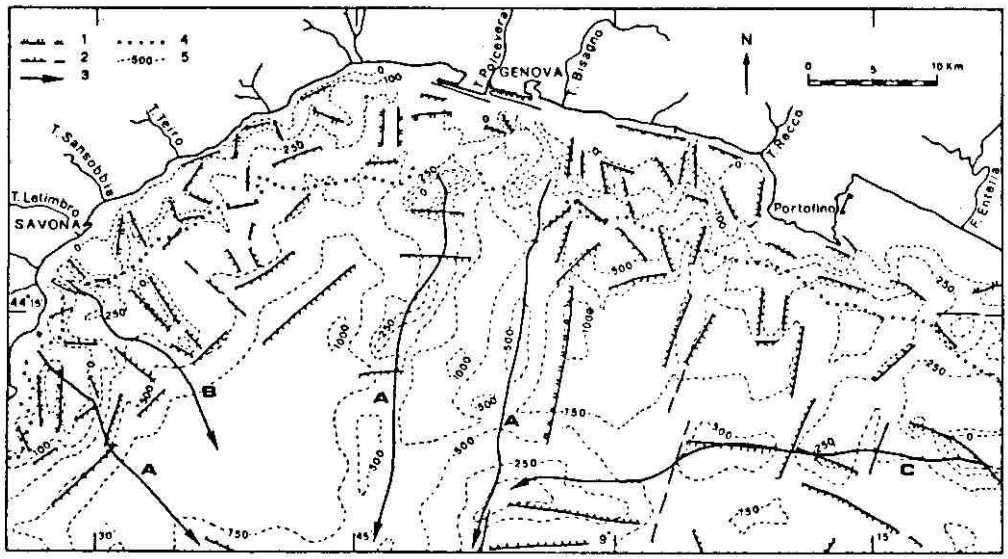


Fig. 3 - Schema morfologico-strutturale del margine continentale del Golfo di Genova. Vi sono evidenziati esempi di canyon di origine erosiva (A), tettonica (B) e mista (C). 1: faglie che interessano il substrato; 2: faglie che interessano il Plio-Quaternario; 3: canyon; 4: shelf breach; 5: isocronopache del Plio-Quaternario (ms., t.w.t.).

Vengono a definirsi così i "canyon di origine tettonica" tra cui si distinguono tre casi:

1 - le strutture su cui i canyon si impostano conseguono a fasi distensive recenti, che conferiscono ai margini gli attuali andamenti morfologico-strutturali (dislivelli compresi). Si tratta in questo caso di canyon plio-quaternari di cui esistono anche esempi "fossili"

negli affioramenti costieri (es. Riviera di Ponente), portati in emersione da importanti processi di sollevamento regionale;

2 - le strutture sono contemporanee alla genesi dei margini e la loro evoluzione è semplice conseguenza dell'evoluzione dei margini stessi;

3 - le strutture, pur essendo coeve ai margini che interessano, hanno rigiocato in funzione di fasi tettoniche posteriori, indipendenti dalle fasi di apertura dei Bacini.

Solo negli ultimi due casi avrà senso chiedersi se il sistema vallivo abbia o meno ospitato, in qualche momento, un corso d'acqua e solo nel secondo caso è possibile teoricamente eseguire indagini accurate per appurare tale fatto. L'ipotesi viene oggi considerata unicamente nell'ottica di un abbassamento notevole del livello dell'acqua nel Bacino, ma non sono a tutt'oggi noti apparati

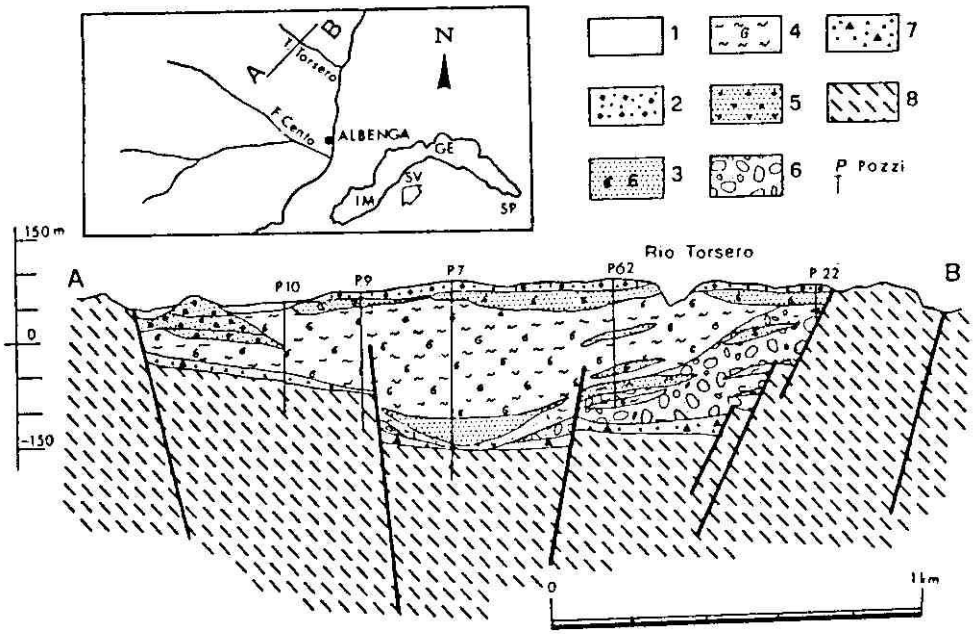


Fig. 4 - Sezione della depressione tettonica di Rio Torsero (Albenga): esempio di paleocanyon pliocenico funzionante a più riprese. 1: Alluvioni pleistoceniche recenti (Fluviale Recente Auct.); 2 : Alluvioni pleistoceniche (Fluviale Antico Auct.); 3: Arenarie di Rio Torsero localmente fossilifere (in facies flussotorbiditica); 4: Argille di Ortovero; 5: Conglomerati di Cisano (conoide sottomarina); 6: Conglomerati di San Rocco (altra conoide sottomarina); 7: Brecce di Salea (basali); 8: Substrato.

sedimentari che possano essere considerati, senza alcun dubbio, i prodotti dell'intensa erosione che avrebbe fatto seguito a un tale abbassamento del livello di base.Del primo tipo di canyon si contano numerosi esempi sul margine ligure alpino (Fig. 3). La loro origine è da imputare alle fasi tettoniche del Pliocene superiore Pleistocene che causano un completo riassetto morfologico-strutturale del margine stesso, portando in emersione lembi sedimentari del Pliocene inferiore, anch'essi in gran parte costituiti da sedimenti di colmata di canali sottomarini (Fig. 4).

3. I CANYON MEDITERRANEI ED I PROCESSI DI EROSIONE SOTTOMARINA

Alcuni canyon mediterranei rivelano con evidenza di essere nient'altro che incisioni in sedimenti marini recenti. L'esempio più evidente è costituito dai canyon del Golfo del Leone, modellati nella scarpata costituita dall'imponente accumulo pleistocenico degli apporti del Rodano (Fig. 1). Tipici sono anche i due canyon di Genova: un qualunque profilo sismico, abbastanza penetrativo da interessare tutto il Neogene (Fig. 5), mostra un substrato pre-pliocenico assolutamente indisturbato, sovrastato da una serie continua dal Pliocene inferiore al Pleistocene superiore ed a livelli orizzontali, in cui i due canyon sono incisi a partire da una profondità di 100-110 m. Ne

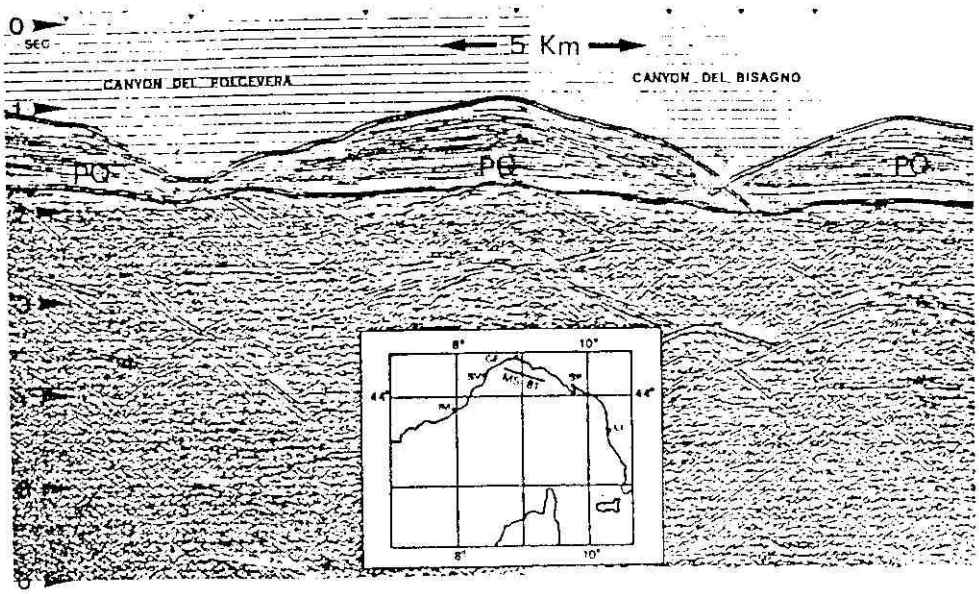


Fig. 5 - Profilo flexotir MS81 attraverso i due canyon genovesi. PQ: Plioquaternario.

consegue che dette configurazioni devono essersi originate nel corso delle fasi di regressione marina del Pleistocene superiore, a seguito delle attive correnti di torbida generate dall'eccesso di apporti detritici immessi dai due fiumi genovesi direttamente sul ciglio del la piattaforma continentale. Anche in questo caso si produce una certa coincidenza di posizione tra le foci attuali dei corsi d'acqua e le testate dei canyon.

Valli di questo tipo sono mantenute in attività nelle fasi interglaciali da correnti di fondo trattive (che sono segnalate attualmente nel Canyon del Bisagno e in quello del Var), oppure vengono colmate e successivamente reincise.Anche canyon di origine tettonica pura hanno conosciuto nel Pleistocene episodi di completa colmata. Essi sono stati riattivati grazie a processi di erosione sottomarina recente, del tutto analoghi a quelli descritti

Esistono canyon di origine mista tettonico-erosiva, la cui origine è dovuta all'attività di faglie, ma il cui modellamento procede anche per erosione. Ne è esempio il Canyon del Levante (Fig. 7), che a tratti è impostato su importanti strutture, mentre in altre parti è inciso in sedimenti quaternari che poggiano su di un

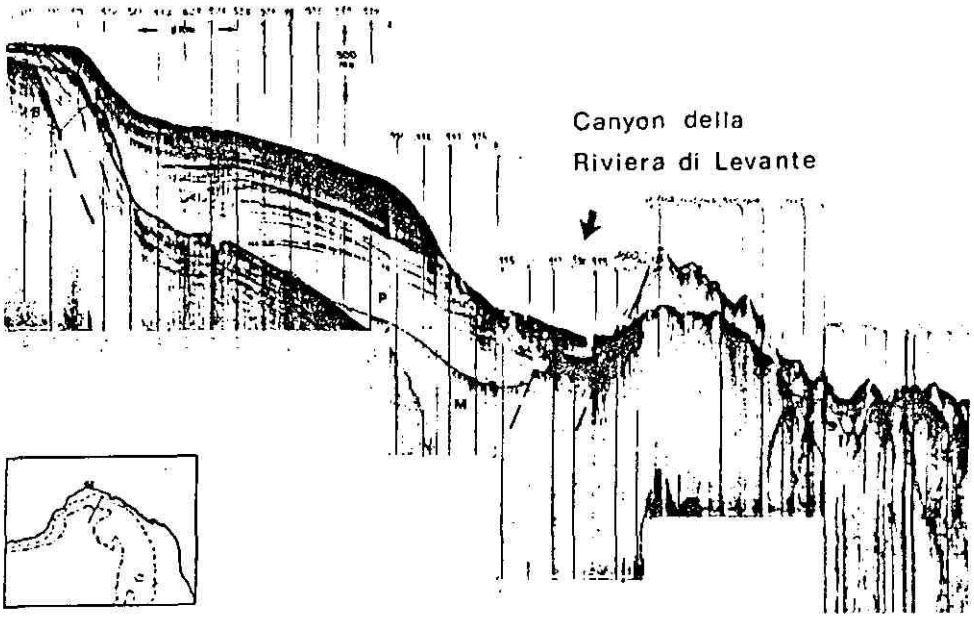


Fig. 7 - Profilo sparker 6900 joule attraverso l'asta terminale del canyon della Riviera di Levante. S: substrato acustico; M: Messiniano; P: Pliocene inferiore; Q: Quaternario

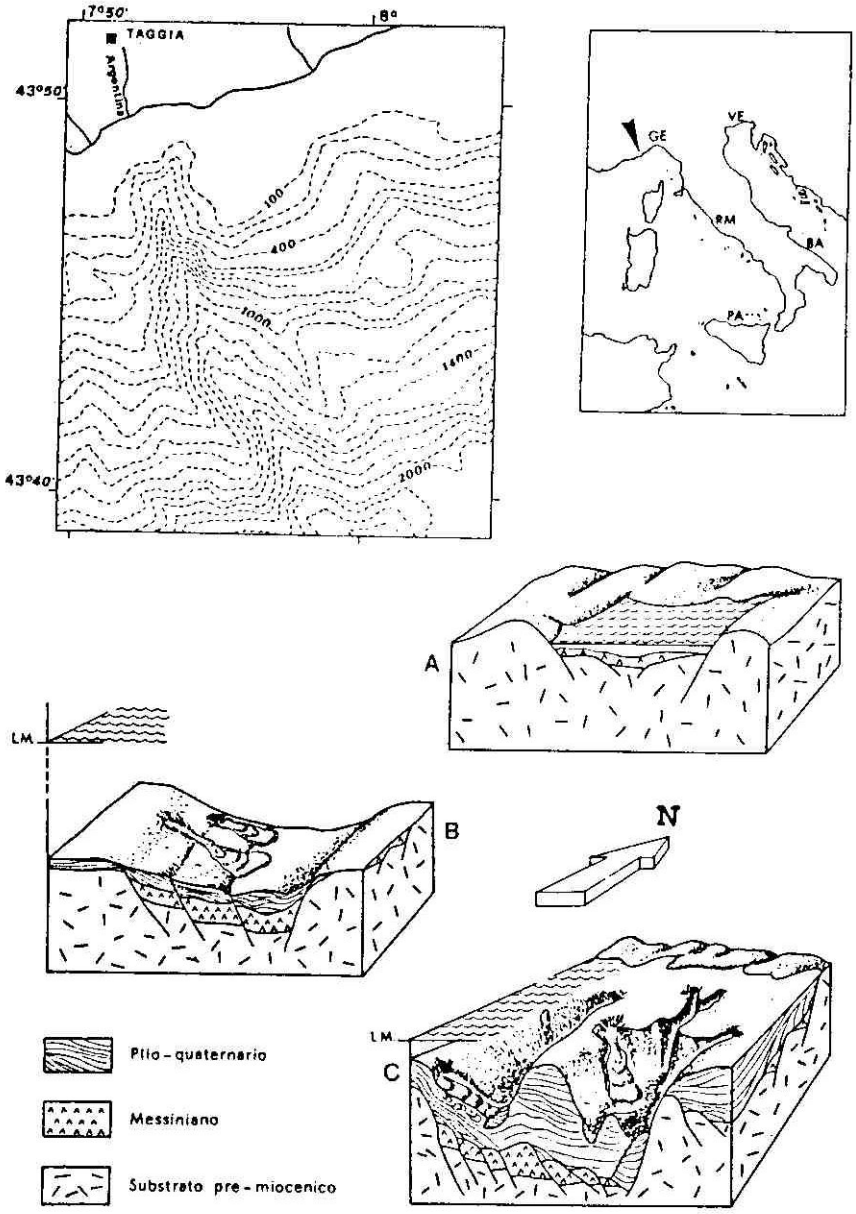


Fig. 6 - Evoluzione della depressione strutturale su cui si imposta il canyon di Taggia dal Miocene terminale ad oggi. L'attuale assetto è conseguente alla recente reincisione della colmata plio-quaternaria. A: situazione corrispondente al Messiniano superiore; B: situazione al Pliocene inferiore (massima trasgressione); C: situazione attuale.

substrato indisturbato. Nel determinare i caratteri di un singolo tratto entrambe Le cause possono essere intervenute. Per questo canyon gli agenti erosivi più importali ti sembrano essere le correnti di fondo attuali, che si incaricano anche di smaltire le ingenti masse di sedimenti che numerose frane sottomarine scaricano dalla scarpata appenninica.

4. CONCLUSIONI

Da quanto esposto risulta che i processi di erosione sottomarina hanno un'importanza capitale in Mediterraneo anche per la riattivazione ed il mantenimento di canyon originati da altri processi.

La fenomenologia erosiva in questione ha generalmente carattere regressivo: L'incisione ex novo o la "ripulitura" di una depressione tendono a procedere dal largo verso terra, facendo arretrare la testata del canyon. I processi di instabilità che tale arretramento induce nelle colmate sedimentarie recenti e i fenomeni di frana sottomarina che ne conseguono causano, a loro volta, la diversificazione morfologica delle testate e la genesi di testate ramificate o multiple.

Due fenomeni possono essere invocati come cause dell'erosione sottomarina:

- le correnti di torbida, attive soprattutto nel corso delle fasi di regressione glacioeustatica e nel Pliocene inferiore ;
- le.correnti di densità ad elevata energia, che scorrono sul fondo e che si attivano in particolari situazioni climatiche (attualmente in inverno).

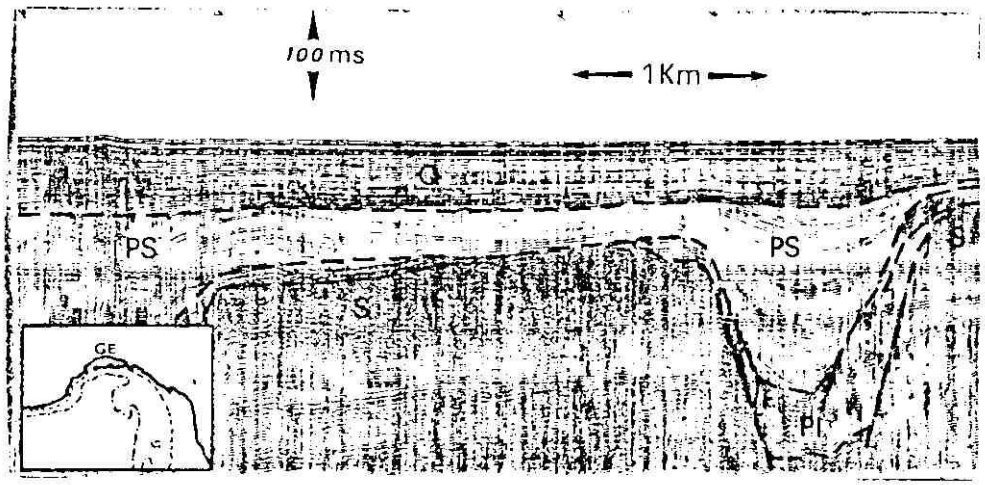


Fig. 8 - Profilo sparker 6000 joule sulla piattaforma antistante la periferia est di Genova. PI: Pliocene inferiore; PS: Pliocene superiore; Q: Quaternario; S: Substratoacustico.

Canyons che non siano impostati in corrispondenza di linee neotettoniche e/o che non siano interessati da processi erosivi sottomarini di una certa entità finiscono per essere prima o poi colmati. Sui margini del Mar Ligure si conoscono numerosi esempi di valli sottomarine "fossili" (Fig. 8).

Particolarmente notevoli sono le piccole valli di erosione subaerea del margine appenninico, incise nel substrato pre-miocenico e colmate da depositi plio-quaternari. Il loro talweg ha un dislivello massimo di 150 m circa rispetto alla superficie della paleopiattaforma d'erosione tardo miocenica e si trova ad una profondità di 350 m, in gran parte dovuta alla subsidenza plio-pleistocenica.

BIBLIOGRAFIA

BELLAICHE G., CODMES F., IRR F., ROURE J., VANNEY J.R. (1979) - Structure of the French Riviera submarine canyons: evidence of a polygenetic history from a submersible study ("Cyaligure Campaign"). Marine Geology, 31: M5-M12.

CLAUSON G. (1978) - The messinian Var Canyon (Provence, Southern France). Paleogeographic implications. Marine Geology, 27: 231-246.

CORRADI N., FANUCCI F., FIERRO G., FIRPO M., PICCAZZO M., MIRABILE L. (1984) - La piattaforma continentale ligure: caratteri, struttura ed evoluzione. Rapporto Tecnico Finale del Frogetto Finalizzato "Oceanografia e Fondi Marini" del C.N.R., Roma: 1-34.

DE MAIO A MORETTI M., SANSONE E., SPEZIE G., VULTAGGIQ M. (1975) - Sulla circolazione superficiale e profonda nel Golfo di Genova. Annali Ist. Univ. Navale Napoli, vol. XLIII-XLIV: 97-112.

FANUCCI F., FIRPO M. (1981) - Application de la sismique réflexion a l'etude de la marge continentale de la Mer Ligure: quelques exemples. Bollettino di Geofisica Teorica ed Applicata. Voi. XXIII, 90-91: 145-157.

FANUCCI F., FIRPO M. (1987) - Neotectonic map of Italy . (Sheets 1-3, marine areas). C.N.R., Progetto Finalizzato "Geodinamica", Sottoprogetto "Neotettonica".

FANUCCI F., FIRPO M. (in corso di stampa) - Geodinamic model of Italy (Sheet 1, marine area). C.N.R., Progetto Finalizzato "Geodinamica", Sottoprogetto "Modello Strutturale Tridimensionale".

FANUCCI F., FIRPO .M., MIRABILE L. (1980) - Les canyons sous-marine de la Mer Ligure: morphologie, structure, évolution. 26" Congrés Géologique internationa1: 467, Parigi.

FANUCCI F., FIRPO M,, MIRABILE L., PICCAZZ0 M. (1984) – Le Plio-Quaternaire de la Mer Ligure: épaisseur et conditions d'accumulation. Marine Geology, 55: 291-303.

FANUCCI F., NICOLICH R. (1984) - II Mar Ligure: nuove acquisizioni sulla natura, genesi ed evoluzione di un "bacino marginale". Mem. Soc. Geol. 11., 27: 97-110.

GENNESSEAUX M., VANNEY J.R, (1979) - Cartes bathyimetriques du Bassin algéro-provencal. C. R. Somm. Soc. Geol. Fr., 4: 191-194.

GROUPE ESTOCADE (1978) - Messinian subaerial erosion of the Stochades and Saint Tropez canyons. A submersible study. Marine Geology, 27: 247-269.

PICCAZZO M., TUCCI S. (1983) - Distribuzione e trasporto di materiale particellato sospeso nei canyon di Genova. Atti 5°Congr. Ass. It. Oceanol. Limnol., Stresa (1982): 675-690.

STOCCHINO C., TESTONI A. (1977) - Nuove osservazioni sulla circolazione delle correnti nel Mar Ligure. Ist. Idrogr. Marina, F. C. 1076, Genova.

VANNEY J.R., GENNESSEAUX M. (1985) - Mediterranean seafloor features: overview and assessment. In "Geological evolution of the Mediterranean Basin", Ed. D.J. Stanley & F.C. Wezel, Springer-Verlag, New York.

---- (1976) - Submarine canyons and deep-sea fans. Ed. J.H. Me D. Whitaker. Benchmark Papers in Geology: 24. Dowden, Hutchinson & Ross Inc., Stroudsburg.

---- (1978) - Sedimentation in submarine canyons, fans, and trenches. Ed, U.J. Stanley & C. Kelling. Uowden, Hutchinson & Ross Inc., Stroudsburg.

ATTI DELL'8°CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1-3 GIUGNO 1988 da pag. 369 a pag.374

LIVELLI DI MERCURIO NEL MATERIALE PARTICELLATO IN SOSPENSIONE NELLE ACQUE DEL MEDITERRANEO.

MERCURY LEVELS IN PARTICULATE SUSPENDEND MATTER IN THE MEDITERRANEAN BASIN.

R. FERRARA[+], B.E. MASERTI[+] e C. ZANABONI*

+ C.N.R. - Istituto di Biofisica, Via S. Lorenzo, 26 - 56127 PISA
* Centro Interuniversitario di Biologia Marina, P. le Mascagni, 1 - 57100 LIVORNO.

Parole chiave: Mercurio, Plancton, Materiale in sospensione.
Key words: Mercury, Plankton, Suspended matter.

SUMMARY.

Mercury concentration in suspended particulate matter has been measured during three oceanographic cruises in the Mediterranean basin with the N/o "Bannock" and "Minerva" of the National Research Council of Italy.

The cruises were held: in the strait of Gibraltar and Alboran Sea (September, 1985); in the Eolian isles and northern coast of Sicily (October, 1987); in the Tuscan Archipelago (October, 1987).

The concentration of mercury in particulate matter ranges from 0,1-2,4 ng/1 or 0,1-4,7 ng/mg, d.w., for the three studied areas.

The sampling stations, with an high turbidity values of the sea water, present a lower mercury content for mg (d.w,) of suspended matter.

INTRODUZIONE

Nello studio del ciclo biogeochimico del mercurio nel bacino del Mediterraneo è importante la conoscenza della concentrazione del metallo associato al materiale particellato presente in sospensione nelle acque, in quanto esso gioca un ruolo significativo nel trasporto e nella distribuzione del mercurio nell'ecosistema marino. Inoltre, poiché il materiale in sospensione è formato principalmente da fito e zooplancton, il mercurio ad esso associato, attraverso processi di bioaccumulo e biomagnificazione, si ritrova in notevoli quantità negli organismi al vertice della piramide alimentare.

Esistono molte evidenze che il mercurio disciolto nelle acque in tracce abbia una spiccata tendenza ad essere adsorbito su ogni possibile superficie. Questa tendenza è dimostrata anche dalla perdita di mercurio notata in soluzioni diluite, dovuta ai processi di adsorbimento da parte delle pareti del recipiente (Jenne and Avotins, 1975).

Il contenuto di mercurio associato al materiale particellato è essenzialmente dovuto a questo processo di adsorbimento; a causa di ciò le particene più piccole aventi un'area superficiale relativamente più ampia, adsorbono quantità più elevate di mercurio per una data massa di sorbente (Baldi and Bargagli, 1984).

Nel caso del plancton, oltre a questo processo passivo di adsorbimento, è presente anche un processo .attivo di assunzione nel quale i composti del mercurio sono incorporati all'interno della cellula. Il metallo negli organismi è soggetto a biotrasformazioni ed è accumulato od escreto in una forma chimica diversa da quella in cui è stato assunto.

Il fattore di concentrazione tra il plancton e acqua è compreso nel range di l-5xl0^3 (Potter et al., 1975).

In questo lavoro sono riportati i livelli di mercurio determinati nel materiale particellato presente in sospensione nelle acque del Mediterraneo occidentale e centrale.

MATERIALI E METODI

I campionamenti di acqua superficiale sono stati effettuati con battellino pneumatico a circa 500 m dalla nave oceanografica con bottiglie di vetro pretrattate.

La torbidità delle acque è stata misurata mediante un turbidimetro (Fisher DRT-15) in unità nefelometriche (U.N.).

La quantità di materiale particellato (in mg, peso secco) presente su ciascun filtro è stata calcolata in base alla correlazione, da noi determinata, tra torbidità dell'acqua e milligrammi (p.s.) di materiale in sospensione per litro.

La filtrazione per la raccolta del materiale particellato è stata eseguita a bordo su filtri a membrana di nitrato di cellulosa da 0,45 µm di porosità (Sartorius 11306). La quantità di acqua filtrata è stata generalmente di 5 litri; nel caso di elevate torbidità delle acque sono state filtrate quantità inferiori. I filtri sono stati conservati a -20°C fino al momento dell'analisi.

I filtri erano stati trattati in precedenza mediante immersione in un soluzione acquosa di HNO_3 suprapur grade al 10% per 2 mesi. Questo procedimento è necessario per ridurre il naturale contenuto di mercurio nel filtro da 3-4 ng a 0,5-0,8 ng.

I filtri contenenti il materiale particellato sono stati mineralizzati in sistema chiuso a pressione a 160°C per 2 ore in crogioli di teflon contenenti 3 ml di HNO_3 suprapur grade (Merck).

La determinazione del contenuto di mercurio è stata effettuata mediante spettrometria di fluorescenza atomica (Ferrara et al., 1980). Il limite di rivelabilità strumentale è di 0,01 ng di mercurio, il valore del bianco (filtro + reagenti) è dell'ordine di 1,5 ng di mercurio.

AREE DI STUDIO

I campionamenti sono stati effettuati durante 3 crociere oceanografiche con le N/O "Bannock" e "Minerva" del C.N.R. nelle aree sotto riportate (fig. 1):

A: Stretto di Gibilterra, Mare di Alboran (Settembre 1985)

B: Isole Eolie e Sicilia settentrionale (Ottobre 1987}

C: Arcipelago Toscano (Ottobre 1987)

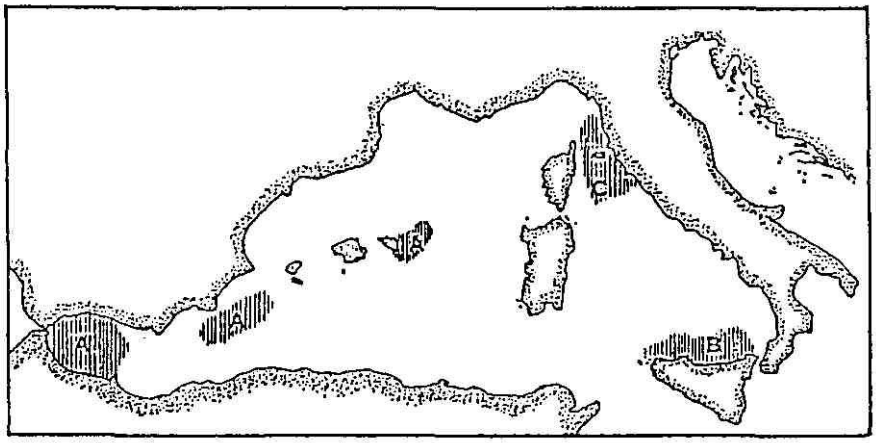


Fig. 1 - Aree di studio

RISULTATI E DISCUSSIONE

Nella tabella 1 sono riportate le concentrazioni di mercurio determinate nel materiale particellato raccolto nelle tre aree di studio. La concentrazione di mercurio è espressa sia in ng/1, sia in ng/mg di sostanza secca.

Aree di studio	A		B		C	
	ng/l	ng/mg	ng/l	ng/mg	ng/l	ng/mg
Range	0,3-1,6	0,5-3,6	0,1-1,4	0,1-4,5	0,2-2,4	0,1-4,7
Valor medio	0,9	2,1	0,6	1,3	1,3	0,9
n	11	11	21	21	18	18

Tab. 1 - Concentrazione di mercurio nel materiale particellato presente in sospensione nelle acque delle aree di studio espressa in ng/1 e in ng/mg, p.s. (n = numero di campionamenti).

Il range della concentrazione di mercurio è simile per le tre aree esaminate ed è compreso fra 0,1 e 2,4 ng/1 e fra 0,1 e 4,7 ng/mg, p.s.

I valori più elevati della concentrazione di mercurio (x= 2,1 ng/mg, p.s.) nel particellato per milligrammo di sostanza secca sono stati determinati nelle acque del bacino del Mediterraneo al largo delle coste fra la Corsica e le isole Baleari, dove le acque particolarmente limpide (torbidità x=0,2 U.N.) presentano bassi contenuti di materiale in sospensione.

I campionamenti nell'Arcipelago Toscano sono stati effettuati a circa 3 miglia dalla costa, in acque che presentano profondità comprese fra i 17 e 90 metri.

In quest'area sono state determinate le più elevate quantità di mercurio per litro di campione filtrato (x=l,3 ng/1), mentre i valori del contenuto di mercurio per milligrammo di sostanza secca sono risultati i più bassi rispetto alle altre aree studiate (x=0,9 ng/mg, p.s.).

Nell'area costiera dell'Arcipelago Toscano sono stati rilevati i più alti valori di torbidità delle acque (x=0,8 U.N.), conseguenti ad una notevole presenza di materiale particellato in sospensione, dipendente da fattori stagionali e meteorologici.

Ferrara et al. (1986) in una campagna di misure nella stessa area di studio, hanno osservato una diminuzione della concentrazione di mercurio totale disciolto nelle acque da 8,2 ng/1 a 6,3 ng/1. Secondo gli autori questa diminuzione è da imputarsi alla frazione "reattiva" (è definita come "mercurio reattivo" la frazione del metallo disciolto nelle acque riducibile a mercurio elementare con la sola aggiunta di SnCla (Seritti et al., 1980)). del mercurio disciolto che si lega al materiale particellato. La minor concentrazione di mercurio disciolto nelle acque, potrebbe essere responsabile delle più basse concentrazioni del metallo associato al materiale particellato.

I dati riportati in questo lavoro sono in accordo con quelli di Buat-Menard et al. (1981) che hanno misurato valori di 1,3 ng/1 per il mercurio associato al materiale particellato presente in sospensione nelle acque dell'area settentrionale del mare delle Baleari.

Baldi (1986) ha misurato lungo un transetto orizzontale tra la foce del fiume Albegna e l'isola di Montecristo, valori decrescenti da 2 a 0,5 ng/mg. I più elevati valori della concentrazione di mercurio osservati sottocosta sono probabilmente da attribuirsi all'apporto di materiale da parte dell'Albegna, fiume che drena il bacino idrografico del Monte Andata, ricco di giacimenti di cinabro.

* E' definita come "mercurio reattivo" la frazione del metallo disciolto nelle acque riducibile a mercurio elementare con la sola aggiunta di $SnCl_2$ (Seritti et al., 1980)

Valori più elevati (39 ng per kg di acqua filtrata) sono stati determinati da Aboul-Dahab et al. (1986) nelle zone costiere vicino ad Alessandria; anche Vucetic et al. (1974) hanno osservato concentrazioni dell'ordine di 1,5-16 ng/mg per zone costiere e dell'ordine di 1,8-4,2 ng/mg per plancton raccolto al largo. Queste elevate concentrazioni di mercurio sono probabilmente dovute al fatto che i campionamenti sono stati effettuati in zone ad alta contaminazione industriale.

Alcune misure da noi effettuate su plancton raccolto con retini a maglie di 200 μm, presentano valori di mercurio di 0,2-0,3 ng/mg, p.s.

Questi valori sono in accordo con quelli riportati da Fowler (1985) (0,08 ng/mg per la frazione microplanctonica, 0,13 ng/mg per gli eufasiacei e 0,2 ng/mg per la specie mesopelagica Myctophum glaciale).

CONCLUSIONI ;

Dai dati riportati emerge una sostanziale omogeneità della concentrazione di mercurio associato al materiale particellato in sospensione nelle acque delle tre aree esaminate del bacino del Mediterraneo. Nelle aree con elevati valori di torbidità delle acque, ovvero ad elevato contenuto di particellato, la quantità di mercurio nel materiale in sospensione per mg di sostanza secca è notevolmente inferiore rispetto a quella presente nel materiale raccolto in acque con bassi valori della torbidità.

E' da sottolineare che la concentrazione di mercurio nel materiale particellato depositato sul filtro presenta valori notevolmente più elevati di quelli da noi riscontrati nel plancton campionato con retini; questo è probabilmente dovuto alle diverse dimensioni e natura del materiale raccolto.

BIBLIOGRAFIA -

Aboul-Dahab O., Halim Y. and O. El-Rayis. Mercury species in coastal marine organisms from different trophic levels west of Alexandria. FAO Fisheries report n. 325 Supplement, 1-7 (1986).

Baldi F. The biogeochermical cycle of mercury in the Tyrrhenian sea. FAO Fisheries report n. 325 Supplement, 29-43 (1986).

Buat-Menard P., Arnold M., Baron D., Benard H. and R. Chesselet. Particulate trace metals chemistry in the open ocean and the western Mediterranean: a comparative study. V^{es} Journ. Etud. Pollut. CIESM, 1005-1009, Cagliari (1980)

Ferrara R., Seritti A., Barghigiani C. and A. Petrosino. Improved instrument for mercury determination by atomic fluorescence spectrometry with high-frequency electrodeless discharge lamp. Anal. Chem. Acta 117, 391-395 (1980).

Ferrara R., Seritti A., Barghigiani C. and A. Petrosino. Mercury levels in the dissolved and particulate fractions of the Tyrrhenian sea. Mar. Chem. 18, 227-232 (1986).

Fowler S.W. Assessing pollution in the Mediterrranean sea. In: Pollutants and their ecotoxicological singnificance. Ed. H.W. Nurberg. Cheichester, U.K., J. Wiley & Sons Ltd., 269-287 (1985).

Jenne E.A. and P. Avotins. The time stability of dissolved mercury in water samples-I. Litarature review. J. Environ. Qual., 4, 427-430 (1975).

Potter L., Kidd D. and D. Standiford. Mercury levels in lake Powell. Bioamplication of mercury in man-made desert reservoir. Environ. Sci. Technol., 9, 41-46 (1975).

Seritti A. Petrosino A., Ferrara R. and C. Barghigiani. A contribution to the determination of "reactive" and "total" mercury in sea water. Environ. Technol. Letters, 1, 50-57 (1980).

Vucetic T., Vernberg W.B. and G. Anderson. Long-term annual fluctuations of mercury in the zooplankton of the east central Adriatic. Rev. Int. Oceanogr. Med., 33, 75-81 (1974).

ATTI DELL'8°CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1-3 GIUGNO 1988 da pag. 375 a pag. 381

ANALISI DI COMUNITA' ZOOPLANCTONICHE IN STAGNI DESTINATI A PESCICOLTURA IN PROVINCIA DI MODENA

I. FERRARI*, G. COLOMBO*, E. STELLA**

* Istituto di Zoologia, Università, Ferrara
** Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, La Sapienza, Roma

RIASSUNTO

E'stata studiata l'evoluzione stagionale delle comunità zooplanctoniche di quattro stagni siti a Massa Finalese (provincia di Modena), in cui è allevato il pesce gatto americano, Ictalurus puncatus (Rafinesque). Gli stagni sono caratterizzati da un elevato trofismo, in particolare da massicce e persistenti fioriture di Cianoficee. Lo zooplancton presenta densità decisamente alte (fino a un massimo di 8500 ind. l^{-1} in estate), sostenute principalmente fin Rotiferi. Anche Cladoceri e Copepodi mostrano densità rilevanti. Di particolare interesse è la presenza del calanoide Boeckella triarticulata (Thomson), specie ampiamente diffusa in Australia e Nuova Zelanda, segnalata anche in Mongolia e Manciuria, mai prima d'ora ritrovata in corpi d'acqua europei.

SUMMARY

ZOOPLANKTON ANALYSIS IN FISH PONDS IN THE PROVINCE OF MODENA (ITALY) - An investigation has been carried out on the seasonal evolution of zooplankton in four ponds in Massa Finalese (Province of Modena, Italy) in which channel catfish, Ictalurus punctatus (Rafinenque) is farmed. The ponds are characterized by an elevated trophism, in particular- by massive and persistent blooms of blue-green algas. The zooplankton has noticeably high densities , with a maximum of 8500 ind. l^{-1} during summer, supported mainly by Rotifers. Cladocerans and Copepods also have considerable densities. The presence of the calanoid Boeckella triarticulata (Thomson) ìs particularly interesting, as it is widespread throughout Australia and New Zealand, also recorded in Mongolia and Manchuria, but never before found in Europe.

1. INTRODUZIONE

Importanti ricerche su struttura e ruolo dei popolamenti planctonici in " fish ponds" sono state condotte vari autori: ci limitiamo a ricordare i contributi di Hrbàcek (1966) e di Korinek (1972) e quelli più recenti di Linch e Shapiro (1981), Lewkowicz (1984), Munch et al. (1984). In Italia, nonostante il crescente i interesse per i problemi di organizzazione e gestione di una moderna acquacoltura (Ghit-

tino, 1983), non esiste una tradizione di studi planctologici degli ambienti di acqua dolce utilizzati per 1'allevamento di specie ittiche.

In questa nota sono riportati i risultati preliminari di uno studio sulla composizione e sulla dinamica stagionale dello zooplancton di un complesso di stagni situati nella Pianura Padana (a Massa Finalese, in provincia di Modena), in cui è allevata una specie esotica di interesse commerciale, il pesce gatto americano, Ictalurus punctatus (Rafinesque). I trend stagionali di abbondanza dei principali taxa zooplanctonici sono stati analizzati in rapporto alle variazioni di stato trofico delle acque.

2. L'AMBIENTE DI STUDIO

La ricerca è stata condotta presso l'Azienda Pasquali di Massa Finalese in quattro stagni (che saranno denominati S5, S6, S7 e S8), aventi ciascuno un'area di 1.8 ha e una profondità media di circa 1 m. Gli stagni sono disposti in serie: una leggera pendenza del terreno consente un flusso d'acqua unidirezionale dal primo (S5) a quelli successivi; il ricambio idrico dalla primavera all'autunno è assicurato da un bacino di raccolta (direttamente collegato con SS) in cui viene pompata acqua da un canale irriguo.

Avannotti di I. punctatus di età 1+ furono immessi negli stagni nel giugno 1985; l'alimentazione era fornita sotto forma di mangime commerciale pellettato. Nell'aprile 1987, per agevolare la cattura del pesce ormai giunto alla taglia utile per il commercio, gli stagni furono completamente prosciugati. Dati di taglia e peso rilevati mensilmente su individui di I. punctatus sono in corso di elaborazione per uno studio sull'accrescimento della specie nel periodo indicato (Colombo, com. pers.).

Si ricorda che nelle acque interne di questa zona, soprattutto nei laghi per la pesca sportiva e negli allevamenti ittici, sono presenti numerose altre specie esotiche di pesci, in particolare le "carpe cinesi" (Melotti e Resta, 1987; Cattabriga, com. pers.).

3. MATERIALI E METODI

I campioni di zooplancton sono stati raccolti con periodicità mensile dal novembre 1985 all'aprile 1987 da una stazione fissa di ciascuno dei quattro stagni. Sono stati effettuati 16 sopralluoghi e sono stati complessivamente raccolti 64 campioni. Per ogni campione è stato filtrato, attraverso una rete da 50 µm, un volume d'acqua di 50-60 l prelevato lungo l'intera colonna verticale con trappola di Patalas. Simultaneamente al campionamento dello zooplancton si è proceduto al rilevamento di dati fisici (temperatura e trasparenza) e al prelievo di campioni per l'analisi di parametri di stato trofico dell'acqua (concentrazione dei nutrienti, dell'ossigeno disciolto, della clorofilla-a fitoplanctonica) .

4. RISULTATI E DISCUSSIONE

a) Stato trofico delle acque

ROTIFERI

Bdelloidei

Epiphanes sp.

Epiphanes brachionus spinosus

Brachionus angularis

B. calyciflorus

B. diversicornis

B. falcatus

B. budapestinensis

B. quadridentatus

Mytilina ventralis

Euchlanis sp.

Anuraeopsis fissa

Keratella cochlearis

K. cochlearis tecta

K. tropica

K. quadrata

Lepadella spp.

Colurella sp.

Lecane luna

Lecane sp.

Lecane Monostyla hamata

L.M. bulla

L.M. quadridentata

Lecane Monostyla sp.

Cephalodella spp.

Scaridium longicaudum

Trichocerca spp.

Asplanchna priodonta

Asplanchna girodi-brightwelli

Polyarthra spp.

Synchaeta sp.

Testudinella patina

Pompholyx sp.

Hexarthra sp.

Filinia opoliensis

Filinia longiseta

Filinia brachiata-cornuta

Rotiferi non identificati

CLADOCERI

Bosmina longirostris

Ctenodaphnia magna

Daphnia ambigua

Daphnia longispina

Moina micrura

Scapholeberis sp.

Simocephalus sp.

Chydorus sphaericus

Alona sp.

Leydigia leydigi

COPEPODI

Macrocyclops fuscus

Eucyclops serrulatus

Acanthocyclops vernalis

Cyclops vicinus

Thermocyclops crassus

Boeckella triarticulata

Tab. 1 - Elenco delle specie zooplancloniche negli stagni di Massa Finalese.

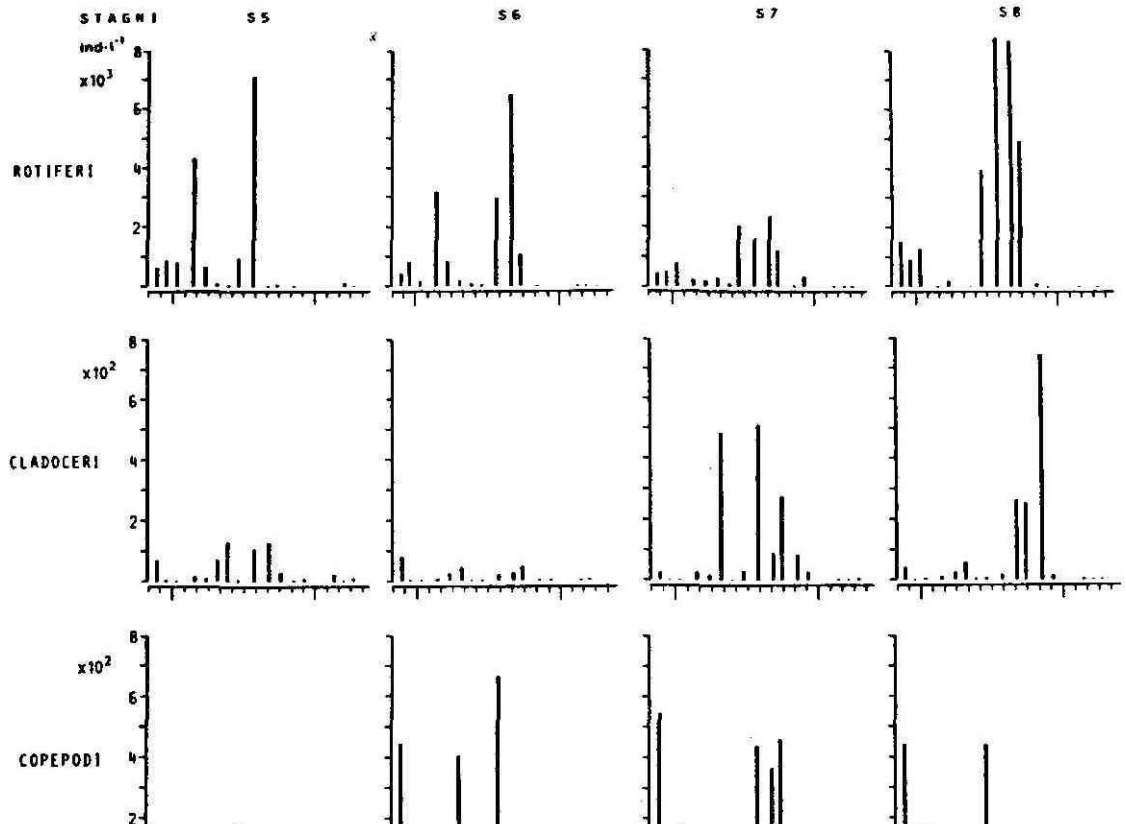


Fig. 1 - Densità dei principali taxa zooplanctonici negli stagni di Massa Finalese.

Una dettagliata descrizione delle caratteristiche fisiche e chimiche delle acque nel primo periodo della campagna di campionamenti è stata fatta da De Vecchi (1984-85). In sintesi, gli stagni mostrano un elevato grado di trofia: la temperatura massima dell'acqua si avvicina ai 30°C; la trasparenza come visibilità del disco di Secchi è sempre inferiore a 50 cm e d'estate non supera generalmente i 20 cm; durante tutto l'anno si hanno fioriture di Cianoficee (Oscillatoriacee) che danno luogo a massimi estivi di oltre 400 $\mu g.l^{-1}$ di clorofilla-a fitoplanctonica; le concentrazioni dei nutrienti sono decisamente alte (fino a oltre 1000 $\mu g.l^{-1}$) di azoto ammoniacale e oltre 300 $\mu g.l^{-1}$ di fosforo reattivo); d'estate, infine, si osservano forti escursioni del contenuto di ossigeno disciolto nelle 24 ore.

b) Lo zooplancton

L'analisi sistematica dei campioni di zooplancton ha evidenziato la presenza di almeno 40 specie di Rotiferi, 10 specie di Cladoceri e 6 specie di Copepodi (Tab. 1). Esiste una notevole variabilità spaziale (da stagno a stagno) delle abbondanze dei principali taxa (Fig. 1). Emergono tuttavia alcuni trend stagionai i ricorrenti: il più evidente riguarda la netta differenza che si osserva tra il periodo novembre 1985 - aprile 1986 (le densità zooplanctoniche, dei Rotiferi e dei Copepodi in particolare, sono piuttostoconsistenti) o il corrispondente periodo dell'anno successivo, dal novembre 1986 all'aprile 1987 (le densità zooplanctoniche sono decisamente ridotte). I Rotiferi presentano rilevanti massimi estivi di abbondanza. Le specie che compaiono con oltre 1000 $ind.l^{-1}$ sono Keratella cochlearis tecta in tutti gli stagni, Brachionus angularis in S5 e 38, Keratella tropica in S5 e S6, Filinia longiseta in S6, Polyarthra in S6 e S8; in quest'ultimo stagno Polyarthra da luglio a settembre compare con densità comprese tra 3100 e 6200 $ind.l^{-1}$. Più contenuti, ma non meno significativi, sono i picchi dei Rotiferi nell'autunno-inverno 1985-86: specie dominanti della taxocenosi sono Keratella cochlearis e Synchaeta con massimi in febbraio di 3700 $ind.l^{-1}$ in S5 e di 2400 $ind.l^{-1}$ in S6, rispettivamente .

I Cladoceri sono principalmente rappresentati da Bosmina longirostris e da Daphnia gr. longispina: le due specie sostengono gli alti valori di densità che si hanno dalla primavera all'autunno soprattutto in S7 e S8 (Fig. 1.). Ai primi di settembre un'abbondante popolazione di Clenodaphnia magna è occasionalmente presente in S5 (102 ind. l^{-1}), Interessante è anche la comparsa di Daphnia ambigua, una specie che in Italia è stata finora segnalata solo nel lago dì Endine (Margaritora, 1985): essa presenta un massimo di densità di 46 $ind.l^{-1}$ nel novembre 1986 in S7.

Dall'inizio della campagna di campionamenti al settembre 1986 i Copepodi compaiono con elevate densità sostenute soprattutto da naupli e copepoditi di Cyclops vicinus e Acanthocyclops vernalis (Fig. 1). Alla fine del settembre 1986 in tutti gli stagni compare - prima segnalazione in corpi d'acqua europei - il calanoide centropagide Boeckella triarticulata (Thomson); in tutti i campioni raccolti suc-

cessivamente, fino all'aprile 1987, la specie è presente con i diversi stadi di sviluppo, in particolare con ovigere e naupli, e tende ad affermarsi come specie dominante raggiungendo densità cospicue (fino a un massimo di 75 ind.l^{-1} in S5, in febbraio).

B. triarticulata è una specie ad ampia distribuzione in laghi stagni ed acque temporanee (si diffonde facilmente attraverso le uova durature) di gran parte dell'Australia, della Tasmania e dell'Isola Meridionale della. Nuova Zelanda. E'stata segnalata anche in .un numero limitato di campioni.

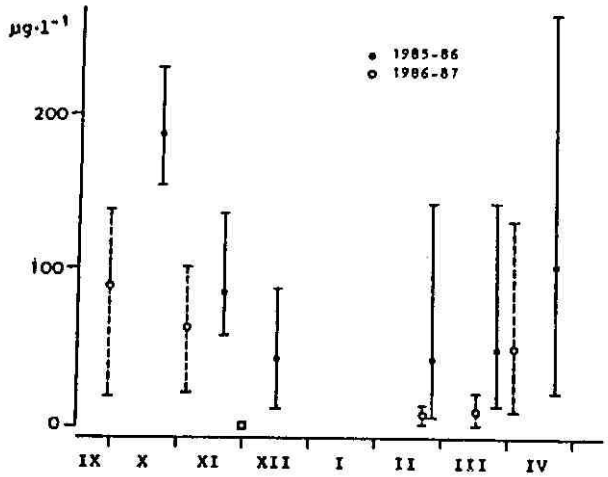


Fig. 2 - Concentrazione di clorofilla-a fitoplanctonica (media e intervallo di variazione) nei quattro stagni di Massa Finalese, in assenza (1985-86) e in presenza (1986-87) di Boeckella triarticulata (Thomson).

di laghi della Mongolia e della Manciuria (Bayly, 1964 e 1979). Sulle vie e modalità di introduzione della specie in acque italiane possono essere formulate varie ipotesi. Bay1y (com. pers.) ritiene che Boeckella triarticulata possa essere stata trasportata in Italia in associazione con piante o animaili da allevamento provenienti dall'Australia. A noi pare più convincente l'idea di una "pista cinese", e cioè di un'immissione del calanoide associata alla diffusione in ampie zone della Regione Emilia Romagna di sistemi di policoltura basati sull'allevamento di carpe cinesi.

L' insediamento di Boeckella triarticulata negli stagni di Massa Finalese ha effetti rilevanti sulla struttura delle comunità planctoniche. Trattandosi di un efficiente macro-filtratore, la sua comparsa - in accordo con i modelli di "cascata trofica" (Brooks e Dodson, 1965 ; Kerfoot e De Angelis, 1989)- determina da un lato un significativo contenimento della biomassa fitoplanctonica (Fig. 2), dall'altro una netta riduzione di densità delle altre componenti zooplanctoniche, in particolare dei microfiltratori rappresentati da Rotiferi e da naupli di Ciclopoidi.

BIBLIOGRAFIA

Bayly I.A.E.; 1964 - A revision of the Australasian species of the freshwater genera Boeckella and Hemiboeckella (Copepoda: Calanoida). Aust. J. Mar. Freshw. Res., 15, 180-238.

Bayly I.A.E.; 1979 - Further contributions to a. knowledge o P the Centropagid genera Boeckella. Hemiboeckella and Calamoecia (athalassic Calanoid Copepods). Aust. J. Mar. Freshw. Res., 30, 103-127.

Brooks J.L. and Dodson S.I.; 1965 - Predation, body size and composition of plankton. Science, 150, 28-35.

De Vecchi M.; 1984-85 - Descrizione delle caratteristiche chimiche delle acque di stagni usati per la pescigattocoltura nel Modenese. Tesi di laurea, Università di Ferrara, 38 pp.

Ghittino P.; 1983 - Tecnologia e Patologia in Acquacoltura. Vol. 1 Tecnologia, Ed. Bono, Torino, 532 pp.

Hrbàcek J.; 1966 - A morphological study of some backwaters and fish ponds in relation to the representative plankton samples. Hydrobiol. Stud., 1, 221-265.

Kerfoot W.C. and De Angelis D.L.; 1989 - Scale-dependent dynamics: zooplankton and the stability of freshwater food webs. Tree, 4, 6, 167-171.

Korinek V.; 1972 - Results of the study of some links of the food chain in a carp pond in Czechoslovakia. In: Productivity Problems of Freshwaters. PWN, Warszawa -Kraków, 541-553.

Lewkowicz M.; 1984 - Effect of intensive carp culture in ponds on zooplankton community. Verh. Internat. Verein. Limnol., 22, 1695-1698.

Lynch M. and Shapiro J.; 1981 - Predation, enrichment, and phytoplankton community structure. Limnol. Oceanogr. 26, 86-102.

Margaritora F.G.; 1985 - Fauna d'Italia. Cladocera. Ed. Calderini, Bologna, 399 pp.

Melotti P. e Resta C.; 1987 - Specie ittiche esotiche in Emilia-Romagna. Regione Emilia Romagna, Ass.to Scuola, Cultura, Sport e Tempo libero, 56 pp.

Munch C.S., Vaga R.M. and Culver D.A.; 1984 - Evidence for size-selective grazing of phytoplankton by zooplankton in fish hatchery ponds. Verh. Internat. Verein. Limnol., 22, 1640-1644.

ATTI DELL'8° CONGRESSO
A.I.O.L. PALLANZA 1-3 GIUGNO 1988 da pag. 383 a pag. 395

Tasso di filtrazione e d'ingestione di Acartia clausi, nel Golfo di Trieste.

S. Fonda Umani e M. Cocchietto

Dipartimento di Biologia - Università di Trieste

Riassunto

Nell'ambito degli studi sui flussi energetici nell'ecosistema pelagico del Golfo di Trieste sono stati studiati i tassi di filtrazione e d'ingestione del copepode Acartia clausi, presente tutto l'anno e spesso dominante sull'intera comunità zooplanctonica.

I tassi di filtrazione, durante IL periodo di sperimentazione (dicembre 86 - agosto 87), si mantengono su valori piuttosto alti e ciò è stato messo in relazione con lo scarso contenuto in Carbonio dei popolamenti fitoplanctonici naturali utilizzati per gli esperimenti, dominati dalla frazione nanoplanctonica.

I tassi d'ingestione sono sempre prossimi al valore di saturazione e seguono l'andamento classico descritto da Ivlev (1955).

La richiesta teorica dell'intera popolazione adulta di A. clausi rappresenta al massimo un terzo della biomassa fitoplanctonica disponibile.

Summary

In order to investigate energy flow through pelagic ecosystem in the Gulf of Trieste, filtration and ingestion rates of copepod Acartia clausi have been studied. A. clausi present during the whole year, are often predominant all over the zooplanktonic community.

During experimental period (december 86 - august 87), filtration rates are very high, in relation to low content in C of the natural phytoplanktonic populations (dominated by nanoplanktonic fraction) used for these researches.

Ingestion rates are ever very near the saturation value and the relationship between ration ingested and food Levels is curvilinear, following the modification of the Ivlev (1955) equation by Deason (1980).

The maximum theoric demand of the whole A. clausi adult population is the third of available phytoplanktonic biomass.

Introduzione

Uno dei principali problemi per definire l'entità dei trasferimenti energetici lungo la rete trofica pelagica, è il comportamento alimentare dei singoli organismi che la compongono.

Particolare sviluppo hanno avuto perciò, in tempi recenti, le ricerche sui tassi di filtrazione e d'ingestione di vari zooplanctonti, soprattutto su quelli dei copepodi, per il ruolo primario che essi rivestono nelle comunità zooplanctoniche. Sono stati cosi determinati sperimentalmente i tassi di filtrazione in funzione alle dimensioni e allo stadio di sviluppo di numerose specie (Paffenhofer, 1971, 1976; Paffenhofer and Harris, 1976; Harris and Paffenhofer, 1976), alla temperatura ed alla densità del popolamento fitoplanctonico (Kiorboe et al., 1982; Mullin et al., 1975), alle dimensioni delle partlcelle (O'Connors et al., 1980), ecc.

Questo genere di esperimenti è stato sempre condotto usando colture fitoplanctoniche monospecifiche e spesso anche organismi zooplanctonici provenienti da allevamenti.

Meno abbondanti sono invece le ricerche effettuate utilizzando sostanza particellata naturale, analizzata e conteggiata mediante Coulter Counter (Frost, 1972; Poulet, 1973, 1974, 1978), per ottenerne lo spettro dimensionale.

Più rari ancora gli esperimenti effettuati con popolamenti fitoplanctonici naturali, dei quali viene riportata la composizione tassonomica (Andreoli et al., 1985; Guglielmo et al. , 1983).

Per le nostre ricerche si è invece preferito quest'ultimo sistema, mediante il quale è stato possibile determinare, oltre al valore del tasso di filtrazione, anche le preferenze alimentari della specie scelta per i nostri esperimenti e conseguentemente il tasso d'ingestione che, come è noto, dipende in larga misura da queste. Infatti a parità di tassi di filtrazione, quelli d'ingestione possono variare di molto, in funzione al contenuto in Carbonio delle specie algali utilizzate.

Si è scelto il copepode Acartia clausi perché non solo sicuramente presente nel plancton del Golfo di Trieste per tutto l'arco dell'anno, ma spesso prevalente e in alcuni mesi decisamente dominante, tanto da contribuire, all'inizio dell'estate, per più dell'80%, in termini di peso secco, alla biomassa totale dello zooplancton da rete (Fonda Umani, 1985).

Per questa specie sono noti i tassi di filtrazioni calcolati con sistemi diversi in varie situazioni sperimentali (Deason, 1980), mentre le sue preferenze alimentari sono note soltanto in termini di grandezze spettrali (Poulet, 1978).

Non esistono, infine, notizie di alcun tipo sul "grazing" di A. clausi per le aree alto e medio adriatiche, dove invece svolge un ruolo determinante nei trasferimenti energetici all'interno dell'ecosistema, soprattutto costiero.

Materiali e Metodi

I prelievi d'acqua di mare e di zooplancton da rete sono stati effettuati una volta al mese dal dicembre 1986 all'agosto 1987, con l'eccezione di gennaio, in una stazione t'issa al largo del promontorio di Miramare (Golfo di Trieste). L'acqua veniva raccolta a 2 m di profondità con bottiglia di tipo Niskin da 5 L e lo zooplancton con rete WP .2 (200 μm di vuoto di maglia) mediante pescate verticali dal fondo alla superficie. Il materiale, mantenuto alla stessa temperatura rilevata al momento del prelievo, veniva trasportato in laboratorio, dove si selezionavano una decina di femmine mature e vitali di Acartia clausi che venivano introdotte in 2 bottiglie di vetro scuro da 500 ml riempite con l'acqua raccolta a mare, precedentemente filtrata su rete da 208 μm, per allontanarne eventuali altri zooplanctonti. Altre 4 bottiglie uguali venivano riempite con la sola acqua di mare filtrata, 2 venivano fissate immediatamente con formalina neutralizzata al 4% e costituivano il campione iniziale (Concentrazione iniziale), le altre 2, che venivano utilizzate come campioni di confronto, così come quelle contenenti le femmine di Acartia clausi, venivano ulteriormente oscurate con carta stagnola e messe ad incubare per 18 ore alla stessa temperatura rilevata a 2 m di profondità. Dopo il periodo d'incubazione venivano controllate le condizioni di vitalità dei copepodi, quindi l'acqua delle 2 bottiglie in cui era avvenuto il "grazing" cosi come quella delle 2 di controllo, veniva fissata con le metodiche più sopra descritte.

Si passava successivamente all'analisi e al conteggio delle cellule fitoplanctoniche con il metodo di Utermohl (1958) su aliquote significativamente consistenti dei 6 campioni d'acqua cosi ottenuti.

II tasso di filtrazione veniva determinato usando le metodiche indicate da Frost (1972), mediando i valori ottenuti da ciascuna coppia di repliche, mentre il tasso d'ingestione si calcolava in base al numero di cellule per litro ingerite in ciascun esperimento, trasformando il loro biovolume (Cabrini et al., 1989) in contenuto in Carbonio (Strathmann, 1967).

Analisi dei risultati

Il tasso di filtrazione (F), inteso come "volume swept clear", di A. clausi (tab. I) varia da un minimo di 2.76 ml/individuo/ora in dicembre ad un massimo di 7.8 mi/indi viduo/ora in Luglio

La dieta di A. clausi, perlomeno nelle nostre condizioni sperimentali, risulta costituita fondamentalmente da nanoplancton (microflagellati quali euglenoficee, prasinoficee, cianoficee e piccole dinoficee) con diametro medio inferiore ai 10 μm, da diatomee di dimensioni piuttosto ri-

TAB.I

mesi	F mL/ind./h	popolamento fitoplanctonico cell. / dmc 10^3
dicemb	2.76	1316
febbraio	5.74	1638
marzo	3.14	1615
aprile	4.10	2013
maggio	4.72	3439
giugno	3.41	2452
luglio	7.80	2150
agosto	5.84	1725

dotte (Skeletonema, costatum , Chaetoceros sp.p., Nitzschia gr. pseudonitzschia) e in - alcuni periodi anche di dimensioni leggermente superiori (Cerataulina pelagica, Hemiaulus e Thalassiosira sp.p.), e da qualche specie più grande di dinoficee, peraltro mai particolarmente abbondanti nei popolamenti fitoplanctonici del Golfo (Cabrini e al., 1989)

Si è infatti osservato che Acartia clausi non ingerisce mai specie come Leptocilindrus danicus o Rhizosolenia sp.p., benché di dimensioni inferiori ad esempio di Thalassiosira sp.p.; o , fra le dinoficee., Peridinium sp.p.. o Prorocentrum sp.p., benché di dimensioni inferiori a Ceratium sp.p. (Tab. II); e questo anche quando le specie non ingerite sono presentì in percentuali rilevanti nel popolamento fitoplanctonico usato per gli esperimenti.

Appare quindi evidente che il copepode è in grado di operare una scelta qualitativa, definita "predazione passiva" da Conover (1966).

In base a queste osservazioni è stato possibile calcolare j conoscendo la concentracene iniziale delle specie "appetibili", il tasso d'ingestione (I) di Acartia clausi in ciascun esperimento (Tab. III), esprimendolo come contenuto in Carbonio.

La quantità di Carbonio a disposizione del copepode non varia di molto durante il periodo delle nostre osservazioni e questo perché come si è detto, soltanto una parte del popolamento fitoplanctonico naturale viene . utilizzato dall'organismo .

Confrontando il tasso d'ingestione (espresso come quantità di Carbonio), con il contenuto in Carbonio dei popolamenti algali (limitatamente a quelli assunti dal copepode) (fig. 1) si ottiene una regressione polinomiale di secondo ordine, con andamento simile a quella rilevata sperimental-

TABELLA II

specie determinate	µm3 * 10^3
DIATOMEE CENTRICHE	
Asterionella japonica	
Bacteriastrum biconicum	
Cerataulina pelagica	18.74
Chaetoceros decipiens	
Chaetoceros sp.p.	3.37
Hemiaulus hauckii	11.84
Leptocilindrus danicus	
Rhizosolenia alata indica	
Rhizosolenia calcar avis	
Rhizosolenia stiliformis	
Rhizosolenia sp.p	
Skeletonema costatum	1.03
Thalassiosira sp.p.	37.90
DIATOMEE PENNATE	
Dimerogramma marinum	
Navicula sp.p.	
Nitzschia gr. pseudonitzschia	0.59
DINOFICEE	
Ceratium furca furca	51.90
Ceratium fusus fusus	33.45
Gonyaulax poligramma	
Gonyaulax sp.p.	
Gymnodinium agiliforme	4.16
Gymnodinium corii	3.90
Gymnodinium sp.p.	1.50
Peridinium bispinum	
Peridinium bipes	
Peridinium mediterraneum	
Peridinium steinii	
Peridinium sp.p.	
Prorocentrum micans	
Prorocentrum triestinum	
Prorocentrum sp.p.	
Pyrophacus horologicum	
SILICOFLAGELLATE	
Distephanus crux	
Dictyoca fibula	
MICROFLAGELLATI	
specie indeterminate	0.03

Tab. II - specie fiitoplanctoniche determinate e biovolumi medi delle specie ingerite da A. clausi.

TABELLA III

mesi	pop. fitopl. utile µg C / dmc	I µg C / ind./ ora
dicembre	6.72	0.0102
febbraio	8.09	0.0464
marzo	9.32	0.0292
aprile	8.15	0.0334
maggio	9.36	0.0440
giugno	8.80	0.0299
luglio	8.19	0.0639
agosto	8.22	0.0477

mente da Conover (1966) per Calanus hyperboreus: il tasso d'ingestione aumenta all'aumentare delle densità algali fino a raggiungere un massima.(pari a 1.1 µg C /ind./ giorno) che si mantiene costante per un certo intervallo di valori, superati i quali tende a diminuire.

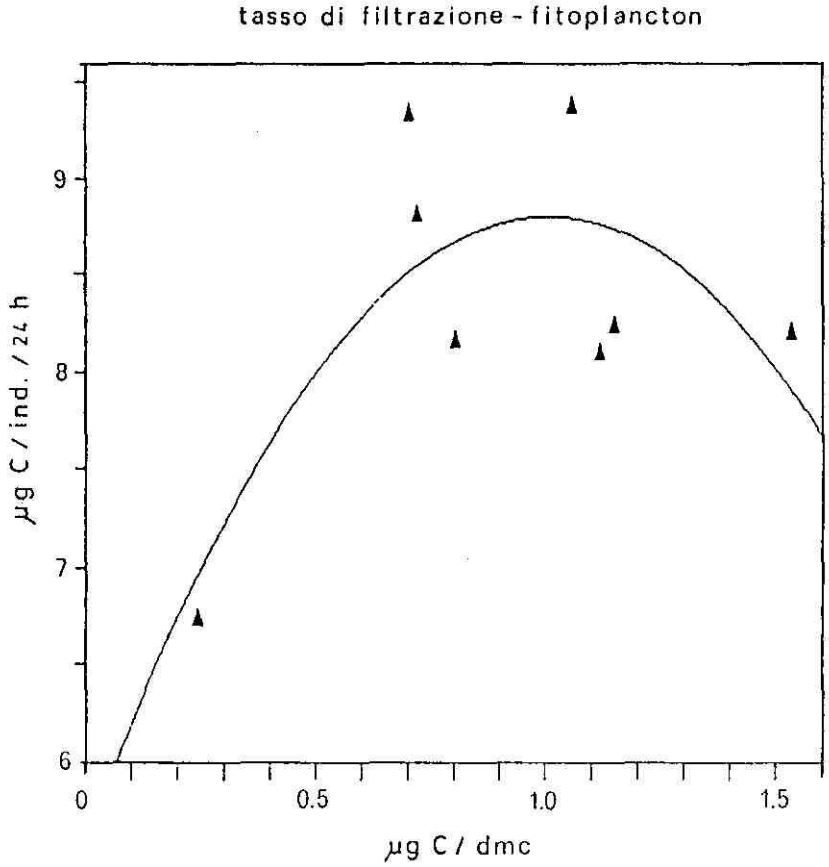


Fig. 1 - Tasso d'ingestione/contenuto in C dei popolamenti algali disponibili.

Come è noto è possibile esprimere tale andamento mediante la formula di Ivlev (1955)

$$I = Im\ (1 - e^{-\delta\ (p-p')}) \qquad (1)$$

I = tasso d'ingestione
Im = tasso massimo d'ingestione
δ= costante (coefficiente d'ingestione)
p = concentrazione popolamento fitoplanctonico
p' =concentrazione alla quale inizia l'alimentazione

tale formula può essere espressa, secondo Deason (1980) tenendo conto del coefficiente (α) di x ricavato dalla regressione lineare tra tasso d'ingestione e densità del popolamento perciò l'espressione (1) diventa

$$I = Im\ (1 - e^{-\alpha/I\ (p)}) \qquad (2)$$

per la retta di regressione $y = 0.157\ x - 0.3976$

con $\alpha = 0.157$

e per Im = 1.5336 (valore massimo determinato sperimentalmente)

e per Im = 1.1 (valore massimo individuato dalla regressione polinomiale)
si ottengono le curve del grafico di fig.2

Discussione

II tasso di filtrazione registrato nel nostri esperimenti è sempre molto alto; soprattutto se confrontato con i dati riportati in letteratura: le differenze osservate sono imputabili alle diverse metodiche adottate, infatti, come si è detto, generalmente vengono utilizzate per questo tipo di esperimenti colture fitoplanctoniche monospecifiche con valori di abbondanze cellulari ben più elevate di quanto non avvenga nei popolamenti prelevati dall'ambiente naturale, come nel nostro caso.

Se si fa riferimento invece, al tasso d'ingestione, i valori da noi rilevati sono del tutto simili a quelli riportati da Poulet (1974) per Pseudocalanus minutus e da Guglielmo et al. (1983) per varie specie di copepodi dell'Alto Tirreno. Questi Autori riportano inoltre per tali esperimenti, effettuati con le nostre stesse metodiche, anche tassi di filtrazioni molto simili ai nostri.

In altri termini, i popolamenti naturali da noi utilizzati, pur presentando alti valori di abbondanza numerica

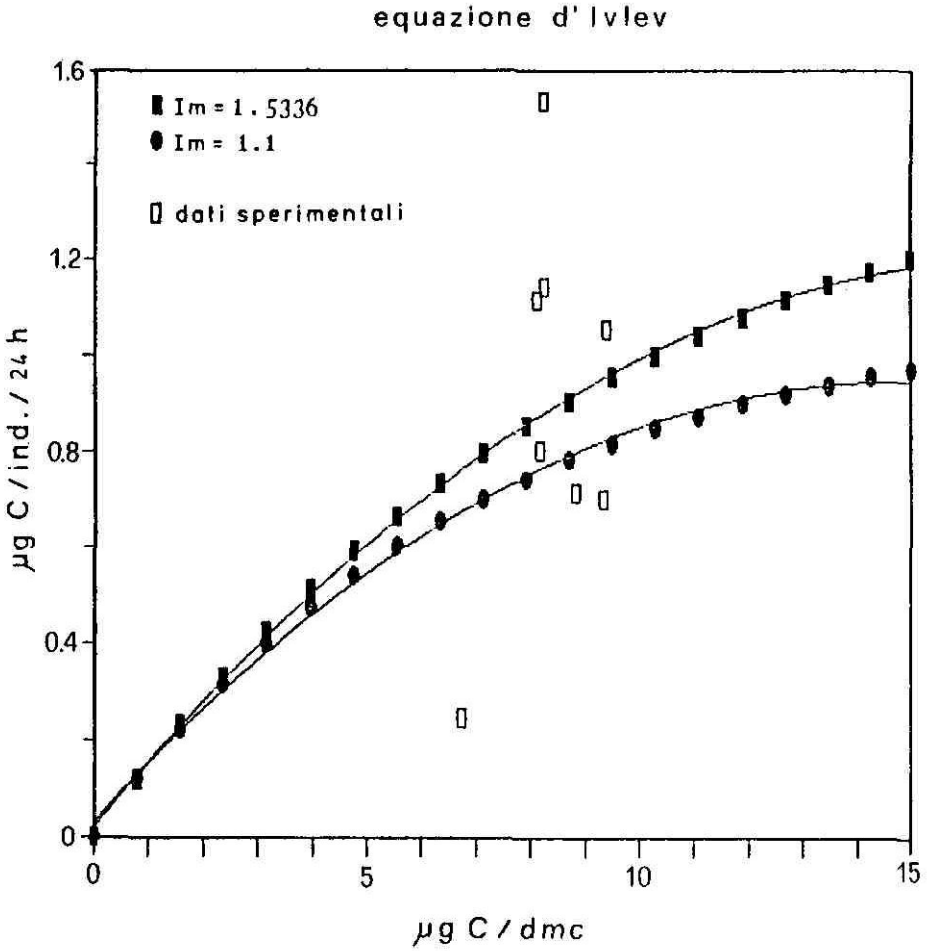


Fig. 2 - Curve ricavate dall'equazione di Ivlev per Im = 1.5331 e per Im = 1.1 sulle quali sono riportati i valori sperimentali.

(espresse come cell./ dmc), hanno bassi contenuti in Carbonio, a causa essenzialmente delle alte percentuali di nanoplancton, caratteristiche del Golfo di Trieste (Fonda Umani e Ghirardelli, 1988). Questo fatto determina gli alti valori dei tassi di filtrazione necessari all'organismo per assumere le quantità di Carbonio necessarie al suo metabolismo.

I tassi d'ingestione sono influenzati dalle concentrazioni algali (fig. 1), non variando queste di molto nel periodo considerato (in termini di C), non si registrano variazioni rilevanti nemmeno nei tassi, ad eccezione del mese di dicembre quando sia il tasso di filtrazione che le concentrazioni algali sono piuttosto bassi.

Riportando i nostri dati sperimentali sulla curva costruita in base all'equazione di Ivlev (1955), secondo le indicazioni di Deason (1980) (fig. 2) si osserva come essi ricadano tutti, ad eccezione del solo valore relativo a dicembre, in un ambito molto ristretto della stessa e prossimo al valore massimo teorico.

Appare evidente quindi che il popolamento algale a disposizione, come vedremo anche in seguito, è quasi sempre sufficientemente consistente per supportare tassi d'ingestione prossimi al valore di saturazione.

Per confrontare i tassi d'ingestione di A. clausi con il suo contenuto in Carbonio (Tab. IV), abbiamo utilizzato i valori medi di peso secco precedentemente calcolati per la popolazione del Golfo di Trieste (Fonda Umani, 1905) pari a 4.6 µg e le percentuali di Carbonio indicate da Mayzaud (1981) pari al 36.3 %.

TABELLA IV

mesi	I µg C /ind. / giorno	percentuale I / µg C (A.clausi)
dicembre	0.2448	14.4 %
febbraio	1.1145	65.6 %
marzo	0.7008	41.2 %
aprile	0.8016	47.1 %
maggio	1.0560	62.1 %
giugno	0.7176	42.2 %
luglio	1.5336	90.2 %
agosto	1.1448	67.3 %

Le percentuali riscontrate sono dello stesso ordine di grandezza di quelle segnalate per la medesima specie da vari Autori (Gaudy, 1974; Deason, 1980) ed i valori più alti si riscontrano a luglio - agosto ed a febbraio, in corrispondenza a periodi d'intensa ovogenesi per questo organismo.

Abbiamo infine confrontato le quantità di Carbonio disponibili (limitatamente quindi alle specie fitoplanctoniche utilizzate), con la quantità teorica di Carbonio richieste da tutta la popolazione (adulta) di A. clausi calcolata moltiplicando i tassi d'ingestione individuali per i valori medi mensili ricavati da osservazioni effettuate nel Golfo di Trieste nella stessa stazione fissa in anni precedenti (1970 - 1980) (Tab. V).

Le quantità richieste dall'intera popolazione adulta sono sempre nettamente inferiori a quelle disponibili, anche se a maggio e giugno, quando A. clausi domina il popolamento zooplanctonico, rappresentano ben un terzo della biomassa fitoplanctonica, sempre limitatamente alle specie "appettite", che però, in questo periodo, costituiscono un'altissima percentuale di tutto il popolamento.

TABELLA V

mesi	A.clausi ind./ mc	prelievo µg C / mc / g.	popol.fitopl. µg C / mc
febbraio	380	93	6720
marzo	349	389	8090
aprile	1736	1217	9320
maggio	2921	2341	8150
giugno	2633	2727	9360
luglio	521	374	8800
agosto	348	534	8190
dicembre	259	297	8220

Viceversa, in luglio - agosto, nonostante gli alti tassi d'ingestione osservati, l'incidenza del "grazing" della popolazione del Copepode sul popolamento' fitoplanctonico utilizzabile e, ancor di più, sul totale, è estremamente ridotta, sia perché la popolazione stessa subisce un notevole decremento numerico (domina infatti in Questi mesi il cladocero Penilia avirostris), sia perché le specie non ingerite costituiscono percentuali molto alte.

CONCLUSIONI

In conclusione sì può affermare che la popolazione di Acartia clausi insiste principalmente sulla frazione nanoplanctonica e soltanto su parte di quella microfitoplanctonica.

Entra perciò in competizione con i popolamenti microzooplanctonici, che utilizzano essenzialmente cellule con diametro inferiore ai 30 µm (Cabrini et al., 1989). Soprattutto d'estate, quando la biomassa nanoplanctonica è inferiore al fabbisogno giornaliero dei popolamenti microzooplanctonici, potrebbero essere fenomeni competitivi ad indurre Acartia clausi ad utilizzare cellule di dimensioni maggiori , come si è osservato sperimentalmente.

Resta ancora da chiarire invece, quali siano i meccanismi che consentono il prevalere della popolazione di Penilia avirostris su quella di A. clausi verso la fine dell'estate. Questo cladocero infatti, utilizza frazioni nanoplanctoniche di dimensioni ancora minori (inferiori ai 6 µm).

Per quanto riguarda infine, i trasferimenti energetici teoricamente calcolabili per l'intera popolazione, si può osservare come i prelievi totali varino da un minimo di 0.093 mg C / mc / giorno (a dicembre) ad un massimo di 2.727 mg C /mc / giorno (a giugno), pari, rispettivamente, a 1.5 e 43.6 mg C / mq / giorno (considerando una distribuzio-

Tali valori rappresentano da un minimo dell'1.7% (a febbraio) ad un massimo del 75% (a maggio) della produzione primaria, calcolata con il metodo del radiocarbonio negli anni 84/85 nella stessa stazione fissa del Golfo di Trieste (fig. 3) (Fonda Umani e Monti, in stampa)

In generale, si osserva che le più alte abbondanze nu-

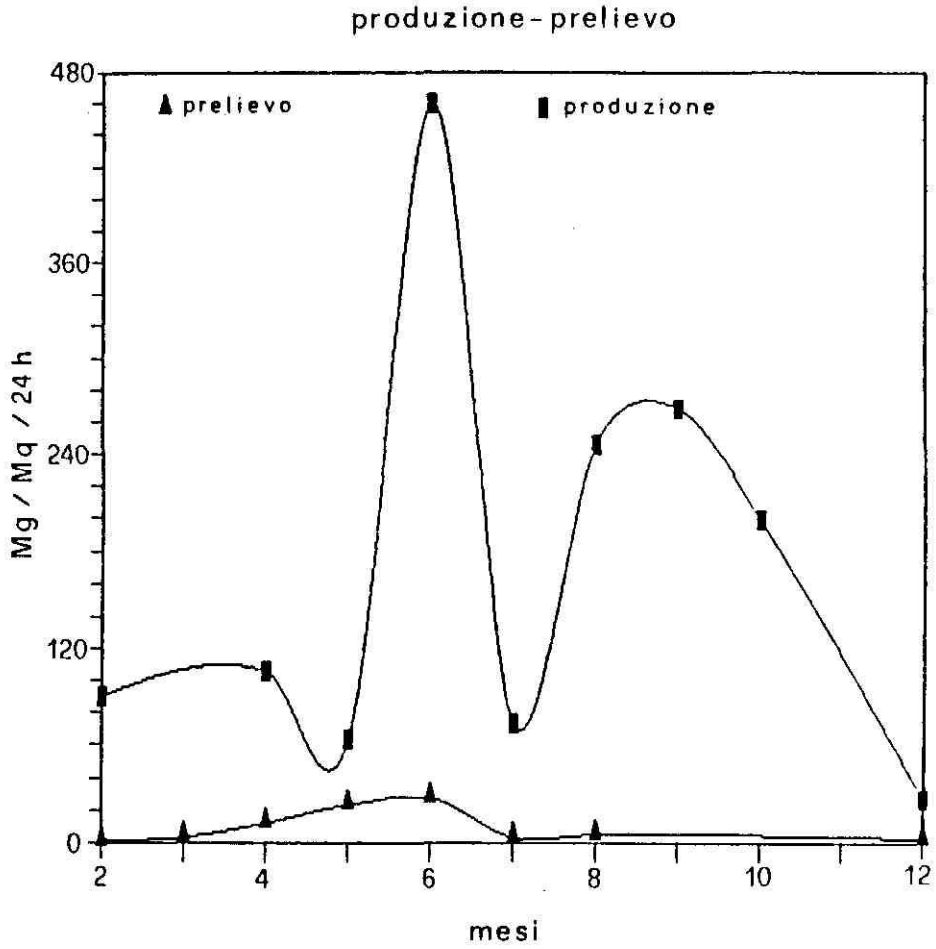


Fig. 3 - Andamento della produzione primaria (espressa come valore giornaliero) e del prelievo teorico di tutta la popolazic ne adulta di A.clausi .

meriche della popolazione adulta del copepode e quindi, i massimi prelievi teoricamente calcolabili, corrispondono ai massimi estivi di produzione primaria.

BIBLIOGRAFIA.

ANDREOLI C., GUGLIELMO L. e MAGAZZU' G., 1985 - Prove sperimentali per la misura del grazing in Alto Tirreno con popolazioni non selezionate di zooplancton. Atti del II Congresso 5. IT. E., 229 - 233.

CABRINI M., MILANI L., FONDA UMANI S. e HONSELL G., 1989 -Relazioni trofiche tra fitoplancton e microzooplancton nel Golfo di Trieste. Oebalia, 15 (1) N.S., 383 - 395

CONOVER R. J., 1966 - Factors affecting the assimilation of organic matter by zooplankton and the question of superfluos feeding. Limnol. Oceangr., 11: 346 - 354.

DEASON E. E., 1980 - Grazing of Acartia hudsonica (Acartia clausi) on Skeletonema costatum in Narragansett Bay (USA); influence of food concentration and temperature. Mar. Biol.. 60: 101 - 113.

FONDA UMANI S.; 1985 - Contributo quantitativo di Acartia clausi Giesbrecht e di Penilia avirostris Dana alla biomassa zooplanctonica del Golfo di Trieste, Atti del II Congresso S.I.T.E., 235 - 237.

FONDA UMANI S. e GHIRARDELLI E., 1968 - Caratteristiche chimiche e biologiche del sistema pelagico del Golfo di Trieste. Hydrores, 5, 6, 71 - 82.

FONDA UMANI S. e MONTI M., 1988 - Fitoplancton e produzione primaria nel Golfo di Trieste. (In preparazione)

FROST B. W., 1972 - Effects of size and concentration of food particles on the feeding behaviour of the marin planktonic copepod Calanus pacificus. Limnol. Oceanogr., 17 : 865 - 819.

GAUDY R., 1974 - Feeding of four species of pelagic copepods under experimental conditions. Mar. Biol., 25 : 125 141.

GUGLIELMO L., ANDREOLI C. e MAGAZZU' G., 1983 - Primi risultati sull'alimentazione dello zooplancton ne Alto Tirreno. Nova Thalassia, 6 : 95 - 101.

GUGLIELMO L.; 1985 - Il grazing nelle comunità planctoniche marine, Atti del II Congresso S.I.T.E. , 223 - 228,

HARRIS R. P. e PAFFENHOFER G. H., 1976 - Feeding, growth and reproduction of the marine copepod Temora longicornis Muller. J. mar. biol. Ass. U. K., 56: 675 - 690.

IVLEV V. S., 1955 (Transl. by SCOTT D., 1961) - Experimental ecology of the feeding of fishes. Yale University press, New Haven, 302 p.

KIORBOE T., MOHLENBERG F., e NICOLAJSEN H., 1982 - Ingestion rate and gut clearance in the planktonic copepod Centropages hamatus (Lilljeborg) in relation to food concentration and temperature. Ophelia, 21 (2): - 181 194.

MAYZAUD P., 1981 - Les mésures physiologiques et biochimiques: apports et limitation dans le dévéloppement des théories on océanographie biologique. Oceanis,7 (5): - S6G.

MULLIN M. M., STEWART E. F. e FUGLISTER F. J., 1975 - Ingestion by planktonic grazers as a function of concentration of food. Limnol. Oceanogr., 20 : 259 - 252.

O' CONNORS Jr. H. B., BIGGS O. C. e NINIVAGGI O. V., 1980 -Particle - size - dependent maximum grazing rates for Temora longicornis fed natural partlcles assemblages. Mar. Biol. 56: 65 - 70.

PAFFENHOFER G. H. 1971 - Grazing and ingestion rates of nauplii, copepodits and adults of the marine planktonic copepod Calanus helgolandicus.Mar. Biol . 11: 286 - 298.

PAFFENHOFER G. H., 1976 - Feeding, growth and food conversion efficiency of the marine planktonic copepod Calanus helgolandicus. Limnol . Oceanogr. 21: 39 - 50.

PAFFENHOFER G. H. e HARRIS R. P., 1976 - Feeding, growth and reproduction of the marine copepod Pseudocalanus elongatus Boeck. J. mar. biol. Ass. U. K. 56 : - 327

POULET S. A., 1973 - Grazing of Pseudocalanus minutus on naturally particulate matter. Limnol. Oceanogr., 18 : 564

POULET S. A.; 1974 - Seasonal Grazing of Pseudocalanus minutus on particles. Mar. Biol:, 25 : 109 - 123.

POULET S. A., 1976 - Feeding of Pseudocalanus minutus on Living and Non-Living Particles. Mar. Biol., 34: 117 -125.

POULET S. A., 1978 - Comparison between five coexisting species of marine copepods feeding on naturally occurring particulate matter. Limnol. Oceanogr., 23 (6) 1126 1143.

STRATHMANN R. H., 1967 – Estimating the organic carbon content of phytoplankton from cell volume. Limnol. Oceanogr., 12: 411 - 418.

UTERMOHL H.; 1954 - Zur Vervolkommung der quantitativen Phytoplankton - Methodik. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew Limnol., 12: 213 p.

ATTI DELL'8° CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1 - 3 GIUGNO 1988 da pag. 397 a pag. 409

MISURE DI FLUSSI BENTONICI DI SOSTANZE NUTRIENTI NELLA SACCA DI GORO.

FRASCARI F.*, POLETTI R.**, ROSSO G.*
* Istituto per la Geologia Marina, CNR Bologna
** Laboratorio di Biologia del mare, Cesenatico

RIASSUNTO

Sono state effettuate nella Sacca di Goro alcune misure dirette di flussi bentonici di sostanze nutrienti (P-P04, N-NH4) utilizzando camere bentoniche. Parallelamente, su alcune carote di sedimento sono stati determinati la concentrazione di $P\text{-}P0_4$ disciolto nelle acque interstiziali e il contenuto di sostanza organica e nutrienti nella frazione solida. I flussi misurati, attribuibili a processi superficiali e a fenomeni di bioturbazione, sono risultati molto variabili localmente, probabilmente a causa di inomogeneità del fondale, e favoriti da condizioni ambientali riducenti. Il loro valore e' risultato paragonabile a quelli determinati in altre aree lagunari adriatiche. E' stato riscontrato un elevato contenuto di fosforo disciolto ed estraibile nelle acque interstiziali e nella fase solida del sedimento rispettivamente. L'arricchimento di fosforo estraibile in profondità potrebbe essere attribuito a fosfati di neoformazione. Variazioni delle condizioni chimico fisiche dei fondali legate a fenomeni distrofici ed episodi di risospensione naturali o indotti da attività antropiche possono agevolare i processi di rilascio.

SUMMARY

Some in situ measurements of nutrient benthic fluxes (N-NH4, P-P04) were carried out in a lagoon (Sacca di Goro) of the Po delta. Benthic chambers were employed; some cores were analyzed for organic matter and nutrients. P-P04 concentration in pore water was also determined. Fluxes showed high variability, probably related to local hinomogeneity of bottom sediments. They were comparable with the ones calculated or measured in other adriatic lagoons. Pore water and the solid phase showed high contents of dissolved and extractable phosphorus respectively. Such contents may be released from the sediment to the bottom water depending on the phisical and phisical-chemical environmental conditions.

INTRODUZIONE

Negli ultimi anni la Sacca di Goro e' stata sede di intense e ripetute fioriture algali spinte a volte fino a livelli distrofici (Reg. Emilia Romagna, 1987). Come noto , i rilasci dai sedimenti alle acque sovrastanti contribuiscono al bilancio complessivo delle immissioni di sostanze nutrienti nei sistemi acquatici (Olsen, Cutshall & Larsen, 1982; Frignani & Turci, 1901; Hammond, Fuller, Harmon, Hartman, Korose, Miller, Rea, Warren, Berelson & Hager, 1985; De

Gobbis, Gilmartin & Orlo, 1986) . Particolare rilevanza possono assumere in aree a bassa profondità e scarsa dinamica di circolazione quali le lagune, favoriti dalla presenza di depositi fangosi che fungono da accumulatori e dalle frequenti condizioni riducenti sui fondali (Sholkovitz, 1973; Aller, 1980; Elderfield, Mc Caffrey, Luedtke, Bender & Truesdale , 1981). Stime sull'entità del rilascio di sostanze nutrienti dal fondale in condizioni di quiete idrodinamica possono essere fatte attraverso misure dirette di flussi bentonici, oppure modellizzando il fenomeno a partire dai profili di concentrazione nelle acque interstiziali. Hammond et al. (1985) suggeriscono l'uso abbinato di queste metodologie per ottenere informazioni complementari sull'entità dei flussi e sul carattere delle reazioni diagenetiche coinvolte. Elementi ulteriori sulla disponibilità nel tempo di queste sostanze possono venire dallo studio dell'evoluzione dei loro legami nei sedimenti per diagenesi precoce (Martens, Berner & Rosenfeld, 1978; Aller, 1980; Berner, 1980; Rosenfeld, 1981). Risulta tuttavia complesso estendere i risultati in senso areale e temporale data la variabilità locale dei fondali, delle loro condizioni fisiche e chimico-fisiche e dei processi che influenzano i rilasci (Giordani & Hammond, 1985; Hammond et al., 1985). La loro verifica e' inoltre complicata da associazioni con altri fenomeni attivi contemporaneamente nella colonna d'acqua (attività biologica, rigenerazione di sostanza organica, immissioni dirette, ecc.) che pure comportano variazioni nella composizione delle acque.

Partendo da queste considerazioni, nella Sacca di Coro sono state eseguite prove di misura "in situ" di flussi bentonici di alcune sostanze nutrienti, corredate dalla determinazione di profili di concentrazione nelle acque interstiziali di carote di sedimento. Sulla frazione solida sono state valutate le variazioni verticali delle caratteristiche chimiche, granulometriche e tessiturali.

In questo lavoro vengono presentati i primi risultati relativi alle misure di flussi di P-P04, N-NH4, alle concen-trazioni di P-PO4 nelle acque interstiziali, al contenuto di nutrienti e sostanza organica nella frazione solida del sedimento.

AREA DI STUDIO

La Sacca di Goro (fig. 1) e' un'area lagunare situata nella estremità meridionale del delta del Po. Aperta a sud verso mare, riceve dall'entroterra gli apporti del Po di Volano e di altri canali minori, che drenano un'area intensamente coltivata ed industrializzata; qui confluiscono mene alcune diramazioni del Po di Goro. I depositi fangosi di origine fluviale sono distribuiti essenzialmente sui lati occidentale e nord orientale della Sacca. I depositi prodeltizi del Volano prevalgono nell'area occidentale e centro-settentrionale. I fondali centro-meridionali, forte-

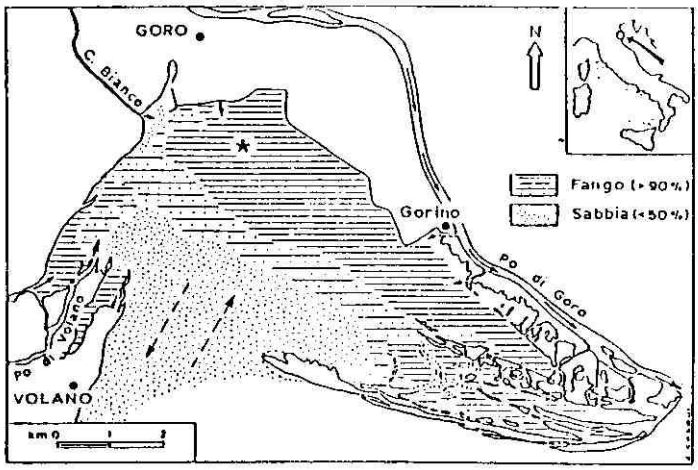


Fig. 1 - Sacca di Goro: in sovrassegno la granulometria dei sedimenti superficiali; →: punti di immissione di acque dolci; — →: direzioni dei flussi di marea; *: punto stazione per gli esperimenti.

mente interessati dalla dinamica di marea, sono caratterizzati da sabbie attuali o, localmente, relitte (Pambianchi, 1987). La salinità varia ampiamente in funzione delle fasi di marea e delle immissioni di acque dolci. Apporti fluviali, maree e correnti interne regolano la circolazione e la distribuzione dei sedimenti dentro la Sacca.

ATTIVITA' DI CAMPAGNA E METODI ANALITICI

L'attività di campagna, preceduta da una ricognizione sui sedimenti superficiali e subsuperficiali di tutta la Sacca (Pambianchi, 1987), e' stata condotta il 17 e il 18 agosto 1987 in condizioni di minima escursione di marea, su depositi fangosi sul lato settentrionale del bacino (fig. 1) a due metri di profondità, in una posizione intermedia rispetto all'influenza dei vari fattori che determinano la dinamica di circolazione.
Le operazioni si sono articolate come segue :
a) sistemazione sul fondale, ad una distanza reciproca dì circa dieci metri, di due camere bentoniche e di bottiglie contenenti acqua di fondo da usare come "bianchi" di riferimento;
b) esecuzione nell'arco di 24 ore di 4 prelievi di acque di fondo interne ed esterne alle camere e recupero contemporaneo, dei bianchi;
c) prelievo di carote della lunghezza di circa 30 cm presso le camere.

Su .tutti i campioni di acqua sono stati misurati immediatamente Eh, pH, temperatura, ossigeno disciolto (OD);

successivamente, dopo filtrazione, sono stati determinati P-P04, N-N02, N-N03, (Strickland & Parsons, 1972) e N-NH4 (Kjeldahl, 1975).

Sulle carote sono stati misurati in sequenza Eh e pH; sono state eseguite analisi granulometriche, determinazioni di fosforo totale, inorganico e, per differenza, organico (Aspila,1976); fosforo ed ammoniaca estraibili con acqua di mare artificiale; carbonio organico ed azoto totale (CHN Analyzer); percentuale d'acqua e porosità.

Sulle acque interstiziali delle carote, estratte in atmosfera inerte e poi filtrate, e' stato determinato P-P04.

CARATTERISTICHE XESSITURALI E FISICO-CHIMICHB DEL SEDIMENTO

Dall'esame di alcune caratteristiche rilevate in campagna e in laboratorio sulle carote prelevate (contenuto di sabbia, silt, argilla, resti di organismi, acqua, porosità, pH, Eh) (fig. 2, tab. 1), il fondale risulta costituito da uno spessore di 25 cm circa di argille siltose nerastre, ridotte (fig. 2L) e molto idrate, separate dalle acque di fondo da un velo ossidato. Già a 2 cm dalla superficie e' avvertibile chiaramente odore di idrogeno solforato. Sono ben distinguibili all'interno della successione due livelli di addensamento di resti di organismi (fig. 2a). In superficie gli organismi vivi sono scarsi: si tratta per lo più di bivalvi, piccoli gasteropodi associati a balani e serpulidi; più frequenti sono i ciuffi ancorati di macroalghe. Rare le tracce evidenti di bioturbazione in profondità.

Oltre i 25 cm una netta superficie di discontinuità, probabilmente corrispondente ad una lacuna stratigrafica, marca il passaggio a fanghi grigio-chiari più compatti e plastici, evidenziato anche da una brusca diminuzione del contenuto d'acqua (fig. 2b) e della porosità (tab. 1). Le variazioni in senso verticale riguardano anche le caratteristiche chimiche e fisico-chimiche: i profili di Eh, pH e P-PO4 (fig. 2i, l, h) mostrano la maggiore variabilità entro i primi 20 cm, raccordandosi meglio in profondità. La successione "fanghi idrati ridotti-fanghi grigi", ricostruibile per tutte le carote prelevate, caratterizza in genere la parte centro settentrionale della Sacca; sul lato nord ovest, invece, il passaggio ad fanghi grigi risulta graduale, mentre nell'area sud est i fanghi idrati poggiano su sabbie (vecchie barre) (Pambianchi, 1987).

L'elevata idratazione dei sedimenti, persistente in profondità (fig. 2b), può sottolineare sia elevati apporti di materiale flocculato (frequenti nei depositi di prodelta fluviale), sia episodi recenti di risospensione, più o meno accentuati e indotti o da forti mareggiate o da attività antropiche (pesca a strascico, dragaggi), sia fenomeni di circolazione delle acque nei livelli sub-superficiali resi più porosi dalla presenza di molti resti di organismi.

Chiarimenti maggiori in merito si potranno avere attraverso analisi radiochimiche e indagini nelle zone circostanti che consentano di definire le dinamiche di sedimentazione.

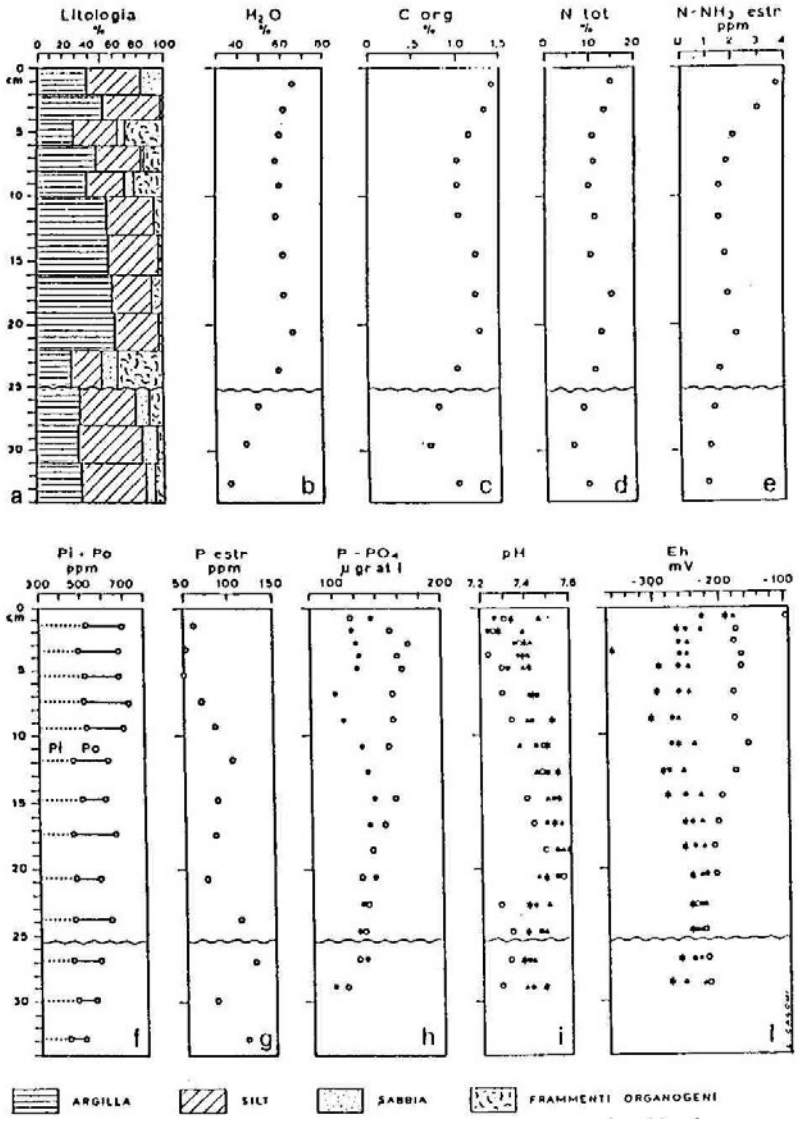
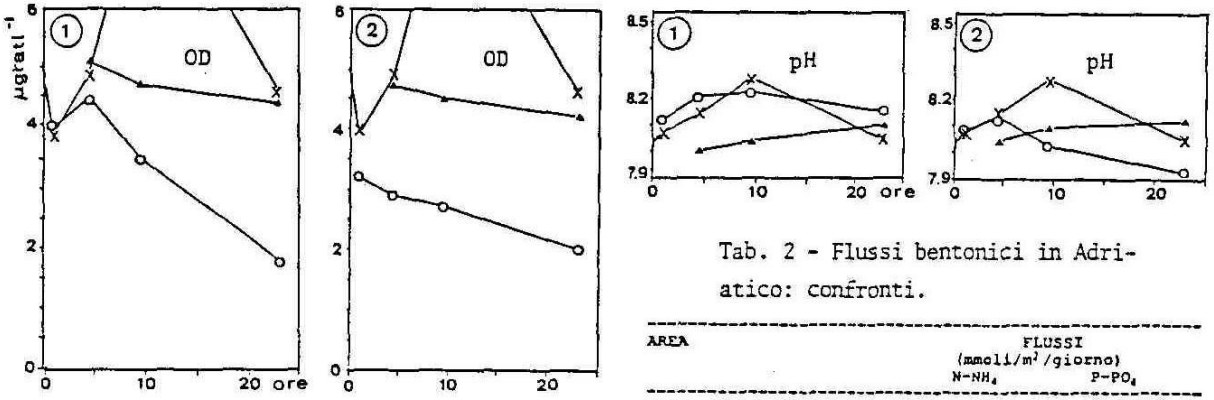


Fig. 2 - Rappresentazione delle caratteristiche litologiche, chimiche .e fisico-chimiche delle carote analizzate.

Fig. 3 - Variazioni temporali di concentrazione: ▲ nei bianchi di riferimento, **O** nelle camere, x nelle acque di fondo all'esterno.



Tab. 1 - Composizione della frazione solida del sedimento.

Prof. cm	Poros. %	C	: N	: P	Ne/Nt	Pi/Pt	Pe/Pt
1	87.90	106.00	9.46	0.50	0.25	74.93	8.31
3	86.30	106.00	9.05	0.58	0.21	71.68	8.08
5	88.78	106.00	8.76	0.57	0.18	76.36	6.83
7	81.71	106.00	9.65	0.81	0.15	70.48	9.21
9	82.21	106.00	8.76	0.66	0.15	74.61	12.01
12	84.87	106.00	8.96	0.59	0.14	74.29	16.30
15	86.31	106.00	7.70	0.37	0.17	81.89	14.08
18	85.79	106.00	11.16	0.66	0.12	70.12	12.58
21	86.10	106.00	8.90	0.35	0.17	81.32	12.34
24	81.01	106.00	9.76	0.68	0.14	72.77	17.75
27	74.92	106.00	9.54	0.62	0.15	78.51	22.17
30	69.14	106.00	8.27	0.47	0.17	84.67	14.64
33	63.51	106.00	7.92	0.29	0.11	85.29	23.29

Tab. 2 - Flussi bentonici in Adriatico: confronti.

AREA	FLUSSI (mmoli/m²/giorno) $N\text{-}NH_4$	$P\text{-}PO_4$
Sacca di Scardovari (a)	5.44 (4.82-6.06)	3.85 (0.74-8.32)
Laguna veneta (b)	6.39 (0.87-17.1)	1.02 (0.21-2.53)
Costa Emilia-Romagna (c)	4.9 (2.4-8.1)	(0.02-0.55)
(d1)	0.28	0.0011
(d2)	0.7	0.01
(d3)	0.5	0.005
Sacca di Goro (e)	(2.70-8.21)	(0.18-2.01)

(a) Viel et al., pronto per la stampa: flussi calcolati.
(b) Orio (1985): esperimenti in laboratorio.
(c) Frignani & Turci (1981): esperimenti in laboratorio.
(d) Giordani & Hammond (1985):
d1 - diffusione molecolare calcolata mediante profili di acque interstiziali;
d2 - irrigazione + diffusione molecolare;
d3 - flussi misurati con camere bentoniche.
(e) flussi misurati con camere bentoniche.

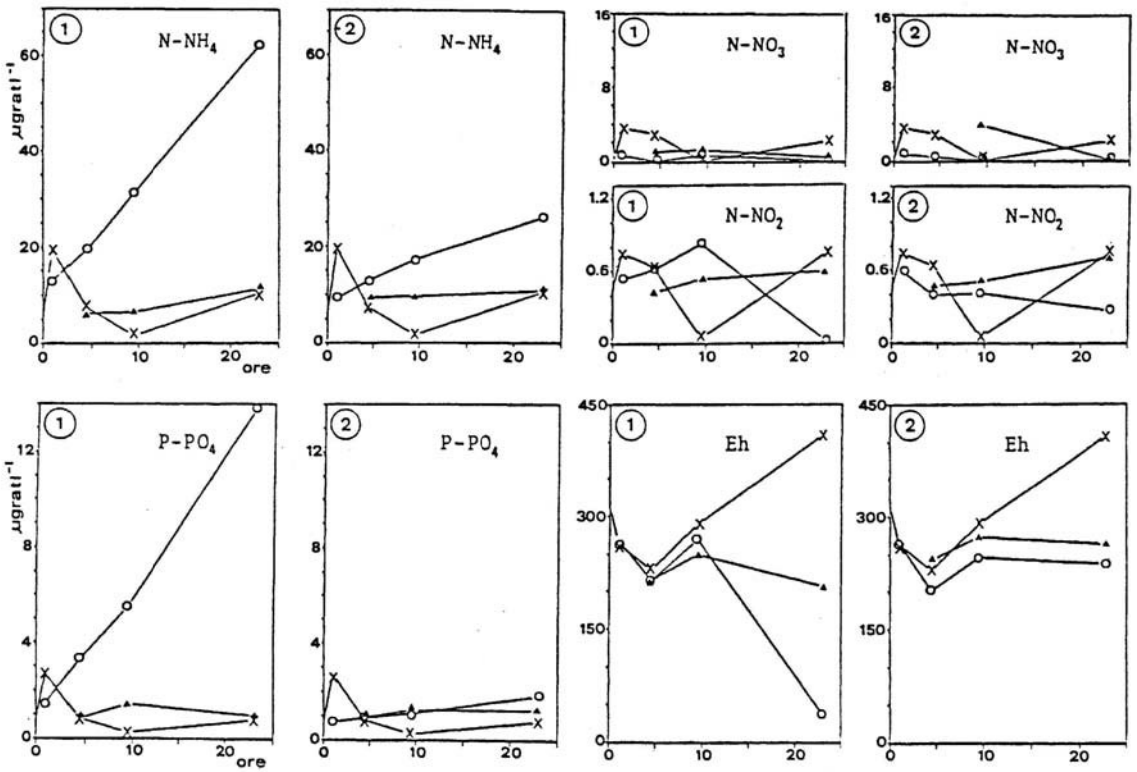


Fig. 3 - Variazioni temporali di concentrazione: ▲ nei bianchi di riferimento, **O** nelle camere, x nelle acque di fondo all' esterno.

RISULTATI

MISURE DI FLUSSO

In fig. 3 sono riportati i valori dei parametri chimico fisici e le concentrazioni delle specie chimiche determinate nelle acque di fondo, nei "bianchi" di riferimento e nelle acque prelevate dalle camere bentoniche nell'arco delle 24 ore.

Le variazioni che si registrano nel tempo nei "bianchi" (cioè nei sistemi isolati dal sedimento) mettono in risalto i fenomeni che avvengono nella colonna d'acqua o all'interfaccia acqua-sedimento ad opera di particellato di recentissima deposizione. Queste variazioni, simili nei due punti sperimentali, sono poco rilevanti per P-PO4, N-NH4, N-N02, pH (tendenzialmente crescenti) ed Eh e OD (tendenzialmente decrescenti).

I valori determinati all'interno delle camere bentoniche mostrano ampia variabilità nei due punti: nella camera 2 le concentrazioni di P-P04 variano poco nel tempo e non si discostano molto da quelle misurate nei bianchi negli stessi intervalli. Nella camera 1, invece, sono nettamente superiori. Le concentrazioni di N-NH4, pur essendo sempre crescenti e con incrementi superiori a quelli dei bianchi, raggiungono nella camera 1 valori molto più elevati che nella camera 2. Parallelamente, nella camera 1 i valori di Eh diminuiscono maggiormente e quelli di OD decrescono più velocemente.

Queste osservazioni fanno ritenere che i fenomeni che determinano le variazioni di concentrazione nella camera 2 siano probabilmente gli stessi che caratterizzano i bianchi, mentre nella camera 1 siano attivi rilasci dal sedimento.

Per la camera 2 caso si può quindi pensare agli effetti di attività metabolica e/o a processi di adsorbimento e desorbimento tra particelle solide e specie disciolte (Giordani & Frignani, 1987). La produzione, anche piccola, di ammoniaca e nitriti può essere indicativa della prima ipotesi.

Per la camera 1 i maggiori incrementi di concentrazione fin dalle prime fasi sperimentali possono essere attribuiti a processi di bioturbazione attivi localmente. Questi potrebbero avere innescato anche i successivi processi riduttivi accentuando i rilasci (vedi l'andamento dell'inclinazione dell'ultimo tratto dei grafici corrispondenti in fig. 3). Per P-P04 la diminuzione di Eh, che pure non raggiunge valori negativi, può avere permesso il rilascio dalle forme ossidate di Fe dello strato superficiale (Engler, Aptie & Patrik, 1976; Khalid, Patrik & Gambrell, 1978) e favorito i fenomeni diffusivi precedentemente bloccati da quest'ultimo. Queste modalità di rilascio sono state riscontrate in ambienti estuarini cui la Sacca di Goro, per la capacità di trattenimento di depositi fluviali, e' assimilabile. Ambienti marini richiedono invece condizioni più spiccatamente riducenti (Giordani & Astorri, 1984; Frignani, Giordani, Milandri, Nizzoli & Poletti, 1986). Per 1'azoto, l'ambiente ridotto ha consentito il rilascio in forma ammoniacale prevalente.

Queste considerazioni assumono maggiore importanza se si considera che i fondali della Sacca di Goro raggiungono spesso condizioni di ipossia o di anossia.

Nella tab. 2 sono riportati i flussi di P-P04 e N-NH4 misurati per le due camere, messi a confronto con quelli calcolati o misurati in altre aree lagunari o costiere adriatiche con composizione granulometrica dei fondali simile. I loro valori risultano in media più alti rispetto a quelli misurati "in situ" o determinati in laboratorio per fondali marini e comparabili a quelli calcolati per le lagune.

Relativamente alle acque di fondo, i dati di fig. 3 indicano che, in corrispondenza delle oscillazioni di marea (nonostante la escursione minima) si verificano consistenti fluttuazioni di concentrazione nelle 24 ore, cosa che comporta variazioni nel gradiente dì concentrazione delle specie studiate tra le, acque di fondo e le acque interstiziali del sedimento superficiale.

FRAZIONE SOLIDA E ACQUE INTERSTIZIALI

II contenuto di sostanza organica, soprattutto nei livelli più superficiali, e' elevato rispetto alle medie marine (Frascari, Langone, Ravaioli & Rovatti, 1986; Bortoluzzi, Frascari, Frignani, Giordani, Guerzoni, Rovatti & Turci, 1986) e basso rispetto alle medie lagunari (Orio, 1985; Frascari et al., 1986; Viel, Buffoni, Barbanti, Langone, Paltrinieri & Rosso, pronto per la stampa). Ciò può essere dovuto o alla presenza limitata di macrofite nell'area o all'azione selettiva di trasporto operata sul materiale più fine, ricco di sostanza organica, dalle correnti di circolazione interne, soprattutto di marea (Pambianchi, 1987), o a rapida degradazione superficiale. Già entro i primi cm di sedimento i rapporti C:N:P: (tab. 1) indicano un impoverimento di P ed N rispetto ai rapporti normalmente indicati per gli organismi planctonici, cosa che può essere attribuita sia ad una provenienza mista (autoctona e terrigena) della sostanza organica depositata, sia a fenomeni di degradazione selettiva già attivi all'interfaccia deposizionale e che proseguono anche durante il seppellimento (Krom & Berner, 1981; Rosenfeld, 1981).

L'ammoniaca estraibile con acqua di mare artificiale (fig. 2-e), bassa in valore assoluto rispetto alle medie marine costiere dell'Emilia-Romagna (IGM-CNR, dati non pubblicati) e lagunari (Orio, 1985), rappresenta una percentuale minima dell'azoto totale (tab. 1) in accordo con quanto rilevato da Giordani & Angiolini (1981) e Rosenfeld (1981). Il suo profilo risulta correlato a quello di Ntot, dal quale si discosta solo in superficie in corrispondenza di un leggero aumento in valore assoluto e percentuale, attribuibile presumibilmente all'effetto di immissioni dirette di ammoniaca di origine antropica nella Sacca o a rigenerazione superficiale (Frignani et al., 1986).

I valori di fosforo inorganico determinati sul sedimento sono comparabili sia a valori marini costieri prodeltizi dell'Emilia-Romagna (IGM dati non pubblicati), sia a quelli misurati in altre aree lagunari (Orio, 1985; Frascari et al., 1986); quelli di fosforo organico sono paragonabili a quelli lagunari ma nettamente superiori a quelli marini (ibidem).

Le concentrazioni di P-PO4 riscontrate nelle acque interstiziali sono elevate fin dalle sezioni più superficiali delle carote (fig. 1-h) . Tali concentrazioni, alte anche rispetto a quelle delle aree lagunari adriatiche prese come confronto (Orio, 1985; Viel et al., pronto per la stampa), risultano superiori di 1-2 ordini di grandezza rispetto a quelle rinvenute nelle acque interstiziali di sedimenti marini emiliano-romagnoli (Giordani & Hammond, 1985) . Considerate le condizioni riducenti del sedimento, si possono attribuire alla mineralizzazione di fosforo organico per riduzione dei solfati (Krom & Berner, 1983; Berner, 1981). Dati sui profili di concentrazione di Fe e Ca nelle acque interstiziali, attualmente non disponibili, potranno anche chiarire se le elevate concentrazioni sono tali da consentire precipitazione di minerali fosfatici autigenici (Berner, 1981; Martens et al., 1978). Per ora una indicazione a favore di questa ipotesi può* essere rappresentata dall'aumento, con la profondità, del fosforo estraibile con acqua di mare artificiale (fig. 2-g) . Questa frazione di fosforo inorganico, particolarmente labile potrebbe essere costituita anche da fosfati di neoformazione; a questo proposito è interessante notare come (fig. 2f), in profondità, il contenuto di fosforo inorganico si mantenga abbastanza costante, diminuisca quello di fosforo organico ed aumenti quello di fosforo estraibile (fig. 2g), apparentemente a scapito di quest'ultimo.

Tutto ciò sottolinea l'elevata disponobilità di fosforo nel sedimento, sia come forme disciolte sia come forme facilmente rilasciabili, e quindi l'elevato potenziale di immissione nelle acque sia in condizioni riducenti, sia in caso di risospensione.

CONCLUSIONI

Sono stati misurati flussi positivi di P-P04 e N-NH4, superiori in media a quelli misurati nelle aree marine emiliano romagnole e paragonabili a quelli stimati per aree lagunari adriatiche.

Nelle condizioni sperimentali considerate, i flussi sono risultati influenzati da processi molto superficiali (attività metabolica e/o adsorbimento e desorbimento) e da attività subsuperficiale (ad esempio bioturbazione). L'incidenza specifica di questi fattori nei due punti si mostra variabile in funzione delle disomogeneità locali dei fondali. Diminuzioni del potenziale di ossido-riduzione e dell'ossigenazione agevolano 1'emissione dì fosfato e favoriscono quella di azoto in forma ammoniacale.

La frazione solida del sedimento contiene quantità di fosforo abbastanza elevate, in parte soggette a trasformazioni e solubilizzazione come indicato dalle alte concentra-zioni di fosfato nelle acque interstiziali. Drastiche diminuzioni di ossigenazione del fondale, possibili durante episodi di ipossia o anossia (già verificatisi) potrebbero facilitarne l'immissione nelle acque sovrastanti eliminando le barriere chimico-fisiche attive in condizioni ossidanti.

L'analisi del sedimento ha rivelato la presenza di forme facilmente rilasciabili in caso di risospensione (fosforo estraibile). Si può quindi ipotizzare che, anche in seguito alla pesca a strascico, ai dragaggi per la navigabilità e l'itticultura e alle forti mareggiate, si verifichino rilasci. Le condizioni di ossigenazione in cui avviene la risospensione condizionano l'entità del rilascio.

La disomogeneità laterale dei fondali e le variazioni di chimismo delle acque di fondo (per fluttuazioni di marea e per immissioni di acque,dolci) rendono necessarie misure ripetute nello spazio e nel tempo per poter fornire stime dei flussi che caratterizzino l'area. La varietà di forme disponibili {disciolte ed estraibili) di nutrienti e le specifiche modalità di immissione nel sistema richiedono inoltre che le sperimentazioni vengano allargate dalle condizioni di quiete idrodinamica a quelle di risospensione.

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano i dott. Diego Paltrinieri, Andrea Barbanti e Leonardo Langone per la preziosa collaborazione alle fasi operative ed analitiche, Marco Fergnani per l'attività subacquea, il Presidente della Cooperativa Pescatori di Goro per le imbarcazioni fornite, il Comune di Goro per avere reso disponibili strutture logistiche di supporto, L. Casoni per la grafica.

BIBLIOGRAFIA

Aller R.C. (1980) - Diagenetic processes near the sediment-water interface of Long Island Sound. I. Decomposition and nutrient element geochemistry (S, N, P). Adv. in Geoph., 22.

Aspila K.I., Agemian H., Chau A.S.Y. (1976) - A semiautomated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. Analyst 101, 187-197.

Berner R.A. (1980) - Early diagenesis. A theoretical approach. Princeton Univ. Press, N.J., 241 pp.

Bortoluzzi G,, Frascari F,, Frignani M., Giordani P., Guerzoni S., Rovatti G., Turci C. (1984) - Influenza del Po e dei fiumi minori sul contenuto di sostanze nutrienti nei sedimenti marini dell'Emilia Romagna. Mem. Soc. Geol. Ital., 27.

Degobbis D., Gilmartin M., Orio A. a. (1986) - The relation of nutrient regeneration in the sediment of the Northern Adriatic to eutrophication, with special reference to the

Lagoon of Venice. The Science of the Total Enviromnment, 56, 201-210.
Elderfield H., Mc Caffrey R.J., Luedtke N., Bender M., Truesdale V.W. (1981) Chemical diagenesis in Narraganset Bay sediments., Am. J. Sci., 281, 1021-1055.
Engler R.M., Aptie D.A., Patrik W.H. jr (1976) - Effect of dissolved oxigen on redox potential and nitrate removal in flooded swamp and marsh soil. Journ. Environ. Qual., 5, 230-235.
Frascari F., Langone L., Ravaioli M., Rovatti G. (1986) - Osservazioni preliminari sulla distribuzione del fosforo presente nelle Pialasse di Ravenna. Atti VII Conv. AIOL, Trieste, giugno.
Frignani M., Giordani P., Milandri A., Nizzoli C., Poletti R. (1986) - Nutrient fluxes at the sediment-water interface in a coastal of the Adriatic sea. Atti VII Conv. AIOL, Trieste, Giugno.
Frignani M. & Turci C. (1981) - II ruolo dei sedimenti nei fenomeni di eutrofizzazione costiera. CNR, AQ/2/12, 101 pp.
Giordani P. & Angiolini L. (1983) - Chemical parameters characterizing the sedimentary environment in a NW Adriatic coastal area (Italy). Estuarine, Coastal and Shelf Science, 17,159-167.
Giordani p. & Astorri M. (1984) - Phosphate chemistry of coastal sediments in relation to eutrophication. Atti VI conv. AIOL, 337-342.
Giordani & Frignani (1987) - Nutrient exchange processes at the sediment -water interface in a coastal marine ecosystem. Coll. Int. Ocean., Perpignan, CIESM, 37.
Giordani P. & Hammond D.E. (1985) - Techniques for measuring benthic fluxes of Rn222 and nutrients in coastal waters. CNR/IGM, Rapp. Tech. N 20, 33 pp.
Hammond D.E., Fuller C., Harmon D., Hartman B., Korose M., Miller L.G., Rea R., Warren S., Berelson W., Hager S.W. (1985) - Benthic fluxes in San Francisco bay. Hydrobiol., 129, 69-90.
Khalid R.A., Patrik W.H. jr., Gambrell R.P. (1978) – Effect of dissolved oxygen on chemical transformations of heavy metals, phosphorus and nitrogen in an estuarine sediment. Estuar. Coast. Mar. Sci., 6, 21-35.
Klump V. J. & Martens C. S. (1981) - Biogeochemical cycling in anorganic rich coastal marine basin. II. Nutrient sediment-water exchange processes. Geoch. et Cosmoch. Acta, 45, 101-121.
Krom M. D. & Berner R. A. (1981) - The diagenesis of phosphorus in a nearshore marine sediment. Geoch. et Cosmoch. Acta, 45, 207-216.
Martens C. S., Berner R. A., Rosenfeld J. K. (1978) - Interstitial water chemistry of anoxic Long Island Sound sediments
Olsen C. R., Cutshall N. H., Larsen I. L. (1982) - Pollutant-particle associations and dynamics in coastal marine environments: a review. Mar. Chem., 11,• 501-533.
Orio A. A. (1985) - II rilascio di nutrienti dai sedimenti della Laguna di Venezia. S.I.T.E.. Atti, 5.
Pambianchi .P. (1987) - Sacca di Goro: inquadramento morfologico-deposizionale finalizzato allo studio del ruolo

dei sedimenti nei processi di eutrofizzazione. Tesi di Laurea, Univ. degli Studi di Ferrara.
Regione Emilia Romagna (1987) - Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia Romagna. Rapporto annuale.
Rosenfeld J. K. (1981) - Nitrogen diagenesis in Long Island Sound sediments. Am. Jour. of Science, 281, 436-462.
Sholkovitz E. (1973) - Interstitial water chemistry of the Santa Barbara basin sediments. Geoch. Cosmoch. Acta, 37, 2043-2073.
Strickland J.D.H. & Parsons T.R. (1972) - A practical handbook of seawater analysis. Fisheries Res. Bd. Can. Bull., 167, nd ed,, 310 pp.
Viel M., Buffoni G., Barbanti A., Langone L., Paltrinieri D., Rosso G. (pronto per la stampa) - Nutrient profiles in a Po delta lagoon (Italy): methodological considerations and evaluations of benthic fluxes.

ATTI DELL'8°CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1-3 GIUGNO 1988 da pag. 411 a pag. 422

ACCUMULATION RATES DERIVED FROM RADIONUCLIDE ACTIVITY-DEPTH PROFILES. A CASE STUDY

M. FRIGNANI, L. LANGONE and M. RAVAIOLI

Istituto per la Geologia Marina del CNR - Via Zamboni 65, Bologna, Italy.

SUMMARY - Dry mass accumulation rates are usually derived from radionuclide activity-depth profiles of cores. In this paper sediment profiles are reconstructed accounting for the possible loss ^{222}Rn from superficial sediment and the dilution effect caused ;by the interstitial water salt, which may affect the calculation of Pb activities. The results show that these corrections are not very significant on the determination of accumulation rates. Values of 0.56, 0.18 and 0.07 g/cm^2/yr (versus apparent rates of 0.78, 0.24 and 0.08 g/cm^2/yr) are obtained applying a CF-CS model to the data below the mixed layer data.

RIASSUNTO - Attualmente la determinazione dei tassi di accumulo avviene attraverso lo studio dei profili verticali di alcuni radionuclidi (specialmente ai ^{210}Pb e ^{137}Cs) in carote di sedimento. La determinazione può essere affetta da errori se le condizioni naturali si discostano molto dalle assunzioni che sono alla base dei modelli interpretativi. In questo lavoro e' stata presa in considerazione l'influenza che il contenuto salino dell'acqua interstiziale e la possibile perdita di ^{222}Rn dal sedimento superficiale possono avere sul calcolo delle attività di ^{210}Pb. I risultati mostrano che tali correzioni non sono molto significative nella determinazione dei tassi di accumulo. Valori di 0.56, 0.18 e 0.07 g/cm^2/a (rispetto ad velocità apparenti di 0.78, 0.24 e 0.08 g/cm^2/a) sono stati ottenuti applicando un modello CF-CS ai dati al di sotto dello strato mescolato.

1. INTRODUCTION

Reasonable estimates of present accumulation rates, over time scales ranging from a few months to one century, are necessary to understand particle mass balances, geochemical processes in the superficial sediment, early diagenesis, benthic fluxes and ecology.

Modern techniques for dating recent sediments are based on the interpretation of activity-depth profiles of some natural and artificial radionuclides. ^{210}Pb and ^{137}Cs can be analyzed by relatively simple methods and are widely used to study sediment accumulation rates. Besides both ^{210}Pb and ^{137}Cs profiles can be interpreted in terms of dry mass accumulation rates, fluxes of particles, as well as mixing

and erosion phenomena. The ^{210}Pb technique can give even a detailed chronology and is generally used to investigate sedimentary processes occurring over a time scale of one century. This technique has been validated in many lake and marine environments. In most cases it gives reliable sediment accumulation rates in agreement with those determined by other methods (Koide et al., 1972; Appleby and Oldfield, 1978). Cases of disagreement, however, between radionuclide dates and time indications from other stratigraphic markers have been also documented (Appleby and Oldfield, 1983; Davis et al., 1984; Wan et al., 1987), The ^{210}Pb chronology is based on a model calculation which can describe the actual sedimentation processes only if its assumptions are verified. The basic assumptions were summarized by Davis et al. (1984) and Wan et al. (1987) and they are actually met in several environments. Furthermore, the complexity of the coastal marine environment often makes it difficult to interpret the radionuclide vertical profiles. If the radionuclide vertical profiles show a fairly regular exponential decrease with depth, all the models give approximately the same result. In other cases, when mixing or irregular sediment and/or ^{210}Pb delivery create an irregular profile, data interpretation must be careful so as to obtain correct estimates.

Three types of models are commonly used to calculate the sediment chronologies from ^{210}Pb activity-depth profiles. The CF-CS model assumes a constant flux of both unsupported ^{210}Pb and sediment particles to the bottom (Robbins, 1978) .
The constant initial concentration (CIC) model can be applied whenever the activity of ^{210}Pb in the settling particles is constant even if the sedimentation rate is variable (Robbins and Edgington, 1975; Robbins, 1978). This constant activity may be due to the particular sediment source (i.e. erosion of soil particles from a drainage basin). We believe that some confusion still arises in the application of this model which is often mistaken for the simpler CF-CS.

The constant-rate-of-supply (CRS) model should be applied when a constant flux of ^{210}Pb reaches the sediment regardless of the differences in sediment accumulation rates (Robbins, 1978; Appleby and Oldfield, 1978). This occurs mainly when ^{210}Pb is efficiently transferred from the atmosphere to the sediment and implies constant inventories of ^{210}Pb in sediments from different sites with variable sedimentation rates (Appleby and Oldfield, 1983).

Any mixing phenomena may influence the radionuclide profile: 1) the bomb fallout tracers can show a broad or displaced maximum and 2) the ^{210}Pb data show a decline which is non monothonic with depth, and the activities in the mixed layer are more homogeneous. Neglecting mixing may yield rates erroneusly high (Benninger et al., 1979). If

there is only one mixed layer which has a definite depth and a constant rate of mixing, we can still obtain a reliable chronology using the ^{210}Pb data below the mixed layer data (Robbins, 1978). For this case a modified CRS model has also been proposed (Oldfield and Appleby, 1984). However if two mixed layers are present, with the deepest one caracterized by a much lower mixing coefficient (often in the order of 1-10%), the differences in apparent accumulation rates can be high (Benninger et al., 1979) and a chronology can be established only by a simulation of the profile with mixing models (Benninger et al., 1979; Santschi et al., 1980; Qlsen et al., 1981).

The ^{137}Cs technique is based on the identification of the 1963 peak activity and can be used to determine coarse estimates. ^{137}Cs profiles are also extremely useful for a better interpretation of ^{210}Pb profiles and for controlling the ^{210}Pb dates.

This paper presents a discussion of ^{137}Cs and ^{210}Pb activity-depth profiles from three sampling sites in the Middle Adriatic Sea, with the following objectives: 1) assessing the relative influence of possible corrections of the original activity-depth profiles;2) obtaining reliable estimates of the accumulation rates, taking the effects of mixing into account; 3) comparing the results for the 30-100 yr time scale (^{137}Cs, ^{210}Pb) with information obtained by elaborating on the thickness of Holocenic sediment. Considerations about areal trends in sediment accumulation are beyond the aim of this work.

2. MATERIALS AND METHODS

Three cores were collected in 1988 along a transect offshore Porto Civitanova at 12.6, 23.4 and 43.2 km from the coast, at 28, 63 and 90 m water depth, respectively (Fig. 1). The area has been extensively described by many authors. Recent works are those by Curzi and Gallignani (1982), Ciabatti et al. (1986) and Curzi and Tomadin (1987).

Core subsamples were analyzed for ^{210}Pb, ^{137}Cs, and water content. In order to measure ^{137}Cs, 15-50 ml (18-60 g) of disaggregated dry sediment were gamma counted using an intrinsec germanium detector coupled with a multichannel analyzer, with reference to a multipeak calibration standard. ^{210}Pb was analyzed by alpha counting its daughter ^{210}Po, assumed to be in secular equilibrium, using ^{210}Po as an internal standard. The details of this methodology are reported elsewhere (Frignani et al., 1989).

Excess ^{210}Pb was calculated assuming that the supported fraction of ^{210}Pb equals the concentration of total ^{210}Pb at the depth in the core where excess ^{210}Pb has undergone practically complete decay. This is a very common approach whenever direct measurements of ^{226}Ra activities are not possibile. In this area the substantial uniformity of

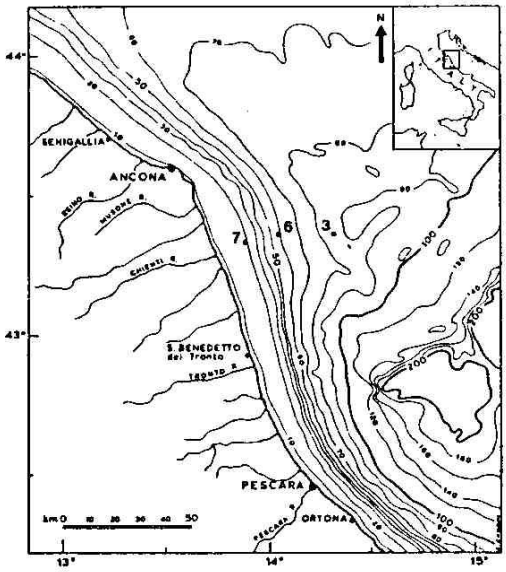


Fig. 1 - Study area and core locations

supported ^{210}Pb with depth has been verified for core 3 (Frignani et al., 1989).

Volumetric sedimentation rates (cm/yr) are often reported without any reference to sediment porosity and so the meaning of the value is impaired by compaction phenomena. To avoid the effects due to compaction and core shortening, the depths in cores are reported also as cumulative dry mass per unit surface and, accordingly, dry mass accumulation rates (g/cm^2/yr) were calculated. For comparison purposes core depths in cm should be reconstructed on the basis of a constant porosity (Behrens, 1980). Although a value of 50% have been proposed by Behrens (1980), if we assume a reference porosity of 60%, corresponding to a dry density of 1 g/cm^3 , the volumetric and mass rates are numerically equivalent. On the other hand a porosity of 60% is very close to that found at the bottoms of our cores. Porosity was determined according to Berner (1971) from the weight percent water, using a single mineral density of 2.5 g/cm^3.

3. RESULTS AND DISCUSSION

Analytical data

The results are presented in Tables 1, 2 and 3, while Figs. 2-3 show the activity-depth profiles of ^{210}Pb and

^{137}Cs respectively. At station 3 ^{137}Cs is confined to the topmost part of the sediment and the vertical profile is too short to be significant.

The ^{210}Pb profiles are fairly regular and in cores 7 and 6 they show a change in slope in the superficial layers. This feature could be due either to an increase in accumulation rates in recent years or to sediment mixing. Bioturbation could be important but Adriatic coastal sediments can be also affected by episodic disturbing events, like trawling and resuspension due to the action of waves and currents. The very irregular vertical profiles of ^{137}Cs activity could be partially due to disturbances of the superficial layers. On the basis of the ^{210}Pb profiles and of the results of the CF-CS model calculation, we supposed the existence of mixed layers (15.8 and 2 cm thick) f or core 7, 6 and 3 respectively. These estimates are less precise for cores 7 and 3 than for core 6.

Corrections for pore water salinity

The occurrence of a maximum ^{210}Pb activity just below the sediment surface has been reported in literature (Robbins, 1978) and has been sometimes ascribed to the amount of salt in the upper portion of the sediment column due to the higher pore water content. Two of the cores we studied (6 and 7) show the same feature. Therefore the calculated amounts of salt in core sections were subtracted from the dry weights and these new weights were used to obtain a new series of specific activities. Salinity was assumed to be 3.5% in all sediment sections.

The new data are not significantly different from the original ones. This result was not completely unexpected because the increase of porosity in the superficial sediment is not very high (5.8 to 11.7% with respect to the values in the core bottoms).

Corrections for ^{222}Rn losses

As suggested by Imboden and Stiller (1982) , the assumption that ^{226}Ra and supported ^{210}Pb are in secular equilibrium should be carefully examined for cores in which the measured ^{210}Pb activities are relatively low .

The supported ^{210}Pb in the sediment originates from the decay of the natural radionuclide ^{226}Ra. The ^{226}Ra daughter is a noble gas which is often used as a tracer of physical processes of mixing and diffusion. ^{222}Rn in the topmost layers of the sediment can diffuse towards the bottom waters. The radon emanation from the sediments implies a deficiency of supported ^{210}Pb in the uppermost sediment layers which can significantly modify the activity-depth profile. If this process has a significant effect, the correction using the background value obtained from the equilibrium) values below the base of the profile is too high and the concentration of excess ^{210}Pb in the superficial sediment would be lower than

the actual concentration.

The possible losses of ^{222}Rn were accounted for by calculating a number of correction factors on the basis of profiles reported by Key et al. (1979) and Imboden and Stiller (1982) since we nave no direct measurement of ^{222}Rn

Depth		DW	^{137}Cs	^{210}Pb (dpm/g)		
cm	g/cm^2	g/cm^3	dpm/g	(•)	(^)	(#)
1.0	0.91	0.91	0.29 ±0.02	1.62	1.65	2.01
3.0	2.74	0.91	0.36 ±0.04	2.49	2.53	2.63
4.5	4.10	0.91	0.23 ±0.04	2.95	3.00	3.00
5.5	5.02	0.92	0.41 ±0.04	3.03	3.08	3.08
6.5	5.95	0.96	0.58 ±0.06	2.36	2.39	2.39
7.5	6.91	0.96	0.53 ±0.05	2.27	2.30	2.30
8.5	7.86	0.96	0.42 ±0.05	2.46	2.50	2.50
9.5	8.84	0.98	0.54 ±0.04	2.07	2.10	2.10
10.5	9.84	1.02	0.49 ±0.05	1.91	1.94	1.94
11.5	10.86	1.01	0.39 ±0.05	1.99	2.02	2.02
12.5	11.84	0.96	0.74 ±0.06	1.72	1.75	1.75
13.5	12.79	0.95	0.66 ±0.05	1.65	1.67	1.67
14.5	13.72	0.92	0.64 ±0.06	1.67	1.70	1.70
15.5	14.65	0.93	0.65 ±0.06	2.19	2.22	2.22
16.5	15.58	0.95	0.58 ±0.08	1.84	1.87	1.87
17.5	16.53	0.94	0.63 ±0.06	1.72	1.75	1.75
19.0	17.98	0.99	0.27 ±0.03	1.63	1.65	1.65
21.0	19.99	1.02	0.31 ±0.04	1.73	1.75	1.75
23.0	22.01	1.00	0.27 ±0.04	1.64	1.66	1.66
25.0	24.02	1.00	0.18 ±0.04	1.13	1.15	1.15
27.0	26.01	0.99	0.18 ±0.04	1.32	1.34	1.34
29.0	28.00	0.99	0.12 ±0.04	1.15	1.17	1.17
31.0	30.08	1.09	0.04 ±0.01	0.76	0.77	0.77
35.0	34.36	1.05		0.56	0.57	0.57
39.0	38.63	1.06		0.68	0.69	0.69
43.5	43.21	0.97		0.31	0.31	0.31
49.5	49.12	0.99		0.36	0.37	0.37
55.5	55.09	1.00		0.25	0.25	0.25
61.5	61.10	1.00		0.10	0.10	0.10
Assumed background ^{210}Pb: 0.74 dpm/g						

Table 1 - Core 7: analytical data. (•) original data; (^) data corrected for salt content; (#) data corrected for salt content and radon losses.

activity in the superficial sediments. Table 4 shows the theoretical ratios between the ^{222}Rn deficiency and ^{226}Ra activities, calculated for the topmost four centimeters of the cores.

We calculated a new set of ^{210}Pb activities applying the

Depth		DW	^{137}Cs	^{210}Pb (dpm/g)		
cm	g/cm^2	g/cm^3	dpm/g	(•)	(^)	(#)
0.5	0.40	0.80	0.50 ±0.07	5.19	5.28	5.77
1.5	1.20	0.80	0.28 ±0.04	5.93	6.03	6.28
2.5	1.99	0.79	0.40 ±0.05	5.11	5.20	5.34
3.5	2.77	0.77	0.44 ±0.05	6.00	6.11	6.18
4.5	3.55	0.78	0.38 ±0.05	4.48	4.56	4.56
5.5	4.35	0.81	0.36 ±0.05	4.63	4.71	4.71
6.5	5.17	0.82	0.42 ±0.05	4.41	4.48	4.48
7.5	5.99	0.82	0.31 ±0.06	4.37	4.44	4.44
8.5	6.82	0.84	0.40 ±0.05	3.14	3.15	3.15
9.5	7.67	0.85	0.43 ±0.05	3.54	3.60	3.60
11.0	8.97	0.89	0.24 ±0.04	2.48	2.52	2.52
13.0	10.78	0.92	0.15 ±0.03	1.75	1.78	1.78
15.0	12.61	0.91	0.10 ±0.03	1.42	1.45	1.45
17.0	14.48	0.96	0.04 ±0.01	0.80	0.81	0.81
19.0	16.38	0.94		0.66	0.67	0.67
21.0	18.24	0.92		0.50	0.50	0.50
23.0	20.08	0.92		0.35	0.36	0.36
25.0	21.89	0.89		0.30	0.30	0.30
27.0	23.66	0.89		0.18	0.19	0.19
Assumed background ^{210}Pb: 0.81 dpm/g						

Table 2 - Core 6: analytical data. (•) original data; (^) data corrected for salt content; (#) data corrected for salt content and radon losses.

Depth		DW	^{210}Pb (dpm/g)		
cm	g/cm^2	g/cm^3	(•)	(^)	(#)
0.5	0.35	0.63	3.02	3.08	3.57
1.5	1.06	0.65	2.40	2.45	2.70
2.5	1.80	0.67	2.30	2.34	2.48
3.5	2.56	0.68	1.63	1.66	1.72
4.5	3.34	0.69	1.21	1.23	1.23
5.5	4.12	0.70	0.74	0.76	0.76
6.5	4.89	0.70	0.55	0.56	0.56
7.5	5.65	0.69	0.53	0.54	0.54
Assumed background ^{210}Pb: 0.69 dpm/g					

Table 3 – Core 3: analytical data. (•) original data; (^) data corrected for salt content; (#) data corrected for salt content and radon losses.

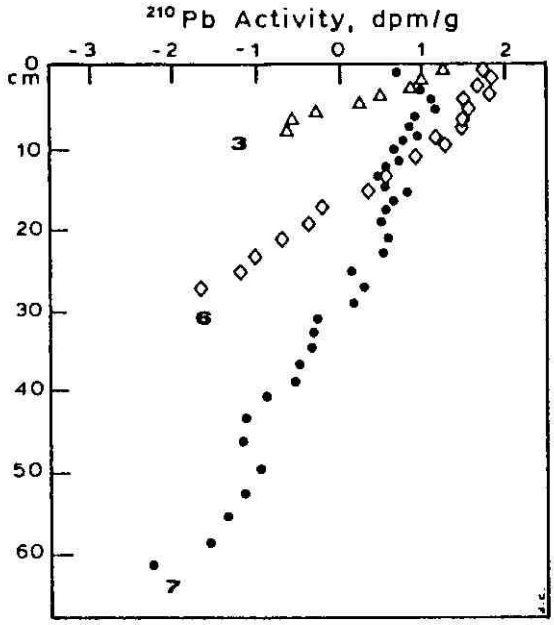


Fig. 2 - Log-normal profiles of excess ^{210}Pb for the three cores and their comparison.

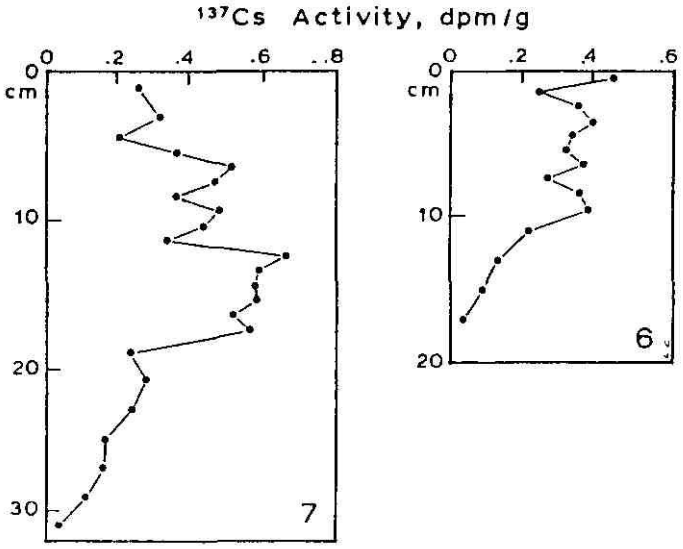


Fig. 3 - ^{137}Cs activity-depth profiles in cores 7 and 6.

average factors to our data. The radon loss values were obtained by multiplying the average factors by the values of supported ^{210}Pb. The results were added to the excess ^{210}Pb values to obtain the corrected data.

Depth	^{222}Rn/^{226}Ra				
cm	A	B	C	D	AVERAGE
0.5	0.53	0.23	0.34	0.30	0.356
1.5	0.71	0.54	0.74	0.67	0.671
2.5	0.82	0.70	0.88	0.84	0.822
3.5	0.94	0.81	0.95	0.92	0.912

Table 4 - ^{222}Rn/^{226}Ra ratios: A - from Imboden and Stiller (1982); B, C, D - Key et al. (1979), their cores a, c, and f.

In conclusion this type of correction appears to be significant with increasing concentrations of the calculated superficial excess ^{210}Pb, which ranges from 11% to 24%. If the entire profiles are used to calculate apparent accumulation rates, ignoring mixing, ,these new data will give differences of 1.3, 3.4 and 8.3 % for cores 7, 6 and 3 respectively. Obviously the corrections have a greater effect when the accumulation rates are low.

Accumulation rates

It is reasonable to suppose that these sediments are not affected by a significant deep mixing (below the superficial intensively mixed layer) as discussed by Frignani et al. (1989). On the other hand the profiles below the SML are rather regular and this allows the calculation of accumulation rates from the slopes of the least-squares fittings to the log-normal ^{210}Pb data of the undisturbed layers.

Results are reported in Table 5 which shows also the rates obtained using the CRS model. The two sets of data are very similar and confirm that the CRS is less affected by mixing than the CF-CS model since the CRS data were calculated taking the whole ^{210}Pb profile into account. Only direct measurements of the surface mixing coefficient by means of ^{7}Be, ^{234}Th or ^{134}Cs profiles, will allow more accurate estimates of mixing and sedimentation rates.

^{137}Cs profiles are rather confused and the 1963 peak is not very recognizable. This is why the accumulation rates nave been calculated from the base of the profiles, after subtracting the thickness of the disturbed superficial layers. The result (Table 5) for core 7 is in fairly good agreement with the results obtained by the ^{210}Pb method.
On the basis of the thickness of Holocenic muds along the transects offshore Numana and Porto S. Giorgio (Curzi

CORE	^{137}Cs	$^{210}Pb_{(CIC)}$ @	$^{210}Pb_{(CRS)}$ $	Seismic
7	0.51	0.56	0.51	0.36
6	0.27	0.18	0.16	0.26
3	n.d.	0.07	0.06	0.03

Table 5 - Sediment accumulation rates ($g/cm^2/yr$) obtained though different approaches; ($) data below the SML ($) whole profile.

and Tomadin, 1987) - which are the closest ones to our sampling stations - we calculated the average accumulation rates during the last 10,000 years. The cumulative dry masses per unit area were calculated assuming a dry density of 1.2 g/cm^3 . The results are shown in Table 5 and have the same order of magnitude as those obtained from the radionuclide profiles.

The accumulation rates decrease along the transect toward offshore; the same pattern is shown by ^{210}Pb and ^{137}Cs inventories (Table 6). In core 3 the inventory lies in the order of the values relating to the fallout deposition

CORE	^{137}Cs dpm/cm^2	^{210}Pb dpm/cm^2	^{210}Pb flux $dpm/cm^2/yr$
7	11.10	65.17	2.03
6	4.18	50.80	1.58
3	n.d.	9.18	0.28

Table 6 - ^{137}Cs and ^{210}Pb inventories.

(Appleby and Oldfield, 1983) and core 7 probably receives a ^{210}Pb supply from local rivers. Core 6 seems to represent an area caracterized by a preferential accumulation of ^{210}Pb: its sedimentation rate is not high, while the specific activities at the top of the core are almost twice as much as those of the other cores.

4. CONCLUSIONS

The interpretation of ^{210}Pb and ^{137}Cs activity-depth profiles in sediments from three sampling sites in the Middle Adriatic Sea, leads to the following conclusions: 1) after correcting the ^{210}Pb activity profiles for the amount of the pore water salt, no significant variation of sedimentation rates was noticed;

2) a further correction for the loss of ^{222}Rn from the topmost 4 cm of the cores produced a slight increase of the correlation coefficients of logarithmic plots and a small decrease of the sedimentation rates; however, the variations remained within the statistic errors of the ^{210}Pb counting;
3) under our assumption for the surface mixed layer, ^{210}Pb chronologies give accumulation rates for Middle Adriatic sea ranging from o. 0.07 g/cm^2/yr to 0.56 g/cm^2/y with values decreasing eastward, towards the outer shelf; the CRS model applied to the whole profile gives fairly similar results even if mixing is neglected;
4) Cs chronologies cannot be very precise but substantially confirm the ^{210}Pb data;
5) a tentative comparison of present accumulation rates with the average accumulation rates estimated over the last 10,000 years give values of the same order of magnitude;
6) the corrections for salinity and radon losses lead to a slight increase in excess ^{210}Pb inventories, from a minimum of 2.4% (core 7) to a maximum of 6.8% (core 3);
7) on the basis of the activities in superficial sediments and of the ^{210}Pb inventories in cores. core 6 evidences an area of preferential accumulation of ^{210}Pb.

5. ACKNOWLEDGMENTS

We thank P. Curzi and E. Lipparini for collecting the samples and L. Casoni for the drawings. This is contribution No. 766 from the Istituto per la Geologia Marina del CNR, Bologna (Italy).

REFERENCES

Appleby P.G. & Oldfield F.; 1978 - The calculation of ^{210}Pb dates assuming a constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment. Catena, 5, 1-18.

Appleby P.G. & Oldfield F.; 1983 - The assessment of ^{210}Pb data from sites with varying sediment accumulation rates. Hydrobiologia, 103, 29-35.

Behrens E.W.; 1980 - On sedimentation rates and porosity. Mar. Geol., 35, M11-M16.

Benninger L.K., Aller R.C., Cochran J.K. S Turekian K.K.; 1979 - Effects of biological sediment mixing on the ^{210}Pb chronology and trace metal distribution in a Long Island Sound sediment core. Earth Plan. Sci. Lett., 43, 241-259.

Berner R.A.; 1971 - Principles of Chemical Sedimentology, Mc. Graw-Hill, N.Y., 240 pp.

Ciabatti M., Curzi P.V. & Ricci Lucchi F.; 1986 Sedimentazione quaternaria nell'Adriatico centrale. Atti Riunione Gruppo Sedimentologia CNR (Ancona, 5-7 Jiune 1986), 125-139.

Curzi P. & Gallignani P.; 1982 - Evoluzione sedimentaria

recente della piattaforma continentale centro e nord adriatica. Atti Confer. Naz. per una politica ambientale di salvaguardia dei litorali. Cron. Adriat., 64-67.

Curzi P. & Tomadin L.; 1987 - Dinamica della sedimentazione pelitica attuale ed olocenica nell'Adriatico centrale. Giorn. Geol., serie 3, 49/1, 101-111.

Davis R.B., Hess C.T. , Norton S.A., Hanson D.W., Hoagland K.D. & Anderson D.S.; 1984 - ^{137}Cs and ^{210}Pb dating of sediments from soft-water lakes in New England (U.S.A.) and Scandinavia, a failure of ^{137}Cs dating. Chem. Geol., 44, 151-185.

Frignani M., Langone L. & Ravaioli M.; 1989 - Interpretatìon of radionuclide activity-depth profiles in three sediment cores from the Middle Adriatic. Giorn. Geol., 51/2, in press.

Imboden D.M. & Stiller M. ; 1982 - The influence of radon diffusion on the ^{210}Pb distribution in sediments. J. Geoph. Res., 87, 557-565.

Key M.R., Brewer R.L., Stockwell J.H., Guinasso & Schink D.R.; 1979 - Emanation of ^{222}Rn from marine sediments. Mar. Chem. 7, 221-250.

Koide M., Soutar A. & Goldberg E.D.; 1972 – Marine geochronology with ^{210}Pb. Earth Plan. Sci. Lett., 14, 442-446.

Nittrouer C.A., DeMaster D.J., McKee B.A., Cutshall N.H. & Larsen I.L.; 1984 - The effect of sediment mixing on ^{210}Pb accumulation rates for the Washington continental shelf. Mar. Geol. 54, 201-221.

Oldfield F. & Appleby P.G.; 1984 - Empirical testing of ^{210}Pb dating models for lake sediments. In: E.Y. Haworth & J.W.G. Lund (Editors), Lake Sediments and Environmental History. Leicester University Press, Leicester, 93-124.

Olsen C.R., Simpson H.J., Peng T.H., Bopp R.F. & Trier R.M.; 1981 - Sediment mixing and accumulation rate effects on radionuclide depth profiles in Hudson Estuary sediments. J. Geophis. Res., 86, 11020-11028.

Robbins J.A.; 1978 - Geochemical and geophysical application of radioactive lead. In: (J.O. Nriagu Ed.). The biogeochemistry of lead in the environment. Elsevier, Amsterdam, 285-393.

Robbins J.A. & Edgington D.N.; 1975 – Determination of recent sedimentation rates in lake Michigan using ^{210}Pb and ^{137}Cs. Geochim. Cosmochim. Acta, 39, 285-304.

Santschi P.H., Li Y.H., Bell J.J., Trier R.M. & Kawtaluk K. ; 1980 - Pu in coastal marine environments. Earth Plan. Sci. Lett., 51, 248-265.

Wan G.S., Santschi P.H., Sturm M. Farrenkoten K., Lueck A., Werth E. & Shuler C.; 1987 - Natural (^{210}Pb, Be) and fallout (^{137}Cs, $^{239|240}$Pu, ^{90}Sr) radionuclides as geochemical tracers of sedimentation in Greifensee, Switzerland. Chem. Geol., 63, 181-196.

ATTI DELL'8°CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1-3 GIUGNO 1988 da pag. 423 a pag. 434

APPROCCIO TEORICO-SPERIMENTALE ALLO STUDIO DELLE INTERAZIONI TRA IDRODINAMISMO E BENTHOS: UN ESEMPIO IN PRATI DI ZOSTERA MARINA L.

M. C. GAMBI

Laboratorio di Ecologia del Benthos, Stazione Zoologica "Anton Dohrn"
Napoli, Ischia (Napoli)

RIASSUNTO

Viene discusso l'approccio teorico-sperimentale allo studio delle interazioni tra idrodinamismo e benthos, presentando un esempio relativo ad una fanerogama. Zostera marina L. Densi prati di questa pianta provocano una forte riduzione dei movimenti dell'acqua influendo sensibilmente sulla struttura dei boundary layers. Misure in laboratorio ed "in situ" hanno permesso di evidenziare due ambienti idrodinamici, uno sopra lo strato foliare caratterizzato da alti valori di stress e turbolenza; l'altro sotto lo strato foliare in cui i suddetti parametri risultano molto ridotti.

SUMMARY

The theoretical and experimental approach to the study of interactions between hydrodynamics and benthos is discussed with an example relative to a marine phanerogam, Zostera marina L. Dense meadows of this plant, damping water movements, strongly affect the structure of the boundary layers. Laboratory and "in situ" measurements demonstrate that two hydrodynamic regimes are evident: one in the upper part of the plant canopy, characterized by high values for stress and turbulence; the other below the canopy, with a reduction in both of these parameters.

INTRODUZIONE

Tra i numerosi processi fisico-chimici che avvengono all'interfaccia fondo-acqua, quelli idrodinamici sono da tempo riconosciuti come tra i più influenti sulla distribuzione e sulla biologia degli organismi bentonici marini (Riedl, 1970-72). L'azione che i movimenti dell'acqua esercitano sul benthos è infatti sia di tipo diretto (stress meccanico), sia di tipo indiretto, influendo l'idrodinamismo su numerosi altri parametri ambientali, quali torbidità e conseguente penetrazione della luce, mescolamento dei gas disciolti e dei nutrienti, trasporto del particolato in sospensione e dei sedimenti, solo per citarne alcuni dei più determinanti.
Nonostante l'importanza riconosciuta a questo parametro, raramente gli studi sul benthos marino sono corredati da misure dei campi di velocità o delle forze idrodinamiche a cui sono soggetti gli organismi. Più spesso vengono utilizzati metodi di stima indiretta dell'esposizione o dell'idrodinamismo (Riedl, 1970-72; Chessa et al., 1983-84; Thomas,

1986; Gambi et al., in stampa, a).

Questa lacuna in ecologia bentonica deriva in larga parte dalla difficoltà di misurare i movimenti dell'acqua a scale spaziali e temporali che siano congruenti con quelle degli organismi bentonici. Se inoltre si considerano i fenomeni fluidodinamici alla scala alla quale vengono percepiti dagli organismi, si osserva che questi ultimi hanno notevole capacità di modificare i movimenti dell'acqua, determinando importanti fenomeni di interazione (Vogel, 1981; Nowell & Jumars, 1984).

L'importanza e le numerose implicazioni ecologiche di queste interazioni, sia livello di singoli organismi che di popolazioni o comunità, sta attirando crescente interesse da parte dei bentonologi, stimolando anche nuovi approcci e tecniche di ricerca. Ciò trova riscontro anche nella recente organizzazione di un congresso internazionale dal tema: "Marine interface ecohydrodynamics" (Nihoul et al., 1986).

Alcuni di questi studi hanno messo in evidenza il ruolo fondamentale che le interazioni tra idrodinamismo e benthos hanno nel modo di alimentazione degli organismi bentonici (Taghon et al., 1980 ; Carey, 1983; Muschenheim, 1987; Gambi, 1989), nella distribuzione e struttura della comunità meiobentonica (Thistle et al., 1984; Palmer, 1986; Kern e Taghon, 1986), ed anche in alcuni processi quali la fotosintesi (Fonseca e Kenworthy, 1987 ; Dennison e Barnes, 1988), il reclutamento delle larve (Eckman, 1983; Butman, 1987) e l'erosione dei sedimenti (Eckman et al., 1981; Eckman e Nowell, 1984; Jumars e Nowell, 1984).

Scopo del presente lavoro è di discutere l'approccio teorico-sperimentale a questo tipo di problematiche, presentando un esempio di interazione idrodinanismo-benthos relativo ad una fanerogama. Zostera marina L.

APPROCCIO TEORICO-SPERIMENTALE

Lo studio dei fenomeni idrodinamici in vicinanza del fondo richiede un approccio teorico ed una terminologia proprie della fluidodinamica. Una eccellente introduzione a questa branca della fisica applicata a sistemi e problemi biologici è reperibile in Vogel (1981).

Nello -studio delle interazioni fluidodinamiche, uno dei parametri di scala fondamentali e il numero di Reynolds

$$(\mathrm{Re}),\ \mathrm{Re} = \frac{1 \cdot \overline{U}}{\nu}$$

in cui 1 è un fattore di scala caratteristico (cm); U = velocità media del fluido (cm/sec); ν = viscosità dinamica (cm^2/sec). Il numero di Reynolds, che è a-dimensionale, tiene conto dell'importanza relativa delle forze inerziali e viscose nel fluido, rispetto alla scala considerata (1). I movimenti dell'acqua esercitano infatti sul fondo e sulle strutture ivi presenti differenti tipi di forze, tra le quali una "forza di trascinamento" (drag). Il fondo e le strutture a loro volta rimuovono dal fluido quantità di moto (momento) ad un tasso tale da bilanciare il proprio drag. Il tasso di rimozione di momento dal fluido costituisce lo stress meccanico (attrito). A causa dell'attrito all'interfaccia acqua-fondo si determina un gradiente di velocità la cui estensione verticale definisce il boundary

layer (b.l., Fig. la). Strutture ed organismi situati all'interfaccia con un fluido in movimento si trovano pertanto all'interno di boundary layers la cui estensione, struttura e caratteristiche sono in relazione con il regime idrodinamico ma anche con la natura e le caratteristiche del fondo stesso (Tritton, 1977; Eckman, 1981; Nowell & Jumars, 1984). Con profili di distribuzione dei vettori velocità nel b.l., cioè misure progressive della velocità a distanze crescenti dal fondo (Fig. la), è possibile valutare alcuni parametri fluidodinamici importanti. Tra questi la "shear velocity", U_* (cm/sec) che rappresenta il tasso a cui cambia il vettore velocità lungo il gradiente, in altre parole quanto è ripido il gradiente di velocità stesso. U, è positivamente correlato allo stress vero e proprio dalla relazione:
$\tau_0 = U^2_* \cdot \rho$, dove τ_0 = stress , e ρ = densità del fluido. La ripidità del gradiente di velocità e quindi l'intensità dello stress, sono direttamente proporzionali alla presenza nel fondo di strutture che aumentano la irregolarità della superficie di contatto, cioè la roughness.

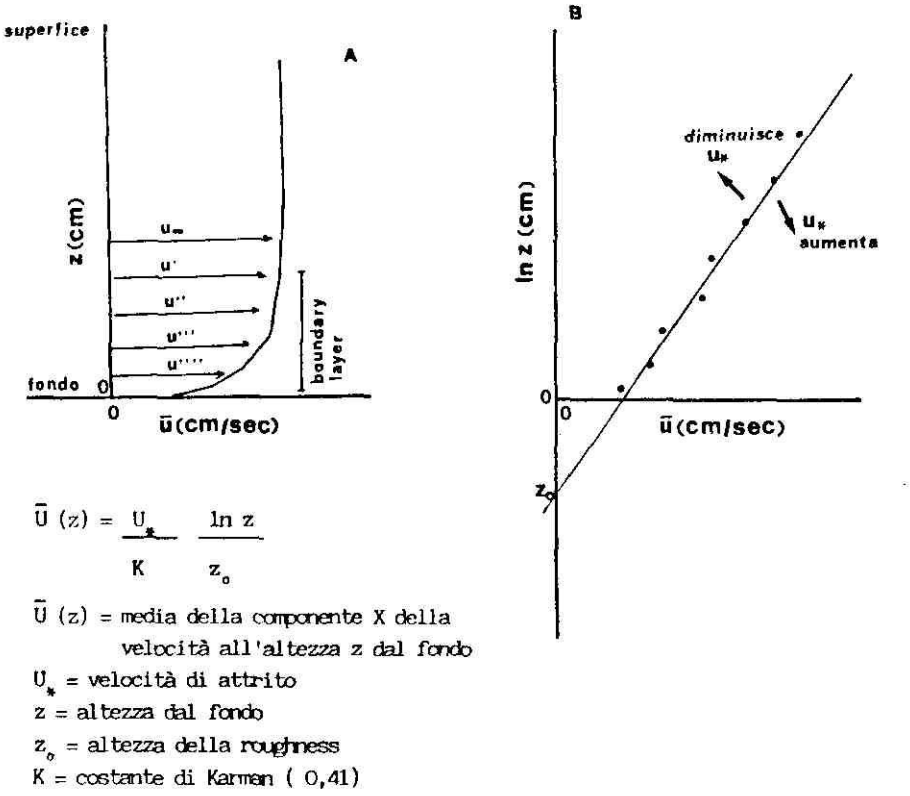
Per un notevole varietà di condizioni fluidodinamiche la distribuzione dei vettori di velocità nel b.l. viene descritta dalla relazione logaritmica di Karman-Prandtl (Vogel, 1981; Muschenheim et al., 1986; Muschenheim,1987) (Fig.lb), dalla quale è possibile calcolare sia U, sia la altezza della roughness (Fig. lb).

Dai profili di velocità si può calcolare anche il flusso di massa totale come: $\int \overline{U}$ dz (Eckman, 1988). Il rapporto tra integrali di profili di velocità differenti permette di paragonare entità del flusso in condizioni diverse (Gambi et al., in stampa, b).

Per la visualizzazione e la misurazione dei movimenti dell'acqua su piccola scala, sia "in situ" che in laboratorio, sono disponibili varie tecniche e strumentazioni. La visualizzazione di linee di flusso attorno ad oggetti o ad organismi generalmente avviene con l'uso di coloranti (Eckman & Nowell, 1984; Ackerman, 1986) o microparticelle (Tritton, 1977; Vogel, 1981). Alcuni tipi di dinamometri, (Jones & Demetropoulos, 1968; Denny, 1983) collegati anche a sistemi telemetrici (Denny, 1982) sono utilizzati per valutare direttamente le forze esercitate dalle onde sugli organismi; da queste misure è possibile ricavare successivamente la velocità del fluido.

Misure dirette dei vettori di velocità all'interno dei boundary layers sono ottenibili "in situ" con correntometri o serie di correntometri (Gross & Nowell, 1983; Fonseca et al., 1983; Eckman, 1987; Gambi e Lorenti, 1988). Misure simili , su scala spaziale più piccola, si avvalgono di strumenti più sofisticati come microtermistori (Riedl et al., 1972; La Barbera & Vogel, 1976; Eckman et al., 1981; Gambi et al., in stampa, b), o Velocimetri Laser Doppler (Durst et al.,1981). Quest'ultimo tipo di strumenti viene generalmente utilizzato in laboratorio all'interno di canalette artificiali (flumes), nelle quali è possibile riprodurre alcuni fenomeni idrodinamici. Molti tipi di flumes sono stati di recente realizzati per lo studio di problemi specifici (Vogel & La Barbera, 1978; Nowell et al., 1981; Muscheneheim et al., 1986; Muschenheim, 1987; Gambi et al., in stampa, b). I flumes permettono di modellizzare alcuni fenomeni fluidodinamici naturali se si rispettano però alcuni criteri di similarità del sistema con le condizioni naturali, quali la similarità geometrica, cioè la

riproduzione dei rapporti dimensionali tra organismi e boundary layers; la similarità cinematica, cioè dei vettori di velocità; la similarità dinamica, cioè delle forze in gioco. Una esauriente discussione su questi problemi è reperibile in Nowell & Jurnars (1987).



$$\bar{U}(z) = \frac{U_*}{K} \frac{\ln z}{z_o}$$

$\bar{U}(z)$ = media della componente X della velocità all'altezza z dal fondo
U_* = velocità di attrito
z = altezza dal fondo
z_o = altezza della roughness
K = costante di Karman (0,41)

Fig. l, a: visualizzazione del gradiente di velocità che definisce il boundary layer; b: relazione logaritmica di Karman-Prandtl da cui si ricava U_*. (pendenza della retta moltiplicata per la costante di Karman) e altezza della roughness (z_0) (intercetta della retta sull'asse z).

UN ESEMPIO DI INTERAZIONE IDRODINAMISMO-BENTHOS: I PRATI DI ZOSTERA MARINA L.

Come esempio applicativo di quanto precedentemente discusso vengono presentati alcuni risultati di un'indagine più ampia finalizzata allo studio delle interazioni tra idrodinamismo e praterie di fanerogame marine (Gambi et al., in stampa b). In quest'ambito le fanerogame offrono un campo d'indagine molto interessante ed in larga misura ancora poco studiato. Molte specie di questo gruppo di piante hanno infatti

dimensioni nell'ordine di diverse decine di centimetri e ricoprono vaste estensioni di fondo marino con densità spesso elevate (Den Hartog, 1977). I sistemi a fanerogame pertanto, possono dar luogo a fenomeni di interazione fluidodinamica notevoli. Tuttavia, gli studi nei quali, "in situ" o in laboratorio, è stato misurato l'idrodinamismo in questi sistemi sono relativamente pochi e si riferiscono per la maggior parte a prati di Zostera marina (Fonseca et al., 1982,1983; Ackerman, 1983,1986; Fonseca & Fisher, 1986; Eckman, 1988; Gambi et al., in stampa a e b). In altri sistemi (es. praterie di Posidonia oceanica), fenomeni idrodinamici simili sono stati messi in evidenza attraverso metodi di misura indiretti (Gambi et al., in stampa, a).

MATERIALI E METODI

Anche le presenti osservazioni sono relative a Zostera marina e sono state effettuate sia in laboratorio che "in situ". In laboratorio è stato utilizzato un grande fiume presso i Friday Harbor Laboratories dell'Università di Washington (Wa, U.S.A.), all'interno del quale è stato possibile riprodurre condizioni di similarità dinamica piuttosto soddisfacenti rispetto a quelle naturali. All'interno del fiume è stato allestito un metro di prato, utilizzando piantine giovani di Zostera disposte in modo da non ostruire il passaggio del fluido nel fiume stesso.

I profili di velocità sono stati effettuati a circa 10 cm di fronte al bordo del prato (posizione "a" in Fig. 2), ed all'interno del prato stesso a distanze crescenti dal margine, fino ad 1 m dietro (posizione "e" in Fig. 2). Le misure sono state effettuate a tre diversi regimi idrodinamici: debole, circa 5 cm/sec; medio, circa 10 cm/sec; forte, circa 20 cm/sec; e facendo variare anche la densità delle piante. La velocità dell'acqua è stata misurata con un Velocimetro Laser Doppler, sopra lo strato delle foglie, e con microtermistori, al di sotto dello strato foliare. Maggiori dettagli sulle metodologie impiegate e sul piano sperimentale sono reperibili in Gambi et al. (in stampa, b).

"In situ" le misure sono state effettuate in un prato superficiale di Zostera e su sabbie nude adiacenti site nell'isola di San Juan (Wa, U.S.A.) (Gambi, 1988). Le misure sono state effettuate durante le fasi di marea entrante o uscente utilizzando un correntometro elettromagnetico portatile (Gambi e Lorenti, 1988) .

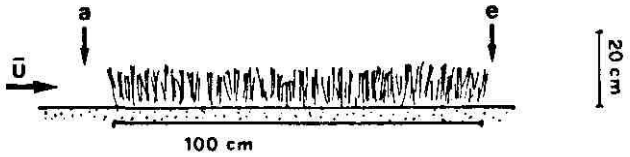


Fig. 2: posizioni in cui sono stati effettuati i profili di velocità qui discussi e rilevati nel prato di Zostera riprodotto nel fiume; a = fuori del prato; e = dietro 1 m di prato.

RISULTATI E DISCUSSIONE

I grafici in Fig. 3 si riferiscono ai profili della media della componente X della velocità (U) effettuati nel fiume ai tre diversi regimi idrodinamici e nelle due posizioni illustrate in Fig. 2. La densità del prato era di 1200 piante /m^2.

Tutti i profili sono significativamente descritti dalla relazione dì Karman-Prandtl (Tabella 1). A tutti i regimi idrodinamici, all'interno della prateria si osserva un aumento della velocità al di sopra dello strato foliare. Non appena il fluido incontra quest'ultimo si osserva invece una notevole riduzione dei vettori velocità che permane anche sotto le foglie in vicinanza del fondo. In quest'ultima zona i valori della velocità sono circa un ordine di grandezza inferiori rispetto a quelli nei profili fuori del prato e relativi agli stessi livelli (z). Si osserva che sia fuori che dentro il prato la shear velocity (U_*) aumenta all'aumentare del regime idrodinamico imposto al sistema e che anche i valori di U_* all'interno del prato sono di circa un ordine di grandezza più elevati rispetto a quelli fuori del prato stesso (Tabella 1).

Per quanto riguarda la percentuale della turbolenza (Fig. 4), si osserva che nei profili fuori del prato, a tutti e tre i regimi idrodinamici, i valori aumentano solo a pochi centimetri dal fondo e la media su tutto il profilo è intorno al 5% (Tabella 1). Nei profili all'interno del prato invece si osserva un aumento sensibile del parametro in vicinanza dello strato foliare ed all'interno di esso. Sotto le foglie, in prossimità del fondo, i valori decrescono ma risultano pur sempre maggiori rispetto a quelli dei profili fuori del prato posti agli stessi livelli. La media su tutto il profilo, ai diversi regimi idrodinamici, è infatti sempre superiore al 20% (Tabella 1). Il calcolo del flusso nei diversi profili, mostra che, dopo un metro di prateria con densità di 1200 piante/m^2, si ha una riduzione del flusso di oltre il 30% ai vari regimi di velocità testati (Tabella 1)

Tabella 1: valori di U_*, percentuale media della turbolenza sul profilo e percentuale della riduzione di flusso di massa relativi ai profili in Fig. 3, effettuati fuori (a) e dentro (e) il prato di Zostera riprodotto nel flume

velocità nel flume (cm/sec)	5		10		20	
posizione	a	e	a	e	a	e
U_* (cm/sec)	0,71**	1,99**	0,49**	4,17**	1,07**	7,04**
% turb.	5,1	28,7	5,9	28,2	5,4	21,4
% rid. flusso	-	- 35,2	-	31,5	-	34,2

** = coefficenti di correlazione (r) significativi (P<0,01).

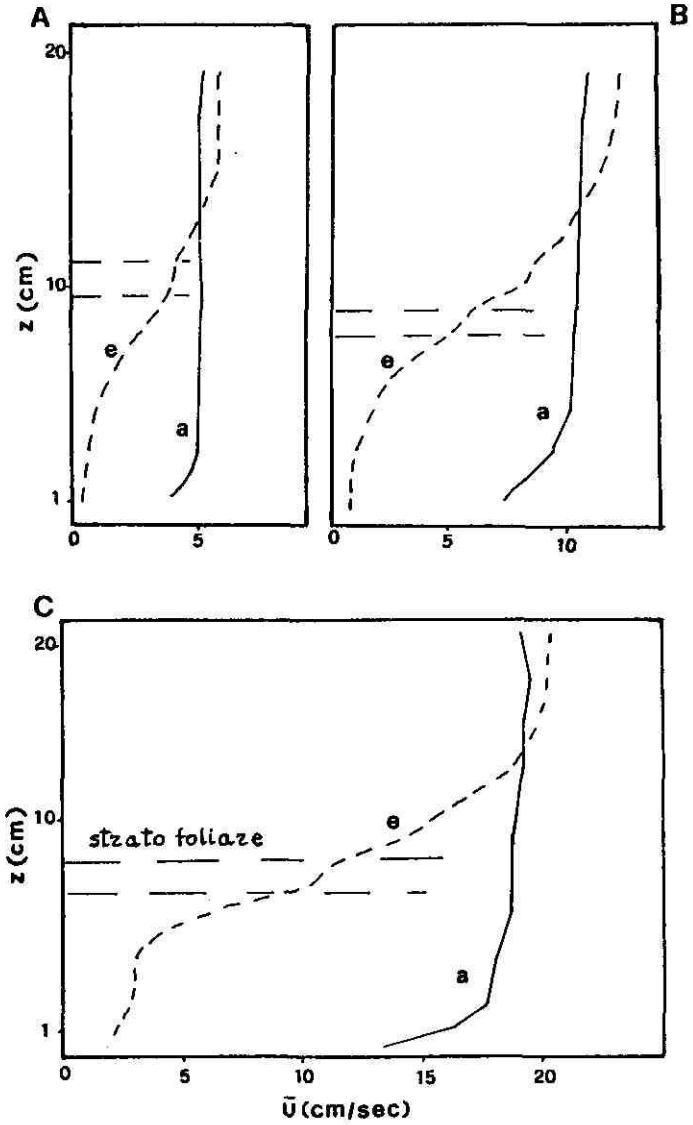


Fig. 3: profili della media della componente X della velocità ($\overline{U}$) effettuati all'interno del fiume nelle posizioni a = fuori del prato; e = dietro 1 m di prato; a tre regimi idrodinamici, A = 5 cm/sec; B = 10 cm/sec; C = 20 cm/sec

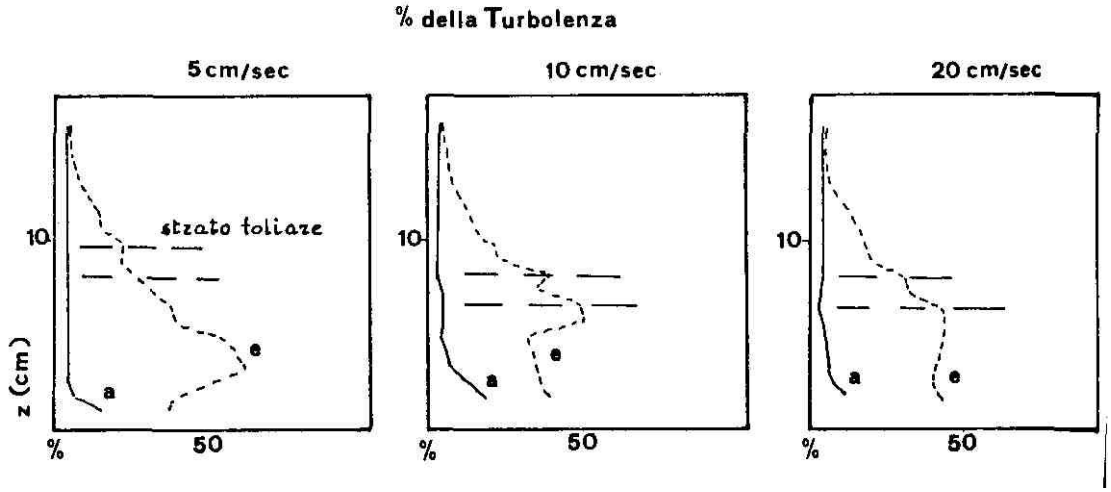


Fig. 4: andamento della percentuale della turbolenza lungo i profili di velocità in Fig. 3. La percentuale è stata calcolata come deviazione standard della velocità divisa per la media della velocità stessa e moltiplicata per 100.

In Fig. 5 sono riportati i profili di velocità ed i valori di U_* per le misure effettuate "in situ". Si osserva che l'andamento delle curve è molto simile a quello rilevato nelle misure in laboratorio. Anche in questo caso la differenza tra il b.l. fuori e dentro il prato è molto evidente e si osserva una sensibile riduzione del vettore velocità al di sotto dello strato foliare. I valori di U_* all'interno della prateria sono di circa tre volte superiori a quelli fuori di essa.

I pattern rilevati sia nel fiume che "in situ", sono coerenti con quanto prevedibile dalla fisica dei fluidi. Le piante infatti, quali elementi di roughness rimuovono momento dal fluido, il gradiente di velocità diviene più ripido e lo stress aumenta. Le foglie inoltre ponendosi come un ostacolo provocano sia la distruzione dei filetti fluidi dell'acqua, favorendo fenomeni di turbolenza, sia la riduzione del flusso di massa a livello del fondo. L'accelerazione dell'acqua osservata nel fiume sopra lo strato foliare si verifica appunto per controbilanciare la riduzione della velocità e del flusso di massa. E' molto probabile che tale accelerazione avvenga anche ai lati della prato per ripristinare il flusso totale.

Sotto lo strato delle foglie , in vicinanza del fondo invece, si instaurano condizioni di stress molto ridotto in quanto la maggior parte di questo è stata assorbita precedentemente.

Il confronto di questi dati con lavori precedenti è difficile a causa delle diverse condizioni sperimentali riprodotte nei flumes utilizzati

(Gambi et al., in stampa, b).

L'andamento generale delle curve ed i valori di U* nelle misure "in situ" sono coerenti con i dati di laboratorio e questo suggerisce che è stata attuata una buona riproduzione delle condizioni dinamiche naturali

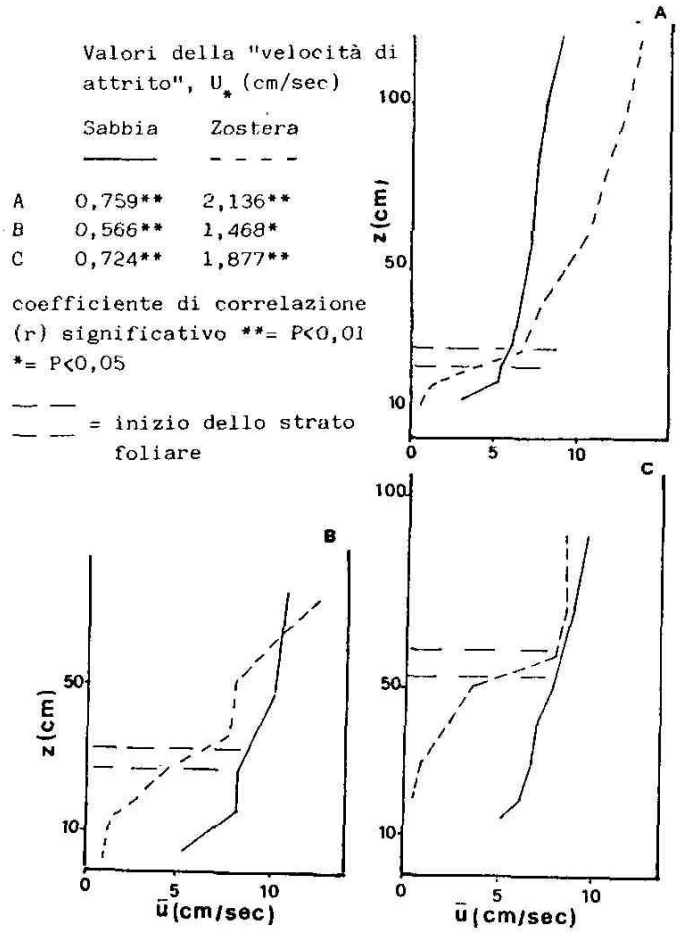


Fig. 5: profili della media della componente X della velocità ($\overline{U}$) e valori di U* nelle misure effettuate "in situ" all'interno (Zostera) ed all'esterno (Sabbia) di un prato di Zostera marina. A e B durante la marea entrante; C durante la marea uscente (da Gambi e Lorenti, 1988, modificato).

Inoltre questi dati sono coerenti con le osservazioni fatte da altri AA

(Fonseca et al, 1983; Ackerman ,1986; Eckman, 1988).

I fenomeni descritti ed in particolare i valori della shear velocity e della percentuale della turbolenza mostrano come lungo la pianta si possono distinguere due "ambienti fluidodinamici": quello a livello dello strato foliare in cui lo stress e la turbolenza sono elevati; quello al di sotto delle foglie, in vicinanza del fondo, con stress e flusso ridotti ma con valori di turbolenza ancora relativamente elevati. Le implicazioni ecologiche di queste osservazioni sono molteplici ed possono essere generalizzate in parte anche ad altri sistemi a fanerogame marine con caratteristiche in parte simili a quelle di Zostera marina (es. prati di Cymodocea nodosa e praterie di Posidonia oceanica in Mediterraneo). Tali implicazioni sono ampiamente discusse in Gambi et al. {in stampa, b). I complessi processi idrodinamici che avvengono in questi sistemi necessitano tuttavia di approfondimenti ulteriori, soprattutto "in situ" per meglio comprendere anche l'effetto di altri parametri, quali ad esempio la densità delle piante e l'estensione e la struttura delle praterie.

Scopo del presente lavoro era sopratutto quello di proporre un'ipotesi di lavoro ed illustrare la portata più generale di questo tipo approccio. Interessante è anche mettere in evidenza l'utilità di integrare, ove possibile, osservazioni e misure "in situ" ed in laboratorio. In questo modo le molteplici risposte adattative morfologiche e funzionali degli organismi bentonici in rapporto al regime idrodinamico acquistano un significato più chiaro ed una definizione più precisa.

RINGRAZIAMENTI

Vorrei ringraziare i Friday Harbor Laboratories (Università di Washington, Wa, U.S.A) per l'ospitalità e le attrezzature messe a disposizione. Un sincero ringraziamento anche a P.A. Jumars, A.R.M. Nowell, R. Self (Liko) , P. Yager e D. Wethey per l'aiuto intellettuale e tecnico offerto. La ricerca è stata finanziata in parte dalla Stazione Zoologica di Napoli ed in parte da una borsa Fulbright.

BIBLIOGRAFIA

ACKERMAN J.D., 1983- Current f low around Zostera marina plants and flowers: implications for submarine pollination. Biol.Bull., 165:504

ACKERMAN J.D., 1986- Mechanistic implications for pollination in the marine angiosperm Zostera marina. Aquatic Botany, 24: 343-353.

BUTMAN.C.A.,1987- Larvai settlement of soft-sediment invertebrates: the spatial scales of pattern explained by active habitat selection and the emerging role of hydrodynamical processes. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 25:113-165.

CAREY D.A., 1983- Particle resuspension in the benthic boundary layer induced by flow around polychaete tubes. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 40 (suppl):301-308.

CHESSA L.A., FRESI E., SCARDI M., SAISI S., 1983-84- Un metodo biologico per la valutazione dell'esposizione di aree costiere. Nova Thalassia 6 suppl.:611-618.

DEN HARTOG G.C., 1977- Structure, function and classification in seagrass communities. In: Marine Science 4, Seagrass ecosystem: a scientific perspective: 90-121. P. McRoy & C. Helfferich Eds.

DENNISON W.C., K D.J. BARNES, 1988- Effect of water motion on coral photosynthesis and calcification. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 115:67-77.

DENNY M.W., 1982- Forces on interdital organisms due to breaking ocean waves: design and application of a telemetry system. Limnol. Oceanogr., 27(1): 178-183

DENNY M.W., 1983- A simple device for recording the maximum force exerted on intertidal organisms. Limnol. Oceanogr., 28(6): 1269-1274.

DURST F., MELLING A. & J.H.WITHELAW, 1981- Principles and practice of Laser Doppler Anemometry. 2 Ed., Academic,London

ECKMAN J.E., 1983- Hydrodynamic processes affecting benthic recruitment. Limnol. Oceanogr., 28(2): 241-257.

ECKMAN J.E., 1987- The role of hydrodynamics in recruitment, growth and survival of Argopecten irradians (L.) and Anomia simplex (D'Orbigny) within eelgrass meadows. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 106: 165-191.

ECKMAN J.E., NOWELL A.R.M. & P.A. JUMARS, 1981- Sediment destabilization by animal tubes. J. Mar. Res. 39: 361-374.

ECKMAN J.E., & NOWELL A.R.M., 1984- Boundary skin friction and sediment transport about an animal-tube mimic. Sedimentology, 31:851-862.

FONSECA M.S., FISHER J.S., ZIEMAN J.C. & THAYER G.W., 1982- Influence of the seagrass Zostera marina L. on current flow. Est. Coast. Shelf Sci., 15:351-364.

FONSECA M.S., ZIEMAN J.C., THAYER G.W. & J.S. FISHER, 1983- The role of current velocity in structuring eelgrass (Zostera marina) meadows. Est. Coast. Shelf Sci.,17 :367-380.

FONSECA M.S. & J.S. FISHER, 1986- A comparison of canopy friction and sediment movement between four species of seagrass with reference to their ecology and restoration. Mar. Ecol. Prog. Ser., 29:15-22.

FONSECA M.S., & W.J. KENWORTHY, 1987 - Effects of current on photosynthesis and distribution of seagrasses. Aquat. Bot., 27: 59-78.

GAMBI M.C., BUIA M.C., CASOLA E., & SCARDI M., in press, a- Estimates of water movement in Posidonia oceanica beds: a first approach. In: C.F. Boudouresque, E. Fresi & A. Meinesz Eds., int. Workshop on Posidonia oceanica beds, GIS Posidonie publ. 2.

GAMBI M.C., 1988- Flowering in a Zostera marina bed off San Juan Island (Washington, U.S.A.) during winter. Aquatic Bot., 30:267-272,

GAMBI M.C., 1989 - Osservazioni su 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. & M. LORENTI, 1988 - A portable current meter for flow measurements near bottom by SCUBA diving. Rapp. Comm. int. Expl. Mer Médit., 30(2): 315.

GAMBI M.C., NOWELL A.R.M. & P.A. JUMARS, in stampa, b- Flume observations on flow dynamics in Zostera marina L,(eelgrass) beds, Mar. Ecol. Progr. Ser.

GROSS T.F. & NOWELL A.R.M., 1983 - Mean flow and turbulence scaling in a tidal boundary layer. Continental Shelf Res., 2 (2-3): 109-126.

JONES W.E. & A. DEMETROPOULOS, 1968 - Exposure to wave action: measurement of an important ecological parameter on rocky shores on Anglesey. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 2:46-63.

JUMARS P.A., & NOWELL A.R.M., 1984 - Fluid and sediment dynamic effects on marine benthic community structure. Amer. Zool., 24:45-55.

KERN J.C., & G. L. TAGHON, 1986 - Can passive recruitment explain harpacticoid copepod distributions in relation to epibenthic structure? J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 101: 1-23.

LA BARBERA M., S. VOGEL, 1976 - An inexpensive thermistor flowmeter for aquatic biology. Limnol. Oceanogr., 21:750-756.

MUSCHENHEIM O.K., GRANT J., & E.L. MILLS, 1986- Flumes for benthic ecologists: theory, construction and practice. Mar. Ecol. Progr. Ser., 28:185-196.

MUSCHENHEIM O.K., 1987 - The dynamics of near-bed seston flux and suspension-feeding benthos. J. Mar. Res., 45: 473-496.

NIHOUL J.C.J. et al., 1986 - Marine interfaces Ecohydrodinamics. J.C.J. Nihoul ed., Elsevier Oceanography Series, 42.

NOWELL A.R.M., JUMARS P.A. & J.E. ECKMAN, 1981 - Effects of biological activity on the entrainment of marine sediments. Mar. Geol., 42: 133-153.

NOWELL A.R.M., & P.A. JUMARS, 1984 - Flow environments of aquatic benthos. A. Rev. Ecol. Syst., 15: 303-328.

NOWELL A.R.M., & P.A. JUMARS, 1987- Flumes: theoretical and experimental considerations for simulation of benthic environments. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 25: 91-112.

PALMER M,A., 1986- Hydrodynamics and structure: interactive effects on meiofaunal dispersal. J. Exp: Mar. Biol. Ecol., 104: 53-68.

RIEDL R., 1970-72-Water movement: general introduction. In Kinne O.: Marine Ecology, Vol. 1, part 2.

RIEDL R., HUANG N. & R. MACHAM, 1972- The subtidal pump: a mechanism of interstitial water exchange by wave action. Mar. Biol., 13: 210-221.

THAGON G.L., NOWELL A.R.M. & P.A. JUMARS, 1980 - Induction of suspension feeding in spionid polychaetes by high particulate fluxes. Science, 210: 562-564.

THISTLE D., REIDENAUER J.A., FINDLAY R.H. & R. WALDO, 1984 - An experimental investigation of enhanced harpacticoid (Copepoda) abundances around isolated seagrass shoots. Oecologia, 63: 295-299.

THOMAS M.L.H., 1986 - A physically derived exposure index for marine shoreline. Ophelia, 25(1): 1-13.

TRITTON D.J.,1977- Physical fluid dynamics. Van Nostrand Reinhold (U.K.) co. Ltd.

VOGEL S., 1981- Life in moving fluids: the physical biology of flow. Princeton Univ. Press.

VOGEL S. & LA BARBERA M. , 1978- Simple flow tanks for research and teaching. BioScience, 28(10): 638-643.

ATTI DELL'8° CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1 - 3 GIUGNO 1988 da pag. 435 a pag. 443

IL CICLO VITALE DI TRE SPECIE DI CLADOCERI: Daphnia magna Straus, Simocephalus vetulus (O.F. Müller), Pleuroxus truncatus (O.F. Müller)

M.C. GATTI, A. MUENZINGER, O. RAVERA

Department of Physical and Natural Sciences, Commission of the European Communities - JRC 21020 Ispra (Varese)

RIASSUNTO.

Lo scopo di questo lavoro è stato quello di confrontare le caratteristiche demografiche di tre specie di Cladoceri: Daphnia magna Straus, Simocephalus vetulus (O.F. Müller), Pleuroxus truncatus (O.F. Müller). Gli individui erano tenuti in condizioni di laboratorio costanti e nutriti con Scenedesmus suspicatus di densità uguale a $122.24xl0^3$ cellule/ml. Gli esperimenti sono continuati fino alla morte di tutti gli individui.

I dati relativi alla sopravvivenza e alla fertilità sono stati elaborati utilizzando le "life tables" e le "fertility tables". Per ciascuna specie si è, inoltre, calcolato il valore del tasso intrinseco di accrescimento o parametro malthusiano "r". Si è potuto concludere che D. magna, comunemente usata nei biosaggi come rappresentativa dei Crostacei, presenta differenze rilevanti da S. Vetulus, ma soprattutto da P. truncatus.

SUMMARY.

The aim of this research was to compare the demographic caracteristics of three Cladoceran species: Daphnia magna Straus Simocephalus vetulus (O.F. Muller) and Pleuroxus truncatus (O.F. Muller). The experiment was carried out under constant laboratory conditions and ended when all individuals were dead. Animals were fed with Scenedesmus suspicatus ($122.24xl0^3$ cells/ml).

The results for survivorship and fertility were elaborated applicating the life table method. Furthermore, the intrinsic rate of natural increase for each species was calculated. It has been demonstrated that D. magna, commonly used in biotest as typical representant of Crustacea, differs in life cycle from the other investigated species, especially from P. truncatus.

1. INTRODUZIONE

Daphnia è largamente usata quale idoneo indicatore nei saggi di tossicità (Buikema, Geiger, Lee, 1980; Nikunen and Miettinen, 1985). Considerato che la risposta ai tossici di Daphnia
è giudicata estensibile non soltanto ai Cladoceri, ma anche all'intera comunità acquatica, è sembrato utile verificare l'attendibilità di questo assunto su tre specie di Cladoceri, Daphnia magna, Simocephalus vetulus, Pleuroxus truncatus che vivono in ambienti relativamente diversi. D. magna è specie tipica di piccoli bacini, S. vetulus vive nelle acque temporanee e nei laghi dove può essere perenne o presentare, più frequentemente, abbondanti popolazioni in primavera-estate; P. truncatus vive in acque stagnanti ricche di vegetazioni e nei litorali dei laghi (Margaritora, 1985) . Gli effetti biologici dei polluenti sono valutati con maggiore attendibilità mediante esperimenti a lungo termine (di durata uguale o quasi alla vita media degli individui delle specie prese in esame) che a breve termine. Il confronto tra i risultati ottenuti da esperimenti con specie diverse riesce difficile se non si conoscono le caratteristiche demografiche delle singole specie. Note queste caratteristiche, l'effetto può essere espresso dalla differenza tra l'intensità di un parametro (es. natalità, mortalità) misurata per gli individui di controllo e quella degli individui esposti a un certo polluente. E' sembrato, quindi, necessario confrontare le caratteristiche demografiche delle tre specie mantenute in ambiente non inquinato.
A differenza di Simocephalus, ma soprattutto di Daphnia, Pleuroxus è raramente usato negli esperimenti di laboratorio, di conseguenza, le informazioni riguardanti il ciclo vitale di questo genere sono molto scarse (Kuo-Cheng Shan, 1969) .

2. MATERIALI E METODI

Le tre specie sono state allevate separatamente in acqua di lago filtrata con filtro di 40 µm, in condizioni di laboratorio costanti (Tabella I).
Gli individui erano nutriti con cultura monocellulare sterile di Scenedesmus suspicatus di densità uguale a 122.24×10^3 cellule/ml. Le stesse condizioni sono state mantenute anche durante l'esperimento.
D. magna era da tempo presente in laboratorio, mentre S. vetulus e P. truncatus provenivano dalla zona litorale del Lago di Menate (Italia del Nord) e quindi sono stati adattati alle condizioni di laboratorio per un periodo di circa due mesi.
S. vetulus , D. magna e P. truncatus sono stati tenuti separatamente per l'intera durata dell'esperimento.
Per ciascuna specie si sono utilizzati individui di età

Tabella I: condizioni di laboratorio

Fotoperiodo	14 ore
Intensità luminosa	270-290 lux
Temperatura dell'acqua	20°C ± 1
pH	7.4 ± 0.1
Alcalinità	18.9 ± 0.3 mg CO_3^{2-}/l
Durezza	62.1 ± 0.9 mg $CaCO_3$/l

compresa tra 24 e 54 ore . Per mantenere un rapporto simile tra il volume dell'acqua e la biomassa dei Cladoceri, S. vetulus e D. magna erano mantenuti in vaschette di plexiglas contenenti 1500 ml di acqua (1 individuo/50 ml), mentre P. truncatus era posto in becker contenente 500 ml di acqua (1 individuo/ 16.6 ml).

L'acqua veniva rinnovata giornalmente aggiungendo Scenedesmus suspicatus . Il numero di sopravvissuti, quello delle madri con uova e il numero dei neonati, che venivano separati dalle madri , erano controllati giornalmente . Gli esperimenti sono continuati fino alla morte di tutti gli individui.

Per l' elaborazione dei dati riguardanti la sopravvivenza e la fertilità si sono utilizzate le "life tables" (tavole di vita) ponendo 10 (numero di individui al giorno 0) uguale a 100, e le "fertility tables" (tavole di fertilità) con 1_0 uguale a 1 (Seber, 1973) . Con questo metodo è stato possibile valutare e confrontare i seguenti parametri demografici: sopravvivenza, spettanza media di vita (e_x) , che indica l'aspettativa media di vita degli individui di età x, fertilità (m_x) , tasso netto di riproduzione (R_0) cioè il numero medio di femmine che una femmina produce nel corso della sua vita.

Utilizzando l'equazione di Eulero:

$$\left(\sum_{x=0}^{\infty} 1_x \cdot m_x \cdot e^{-rx} = 1\right) \quad *$$

si è calcolato, per ciascuna specie, il tasso intrinseco di accrescimento o parametro malthusiano "r" che indica la rata di accrescimento numerico nell'unità di tempo (Wilson and Bossert, 1974) .

---

* x = giorni
1_x = numero di sopravvissuti al giorno
1_0 = numero iniziale di individui fatto uguale a 1
m_x = fertilità
e = base dei logaritmi naturali

3. RISULTATI

3.1 Sopravvivenza e spettanza media di vita (e_x)

Le curve di sopravvivenza relative alle tre specie (fig. 1) sono simili a quella indicata come curva di tipo I da Deevey (1974), e riferita a individui che vivono in ambienti nei quali la mortalità per cause accidentali è minima (ad es. animali di laboratorio).

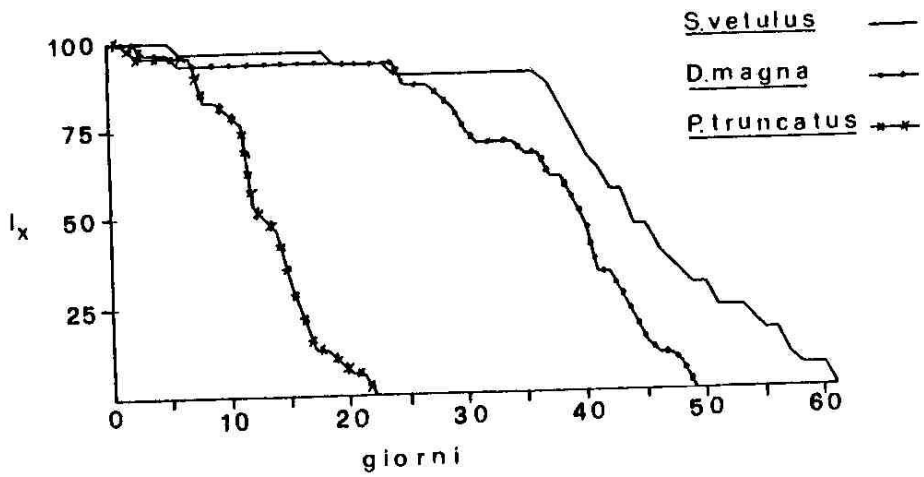


FIGURA 1: Curve di sopravvivenza delle tre specie di Cladoceri; 1_x = percentuale del numero di sopravvissuti al giorno.

In S. vetulus la sopravvivenza e la spettanza media di vita e_x (Fig. 2), sono superiori a quelle di D. magna e P. truncatus. P. truncatus presenta una sopravvivenza e una spettanza media di vita inferiore alle altre due specie.

La differenza di sopravvivenza delle tre specie è messa in evidenza dai relativi valori del "lethal time" (LT_{50} (Tabella II)).

Tabella II: "Lethal time" (LT_{50}) calcolato per le tre specie..

SPECIE	GIORNI
S. vetulus	43 - 44
D. magna	39 - 40
P. truncatus	12 - 13

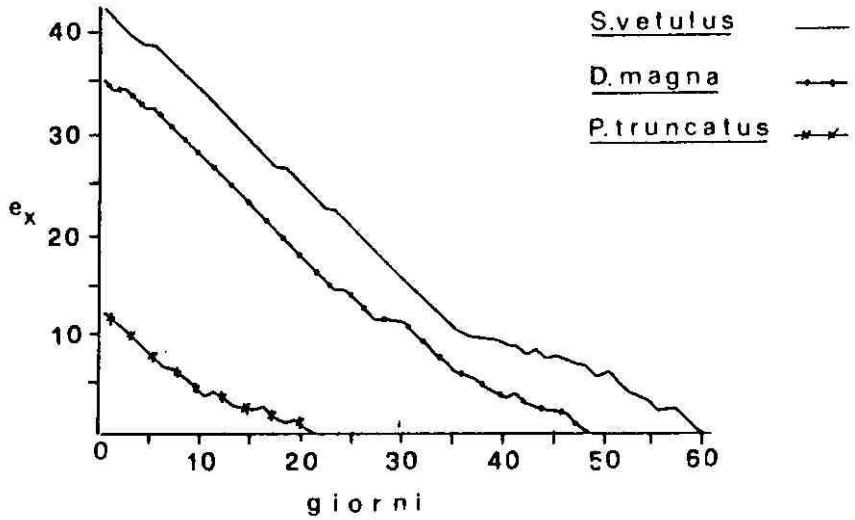


FIGURA 2: Spettanza media di vita (e_x) di ciascuna specie calcolata ponendo 1_0 (n° di individui al giorno 0) uguale a 100.

3.2 Numero di. madri ovigere

Tenendo conto dell'età degli individui al giorno 0 (T 24-54 ore) e facendo coincidere la maturità sessuale con la comparsa delle prime madri ovigere, risulta che la maturità è raggiunta al 6°-7° giorno da S. vetulus e D. magna, al 4°-5° giorno da P. truncatus (fig. 3). Le percentuali del numero di madri ovigere, calcolato quando il numero dei sopravvissuti era estremamente basso (es. 3, 2, 1), sono poco attendibili, di conseguenza, non sono prese in considerazione nell'interpretazione della figura 3.

In S. vetulus e D. magna il numero di madri ovigere osservato giornalmente è inferiore al numero di sopravvissuti, soprattutto nel periodo corrispondente all'ultima fase del ciclo vitale.

In P. truncatus le differenze tra il numero di madri ovigere e numero di sopravvissuti sono riscontrabili in maniera evidente nel corso di tutta la vita.

3.3 Fertilità (m_x), numero totale di neonati

Dalla Tabella III e dalla figura 4 risulta evidente che

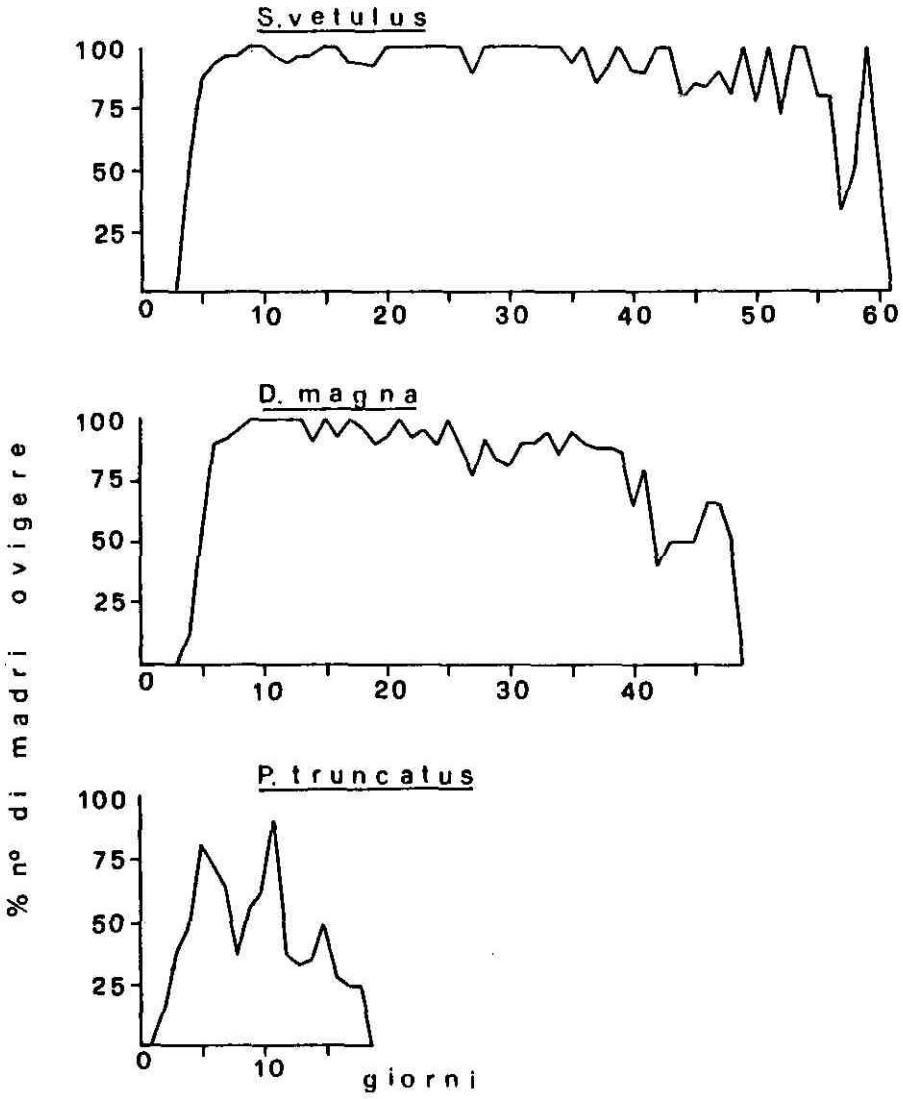


FIGURA 3: Percentuale del numero di madri ovigere di ciascuna specie.

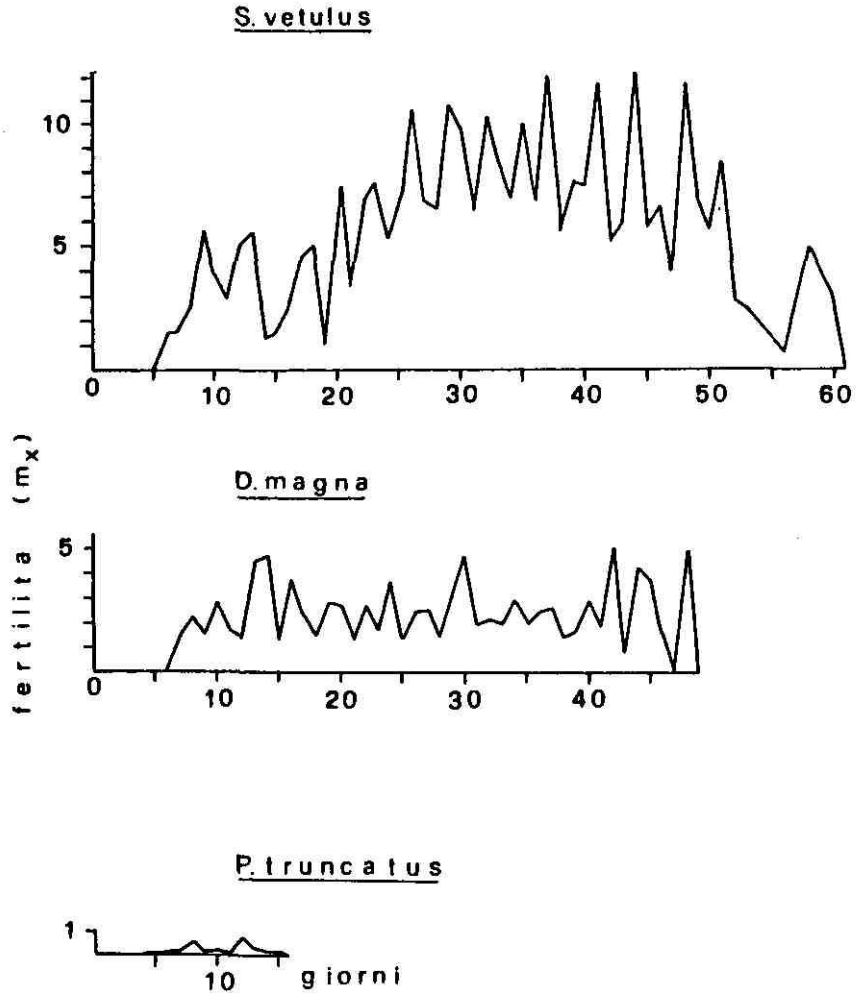


FIGURA 4: Fertilità età specifica (m_x} di ciascuna specie.

S. vetulus presenta una maggiore fertilità rispetto a D. magna e P. truncatus.

Tabella III: Numero totale di neonati di ciascuna specie.

SPECIE	No. NEONATI
S. vetulus	6785
D. magna	2218
P. truncatus	71

3. 4 Tasso netto di riproduzione (R_0) , tasso intrinseco di accrescimento ("r")

Dal confronto dei valori di R_0 e di "r" ottenuti per le tre specie (Tabella IV) si osserva che , in condizioni sperimentali, da ritenersi ottimali per la sopravvivenza e 1' accrescimento delle tre popolazioni di Cladoceri (es. assenza di competizione interspecifica, disponibilità di nutrimento, assenza di predazione) , P. truncatus manifesta una minore riproduttività ed una minore capacità di accrescimento numerico rispetto a D. magna e soprattutto rispetto a S. vetulus

Tabella IV: Valori del tasso netto di riproduzione (R_0) e del tasso intrinseco di accrescimento calcolati per le tre specie.

SPECIE	R_o	r
S. vetulus	224.76	0.356
D. magna	73.33	0.296
P. truncatus	2.26	0.092

4. CONCLUSIONI

Si può concludere che D. magna, comunemente usata nei biosaggi come rappresentativa dei Crostacei, differisce da S. vetulus, ma soprattutto da P. truncatus. Poiché le condizioni sperimentali nelle quali si è operato escludevano fattori limitanti, si può supporre che la longevità delle tre specie da noi misurata sia quella fisiologica. Inoltre, è presumibile che in natura, S. vetulus sia sottoposto ad una pressione selettiva superiore a quella delle altre due specie, in quanto il valore del suo R_0 è maggiore di quello calcolato per D. magna e per P. truncatus. I risultati dei nostri esperimenti sono stati ottenuti in determinate condizioni di laboratorio.
Nell'ecosistema

naturale l'intensità dei fattori ambientali varia con la stagione e influenza profondamente il ciclo biologico delle specie considerate.

Gli effetti di tali fattori sulle caratteristiche demografiche dei Cladoceri sono stati dimostrati da diversi autori (ad es. Buikema, 1973; De Bernardi, Lacqua, Soldavini, 1978; Del Carmen Corigliano, 1978; De Bernardi and Manca, 1981; De Bernardi, 1979). Questa differenza è la causa della difficoltà di estrapolare i risultati ottenuti in laboratorio all'ecosistema naturale.

BIBLIOGRAFIA

Buikema A.L. Jr., Geiger J.G., Lee D.R.; 1980 - Daphnia toxicity tests. In: Acquatic invertebrate Bioassays, J. Cairns (Eds.), American Soc. for Testing and Materials, pp, 48-69.

Buikema A.L. Jr; 1973 - Some effects of light on the growth, molting, reproduction and survival of the Cladoceran, Daphnia pulex. Hydrobiologia, 41, 391-418.

De Bernardi R., 1979; - Some problems in the study of population dynamics of zooplankton. Boll. Zool., 46, 179-189.

De Bernardi R., Lacqua P., Soldavini E.; 1978 - Effects of temperature and food on developmental times and growth in Daphnia obtusa Kurz and Simocephalus vetulus (O.F. Muller) (Crunstacea, Cladocera). Mem. Ist. Ital. Idrobiol,, 36, 171-191.

De Bernardi R. and Manca M.; 1981 - Competition between Daphnia obtusa Kurz and Simocephalus vetulus (O.F. Müller): some additional experimental observations. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 39. 31-45.

Del Carmen Corigliano M.; 1978 - Vital statistics and food availabi1ity in Daphnia obtusa Kurz and Simocephalus vetulus (O.F. Muller). Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 364, 287-296.

Kuo-Cheng Shan R.; 1969 - Life Cycle of Chydoridae Cladoceran, Pleuroxus denticulatus Birge Hydrobiologia, 34, 513-523.

Margaritora F.G.; 1985 - Cladocera, Calderini (Ed.), Bologna, 399 PP.

Nikunen E..and Miettinen; 1985 - Daphnia magna as an indicator of the acute toxicity of waste waters. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 35, 368-374.

Seber G.A.F.; 1973 - The estimation of animal abundance and related parameters. Griffin (Eds.) London, 506 PP.

Wilson E.O. e Bossert W.H.; 1974 - Introduzione alla biologia delle popolazioni, Piccin (Ed), Padova, 197 PP.

AATI DELL' 8° CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1-3 GIUGNO 1988 da pag. 445 a pag. 456

A SEDIMENT TRAP EXPERIMENT IN NW ADRIATIC COASTAL WATERS

P. Giordani and M. Frignani

Istituto per la Geologia Marina del CNR, Via Zamboni, 65 -40127 Bologna (Italy).

RIASSUNTO

Vengono presentati dati quantitativi, granulometrici, mineralogici e chimici di alcuni campioni di materiale sospeso raccolto con trappole di sedimento in una stazione situata nell'Adriatico settentrionale, 6 km al largo di Cesenatico. Questi esperimenti sono stati condotti allo scopo di verificare l'utilità ed i limiti applicativi di questo metodo, nell'ambito degli studi sui cicli biogeochimici degli elementi in un ambiente marino costiero notoriamente soggetto a problemi di inquinamento di origine industriale, agricola e turistica.

I risultati preliminari hanno dimostrato che le trappole rappresentano uno strumento efficace di raccolta di campioni di materiale sospeso, la cui quantità, in quella zona, dipende ampiamente dalle condizioni meteomarine e la cui origine e' prevalentemente terrestre. I valori di flusso calcolati in base alla quantità di materiale raccolto nelle trappole, estrapolati su base annua, portano a valori di velocità di sedimentazione molto più alti di quelli misurati da profili di ^{137}Cs di una carota raccolta nella stessa area.

SUMMARY

Data are presented showing grain size, mineralogical and major element composition for samples of settling particles collected by sediment traps at a station 6 km off-shore from the town of Cesenatico, in NW Adriatic coastal waters. These experiments were carried out in order to test the efficiency and limits of the trap methods as a part of ongoing studies of geochemical cycling of pollutants and related elements in progress in this coastal area, heavily affected by industrial discharge and eutrophication episodes.

These preliminary results have shown that traps are in fact good tools to collect suspended particle samples in this area. The quantity collected depends primarily on meteorological conditions and the origin is mostly terrestrial. The annual sedimentation rate obtained in three experiments are more than twice the values calculated from ^{137}Cs profiles measured in a sediment core from the same area.

INTRODUCTION

Measurements of particle fluxes from the surface to the sediment-water interface provides valuable information on sedimentation processes and geochemical cycling of elements in natural aquatic environments: the more reactive an element or chemical species, the more rapidly it is removed from solution to the particle phase and the faster it sediments (Simpson,1982).

Processes affecting sedimentation and sediment composition in a coastal marine environment are: 1) inputs from rivers and other sources, 2) flocculation at the transition between fresh and salt waters, 3) water dynamics , 4) particle-water interactions in the water column (adsorption, desorption, dissolution), 5) particle sorting and settling, 6) authigenic production of organic and inorganic substances, 7) resuspension of sediments by currents and waves. Characterization of particulate material can both indicate the sources of particles and give information on the physical and chemical processes that they have gone through. Natural and anthropogenic radionuclides can provide an estimate of the time scale and importance of processes like settling and accumulation on the bottom, mixing and resuspension (Stanner & Aston,1981).

Sediment traps have been recently used for direct observation of settling rates in the pelagic environment (Tsunogai et al.,1982; Martin & Knauer,1983 ; Jickells et al.,1984). Deuser et al. (1983) used data from sediment traps to determinate residence times of clay and biogenic carbonate particles in the Sargasso sea.

In coastal environments, the relatively high density of particulate material improves the efficiency of sample collectors, but the interpretation of the results is complicated by turbulence and advection, which cause resuspension of bottom sediments. This is very difficult to quantify and normally leads to overestimates of settling particle fluxes (Noriki et al.,1985). Moreover other processes like productivity, degradation by bacteria, capture by living organisms and grazing by zooplancton must be taken into account and measurement over a seasonal time scale are recommended to get reliable results.

In this paper we report the results of a sediment trap experiment carried out in the NW Adriatic coastal waters, in front of Cesenatico (Emilia-Romagna), an area intensively studied because of the appearence of periodical eutrophication phenomena. This experiment was devised in order to test the reliability of this method for our investigations of sedimentological and geochemical processes related to environmental problems of the Italian seas.

BACKGROUND

The flux of particles trough the water column and their deposition onto the sea floor has been difficult to assess for a long time. Many different types of approaches have been used to determine the rate of sedimentation in the water and on the bottom. Sediment traps afford a unique method of measuring the downward movement of materials within an aquatic environment; they enable the estimation of the loss of materials from the water column and the accumulation of materials in the sediments.

Laboratory experiments have shown that the collection efficiency of a sediment trap in moving water is primarily a function of its shape (Gardner, 1979). Cylinders appear to yeld accurate measurements of vertical flux if their H/W ratios are appropriate; the best choice depends on the velocity regime, with taller traps being used at higher velocities to prevent resuspension. Most accurate yelds of vertical fluxes in flows up to 15 cm/sec are obtained with H/W ratios between 2 and 3 (Gardner, 1980,b).

For sampling in aquatic environments with moderate and unpredictable currents of variable direction, cylindrical sediment traps with H/D ratio >3 and i.d >45 mm are reccormended by Bloomquist (1982).

However, despite their apparent utility, sediment traps have not received the general acceptance that might be expected. The main drawback could be that the rate of sediment accumulation in a trap does not necessarily match that in the sediment (Kirkner, 1975). A trap sitting in water containing particles which have settled from above and others which were resuspended from the bottom would measure the total downward flux of particles in the surrounding waters (Hargrave & Burns, 1979). Another question is whether traps capture a representative sample of sinking particles (Lorenzen et al., 1981). In any case it has to be determined if particles retained in collectors are representative of those contributing to the net downward flux in the water column and also if the amount of particles collected by a trap is equivalent to that which settles to the sediment surface.

STUDY AREA

The deployments were carried out at a single station 6 km off the town of Cesenatico, about 10 m depth. The description of the area and the reasons why it was selected for these experiments are reported elsewhere (Hammond et al., 1984; Frignani et al., 1986). Since eutrophication phenomena periodically appear in these coastal waters, physical oceanographic and chemical biological parameters

(temperature, salinity, transparency, dissolved oxygen, nutrient concentration, chlorophyll a, phytoplankton analyses etc.) are monitored throughout every year in 35 stations between Goro and Cattolica from 1 to about 20 km off-shore. This station (44° 12' 24" lat., 12° 24' 18" long.) is characterized by fine grained terrigenous sediments, primarily clayey silts mixed with marine organic debris (A.A. V.V.,1977).

METHODS

Four experiments were carried out in summer (May-August) 1982. The traps deployed were made of plexiglass cylinders, 6 cm i.d. and 18 cm tall, with a collecting area of 29.2 cm^2. For each experiment six traps were positioned in pairs at three different heights, 1.00, 0.50 and 0.25 m from the sediment surface, respectively, as shown in fig. l. The cylinders were screwed on the top of piles driven into the sea floor. This method avoided the turbulence on the collectors present in other mooring systems. Trap positioning and sample retrieval after 10-14 days were carried out by scuba divers. Particles and water collected in the traps were poured into polyethylene bottles, frozen and stored until filtration and analyses. The solid phase was

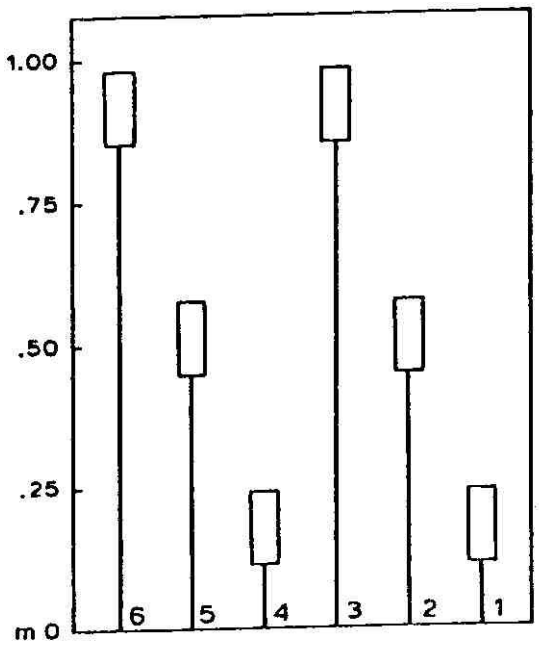


Fig. 1 : Sediment trap arrangement during the experiments.

filtered through a fiber glass filter (45 um) and weighed after drying at 60°C to constant weight. The dry weights were corrected for salt concentration.

The particle samples collected were analyzed for grain size, mineralogy and major chemical elements. Because of the scarcity of material, samples collected during the same deployment and at the same height from the bottom were mixed together. This was done after the mineralogical analyses showed the material was similar. In this way we obtained three sets of samples for each experiment. A sample of bottom sediment was also taken at the same station when traps were deployed. Analyses and methods are listed in Table 1.

Grain size and carbonate analyses were carried out on dry samples according to the methods reported by Gallignani & Magagnoli (1972).

For mineralogical analyses conventional methods were applied to very finely ground samples using a PHILIPS P.W. 1070 X-ray diffractometer.

Si, Ca, Al, Fe, Ti and Mg were determined by atomic absorption; Na and K by emission flame spectrophotometry by a Perkin-Elmer 5000 atomic spectrophotometer.

Table 1 - Analyses and methods employed for suspended solid and sediment samples.

Analysed parameter	Method
1) grain size	Light extinction sedimentometer
2) mineralogy	X-ray diffraction
3) carbonates	gas-volumetric method
4) total organic carbon	CHN elemental analyzer, loss on ignition
5) total nitrogen	CHN elemental analyzer
6) major elements (Si,Ca, Al,Fe,Ti,Mg,K and Na)	Flame Atomic Absorption or Emission Spectrophotometry
7) biogenic silica	Na_2CO_3 leaching and colorimetry

Organic carbon and nitrogen were analyzed with a Carlo Erba CHN elemental analyzer by gas-chromatography, according to Giordani & Angiolini (1983). Loss of ignition (LIG) was measured after ashing at 450°C. A very good linear relationship was found between the the two parameters (LIG = 0.17 C org).

Biogenic silica was determined according to Hurd (1972)

after extraction with 5% Na_2CO_3 at 80° C.

^{137}Cs in the suspended matter and sediment samples was gamma counted by a Ge intrinsic detector.

RESULTS AND DISCUSSION

Particle flux was calculated dividing the weight of solid dried sample by the collection surface area and the time (days) of deployment. The results obtained ranged between 7 and 25 mg/cm^2 d, with both measures fluxes and temperal variability increasing towards the bottom. Fig. 2 shows the results of three experiments. A fourth one was carried out in August, but a massive algal bloom occurred followed by anoxia on the bottom. The traps collected several organisms, mainly little crabs, and other remains, which affected the results.

The increase of particulate flux towards the bottom is most likely due to settling of resuspended sediments and/or trapping of near-bottom suspended flocs carried by currents. There is also a possible explanation for the temperal variability of fluxes in the three deployments. Data on rainfall, river discharged loads and transparency in that area are available for the whole year (R.E.R. , 1982). Two atmospheric disturbances were registered before the first and the third deployment, which were reflected by two peaks in the measured flows of the Po and presumably also of the other minor streams, and by an increase in turbidity. The second deployment was carried out during more stable hydrodynamic conditions. This could give an estimate of the importance of water dynamics and weather in this kind of measurements and sets a limit to their significance.

If the shallowest trap results are extrapolated to a full year, the annual flux (3.5 g/cm^2 y) is more than twice the accumulation rate calculated tram ^{137}Cs profile in a near-by core (Frignani, unpublished data), This clearly means that in order to get average yearly estimates of sedimentation rates from settling particle fluxes into traps more data on a seasonal scale and under controlled oceanographic conditions are needed.

Tab. 2 shows the results of grain size, mineralogical and chemical analyses. Given the similarity of the data only the averages and ranges are reported for the suspended particle samples. The analytical data for the sediment also fall within these ranges. The only noticeable difference, in grain size, is expected. The bigger content of clay in settling particles could be due to the preferential trapping of suspended flocs or to preferential resuspension of fine-grained materials.

Bulk mineralogy and major element composition are

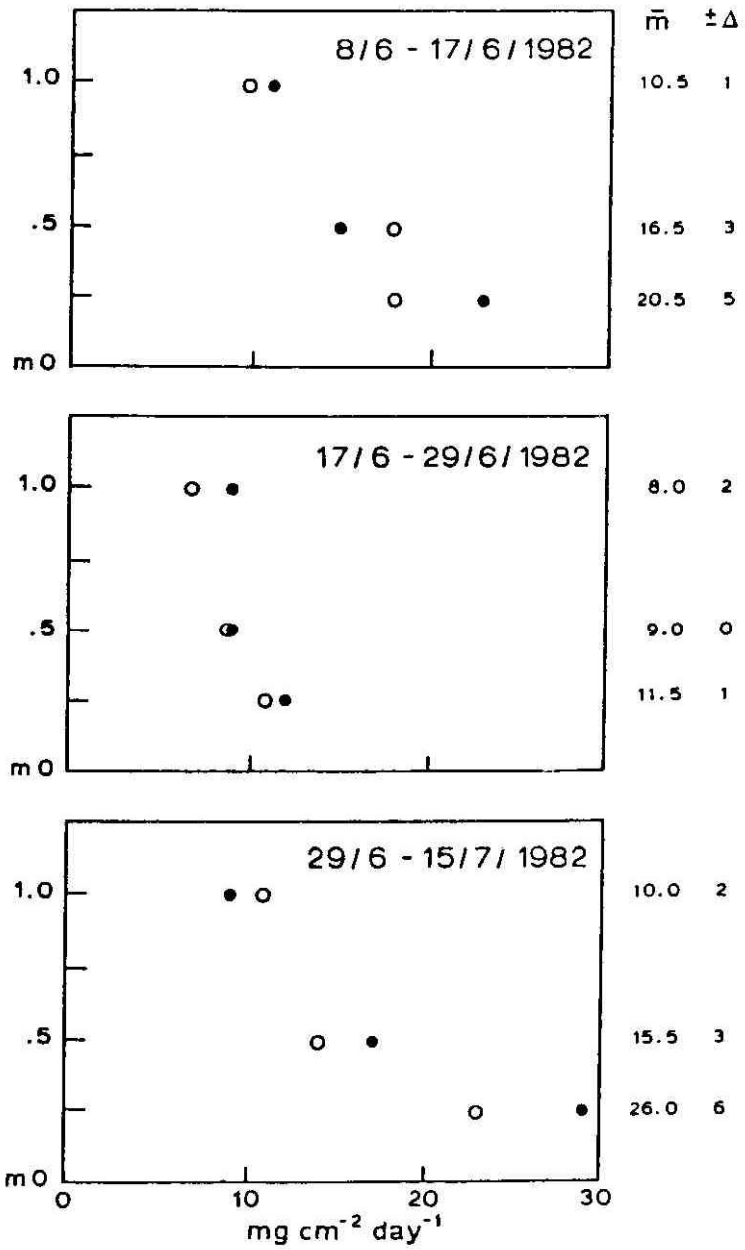


Fig. 2: Weight of suspended solids collected in the two trap sets during three deployments. A fourth one was carried out during an algal bloom and the data are not comparable.

typical of terrigenous, low-calcareous aleuritic mud according to the classification of Mediterranean sediments made by Emelianov and Shimkus (1986). Clay mineralogy points out the mixture of apenninic and Po derived materials (Tomadin, 1969).

Silica is present primarily as quartz and as

Table 2 - Grain size, mineralogical and major element composition of sediment and trapped solids at station 6.14, off Cesenatico. Data are given in weight %.

	Sediment	Trapped solid	
Grain size			
Fine sand	2.02	0.74	(.41 - .93)
Silt	59.07	37.47	(35.97 - 39.33)
Clay	38.91	61.79	(60.26 - 63.11)
Total Carbonate	19.58	20.71	(20.00 - 21.03)
Bulk Mineralogy			
quartz	22	25	(23 - 27)
calcite	15	26	(23 - 28)
dolomite	6	5	(4 - 6)
plagioclase	10	10	(8 - 12)
feldspar	8	6	(5 - 8)
halite	3	4	(3 - 6)
amphiboles	1	-	
clay min.+muscov.	35	24	(21 - 32)
serpentine	-	1	(0 - 2)
Clay Mineralogy			
smectite	21	23	(23 - 24)
illite	51	48	(45 - 50)
kaolinite	12	12	(11 - 13)
chlorite	16	16	(15 - 17)
< 2 u fraction	24	40	(38 - 45)
Bulk Composition			
SiO_2	47.36	43.77	(41.17 - 46.00)
Al_2O_3	10.55	11.05	(8.79 - 12.52)
Fe_2O_3	4.17	4.94	(4.78 - 5.40)
TiO_2	.45	.49	(.46 - .54)
CaO	12.44	12.80	(12.31 - 13.75)
MgO	3.02	2.88	(2.87 - 3.58)
K_2O	2.02	2.16	(2.06 - 2.33)
Na_2O	3.72	3.41	(2.56 - 4.11)
LIG	7.88	6.97	(4.81 - 8.14)
TOC		1.26	(1.12 - 1.36)
N_{tot}		.12	(.11 - .14)

alumosilicate. Although biogenic silica can be a major component during phytoplankton blooms (Noriki et al., 1975), the values reported in Table 2 are actually rather low, probably because of the large resuspended component and because no diatom bloom appeared in this area during trap deployments. After subtracting the quartz component, the calculated Al/Si ratios are 3.1 for the bottom sediment and 2.6 for trapped material, respectively. These are very close to the value (2.6) reported by Krauskopf (1979) for the average shale composition.

Calcium seems to be mostly present as carbonate, which is made up of a biogenic fraction and a detrital one, the extent of which has not been assessed.

^{137}Cs in the three levels and in the sediment are very much the sane, probably because sedimentation is rapid relative to the 30 year half life of this isotope.

The only parameters that showed a depth dependence are organic carbon and biogenic silica. Measurements on samples collected during the last deployment showed that the organic carbon fraction decreased from 1.30% to 1.12% and the biogenic silica fraction decreased from 0.70% to 0.52% with increasing trap depth. This decrease is probably due to increasing dilution of fresh plancton debris with resuspended sediments as the bottom is approached.

If the ^{137}Cs accumulation rate is used as an indicator of the primary particle flux into traps and the remainder is assumed to be resuspended material, a plot of organic carbon concentration vs. the fraction of resuspended material can be used to determine the concentration of organic carbon in the primary material, and consequently the particulate organic flux to sediments. The result is about 60 mmol carbon/m^2 d and a similar computation for silica indicates a flux of about 20 mmol/m^2 d. These estimates should be upper limits, because during the summer the fraction of organic debris in primary particles is probably much higher than the annual average. These fluxes are both an order of magnitudo greater than benthic fluxes of oxygen and silica measured in this region (Giordani & Hammond, 1985), again suggesting that these fluxes are upper limits. The C/N ratios in trap samples are in the range of terrigenous material. They are probably dominated by those in the resuspended material and reflect the refractory nature of terrigenous matter, in contrast to the more labile nature of plankton remains (Giordani & Angiolini,1983).

CONCLUSIONS

We can summarize the results of our experiment as follows:

1) Sediment traps are a good tool for sampling suspended solida in NW Adriatic coastal waters, but the variability of the water dynamics sets some additional limit to their use and the time scale of the deployments. Data on a seasonal scale or, anyway for different controlled meteorological conditions must be obtained in order to get reliable measurements of particle fluxes to the seabed in a yearly time-scale.

2) Analytical data for surface sediment samples are very similar to those of suspended particles. The only difference is in the composition of the pelitic fraction: unlike the sediment, suspended particles contain a bigger fraction of clay size material. However the clay fraction shows the same mineral composition.

3) Trap samples shows the overall composition of land derived suspended material, if the Si/Al and C/N ratios are compared with those of river discharged suspended loads.

4) The depth dependence of organic carbon and biogenic silica concentrations in the trap samples is probably due to dilution of sinking particles with resuspended sediment.

AKNOLEDGEMENTS

We are endebted to dr. A. Rinaldi and G. Montanari for help in the field work (without them no trap could be deployed); to R. Poletti, W. Landuzzi, P. Trentini., A. Magagnoli and M. Mengoli for their analytical work. We finally thank Prof. Douglas E. Hammond for corrections and suggestions and Prof. Paolo Colantoni for helpful criticism. This is contribution n. 690 from the Istituto per la Geologia Marina del CNR, Bologna (Italy).

REFERENCES

A.A. V.V.,1977: II problema dell'eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna: situzioni e prospettive. R.E.R. - Dip. Ambiente, Territorio, Trasporti. 182 pp.

Blomquist S. & Kofoed C. (1981): Sediment trapping – a subaquatic "in situ" expriment. Limnol. Oceanogr. 26, 585-590.

Deuser W.G., Brewer P.G., Jickells T.D. & Commeau R.F.; 1983 - Biological control of the removal of abiogenic particles from the surface ocean. Science, 219, 388-391.

Emelyanov E.M. & Shimkus K.H.; 1986 - Geochemistry and Sedimentology of the Mediterranean Sea. Reidei Publ. Co. Dordrecht, 553 pp.

Frignani M., Giordani P., Milandri A., Nizzoli e & Poletti R,, 1986: Nutrient fluxes at the sediment-water interface in a coastal area of the Adriatic sea. Atti VII Congr. AIOL, Trieste 11-14 giugno 1986, 307-318.

Gallignani P. & Magagnoli A. 1972: Metodologie e tecniche di sedimentologia fisica. L.G.M./C.N.R. Rapp. Tecn. n. 1, 34 pp.

Gardner W.D., 1980a:Sediment trap dynamics and calibration - a laboratory evaluation. J. Mar. Res. 38, 17-39.

Gardner W.D., 1980b: Field assessment of sediment traps. J. Mar. Res. 38, 41-52.

Giordani P. & Angiolini L. , 1983: Chemical parameters characterizing a NW Adriatic coastal area. Estuar. Coastal Shelf Sci., 17, 159-167.

Giordani P. & Hammond D.E., 1985: Techniques for measuring benthic fluxes of 222 Radon and nutrients in coastal waters. Rapp. Tecn. IGM/CNR n. 20, 33 pp.

Hammond D.E., Giordani P., Montanari G., Rinaldi A., Poletti R., Rovatti G., Astorri M. & Ravaioli M. 1984: Benthic flux measurements in NW Adriatic coastal waters, Mem. Soc. Geol. Ital. 27, 461-467.

Hargrave B.T. & Burns N.M., 1979: Assessment of sediment trap collection efficiency. Limnol. Oceanogr. 24, 1124-1136.

Hurd D.c., 1973: Interactions of biogenic opal, sediment and seawater in the Central Equatorial Pacific. Geochim. Cosmochim. Acta 37, 2257-2282.

Jickells T.D., Deuser A.G. & Knap A.H., 1984: The sedimentation rates of trace elements in the Sargasso Sea as measured by sediment trap. Deep-sea Res. 31, 1169-1174.

Kimmel B.L., Axler R.P. & Goldman C.R., 1977: A closing, replicate sample, sediment trap. Limnol. Oceanogr. 26, 580-585.

Kirkner W.B., 1975: An evaluation of sediment trap methodology. Limnol. Oceanogr. 20, 657-660.

Krauskopf K.B., 1979: Introduction to Geochemistry. Mc Graw-Hill Co., N.Y., 817 pp.

Lorenzen C., Shuman F.R. & Bennet J.T., 1981: "In situ" calibration of sediment trap. Limnol. Oceanogr. 26, 580-585.

Martin J.H. & Knauer G.A., 1983: VERTEX: Manganese transport with CaCO3. Deep-sea Res. 30, 411-426.

Noriki S., Ishimuri N., Harada K. & Tsunogai S. , 1985: Removal of trace metals from seawater during a phytoplankton bloom as studied by sediment traps in Funka Bay, Japan. Mar. Chem. 17, 75-89.

R.E.R., 1982: Regione Emilia-Romagna, Assessorato Ambiente e

Difesa del suolo. Rapporto sull'Eutrofizzazione delle acque costiere dell'Adriatico, 250 pp.

Stanners D. A. & Aston S.R., 1981: Factors control1ing the interaction of ^{137}Cs with suspended and deposited sediments in estuarine and coastal environments, Proc. Symp. "Impacts of radionuclide releases into the marine environment", Vienna 1980, 131-141.

Tomadin L., 1969: Ricerche sui sedimenti argillosi fluviali dal Brenta al Reno. Giorn. Geol., XXXVI, 159-154.

Tsunogai S., Uematsu M., Noriki S.,Tanaka N. & Yamada M., 1982: Sediment trap experiment in the North Pacific: undulation of settling particles. Geochem. J. 16, 129-147.

ATTI DELL'8°CONGRESSOA.I.O.L.
PALLANZA 1-3 GIUGNO 1988 da pag 457 a pag 470

PROBLEMI E PROSPETTIVE DELL' UTILIZZO DI CAROTENOIDI PER LO STUDIO DELL'EVOLUZIONE STAGIONALE DEL FITOPLANCTON

P. GUILIZZONI, A. LAMI, G. GIUSSANI, T. RUFFONI

Istituto Italiano di Idrobiologia, CNR Pallanza

RIASSUNTO.

Alcuni carotenoidi sono pigmenti specifici di gruppi e specie di organismi fitoplanctonici. Uno degli obiettivi di questo studio è stato quello di verificare se ed in qual misura, tale specificità avrebbe consentito di leggere la successione stagionale del fitoplancton a partire dalla analisi quantitativa dei carotenodi.

Vengono qui presentati alcuni dei risultati ottenuti in un piccolo lago eutrofo, il Lago di Candia (TO), oggetto di studi integrati anche in rapporto alla messa a punto di un progetto di recupero mediante biomanipolazione. Per tutto il 1987 si è proceduto alla raccolta di materiale fitoplanctonico con cadenza almeno mensile, nonché al rilevamento dei principali parametri chimici e fisici di contorno. Su tali campioni sono state effettuate le analisi quantitative dei carotenoidi mediante TLC, unitamente a conteggi e misure delle principali specie algali presenti e alla determinazione della concentrazione di clorofilla totale. I risultati ottenuti, interpretati e discussi sulla base di correlazioni non parametri che, consentono di evidenziare come 1'analisi cromatografica di tali composti consenta di ottenere utili informazioni sullo stato fisiologico della comunità algale ed anche una stima sufficientemente buona dell'evoluzione temporale del fitoplancton in termini di biomassa e composizione tassonomica.

SUMMARY.

Total chlorophyll concentration and total carotenoid concentration were used as a pretictor of seasonal changes in phytoplankton biomass of a small, shallow and eutrophic Italian subalpine lake (L, Candia). With the exception for the summer period, prediction of biomass from different measurements of chlorophyll and carotenoids were good. Similarly, the general good correlations between specific carotenoids, measured by TLC, and the corresponding algal

457group biovolume indicate that carotenoids may be useful to describe changes in biomass composition. For myxoxanthophyll (characteristic pigment of blue-green algae) measurements, prediction of biomass was hampered when the floating-cells of Microcystis aeruginosa were present; this because of the diluition effect operated by the integrated sample used for the analyses which biased the pigment estimates. Carotenoids were more abundant under high water transparence and, during the year, the algae exhibited a negative correlation between community cell volume and the ratio of carotenoid to cbloropnyll. .

1. INTRODUZIONE

La concentrazione della clorofilla è un parametro usato di frequente in limnologia per valutare lo stato trofico di un lago, in quanto rappresenta una stima della biomassa fitoplanctonica. La relazione che lega le due variabili non è però esente da influenze esterne: fattori ambientali quali l'intensità luminosa e la disponibilità di nutrienti determinano variazioni talvolta anche considerevoli nella concentrazione di clorofilla per unità di biomassa. Variazioni non sempre di scarsa entità sono anche associate alla composizione in specie del fitoplancton. Molti sono inoltre i problemi e le sorgenti d'errore legati sia alle stesse metodiche di analisi della clorofilla (si pensi per esempio ai fenomeni di interferenze di batterioclorofille e feopigmenti) che alla stima della biomassa algale a partire dai dati di conteggio.

Nonostante questi problemi, la misura della concentrazione di clorofilla è a tutt'oggi ampiamente usata, in quanto metodo relativamente veloce e sintetico che consente di ottenere indicazioni sull'entità del popolamento fitoplanctonico.

Un'altra importante classe di pigmenti, i carotenoidi, risulta al contrario scarsamente utilizzata in questo senso (Lehaman, 1981), nonostante sia da tempo noto come essa comprenda i principali pigmenti implicati nella cattura dell'energia luminosa (Shimura and Fujita, 1975) e come spesso tali pigmenti siano specie o gruppo-specifici (Goodwin, 1976). Almeno in linea teorica dovrebbe dunque essere possibile studiare la struttura e l'evoluzione stagionale del fitoplancton anche a partire dalle variazioni nella composizione in carotenoidi.

In questo lavoro vengono presentati alcuni dei risultati ottenuti in tal senso in un piccolo lago eutrofo, il Lago di Candia (TO) (superficie 1,4 kmq ; profondità massima 6 m), oggetto di studi integrati anche in rapporto alla messa a punto di un piano di recupero e gestione (de Bernardi, Galanti, Giussani, Guilizzoni, Mosello, Cerutti e Ruffoni, 1986). Scopo primario della ricerca è stato quello di verificare la possibilità di ottenere indicazioni quantitative sull'evoluzione annuale dello stato fisiologico della comunità o di singoli gruppi algali a partire dalle variazioni nella concentrazione di pigmenti carotenoidi.

2. MATERIALI E METODI

A partire dal Marzo 1987, vale a dire dopo il disgelo delle acque superficiali e fino a Dicembre dello stesso anno, sono stati raccolti, con cadenze anche bisettimanali, campioni integrati dalla superficie al fondo di materiale fitoplanctonico, in tre stazioni del lago.

L'analisi della clorofilla totale non corretta per la feofitina è stata effettuata seguendo due metodologie diverse, vale a dire mediante l'estrazione dei pigmenti con acetone al 90% e lettura spettrofotometrica dell'estratto (UNFSCO, 1966} e mediante estrazione con metanolo e successiva lettura fluorimetri e a (Talling and Driver, 1961; Holm-Hansen and Riemann, 1978). I carotenoidi totali sono stati ottenuti dalla somma aritmetica dei singoli carotenoidi appartenenti ai diversi taxa.

L'analisi dei singoli carotenoidi (luteina, alloxantina, mixoxantofilla, caratteristici rispettivamente di cloroficee, criptoficee, cianoficee; fucoxantina, diadinoxantina, caratteristici della Chrysophyta) e dei feopigmenti, è stata effettuata mediante cromatografia su strato sottile (Züllig, 1981; Guilizzoni, Lami, Ruggiu and Bonomi, 1986).

A partire dai conteggi e dalle misure al microscopio sono state inoltre ottenute le biomasse algali (mm^3/l), distinte per specie e gruppo di appartenenza.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

Le concentrazioni dei pigmenti clorofilliani e carotenoidi totali descrivono solamente in parte le corrispondenti variazioni delle biomasse fitopianctoni che del Lago di Candia (Fig. 1). Il volume delle cellule algali risulta infatti correlato (Spearmann rank test)

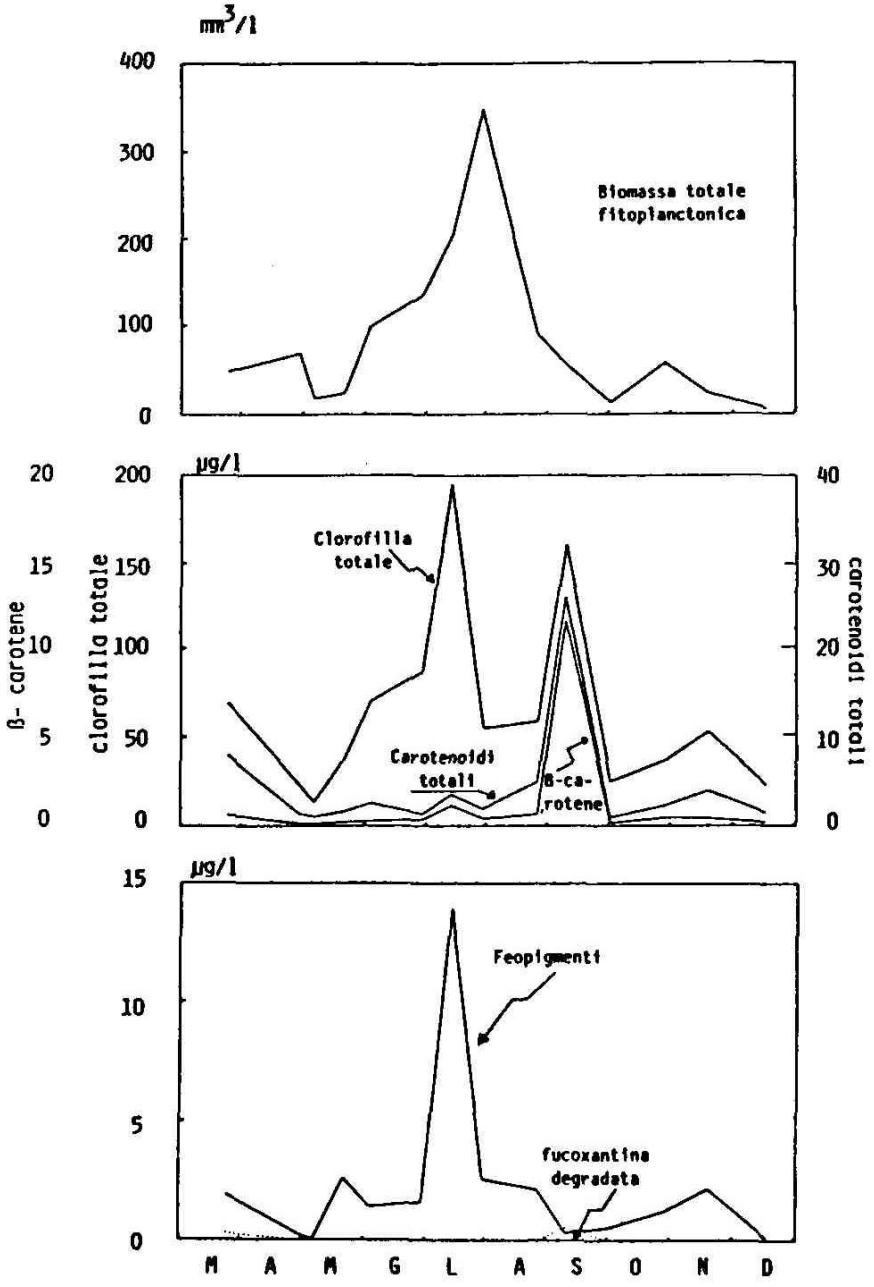


Fig. 1 - Variazioni stagionali della biomassa algale della clorofilla, dei carotenoidi e dei feopigmenti nel Lago di Candia.

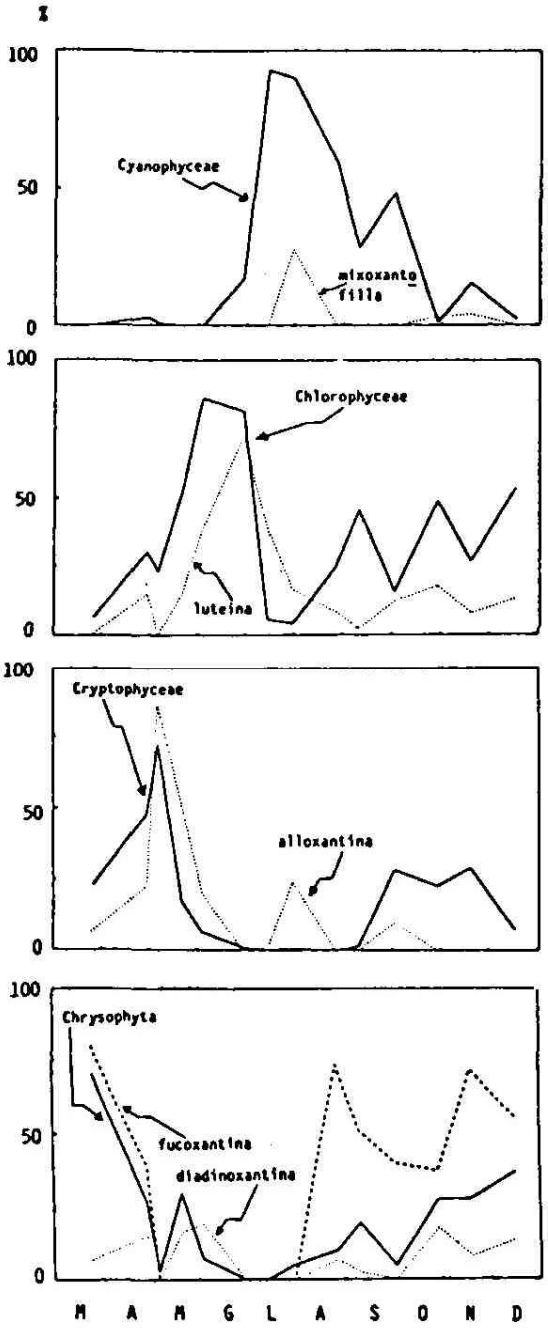


Fig. 2 - Successione stagionale delle biomasse dei principali gruppi algali del Lago di Candia e loro relativi carotenoidi specifici.

positivamente con i due gruppi di pigmenti da Marzo ai primi di Luglio e da Ottobre a Dicembre; viceversa nel periodo estivo gli andamenti delle due variabili mostrano differenze di non scarsa importanza. Al massimo di biomassa algale di fine Luglio (134 mm /l) non corrisponde il massimo della concentrazione in pigmenti: questi ultimi raggiungono infatti i valori più elevati con un notevole anticipo sulla biomassa (circa quindici giorni); a Settembre, ad un picco di pigmenti non fa riscontro alcun incremento nei valori di biomassa. In questa fase dell'anno l'elevata concentrazione di carotenoidi è essenzialmente dovuta alle elevate concentrazioni di fucoxantina, alloxantina e mixoxantofilla (Fig. 2), pigmenti tipici rispettivamente di Chrysophyta, Cryptophyceae e Cyanophyceae, Le specie più rappresentative di questi gruppi in questo periodo dell'anno risultano Uroglena sp., Cryptomonas spp. e Merismopedia spp., specie che, pur non incidendo in misura apprezzabile sulla biomassa totale, sono caratterizzate da un elevato contenuto pro-capite di clorofilla e carotenoidi (Fig. 3 e Fig. 4).

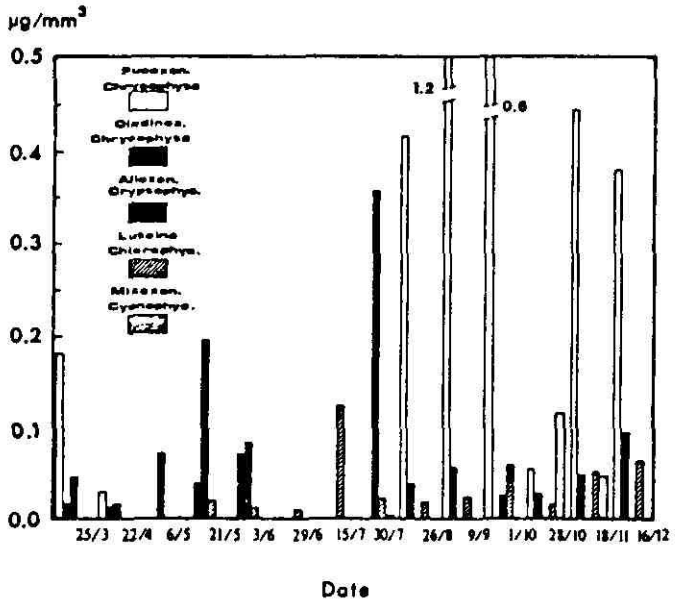


Fig. 3 - Contenuti in carotenoidi specifici (µg/biomassa cellulare) nei differenti gruppi algali del Lago di Candia nel corso del 1987.

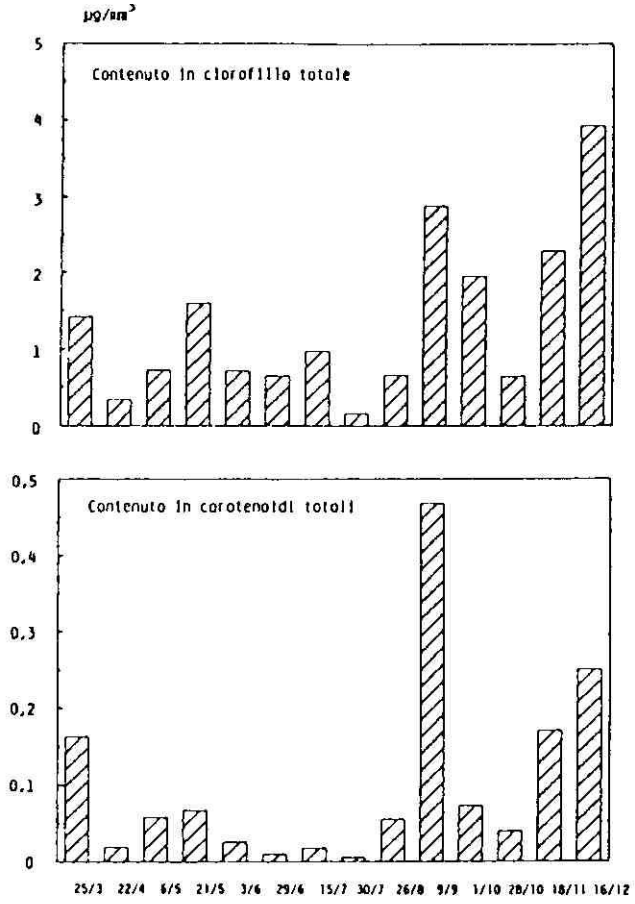


Fig. 4 - Contenuti in clorofilla e carotenoidi totali nella biomassa totale fitoplanctonica del Lago di Candia nel corso del 1987.

Queste osservazioni, unitamente all'analisi delle variazioni nella concentrazione dei feopigmenti, consentono di ottenere indicazioni sulle variazioni stagionali nello stato fisiologico della comunità fitoplanctonica; mentre infatti a Luglio ad un massimo in pigmenti fa riscontro un massimo nei loro prodotti di degradazione, in Settembre la bassa concentrazione in feopigmenti, unitamente all'elevata concentrazione di carotenoidi non accompagnata da elevati valori di biomassa, sta ad indicare un'intensa attività metabolica della comunità fitoplanctonica. Analogamente, il forte calo di concentrazione in clorofilla e carotenoidi in corrispondenza del massimo di biomassa osservato a fine

luglio è da porsi in relazione con la presenza, in questo periodo, di un numero elevato di cellule senescenti o morte, a basso contenuto in pigmenti (Fig. 3 e Fig. 4). Come rilevato da Hansen, Gudrun e Sondergaard (1986) in esperimenti sulla decomposizione algale, la perdita delle sostanze organiche da parte delle cellule fitoplanctoniche morte è un processo piuttosto veloce, soprattutto in fase iniziale: nel breve tempo di quattro ore si osserva infatti una perdita pari al 34% del contenuto in sostanza organica, perdita che passa al 78% nell'arco di una settimana.

Interessanti osservazioni emergono altresì dalla analisi della trasparenza delle acque misurata con disco di Secchi e delle variazioni nella biomassa algale e nella concentrazione in pigmenti fotosintetici. In particolare, si osserva una correlazione positiva ($P \leq 0.01$) tra carotenoidi e trasparenza; nel periodo di minar trasparenza, che coincide con elevate densità di Sphaerocystis schröteri (Maggio-Giugno) e di Microcystis aeruginosa (Luglio), il contenuto cellulare in carotenoidi totali è infatti molto basso, a conferma dell'importanza che il fattore penetrazione della luce riveste sul metabolismo di questi pigmenti (Guilizzoni, Lami e Manca, in stampa). La trasparenza delle acque risulta invece, come di consueto, correlata negativamente ($P \leq 0.0l$) sia con la biomassa algale che con la concentrazione di clorofilla.

Durante i primissimi mesi dell'anno e nel periodo tardo-autunnale-invernale, quando i valori di temperatura variano tra 4,2°C e 11°C, il carotenoide più abbondante del fitoplancton è la fucoxantina (Fig. 2), che raggiunge alla fine di Marzo e a metà Settembre valori di concentrazione rispettivamente di 6 µg/l e 13 µg/1. Tale pigmento è, insieme alla diadinoxantina, caratteristico delle Chrysophyta che, soprattutto nei mesi primaverili, costituiscono il gruppo algale dominante nel Lago di Candia; in tale ambiente, le diatomee divengono un gruppo importante solamente a Novembre, mese nel quale rappresentano il 20% della biomassa totale, mentre in primavera ne costituiscono il 3-6%.

A Maggio si osserva la comparsa delle cloroficee, che raggiungono il massimo sviluppo a Giugno, per poi venire sostituite nel mese successivo dalle cianoficee.

Dall'analisi delle variazioni nella composizione in carotenoidi nel corso dell'anno si evince come questi pigmenti siano in generale dei buoni descrittori della

successione stagionale dei differenti gruppi algali, ad eccezione delle cianoficee e, nel secondo semestre dell'anno, delle crisoficee. A questo proposito occorre evidenziare come durante la fase dì fioriture di Microcystis a concentrazione di mixoxantofilla risulti sottostimata rispetto alla reale densità di cianoficee in conseguenza del fatto che l'analisi veniva effettuata su campioni integrati dalla superficie al fondo.

Ad eccezione di questo caso specifico, le discrepanze più evidenti tra biomassa e concentrazione di pigmenti risultano riconducibili essenzialmente alle variazioni stagionali nel contenuto cellulare pro-capite dei singoli carotenoidi (Fig. 3).

Il pigmento che presenta il più elevato contenuto pro-capite è la fucoxantina, tipica delle Chrysophyceae, che raggiunge i valori massimi di 0,6 $\mu g/mm^3$e 1,2 $\mu g/mm^3$.

Dall'esame della figura 3 risulta altresì evidente come la forte variabilità nel tempo del contenuto in pigmenti sia da porre in relazione non solamente con il succedersi di differenti gruppi algali nel corso di un ciclo stagionale, ma anche con le variazioni nella composizione specifica all'interno dei gruppi stessi. E' interessante osservare altresì come, in accordo con quanto riportato da, Margalef (1983), alla presenza di cellule a volume elevato (Fig. 5) faccia riscontro un contenuto in clorofilla e carotenoidi più basso (Fig. 4) rispetto a quello osservato in concomitanza con la presenza di cellule di piccole dimensioni e altresì, come la relazione tra i due parametri sia di tipo non lineare.

Di grande interesse appare a questo riguardo l'esistenza di una correlazione negativa ad elevata significatività ($P \leq 0.0l$) tra volume medio cellulare (μm^3) e rapporto carotenoidi/clorofilla (Fig. 5). Poiché infatti l'unico parametro tra quelli qui considerati a presentare una correlazione significativa con il volume cellulare algale è risultato essere il contenuto in carotenoidi totali ($P \leq 0,01$), si può dedurre che siano questi ultimi a presentare variazioni apprezzabili in rapporto al volume cellulare delle alghe.

Interessante risulta l'analisi delle variazioni nell'indice di diversità (H) e nel rapporto H/Hmax osservate nel corso del ciclo stagionale. I valori più bassi si riscontrano subito dopo il disgelo del lago, mentre quelli più elevati si verificano nel semestre autunno-inverno. Le

variazioni più accentuate si osservano in estate, periodo questo durante il quale a fioriture di cloroficee e cianoficee si alternano popolamenti abbastanza diversificati (H/Hmax≥0,5)

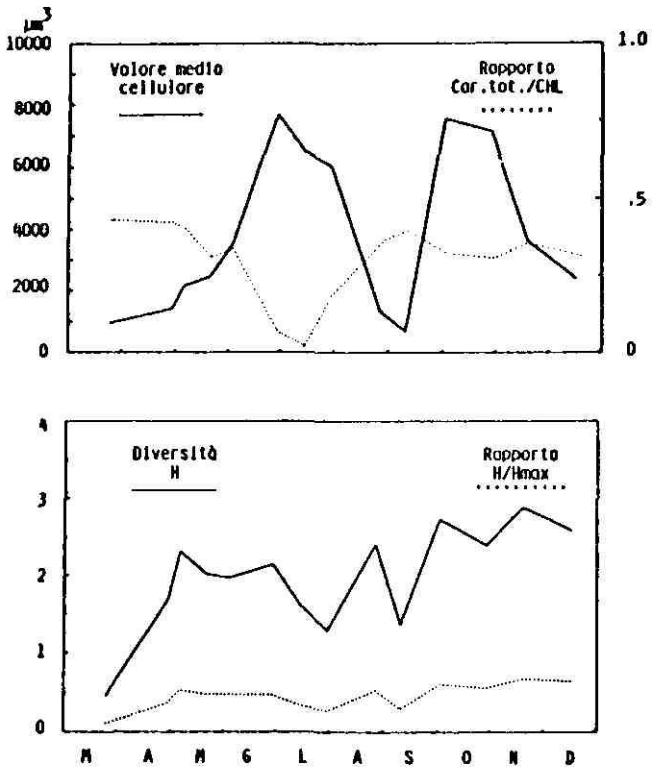


Fig. 5 - Variazioni temporali del volume delle cellule algali (biomassa/densità) e del rapporto carotenoidi totali/clorofilla totale.
In figura sono anche riportate le variazioni dell'indice di diversità calcolato secondo le formule di Shannon and Weaver (Margalef, 1957) e dell'indice di "abbondanza relativa" (H/Hmax).

Poiché inoltre la diversità H risulta correlata in modo significativo solamente con il rapporto H/Hmax (P≤0,01), ne consegue che in questo ambiente la diversità è funzione dell'abbondanza relativa e non del numero di specie presenti.

4. CONCLUSIONI

Per lungo tempo trascurati (Harris, 1978), i pigmenti accessori dell'apparato fotosintetico algale sono stati recentemente riscoperti e adeguatamente considerati negli studi di ecologia del fitoplancton (Jeffrey and Hallegraef, 1980; Paerl, 1984; Eloranta, 1986), Diverse evidenze sperimentali hanno infatti messo in luce come l'analisi delle variazioni nella concentrazione di questi pigmenti in rapporto ad altri parametri ambientali consenta di ottenere utili informazioni sia sulla velocità di crescita algale che sulla distribuzione verticale dell'attività fotosintetica (Shimura and Fujita, 1975; Lehaman, 1981).

Una conferma dell'utilità di questo tipo di studi deriva dall'analisi delle risultanze ottenute nel Lago di Candia.

Gli aspetti qui discussi delle ricerche integrate condotte su questo lago, ricerche che contemplano al loro interno studi su fitoplancton, zooplancton, idrochimica e macrofite (de Bernardi et al., 1986; Galanti e Guilizzoni, 1987; Guilizzoni et al., in stampa), consentono infatti di trarre utili indicazioni, anche ai fini di interventi di biomanipolazione, sulle modalità di comportamento dei popolamenti fitoplanctonici.

L'analisi comparata dell'evoluzione stagionale di pigmenti accessori e biomassa algale (mm) dimostra infatti come quest'ultima non sia sufficiente da sola a descrivere le condizioni fisiologiche della comunità, la quale può invece essere meglio studiata attraverso le variazioni nella composizione pigmentaria algale. Così, ad esempio, il fatto che il valore massimo di concentrazione di carotenoidi e clorofilla venga osservato con un anticipo di circa quindici giorni rispetto al massimo di biomassa sta ad indicare che molte delle cellule presenti in quel periodo erano morte o in fase di decadimento, dunque a scarso contenuto in pigmenti.

La presenza inoltre di elevate concentrazioni di carotenoidi, ed in particolare di fucoxantina, non accompagnate da elevati valori di biomassa nel mese di Settembre è, almeno in parte, dovuta alla comparsa di specie algali di piccole dimensioni, ricche in pigmenti attivi. Il contenuto pro-capite in pigmenti è dunque un parametro molto importante, in quanto consente di spiegare molte delle variazioni osservate tra le curve di biomassa e quelle relative ai carotenoidi. In particolare, la relazione

inversa che lega il volume medio cellulare con il rapporto carotenoidi/clorofilla sta ad indicare come organismi di piccole dimensioni siano caratterizzati da un contenuto pro-capite elevato di pigmenti.

Di un certo rilievo appare inoltre il fatto che in presenza di molta luce (profondità di scomparsa del disco di Secchi elevata) il contenuto in carotenoidi risulti più elevato rispetto a quello rilevato in situazioni opposte, fatto che conferma la validità di osservazioni ottenute in ambiente di laboratorio mediante esperimenti su colture algali monospecifiche (Britton, 1976).

L'analisi delle modificazioni nella concentrazione di carotenoidi specifici consente di ben descrivere le modificazioni nella struttura del fitoplancton nel corso di un ciclo stagionale; le concentrazioni di luteina, alloxantina, fucoxantina e diadinoxantina consentono infatti di descrivere in modo quantitativo l'evoluzione temporale dei gruppi algali di appartenenza.

Questo tipo di approccio allo studio dell'evoluzione stagionale e dello stato fisiologico delle comunità fitoplanctoniche risulta, in conclusione molto promettente, soprattutto ora che tecniche analitiche quali la cromatografia liquida hanno raggiunto un buon grado di precisione e un ampio raggio di applicazione grazie alla messa a punto di strumenti ad alta risoluzione (si pensi, a titolo di esempio all'HPLC).

Il fatto inoltre che siano note, almeno per taluni pigmenti, le tappe del processo di diagenesi lungo la rete trofica, apre nuove ed interessanti prospettive allo studio delle relazioni tra questo gruppo di composti organici e gli organismi che li veicolano, primi fra tutti quelli componenti lo zooplancton fitofago (Guilizzoni et al., in stampa).

BIBLIOGRAFIA

Britton G.; 1976 - Biosynthesis of carotenoids. In: Chemistry and Biochemistry of Plant Pigments. Goodwin T.W. (Ed.), Academic Press, pp , 262-327.

de Bernardi R., Galanti G., Giussani G., Guilizzoni P., Mosello R., Cerutti I., e Ruffoni T.; 1986 - Biomanipolazione di catene alimentari lacustri e suoi effetti sulla qualità dell'ambiente. Rapporto finale, Contratt oCEE-CNR ENV-748-I (SB), 23 pp .

Eloranta P.; 1986 - Paper chromatography as a method of phytoplankton community analysis, Ann. Bot. Fennici, 23, 153-159.

Galanti G. and Guilizzoni P.; 1987 - Biomanipulation of aquatic macrophytes in Lake Candia (N. Italy). In: Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery. Reddy K,R. and Smith W.H. (Eds.), Magnolia Publ. Inc., Orlando, Florida, USA, pp. 763-768.

Goodwin T.W. (Ed.); 1976 - Chemistry and biochemistry of plants pigments. Vol. 2, Academic Press, 870 pp.

Guilizzoni P., Lami A., Ruggiu D. and Bonomi G.; 1986 - Stratigraphy of specific algal and bacterial carotenoids in the sediments of Lake Varese (N. Italy). Hydrobiologia, 143, 321-325.

Guilizzoni P., Lami A. e Manca M.; (in stampa) - Sull'uso di alcuni carotenoidi in ricerche sul plancton e in paleolimnologia. Atti del 3° Congresso S.it.E., Siena 21-24 Ottobre 1987.

Hansen L., Krog G.F. and Sondergaard M.; 1986 - Decomposition of lake phytoplankton. 1. Dynamics of short-term decomposition. OIKOS, 46, 37-44.

Harris G.P.; 1978 - Photosynthesis, productivity and growth: the physiological ecology of phytoplankton. Arch. Hydrobiol. Beih, 10, 1-171.

Holm-Hansen O. and Riemann B.; 1978 - Chlorophyll a determination: improvements in methodology. OIKOS, 30, 438-447.

Jeffrey S.W. and Hallegraeff G.M.; 1980 - Studies of phytoplankton species and photosynthetic pigments in a Warm Core Eddy of the east Australian current. Mar. Ecol. Progr. Ser., 3, 295-301.

Lehaman P.W.; 1981 - Comparison of chlorophyll a and carotenoid pigments as predictors of phytoplankton biomass. Mar. Biol., 65, 237-244.

Margalef R.; 1957 - La teoria de la informacion en ecologia. Mem. Real Acad. Ciencias y Artes de Barcelona, 32, 373-449.

Margalef R.; 1983 - Limnologia. Ediciones Omega, S.A., Barcelona, l0l0 pp.

Paerl H.W.; 1984 - Cyanobacterial carotenoids: their role in maintaining optimal photosynthesis production among aquatic bloom forming/genera. Oecologia, 61, 143-149.

Shimura S, and Fujita Y.; 1975 - Changes in the activity of fucoxanthin-excited photosynthesis in the marine diatom

Phaeodactylum tricornutum grown under different culture conditions. Mar. Biol., 33, 185-194.
Talling J.F. and Driver D.; 1961 - Some problems in the estimation of chlorophyll a in phytoplankton. 10 th Pac. Sci. Cong. Honolulu, 142-146.
UNESCO; 1966 - Determination of photosynthetic pigments in seawater. Rep. SCOR/UNESCO Working group 17. Monographs on Oceanographic methodology, UNESCO, Paris, 69 pp.
Züllig H.; 1981 - On the use of carotenoid stratigraphy in lake sediments for detecting past developments of phytoplankton. Limnol. Oceanogr., 26, 970-976.

ATTI DELL'8°CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1-3 GIUGNO 1988 da pag. 471 a pag. 485

AQUAMOD3: UN MODELLO NUMERICO DI SIMULAZIONE ECOLOGICO INTEGRATO.

Vincent HULL(*), Mario LAGONEGRO(**), Margherita FALCUCCI (*)

(*) Laboratorio Centrale di Idrobiologia - Roma
(**) Dipartimento di Biologia - Università di Trieste

RIASSUNTO

Vengono riferite le caratteristiche fondamentali di un modello numerico di simulazione (AQUAMOD3) in grado di descrivere l'andamento produttivo di 5 gruppi fito e di 5 gruppi zooplanctonici. Nel modello sono stati inclusi, oltre ai più importanti parametri fisici, chimici e climatici che governano i tassi di crescita dei sottosistemi vegetale ed animale (temperatura delle acque, radiazione luminosa, concentrazione dei nutrienti, ecc.), anche una stima delle perdite produttive subite dai gruppi analizzati, relativa al processo respiratorio ed alla mortalità naturale. L'impiego generale di AQUAMOD3 deriva dalla possibilità di definire le relazioni tra le entità biologiche ed i relativi rapporti trofici. Al programma di calcolo delle simulazioni (AQUAMOD3), scritto in linguaggio di programmazione FORTRAN77, sono associati 3 programmi complementari scritti in BASIC. Il primo (AQUATEMP) viene utilizzato per definire le costanti di simulazione della temperatura delle acque, il secondo (AQUAINPUT) è usato per costruire la base di dati, parametri e costanti da sottoporre alle simulazioni, infine il terzo (AQUAPLOT), rende in forma grafica i risultati prodotti dal modello.

SUMMARY

A numerical simulation model (AQUAMOD3) of plankton's dynamic in aquatic

environments is briefly described in its basic distinctives. The model may perform simulations of 5 phytoplanktonic and 5 zooplanktonic groups growth, on the basis of physical and trophic features of the investigated environment (temperature of waters, solar radiation, nutrient concentration, etc.). The general use of AQUAMOD3 is mainly due to the possibility for the user to self defîne all trophic relationships. The main program is joined to three auxiliary ones. The first (AQUATEMP) performs the water temperature simulation, the second (AQUAINPUT) writes the input file of data, constants and parameters to be submitted to simulations and, the third (AQUAPLQT) draws the plots of results computed by the model.

1. INTRODUZIONE

L'esigenza di tradurre le complesse interazioni ecologiche, insite negli ambienti naturali, in un linguaggio formale che ne semplificasse la comprensione intuitiva si è cominciata a manifestare a partire dagli anni venti. La prima fondamentale teoria che descrive matematicamente la relazione che lega la preda al predatore risale infatti al 1926 e questo lavoro, considerato ancora oggi attuale, si deve all'italiano Vito Volterra (1926).

A partire dagli anni cinquanta (per una recensione retrospettiva vedi Patten, 1968) le osservazioni fenomenologiche condotte sugli ambienti naturali e la modellizzazione si accompagnano in maniera sistematica. In questi anni vengono sviluppati modelli di dinamica planctonica funzione del tempo (Riley, 1946; Steele, 1958; Patten, 1963, 1966) e, della profondità (Sverdrup, 1953; Steele, 1962; Patten 1965; Vollenwieder, 1965). Negli anni settanta, con la

diffusione sempre più generalizzata degli elaboratori elettronici, si è assistito ad un ulteriore deciso sviluppo della modellistica applicata agli ambienti acquatici (vedi Platt et al., 1981). A questo periodo risalgono il modello dinamico costruito per il delta del fiume San Joaquin di Di Toro, O'Connor e Thomann (1971), quello gestionale per il lago Ontario di Scavia (et al., 1976) e quello elaborato da Kremer e Nixon (1978) per la baia di Narraganset.

E' specialmente a questi ultimi .modelli di dinamica delle popolazioni planctoniche che ci si è ispirati nella costruzione del modello di simulazione numerico AQUAMOD3. Esso e' stato sviluppato, infatti, per stimare nel tempo l'andamento produttivo di dieci gruppi planctonici di un ecosistema acquatico di tipo pelagico. Caratteristica originale di questo modello e' la possibilità per l'utente di definire autonomamente le relazioni ed i rapporti trofici delle entità biologiche analizzate.

Per favorire un uso il più possibile generalizzato del modello, si è scelto di scrivere i programmi in ambiente MS-DOS; il linguaggio di programmazione di AQUAMOD3 è il FORTRAN77, mentre i tre programmi, ad esso associati, sono scritti in BASIC. Tutti e quattro vengono forniti anche nella versione compilata. Il sistema operativo utilizzato risulta tra i più diffusi e dovrebbe pertanto garantire la compatibilità dei programmi con tutti i personal computers che lo adottano. La configurazione hardware necessaria per farli girare è la seguente:

a) CPU 512 Kbytes;
b) sistema operativo MS-DOS;
e) video grafico;
d) stampante (possibilmente grafica).

2. IL MODELLO

AQUAMOD3 è un modello numerico di simulazione riduzionistico (ovvero com-

prendente un numero definito di dettagli importanti del sistema), deterministico (ovvero che i valori predetti sono calcolati esattamente), e dinamico (ovvero che le variabili del sistema sono funzione del tempo, vedi Jorgensen, 1986), Esso deriva dalla implementazione di uno, molto semplice, sviluppato da James Kremer -di cui AQUAMOD3 conserva i titoli di alcuni sottoprogrammi- per un workshop sponsorizzato dall'UNESCO (UNESCO,1983) e da diversi altri scritti in BASIC (Lagonegro e Hull, 1987; Hull, Lagonegro e Puccia, 1988; Hull e Lagonegro, 1988). La differenza con questi ultimi, oltre al linguaggio di programmazione, consiste essenzialmente nel numero di gruppi planctonici che possono essere coinvolti nelle simulazioni. Quello che presentiamo in questo lavoro è in grado di effettuare le stime produttive per cinque gruppi fitoplanctonici e per cinque gruppi zooplanctonici. Tale limite fisso del numero delle specie biologiche oggetto delle simulazioni può essere ulteriormente ampliato intervenendo direttamente nel programma sul dimensionamento delle matrici e dei vettori; è ovvio in tal caso che la memoria dell'elaboratore dovrà essere commisurata alle effettive necessità.

In figura 1 è tracciato il diagramma di flusso di AQUAMOD3 che descrive la sequenza delle operazioni eseguite dal programma principale e dai diversi sottoprogrammi .
Le simulazioni vengono eseguite su un unico punto stazione alla volta; questa limitazione consente un risparmio tale di memoria dell'elaboratore da rendere possibile la gestione del programma anche con un calcolatore di tipo micro. AQUAMQD3 manca di una specifica formulazione relativa all'idrodinamismo dell'ambiente; questa ulteriore limitazione ne pregiudica l'uso ove si eviden-

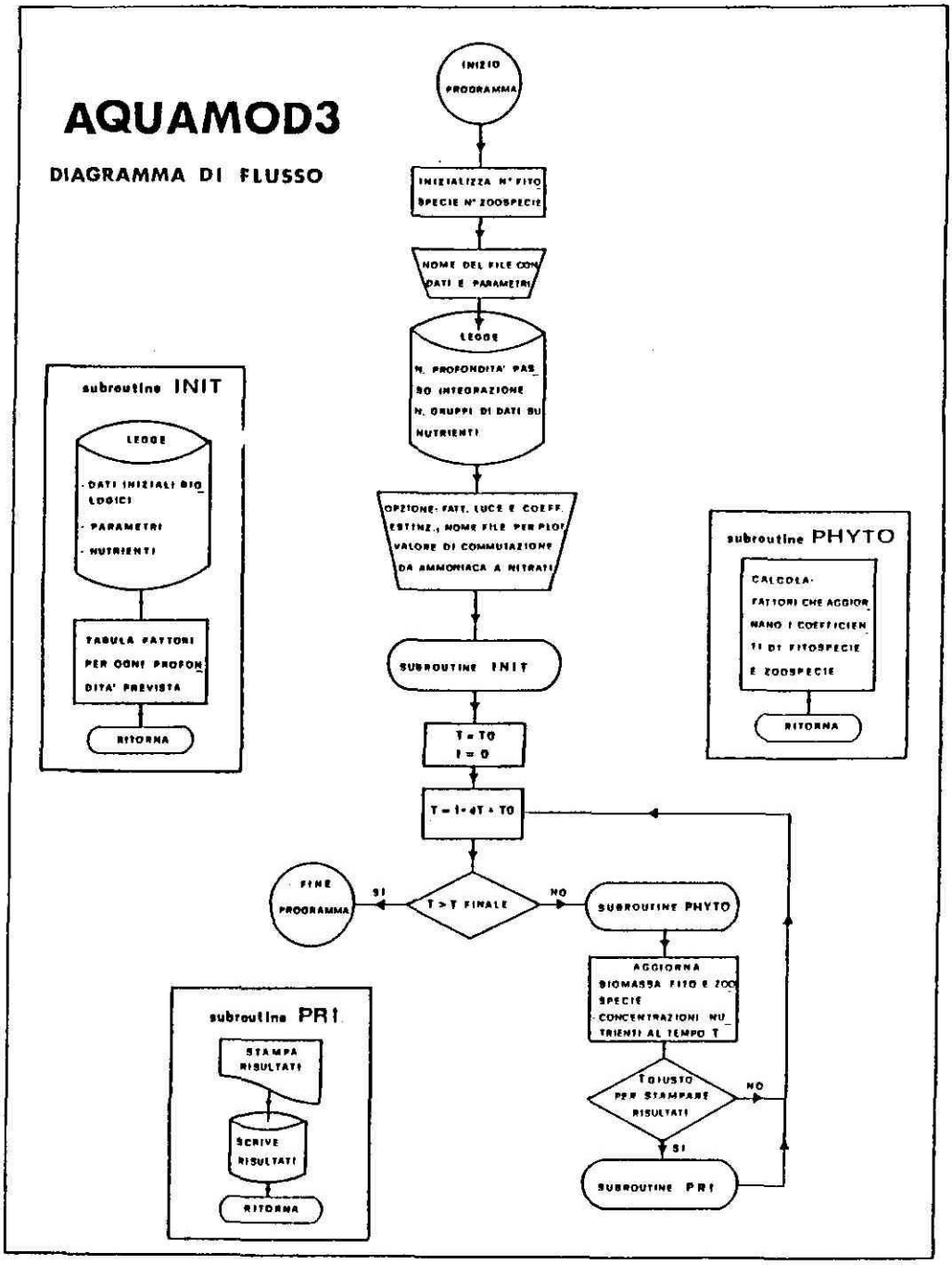


Fig. 1 Diagramma di flusso del programma " AQUAMOD3".

ziano cambi repentini delle caratteristiche fisico-climatiche, o anche delle stesse popolazioni planctoniche. Il modello è invece in grado di eseguire i calcoli fino ad un massimo di dieci quote di rilevamento.

Tutte le variabili del sistema analizzato sono considerate come un unico flusso di azoto (espresso in microgrammi di N*dmc-l), ivi compresi i nutrienti, che vengono espressi in equivalenti di azoto, mediante opportune costanti di trasformazione.

Ad AQUAMOD3, che è il programma di elaborazione e di calcolo del modello, sono associati ancora altri tre programmi che vengono utilizzati per:

i) AQUATEMP definire le costanti per la simulazione della temperatura delle acque ;
ii) AQUAINPUT creare (o modificare) una base di dati da sottoporre alle simulazioni ;
iii) AQUAPLOT tradurre i risultati prodotti dal programma di calcolo in forma grafica.

2.1 Proprietà fisiche e chimiche dell'ambiente

Per simulare le proprietà fisico chimiche e trofiche dell'ambiente in studio ed i relativi effetti prodotti sulle variabili biotiche è necessario imprimere ai fattori d'influenza una trasformazione matematica che agisca, in modo coerente con la realtà, sui livelli di produzione dei gruppi biologici analizzati. Di seguito viene fornita una breve descrizione delle traduzioni formali apportate a questi parametri nella costruzione di AQUAMOD3, mentre in figura 2 sono riassunti in forma grafica. \

La temperatura delle acque viene simulata con un andamento cosenico (Mosetti, 1964) che viene predisposto sulla base delle misure sperimentali che saranno state condotte sul campo (figura 2a e 3). Il programma AQUATEMP è stato scritto ad hoc per facilitare la definizione delle costanti che devono essere

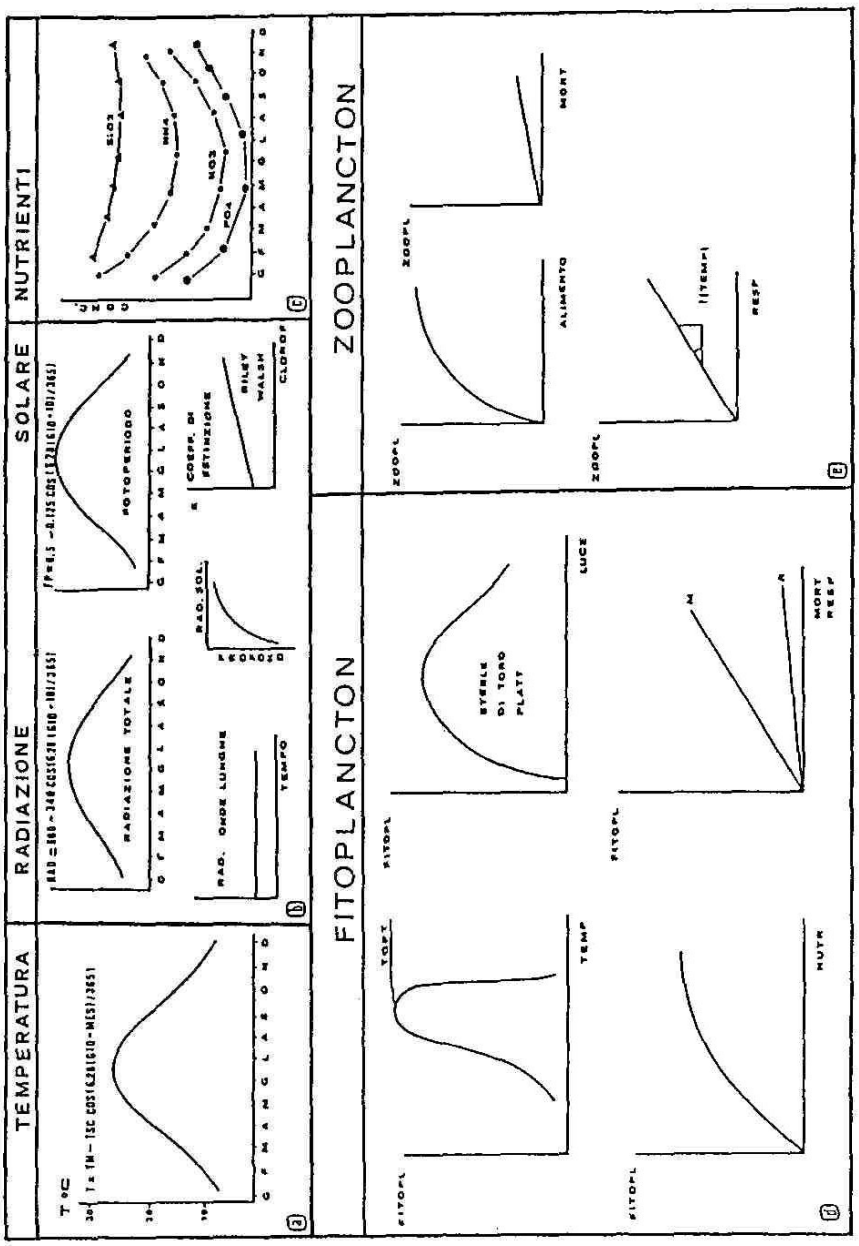


Fig. 2 Andamenti temporali dei parametri chimici e fisici e fattori di forma in relazione alla crescita planctonica.

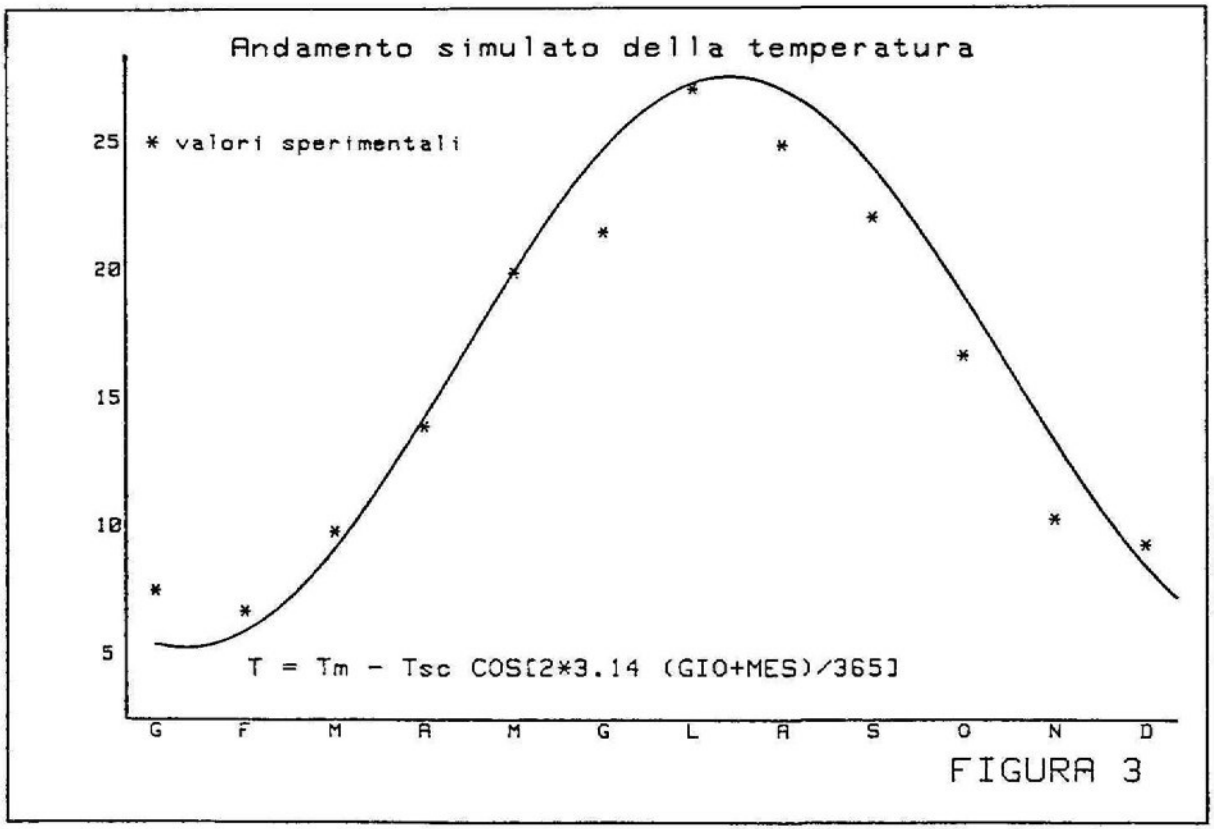


Fig. 3 Curva simulata della temperatura dell'acqua.

calcolate per simulare il parametro.
Esso fornisce, oltre ad un utile risultato grafico, un parametro statistico riferentesi al grado di adattamento della curva calcolata ai dati sperimentali. Le costanti selezionate con AQUATEMP saranno utilizzate nel programma di calcolo.

Per simulare la radiazione solare totale (figura 2b) vengono utilizzate due costanti, che sono state determinate per aree geografiche comprese tra 40 e 45 gradi nord (ovvero, approssimativamente per aree localizzabili tra Bari e Venezia), in un algoritmo simile a quello descritto per la temperatura, che evidenzia il suo valore massimo in corrispondenza del solstizio d'estate. Utilizzando il grafico di figura 4, ripreso dalle Tavole Smithsoniane (1958), è possibile dedurre le due costanti per le aree geografiche che non rientrano nel campo suddetto. Tali nuovi valori dovranno sostituire quelle calcolate nelle opportune righe del programma di calcolo, come pure, eventualmente, costanti dedotte da misure sperimentali di campo. Ulteriori correzioni al parametro vengono eseguite automaticamente per tenere nel dovuto conto il fotoperiodo (Kremer e Nixon, 1978), mediante una funzione e le frazioni sia di luce riflessa che quella appartenente al campo delle onde lunghe (UNESCO, 1983), mediante fattori correttivi (figura 2b).

La penetrazione della luce subisce una attenuazione che risulta esponenziale rispetto alla profondità (fig. 2b).

Il coefficiente di estinzione della luce (fig. 2b), che risulta dipendente del materiale particellato in sospensione presente, è stimato come una funzione lineare della biomassa vegetale e calcolata, alternativamente, con l'equazione, proposta da Riley (1956), oppure con quella determinata da Walsh (1975),

I nutrienti inclusi nel modello (azoto ammoniacale, azoto nitroso e nitri-

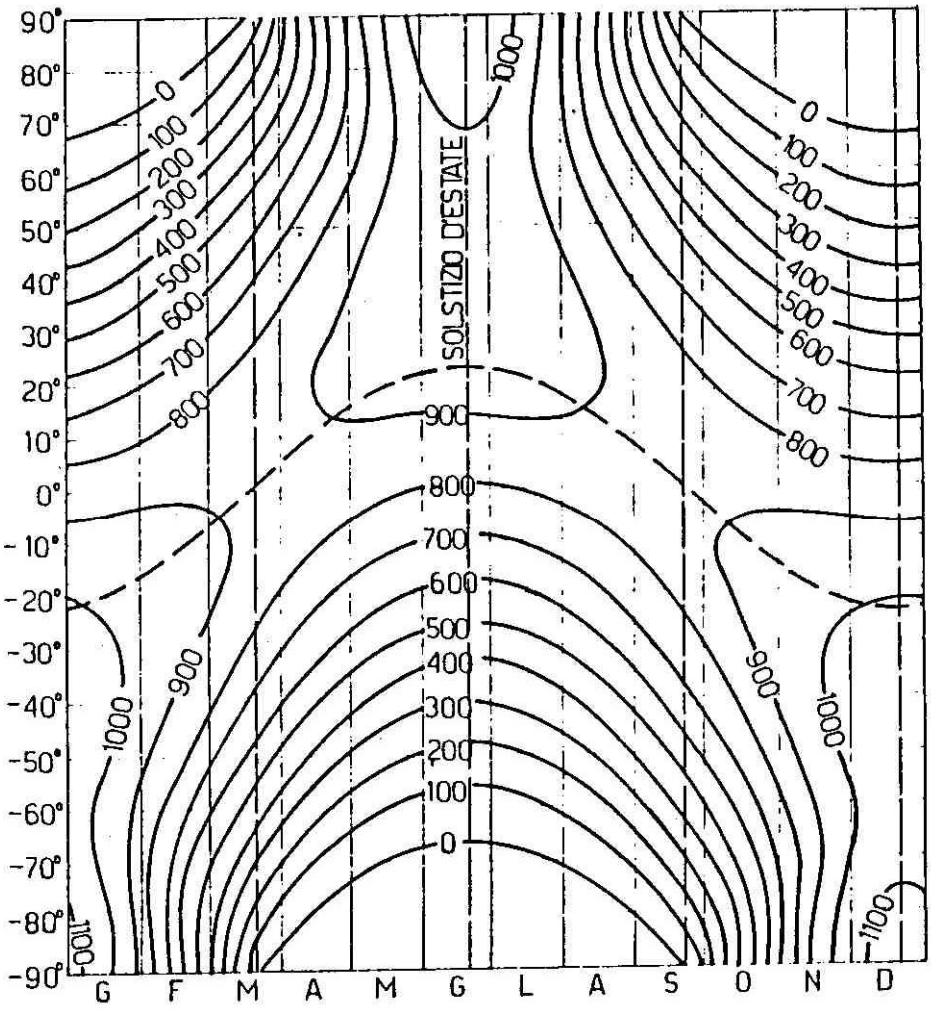


Fig. 4 Radiazione solare giornaliera al limite superiore dell'atmosfera (cal/cmq/giomo).

co, fosforo ortofosfato e silice reattiva) sono considerati come input puntuali al sistema (figura 2c), corrispondenti ai giorni dei rilievi sperimentali. Su tali componenti del sistema, pertanto, AQUAMOD3 esegue i calcoli delle necessarie interpolazioni e le stime relative alle assimilazioni del fitoplancton. La forma ammoniacale dell'azoto sarà sempre preferita da tutti i gruppi vegetali (Dugdale e Goering, 1967) sino a che rimane disponibile in concentrazione superiore ad un dato valore limite, al di sotto del quale verrà assunta anche la forma nitrica. Tale valore limite sarà digitato nel programma di calcolo.

2.2 Fitoplancton

II modello può simulare la crescita, in termini di biomassa, di (al massimo) cinque gruppi (o specie) fitoplanctoniche. Ognuno dei gruppi selezionati assimilerà, secondo modalità proprie i nutrienti disponibili. Tali modalità saranno state determinate mediante prove di biostimolazione algale dalle quali si ricaveranno, in definitiva, le costanti di semisaturazione (Eppley et al., 1967) relative all'efficienza di assimilazione dei nutrienti ed i relativi rapporti (Hull et al., 1988). I valori delle costanti quantificano le relazioni di assimilazione tra le singole fitospecie ed i nutrienti. Affinchè la crescita di ogni gruppo tenda ad un proprio valore massimo, dovranno sussistere condizioni di temperatura ed illuminazione che tendano a quelle ottimali, caratteristiche del gruppo. Tali valori dovranno essere digitati nel programma AQUAINPUT.

Le osservazioni condotte da Eppley (Eppley, 1972) relative alla velocità di decadimento della crescita in condizioni di temperatura superiori a quella ottimale vengono considerate nel modello mediante un fattore (Lagonegro e Hull, 1987) che simula il fenomeno.

Per quanto si riferisce all'effetto limitante della luce sulla crescita fitoplanctonica è possibile scegliere tra tre diversi algoritmi: il primo è quello classico proposto da Steele (1962), il secondo è stato suggerito da Di Toro et al. (1971), mentre il terzo è derivato (Lagonegro e Hull, 1987) dalle equazioni che relazionano luce e produzione fitoplanctonica sviluppate e proposte nei lavori di Platt (Platt et al., 1982; Gallegos et al., 1983).

La respirazione fitoplanctonica e la mortalità naturale sono considerate costanti durante il periodo selezionato per le simulazioni: per il primo è stato stimato un valore pari al 5% della produzione, mentre per il secondo un valore del 10%. Tali valori, ampiamente accettati in letteratura, possono essere modificati con il programma AQUAINPUT, disponendo di stime più puntuali rilevate sperimentalmente nell'ambiente oggetto dello studio. In figura 2d sono tracciate le funzioni delle relazioni con il fitoplancton appena discusse.

2.3 Zooplancton

II modello può simulare la crescita in termini di biomassa di (al massimo) cinque gruppi (o specie) zooplanctonici, ogni gruppo animale cresce in funzione delle proprie modalità di assunzione di alimento e della relativa disponibilità nell'ambiente.

Con il programma AQUAINPUT è possibile definire autonomamente le preferenze alimentari di ogni gruppo, ovvero se pascola esclusivamente sul fitoplancton (erbivori) e, preferenzialmente su quali gruppi vegetali, se preda su gruppi animali (carnivori) o se si alimenta sia delle forme vegetali che animali (onnivoro), ivi compresa la propria specie (cannibali). Le costanti che saranno state

selezionate per ogni possibile relazione trofica, tra gruppo animale e possibili prede, determinano oltre alle effettive preferenze alimentari la quantificazione dell'efficienza di assimilazione dell'alimento.

La respirazione dei gruppi animali viene considerata come una funzione lineare della temperatura, secondo le modalità suggerite da Kremer (UNESCO, 1983), mentre la mortalità naturale è considerata costante nell'intero periodo selezionato per le simulazioni e stimato, come nel caso del plancton vegetale, nel 10% della produzione. Disponendo di stime più precise del parametro si può modificare tale valore con il programma AQUAINPUT.

In figura 2e sono tracciate le funzioni delle relazioni con i gruppi zooplanctonici appena discusse.

3. CONCLUSIONI

L'impiego di un modello del tipo illustrato manifesta la propria utilità in svariate situazioni di ricerca e/o gestione. Il suo destino, comunque, è sempre quello di tentare una semplificazione di un mondo reale complesso e di difficile comprensione e di operare efficacemente da strumento per lo studio dei fattori che influenzano i tassi di crescita di entità biologiche che lo caratterizzano, ovvero di contribuire alla definizione dei flussi di energia negli ecosistemi acquatici.

Una serie di calibrazioni hanno messo in evidenza le capacità del modello AQUAMOD3 di stimare le proprietà trofodinamiche di un ambiente acquatico simulato, denotando anche una convincente valutazione delle retroazioni (feed-back), naturalmente insite nei sistemi ecologici. Si è dimostrato inoltre un valido strumento concettuale sia nella stima degli andamenti produttivi delle

entità biologiche, che nella definizione dell'importanza relativa dei singoli parametri che influenzano il sistema. La validità delle stime prodotte risulta strettamente legata alle specificità del modello e sono da ritenersi indicative, specialmente in termini assoluti, pur tuttavia descrivono efficacemente gli andamenti delle variabili biotiche nella loro evoluzione temporale. Copie dei programmi su dischetto da 3.5 o 5.25 pollici e listati possono essere richiesti agli autori.

BIBLIOGRAFIA

Di Toro D.M., O'Connor D.J., Thomann R.V.; 1971 - A dynamic model of phytoplankton populations in the Sacramento - San Joaquin Delta. Advanc. Chem. Series, 106, 131-180.

Dugdale B.C., Goering J.J.; 1967 - Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. Limnol. Oceanog., 12, 684-695.

Eppley R.; 1972 - Temperature and phytoplankton growth in the sea. Fish. Bull., 70, 1063-1085

Eppley R., Rogers J,H., McCarthy J.J.; 1969 - Half-saturation constants for uptake of nitrate and ammonium by marine phytoplankton Limnol. Oceanog., 14, 912-920.

Hull V., Lagonegro M.; 1988 - AQUAMOD: an introductory purpose simulation model of plankton dynamics. Coenoses 3 (1): 55-60

Hull V., Lagonegro M., Puccia C.J.; 1988 - Modellizzazione di sistemi ecologici complessi: modelli qualitativi e di simulazione di ambienti acquatici. CLUP (Eds.) Milano, 107 PP.

Jorgensen S.E.; 1986 - Fundamentals of ecological modelling. Elsevier (Eds.) Amsterdam, Oxford, New York, 389 PP.

Kremer J.N., Nixon S.W.; 1978 - A coastal marine ecosystem - simulation and analysis. Ecological Studies V. 24 Springer-Verlag (Eds.) Heidelberg, 217 PP.

Lagonegro M., Hull V.; 1987 - Models for simple aquatic systems: equations and programs. Quad. GEAD n.6 Univ. Trieste, 100 PP.

Mesetti F.; 1964 - Oceanografia. Del Bianco (Eds.) Udine, 462 PP.

Patten B.C.; 1963 - Plankton: optimum diversity structure of a summer community. Sciences, 140, 894-898.

Patten B.C.; 1965 - Community organization and energy relationships in plankton. Oak Ridge Nat. Lab. Rep., 3934, 1-60.

Patten B.C.; 1966 - The biocenotic process in an estuarine phytoplakton community. Oak Ridge Nat. Lab. Rep., 3946, 1-97.

Patten B.C.; 1968 - Mathematical models of plankton production. Int. Revue ges.

Hydrobiol., 53, 357-403.

Platt T., Harrison W.G., Irwin B., Horne E.P., Gallegos C.L.; 1982 - Photosynthesis and photoadaptation of marine phytoplankton in the Artic Sea. Deep Sea Res., 29, 1159-1170.

Platt T., Mann K.H., Ulanowicz R.E.; 1981 - Mathematical models in biological oceanography UNESCO press Paris, 156 PP.

Riley G.A.; 1946 - Factors controlling phytoplankton populations on Georges Bank. J. Mar. Res., 6, 54-73.

Riley G.A.; 1956 - Oceanography of Long Island Sound. II Physical oceanography. Bull. Bingham Oceanog. Coll., 15, 15-46,

Scavia D., Bloomfield J.A., Fisher J.S., Nagy J., Park R.A.; 1974 – Documentation of CLEANX: a generalized model for simulating the open-water ecosyatems of lakes. Simulation, 23, 51-56.

Steele J.H.; 1958 - Plant production in the nothern North Sea. Rapp. Cons. Explor. Mer, 144, 79-84.

Steele J.H.; 1962 - Environmental control of photosynthesis in the sea. Limnol. Oceanog., 7, 137-150.

Smithsonian Meteorological Tables; 1958.

Sverdrup H.U.; 1953 - On conditions for the vernal blooming of phytoplankton. J. Cons. Explor. Mer, 18, 287-295.

UNESCO 1983 - Quantitative analysis and simulation of Mediterrenean coastal ecosystem: the Gulf of Naples, a case study. UNESCO Reports in Marine Sciences, n.20, UNESCO Paris, 158 PP.

Vollenwieder R.A.; 1965 - Calculation models of photosynthesis-depths curves and some implications regarding day rate estimates in primary production estimates. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 18 (suppl.), 425-457.

Volterra V.; 1926 - Variazioni e fluttuazioni del numero di individui in specie animali conviventi. Mem. Accad. Nazionale dei Lincei (Ser. 6), II, 31 PP.

Walsh J.J.; 1976 - Models in the sea. In: The ecology of the seas Cushing D.H. and J.J. Walsh (Eds.), Oxford, 388-408.

ATTI DELL'8°CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1-3 GIUGNO 1988 da pag. 487 a pag. 494

INDAGINI SULLO STATO TROFICO DEI LAGHI ARTIFICIALI DELLA SARDEGNA: LA SITUAZIONE DEL LAGO DI GUSANA*

A. LUGLIE, N. SECHI

Istituto di Botanica, Università di Sassari

RIASSUNTO

Vengono presentati i risultati di un ciclo di indagini limnologiche effettuate nel L. Gusana dal mese di dicembre 1986 al mese di marzo 1988. Sono stati effettuati 11 campionamenti in una stazione prossima alla diga lungo la colonna d'acqua a varie profondità. I risultati evidenziano, nell'intera colonna, concentrazioni medie abbastanza significative del fosforo totale (31 mg P m^{-3}) e dell'azoto nitrico (680 mg N m^{-3}); nella zona fotica, la clorofilla a mostra un contenuto medio di 13 mg m^{-3} ed uno massimo di 36 mg m^{-3}; il fitoplancton, in termini di biomassa presenta un valore medio ed uno massimo di 6 e 19 cm^3 m^{-3}. Le specie algali più rilevanti in termini di biomassa sono, per oltre il 98%, *Staurastrum gracile*, *Closterium aciculare* e *Melosira distans.*

SUMMARY

Presented are the results of a limnological survey carried out from December 1986 to March 1988 in the Gusana Reservoir (Central Sardinia). Samples were collected, approx monthly, from various depths at a station located 1 km away from the reservoir dam. Total phosphorus (31 mg P m^{-3}) and nitric nitrogen (680 mg N m^{-3}) show significant mean concentrations in water column; chlorophyll a reveals an average concentration, in photic zone, of 13 mg m^{-3} with a peack of 36 mg m^{-3} in October. *M. distans*, *A. planctonica*, *M. aeruginosa* and *Melosira* sp. are the most important species as far as cellular density is concerned, while *S. gracile*, *C. aciculare* and *M. distans* are the dominants as regards biomass.

1. INTRODUZIONE

Nell'ambito di una ricerca più vasta tendente a classificare, dal punto di vista trofico, tutti i laghi artificiali (circa 40) della Sardegna è stata svolta, dal dicembre 1986 al marzo 1988, un'indagine sul Lago di Gusana. L'invaso, localizzato nella zona centrale dell'isola, è stato ottenuto dallo sbarramento dell'alto corso del Fiume Taloro, interessato più a valle da altre due dighe responsabili rispettivamente della formazione dei Laghi Cucchinadorza e Benzone. Le acque dei tre invasi vengono ulilizzate prima per

---

* Lavoro eseguito con il contributo del M.P.I. (40%)

la produzione di energia idroelettrica e successivamente per uso irriguo, industriale e potabile. Il Lago di Gusana ha una capacità massima di 62 x 10^6 m^3 ed una utile di 58, un'area massima di 2,43 km^2 a cui corrisponde una profondità media di 23,8 m; normalmente il minimo invaso non è inferiore a 10 x 10^6 m^3. Dal L. Gusana si dipartono due condotte che prelevano le acque, rispetto al massimo invaso, alle profondità di 40,5 e 37,5 m e che, dopo averle addotte a due centrali di produzione di energia elettrica, le scaricano nel L. Cucchinadorza. La condotta che si diparte da 37,5 m dì profondità può funzionare anche in senso contrario: le acque del Lago Cucchinadorza vengono sollevate verso il L. Gusana per recuperare, durante la notte, l'energia elettrica prodotta in eccesso da centrali termoelettriche presenti nell'isola. Nel corso del 1987, per la produzione di E.E. sono stati turbinati 260 x 10^6 m^3 dei quali ne sono stati ripompati dal L. Cucchinadorza 184 x 10^6 m^3. Pertanto l'afflusso netto dal suo bacino imbrifero è stato di 76 x 10^6 m^3.

Il bacino imbrifero del Lago di Gusana ha una estensione di circa 221 Km^2 e vi sono localizzati tre agglomerati urbani con complessivi 10.200 abitanti, le cui acque reflue si riversano, senza depurazione, direttamente nel lago. Il carico teorico del fosforo (calcolato in base alla popolazione e alle attività zootecniche, agricole e industriali) che può derivare dal bacino imbrifero ammonta a circa 10 t a^{-1}; a questo bisogna sommare quello delle acque ripompate (calcolato sulla base delle concentrazioni riscontrate nel L. Cucchinadorza alla profondità della bocca di presa in due occasioni) di circa 9 t a^{-1}. Questo carico dovrebbe determinare nel lago, in base alla formula di Vollenweider (OCDE, 1980), una concentrazione media di 27 mg P m^{-3}. Il lago è stato classificato eutrofico da Sechi e Cossu (1979) sulla base di due campionamenti effettuati al momento della circolazione e della massima stratificazione termica.

2. METODI

I campionamenti, con cadenza circa mensile, sono stati effettuati con una bottiglia di Niskin in una stazione subcentrale del lago in direzione della diga, alle profondità di 0; 1; 2,5; 5; 7,5; 10; 15; 20; 30; 40 e 50 m.

Sono stati presi in esame diversi parametri, tra i quali quelli qui riportati: trasparenza, temperatura, pH, ossigeno disciolto (metodo di Winkler), azoto ammoniacale, fosforo totale e silicati reattivi (Strickland e Parsons, 1968), azoto nitrico (Rodier, 1971), clorofilla a, (Golterman, Clymo and Ohnstad, 1978) rettificando la concentrazione finale di acidificazione a 3 x 10^{-3} M HC1, densità fitoplanctonica (metodo di Utermohl) e biomassa (Findenegg, 1974)..

3. RISULTATI

I risultati sono espressi come valori mediati riferiti alle masse d'acqua comprese tra la superficie e i 5 m, tra i 7,5 e i 15 m, tra i 20 e i 40 m e poi

a 50 m.

La trasparenza presenta un valore medio annuale di 2,30 m, con massimo di 3,20 m (marzo '87) e minimo di 1,60 m (aprile).

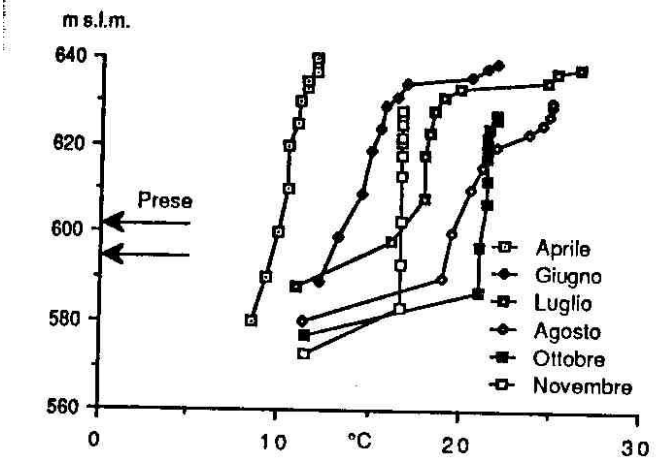


Fig. 1 - Profili esemplificativi della dinamica termica

La temperatura presenta il valore minimo di 7°C in febbraio ed il massimo di 26°C in luglio. Si riscontra una situazione di omeotermia nei mesi di dicembre '86 (12,5°C), febbraio (7°C), marzo '87 (7,5°C) e dicembre '87 (circa 11,2°C). Da aprile ad agosto si assiste ad un progressivo riscaldamento che interessa soprattutto i primi 40 m, mentre le acque profonde subiscono, nello stesso arco di tempo, minori variazioni della temperatura (3,5°C), raggiungendo in luglio il valore più elevato di 11,5°C 8 50 m di profondità; i profili termici di questo periodo sono rappresentati in fig. 1.

Il pH mostra un valore medio annuale di 7.7 unità. I valori più elevati sì riscontrano nei mesi estivi nei primi 5 m con il massimo di 10,3 unità nel mese di luglio a 2,5 m; in luglio e agosto il pH, nelle acque più superficiali, è sempre superiore a 10. Il valore minimo di 6,3 unità è registrato a 50 m nel mese di novembre.

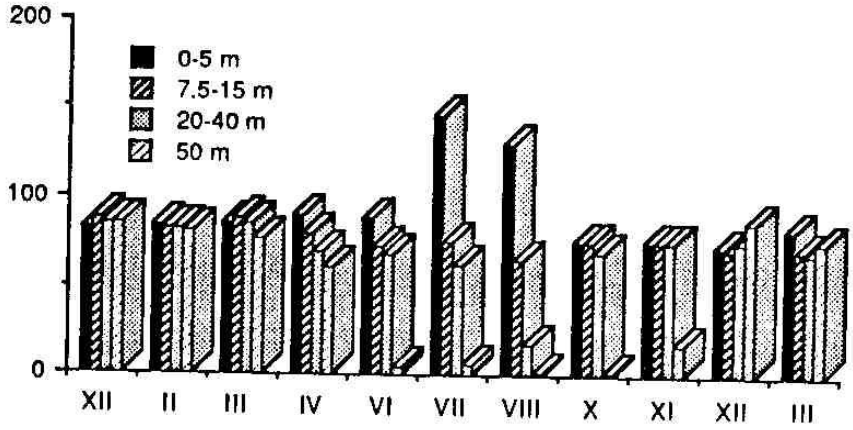


Fig. 2 - Saturazioni dell'ossigeno disciolto negli 11 mesi d'indagine

L'ossigeno disciolto (fig.2) presenta valori di sovrassaturazione nei mesi di luglio e di agosto, relativamente ai primi 5 m di profondità con valore massimo (160%) registra-

to in superficie in luglio. Le masse d'acqua intorno ai 50 m sono deficitarie da giugno a novembre. Nel mese d'agosto l'assenza di ossigeno disciolto è evidente dai 30 metri.

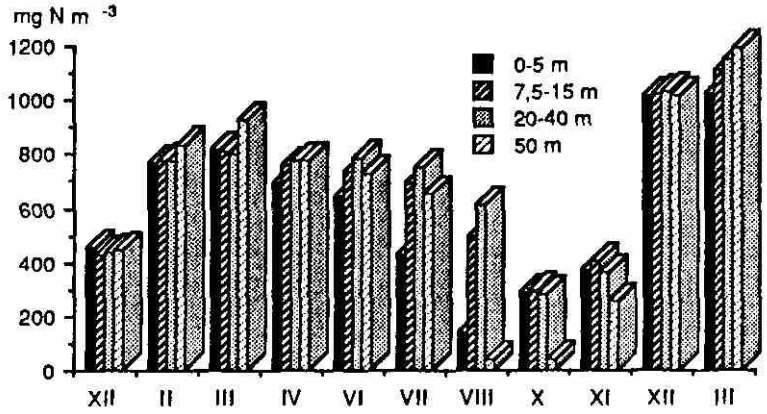


Fig. 3 Contenuto dell'azoto nitrico negli 11 mesi d'indagine

L'azoto nitrico (fig. 3) presenta un valore medio annuale di 680 mg N m^{-3}. Nei mesi estivi e autunnali si assiste ad una notevole riduzione dei valori senza però arrivare alla totale scomparsa sia in superficie (minimo di 136 mg N m^{-3} in agosto) che in profondità (minimo di 45 mg N m^{-3} in agosto e ottobre).

Il valore medio annuale dell'azoto ammoniacale (fig. 4) è di circa 20 mg N nr3. Come si può notare il contenuto è sempre minimo fino ai 20 m; nei mesi estivi raggiunge i 100 mg N m-3 tra 20 e 40 m mentre supera i 2000 mg N m'3 a 50 m.

Il fosforo totale (fig. 5), con un valore medio annuale di 31 mg P m^{-3}, mostra le maggiori concentrazioni in profondità raggiungendo il valore massimo di 360 mg P m^{-3} in ottobre ma esprimendo valori notevoli, sempre in prossimità del fondo, da giugno a novembre.

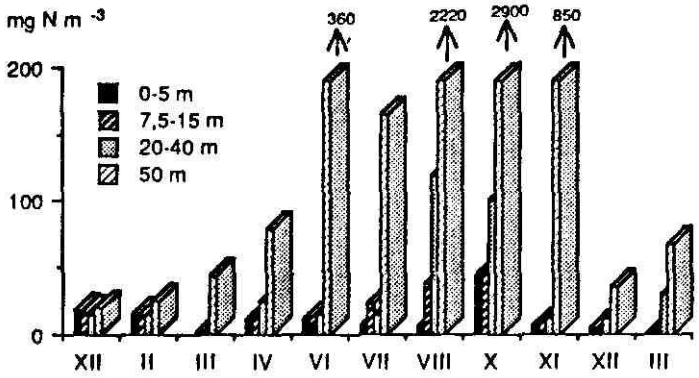


Fig. 4 - Contenuti dell'N ammoniacale negli 11 mesi d'indagine

Il contenuto medio della silice reattiva è di 0,95 mg Si l^{-1}. Il consumo è rilevante nel periodo primaverile (minimo di 0.1 mg Si l^{-1} in aprile) e autunnale (minimo di 0.2 mg Si l^{-1} in novembre), in concomitanza con l'affermarsi di specie di Diatomeae.

La clorofilla a (fig. 6) esprime un valore medio nella zona fotica di 13 mg m^{-3}; i valori massimi si rilevano in agosto (27 mg m^{-3}) e ottobre (36 mg m^{-3}). La densità media del popolamento fitoplanctonico 2,3 x 10^6 cellule l^{-1}, con valore massimo di 5,3 x 10^6 cellule l^{-1} nel mese di luglio e minimo di 3,9 x 10^5 cellule l^{-1}.
In termini di biomassa totale il fitoplancton esprime un valore medio di 6 cm^3 m^{-3} con un massimo di 19 cm^3 m^{-3} in ottobre e minimo di 0.5 cm^3 m^{-3} in giugno.

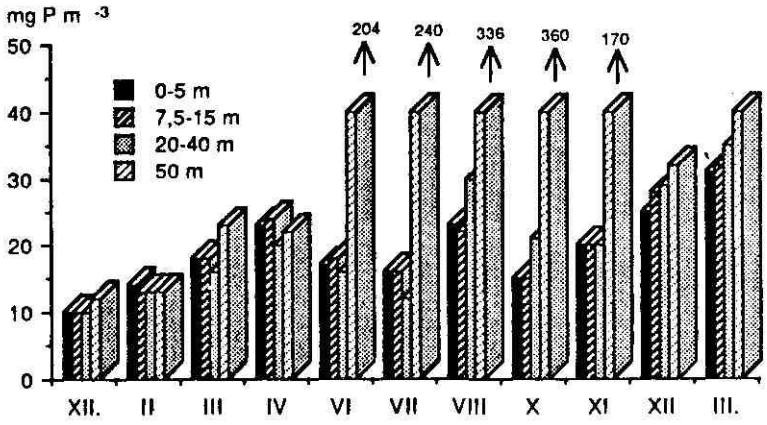


Fig. 5-Contenuti del fosforo totale negli 11 mesi d'indagine

Le specie fitoplanctoniche individuate sono 32 di cui 23 classificate fino alla specie (*Anabaena planctonica* Brunnth., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs., *Microcystis aeruginosa* Kg., *Gomphosphaeria lacustris* Chod., *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Bréb., *Coelastrum microporum* Nag.,. *Oocystis lacustris* Chod., *Sphaerocystis planctonica* (Kors.) Bourr., *Closterium aciculare* T. West, *Closterium gracile* Bréb ex Ralfs, *Staurastrum gracile* Ralfs, *Ankistrodesmus falcatus* (Corda) Ralfs, *Volvox aureus* Ehrbg., *Pediatrum duplex* Meyen, *Melosira distans* (E.) Kg., *Cyclotella comta* (E.) Kg., *Melosira granulata* (E.) Ralfs, *Melosira granulata* var. *angustissima* Muller, *Fragilaria crotonensis* Kitton, *Asterionella formosa* Hassall, *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehb., *Cera-*

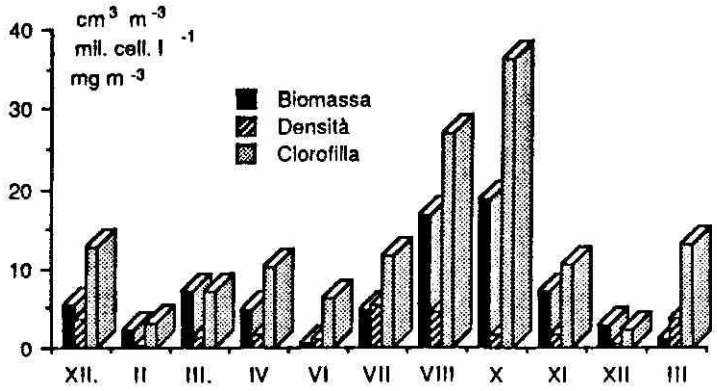


Fig. 6 - Valori della densità, della biomassa e della clorofilla a

tium hirundinella (O. F. Muller) Schrank) e le rimanenti fino al genere (*Anabaena* sp., *Oscillatoria* sp., *Ankistrodesmus* spp., *Chlamydomonas* spp., *Melosira* sp., *Navicula* sp.).

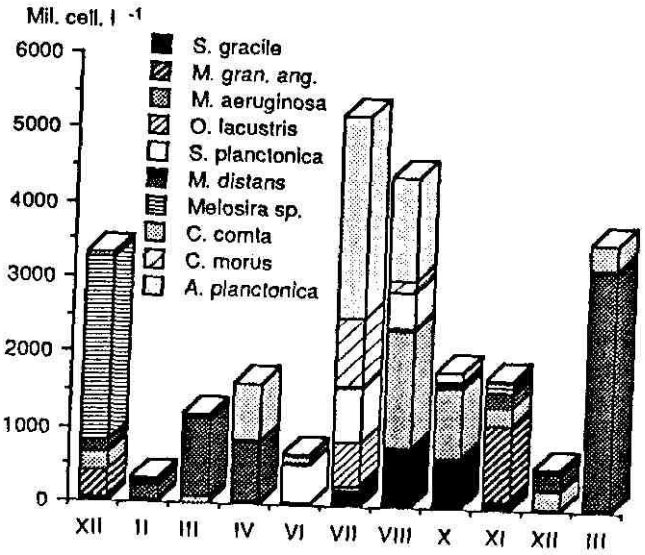
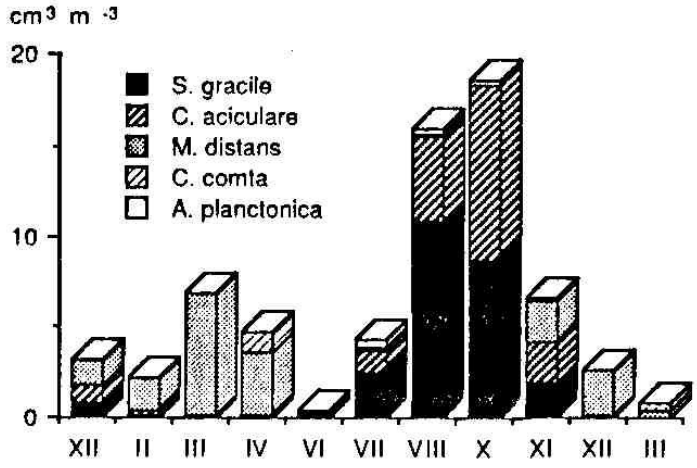


Fig. 7 – Densità delle specie più importanti

In termini di densità (fjg. 7) le specie che esprimono valori superiori ad 1 x 10^6 cellule l^{-1} sono in ordine *M. distans*, *A. planctonica*, *Melosira* sp., *M. aeruginosa*, *M. granulata* var. *angustissima*. In termini dì biomassa la popolazione fitoplanctonica, sopratutto nei mesi estivi ed autunnali, evidenzia una predominanza di Clorophyceae con le specie *S. gracile* e *C. aciculare* (fig. 8). Le Diatomeae presentano biomasse rilevanti nei mesi tardo autunnali e primaverili; le specie con volumi maggiori sono *M. distans*, *Melosira* sp. e *C. comta*. Le Dinophyceae sono rappresentate da giugno a novembre da *C. hirundinella*, con massimo in agosto. Per le Cyanophyceae agli elevati valori di densità, espressi soprattutto in estate ed in autunno, non corrispondono, date le ridotte dimensioni cellulari, valori significativi in termini di biomassa.



4. DISCUSSIONE

Dai risultati brevemente esposti appare evidente come tutte le dinamiche lacustri, a partire da quella termica, sono condizionate dal deflusso profondo e dalla reimmissione parziale di acque già confluite nel L.

Cucchinadorza. Questo comporta da una parte un carico di fosforo (circa 9 t a^{-1}) aggiuntivo a quello derivante dal bacino idrografico (circa 10 t a^{-1}), globalmente superiore al carico massimo tollerabile (14 t a^{-1}) calcolato secondo Vollenweider (OCDE, 1980) e dall'altra un maggiore tempo di ricambio che passa da 0,5 a 0,1 anni. E' sopratutto nel periodo estivo e autunnale che il pompaggio di acque ricche di fosforo (circa 100 mg P m^{-3}), prelevate dall'ipolimnio del L. Cucchinadorza (già classificato eutrofico da Sechi e Cossu, 1979), determina un input di nutrienti elevato. L'effetto risulta particolarmente evidente nel mese di ottobre quando ad e biomassa una omogeneità termica fino ai 40 metri si affiancano i valori massimi di clorofilla a (36 mg m^{-3}) e di biomassa (19 cm^3 m^{-3}). I valori medi di questi due parametri, rispettivamente di 13 mg m^{-3} e 6 cm^3m^{-3}, e del fosforo totale (31 mg P m^{-3}) sono tali da confermare l'eutrofia indicata da Sechi e Cossu (1979). La densità cellulare, invece, esprime valori sempre abbastanza contenuti non superando mai i 6 x 10^6 cellule l^{-1} ed è forse per questo motivo che la trasparenza si mantiene sempre relativamente elevata con un valore medio di 2,3 m.

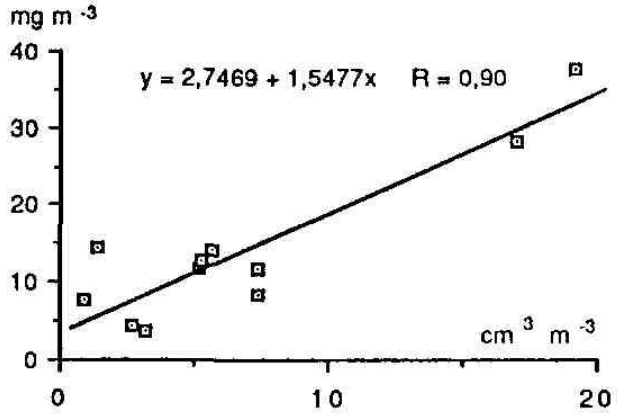


Fig. 9 - Relazione tra densità e biomassa

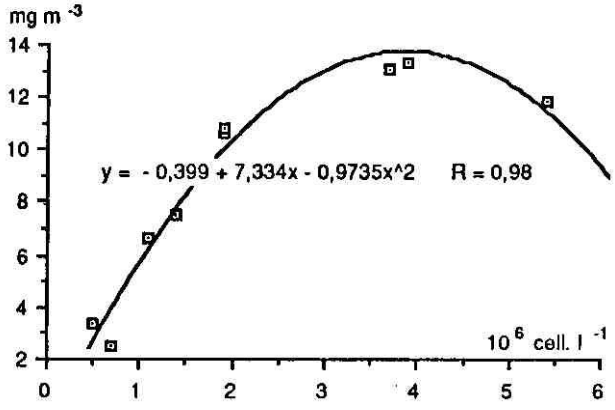


Fig. 10 - Relazione tra densità e clorofilla a

La relazione esistente tra biomassa e clorofilla a è significativa se vengono presi in considerazione i valori medi della zona fotica della totalità dei campionamenti (fig. 9), mentre cade se si escludono quelli relativi ai due massimi valori (agosto ed ottobre). Al contrario la relazione tra densità totale e clorofilla a non è significativa se si considerano tutti gli 11 mesi mentre diventa altamente significativa (fig. 10) escludendo i medesimi valori di agosto ed ottobre; si può notare come la relazione sia descritta da una polinomiale di 2° grado che eviden-

zia come i massimi di clorofilla a corrispondono a valori di densità intermedi.

Le specie algali sono quasi tutte tipiche di situazioni eutrofiche (Rosen, 1981; Heinonen, 1980; Hornstrom, 1981); peraltro la strutturazione è diversa da quella rilevata in altri invasi eutrofici della Sardegna dove le Cyanophyceae con le specie *M. aeruginosa*, *A. flos-aquae* e *Aph. flos-aquae* sono sempre dominanti con densità ben più rilevanti (Sechi, 1978; Sechi e Manca, 1983; Sechi e Cossu, 1985)

BIBLIOGRAFIA

Findenegg I.; 1974 - In Vollenweider R.: A manual of methods for measuring primary production in aquatic environmental. I.B.P. 12. Blackwell Scientific Publications. Oxford.

Golterman H. L., Clymo R. R., Ohnstad M. A. M.; 1978 - Methods for physical and chemical analysis of freshwaters. I.B.P. 8. Blackwell Scientific Publications. Oxford.

Heinonen P.; 1980 - Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. Publication of the 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.C.D.E.; 1980 - Eutrophication program, Regional Project, Shallow lakes and reservoirs. Compiled by J. Clasen. The Water Research Centre. Medmenhan Laboratory. Marlow Bucks. England.

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,; 1978 - Struttura e biomassa dei popolamenti fitoplanctonici del Lago Omodeo (Sardegna Centrale). Giorn. Bot. Ital., 112: 347-360.

Sechi N., Cossu A.; 1979 - Prime valutazioni sui livelli trofici di alcuni bacini artificiali della Sardegna. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 37: 259-276.

Sechi N., Cossu A.; 1985 - Fitoplancton, nutrienti e stato trofico del Lago Bunnari (Sardegna Settentrionale). Boll. Soc. Sarda Sci. Nat., 24, 61-74.

Sechi N., Manca R.; 1983 - La comunità fitoplanctonica e lo stato trofico del Lago di Oschiri (Sardegna Settentrionale). In: R. Frache e F. de Strobel (Eds.). Atti 4° Congresso della Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia, Chiavari 1-3 dicembre 1980. Genova 1983: 25, 1-9.

Strickland J.D.H., Parsons T.P.R.; 1968 - A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Board Can., 167. Ottawa.

ATTI DELL'8°CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1-3 GIUGNO 1988 da pag. 495 a pag 510

STRUTTURA DEMOGRAFICA E DISTRIBUZIONE VERTICALE DI DAPHNIA HYALINA (CRUSTACEA, CLADOCERA)

M. MANCA, R. DE BERNARDI, M. BONETTI

Istituto Italiano di Idrobiologia, CNR Pallanza

RIASSUNTO

La distribuzione verticale dello zooplancton, essenzialmente legata all'ambiente fisico e a fattori biotici, quali competizione e predazione, rappresenta uno dei più importanti fattori di regolazione della struttura e della dinamica di popolazione dello zooplancton. Vengono qui presentati e discussi problemi relativi alla distribuzione verticale e all'evoluzione dei cladoceri del Lago Maggiore, con particolare riferimento alla specie Daphnia magna e all'evoluzione della struttura dimensionale delle sue popolazioni. Dai risultati ottenuti è stato possibile tracciare un quadro dell'importanza relativa di alcuni fattori ambientali sull'evoluzione stagionale e sulla distribuzione verticale di differenti specie ,dì cladoceri zooplanctonici, nonché sulla struttura dimensionale delle popolazioni di D. hyalina in tre stazioni.

SUMMARY

The vertical distribution of zooplankton can be essentially related to the physical environment and to biotic factors, such as competition and predation. As a consequence, it represents one of the most important factors regulating the population dynamics and the community structure of zooplankton. In the present paper, the seasonal succession and the vertical distribution of the most important phytophagous and predaceous zooplanktonic cladocera in three stations of Lago Maggiore, differently influenced by environmental factors, is presented. In addition, the evolution of the size structure of Daphnia populations in the three stations is discussed.

1. INTRODUZIONE

La distribuzione verticale rappresenta uno dei fattori di regolazione della dinamica di popolazione e della struttura comunitaria dello zooplancton. Nonostante il

problema sia stato oggetto di un discreto numero di studi specifici (Geller, 1986), non è a tutt'oggi stata formulata una teoria unitaria, probabilmente anche in conseguenza del fatto che i fattori implicati nel problema sono numerosi e spesso interagenti tra loro. Tali fattori possono essere raggruppati in due principali categorie, vale a dire disuniformità dell'ambiente fisico (Threlkeld, 1987) e fattori biotici. Tra questi ultimi competizione e predazione giocano il ruolo fondamentale (de' Bernardi e Soldavini, 1979) .

Vengono qui presentati i risultati ottenuti nel corso di una ricerca condotta in tre stazioni del pelago del Lago Maggiore, una sita in corrispondenza del punto di massima profondità (Ghiffa) e da anni oggetto di studi limnologici integrati, anche in quanto mediamente rappresentativa della situazione generale del lago; la seconda e la terza situate nel Bacino delle Isole Borromee (Baveno e Suna) e tra loro differenti per 1'importanza relativa della pressione di predazione da parte dei pesci zooplanctofagi (Suna) e degli zooplanctonti predatori Leptodora e Bythotrephes (Baveno). Scopo della ricerca era dunque 1' evidenziazione dei fattori che regolano la distribuzione verticale delle differenti specie di zooplanctonti e di valutare l'importanza che tali stratificazioni rivestono sulla loro dinamica di popolazione, con particolare riferimento al cladocero Daphnia.

2. MATERIALI E METODI

A partire dal mese di aprile e con cadenza bisettimanale sono stati raccolti campioni di materiale zooplanctonico mediante plankton samplers di Clarke-Bumpus armati con reti a maglie da 75 e 125 μm di luce, condotti lungo traiettorie sinusoidali entro orizzonti dello spessore di 10 m dalla superficie alla profondità di 50 m. In contemporanea, venivano effettuate misure di temperatura, unitamente alla raccolta di campioni per il conteggio e la misura di materiale fitoplanctonico. Per ogni campione zooplanctonico venivano successivamente conteggiati il numero dì individui ed il numero di uova contenute nella camera incubatrice dorsale, nonché di quelle eventualmente disperse nel campione. Per l'analisi della strutture dimensionale delle popolazioni di Daphnia si è inoltri proceduto alla misura della lunghezza di almeno 100 individui per campione

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

Con il mese di maggio e l'inizio della stratificazione termica si raggiungono, nelle acque più superficiali, temperature di circa 10°C, leggermente più elevate nelle stazioni situate nel Bacino delle Isole Borromee rispetto a quelle registrate a Ghiffa (15°C contro 11°C), Parallelamente si osserva, in questa fase dell'anno, un notevole incremento delle disponibilità alimentari, che raggiungono a maggio i valori massimi, soprattutto nelle acque più superficiali (13 mm^3/l nella stazione di Baveno e l0 mm^3 /l in quella di Suna) e che risultano determinate essenzialmente dalla frazione algale ≤30 μm, limite ritenuto in buona approssimazione significativo per la distinzione tra la frazione algale edibile e quella non edibile da parte di cladoceri fitofagi appartenenti al genere Daphnia (de Bernardi, Giussani e Manca, 1987). Con l'instaurarsi di queste condizioni ambientali di base si osserva la comparsa dei cladoceri fitofagi.

Nella prima parte dell'anno (Fig. 1) si assiste allo sviluppo di Eubosmina longispina che colonizza in questa fase le acque dei primi venti metri, nei quali raggiunge densità di circa 20 ind/1. Nel mese successivo si osserva un notevole incremento di D. hyalina che, pur presentando densità apprezzabili anche a profondità superiori ai 20 metri, colonizza in questa fase iniziale di crescita soprattutto i primi due orizzonti (con densità di circa 20 ind/1). In concomitanza con lo sviluppo di Daphnia nello strato più superficiale si osserva uno spostamento di Eubosmina verso gli strati d'acqua più profondi ed in particolare dell'orizzonte 10-20m. Con il mese di luglio compare nelle acque pelagiche Diaphanosoma brachyurum, mentre si assiste ad una forte diminuzione di E. longispina. Daphnia è ancora nella fase di massimo sviluppo, anche se la distribuzione verticale appare, rispetto ai mesi precedenti, differente, con il raggiungimento della massima densità nello strato 20-30 m. Il mese di agosto rappresenta, nella stazione di Ghiffa, la fase di massiccia colonizzazione delle acque pelagiche da parte di D. brachyurum, specie stenoterma calda, che colonizza inizialmente lo strato più superficiale (con temperature intorno ai 20°C) nel quale raggiunge densità decisamente elevate, del tutto comparabili a quelle osservate per le altre due specie (all'incirca 20 ind/1). Diaphanosoma sembra inoltre poter avviare la fase di sviluppo massiccio solamente quando sia Daphnia che Eubosmina si portano su livelli di densità di mantenimento.

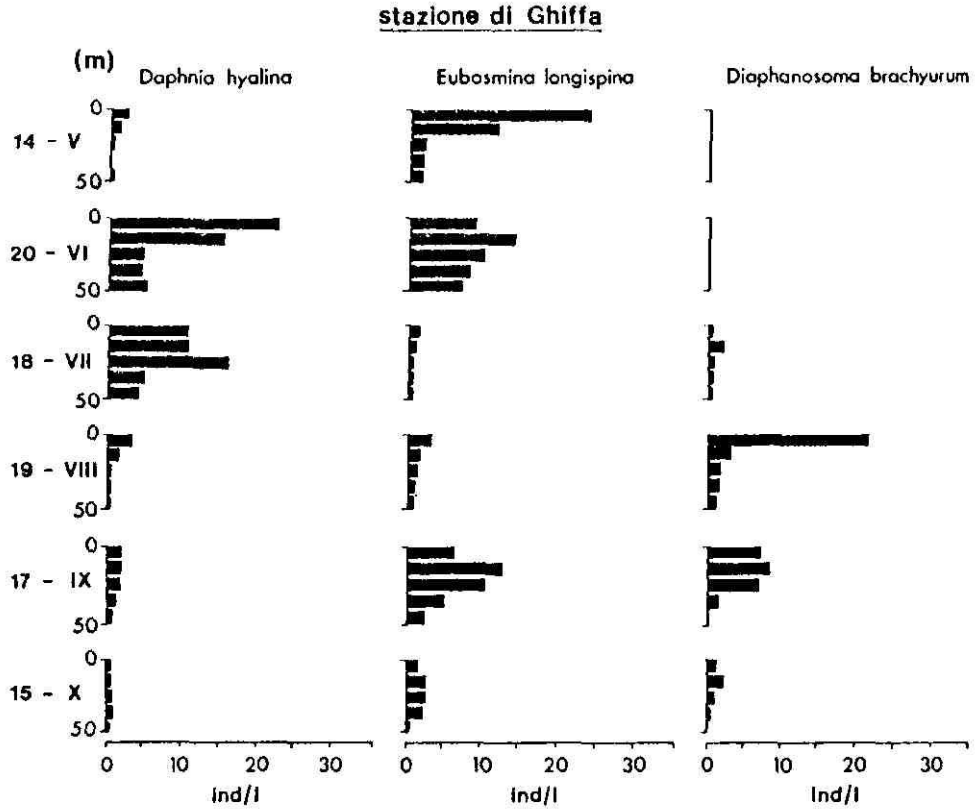


Fig. 1 Evoluzione stagionale della distribuzione verticale dei cladoceri fitofagi nella stazione di Ghiffa.

Nel mese di settembre, mentre Daphnia ha ormai definitivamente concluso il ciclo ascendente del suo sviluppo numerico, con la comparsa in misura nuovamente apprezzabile, a costituire un secondo picco di densità, della specie E. longispina, Diaphanosoma si distribuisce con maggiore uniformità rispetto ai mesi precedenti entro lo strato 0-40 m, senza però arrivare ad occupare le acque più profonde, nelle quali le altre due specie sono ancora presenti. Con il mese di ottobre ed il ritorno ad una situazione di uniforme distribuzione dei valori in densità entro i cinque orizzonti si chiude il ciclo delle tre specie, che si riportano su valori di abbondanza definibili di mantenimento.

L'analisi della distribuzione verticale delle specie qui considerate nelle altre due stazioni (Figg. 2 e 3) permette di evidenziare alcune differenze rispetto alla

stazione di Ghiffa (Figg. 1, 2, 3). In generale si osserva infatti in queste ultime una più spiccata stratificazione rispetto a Ghiffa, con una predominanza molto più netta dell'importanza relativa degli strati più superficiali, nei quali risulta in generale localizzato oltre l'80% del numero totale di individui conteggiato. Le due stazioni del Bacino delle Isole Borromee presentano altresì alcuni punti differenzianti, soprattutto in rapporto alle densità massime osservate; in particolare, la stazione di Baveno presenta densità massime di Daphnia decisamente più elevate rispetto alla stazione di Suna, nella quale è altresì evidenziabile una maggiore diffusione degli individui negli strati considerati. Come rilevato per la stazione di Ghiffa, Daphnia raggiunge densità apprezzabili a partire dal mese di giugno, comparendo in misura più diffusa nella stazione di Baveno, nella quale si può dunque individuare una velocità di crescita più elevata rispetto alla seconda stazione. Il mese di luglio rappresenta la fase di massimo rigoglio delle popolazioni di questo cladocero che a Baveno colonizza essenzialmente lo strato più superficiale, mentre a Suna presenta una distribuzione verticale più uniforme. Nel complesso comunque, a Baveno si osservano densità numeriche superiori rispetto a Suna, sebbene le differenze sia nelle disponibilità alimentari che nelle temperature medie non
sembrino di considerevole importanza. Indubbiamente differente è la distribuzione verticale dell'alimento, poiché anche per quanto concerne questo parametro l'importanza relativa delle acque più superficiali risulta maggiore nella stazione di Baveno che non in quella di Suna.
Sul finire del mese di luglio si assiste al crollo in densità delle popolazioni di Daphnia, crollo che interessa: soprattutto lo strato più superficiale e che risulta più brusco ed evidente nella stazione ove massimo era stato in precedenza lo sviluppo di questa specie. Questo fatto determina una distribuzione verticale più uniforme delle densità numeriche anche negli strati sottostanti l'orizzonte
0-10 m ed il ritorno quindi, in tempi brevi, ad una distribuzione verticale ed a densità numeriche tipicamente invernali. Lo sviluppo di Eubosmina (Figg. 2 e 3) è, anche in queste stazioni, più precoce rispetto a quello di Daphnia, raggiungendo questa specie valori di densità apprezzabili nei differenti strati fin dai primi mesi primaverili, quando ancora le acque dell'epilimnio presentano temperature mediamente al di sotto dei 9°C. Anche in questo caso, lo sviluppo numerico della
popolazione si

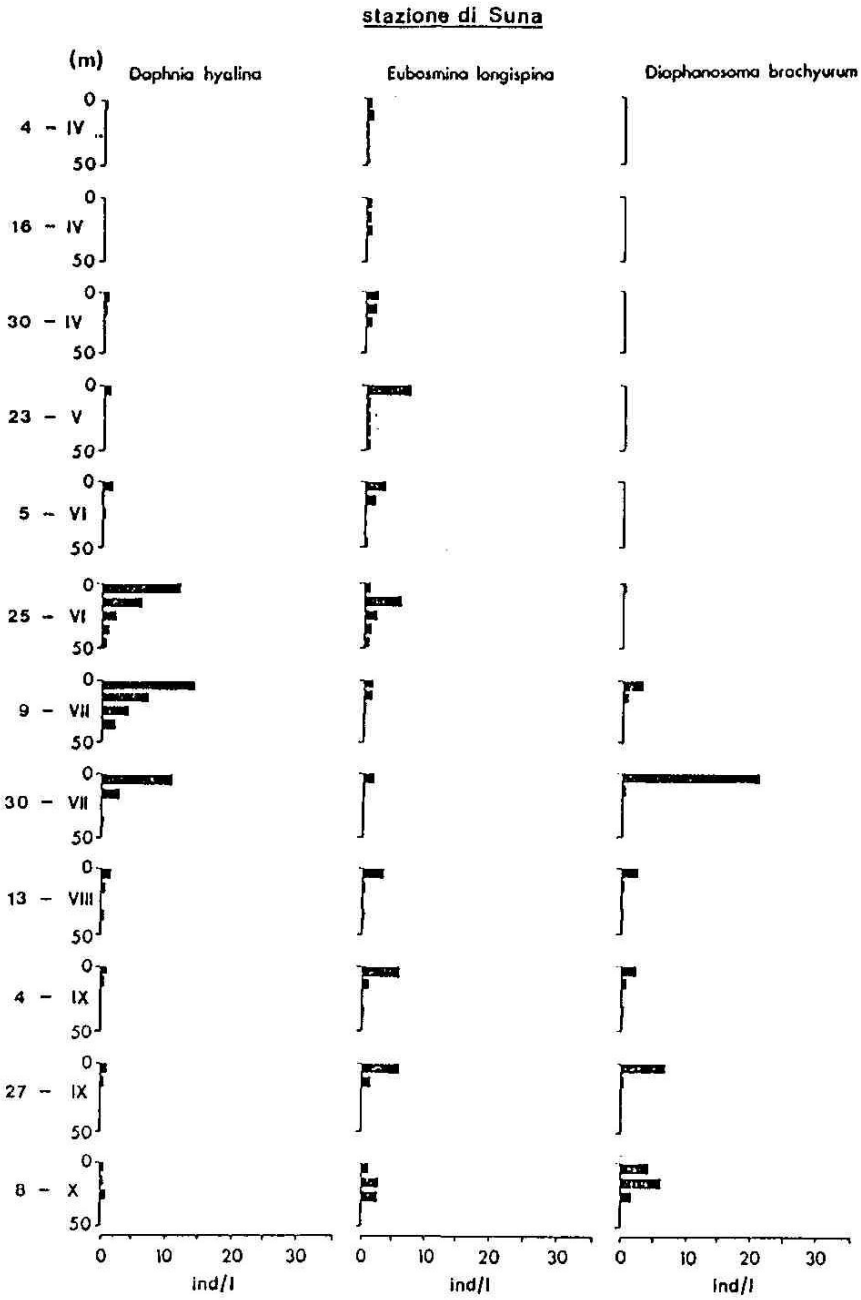


Fig. 2 Evoluzione stagionale della distribuzione verticale dei cladoceri fitofagi nella stazione di Suna

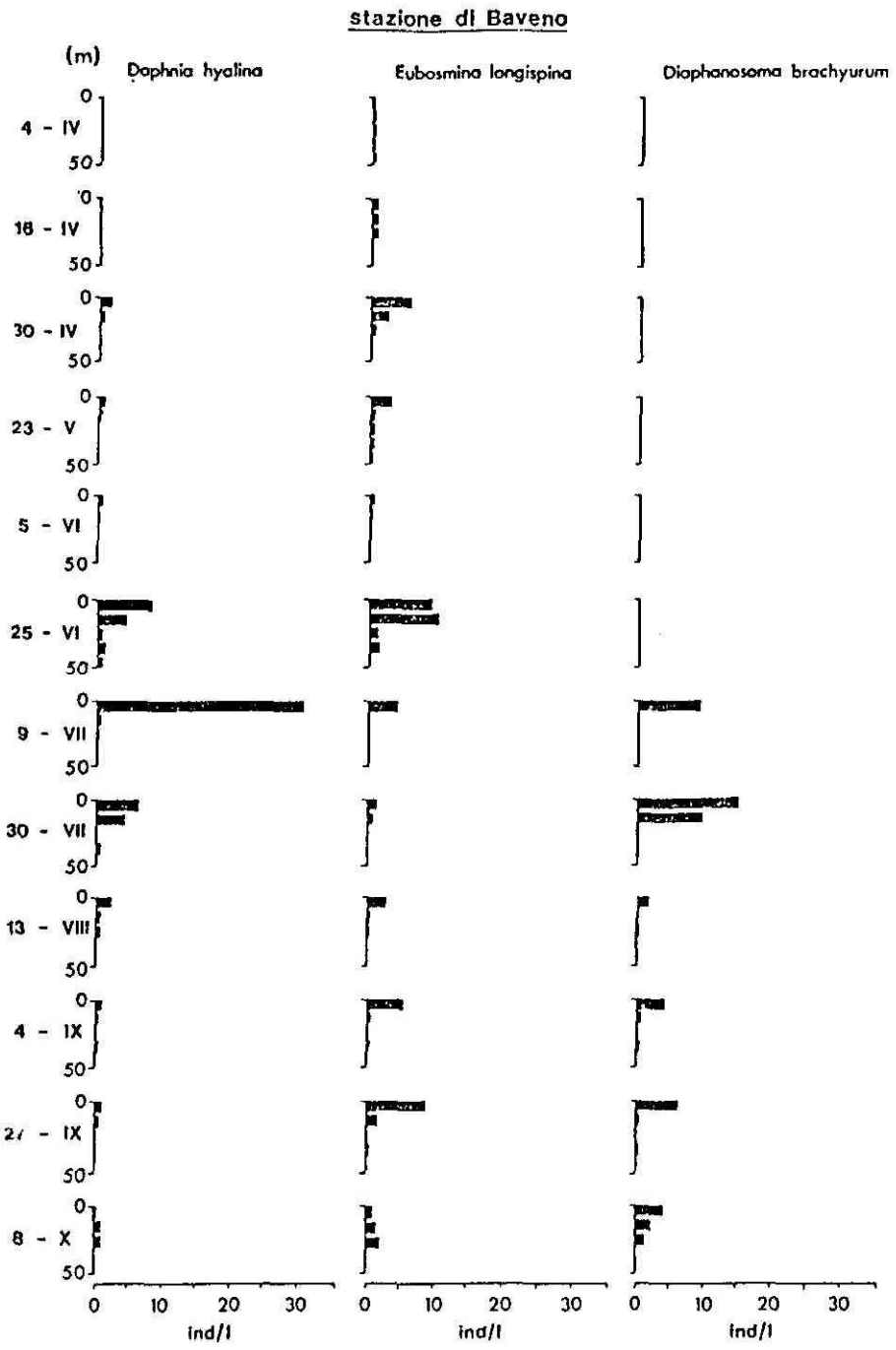


Fig. 3 Evoluzione stagionale della distribuzione verticale dei cladoceri litofagi nella stazione di Baveno.

verifica, soprattutto nello strato più prossimo alla superficie, in leggero anticipo a Baveno rispetto a Suna (aprile e maggio, rispettivamente). In entrambi i casi, alla fase di incremento numerico iniziale che interessa il primo strato fa seguito una fase di colonizzazione delle acque più profonde con la presenza, a maggio, di un numero apprezzabile di individui anche negli strati al di sotto dei primi dieci metri. Nel mese di giugno raggiunge i valori di densità massima entro i primi venti metri nella stazione di Baveno, nella quale si osservano altresì valori decisamente più elevati rispetto a quelli osservati, nello stesso periodo, nella stazione di Suna. Con l'avvento di Daphnia tale specie vede notevolmente diminuita la sua abbondanza numerica in entrambe le stazioni e solamente al termine della fase di sviluppo della prima si osserva un nuovo incremento numerico della seconda, anche se di entità minore rispetto alla fase di crescita iniziale. Anche nelle due stazioni del Bacino delle Isole Borromeè (Figg. 2 e 3), la specie D. brachyurum compare solamente a partire dal mese di luglio, quando la densità di Eubosmina è in fase di declino. Anche in questo caso, la crescita appare più accelerata nella stazione di Baveno ove si registra altresì una più spiccata predilezione per lo strato d'acqua più prossimo alla superficie. A fine luglio Diaphanosoma raggiunge le densità massime osservate, colonizzando solamente il primo strato nella stazione di Suna, i primi due nella stazione di Baveno. Nei mesi sucessivi, nei quali si assiste al crollo in densità di Daphnia , sia Diaphanosoma che Eubosmina sono presenti praticamente in egual misura, con una distribuzione verticale che ancora una volta privilegia, in fase iniziale, gli strati più superficiali per risultare poi, soprattutto nella stazione di Suna, relativamente uniforme anche negli strati d'acqua più profondi. Sostanzialmente dunque le principali differenze tra stazioni consistono nel raggiungimento di valori di densità più elevati a Baveno che non a Suna e in una generale stratificazione più spiccata nella prima, soprattutto a carico di Daphnia. Le densità risultano altresì in queste due stazioni più elevate rispetto a quelle rilevate nella stazione di Ghiffa.

de Bernardi e Soldavini (1979), in una ricerca condotta sul Lago di Mergozzo, avevano evidenziato la possibilità di spiegare l'evoluzione stagionale e la distribuzione verticale di queste tre specie di cladoceri fitofagi in termini di competizione per le risorse alimentari. In sostanza Eubosmina, favorita dalla

possibilità di svilupparsi in acque relativamente più fredde che non Daphnia, sarebbe in grado di dare l'avvio al suo sviluppo prima di quest'ultima per essere poi inibita, in una fase successiva, dalla massiccia colonizzazione delle acque superficiali da parte del più efficiente filtratore D. hyalina. In concomitanza con lo sviluppo di quest'ultima si osserva uno spostamento di Eubosmina verso acque più profonde, spostamento che consentirebbe a D. brachyurum specie stenoterma calda, di svilupparsi. Questa interpretazione può trovare una sostanziale conferma anche dall'analisi dei risultati ottenuti nel corso di questa ricerca sebbene, a dire il vero, risulti meno evidente la migrazione di Eubosmina in acque più profonde, forse anche a causa del fatto che, soprattutto nelle stazioni di Suna e di Baveno, la stratificazione è tale da non consentire 1'evidenziazione di densità apprezzabili a profondità superiori ai primi 30 m.

Nella ricerca oggetto del presente lavoro si sono studiate anche le ripartizioni dei principali cladoceri predatori, Leptodora kindtii e Bythotrephes longimanus negli .orizzonti compresi tra 0 e 50 m di profondità (Fig. 4). Inizialmente, vale a dire a partire dal mese di giugno, compare il predatore L. kindtii che risulta egualmente distribuito nei cinque diversi orizzonti. Nella stazione di Ghiffa a partire da questo mese Leptodora colonizza in modo massiccio i differenti strati, raggiungendo la fase di massimo sviluppo entro i primi dieci metri nel mese di agosto, vale a dire in concomitanza con la sensibile diminuzione in densità di Daphnia. E' da notare altresì l'assenza, nel mese precedente, di Daphnia dallo strato 20-30 m, ove massima è in quel momento la presenza di Leptodora. Da questo momento in avanti la densità di questo predatore diminuisce, risultando apprezzabile, alla fine della stagione, solamente negli strati intermedi. In concomitanza con tale declino si assiste allo sviluppo di Bythotrephes che a partire dal mese di settembre, colonizza in questa stazione gli strati d'acqua più profondi.

Nella stazione di Suna lo sviluppo di Leptodora è decisamente più ridotto rispetto a quello osservato a Ghiffa, mentre appare sensibilmente più elevata la densità di Bythotrephes, specie a sviluppo più tardivo (settembre).

Ben differente risulta la situazione nella stazione di Baveno, nella quale Leptodora presenta densità di gran lunga superiori a quelle osservate nelle altre stazioni e nella quale, in accordo con la generale tendenza mostrata dai

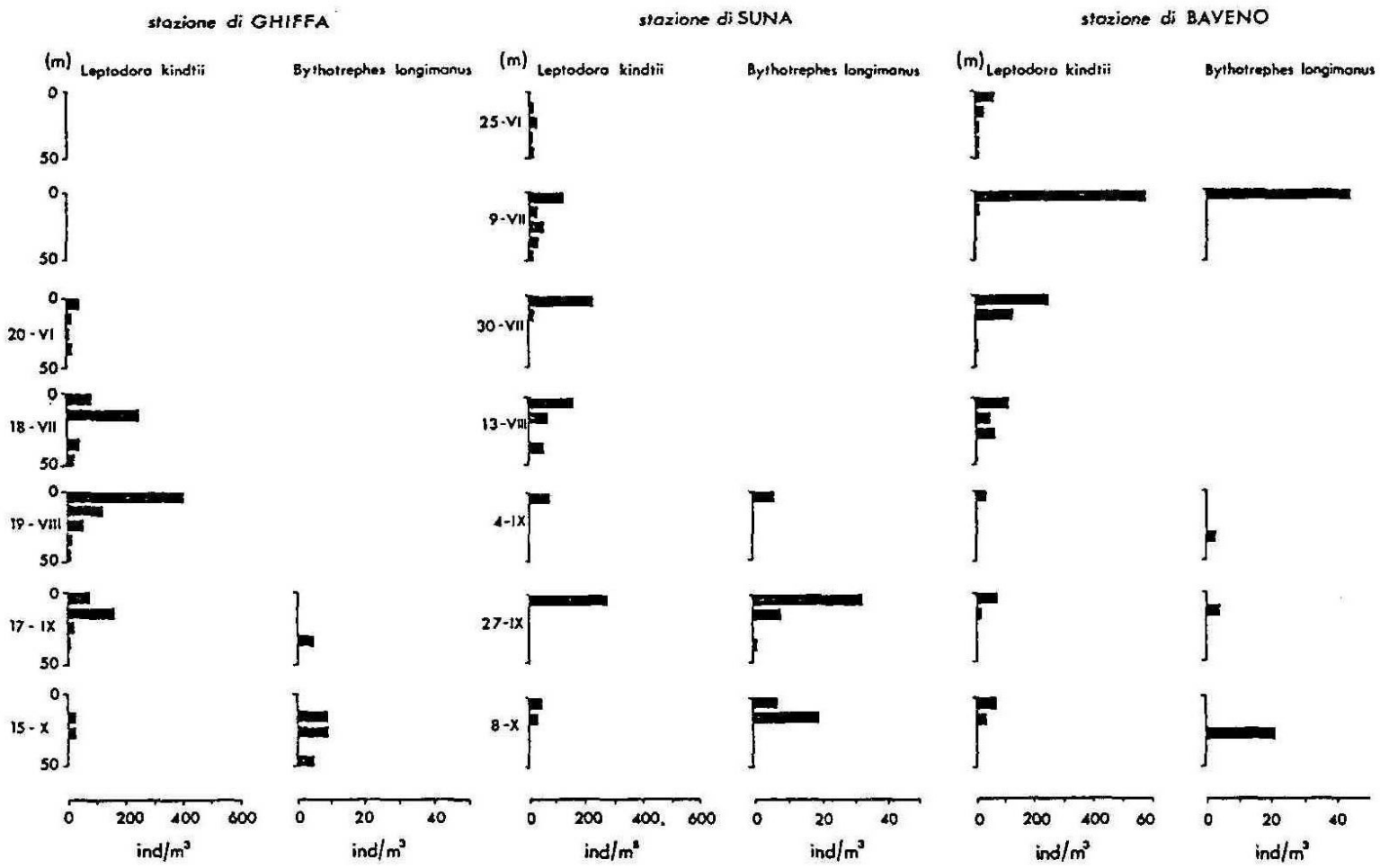


Fig. 4 Evoluzione stagionale della distribuzione verticale dei cladoceri predatori in tre differenti stazioni del Lago Maggiore.

fitofagi, si rileva una più spiccata importanza degli strati più superficiali. Questo fatto è particolarmente evidente nella prima decade di luglio, durante la quale tale specie raggiunge densità di quasi 600 ind/m^3, decisamente superiori anche alla somma dei valori osservati nei differenti strati nella stazione di Suna. Altro fatto degno di nota sembra essere la contemporanea presenza, in questa stazione, di Bythotrephes in densità non trascurabili entro l'orizzonte 0-10 m, fatto che rende ancor più importante il ruolo della predazione da invertebrati in questa fase, nella quale Daphnia ha il massimo sviluppo. Nel periodo successivo Bythotrephes scompare dalle acque al di sopra dei cinquanta metri per ricomparire poi nella stagione più tarda, a profondità differenti, quasi complementari rispetto a quelle occupate da Leptodora.

Le variazioni in densità di D. hyalina sono accompagnate da variazioni nella struttura dimensionale della popolazione e nella ripartizione tra la componente sessualmente matura e quella immatura della popolazione stessa. L'analisi della struttura dimensionale della popolazione di Daphnia nella stazione di Ghiffa (Fig. 5) consente di evidenziare alcuni dati interessanti; in primo luogo, la quasi totale assenza di femmine ovigere nelle acque più superficiali, un'assenza che sembra quasi sempre riconducibile alla distribuzione tipicamente obliqua sinistra delle frequenze relative delle classi dimensionali. Procedendo verso gli strati d'acqua più profondi aumenta la presenza della componente sessualmente matura della popolazione e si evidenzia così la comparsa di femmine ovigere le quali rappresentano, soprattutto nel periodo primaverile, la componente decisamente predominante nello strato 40-50 m. E' da notare inoltre come in quest'ultimo strato le differenze strutturai i risultino più contenute rispetto a quelle rilevate negli strati intermedi, nei quali si assiste altresì a variazioni considerevoli nell'importanza relativa delle differenti classi dimensionali. Si considerino a titolo esemplificativo gli strati dai 20 ai 40 m nei quali si osserva, in concomitanza con l'aumento in densità, uno spettro più vasto di classi dimensionali, con una rappresentanza praticamente equivalente delle diverse componenti dimensionali della popolazione. Occorre comunque evidenziare come in questa stazione si sia rilevata, soprattutto rispetto alle altre, una scarsa produzione di uova che ha reso in parecchi casi difficoltosa e problematica la distinzione tra la componente

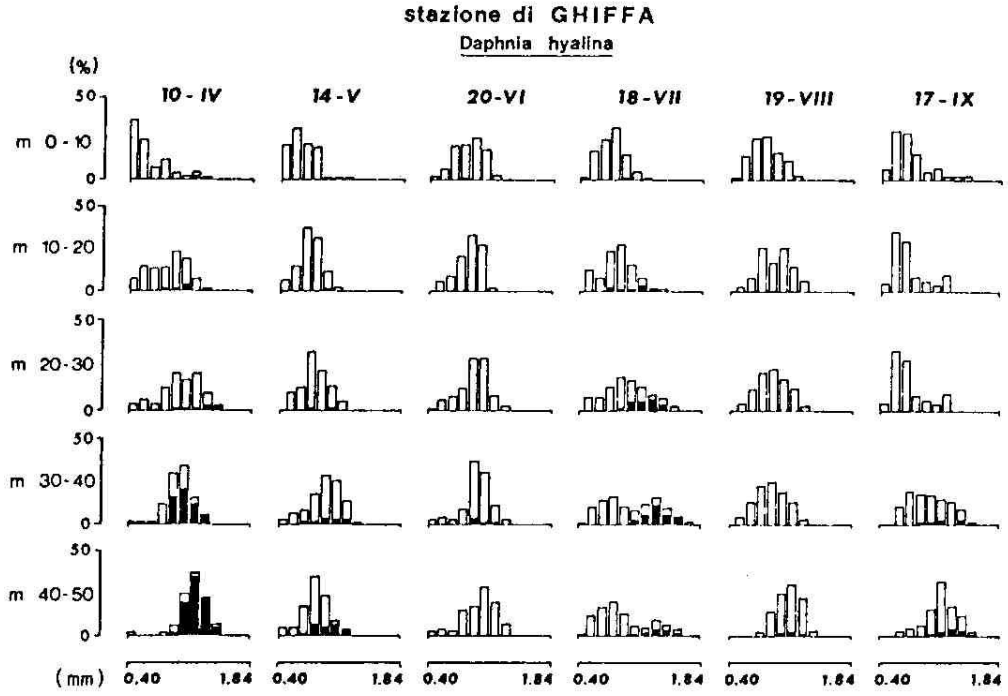


Fig. 5 Evoluzione stagionale nella struttura dimensionale e nella distribuzione verticale di Daphnia hyalina nella stazione di Ghiffa.

sessualmente matura e quella immatura della popolazione. In questo senso, potrebbe aver avuto un effetto non trascurabile il fatto che l'analisi sia stata condotta con una frequenza non ottimale, di tipo mensile.

Decisamente più ricco di informazioni è il quadro dei risultati ottenuti nelle altre due stazioni, nelle quali la frequenza di campionamento, dell'ordine di 15 giorni, è stata tale da consentire un'analisi della dinamica su tempi fisiologici. In particolare, nella stazione di Baveno (Fig. 6) si possono evidenziare alcune interessanti risultanze sia in rapporto alla distribuzione verticale che alla evoluzione stagionale. Nella fase iniziale (aprile-maggio) si osserva una graduale scomparsa, procedendo dalla superficie verso gli strati più profondi, della componente a dimensioni minori e la predominanza di femmine ovigere. Nel mese successivo, il numero di classi rappresentate risulta di gran lunga maggiore, con la presenza negli strati compresi tra gli orizzonti 0 e 30 metri di 11/13 classi, tutte equamente rappresentate. L'aumento del numero di individui osservato a metà luglio è rilevabile in termini strutturali come una più cospicua presenza di individui appartenenti a classi dimensionali medio-piccole ed una conseguente dominanza

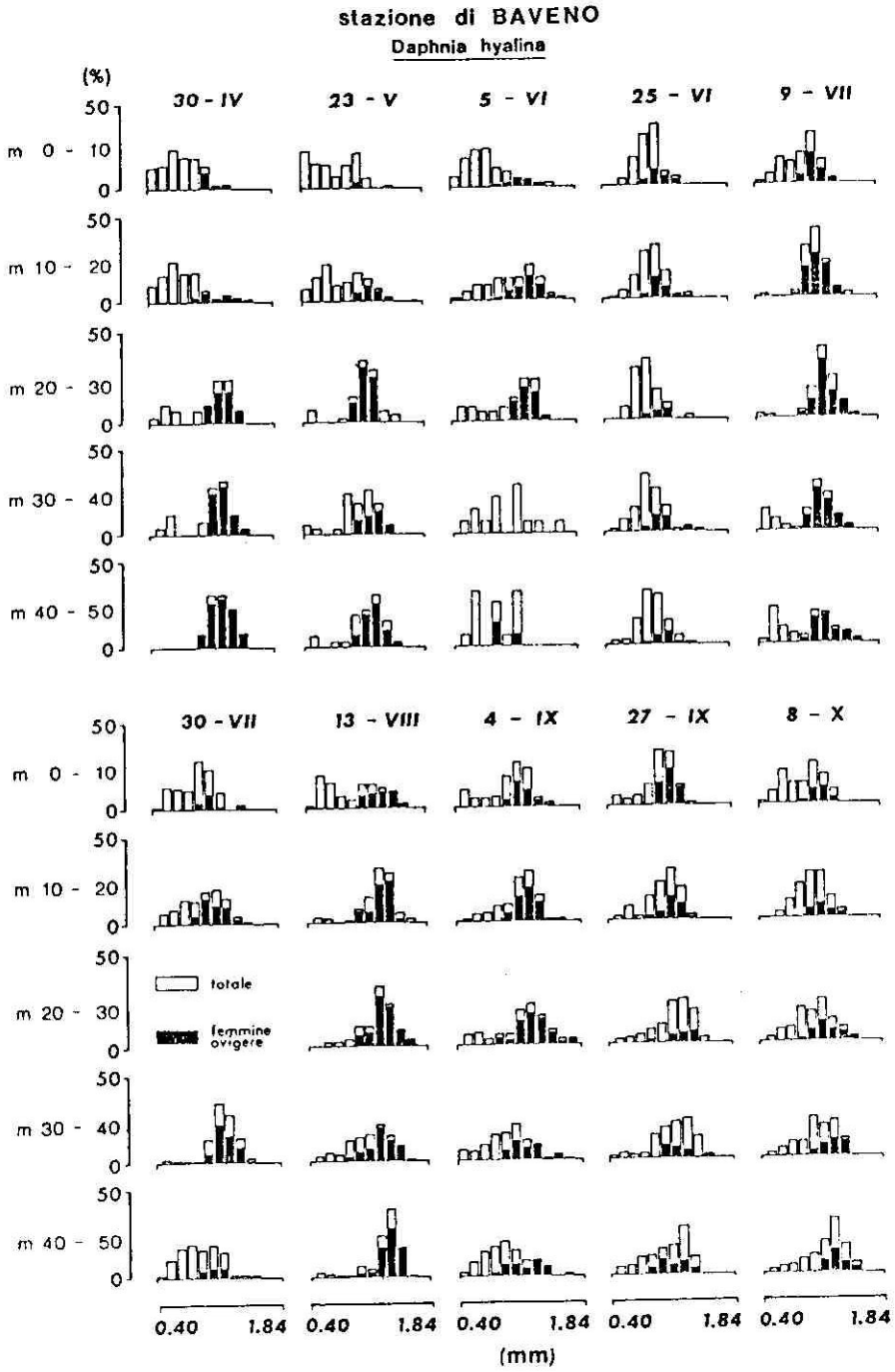


Fig. 6 Evoluzione stagionale nella struttura dimensionale e nella distribuzione verticale di Daphnia hyalina nella stazione di Baveno.

della componente sessualmente immatura della popolazione. In concomitanza con la fase di massimo sviluppo numerico di Daphnia, particolarmente evidente in questa stazione entro i primi dieci metri di profondità, si osserva una presenza di femmine ovigere entro tutti gli orizzonti, unitamente alla comparsa di individui di piccole dimensioni anche negli strati più profondi, ove peraltro i predatori Leptodora e Bythotrephes non risultavano presenti (Fig. 4). Con il procedere del ciclo stagionale si osserva essenzialmente la presenza di un numero di classi via via crescente, unitamente al generale spostamento verso destra delle dimensioni medie della popolazione, fatto che caratterizza l'avvio verso popolazioni di tipo autunnale.

Lo sviluppo iniziale delle popolazioni di Daphnia nella stazione di Suna (Fig. 7) appare caratterizzato dalla presenza di individui sessualmente immaturi anche nello strato più profondo (40-50 m) e da una più omogenea distribuzione delle classi dimensionali nei differenti orizzonti rispetto alla stazione di Baveno. La fase che prelude all'aumento in densità di Daphnia è, anche in questa stazione, sostanzialmente caratterizzata da una spiccata rappresentanza di classi dimensionali medio-basse e da una distribuzione di frequenza unimodale. La componente dei giovani è nella sua fase di massimo sviluppo soprattutto nello strato più superficiale, nel quale non si rileva peraltro la presenza di classi dominanti, risultando le frequenze uniformemente ripartite entro classi medio-piccole. Spiccata risulta, al contrario, la dominanza della componente sessualmente matura negli strati sottostanti, nei quali si osserva una prevalenza dell'importanza relativa delle classi dimensionai i centrali. Con il declino in densità dei mesi successivi la popolazione di Daphnia si riporta, entro i vari strati, ad una distribuzione tipicamente autunnale, caratterizzata dalla compresenza di un elevato numero di classi e da una ripartizione omogenea delle svariate componenti dimensionali entro i differenti strati.

4. CONCLUSIONI

Attraverso l'analisi della distribuzione verticale e dell'evoluzione stagionale della struttura dimensionale delle popolazioni dei principali cladoceri zooplanctonici del Lago Maggiore si è inteso, con questa ricerca, valutare il ruolo di alcune variabili ambientali sulla dinamica di questi organismi, con particolare riferimento a D. hyalina

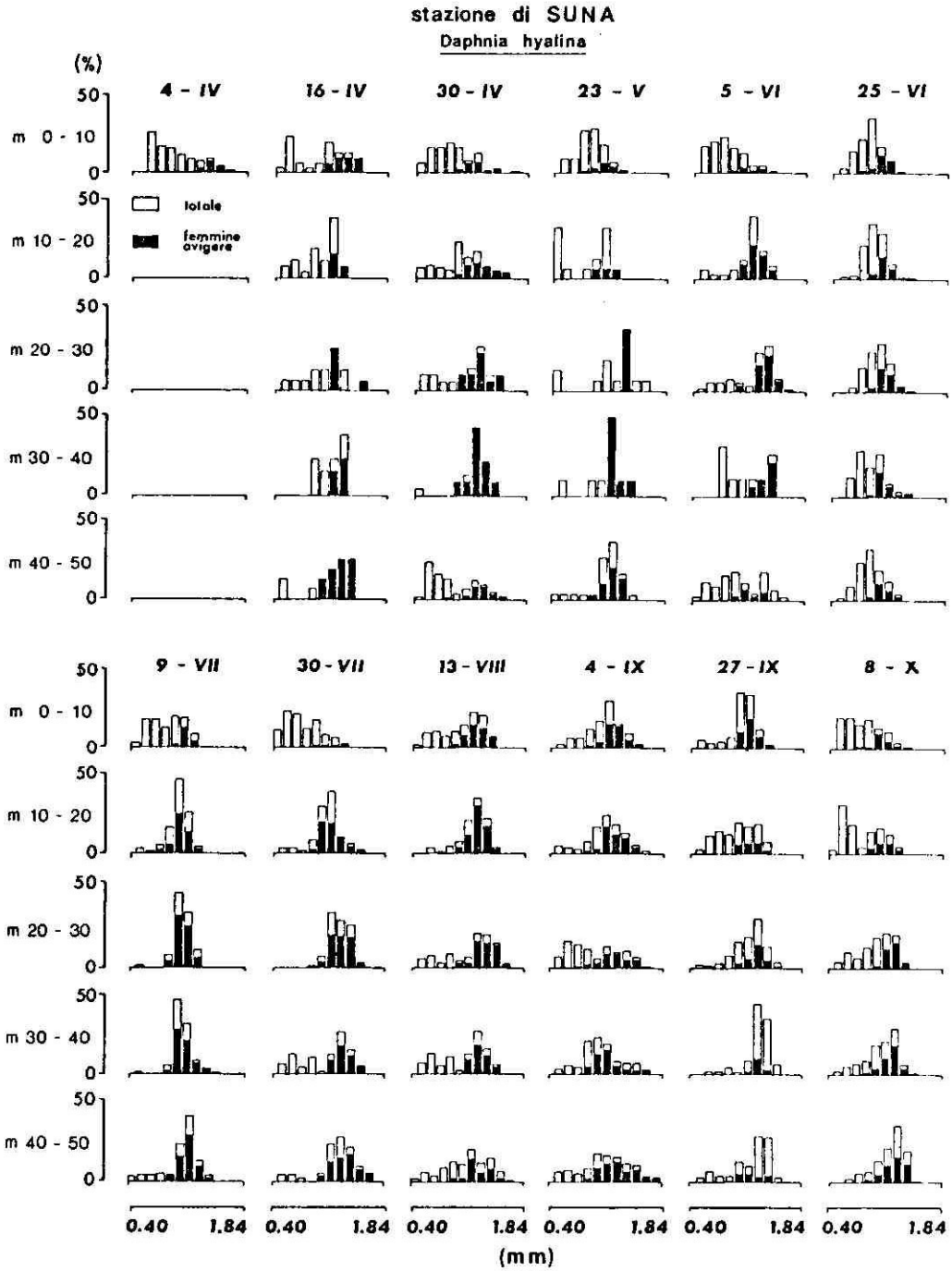


Fig. 7 Evoluzione stagionale nella struttura dimensionale e nella distribuzione di Daphnia hyalina nella stazione di Suna.

In strati differenti infatti gli zooplanctonti esperimentano, nel corso dell'anno, situazioni ambientali differenti, non solamente in termini di maggiori o minori temperature e di disponibilità alimentari qualitativamente e quantitativamente differenti, ma anche in termini di una presenza di fluttuazioni più o meno marcate nelle condizioni ambientali. Dai risultati ottenuti si è evidenziata la tendenza dei fitofagi ad occupare gli strati d'acqua più superficiali, ove temperature e disponibilità alimentari favoriscono la crescita rapida delle loro popolazioni. Tale distribuzione verticale risulta influenzata sia dalla distribuzione dell'alimento (confronto tra la stazione di Suna e quella di Baveno) e dai rapporti competitivi (rapporto Daphnia-Eubosmina) sia dai rapporti con i predatori invertebrati (confronto delle distribuzioni verticali nelle stazioni di Suna e Baveno di L. kindtii e B. longimanus) .

Tali risultanze vengono ancor più evidenziate dall'analisi della struttura dimensionale di Daphnia, caratterizzata dalla prevalenza, nello strato più prossimo alla superficie della componente immatura della popolazione, interessata sia ai rapporti competitivi con i microfiltratori che a quelli di predazione da invertebrati, Particolarmente interessante appare in questo contesto l'analisi dello strato più profondo, che pone una serie di interrogativi sui possibili rapporti intercorrenti tra i vari strati. Sembra auspicabile a questo proposito condurre nell'immediato futuro ricerche mirate all'evidenziazione di eventuali migrazioni verticali delle differenti componenti strutturali delle popolazioni dei cladoceri zooplanctonici del Lago- Maggiore.

BIBLIOGRAFIA

de Bernardi, R. and Soldavini E.; 1979 – Competition and community structure in Cladocerans: a case of segregation a means of coexistence. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 37, 115-123.

de Bernardi, R., Giussani G. and Manca M.; 1987 - Cladocera: Predators and prey. Hydrobiologia, 145, 225-243.

Geller W. ; 1986 - Diurnal vertical migration of zooplankton in a temperate great lake (L. Constance): a starvation avoidance mechanism? Arch. Hydrobiol., Suppl. 74, 1-60.

Threlkeld S.T.; 1987 – Daphnia population fluctuations: patterns and mechanism. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 45, 367-388.

ATTI DELL'8°CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1-3 GIUGNO 1988 da pag. 511 a pag. 520

DINAMICA DI POPOLAZIONE E DISTRIBUZIONE VERTICALE DI CLADOCERI PLANCTONICI DEL LAGO MAGGIORE IN RELAZIONE A PARAMETRI AMBIENTALI

M. MANCA, G. GIUSSANI, R. DE BERNARDI

Istituto Italiano di Idrobiologia, CNR Pallanza

RIASSUNTO.

Alle nostre latitudini, la dinamica di popolazione di Daphnia è caratterizzata da marcate fluttuazioni in densità relazionate sia alle variazioni stagionali dei parametri ambientali, sia a fattori di perturbazione esterni.

Diverse sono le ipotesi ad oggi proposte sui meccanismi che regolano la .dinamica di tali popolazioni; essenzialmente si possono ricondurre a due categorie principali, la prima tesa ad evidenziare il ruolo svolto dalle interazioni biotiche, la seconda volta all'evidenziazione di fattori abiotici quali temperatura, luce e torbidità di origine minerale. Evidentemente il ruolo delle due categorie di fattori può variare da ambiente ad ambiente e da momento a momento. In quest'ottica sono state condotte indagini allo scopo di determinare l'importanza relativa di alcuni parametri biotici ed abiotici sulla dinamica di popolazioni di cladoceri zooplanctonici del Lago Maggiore, con particolare riferimento alle ragioni che causano il declino tardo-estivo in densità di Daphnia hyalina, osservato con regolarità su un arco di tempo più che decennale.

Il quadro generale dei risultati emersi permette di tracciare, attraverso un raffronto tra stazioni, il ruolo di differenti interazioni biotiche sulla dinamica di alcune popolazioni di cladoceri del Lago Maggiore. In particolare, è stato possibile distinguere l'impatto della predazione da invertebrati da quello da vertebrati, nonché il ruolo delle disponibilità alimentari.

SUMMARY.

The population dynamics of planktonic cladocera is often characterized by the succession of marked fluctuations in density which are related to fluctuations in the environmental parameters and' in some intrinsic parameters, such as age and size. However, the role of the different environmental factors can vary from lake to lake and with different periods of the seasonal cycle. To test the

relative importance of both predation and food availability, a research has been carried out in two stations of Lago Maggiore, which were supposed to be different in the relative importance of predation pressure by vertebrates and invertebrates and food availability, The comparison of the patterns observed in the population dynamics of Daphnia in the two stations permits to point out some evidences on the role of these factors with respect to the summer decline in density that characterizes the dynamics of this species.

1. INTRODUZIONE

La dinamica di popolazione di cladoceri planctonici appartenenti al genere Daphnia è sovente caratterizzata alle nostre latitudini, da marcate fluttuazioni in densità relazionate sia alle variazioni stagionai i dei parametri ambientali, sia a fattori di perturbazione esterni. Tale dinamica è a sua volta il risultato delle fluttuazioni di due parametri demografici, fecondità e mortalità, tra loro interagenti e fortemente influenzati da alcune variabili ambientali, sia abiotiche che biotiche, nonché da variabili interne alle popolazioni stesse, quali età e dimensioni (Threlkeld, 1987} .

Diverse sono le ipotesi ad oggi proposte sui meccanismi che regolano la dinamica di tali popolazioni; essenzialmente si possono ricondurre a due categorie principali, la prima tesa ad evidenziare il ruolo svolto dalle interazioni biotiche, (de Bernardi, 1981; Lampert, 1987) la seconda volta all'evidenziazione di fattori abiotici quali temperatura (Geller, 1986), luce (Stross, 1987) e torbidità di origine minerale (Threlkeld, 1987). Evidentemente il ruolo delle due categorie di fattori può variare da ambiente ad ambiente e da momento a momento.

In quest'ottica, sono state condotte indagini allo scopo di determinare l'importanza relativa di alcuni parametri biotici ed abiotici sulla dinamica di popolazioni di cladoceri zooplanctonici del Lago Maggiore, con particolare riferimento alle ragioni che causano il declino tardo-estivo in densità di Daphnia hyalina, osservato con regolarità su un arco di tempo più che decennale.

2. MATERIALI E METODI

Nell'arco di un ciclo stagionale e con cadenza

all'incirca bisettimanale sono stati raccolti campioni di materiale zooplanctonico entro orizzonti dello spessore di 10 m dalla superficie alla profondità di 50 m, mediante pescate sinusoidali con plankton-samplers di Clarke-Bumpus armati con reti a maglie da 75 µm e da 125 µm.

Nel contempo, si procedeva al rilevamento di alcuni parametri ambientali, quali temperatura e torbidità dell'acqua, dalla superficie alla profondità di 50 m te venivano raccolti campioni per la misura delle disponibilità alimentari, misurate sia come clorofilla totale, che a partire dal conteggio e dalla misura del materiale fitoplanctonico. La ricerca veniva condotta in due stazioni (Fig. 1), per le quali dati pregressi (Vollenweider, 1956)

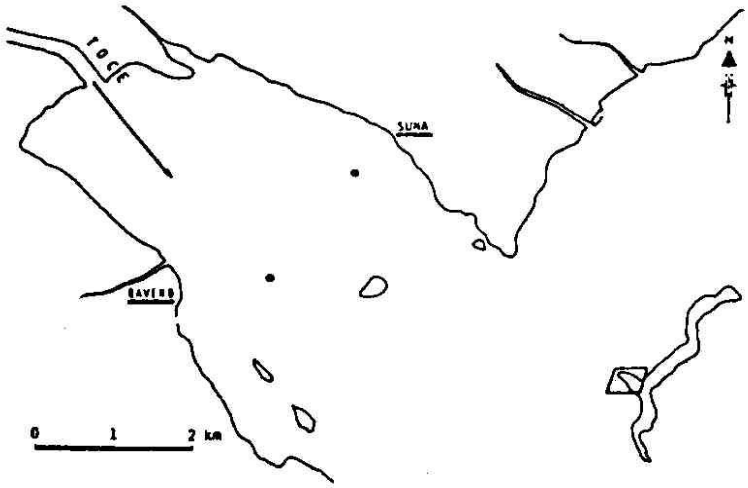


Fig. 1 Stazioni di campionamento dello zooplancton nel Bacino delle Isole Borromee del Lago Maggiore

facevano presupporre l'esistenza di differenze non trascurabili nelle disponibilità alimentari e nelle temperature. La prima stazione era infatti localizzata in prossimità dell'ingresso a lago del Fiume Toce e doveva dunque, con tutta probabilità, essere influenzata dall'afflusso di acqua contenente un'elevata quantità di materiale di origine minerale e, di conseguenza, essere caratterizzata da disponibilità alimentari decisamente più basse rispetto alla seconda stazione, situata in prossimità del centro abitato di Suna, in una zona caratterizzata dalla presenza massiccia di pesci zooplanctofagi (Giussani, 1974) e da elevate disponibilità di alimento.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

Le risultanze relative ai principali parametri ambientali considerati non hanno rivelato differenze degne di nota tra le due stazioni. Differenze significative sono al contrario state ottenute dall'analisi della densità di popolazione dei pesci; in particolare, i dati ottenuti mediante ecoscandaglio hanno permesso di evidenziare come nella stazione denominata "Suna" vi fosse una presenza di Alburnus al burnus alborella da 2 a 5 volte superiore rispetto a quella osservata nella stazione di Baveno.

L'analisi della distribuzione verticale ha consentito di evidenziare come la maggior parte degli individui componenti la popolazione di Daphnia fosse localizzata entro i primi venti metri d'acqua, all'interno dei quali si trovava infatti 1' 85-90% del numero totale di individui conteggiati.

Per questa ragione, anche in rapporto allo scopo che con questo lavoro ci si prefigge, vale a dire 1'evidenziazione dei principali fattori responsabili della dinamica di popolazione di Daphnia. ci si limiterà alla discussione delle risultanze relative allo strato d'acqua compreso entro i primi venti metri di profondità, di gran lunga rappresentativi della dinamica di popolazione di questa specie.

Le due stazioni, a dispetto dell'omogeneità delle loro condizioni di fondo, peraltro attribuibili all'eccezionalità dell'anno di indagine, anomalo dal punto di vista meteorologico, presentano differenze piuttosto marcate nella densità di popolazione di Daphnia (Fig. 2) .

Tali differenze sono altresì particolarmente marcate nello strato d'acqua più superficiale, all'interno del quale si osserva una produzione dì uova decisamente più elevata nella stazione di Baveno che non in quella di Suna. Lo sviluppo demografico di Daphnia, risulta di conseguenza meno cospicuo nel secondo caso che non nel primo; in tempi sostanzialmente uguali Daphnia raggiunge infatti a Baveno densità di popolazione più che doppie rispetto alle massime osservate nella stazione di Suna. Tali differenze non sono attribuibili alla componente giovanile, sostanzialmente simile nelle due stazioni; tale fatto risulta quanto mai degno di nota anche in quanto Daphnia presenta, come in precedenza evidenziato, una produzione di uova marcatamente più elevata nella stazione di Baveno che non in quella di Suna, fatto che dovrebbe portare come conseguenza ad una presenza maggiore di nuovi nati nella prima che non nella seconda.

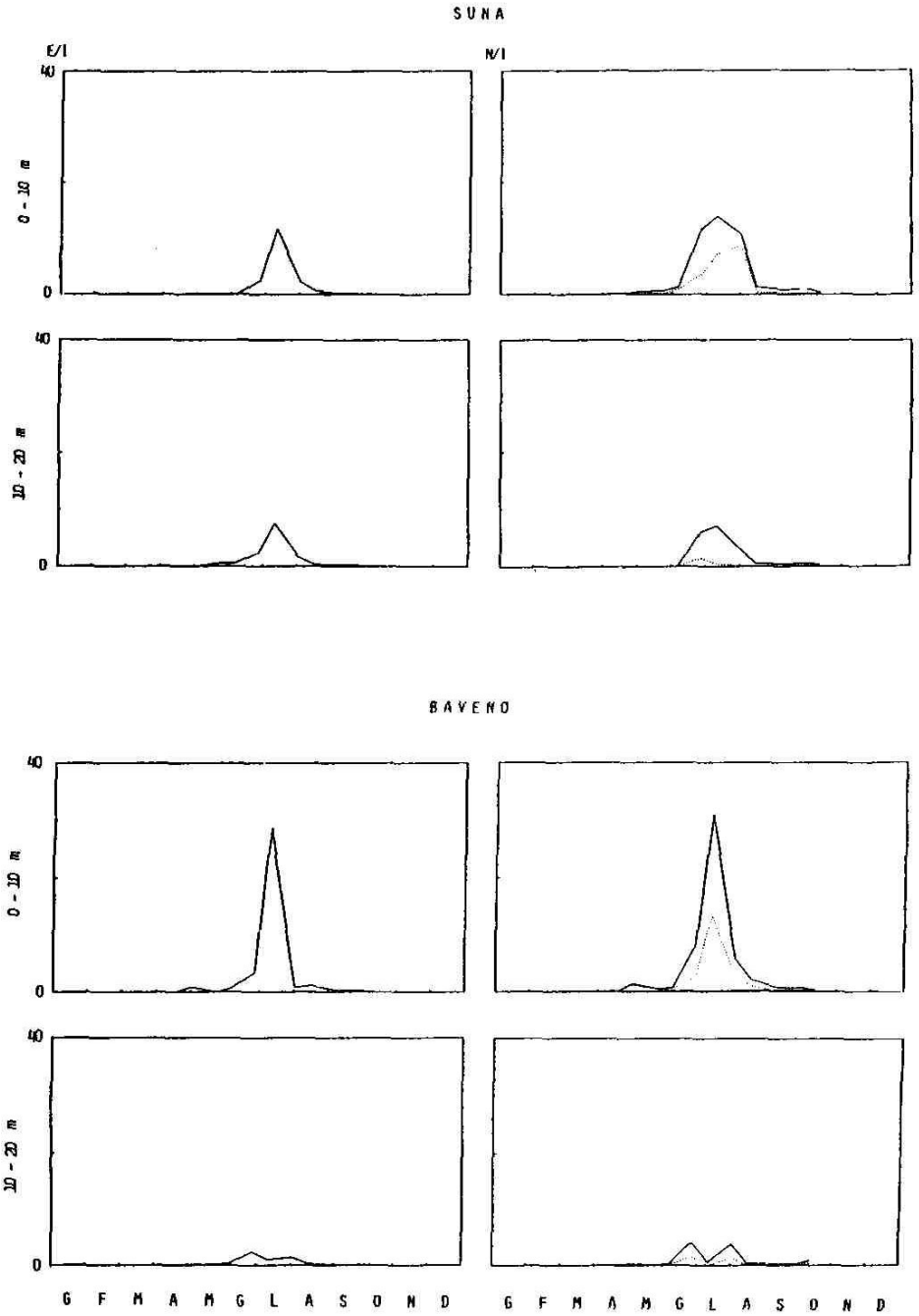


Fig. 2 Dinamica di popolazione di Daphnia hyalina nei primi due orizzonti.....= giovani.

Anche la dinamica di popolazione dei due cladoceri predatori Leptodora kindtii e Bythotrephes longimanus (Fig. 3) è risultata differente nelle due stazioni.

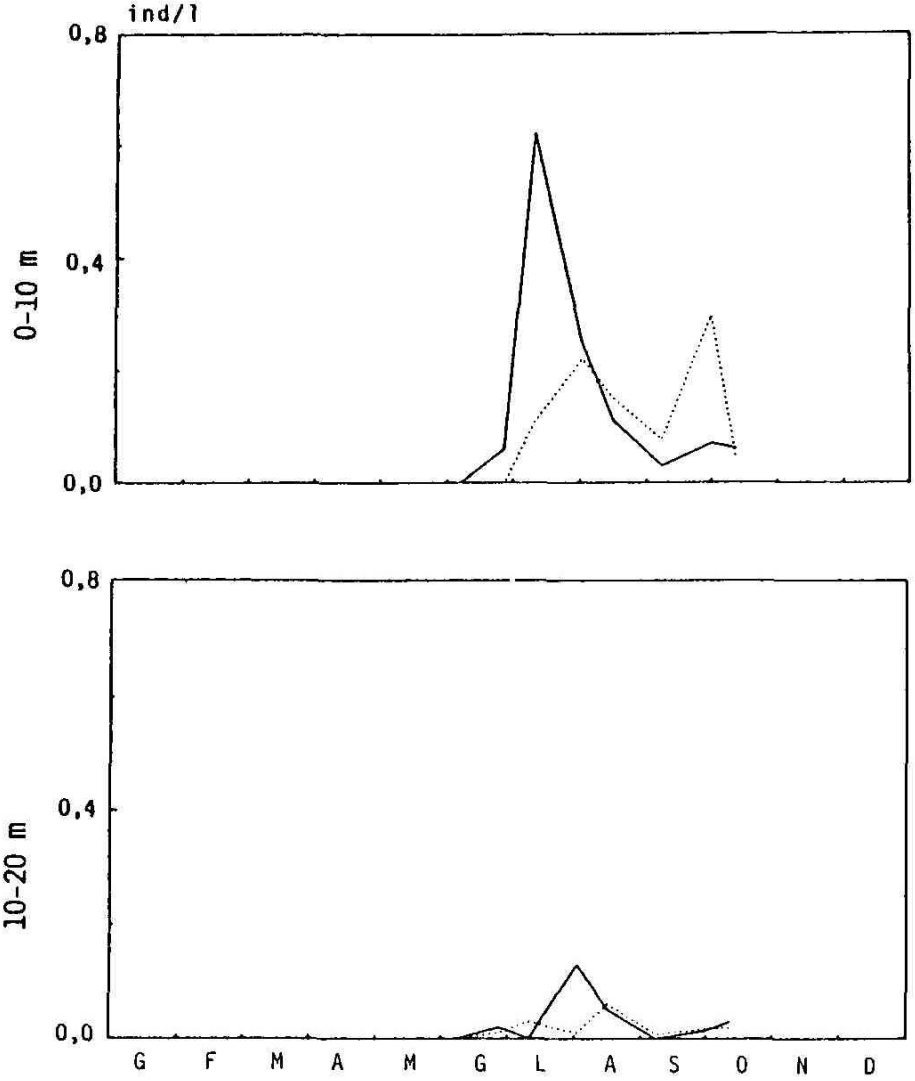


Fig. 3 Dinamica di popolazione di Leptodora kindtii e Bythotrephes longimanus in due stazioni del Lago Maggiore, - - - -= Baveno; .....= Suna.

Le due specie presentano infatti una crescita demografica molto maggiore a Baveno che non a Suna, stazione nella quale il raggiungimento del picco in densità risulta altresì più tardivo che non nel primo caso, essenzialmente a causa di un ritardo di circa quindici giorni nel ciclo di Bythotrephes. La presenza di differenze cosi pronunciate nella dinamica di queste due specie sembra ricollegabile alla differente pressione di predazione che su di esse esercitano i predatori vertebrati. Come dimostrato da studi condotti in precedenza anche in quest'ambiente (de Bernardi, Giussani e Manca, 1987), la comparsa dei predatori Leptodora e Bythotrephes accompagnata da uno "shift" nella dieta dei pesci zooplanctofagi, che passano da una dieta essenzialmente a Daphnia ad una a Bythotrephes e Leptodora. Alla luce di queste considerazioni, non sorprende dunque il fatto che nella stazione di Suna (Fig. 3) le due specie presentino, nel loro insieme, densità più che dimezzate rispetto a quelle raggiunte nella stazione di Baveno.

In concomitanza con lo sviluppo dei predatori invertebrati si osserva il crollo in densità delle popolazioni di Daphnia, crollo che risulta decisamente più vistoso nella stazione nella quale i predatori invertebrati raggiungevano le densità massime (Fig. 2 e Fig. 3). Poiché i predatori sopra menzionati possono, a causa delle loro dimensioni predare solamente all'interno della componente immatura della popolazione (Mordukai-Boltovskaia, 1958; de Bernardi, Giussani e Manca, 1987) tale azione selettiva dovrebbe risultare in una spiccata mortalità a carico di quest'ultima, con il raggiungimento di valori che in presenza di densità triple dei predatori risultano quasi quadruplicati.

L'analisi demografica ha sostanzialmente confermato tale ipotesi; il crollo in densità è infatti risultato in larga misura (Fig. 4) attribuibile agli elevati valori di mortalità osservati a carico della componente sessualmente immatura della popolazione (dY). Tale fatto, che si traduce in una sostanziale ridotta presenza della componente giovanile, a dispetto della elevata produzione di uova {Fig. 2) e di una rata istantanea di natalità elevate (Fig. 4), risulta altresì confermato dal confronto delle variazioni nella rata istantanea di mortalità della componente sessualmente matura della popolazione (dA) (Fig. 4) nelle due stazioni.

Nella stazione di Suna la mortalità degli adulti risulta infatti più elevata che non a Baveno, anche se le

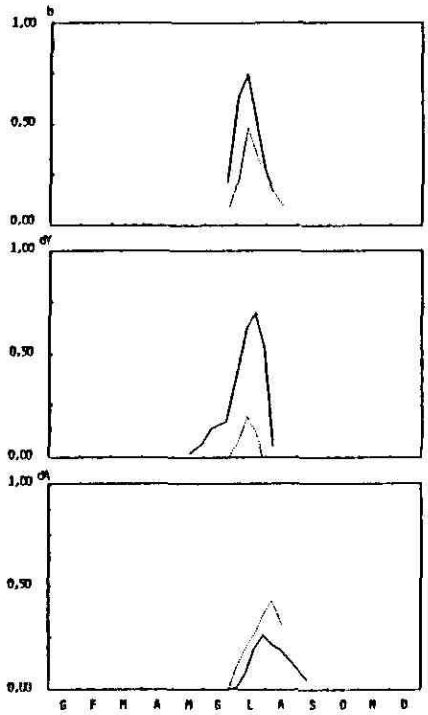


Fig. A Parametri demografici di Daphnia hyalina stimati per i primi l0 m in due stazioni; - - - - -Baveno; .....= Suna.

differenze sono di gran lunga meno considerevoli di quelle osservate a carico della mortalità dei giovani.

3. CONCLUSIONI

In stazioni caratterizzate da un differente impatto della predazione da vertebrati (più intensa nella stazione di Suna) e di quella da invertebrati (più cospicua nella stazione di Baveno) si osservano differenze molto spiccate nella dinamica di popolazione di Daphnia hyalina. Tali differenze sembrano essere ascrivibili a due principali fattori, vale a dire una fecondità ed una mortalità della componente immatura della popolazione differenti.

In particolare, in presenza di pressioni di predazione da invertebrati elevate e pressione di predazione da vertebrati modesta si osservano variazioni più considerevoli nella densità di Leptodora e Bythotrephes e di Daphnia di quelle che è possibile osservare in presenza di un impatto considerevole della predazione da parte dei pesci.

Lo sviluppo in densità di Daphnia, essenzialmente

legato alla fecondità, sembra essere favorito quando la predazione da parte dei pesci è bassa, fatto che è in accordo con l'evidenza secondo la quale la fauna ittica prederebbe in misura preferenziale sulla componente matura della popolazione, che è anche quella che porta le uova. Questo fatto potrebbe spiegare le differenze osservate nella produzione di uova, sensibilmente maggiore nella stazione di Baveno, a dispetto della sostanziale eguaglianza delle due stazioni dal punto di vista delle disponibilità alimentari.

La struttura demografica delle popolazioni di Daphnia risulta in questa situazione caratterizzata da una minore abbondanza relativa dalla componente giovanile rispetto a quella rilevabile in concomitanza con una presenza maggiore dei predatori vertebrati. Alcuni problemi sono certamente emersi dall'analisi dei dati ottenuti, qui presentati in forma sintetica e solamente per alcune delle specie considerate nel corso della ricerca. In particolare, si può qui evidenziare come in situazioni di contorno relativamente simili tra loro si osservino valori differenti di fecondità.

Un secondo punto al quale è probabilmente interessante dedicare l'attenzione per il futuro è il rapporto tra il predatore Bythotrephes longimanus e la presenza di Cladoceri microfiltratori; nella stazione di Suna infatti questa specie è responsabile del secondo picco in densità, relativamente importante, osservato quando Daphnia è ormai presente in densità decisamente basse. Anche in questo contesto sembra infine interessante ed auspicabile un'analisi impostata su basi dimensionali, piuttosto che sulle specie di appartenenza che consenta, sulla base delle evidenze sperimentali ad oggi ottenute relativamente ai limiti di predabilità da parte di Leptodora e Bythotrephes, una stima quantitativa dell'impatto della predazione di questi due cladoceri sulla componente fitofaga dello zooplancton.

BIBLIOGRAFIA

de Bernardi R.; 1981 - Biotic interactions in freshwater and effects on community structure. Boll, Zool., 48, 353-371.

de Bernardi R,, Giussani G. and Manca M.; 1987 - Cladocera: predators and prey. Hydrobiologia, 145, 225-243.

Geller W.; 1986 - Diurnal vertical migration of zooplankton in a temperate great lake (Lake Constance); a starvation avoidance mechanism? Arch. Hydrobiol., suppl. 74, 1-60.

Giussani G.; 1974 - Planctofagia selettiva del coregone bondella (Coregonus sp.) del Lago Maggiore. Mem. Ist.Ital. Idrobiol., 3l, 181-203.

Lampert W.; 1987 - Feeding and nutrition in Daphnia. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 45, 143-192.

Mordukhai-Boltovskaia E.D.; 1960 - On nutrition of the predatory cladocera (Leptodora, Bythotrephes). Bul1. Inst. Biol. Reserv. Acad. Sci. USSR 6, 21-22.

Stross R. G.; 1987. - Photoperiodism and phases growth on Daphnia populations: coaction in perspective. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 45, 413-437.

Threlkeld S. T.; 1987 - Daphnia population fluctuations: patterns and mechanisms. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 45, 367-388.

Vollenweider R. A.; 1956 - The influence of turbid water caused by a flood In Pallanza Basin (Lago Maggiore). Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 9, 85-111.

ATTI DELL'8°CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1-3 GIUGNO 1988 da pag. 521 a pag. 531

PREVISIONI SULL'EVOLUZIONE IDROCHIMICA DEL LAGO D'ORTA

R. MOSELLO e A. CALDERONI

C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza

RIASSUNTO

II Lago d 'Orta ha ricevuto per decenni effluenti industriali ricchi di solfato d'ammonio e di metalli pensanti. I processi di ossidazione dell'ammonio all'interno del lago hanno determinato 1'acidificazione dell'intera massa lacustre, sino a valori minimi di pH pari a 3,8 - 3,9. Dal 1981 lo scarico di azoto ammoniacale è cessato; le concentrazioni di questo ione si sono ridotte, ma l'acidità è rimasta elevata a causa dell'ossidazione dell'ammonio ancora presente.

Questo lavoro discute 1'idrochimica del lago nel periodo successi vo al 1981 e la sua -futura evoluzione, sulla base di un modello previsionale che considera i valori di acidità/alcalinità delle acque 1acustri, gli apporti di bicarbonati, ammonio ed idrogenioni dal bacino imbrifero, nonché i deflussi idrici.

SUMMARY

For decades L. Orta received industrial sewage rich in ammonium sulphate and heavy metals. The inlake oxidation of ammonium to nitrate acidified the whole water mass, which reached minimum pH values of 3. 8-3. 9. In 1981 the ammonium pollution stopped: the lake concentration of this ion has decreased from 0.33 to 0.10 meq/1 (March 1988 value), but the acidity of the water remains high because of the residual ammonium present in the lake. This paper discuss the hydrochemical evolution of L. Orta in the years following 1981 and its foreseeable evolution, on the basis of a model considering inilake values of acidity/alkalinity, the inputs of bicarbonate, ammonium and hydrogenion from the watershed, and the hydrology.

1. INTRODUZIONE

La storia dell'inquinamento del Lago d'Orta inizia nel 1926, quando a Cozzano, all'estremità meridionale del Lago, sorge uno stabilimento (Bemtaerg) che fabbrica rayon con il metodo cupro—ammoniacale. Al termine dei processi di lavorazione, le acque reflue, fortemente inquinate da solfato di rame e di ammonio, venivano raccolte, sommariamente depurate e scaricate a lago.

Nel giro di pochi anni il Lago d'Orta diventa un ambiente invivibile per la maggior parte degli organismi presenti. In particolare, scompaiono quasi totalmente lo zooplancton ed il fitoplancton, mentre la fauna ittica subisce una drastica riduzione a carico soprattutto delle specie più pregiate (Monti, 1930; Baldi, 1949; Vollenweider, 1963).

La situazione peggiora sempre di più nei decenni successivi, perchè allo scarico Bemberg si aggiungono i contributi fortemente inquinanti derivanti da numerose attività produttive per la pulitura e la cromatura di rubinetti ed accessori per bagno (Bonacina, Bonomi and Mosello, 1986). A partire dagli anni venti si osserva nel lago un progressivo aumento di azoto ammoniacale e nitrico, oltre che di rame.

Il pH delle sue acque più profonde, a seguito dell'ossidazione biochimica dell'azoto ammoniacale ad azoto nitrico, si abbassa progressivamente, esaurendo la già. modesta riserva alcalina del lago, che e alimentato da un bacino imbrifero caratterizzato da rocce intrusive acide.

Nel 1958, con l'adozione di un impianto di recupero, il carico di rame proveniente dalla Bemberg si riduce significativamente, ma nel frattempo, dalla stessa azienda, continuano ad arrivare gli apporti di azoto ammoniacale, mentre aumentano fortemente i carichi di rame, zinco, cromo e nichel derivanti dalle "rubinetterie" della sponda occidentale (Bonacina, 1970; Barbanti, Bonacina, Bonomi e Ruggiu, 1972).

Soltanto con l'inizio degli anni '80 si può parlare di una svolta definitiva per il recupero del lago. E' infatti in quegli anni che la Bemberg mette in funzione un impianto che permette un efficace abbattimento dell'azoto ammoniacale: lo scarico si adegua ai limiti della tabella A della Legge 319/76 e il carico complessivo di azoto ammoniacale in arrivo al lago viene ridotto di oltre il 957..

Inoltre, il Consorzio Depurazione Acque Reflue del Cusio attiva un impianto che tratta le acque provenienti dagli insediamenti civili ed industriali della zona sud occidentale del lago; in questo caso, anche se emergono seri problemi di avviamento del trattamento biologico dovuti a scarichi infognatura di metalli tossici in concentrazione al di fuori dei limiti consentiti, la rimozione complessiva del carico inquinante risulta estremamente significativa (Bonacina, Bonomi and Mosello, 1986).

Alla luce di questa situazione, la presente comunicazione si propone di descrivere l'evoluzione in lago dei contenuti di azoto inorganico e dell'acidità negli anni successivi al 1981, in relazione con le variazioni degli apporti di soluti provenienti dal bacino imbrifero, con particolare riferimento al carico di bicarbonati. E' stato cosi possibile, attraverso un semplice modello, stimare i tempi necessari affinché il lago raggiunga caratteristiche chimiche in equilibrio con gli apporti dal bacino imbrifero, in modo da permettere l'instaurarsi di un' equilibrata comunità biologica.

Per quanto riguarda le metodologie di campionamento e di analisi, nonché per la valutazione degli apporti dal bacino imbrifero si rimanda a Mosello, Bonacina, Carello, Libera e Tartari, 1986; mentre una prima descrizione del modello previsionale è riportata da Bonacina, Bonomi, Calderoni e Mosello, 1987.

Per una più dettagliata descrizione dell'evoluzione delle caratteristiche chimiche del lago si rimanda a Bonacina, Bonomi, Barbanti, Mosello, Ruggiu e Tartari (1988) e a Bonacina, Bonomi, Barbanti, Mosello e Ruggiu (1988); mentre l'inquinamento da metalli è esaminato e discusso da Mosello, Baudo e Tartari (1986) e da Bonacina, Bonomi e Mosello (1986).

2. IDROCHIMICA LACUSTRE NEL PERIODO 1981-1988

Il L. d'Orta è un lago monomittico caldo, che generalmente raggiunge la completa circolazione a Gennaio-Febbraio, quando l'intera colonna d'acqua presenta temperature di 5.0 -5.3°C. In queste occasioni il lago si presenta omogeneo dal punto di vista chimico.

La Tab. 1 riporta le caratteristiche chimiche riscontrate nel corso di tre episodi di piena circolazione, rispettivamente negli anni 1981, 1984 e 1988. I valori relativi agli anni intermedi, riportati in altre pubblicazioni (Bonacina, Bonomi, Calderoni e Mosello, 1988; Mosello, Baudo and Tartari, 1986), sono in accordo con la tendenza individuata da questi tre prelievi. La variazione più consistente è presentata dallo ione ammonio, che, nel periodo considerato, e diminuito da 0.33 a 0.10 meq/1, a causa dell'ossidazione subita e delle uscite attraverso l'emissario.

L'importanza relativa di tali meccanismi di eliminazione dell'azoto ammoniacale è variabile negli anni, soprattutto perché la sua ossidazione, che è un processo mediato biologicamente, non avviene con la stessa intensità e, al contrario, in alcuni anni è praticamente assente. Nel periodo considerato, si è avuta ossidazione dell'ammonio, e conseguente produzione di acidità, nel 1982, 1984 e 1987, mentre nei rimanenti anni la diminuzione dell'azoto ammo-

niacale, per altro molto più contenuta, fu prevalentemente determinata dal ricambio idrologico. L'evoluzione stagionale dell'ossidazione, limitatamente al periodo Gennaio 1984-Marzo 1988, è presentata in Fig. 1.

Essa avviene prevalentemente a livello dell' ipolimnio nella seconda meta del periodo di stratificazione termica, durando pertanto approssimativamente da Luglio-Agosto a Gennaio dell'anno successivo, A questi episodi fa ovviamente riscontro uno spiccato consumo di ossigeno che, a causa della stratificazione termica, non può essere compensato dagli scambi con l'atmosfera. La Fig. 1 evidenzia consumi di ossigeno più marcati nei due periodi di ossidazione dell'ammonio (1984-1987) rispetto ai rimanenti due anni.

L'acidità prodotta nel lago e parzialmente tamponata dagli apporti di bicarbonati provenienti dal bacino imbrifero, cosicché il pH, dopo aver raggiunto minimi relativi alla fine dei periodi di nitrificazione, tende ad aumentare (Fig. 1).

Il rapporto di produzione di ioni idrogeno per mole di ammonio ossidato è risultato di notevole interesse pratico. A fronte di un equivalente stechiometrico di 2 moli di protoni per mole di ammonio ossidata, si è infatti rilevato un valore di circa 1.5 moli di protoni per mole di ammonio. Tale valore sperimentale è evidentemente determinato dal complesso di altri processi di ossido-riduzione in grado di alterare il bilancio acido-base delle acque (Mosello et al., 1986).

Sulla base di questo dato è possibile definire una acidità potenziale delle acque lacustri, pari a una volta e messa la concentrazione molare dell'azoto ammoniacale; tale valore e da aggiungere all' acidità attuale, espressa dalla concentrazione di protoni liberi. Si ottiene così il valore di acidità totale che il lago deve complessivamente smaltire per poter recuperare la sua alcalinità di equilibrio con gli apporti naturali dal bacino.

3. MODELLO PREVISIONALE DELL'EVOLUZIONE IDROCHIMICA

L'eliminazione dell'acidità dalle acque del Lago d'Orta avviene in parte per il ricambio idrologico, in parte per gli apporti di bicarbonati derivanti dai fiumi tributari.

Infatti, benché l'intero bacino imbrifero, sia interessato da deposizioni acide, con valori medi annui di pH compresi fra 4.3 e 4.5 (Mosello, Tartari e Marchetto, 1987) i materiali rocciosi ed i suoli presenti riescono a tamponare questa acidità e a conferire alle acque dei tributari valori di alcalinità totale compresi fra 0.2 e 0.4 meq/1 (Mosello et al., 1986; Bonacina et al., 1988).

Gli apporti globali di bicarbonati confluiti nel lago, misurati nel 1984 e nel 1985, sono risultati rispettivamente di 35 e 20 milioni di eq/a, in relazione ad una situazione

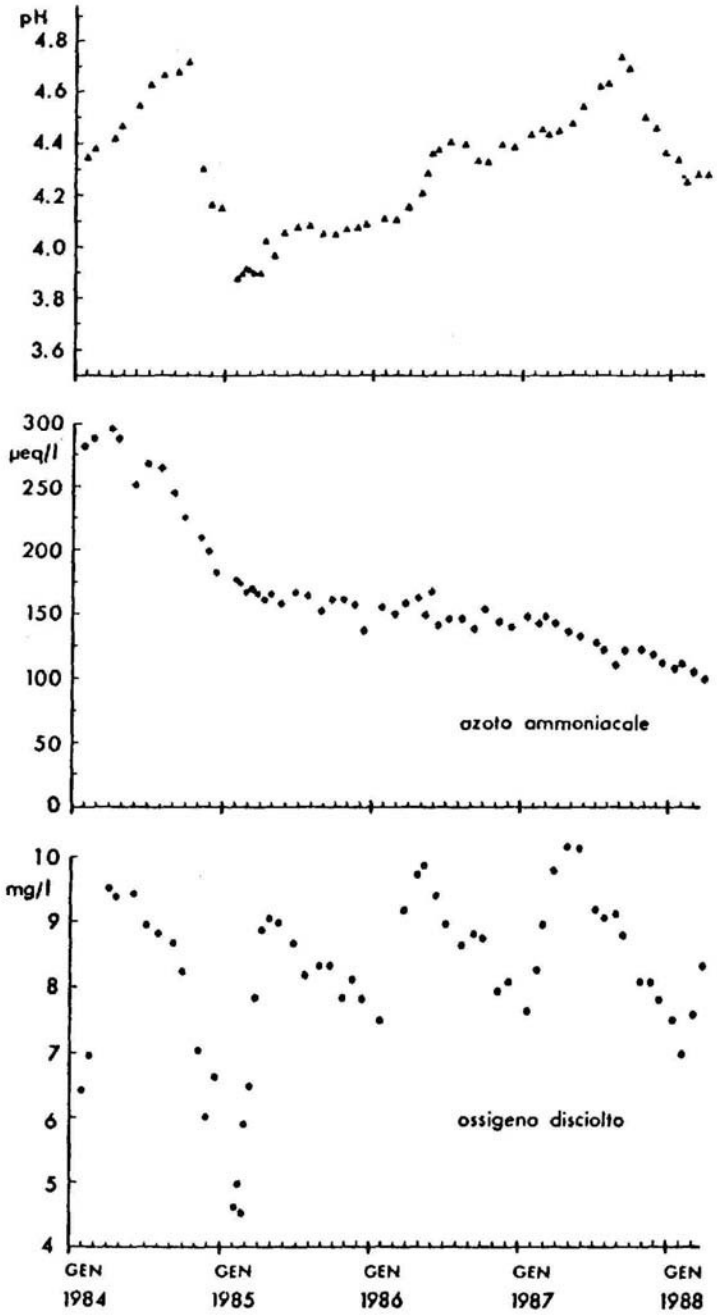


Fig. 1 - Valori medi ponderati del pH e delle concentrazioni di azoto ammoniacale e di ossigeno disciolto.

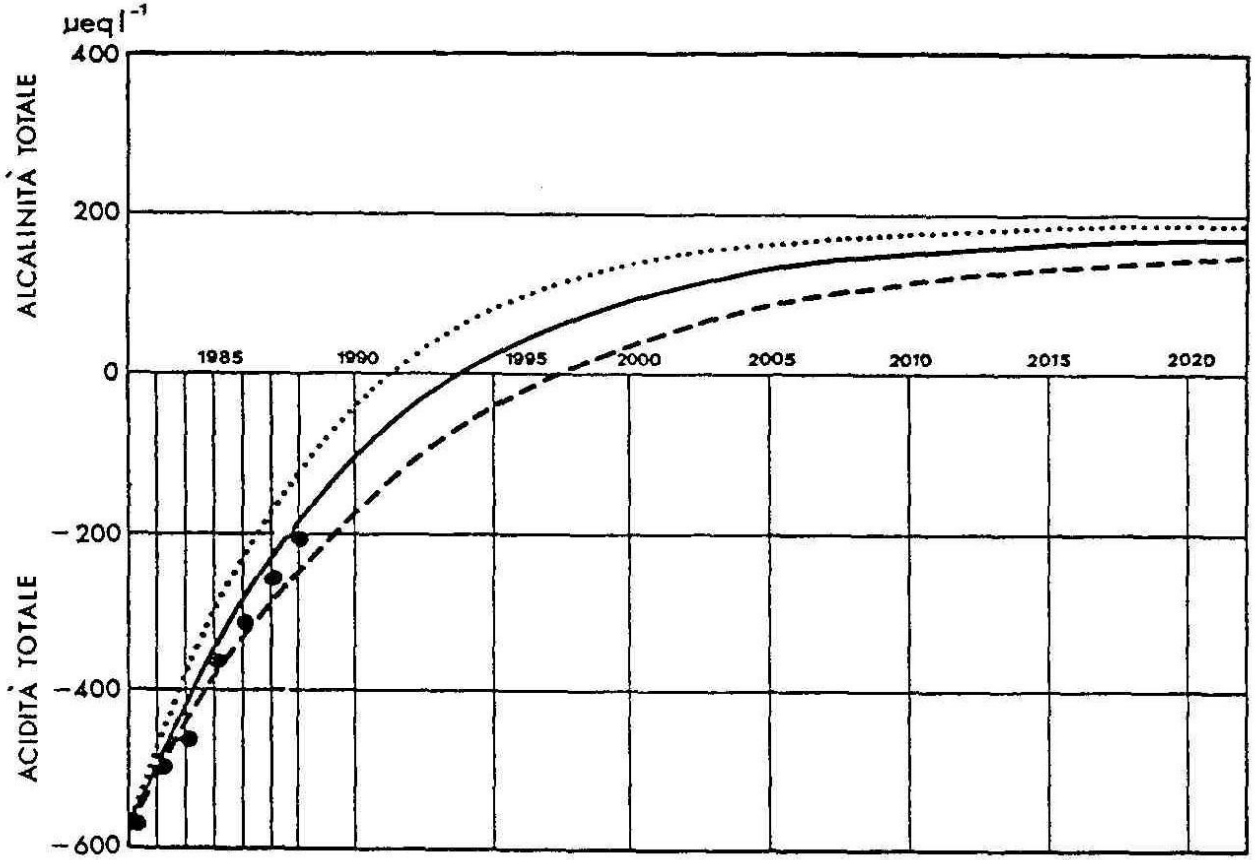


Fig. 2 -• Modello di previsione degli andamenti della acidità e dell' alcalinità in funzione degl i apporti di bicarbonati in diverse situazioni idrologiche: afflussi idrici dal bacino medi (——), inferiori (- - - -) e superiori (....) del 25%. I punti rappresentano i valori medi ponderati di acidità totale misurati in lago alla circolazione primaverile.

di contributi idrici più elevati (portata media dell' emissario di 5.89 mc/sec nel 1984) ed inferiori alla media (3.17 mc/sec nel 1985).

Sulla base dei valori di acidità totale del lago, degli apporti di bicarbonati dal bacino imbrifero, al netto degli apporti di protoni derivanti dalle deposizioni atmosferiche sulla superficie lacustre, è stato possibile mettere a punto un semplice modello previsionale dell'evoluzione del bilancio di massa, assumendo come trascurabili altre fonti di acidità o alcalinità al di fuori degli apporti precedentemente elencati e delle uscite attraverso l'emissario.

Inoltre il modello presume l'assenza di una stratificazione chimica nelle acque del lago e quindi assume le concentrazioni in uscita attraverso l'emissario pari a quelle medie del lago. Esso, pertanto, non può essere usato per descrivere le variazioni stagionali di acidità, ma è utile per rappresentarne l'evoluzione pluriennale.

In questa comunicazione ci si sofferma sulla rappresentazione grafica del modello, rimandando a Bonacina, Bonomi, Calderoni e Mosello (1937) per la sua descrizione e per maggiori dettagli sui dati sperimeritali impiegati .

La Fig. 2 riporta l'evoluzione dei valori di acidità/alcalinità delle acque lacustri in tre ipotesi di situazioni idrologiche (rispettivamente situazione media e maggiore o minore della media del 25%), a confronto con i valori annuali di acidità totale misurati in lago alla circolazione a partire dal 1981. Come si vede i dati sperimentali sono in buon accordo con il modello, nonostante le assunzioni semplificate che ne stanno alla base. Pur con le limitazioni e le cautele già espresse, il modello indica che solo verso gli anni 1993-1995 potranno essere raggiunte condizioni di neutralizzazione completa dell'acidità totale ancora presente e che occorreranno almeno altri 15-20 anni perché il lago raggiunga una alcalinità in equilibrio con gli apporti naturali dal bacino imbrifero.

4. PROPOSTA DI UN INTERVENTO DI "LIMING"

Queste conclusioni indicano dunque che, nonostante la grande mole di investimenti sia pubblici che privati impiegati per il disinquinamento, il Lago d'Orta è destinato a rimanere ancora per molti anni un ambi ente inquinato e non fruibile per molti usi. In particolare si deve rilevare che, fino a quando i valori di pH resteranno in campo acido, metalli quali Cu, Al , Cr e Ni (Tab. 1) , rimarranno in soluzione nella forma più tossica, impedendo l'instaurarsi di una comunità biologica normale.

Per di più altre utenze delle acque lacustri risultano gravemente compromesse; basti citare fra queste l' utenza ricreazionale (balneazione e pesca sportiva), assai importante in un'area a vocazione turistica come quella cusiana,

senza dimenticare che la pesca professionale, notevole risorsa economica prima dell'inizio dell'inquinamento, è ormai totalmente scomparsa da oltre 60 anni.

Per questa serie di motivi il C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia, con la collaborazione degli Enti Pubblici direttamente interessati al recupero del 1ago (Provincia di Novara, Regione Piemonte) ha proposto nel 1986 un "Piano per un intervento diretto al risanamento da realizzarsi mediante "liming" del lago, vale a dire una neutralizzazione delle sue acque per mezzo di aggiunte dì carbonati. Gli aspetti tecnici del piano sono stati definiti alla luce del1'esperienza maturata nei Paesi del Nord Europa, dove da molti anni questa tecnica viene utilizzata per la neutralizzazione di laghi acidificati dal le deposizioni atmosferiche. Sono stati inoltre considerati gli aspetti peculiari del L. d'Orta, che sono ben noti in quanto l'Istituto si occupa di questo ambiente da oltre quaranta anni.

Il piano è stato poi approvato è fatto proprio dall'Amministrazione Provinciale e dalla Regione Piemonte, che lo hanno presentato al Ministero per 1'Ambiente per la richiesta di finanziamento. Il Ministero ha dato parere favorevole e la richiesta, che è stata scelta come uno dei progetti italiani nell'ambito dell'Anno Europeo per 1'Ambiente, è stata finanziata nell'87 ed attualmente la Provincia ha in corso le procedure amministrative per 1'appalto dell'intervento. E' quindi prevedibile che le operazioni di "liming" potranno iniziare nell'Autunno 1988, avviando quel processo di recupero definitivo del lago atteso da oltre 60 anni.

L'intervento di "1iming" dovrà essere realizzato con 1'ausilio di natanti ed attrezzature idonee, spandendo sulla superficie del lago una sospensione semiliquida di carbonato di calcio, a partire dalla zona più a sud, fino ad immetterne, in lotti successi vi, circa 23.000 tonnellate, corrispondenti ad un dosaggi o medi odi 18 g/mc. Dovranno essere impiegati prodotti di origine naturale quali calcari, dolomie o calcite di granulornetria fine, esenti da argille e a bassissimo contenuto di metalli tossici.

5. CONCLUSIONI

I benefici attesi in seguito all'intervento di "liming" possono essere cosi sintetizzati:

- neutralizzazione e ricostituzione di una accettabile riserva alcalina nelle acque lacustri, anche con vantaggi immediati per la balneabilità delle zone interessate;
- insolubilizzazione dei metalli pesanti, con conseguente forte diminuzione dell'azione tossica esercitata in particolare dal rame e dall'alluminio nei confronti della componente biologica dell'ecosistema;

Tab. 1 - Caratteristiche chimiche delle acque del lago d'Orta (concentrazioni medie ponderate sui volumi di prelievi eseguiti alla circolazione)

	1981	1984	1988
Ossigeno disciolto mg/l	6.0	7.0	8.2
pH	4.20	4.36	4.26
Conducibilità µS/cm 18 °C	136	124	120
Calcio meq/l	0.26	0.32	0.45
Magnesio "	0.12	0.12	0.12
Sodio "	0.25	0.24	0.22
Potassio "	0.03	0.03	0.03
Ammonio "	0.33	0.29	0.10
Solfati "	0.66	0.64	0.64
Nitrati "	0.34	0.32	0.27
Cloruri "	--	0.08	0.07
Fosforo reattivo µg P/l	2	2	1
Fosforo totale "	5	7	6
Silicati reattivi mg Si/l	4.4	3.8	4.2
Rame µg/l	40	39	35
Zinco "	--	62	42
Cromo "	6	6	3
Ferro "	--	58	73
Manganese "	--	98	103
Alluminio "	--	90	86
Nichel "	--	--	23

- aumento della velocità di nitrificazione dell'azoto ammoniacale ancora presente, fino alla sua completa rimozione, eliminando cosi la causa primaria dell' acidificazione del lago;
- ricostituzione di una più ricca ed equilibrata comunità biologica, che in un ambiente risanato, possa consentire un normale sviluppo, sopravvivenza e riproduzione del popolamento ittico.

Oggi, le prospettive di recupero del L. d'Orta sono dunque molto più di una semplice speranza.

Dopo tre generazioni di limnologi che hanno studiato il lago e, dall'interno dell'Istituto Italiano di Idrobiologia, si sono adoperati per denunciarne la grave situazione e per prospettarne interventi di risanamento, gli anni '80 hanno visto una concreta inversione di tendenza.

Gli Autori si augurano, e ne esistono le premesse, che gli anni '90 vedano il ritorno del Lago d'Orta ad una situazione di piena normalità, con il raggiungimento di un nuovo equilibrio che permetta la piena fruizione delle sue utenze nel completo rispetto delle caratteristiche limnologiche proprie di questo ambiente.

BIBLIOGRAFIA

Baldi E.; 1949 - II Lago d'Orta, suo declino biologico e condizioni attuali. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 5, 145-188.

Barbanti L., Bonacina C., Bonomi B. e Ruggiti D.; 1972 - Lago d'Orta: situazione attuale e previsioni sulla sua evoluzione in base ad alcune ipotesi di intervento. Istituto Italiano di Idrobiologia (Ed.), Pallanza, pp. 113.

Bonacina C.; 1970 - II Lago d'Orta: ulteriore evoluzione della situazione chimica e della struttura della biocenosi planctonica. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 26, 141-204.

Bonacina C., Bonomi B. and Mosello R.; 1986 - Advances in the recovery o-f Lake Orta after three years of functioning of the new treatment plants. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 44, 97-115.

Bonacina C., Bonomi S., Calderoni A. e Mosello R.; 1987-II 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, 197-214.

Bonacina C., Bonomi B., Barbanti L., Mosel1o R., Ruggiu D. and Tartari G.; 1988 - Lake Orta (N.Italy): recovery after the adoption of restoration plans. In: Toxic contamination in Large Lakes. Impact of toxic. contaminantion in fisheries management, Schmidtke (Ed.), Vol. II, Lewis Publishers, pp. 101-130.

Bonacina C., Bonomi G;, Barbanti L., Mosello R. and Ruggiu D.; 1988 - Recovery of an industrial 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.

Monti R.; 1930 - La graduale estinzione della vita nel Lago d'Orta. Rend. R. Ist. Lomb. Sci. Lett., 63, 3-22.

Mosello R., Baudo R. and Tartari G.A.; 1986 - Metal concentrations in a highly acidic lake: L.Orta (Northern Italy). Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 44, 73-96.

Mosello R., Bonacina C., Carollo A., Libera V. and Tartari G.A.; 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,, Tartari G.A. e Marchette A.; 1987 - Alterazioni delle deposizioni atmosferiche ed effetti sulle acque superficiali: la situazione dell'Italia Nord Occidentale. Atti Simposio "Deposizioni acide: un problema per acque e foreste", Documenta Ist. Ital. Idrobiol., 14, 1-18.

Vollenweider R.A.; 1963 - Studi sulla situazione attuale del regime chimico e biologico del Lago d' Orta. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 16, 21-125.

ATTI DELL'8° CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1 - 3 GIUGNO 1988 da pag. 533 a pag. 544

DISTRIBUZIONE DELL'ATTIVITÀ MICROBICA NEI SEDIMENTI SUPERFICIALI DEL PORTO DI LA SPEZIA

C. PERONI*, I. NICCOLAI*, G. ROSSI*, D. BACCIOLA**

*Centro Ricerche Energia Ambiente, ENEA, C.P. 316, La Spezia

**CNR, S. Teresa, C.P. 316, La Spezia

RIASSUNTO.

Nell'ambito di studi preliminari sull'ambiente portuale di La Spezia, l'attività' microbiologica nello strato superficiale del sedimento (0-1 cm) e' stata determinata con il metodo della riduzione della resazzurrina in campioni prelevati nella primavera del 1987 in 14 stazioni situate all'interno della diga foranea e in 2 stazioni poste esternamente ad essa alle imboccature di levante e di ponente.

Le attività misurate variano di un ordine di grandezza passando da un consumo equivalente di ossigeno intorno ai 3 µg/h/g DW di sedimento nelle stazioni poste a levante vicino alla diga ad uno di 25,7 µg/h/g DW nella stazione ubicata al centro della parte più interna del porto.

Il contenuto di carbonio organico misurato negli stessi campioni varia tra 1 e 4,7%.

Tra attività microbica e contenuto in carbonio organico esiste una relazione inversa nella zona più interna della rada portuale ed una relazione diretta nella zona restante. Tale andamento, statisticamente significativo, pare essere determinato dalle condizioni idrodinamiche esistenti nella baia.

SUMMARY.

Microbial activity in the sediment surface layer (0-1 cm) of La Spezia harbour was determined from resazurin reduction. 16 stations were sampled in the spring 1987, of which 2 outside the dike.

The measured activities vary from about 3 µg/h/g DW in the eastern stations near the dike to a value of 25.7 µg /h/g DW in that one located at the centre of the inner harbour zone.

In the same samples organic carbon content ranges between 1 and 4.7%.

Microbial activity and organic carbon content are statistically related, inversely in the inner harbour zone, and directly in the remaining area. This behaviour seems to be determined by hydrodynamic conditions.

1. INTRODUZIONE

Gli ambienti portuali del Mar Ligure e dell'Alto Tirreno sono stati oggetto nel recente passato di indagini interdisciplinari tendenti a delinearne la situazione dal punto di vista ecologico e ad individuare eventuali relazioni tra aspetti biologici e situazioni ambientali particolari (Bernhard, 1970; Della Croce, Galleri e Grosso, 1972; Capelli, Contardi, Fabiano e Zanicchi, 1976; Della Croce e Boero, 1976; Fabiano, Zunini Sertorio e Contardi, 1978; Picone, Della Croce e Basso, 1978; Basso, Della Croce e Picene, 1980; Fabiano, Contardi e Zunini Sertorio, 1980).

Nel caso specifico, il porto di La Spezia e' soggetto a consistenti immissioni di scarichi cloacali urbani, che convogliano nella rada portuale buona parte dei rifiuti della città senza alcun trattamento, di scarichi industriali, legati alle attività cantieristiche insediate lungo l'arco costiero del porto, e di scarichi termici, derivanti dalle acque di raffreddamento della centrale ENEL che innalzano la temperatura delle acque superficiali.

Non e' fuori di luogo ipotizzare che un impatto antropico così rilevante possa modificare i parametri biologici nella colonna d'acqua e nel sedimento e che ciò venga riflesso dal metabolismo microbico del sedimento stesso. La misura di questo parametro costituisce pertanto un aspetto importante nello studio dell'ecosistema portuale.

Inoltre, in tali ambienti, al pari di quelli costieri, il metabolismo microbico nei sedimenti regola i cicli biogeochimici (Brock, 1980) in quanto, attraverso la degradazione della sostanza organica, si perviene sia alla rigenerazione dei nutrienti e quindi al loro rilascio nella colonna d'acqua sia all'alterazione delle condizioni di pH e Eh con influenza sui processi di solubilizzazione/precipitazione degli elementi (Balzer, 1980; Billen e Verbeustel, 1980; Brünger, 1982).

Queste considerazioni ci hanno indotto a rilevare la distribuzione dell'attività microbica nei sedimenti superficiali del porto di La Spezia nel contesto di uno studio preliminare, che ha interessato anche misure granulometriche e geochimiche, inteso come primo approccio ad

uno studio più organico dell'ambiente della rada portuale spezzina.

2. MATERIALI E METODI

I campioni di sedimento sono stati raccolti tramite un carotiere a gravità durante una campagna di due giorni effettuata con la motobarca S. Teresa dell'ENEA il 31 marzo ed il 1 aprile 1987. Le 16 stazioni di campionamento sono indicate nella Fig. 1. 14 di esse sono poste all'interno della diga foranea e 2 esternamente ad essa alle imboccature di levante e di ponente. I campioni, portati in laboratorio, sono stati trattati entro 4-8 ore dal prelievo. Dopo essere stato estruso dalla carota, il primo centimetro di sedimento e' stato asportato con una spatola di acciaio ed accuratamente omogenizzato in una capsula di vetro, dopo aver tolto l'eventuale macrofauna presente.

L'attività microbica e' stata determinata con il metodo della riduzione del colorante resazzurrina che consente di stimare il flusso di elettroni lungo le catene respiratorie cellulari (Peroni e Rossi, 1986). In sintesi, il metodo prevede la dispersione di un'aliquota di sedimento (circa 1 g FW) in 0,5 ml di acqua di mare filtrata per 0,45 µm e l'aggiunta di un 1 ml di soluzione di resazzurrina 0,01% in acqua di mare filtrata. Dopo incubazione per 1 ora a 20° C, la quantità di resazzurrina non ridotta viene misurata spettrofotometricamente a 604 nm. La riduzione dovuta a reazioni abiotiche viene stimata incubando un campione con un inibitore metabolico e poi sottratta alla stima dell'attività totale (campione incubato senza inibitore). Si ottiene così la quantità di resazzurrina ridotta ad opera dell'attività' respiratoria dei microorganismi del sedimento. Essa può essere espressa in consumo equivalente di ossigeno considerando che la riduzione di una molecola di resazzurrina richiede due elettroni; quindi una mole di resazzurrina ridotta può ritenersi equivalente al consumo di mezza mole di ossigeno.

L'analisi elementare del sedimento e' stata effettuata con un CHN Elemental Analyzer 1106 Carlo Erba sul campione essiccato a 60 ° C per 8 ore e omogenizzato in mortaio d'agata. Il carbonio organico e' stato ottenuto per differenza con un campione trattato per 6 ore a 450° C.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

Nella Tab. 1 sono mostrati i risultati relativi alle misure effettuate nei sedimenti delle 16 stazioni.

Tab. 1. Attività microbica e analisi elementare dei sedimenti superficiali della rada portuale di La SS

stazione	consumo equivalente O2 µg/h/g DW	C org. %	N tot. %	C/N
1	3,6	1,24	0,10	12,4
2	3,4	1,79	0,13	13,8
3	9,1	2,03	0,15	13,5
4	11,0	1,73	0,11	15,7
5	4,1	1,31	0,12	10,9
6	5,0	4,66	0,24	19,4
7	10.4	3,14	0,14	23,3
8	4,4	3,89	0,09	43,2
9	14,9	2,47	0,14	17,6
10	5,4	1,01	0,05	20,2
11	18,2	1,82	0,13	14,0
12	25,7	1,81	0,12	15,1
13	17,0	1,28	0,10	12,8
15	11,5	2,91	0,20	14,5
18	11,2	2,23	0,12	18,6
19	3,0	1,54	0,10	15,4

Nelle Figg. 2 e 3 sono evidenziate rispettivamente le distribuzioni dell'attività microbica e del contenuto in carbonio organico.

L'attività microbica e' elevata nella zona centrale della parte interna della rada portuale dove si superano i 17 µg/h/g DW toccando i 25,7 µg/h/g DW nella stazione 13, mentre valori più bassi di un ordine di grandezza si osservano nella due stazioni fuori diga e in quelle a levante prossime alla linea di costa.

Il contenuto in carbonio organico, il cui andamento e' simile a quello dell'azoto totale, e' maggiore nelle stazioni costiere della parte più interna del porto (>3%), mentre e' relativamente basso nelle stazioni fuori diga ed al centro della zona portuale.

Se si analizzano i dati nel loro complesso non risultano relazioni apparenti tra i parametri presi in esame

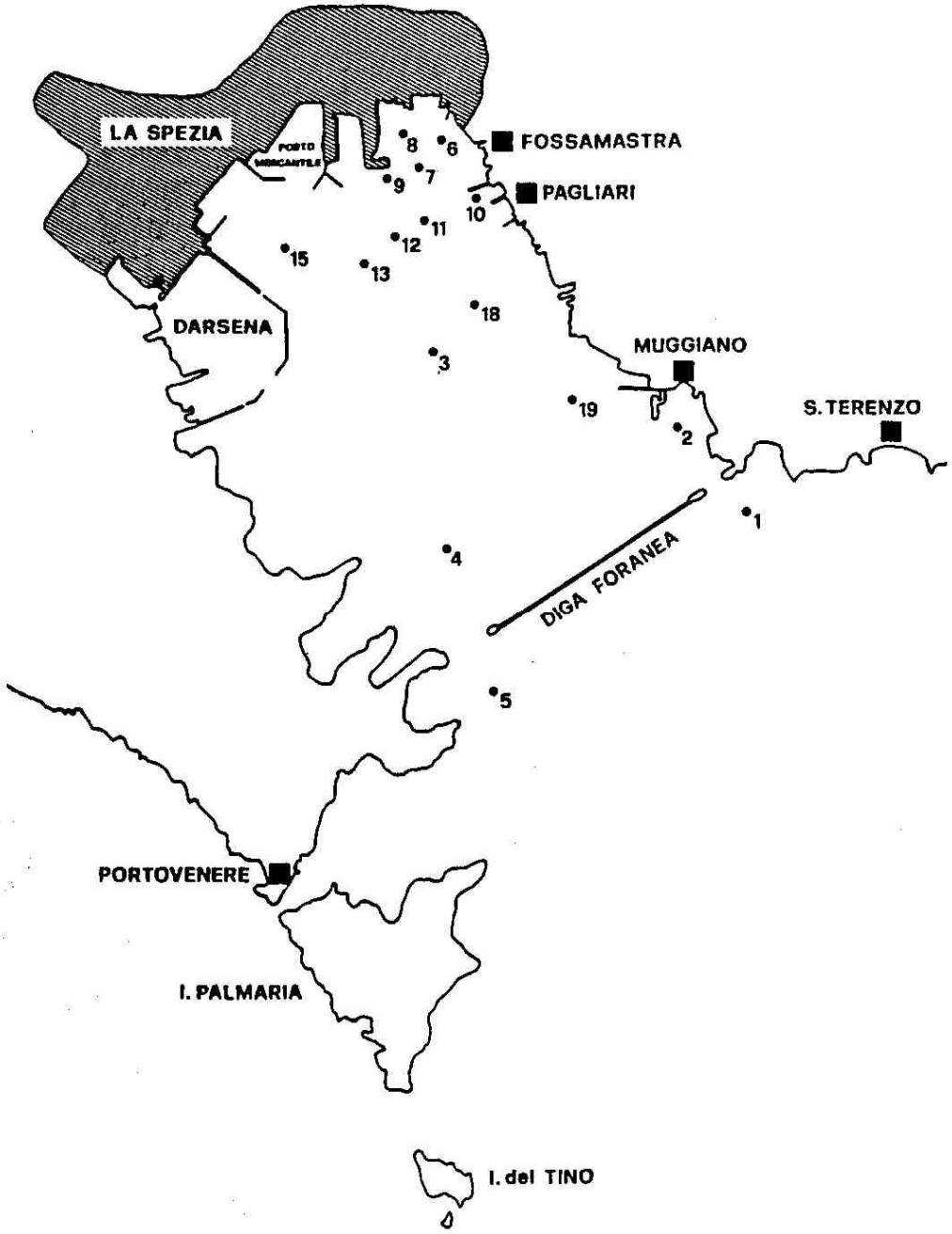


FIG. 1 – STAZIONI DI CAMPIONAMENTO

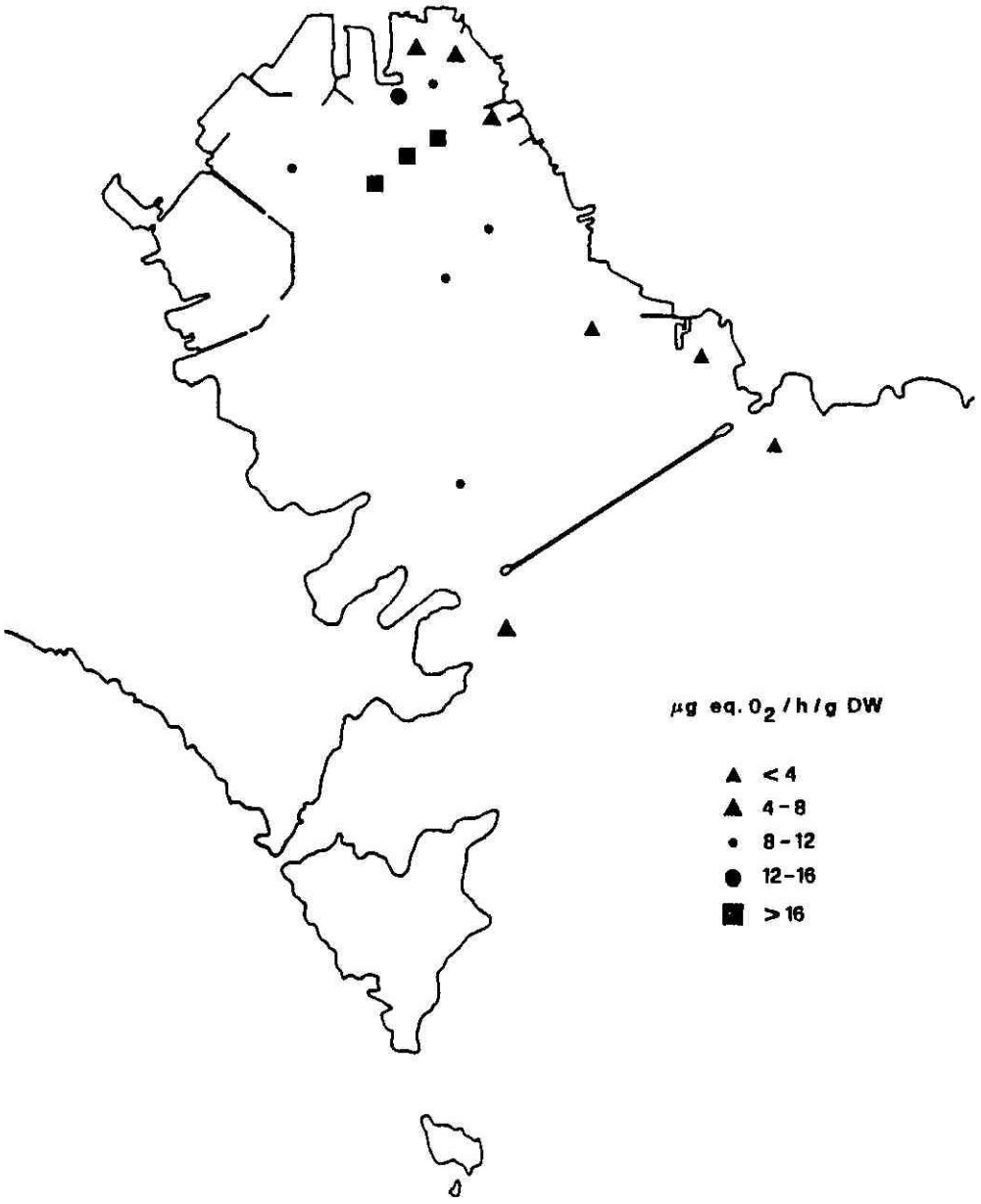


FIG. 2. – DISTRIBUZIONE DELL'ATTIVITA'MICROBICA NEI SEDIMENTI SUPERFICIALI DELLA RADA PORTUALE DI LA SPEZIA

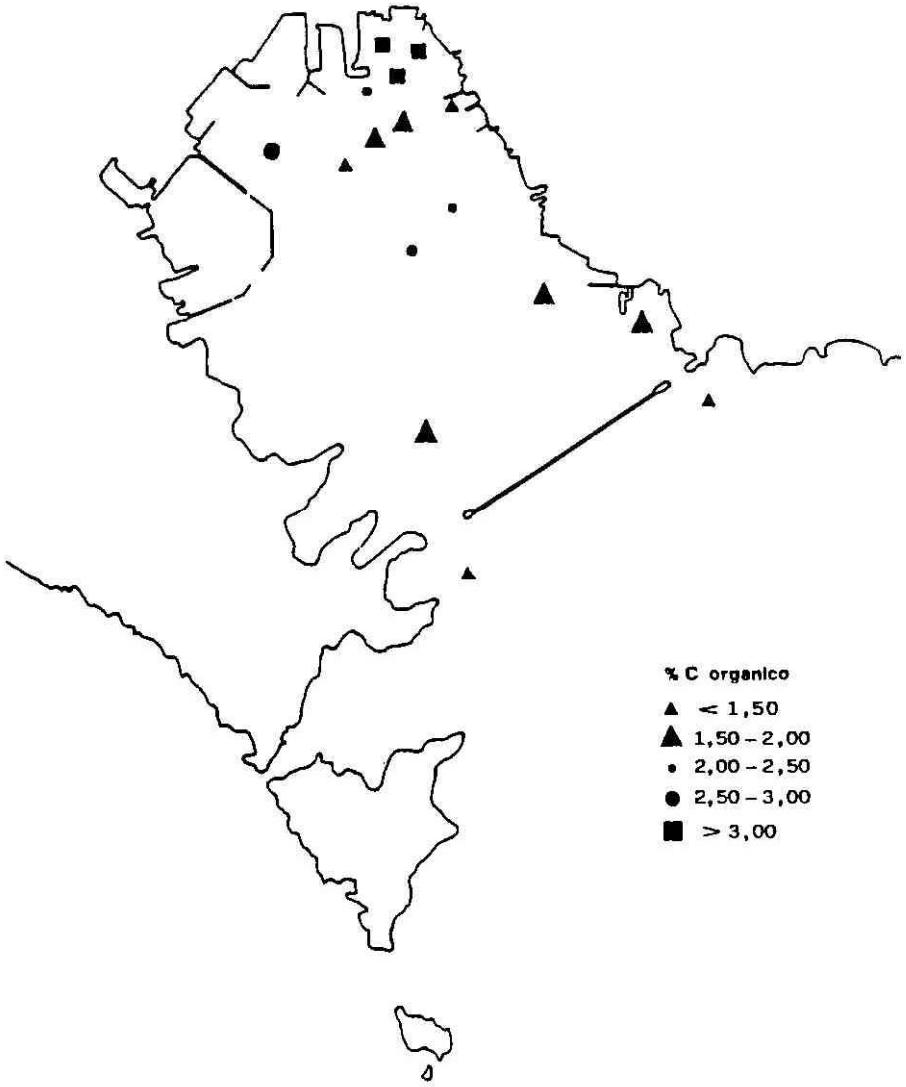


FIG. 2. – CONTENUTO PERCENTUALE DI CARBONIO ORGANICO NEI SEDIMENTI SUPERFICIALI DELLA RADA PORTUALE DI LA SPEZIA

Se però si suddivide l'area del bacino portuale in due zone, una più interna stretta tra la darsena e gli attracchi portuali ed una più aperta che interessa la parte restante della rada fin oltre la diga foranea, si osserva una relazione statisticamente significativa tra attività microbica e contenuto di carbonio organico, di tipo inverso nella prima zona e di tipo diretto nella seconda.

La suddivisione in due zone della baia portuale non e' del tutto arbitraria in quanto e' ritenuto (Orengo, 1968; Della Croce et al., 1972) che la massa d'acqua della baia sia interessata da una corrente superficiale di scarsa entità che fluisce in senso antiorario vicino alla costa; ciò e' avvalorato dai risultati di uno studio ambientale commissionato dall'Amm.ne Prov.le di La Spezia (1983). Un'elaborazione matematica effettuata da Buffoni (comunicazione personale) mostra peraltro che l'entità della corrente, che entra dalla bocca di levante ed esce da quella di ponente, si attenua mano a mano che si allarga verso l'interno della baia fino a diventare pressoché nulla pressapoco all'altezza della darsena. Inoltre le osservazioni di Della Croce et al. (1972) sulla distribuzione della salinità e della temperatura nel porto di La Spezia evidenziano una netta separazione tra le acque interne del bacino e quelle più aperte e più vicine alla diga foranea. L'individuazione nell'ambiente portuale di due diverse zone sulla base delle correlazioni opposte tra sostanza organica e attività microbica trova quindi una sua giustificazione nell'andamento delle correnti.

Le stazioni 2 e 10 non rientrano in questo schema di suddivisione essendo legate a situazioni ambientali particolari discusse in seguito.

Prendendo in esame la prima zona, quella più interna, si osserva che le stazioni più vicine alla linea di costa (6-7-8) hanno il contenuto più elevato di C organico (>3%), ma anche il metabolismo più basso (4-10 µg/h/g DW) . Al contrario le stazioni ubicate al centro di quest'area (11-12-13) hanno un contenuto minore di C organico (<2%), ma esibiscono un'attività microbica più alta (17-26 µg/h/g DW).

Le stazioni 9 e 15 hanno valori intermedi sia per contenuto in carbonio organico, sia per attività microbica.

La relazione tra contenuto in carbonio organico e attività microbica nelle 8 stazioni e' inversa (r=-0,873) e statisticamente significativa a livello di p<l%.

Per spiegare questo andamento si possono avanzare due ipotesi: 1) le comunità microbiche dei fondali più vicini alla costa sono soggette all'effetto inibente di sostanze tossiche usate nei cantieri di riparazione e negli altri insediamenti industriali di cui e' disseminata questa parte

dell'arco portuale; più al largo, invece, l'effetto inibente e' meno pronunciato o addirittura nullo, per cui l'attività microbica e' elevata e mantiene il contenuto di sostanza organica ad un livello relativamente basso; 2) d'altro canto può accadere, dato lo scarso idrodinamismo e le modeste capacità di rinnovo dell'acqua (Della Croce e Boero, 1976) e la poca profondità, che materiale organico terrigeno o derivante dalle lavorazioni cantieristiche si depositi e poi si accumuli, in quanto scarsamente biodisponibile, nel sedimento prossimo alla costa, mentre invece i sedimenti delle stazioni 11-12-13 ricevano in prevalenza sostanza organica autoctona, più facilmente degradabile, dalla colonna d'acqua sovrastante. Il rapporto C/N particolarmente elevato (tra 19 e 43) nelle stazioni più costiere rispetto a quelle "esterne" (dove esso presenta valori tra 12 e 15) sembra far propendere per la seconda ipotesi, pur senza escludere la concomitanza della prima.

Il sedimento della stazione 10 presenta una situazione anomala in quanto caratterizzato da bassa attività e scarso contenuto in carbonio organico. Ciò può spiegarsi con l'effetto sia della vicinanza allo sbocco delle acque di raffreddamento della centrale, sia della elevata percentuale della frazione sabbiosa (circa 70%).

Passando ad analizzare i risultati ottenuti nei sedimenti della parte "esterna" della rada portuale, si osserva che l'attività' microbica e' bassa (sui 3 µg/h/g DW) nelle stazioni di levante (1-19), sale a 10-11 µg/h/g DW nelle stazioni centrali (18-3-4) per scendere a 4 µg/h/g DW nella stazione 5, posta esternamente all'imboccatura di ponente della diga. Il contenuto di carbonio organico segue un andamento simile, per cui la correlazione tra i due parametri e' in questo caso positiva ($r=0,84$) e significativa a livello di $p<5\%$.

E' evidente l'effetto della corrente che immette nella baia acqua di mare aperto relativamente povera di sostanza organica, per cui i valori di attività risultano bassi. Al centro della baia, dove, per così dire, la corrente gira, si fa sentire l'influenza delle acque trofiche interne del porto con innalzamento del tasso sia di carbonio organico sia di attività. Nella stazione di ponente esterna alla diga entrambi i parametri tornano a valori prossimi a quelli della stazione esterna di levante. Questa distribuzione è del tutto analoga a quanto osservato da Fabiano et al. (1978) relativamente a ortofosfati, clorofilla e temperatura.

La stazione 2 non rientra in questo schema interpretativo in quanto a valori relativamente alti di carbonio organico (1,8%) corrisponde un'attività microbica bassa (3,4 µg/h/g DW). Questa anomala situazione può spiegarsi considerando che la stazione e' posta nelle vicinanze di una fabbrica, ora inattiva, che lavorava materiali di piombo. Il sedimento della stazione presenta

pertanto concentrazioni di Zn, Pb, Cd, As e Hg da 3 a 10 volte più elevate che nelle altre stazioni (Niccolai, 1988). L'effetto inibitorio che verisimilmente ne risulta determina un rallentamento dell'attività demolitrice dei microorganismi.

Le attività microbiche misurate al centro della rada portuale sono in assoluto le più alte in confronto a quelle ottenute in altri ambienti marini con il medesimo metodo (Peroni e Rossi, 1987) e sono indicative di un ambiente a trofismo elevato.

Per quanto concerne le relazioni tra attività microbica e contenuto in carbonio organico, esse non sono univoche in letteratura. Per limitarci ai dati ottenuti nel corso delle campagne del centro ENEA di S. Teresa, e' risultato, ad es., che l'attività misurata nei sedimenti raccolti lungo la costa pugliese nell'ottobre 1982 era correlata negativamente ($p<0,1\%$) con la sostanza organica (Peroni, Izzo e Rossi 1986). Viceversa, nei campioni di sedimento raccolti nel Golfo di Gaeta nel febbraio 1984 la correlazione diventava positiva (Peroni e Rossi, 1988). Nel caso della rada portuale di La Spezia si verifica la singolare situazione di un ambiente, neppure molto esteso, dove si vengono a determinare contemporaneamente entrambe le situazioni.

E' legittimo ipotizzare che l'attività microbica dello strato superficiale di sedimento sia il risultato di un complesso intreccio di fattori: grado di biodegradabilità e quantità della sostanza organica presente, condizioni idrodinamiche, fasi della produzione primaria, apporti alloctoni, parametri chimici e fisici, ecc.

Infine e' da rilevare che il metabolismo intenso del sedimento, analogamente a quanto accade, per es., nella laguna di Venezia (Cossu, Degobbis, Donazzolo, Homme-Maslowska, Orio e Pavoni, 1984), pare indicare la capacità dell'ambiente portuale di reagire ancora al carico organico che viene riversato nelle acque della baia ed a riciclare la materia organica che ivi viene prodotta. A ciò contribuisce anche il livello di ossigenazione delle acque che non scende a concentrazioni particolarmente basse (Fabiano et al., 1980), nonché l'instabilità, anche in estate della stratificazione termica (Della Croce et al., 1972).

4. RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano il Dr. R. Boniforti e il Dr. G. Buffoni per la lettura critica del testo.

Ecologia e biologia dei porti del Mar Ligure e Alto Tirreno. 9. Caratteristiche ambientali e carico zooplanctonico nelle acque della baia di La Spezia. In: Atti del 3° Congresso A.I.O.L., de Bernardi R. (Ed.), pp. 137-143.

Niccolai I.; 1988 - Elementi in tracce nella rada di La Spezia. Relazione presentata all'Incontro di
Aggiornamento su: "Determinazioni di metalli in tracce", a cura della Società Chimica Italiana, Genova, 6-7 giugno 1988.

Orengo F.; 1968 - Alcune osservazioni sulle acque del Golfo di La Spezia. Acqua Industriale, 55, 24-30.

Peroni C., e Rossi G.; 1986 – Determination of microbial activity in marine sediments by resazurin reduction. Chem. Ecol., 2, 205-218.

Peroni C., e Rossi G.; 1987 - Distribution of microbial activity in marine sediments from the Italian coast. Comunicazione presentata al Ist International Symposium on "Microbial Ecology of the Mediterranean Sea", Sorrento, 25-30 giugno 1987.

Peroni C., e Rossi G.; 1988 - Distribuzione dell'attività' microbica nei sedimenti del Golfo di Gaeta. ENEA, Roma, in stampa.

Peroni C., Izzo G., e Rossi G.; 1986 – Determinazioni microbiologiche nei sedimenti superficiali del litorale pugliese. In: Indagine ambientale del sistema marino costiero della Regione Puglia. Viel M. e Zurlini G. (Eds.), ENEA, Roma, pp. 215-226.

Picone P., Della Croce N., e Basso M.P.; 1978 - Ecologia e biologia dei porti del Mar Ligure e Alto Tirreno. 7. Popolamento zooplanctonico (luglio 1972). In: Atti del 2° Congresso A.I.O.L., pp. 217-222.

BIBLIOGRAFIA

Amministrazione Provinciale di La Spezia; 1983 - Esame delle condizioni ambientali del Golfo di La Spezia. Amm.ne Prov.le Sp, 6 PP.

Balzer W.; 1980 - Redox dependent processes in the transition from oxic to anoxic conditions: an in situ study concerning remineralization, nutrient release and heavy metal solubilization. In: Fjord Oceanography, Freeland H. J. , Farmer D.M. and Levings C.D. (Eds,), Plenum Publishing Corp., pp. 659-665.

Basso M.P., Della Croce N., e Picone P.; 1980 - Ecologia e biologia dei porti del Mar Ligure e Alto Tirreno. 8. Popolamento zooplanctonico (ottobre-novembre 1974). In: Atti del 3° Congresso A.I.O.L., de Bernardi R. (Ed.), pp. 189-195.

Bernhard M.; 1970 - Aspetti dell'inquinamento del mare in provincia di La Spezia: misurazioni, di correnti e determinazioni chimiche. Comunicazione presentata al 2° Convegno su "Patologia da inquinamento", Portovenere, La Spezia, 25 ottobre 1970.

Billen G. e Verbeustel S.; 1980 - Distribution of microbial metabolism in natural environments displaying gradients of oxidation-reduction conditions. In: Biogeochimie de la Matière Organique a l'Interface Eau-Sediment Marin, C.N.R.S. (Ed.), pp. 291-300.

Brock T.D.; 1980 - Microbial transformations of elements in aquatic Systems. Microbiology, 341-343,

Brünger R.; 1982 - The redox potential as an indicator of microbial metabolic processes in North Gecman waters. Radiat. Environ. Biophys., 21, 141-154.

Capelli R., Contardi V., Fabiano M., e Zanicchi G.; 1976 Ecologia e biologia dei porti del Mar Ligure e Alto Tirreno. 2. Sali nutritivi e rapporto O:N:P. in: III^{es} Journees Etud. Pollutions, Split, C.I.E.S.M., pp. 175-181.

Cossu R., Degobbis D., Donazzolo R., Homme-Maslowska E., Orio A.A., e Pavoni B.; 1984 - II ruolo dei sedimenti nell'eutrofizzazione della laguna di Venezia. Ingegn. Sanit., n. 4/luglio-agosto, 25-33.

Della Croce N., Galleri G., e Grosso F.; 1972 - Prime osservazioni sulle caratteristiche ecologiche delle acque della rada di La Spezia. Ist. Idrogr. Marina, Genova, F.C. 1047, 1-13.

Della Croce N., e Boero F.; 1976 - Ecologia e biologia dei porti del Mar Ligure e Alto Tirreno. Aspetti termici del Golfo di La Spezia. In: III^{es} Journees Etud. Pollutions, Split, C.I.E.S.M., pp. 125-131.

Fabiano M., Contardi V., e Zunini Sertorio T.; 1978 Ecologia e biologia dei porti del Mar Ligure e Alto Tirreno. 1. Osservazioni sulle concentrazioni di $P04^-$, $NO3^-$, $N02^-$, e $Si03^-$. In: Atti del 2° Congresso A.I.O.L., pp. 175-180.

Fabiano M., Zunini Sertorio T. e Contardi V.; 1980 –

ATTI DELL'8° CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1 - 3 GIUGNO 1988 da pag. 545 a pag. 562

INFLUENZA DI CARICHI INTERNI SUL BILANCIO DEI NUTRIENTI IN ZONE DI FOCE

M. PETTINE, R. PAGNOTTA, C.M. BLUNDO, T. LA NOCE & A. PUDDU

Istituto di Ricerca sulle Acque, CNR, Via Reno 1, Roma

RIASSUNTO.

Si è esaminata la conservatività dei nutrienti e del carbonio organico solubile nelle acque estuarine del Tevere. Nel periodo estivo, caratterizzato dalla presenza di una intrusione salina nell'ultimo tratto del fiume, si sono evidenziati nello strato salato arricchimenti di fosforo ortofosfato, azoto totale inorganico e carbonio organico solubile rispetto ai valori deducibili sulla base della semplice diluizione. Tali arricchimenti appaiono il risultato di processi di rigenerazione biologica che avvengono nella colonna d'acqua e a livello del sedimento, prima in condizioni ossiche e successivamente anossiche.

Viene anche tentata una stima dei carichi generati internamente al sistema estuarino.

SUMMARY.

The conservation of nutrients and dissolved organic carbon has been studied in the Tiber estuarine waters. During the summer period the lower Tiber waters are characterized by the presence of a saline intrusion with higher concentrations of PO_4-P, TIN and DOC respect to the dilution values. Such enrichments appear to be due to biological regeneration processes occurring in the water column and at sediment level, both in oxic and anoxic conditions.

A tentative evaluation of the internal load due the above source is also proposed.

1. INTRODUZIONE

Gli scambi che si verificano in un corpo idrico tra la fase disciolta e la fase particolata, sia all'interfaccia acqua-sedimento che tra acqua e materiale sospeso, giocano

un ruolo molto importante nel definire la composizione chimica delle acque.

I processi, sia di natura chimico-fisica che biochimica, responsabili di tali scambi sono particolarmente importanti negli ambienti estuarini in quanto controllano il comportamento conservativo degli elementi e, conseguente-mente, il loro bilancio di massa nel sistema acqua dolce-acqua marina.

Per alcuni di questi elementi, come il ferro e il cadmio, risultano ben descritti in letteratura (Liss, 1976; Betti, Colombini, Fuoco e Papoff, 1985} i processi, prevalentemente di natura chimico-fisica, che ne provocano rispettivamente la precipitazione o la risolubilizzazione all'aumentare della salinità. Per altri elementi, quali i nutrienti e il carbonio organico, interessati oltre che da processi chimico-fisici, anche e più marcatamente da processi biochimici, i risultati sperimentali riportati si sono dimostrati meno generalizzabili e più vincolati alla particolare realtà del sistema estuarino considerato (Liss, 1976; Sholkovitz, 1976; Val Klump e Martens, 1981; Balzer, 1984) .

La qualità delle acque marine prospicienti le foci dei fiumi risulta ovviamente interessata dai processi sopra menzionati. Una significativa influenza può, in particolare, essere esercitata nel caso in cui questi processi producano il rilascio dì considerevoli quantità di nutrienti dalla fase particolata a quella disciolta, in quanto in tal caso aumenta il carico di elementi nutritivi solubili, più facilmente disponibili per i processi biologici, che raggiunge le acque costiere.

2. AREA DI INDAGINE E MODALITÀ SPERIMENTALI

La foce del fiume Tevere, che è un tipico esempio di ambiente estuarino ad elevato grado di contaminazione, è stata utilizzata per approfondire lo studio dei processi che in aree estuarine regolano la distribuzione degli elementi nutritivi nell'ambiente idrico.

Il fiume Tevere prima di sfociare nel mar Tirreno si divide in due rami, il canale di Fiumicino e Fiumara. Il primo, più piccolo, è un canale di navigazione artificiale, mentre il secondo rappresenta la foce naturale del fiume.

La portata media complessiva è 250 m^3/s, con un rap-

porto tra le portate dei due rami che varia da 1:3 a 1:5 in funzione delle condizioni idrografiche (Todisco, 1983).

Il carico annuo globale stimato in precedenti indagini, espresso in t/a, ammonta a 39200 per il carbonio organico totale, 20200 per l'azoto totale inorganico, 1900 per il fosforo ortofosfato e 3200 per il fosforo totale (Pettine, La Noce, Pagnotta e Puddu, 1983).

Alla foce del Tevere, nel ramo di Fiumara, negli anni 1983-1986, sono state condotte indagini sperimentali al fine di definire il comportamento del carbonio organico e dei nutrienti nei due periodi, invernale ed estivo, caratteri-stici dal punto di vista idrodinamico.

Nel periodo invernale le acque del fiume sfociano in mare mescolandosi rapidamente con l'acqua salata nel "piume" di diffusione; nel periodo estivo, in cui la portata diminuisce, si ha, invece, nell'ultimo tratto del fiume un'intrusione salina che da origine ad una struttura idrodinamica fortemente stratificata, costituita da uno strato di acqua dolce superficiale e da uno strato salato sottostante.

Il cuneo salino che si instaura in ciascuno dei due rami è caratterizzato presumibilmente da piccole oscillazioni lungo l'asse fluviale provocate da variazioni delle condizioni di marea, ma può con buona approssimazione considerarsi come quasi stazionario e in equilibrio dinamico con lo scarico fluviale sovrastante (HRS, 1977). Con il termine equilibrio dinamico si intende dire che la conformazione del cuneo e, di conseguenza, il volume di acqua salata in esso contenuto può ritenersi costante, ma che nel suo interno l'acqua marina è continuamente e lentamente rinnovata, come dimostrato dalle misure di velocità e di portata eseguite nello strato salato (HRS, 1977) .

Tale intrusione salina si estende generalmente nel ramo di Fiumara a monte del punto di biforcazione fino ad una distanza di oltre 10 Km dalla foce e, alla fine del periodo estivo, con le prime piogge che determinano un incremento della portata del fiume, retrocede in mare.

I prelievi sono stati effettuati con bottiglie di Niskin da 5 1 nel plume superficiale di diffusione, in condizioni invernali. La massa di acqua da campionare è stata individuata tramite alcune derive di corrente rilasciate al centro del fiume e all'interno di questa massa di acqua, che progressivamente si mescola con le acque marine, sono stati effettuati i campionamenti. In condizioni estive i prelievi sono stati effettuati nel ramo di Fiumara a diffe-

renti profondità, in modo da avere in ogni caso campioni caratterizzati da differenti salinità (Fig. 1).

I metodi analitici utilizzati sono descritti in un precedente lavoro (Pettine, La Noce, Macchi, Pagnotta e Puddu, 1983)

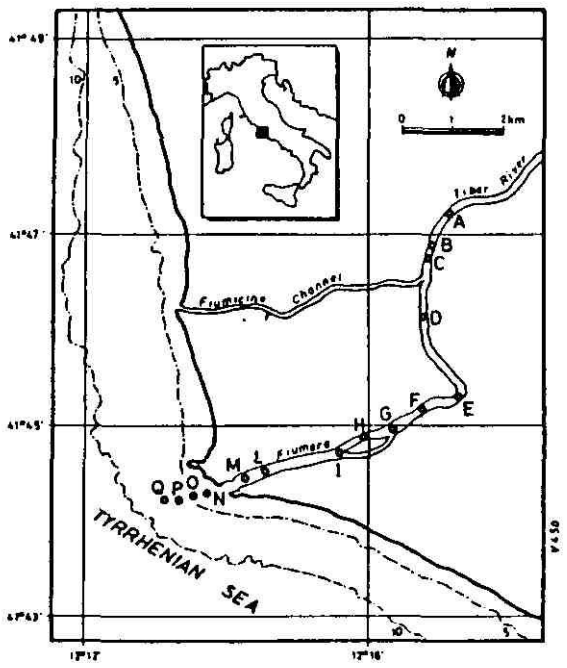


Fig. 1 - Area di indagine e localizzazione delle stazioni di prelievo.

3. RISULTATI SPERIMENTALI

II comportamento dei nutrienti, riscontrato nel piume superficiale di diffusione in condizioni invernali, caratterizzate da assenza del cuneo salino è mostrato in Fig. 2. Azoto totale inorganico e fosforo totale, analizzati in funzione della salinità, presentano concentrazioni uguali, entro gli errori di misura, rispetto a quelle teoriche cal-

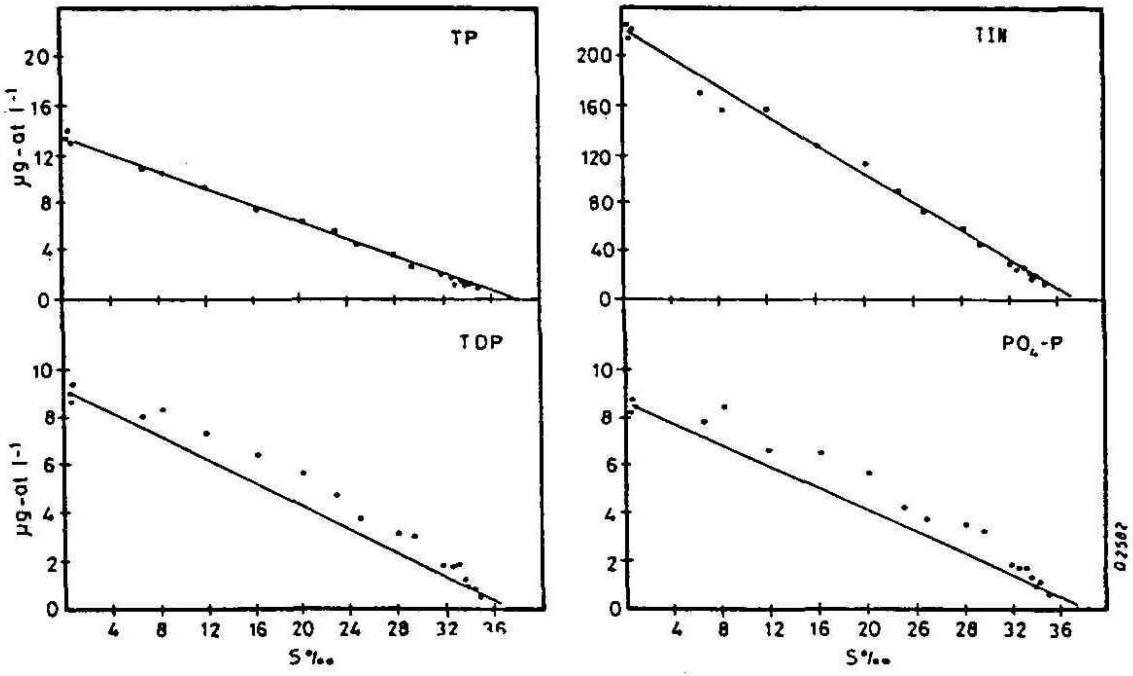


Fig. 2 - Comportamento del fosforo totale (TP), dell'azoto totale inorganico (TIN), del fosforo totale disciolto (TDP) e del fosforo ortofosfato (PO_4 -P) in funzione della salinità, in condizioni invernali

colabili tenendo conto della sola diluizione. Queste ultime sono rappresentate dalla retta che congiunge le concentra-zioni delle due masse di acqua che si mescolano, quella del Tevere, per la quale i valori sono relativi alle singole campagne, e quella del Tirreno per il quale si sono assunti i valori riportati in Tab. 1, ricavati da precedenti indagini sperimentali (Pettine, La Noce, Macchi, Pagnotta e Puddu, 1983). Analogo comportamento ha mostrato l'andamento dei silicati. Più complesso appare, invece, il comportamento del fosforo ortofosfato che presenta concentrazioni statisticamente e significativamente più alte rispetto ai valori aspettati.

Tab. 1 - Valori medi della salinità, delle concentrazioni di nutrienti, del carbonio organico disciolto e dell'ossigeno nel medio Tirreno.

NO_3-N	(μg at l^{-1})	0.60 ± 0.3
NO_2-N	(μg at l^{-1})	0.05 ± 0.04
NH_3-N	(μg at l^{-1})	0.30 ± 0.1
TIN	(μg at l^{-1})	0.95 ± 0.4
PO_4-P	(μg at l^{-1})	0.03 ± 0.07
TDP	(μg at l^{-1})	0.06 ± 0.1
TP	(μg at l^{-1})	0.07 ± 0.1
DOC	(mg at l^{-1})	0.21 ± 0.1
DO	(mg at l^{-1})	0.50 ± 0.1
Salinità	(g l^{-1})	37.5 ± 0.6

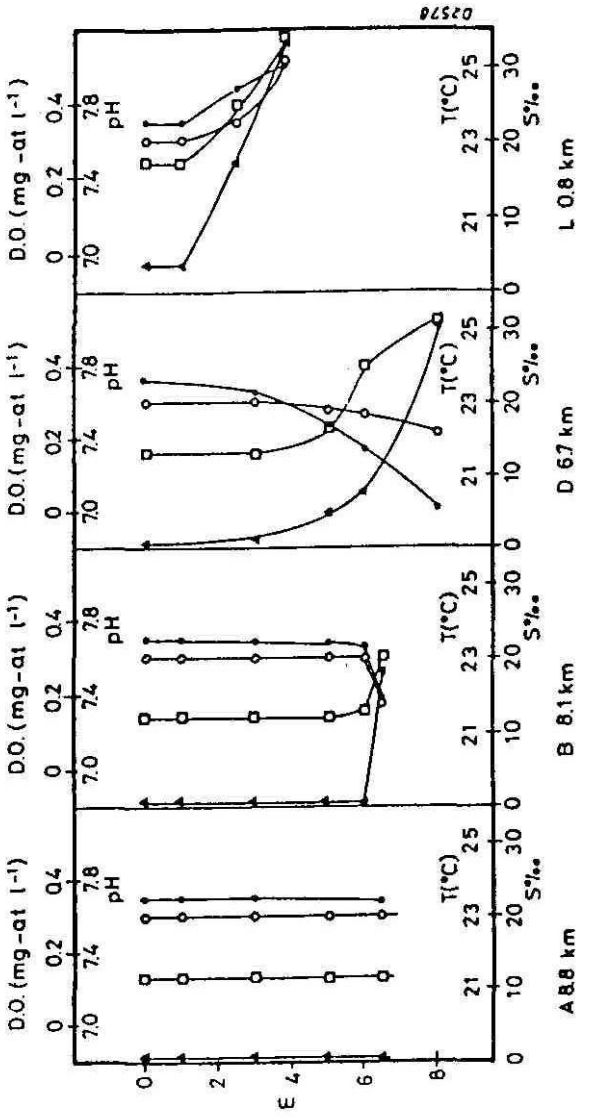


Fig. 3 - Caratteristiche idrologiche, S% (▲), T(□), pH(o), D.O.(●) riscontrate nelle stazioni A, B, D e L nel corso di una campagna estiva

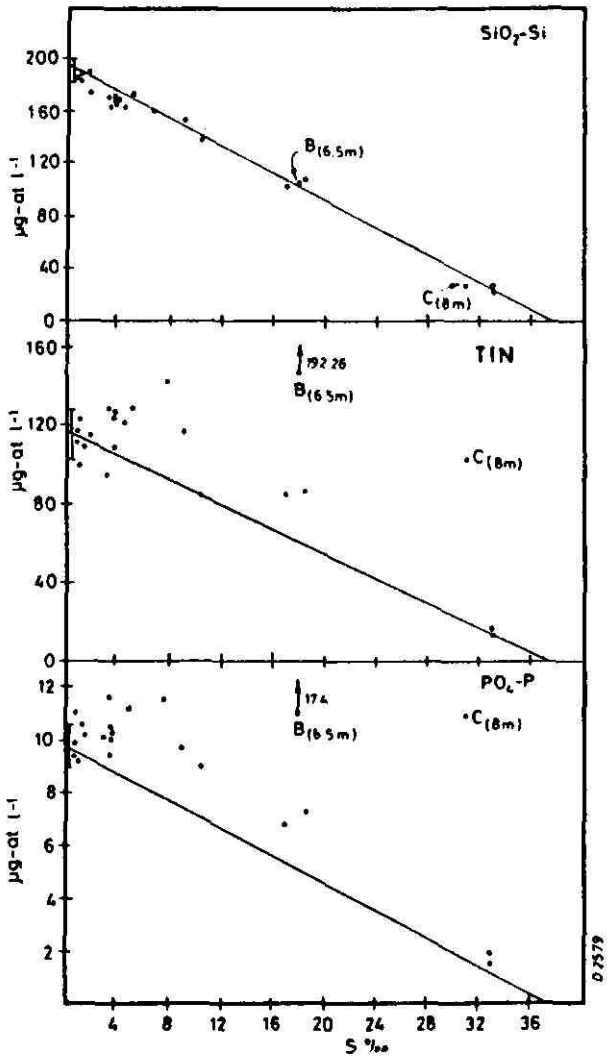


Fig. 4 - Comportamento dei silicati (SiO^2 -Si), dell'azoto totale inorganico (TIN) e del fosforo ortofosfato (PO^4 -P) in funzione della salinità in condizioni estive

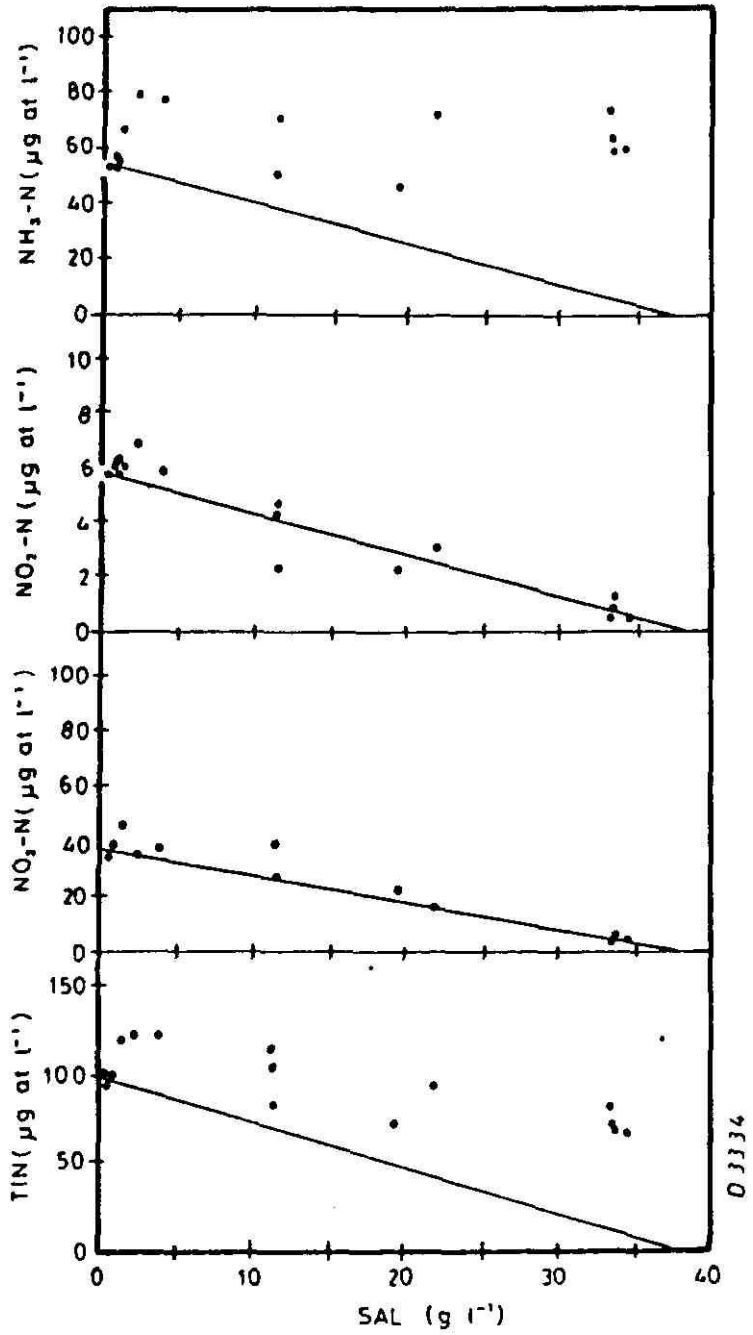


Fig. 5 - Comportamento delle diverse specie di azoto inorganico in funzione della salinità in condizioni estive

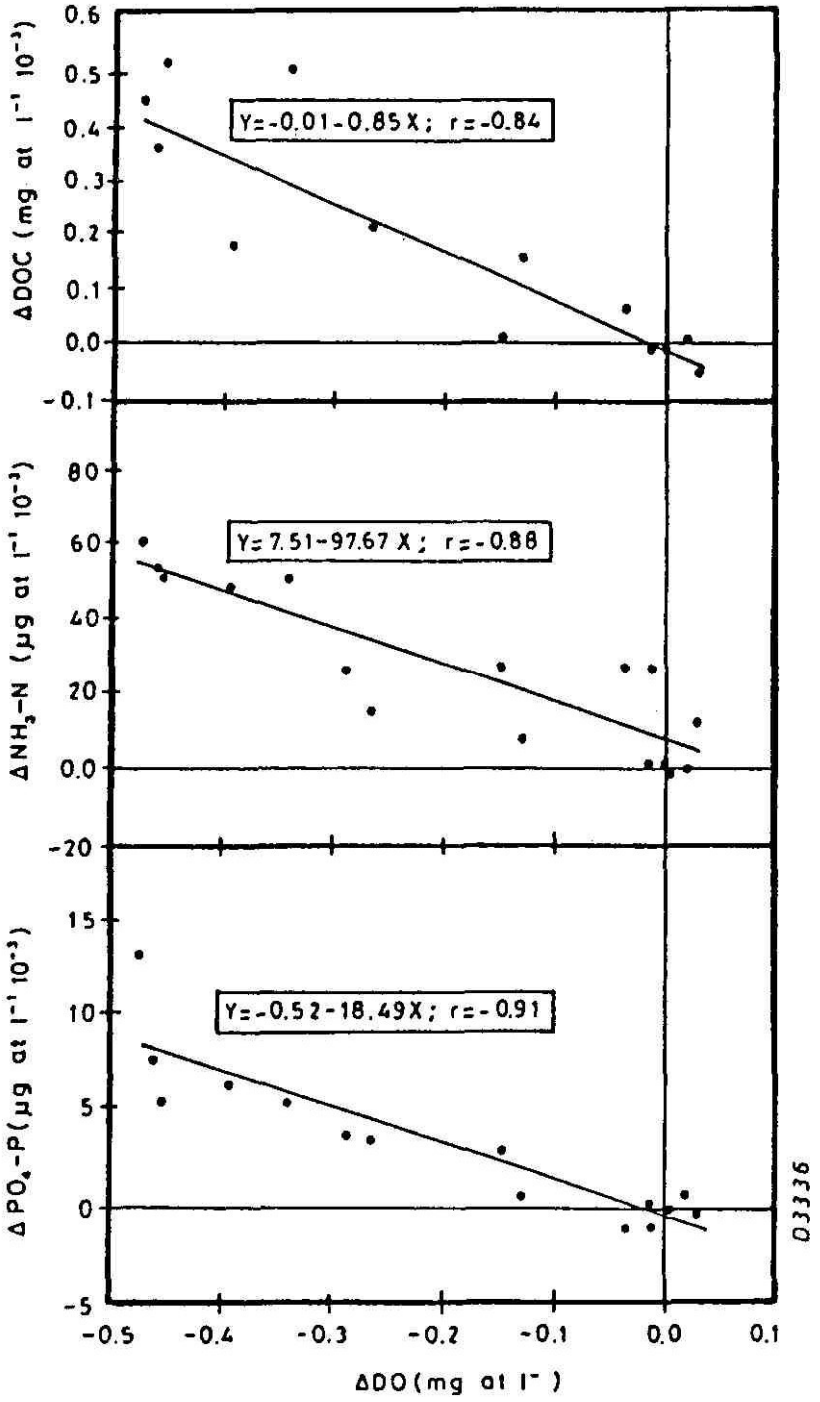


Fig. 6 - Analisi della regressione effettuata tra gli incrementi di carbonio organico disciolto, azoto ammoniacale e fosforo ortofosfato e i corrispondenti decrementi di ossigeno

Nel periodo estivo, a causa dell'intrusione salina, si instaurano nel tratto terminale del fiume condizioni più tipicamente estuarine.

I risultati sperimentali ottenuti in tali circostanze relativamente ai profili verticali di ossigeno disciolto, pH, salinità e temperatura danno una chiara dimostrazione della stratificazione esistente tra le due masse di acqua (Fig. 3).

I parametri analizzati hanno riguardato in un primo, momento i nutrienti e successivamente il carbonio organico.

Il comportamento di silicati, azoto totale inorganico e fosforo ortofosfato è riportato in Fig. 4. In questo caso, a differenza di quanto riscontrato in condizioni invernali, oltre all'ortofosfato anche l'azoto totale inorganico ha mostrato deviazioni positive rispetto ai valori di diluizione. Una analisi del comportamento delle singole forme di azoto inorganico, ammoniaca, nitriti, nitrati ha permesso di evidenziare in tali circostanze che responsabile delle sopradette deviazioni dell'azoto è l'ammoniaca, in quanto sia i nitriti che i nitrati presentano comportamenti praticamente conservativi (Fig. 5).

La contemporaneità delle deviazioni osservate per azoto e fosforo in questo caso fa pensare ad un ruolo importante dei processi di rigenerazione biologica. Per verificare tale ipotesi si è da un lato analizzata la relazione esistente tra gli incrementi osservati per ammoniaca e ortofosfato e i corrispondenti decrementi del contenuto di ossigeno e, dall'altro, si è esaminato il comportamento del carbonio organico in condizioni idrodinamiche simili.

Relativamente al primo punto l'analisi dei dati ha immediatamente messo in evidenza che i maggiori arricchimenti di ammoniaca e ortofosfato si hanno in corrispondenza di condizioni ipoossiche.

L'analisi della regressione effettuata tra incremento (Δ) di nutriente e decremento di ossigeno ha mostrato una significativa correlazione (Fig. 6). Gli stessi dati sono stati successivamente elaborati nel tentativo di ricavare una relazione stechiometrica tra gli incrementi di azoto inorganico e di ortofosfato e i consumi di ossigeno. La relazione ottenuta, in cui i valori di incremento sono stati normalizzati rispetto ad un consumo di ossigeno di 138 moli, allo scopo di consentire un confronto con la stechiometria proposta da Kester (1975) per processi di rigenerazione che avvengono in presenza di ossigeno (secondo cui ad un consumo di 138 moli di ossigeno corrisponde la produzione

di 16 moli di nitrato ed 1 mole di ortofosfato) è la seguente:

$$\Delta O : \Delta \text{ TIN} : \Delta PO_4\text{- P} = -276 : 29.9 \pm 9.8 : 4.6 \pm 2.4$$

Il comportamento del carbonio organico, in presenza del cuneo salino è riportato in Fig. 7. La forma solubile (DOC) mostra una deviazione positiva, analogamente al carbonio organico totale (TOC), mentre la forma particolata (POC) presenta un comportamento pressoché conservativo.

4. DISCUSSIONE

Il comportamento del DOC non può essere attribuito ad un riequilibrio della sostanza organica tra fase solubile e materiale in sospensione, in quanto ad incrementi del DOC avrebbero dovuto corrispondere decrementi del POC che, invece, non si sono osservati. L'andamento del carbonio organico nelle sue forme disciolte (DOC) e particolate (POC) sembra piuttosto dare maggiore credito all'ipotesi di un ruolo consistente dei processi di rigenerazione biologica nel determinare o meno la conservatività degli elementi nutritivi, almeno in condizioni estive.

Diverse considerazioni, d'altra parte, stanno ad indicare un tale ruolo :

- la concomitanza delle deviazioni positive osservate per TIN e PO_4-P;
- la correlazione trovata tra gli incrementi calcolati per i nutrienti ed i corrispondenti decrementi determinati per l'ossigeno;
- l'analogia riscontrata tra i comportamenti di azoto e fosforo e quello del carbonio.

I maggiori valori di TIN e PO_4-P in relazione all'ossigeno consumato rispetto ai valori stechiometrici proposti da Kester per processi ossici, il fatto che le deviazioni del TIN siano da ricondursi ad analoghe deviazioni riscontrate per l'ammoniaca, l'arricchimento stesso del contenuto di carbonio organico solubile, unitamente al fatto che i valori di Δ aumentino sensibilmente in prossimità del fondo (Fig. 8) stanno ad indicare che i fenomeni osservati sono ascrivibili non solo a processi di rigenerazione ossica che

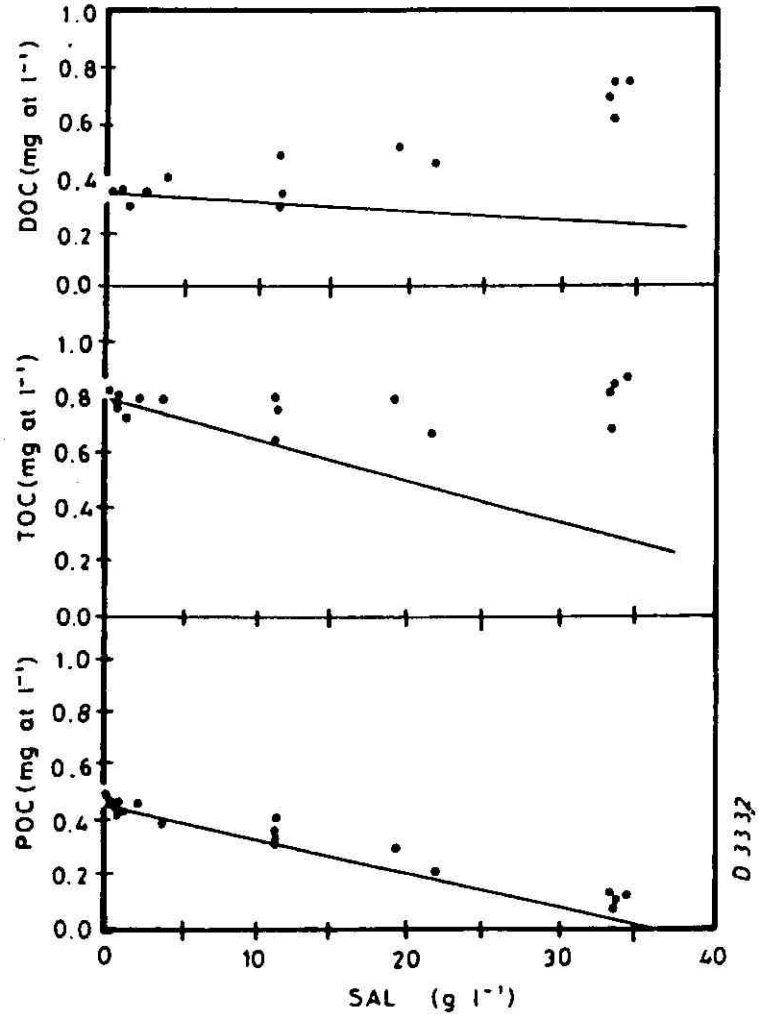


Fig. 7 - Comportamento del carbonio organico disciolto (DOC), del carbonio organico totale (TOC) e del carbonio organico particolato in funzione della salinità in condizioni estive.

avvengono nella colonna d'acqua, i quali avrebbero prodotto nitrato ed anidride carbonica, ma anche, e forse soprattutto, a processi di rigenerazione anossica che avvengono, a livello del sedimento, a spese dell'ossigeno del nitrato.

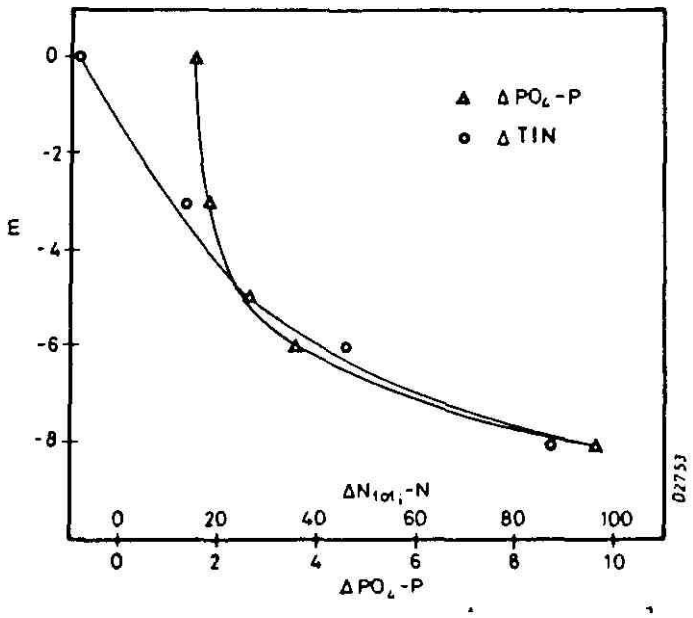


Fig. 8 - Andamento dei valori di Δ (μg at l^{-1}) calcolati per TIN e PO_4-P in funzione della profondità.

Alla luce delle suddette considerazioni si può ragionevolmente ritenere che siano i processi di rigenerazione anossica i responsabili dei maggiori incrementi riscontrati nelle concentrazioni di ammoniaca e di fosfato. Il verificarsi di tali processi è, tra l'altro, coerente anche con gli incrementi trovati per il carbonio organico solubile: in condizioni anossiche, infatti, il prodotto iniziale dei processi di rigenerazione biologica è proprio una frammentazione delle molecole organiche complesse, presenti nel caso in esame nel particolato sedimentato, in molecole più semplici solubili.

I risultati riscontrati nel piume superficiale di dif-

fusione, che hanno messo in evidenza deviazioni positive rispetto ai valori teorici di diluizione limitati al solo fosforo ortofosfato e una conservatività del fosforo totale, possono essere giustificati pensando, invece, ad un riequilibrio di tale specie tra la forma disciolta e quella particolata, come già ipotizzato in un precedente lavoro (Pettine, La Noce, Macchi, Pagnotta e Puddu, 1983).

5. VALUTAZIONE DEI CARICHI INTERNI

La valutazione dei carichi generati internamente al sistema estuarino esaminato comporta necessariamente grosse difficoltà e, di conseguenza, grossolane approssimazioni per superarle, ciò nonostante si è ritenuto utile procedere ad una stima dell'ordine di grandezza di tali carichi, in modo da poter valutare il loro peso rispetto al carico mediamente trasportato dalle acque dolci fluviali.

Il modello preso in considerazione è quello di un cuneo salino assimilabile alla metà di un parallalepipedo. Limitando il calcolo al ramo di Fiumara si può immaginare che tale parallelepipedo abbia per lati la lunghezza dell'intrusione salina (10 Km), la larghezza media del ramo di Fiumara, stimata in precedenti indagini in circa 150m (Ghirlanda e Ronda, 1981) e lo spessore massimo dello strato salino, riscontrato in prossimità della foce (2 m). Il volume d'acqua contenuto nel cuneo salino descritto sarà quindi uguale alla metà del volume del parallelepipedo considerato:

$$V\ (m^3) = (10000 * 150 * 2)/2 = 15 * 10^5$$

La concentrazione dei nutrienti all'interno di tale massa d'acqua salina aumenta all'aumentare del tempo di residenza del cuneo salino, fino a raggiungere, presumibilmente una condizione di equilibrio ancora di tipo dinamico.

Considerando come incremento medio quello calcolato nelle campagne effettuate, pari a circa 300 ug/1 di PO_4-P e 1400 ug/1 di TIN (Fig. 8) si possono calcolare quantità generate di P e di N dell'ordine rispettivamente di 0.5 e 2 ton.

Essendo i carichi complessivi stimati per il Tevere

pari a 1900 e 20200 t/a, sempre per PO_4-P e TIN, di cui mediamente il 75% attribuibili al ramo di Fiumara si ricavano per quest'ultimo carichi rispettivamente di 1425 e 15150 t/a.

Per valutare il peso delle fonti di generazione interna rispetto a tali carichi, occorre fare delle assunzioni riguardo al tempo impiegato dalla massa d'acqua salina a riversarsi in mare.

Mancando al riguardo informazioni scientifiche attendibili, si può ritenere che in condizioni meteorologiche normali tale fenomeno richieda tempi dell'ordine del giorno. Confrontando, di conseguenza, i quantitativi generati internamente al sistema con i carichi giornalieri sversati dal Tevere si ricavano pesi percentuali del 12% e del 5% rispettivamente per fosforo e azoto.

E' anche possibile comunque che in condizioni meteorologiche particolari, che producano bruschi aumenti della portata del fiume, tale massa d'acqua salina si riversi in mare con tempi dell'ordine di qualche ora. La velocità delle acque del fiume in quel tratto è in condizioni normali circa 0.5 m/s e quindi il tempo occorrente per percorrere
10 Km è di circa 5 h.

Rispetto al carico sversato dal fiume in queste ore i pesi dei quantitativi generati internamente ammontano al 60% e al 23% rispettivamente per fosforo e azoto.

Oltre a tale carico aggiuntivo di tipo puntuale, occorre anche ricordare che all'interno del cuneo salino c'è un rinnovamento continuo di acqua marina che può essere stimato in circa 20 m^3/s (HRS, 1977 ; Todisco, 1983) . In condizioni di equilibrio l'acqua marina che viene rinnovata lascerà il sistema estuarino con concentrazioni di nutrienti simili a quelle sopra dette, per cui si possono calcolare flussi di 6 e 28 g/s, rispettivamente per fosforo e azoto. Questo contributo dato dalle fonti di generazione interna, a differenza del precedente, è di tipo continuativo, e rapportato al periodo estivo rappresenta rispettivamente 11 13% ed il 6% dei carichi sversati nello stesso periodo dalle acque dolci fluviali.

Pur ribadendo la grossolanità implicita in tali valu-tazioni, si ritiene che tali fonti di generazione interna possano esercitare qualche significativa influenza sul livello trofico delle acque costiere, tanto più che lo sversamento in mare si verifica in un periodo temporale caratterizzato da intensa attività biologica.

6. CONCLUSIONI

Lo studio del comportamento dei nutrienti e del carbonio organico nelle acque estuarine del Tevere ha messo in evidenza una non conservatività di tali parametri nel periodo estivo, caratterizzato dalla presenza dell'intrusione salina. Gli incrementi riscontrati nelle concentrazioni sono stati attribuiti al manifestarsi di processi di rigenerazione biologica che avvengono dapprima in condizioni os-siche e, con il ridursi del contenuto di ossigeno, anche in condizioni anossiche, interessando in particolare il materiale particolato biogenico.

Una prima valutazione del peso di tali fonti di generazione interna rispetto ai carichi normalmente sversati dal Tevere ha permesso di ipotizzare, sia pure con il ricorso a numerose approssimazioni e assunzioni, una loro possibile un'influenza sul livello trofico dell'area in esame.

Tale influenza che può essere stimata mediamente per il periodo estivo intorno al 13% per il fosforo e al 6% per l'azoto, può risultare ancora più significativa in considerazione del carico aggiuntivo di tipo puntuale che si riversa in mare a seguito della retrocessione del cuneo salino, che si verifica generalmente in un periodo temporale (fine estate - inizio autunno) caratterizzato dal manifestarsi di fioriture algali, sia pure limitate come estensione e durata.

BIBLIOGRAFIA

Balzer W.; 1984 - Organic matter degradation and biogenic element cycling in a nearshore sediment (Kiel Bight). Limnol. Ocean. 29 (6), 1231-1246.

Betti M., Colombini M.P., Fuoco R. e Papoff P.; 1985 -Determination of heavy metals in fresh and seawaters of S. Rossore Park (Pisa). Mar. Chem., 17, 313-322.

Ghirlanda G. e Ronda M.; 1981 - Ripartizione della portata del fiume Tevere a Capo Due Rami. Rapporto tecnico R/82 Istituto di Ricerca sulle Acque.

Hydraulic Research Station; 1977 - Report n° Ex 773 , Wallingford.

Liss P.S.; 1976 - Conservative and non-conservative behavior of dissolved constituents during estuarine mixing. In : Estuarine chemistry (Burton J.D. and Liss P.S., eds.) Academic Press, London, pp. 93-130.

Pettine M., La Noce T. , Pagnotta R. e Puddu A.; 1983 - The Tiber River : a picture of its water quality. Mitt. Geol.-Palaont. Inst. Univ. Hamburg 55, 281-293.

Pettine M., La Noce T., Macchi G., Pagnotta R. e Puddu A.; 1983 - Factors affecting the conservation of nutrients in estuarine waters of the River Tiber. Chemistry in ecology, vol., 1, 293-309.

Sholkovitz E.R. ; 1976 - Flocculation of dissolved organic and inorganic matter during the mixing of river water and seawater. Geochim. et Cosmochim. Acta 40, 831-845.

Todisco A.; 1983 - Indagine sull'immissione del fiume Tevere nel Mar Tirreno. Quad. Ist, Ric. Acque n° 62.

Val Klump J. e Martens C.S.; 1981 - Biogeochemical cycling in an organic rich coastal marine basin - II. Nutrient sediment-water exchange processes. Geochim. et Cosmochim. Acta, 45, 101-121.

ATTI DELL'8° CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1 - 3 GIUGNO 1988 da pag. 563 a pag. 571

BILANCIO TERMICO RELATIVO AD UNA ZONA D'ACQUA BASSA NELLA LAGUNA DI VENEZIA.

L. PILÀN*, S. PUGNAGHI[0], R. SANTANGELO*, S. VINCENZI*, R. ZONTÀ*

* Istituto Studio Dinamica Grandi Masse - C.N.R., Venezia
[0] Osservatorio Geofisico Università di Modena

RIASSUNTO

In zone di acqua bassa, tipiche della laguna di Venezia, sono stati analizzati i valori di temperatura a diversi livelli nell'acqua e nel sedimento. E' stato quindi valutato il bilancio termico diurno.

SUMMARY

In typical shallow water areas of the Venice lagoon, temperature data at different levels in water and sediment nave been analyzed in order to evaluate the thermal diurnal balance.

1. INTRODUZIONE

La temperatura diurna in un punto della laguna ha un andamento determinato dagli scambi di calore acqua-atmosfera, acqua-sedimento, e dal trasporto orizzontale (avvettivo e conduttivo) che è legato prevalentemente allo scambio laguna-mare e all'apporto fluviale. E' stata affrontata l'analisi del bilancio termico diurno per una zona d'acqua bassa (circa 1 metro di livello medio) e di limitata estensione. Lo studio è basato sui dati raccolti nel corso di alcune campagne stagionali di misura, della durata dì qualche giorno ciascuna, condotte in località Ca' Sane (Figura 1-punto A) nei mesi di dicembre '83, aprile '84, luglio '84. I dati ed i risultati relativi a queste campagne sono stati confrontati - quando possibile - con quelli di un'altra campagna del dicembre '87 in palude di Cona (Figura 1-Punto B). Questa area si trova vicino alla foce del fiume Dese nelle acque basse della palude e presenta quindi caratteristiche idrodinamiche diverse dall'area delle precedenti campagne (REPARTO MISURE AMBIENTALI, 1987).

Nei punti di misura sono stati rilevati - nelle stesse condizioni e lungo una data verticale - i valori dei parametri meteorologici (temperatura dell'aria, umidità relativa, velocità del vento) e la temperatura dell'acqua e del sedimento a vari livelli.

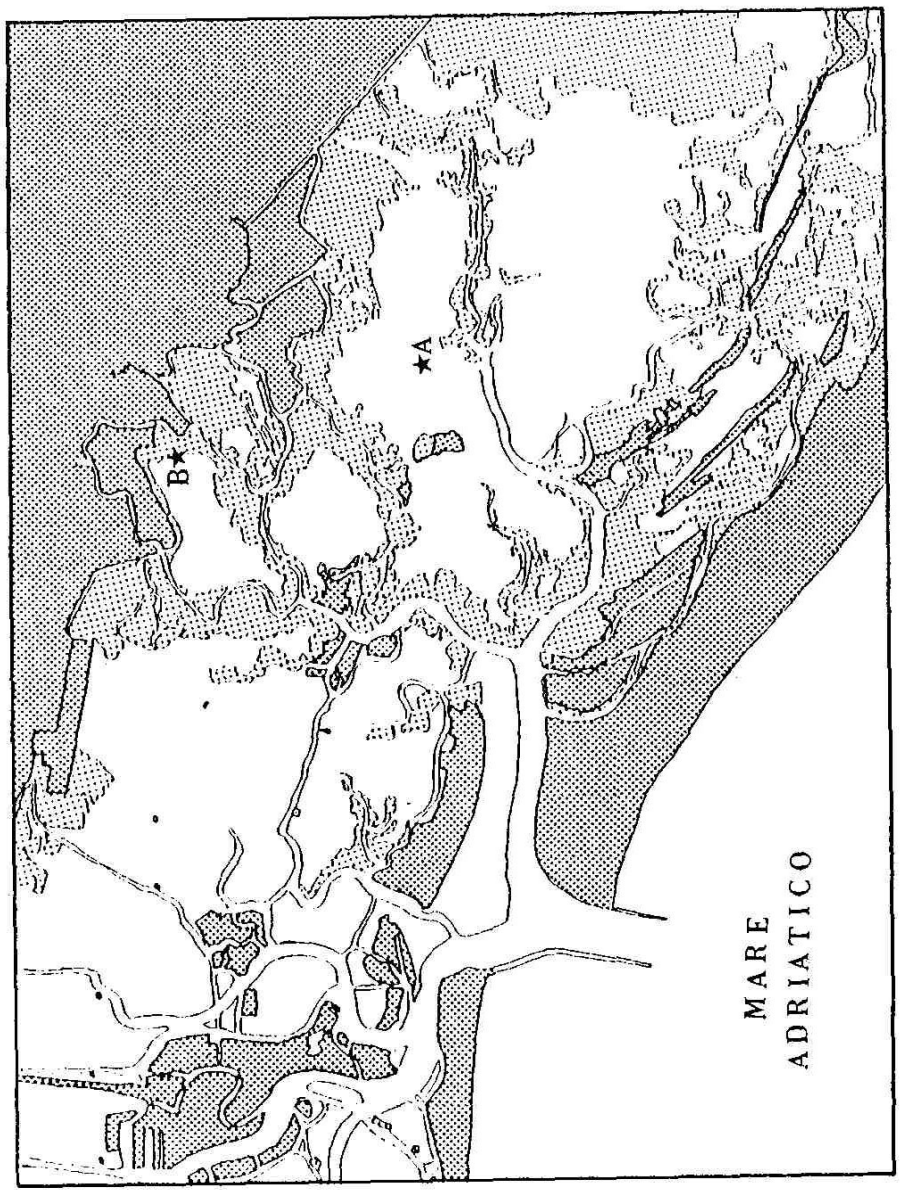


Figura 1. Laguna di Venezia - Bacino Nord: punti di misura.

2. EQUAZIONE DEL BILANCIO TERMICO

Si consideri una colonna d'acacia attorno alla verticale individuata da una particolare coppia di valori (x, y) delle coordinate introdotte su un prefissato piano orizzontale; l'altezza H di tale colonna dipende dal tempo a causa del fenomeno marcale. Per impostare l'equazione del bilancio termico s'introducano le seguenti grandezze:

Q= densità.
c= calore specifico.
$\overline{F}$ = integrale lungo la verticale del flusso avvettivo di componenti

$$F_x = \int \rho c\, U_x\, T\, dz \qquad F_y = \int \rho c\, U_y\, T\, dz$$

$\overline{G}$ = integrale sulla turbolento.
S= energia solare assorbita dalla colonna di altezza H di sezione unitaria per unità di tempo.
φ_u= somma dei flussi uscenti verticalmente dalla colonna: φ_0 all'interfaccia acqua-sedimento, φ_1 all'interfaccia acqua-aria,

$\overline{T} = \frac{1}{H} \int T(z)\, dz$ la temperatura media sulla verticale

Queste quantità dipendono, oltre che dal tempo, anche dalla posizione (x,y); ma finché ci si limita ad un bilancio locale qualunque sia la posizione, le considereremo funzione del solo tempo. L'equazione del bilancio si può scrivere:

$$\rho c \frac{d}{dt} \cdot (H\, \overline{T}) = - \operatorname{div} (\overline{F} + \overline{G}) + S - \varphi_u \qquad (1)$$

In questa equazione non compaiono i termini dovuti alla non orizzontalità della faccia superione e inferiore della colonna, in quanto sono ritenuti trascurabili. Ponendo nella (1) $E(t) = \rho c\, H(t) \cdot \overline{T}$ (t) ed integrando fra 0 e t si ottiene la variazione dell'energia interna E(t) della colonna (di sezione unitaria) rispetto al valore iniziale E(0):

$$E(t) - E(0) = - \int_0^t div\, (\overline{F} + \overline{G})\, dt' + \int_0^t (S - \varphi_u)\, dt' \qquad (2)$$

Se la temperatura è uniforme lungo la verticale si ottiene: Fx = ρc Q_x T, Fy = ρc Q_y T, dove Q_x e Q_y - componenti del vettore $\overline{Q}$ - sono gli integrali lungo la verticale, rispettivamente secondo x e y, delle velocità. In tal caso, dalla (1) si ottiene:

$$\rho c H \frac{dT}{dt} = -\rho c \overline{Q} \text{ grad } T + \text{div } \overline{G} + S - \varphi_u \qquad (3)$$

Dalla (3), la variazione della temperatura T(t) della colonna rispetto al valore iniziale T(0) è:

$$T(t) - T(0) = \int_0^t \frac{div\overline{G} - \rho\overline{Q} grad T}{\rho c H} dt' + \int_0^t \frac{S - \varphi u}{\rho c H} dt' \qquad (4)$$

La (2) e la (4) esprimono delle variazioni di energia interna e di temperatura anche attraverso il trasporto orizzontale (che però si annulla nel caso di un bacino chiuso dal fondo piatto e con condizioni al contorno indipendenti da x e y).

Con i dati sperimentali a nostra disposizione, è possibile calcolare: la variazione di energia o di temperatura (1° membro della (2) o della (4)); l'energia solare assorbita S(t), conoscendo l'albedo; infine - con una certa approssimazione - il flusso $\varphi_u = \varphi_0 + \varphi_1$ uscente alle interfacce. Note queste grandezze e conoscendo H(t) si può valutare (con la (2) o con la (4)) l'entità del termine legato al trasporto orizzontale.

La componente φ_1 del flusso uscente viene valutata con formule empiriche (E. B. KRAUS, 1972) φ_0 viene invece calcolato con la legge di Fourier: $\varphi_0 = -k \frac{\delta t}{\delta z}$ applicata al sedimento, che viene supposto come solido in prima approssimazione; il gradiente dovrebbe essere calcolato ali1interfaccia sedimento-acqua, che però non è così netta ma piuttosto una sona di transizione fra liquido e "solido". Quindi, in pratica si calcola come differenza fra le temperature del sedimento a 5 cm e 12.5 cm dall'interfaccia. Per la conducibilità K si è assunto un valore consistente con la natura del sedimento stesso. (J.L.MONTEITH, 1973; L. BATTISTON, A. GIOMMONI, L. PILAN, S. VINCENZI, 1982).

3. FLUSSO SUL FONDO

II flusso sul fondo φ_0 ha un andamento fluttuante nel corso del giorno ed a seconda della stagione è diretto verso lo strato d'acqua sovrastante oppure in senso opposto. Dalle campagne invernali (Ca'Zane, dicembre 1983; Palude di Cena, dicembre 1987;

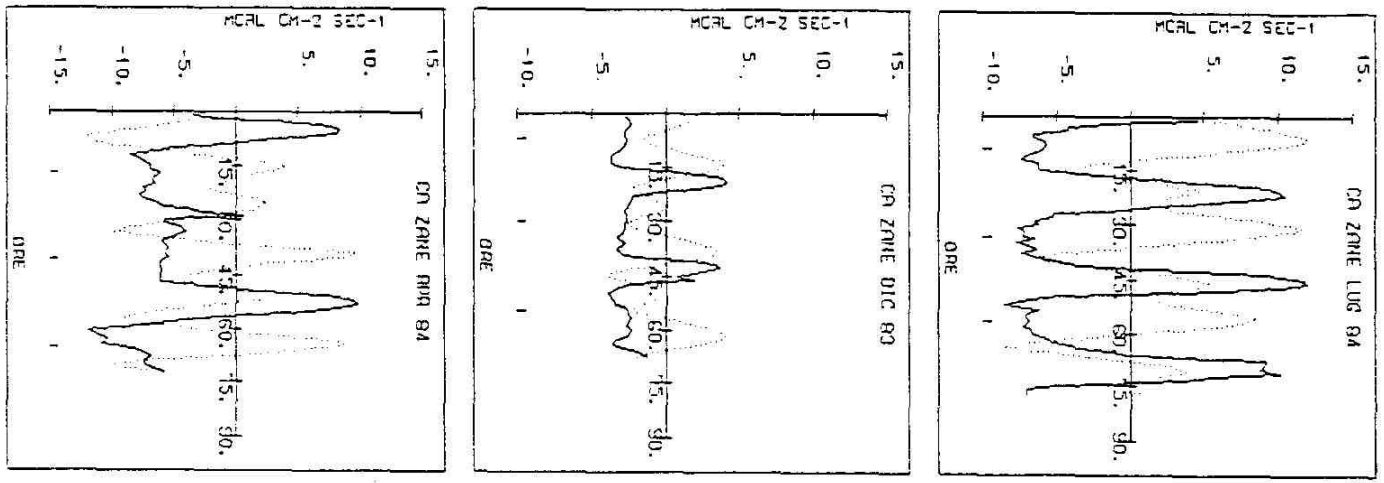


Figura 2. Andamento temporale del guadagno netto verticale (linea continua) di una colonna d'acqua. La linea tratteggiata rappresenta l'andamento dell'altezza H(t) della colonna in unità arbitrarie. Il tempo è espresso in ore dall'inizio delle misure; i trattini verticali, ai piedi di ogni figura indicano la mezzanotte.

altre eseguite in diversi contesti (L. PILAN, 1984)), risulta un flusso sempre diretto verso l'acqua. Nella campagna estiva (Ca' Zane, luglio 1984) si verifica prevalentemente il viceversa. Nel mese di aprile (Ca' Zane, 1984) la situazione è più di tipo estivo che invernale. In ogni caso, il valore tipico di φ_0e abbastanza più piccolo di φ_1 (circa un ordine di grandezza); in altri termini, la temperatura dell'acqua è determinata sostanzialmente dal flusso superficiale φ_1 e dall'energia solare assorbita S, oltre che dal trasporto orizzontale. Tuttavia il flusso φ_0 si può considerare rilevante agli effetti della propagazione dell'onda termica nel sedimento, dove la temperatura varia sensibilmente durante il giorno, con escursioni che si riducono con la profondità.

L'andamento temporale del guadagno verticale $I(t)=S(t)- \varphi_u (t)$ è rappresentato in Figura 2 per i diversi casi considerati. Si nota che questo andamento può essere abbastanza ben schematizzato da una funzione coincidente con il tratto positivo di una sinusoide altrimenti nulla e traslata verso il basso, il che si verifica in giornate di normale insolazione, cioè quando il flusso solare incidente è rappresentato da un arco di sinusoide. L'assumere per I(t) la forma suddetta può costituire il presupposto per descrivere in prima approssimazione alcuni aspetti qualitativi dell'interazione fra ciclo solare e ciclo mareale, per un bacino poco profondo (A. GIOMMONl, L. PILAN, S. VINCENZI, 1984).

Nei casi descritti dalla Figura 2, il guadagno I(t) ha un valore medio diurno $\bar{I}$ sensibilmente negativo perciò il secondo integrale che compare nella (4) è una funzione decrescente del tempo (con valore iniziale zero). L'andamento di questa funzione (Figura 3 - linea tratteggiata) dovrebbe coincidere con l'andamento della temperatura riferita all'istante iniziale dei singoli cicli di misura. T(t)-T(Q), se non vi fosse il trasporto orizzontale. La presenza di quest'ultimo fa si che il primo termine del secondo membro della (4) sia positivo o negativo a seconda della stagione e della storia meteorologica recente. In ogni caso, l'apporto orizzontale rende ragione delle oscillazioni di temperatura con periodo pressocchè mareale, mentre il guadagno I(t) determina le oscillazioni con periodo quasi diurno. Quest'ultimo tipo di oscillazione è prevalente nella stagione estiva, mentre si ha il viceversa nella stagione invernale.

L'andamento della temperatura T(t) della colonna d'acqua considerata si riflette su quello della temperatura nel sedimento. Alcuni aspetti dell'interazione acqua-sedimento si possono notare a partire dai dati della campagna estiva, in quanto gli andamenti della temperatura nei due mezzi a vari livelli (Figura 4)

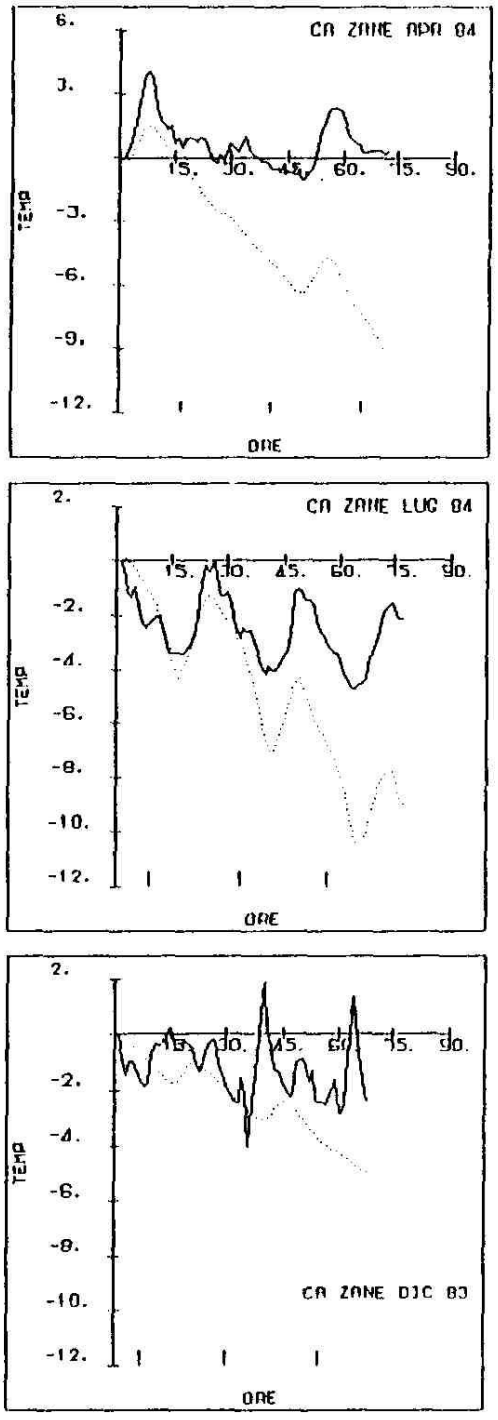


Figura 3. Confronto fra la temperatura della colonna d'acqua, riferita all'istante iniziale (linea continua) e la temperatura che si avrebbe a parità di I(t) ma in assenza di flusso trasversale (linea tratteggiata)

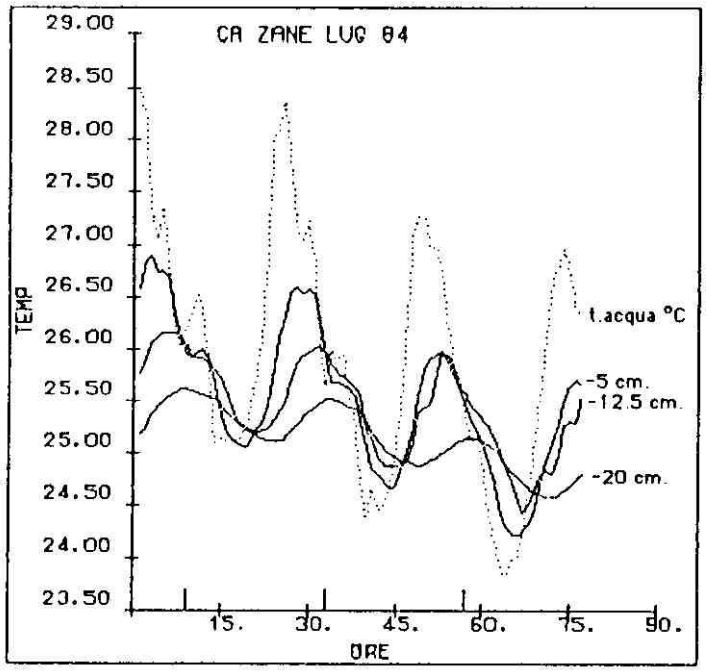


Figura 4. Temperatura a tre livelli nel sedimento.

presentano le escursioni diurne maggiori e sono più smussati rispetto a quelli delle altre campagne. I massimi della temperatura dell'acqua si verificano dalle quattro alle cinque ore dopo il mezzodì quando il valore del guadagno I(t) ha il suo valore massimo, mentre i massimi della T per z=-5 cm si hanno poco prima delle ore 20. I massimi della temperatura nel sedimento (almeno nei primi due giorni) presentano uno sfasamento ϑ, in ore, rispetto al mezzodì che è esprimibile mediante la relazione

$\vartheta(z) = \frac{z}{3} + 5.3$, dove z denota la profondità a partire dall'interfaccia. Ciò significa che il massimo di temperatura all'interfaccia acqua-sedimento ha un ritardo di almeno 5 ore rispetto al massimo del flusso netto.

Si prescinda dalla tendenza alla diminuizione della temperatura e si supponga che il semispazio (omogeneo) z>0 sia governato da un flusso al contorno z=0 uguale a I(t) ma con valor medio nullo. In tal caso si può dedurre (D. CAMUFFO, L. PILAN, S. VINCENZI, 1984) che il massimo della T dovrebbe essere sfasato

di tre ore scarse rispetto al massimo di I(t), nel periodo dell'anno al quale ci si riferisce.

Analoghi ritardi, ben superiori alle tre ore, si sono notati in una campagna di misura (S. PUGNAGHI, S. TEGGI, S. VINCENZI. 1988) eseguita in analogo periodo dell'anno (fine giugno '87) nelle Valli di Comacchio, dove la profondità dell'acqua è circa un metro come nelle zone della Laguna di Venezia che si considerano. Quindi lo strato d'acqua, sia esso ben mescolato o stratificato ha l'effetto di introdurre uno sfasamento (oltre ad una attenuazione) superiore a quella che si avrebbe a parità di flusso netto sul contorno.

BIBLIOGRAFIA

Battiston L., Giommoni A., Pilan L., Vincenzi S.; 1982 – Seasonal variation on heat flux at the water-sediment interface in very shallow lagoons, Oceanol. Acta, SP. N.

Camuffo D. , Pilan L., Vincenzi S.; 1984 - A first-order analysis of the heat wave in the soil. WASP, Air and Soil Pollution, 23, 441-454.

Giommoni A., Pilan L., Vincenzi S. ; 1984 - Andamento diurno della temperatura dell'acqua in zone basse della laguna Veneta, Tech.Note N°86, ISDGM-CNR,Venezia. Kraus E.B.; 1972 - Atmosphere-Ocean Interaction. Clarendon Press, Oxford, 271 PP.

Monteith J. L. ; 1973 - Principles of Enviromental Physics. Arnold E. Publisher, London, 241 PP.

Pilan L. ; 1984 - Ciclo annuale della temperatura del sedimento: lagunare. Tech. Report N°128, ISDGM-CNR,Venezia.

Pugnaghi S., Teggi S., Vincenzi S. ; 1988 - Immagini da satellite: temperatura di uno specchio d'acqua chiuso. GNFAO Workshop, Como 14-19 marzo.

Reparto Misure Ambientali; 1987 - Misura della distribuzione salina in una foce a basso fondale all'interfaccia terraferma-laguna di Venezia. Tech. Note N°103

ATTI DELL' 8° CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1 - 3 GIUGNO 1988 da pag. 573 a pag. 584

VARIAZIONI DI ALCUNI PARAMETRI IDROLOGICI IN RELAZIONE A CICLI MARSALI IN UN ESTUARIO LAGUNARE VENETO E LORO IMPLICAZIONI ECOLOGICHE.

R. SCONFIETTI & R. SOFFIANTINI

Dip. to di Genetica e Microbiologia, Sezione di Ecologia Centro interuniversitario di Ecologia delle Acque interne Piazza Botta, 10 I-27100 PAVIA

RIASSUNTO.

Lungo l'estuario lagunare del fiume Dese sono state eseguite 20 campagne di prelievi mensili, analizzando le variazioni di alcuni parametri idrologici durante le maree sizigiali.

Sono state successivamente analizzate alcune implicazioni sui popolamenti bentonici.

Il complesso quadro ambientale emergente è il risultato della sovrapposizione e della fusione di caratteristiche propriamente lagunari con altre più tipicamente estuariali.

SUMMARY - TIDAL VARIATIONS OF SOME HYDROLOGICAL FACTORS AND THEIR ECOLOGICAL IMPLICATIONS IN A VENETIAN LAGOON ESTUARY.

Throughout the course of the river Dese in the Lagoon of Venice, from November 1984 up to June 1986 some hydrological factors (temperature, salinity, dissolved oxygen, $B.O.D._5$, pH, calcium and magnesium contents and transparence) were monthly measured during spring tides in eight sites, both at high and low water.

Most of the studied parameters show variations due both to the tidal cycle and to seasonality.

The summer dystrophic crisis in the upper zone has no remarkable implications on the estuarine community, but it can restrain growth and reproduction in marine species (i.e. the Amphipod *Caprella equilibra*) colonizing the lower sites, affected by dystrophic waters only at low tide.

Salinity is the main factor which determines the estuarine zonation of the communities; its variations can also cause different phenotypic responses in some lagoon species (i.e. the Isopod *Sphaeroma serratum*), which have a better growth at high salinities, showing "dwarf" individuals in the estuarine side of their distribution range.

1. PREMESSA

II fiume Dese sfocia nel settore Nord della Laguna di Venezia (fìg. 1a) e raggiunge il mare Adriatico incanalato naturalmente fra barene; la portata relativamente costante, benché modesta, di questo corso d'acqua, l'apprezzabile escursione di marea (80-100 cm) del nord-Adriatico ed il bacino di diluizione costituito dalla laguna, concorrono alla formazione dì un netto ed estero gradiente estuariale, in parte studiato da DAZZI, HIREL e NYFFELER (1976).

Questa ricerca si pone lo scopo primario di individuare e quantificare la dinamica mareale e stagionale dei parametri idrologici di più immediato interesse ecologico, in funzione di una corretta interpretazione della dinamica dei popolamenti macrobentonici dell'estuario.

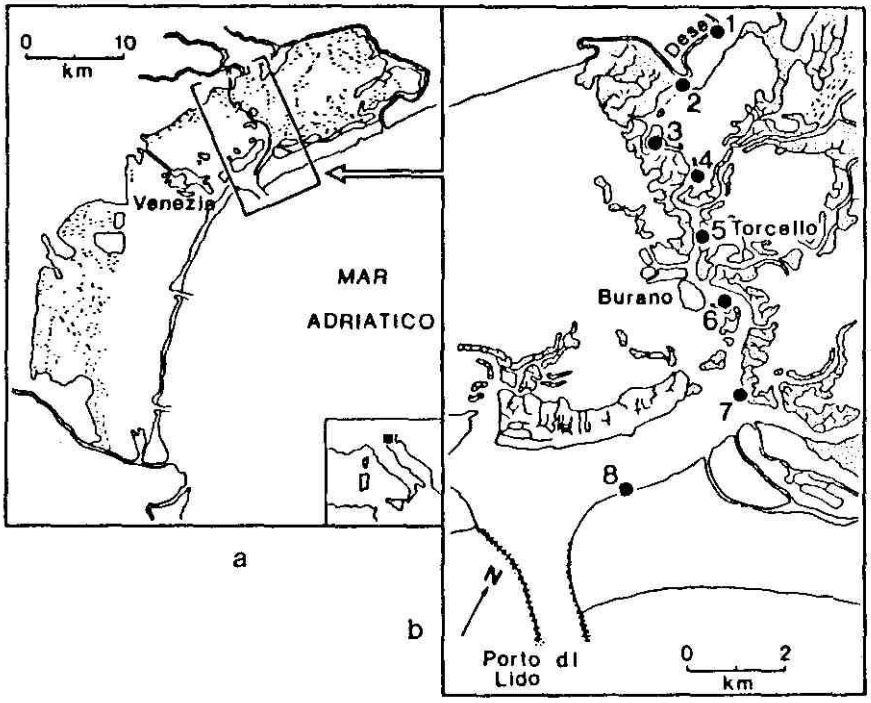


Fig. 1 - (a) la Laguna di Venezia; (b) stazioni di campionamento.

2. METODI DI LAVORO

Dal novembre 1984 al giugno 1986 sono state analizzate mensilmente (tab. I) le variazioni di alcuni parametri chimico-fisici in relazione alle fasi di marea in sizigie; in otto stazioni (fig. 1b) si sono rilevate, in superficie e a -2m, temperatura e salinità, mentre a stazioni alterne sono stati misurati ossigeno disciolto, $B.O.D._5$, concentrazioni di calcio e di magnesio, pH, trasparenza.

I metodi di analisi chimica si riferiscono al manuale di STRICKLAND S PARSONS (1972).

21.11.84	20.12.84	23.01.85	18.02.85	20.03.85
17.04.85	21.05.85	26.06.85	18.07.85	19.08.85
13.09.85	14.10.85	11.11.85	10.12.85	8.01.86
6.02.86	7.03.86	8.04.86	9.05.86	10.06.86

Tab. I - Date dei prelievi.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

3.1. TEMPERATURA - Ha mostrato, come prevedibile secondo i dati di letteratura (PICOTTI, 1935), un evidente ciclo stagionale, direttamente riconducibile alle variazioni termiche atmosferiche (fig. 2); non sono state, invece, osservate differenze rilevanti fra superficie e –2m

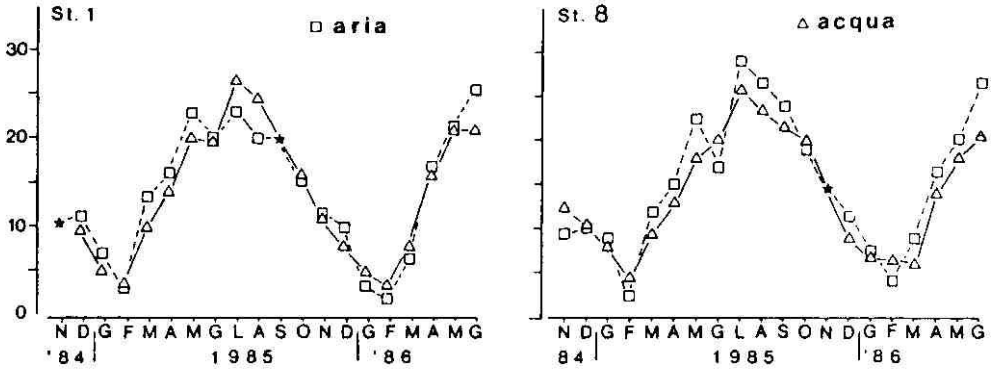


Fig. 2 - Temperatura dell'aria e dell'acqua in superficie agli estremi del gradiente. E' riportato il valore medio fra i prelievi ad alta e bassa marea.

Le frequenti differenze termiche tra le fasi di alta e bassa marea sono per lo più dovute alla diversa ora in cui venivano eseguiti i prelievi, anche se non è da trascurare del tutto il settore di provenienza della massa d'acqua.

3.2. SALINITÀ- Accanto alle variazioni su scala spaziale (fig. 3a), riconducibili alla dinamica intrinseca dell'estuario, la salinità presenta ampie oscillazioni semidiurne, legate ai cicli di marea e, a lungo termine, legate alla stagionalità (fig. 4).

La maggiore variabilità si osserva nella zona superiore, dove è più netto il contrasto tra il fiume da un lato e la corrente di marea dall'altro; gli elevati valori di salinità in estate sono riconducibili da un lato alla intensa evaporazione estiva e dall'altro alla ridotta portata del Dese, dovuta sia alla scarsa piovosità sia all'utilizzo cospicuo di acqua per irrigare le numerose colture intensive della zona.

Le maggiori velocità di corrente nella fase di marea calante favoriscono la turbolenza ed il rimescolamento, attenuando la stratificazione alina; in ogni caso, nel settore più "marino" le differenze fra la superficie e -2m sono minime (fig. 3b), in quanto la massa di acque continentali superficiali diventa trascurabile rispetto a quella proveniente dal vicino mare

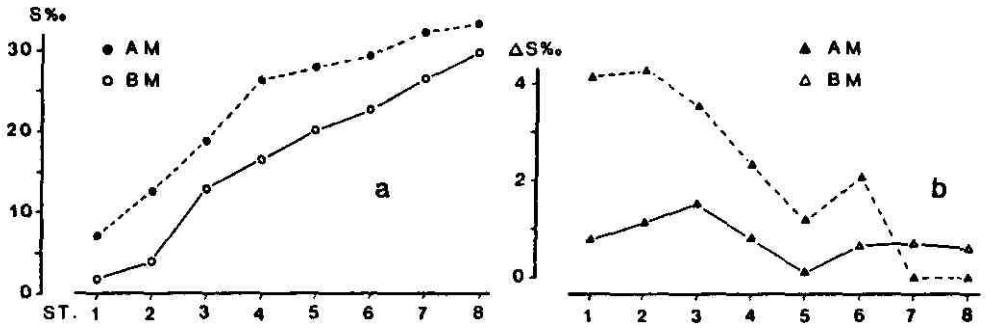


Fig. 3 - Salinità: (a) valori medi in superficie; (b) differenze medie fra la superficie e -2m.

3.3. CALCIO E MAGNESIO - Le concentrazioni assolute di questi cationi mostrano inarcate variazioni spaziali e temporali (fig. 5), riconducibili a quelle della salinità totale.

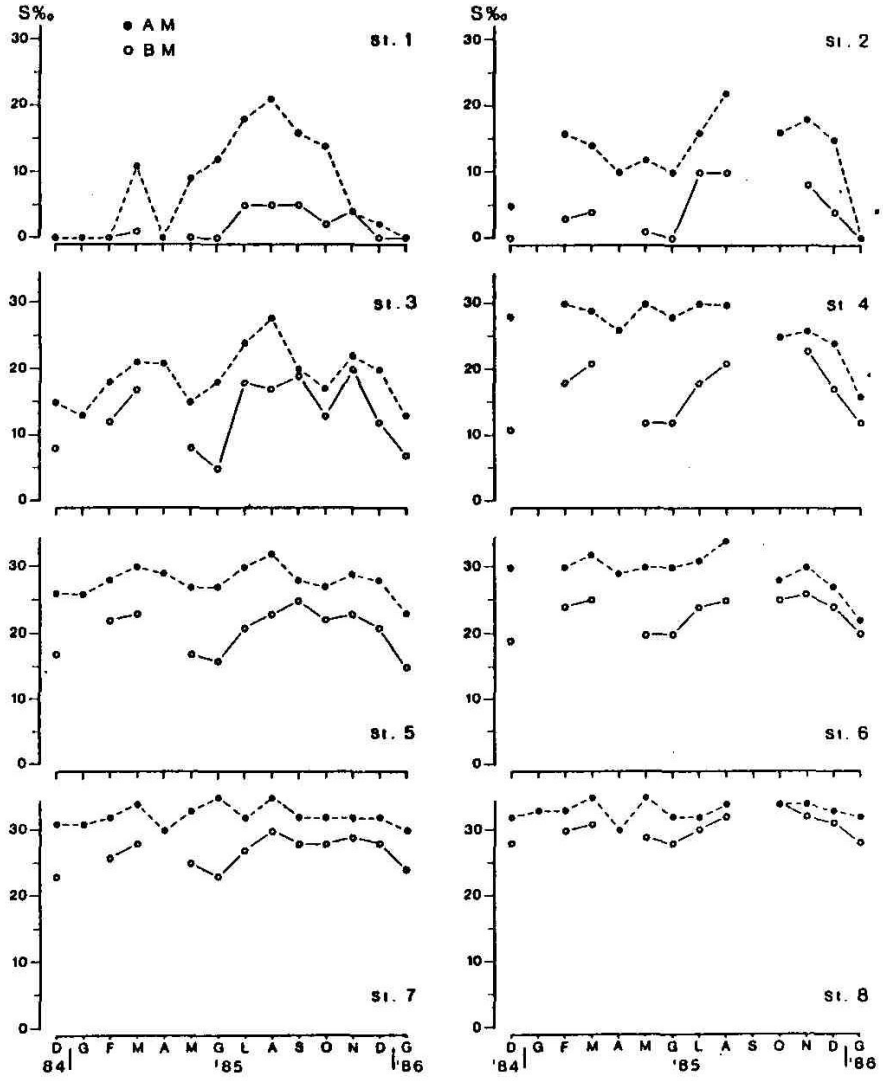


Fig. 4 - Variazioni stagionali della salinità in superficie.

Lungo quasi tutto l'estuario, però, il loro rapporto si mantiene relativamente stabile intorno al valore medio per l'acqua di mare (GHIRARDELLI, 1981); solo nella staz. 1, dove la salinità scende a valori molto bassi o nulli, si registra una netta alterazione nella composizione ionica del

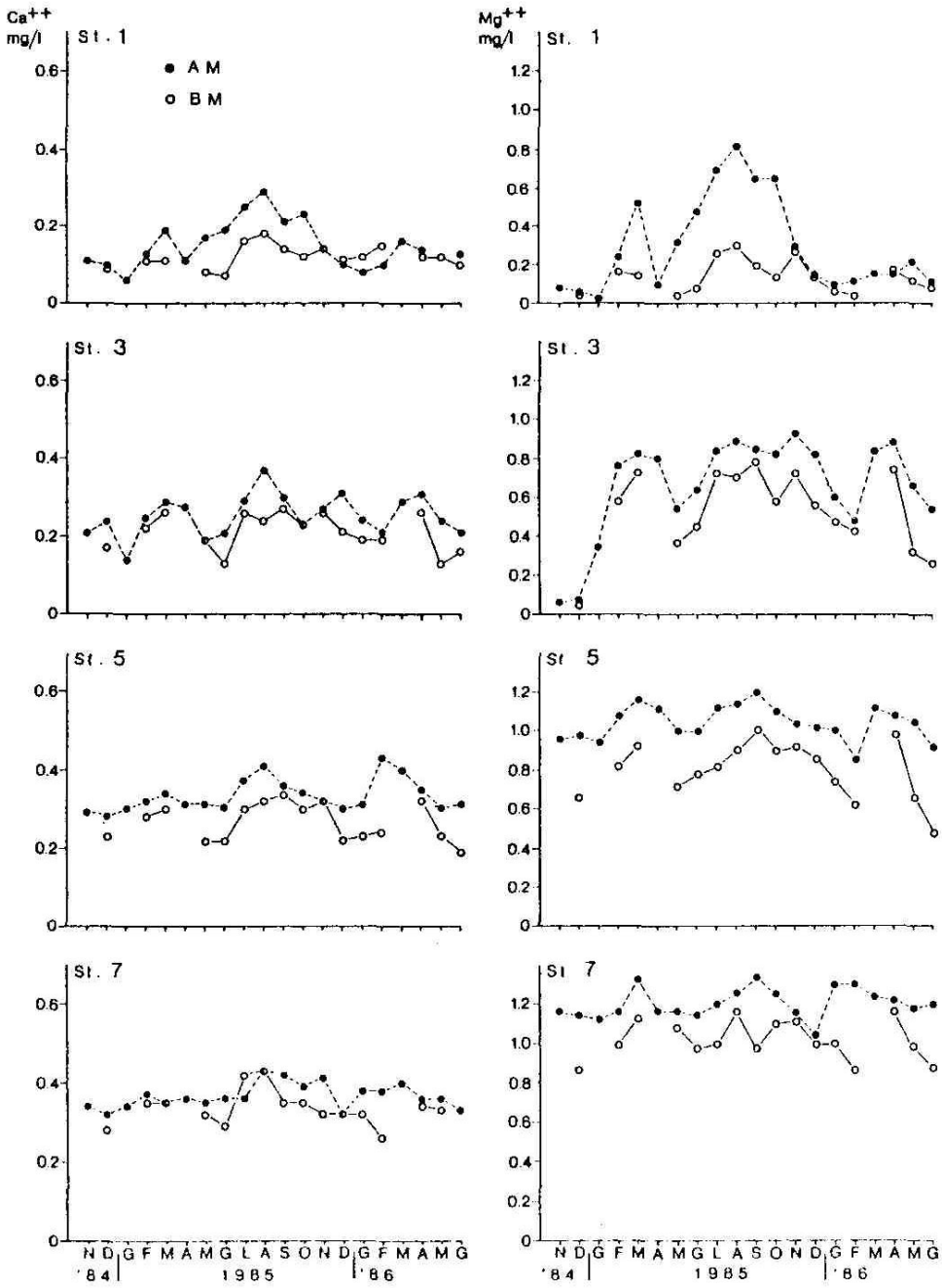


Fig. 5 - Variazioni stagionali della concentrazione degli ioni calcio e magnesio in superficie.

mezzo (KHLEBOVICH, 1968), e il rapporto Ca++/Mg++ aumenta, fino a diventare 5 volte il valore medio marino (fig. 6).

Nelle acque del Dese, comunque, la concentrazione degli ioni calcio e magnesio rimane decisamente al di sopra di quella media delle acque continentali; ci si trova, pertanto, in presenza di una elevata durezza totale

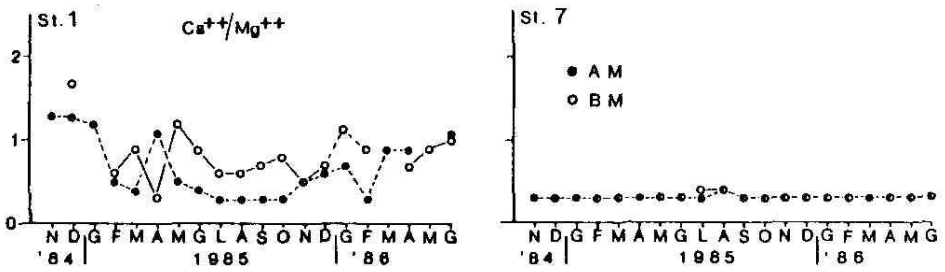


Fig. 6 - Variazioni stagionali del rapporto Ca++/Mg++ agli estremi del gradiente.

3.4. OSSIGENO DISCIOLTO - I valori maggiori di questo parametro si registrano durante le basse maree invernali (fig. 7), quando basse temperature e basse salinità favoriscono una maggiore solubilità del gas.

In estate l'intensa produzione di biomassa, le temperature elevate e la vicinanza di bacini semi-palustri, favoriscono fenomeni distrofici (SACCHI,1967) nelle stazioni meno vivificate del tratto superiore, che si traducono in basse concentrazioni di ossigeno, talvolta completamente assente anche in ore di intensa illuminazione.

A marea uscente le acque distrofiche continentali interessano anche le stazioni più vivacemente ed efficacemente vivificate dalle maree.

Rimane da chiarire l'interessante fenomeno osservato nella staz. 1 , dove la situazione estiva è invertita rispetto alle rimanenti stazioni; la presenza di. abbondanti diatomee dulcicole, spazzate ad alta marea dalle acque marine, potrebbe fornirne una spiegazione plausibile/ che tuttavia non è, per il momento, sorretta da alcun dato sperimentale.

3.5. B.O.D. - A conferma della crisi distrofica in atto, durante i mesi estivi in tutte le stazioni si sono registrati, a distanza di cinque giorni, consumi totali

dell'ossigeno presente inizialmente, mentre in inverno il consumo di ossigeno si mantiene in genere su valori bassi

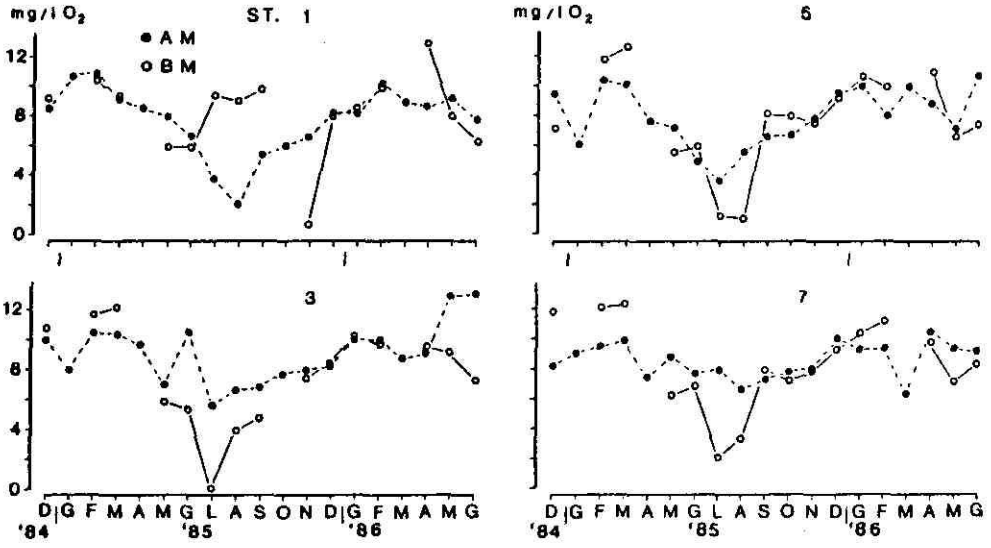


Fig. 7 - Variazioni stagionali dell'ossigeno disciolto in superficie.

3.6. pH - La variabilità di questa misura non è apparentemente riconducibile alla dinamica estuariale.

I dati in nostro possesso consentono però, di affermare genericamente che i valori minimi di pH si registrano durante la distrofia estiva,mentre i massimi si misurano nel mese di maggio, in concomitanza con il periodo di più attiva produzione fotosintetica.

3.7. TRASPARENZA - Nonostante l'approssimazione e la soggettività delle letture, la misura della trasparenza con il disco di Secchi conserva la sua validità, specialmente in ambienti dove la torbidità, comunque sempre elevata, può subire variazioni locali e momentanee (VERCELLI, 1950) .

I nostri risultati sono legati da un lato alla dinamica fisica dell'ecosistema studiato, dall'altro alla sua dinamica trofica.

A proposito del primo fattore, la trasparenza aumenta procedendo dalle zone interne verso la bocca di porto; parallelamente, le differenze fra alta e bassa marea sono

quasi mille a monte e massime verso mare (fig. 8), quando le acque marine relativamente più limpide penetrano all'interno della laguna.

Per quanto riguarda, invece, la dinamica del trofismo, le letture di trasparenza confermano le due opposte situazioni stagionali: si sono notati, infatti, valori generalmente inferiori alla media nei mesi estivi, in relazione ad un elevato carico organico del sistema, e superiori nei mesi invernali, in corrispondenza del forte rallentamento dell'attività biologica

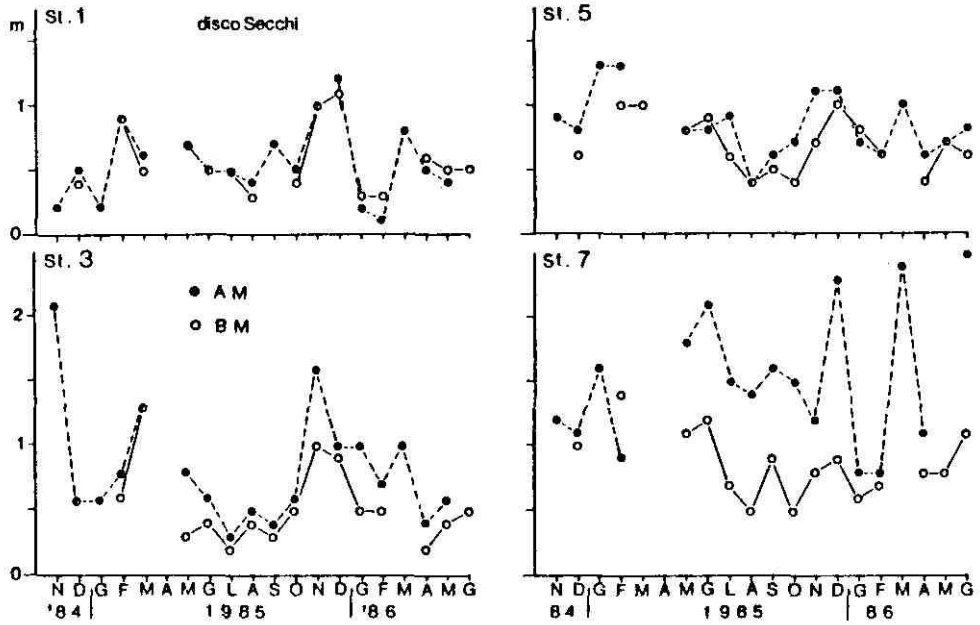


Fig. 8 - Variazioni stagionali della trasparenza.

4. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

I rilevamenti eseguiti hanno permesso di definire un complesso quadro ambientale, che risulta dalla sovrapposizione e dalla fusione di caratteristiche propriamente lagunari con altre più tipicamente estuariali.

L'estensione del gradiente è notevole, grazie anche all'immissione del Canale Silone, proveniente dal Sile, all'altezza dell'isola di Torcello; tale estensione si

riflette sulla struttura dei popolamenti bentonici, adattati alle differenti condizioni ecologiche lungo il gradiente.

Anche le tassocenosi di substrati coerenti, costituiti in questo caso essenzialmente dalle bricole, mostrano una evidente zonazione orizzontale, riscontrata sia nel macrobenthos sessile (SCONFIETTI & MARINO, 1989) sia nei Crostacei Peracaridi (SCONFIETTI, 1987 e 1988).

La zona superiore, rappresentata dalle stazioni 1 e 2, presenta una originalità propria, che la distingue sia rispetto all'ambiente continentale in senso stretto, sia rispetto all'ambiente lagunare; in particolare nella staz. 1 si rileva una tassocenosi essenzialmente composta da specie esclusive, che si possono definire, secondo McLUSKY (1981), specie prettamente estuariali.

In questa zona, infatti, la salinità si trova mediamente proprio intorno a quei valori critici dell'<horoalinicum> (5-8‰) che il KINNE (1971) indica come "una significativa barriera ecofisiologica caratterizzata da un minimo di specie".

D'altra parte il rapporto Ca++/Mg++, ecologicamente più importante rispetto ai valori assoluti, come suggeriva il PORA (1973) a proposito del fattore "ropico", è sufficientemente elevato da costituire un valido sostegno all'economia osmoregolatrice, consentendo la profonda penetrazione di molte specie di provenienza marina, che sembrano adattarsi bene ad un range di salinità insolitamente esteso.

La dinamica stagionale del trofismo non sembra avere una influenza immediata sulle tassocenosi bentoniche ; per 1'Anfipode *Capretta equilibra* Say si è tuttavia osservato nella staz. 7 (SCONFIETTI & LUPARIA, in stampa) che il deficit estivo di ossigeno può inibire la crescita e la riproduzione anche nelle stazioni verso mare, interessate solo indirettamente dalle acque distrofiche durante la bassa marea.

In ogni caso, fra tutti i fattori, la salinità sembra svolgere un ruolo decisivo nel determinare la struttura delle comunità bentoniche.

Accanto a questa azione macroscopica, la salinità può intervenire anche a livello specifico, condizionando il metabolismo energetico di taluni organismi : una nostra ricerca sull'Isopode *Sphaeroma serratum* (F.) (SCONFIETTI & SOFFIANTINI, 1988) ha mostrato, infatti, una correlazione diretta fra mole e salinità all'interno del range di distribuzione della specie lungo l'estuario.

Le moli minime sono viste, in questo caso, come una risposta fenotipica ad una maggiore spesa energetica per 1'attività osmoregolatoria.

Le peculiarità chimico-fisiche ed ecologiche riscontrate fanno ritenere, quindi, che questo estuario lagunare Veneto possa essere considerato una sorta di "unicum" ambientale nel mondo mediterraneo, che non ha molti termini di confronto diretto anche nel mondo oceanico.

5. RINGRAZIAMENTI

Gli Autori ringraziano i Proff. Cesare F. Sacchi, della Sezione di Ecologia del Dip.to di Genetica, e Vincenzo Riganti, del Dip.to di Chimica Generale dell'Università di Pavia, per i preziosi consigli forniti.

Per aver fornito i dati di marea si ringraziano inoltre: l'Ing. Roberto Dazzi, del Laboratorio per lo Studio della Dinamica delle Grandi Masse, CNR; il Centro Previsioni e Segnalazioni Maree; l'Ufficio Idrografico del Magistrato alle Acque di Venezia.

BIBLIOGRAFIA

Dazzi R., Hirel B. e Nyffeler F.; 1976 – Condizioni idrologiche e circolazione idraulica nella parte di laguna nord soggetta ad apporti di acqua dolce (la foce del Dese). Archo Oceanogr. Limnol., 18 (suppl.), 3 : 451-465.

Ghirardelli E.; 1981 - La vita nelle acque. UTET, Torino, 610 PP.

McLusky D.S.; 1981 - The Estuarine Ecosystem. Blackie, Glasgow and London, 150 PP.

Khlebovich V.V.; 1969 - Aspects of animal evolution related to critical salinity and internal state. Marine Biology, 2: 338-345.

Kinne O.; 1971 - Salinity: animals-invertebrates. In: Marine Ecology, Kinne O. (ed.}. Vol. I, John Wiley and Sons, New York: 821-996.

Picotti M.; 1935 - II regime termico delle acque della Laguna Veneta. Atti Reale Ist. Ven. Sci. Lett. Arti, 94: 85-103.

Pora A.S.; 1973 - Le facteur rhopique en biologie marine.

Archo Oceanogr. Limnol., 18 (suppl.): 63-93.
Sacchi C.F.; 1967- Rythmes des facteurs physio-chimiques du milieu saumâtre et leur emploi comme indice de production. In: Problèmes de productivité biologique, Masson et CIE Eds.: 131-158.
Sconfietti R. ; 1987 - Ecologia dinamica di popolamenti estuariali a Crostacei Peracaridi nel tratto lagunare del fiume Dese (mare Adriatico, Laguna di Venezia).Tesi di Dottorato, 189 PP.
Sconfietti R.; 1988 - Researches on Spatial Distribution of Amphipods, Isopods and Tanaids (Peracarida) in a Mediterranean Estuary (River Dese, Lagoon of Venice). Crustaceana, 52 (2): 193-201.
Sconfietti R. e Luparia P. - Population Dynamics of the Amphipod *Caprella equilibra* Say, 1818 in a Lagoon Estuary (Northern Adriatic Sea, Italy). Marine Ecology, in stampa.
Sconfietti R. e Marino R.; 1989 - Patterns of Zonation of Sessile Macrobenthos in a Lagoon Estuary (Northern Adriatic Sea). Scient. Mar., 53 (2-3): 655-661.
Sconfietti R. e Soffiantini R.; 1988 - Size Variations of *Sphaeroma serratum* (F.) (Crustacea Isopoda) along a Nord-Adriatic Estuarine Gradient. Rapp. Comm. int. Mer Médit., 32 (2): 59.
Strickland J.D.H. e Parsons T.R.; 1972 - A Practical Handbook of Seawater Analysis. Fish. Res. Bd. Canada, Ottawa, Bull. 167 (II ed.), 310 PP.
Vercelli F.; 1950 - Trasparenza e colore delle acque della Laguna di Venezia. Archo Oceanogr. Limnol., 7 (1): 3-15.

ATTI DELL'8° CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1 - 3 GIUGNO 1988 da pag. 585 a pag. 592

LE COSTANTI ARMONICHE DI MAREA DI BAIA TERRA NOVA (MARE DI ROSS - ANTARTIDE)

C. STOCCHINO*, C. LUSETTI**

* Istituto per l'Automazione Navale del CNR-Genova
** Istituto Idrografico della Marina - Genova

RIASSUNTO

Sono presentate le costanti armoniche di marea di Baia Terra Nova calcolate da due registrazioni di 49 (28.12.1986 - 14.2.1987) e 36 giorni (10.1 - 14.2. 1988). L'analisi è stata effettuata usando il metodo di Doodson dopo avere eliminato due lacune dalla prima registrazione mediante il metodo di Massima Entropia (Ulrych e Clayton, 1976). Dopo alcune considerazioni sull'affidabilità dei dati (Stocchino e Lusetti, 1988) si è ottenuto, mediante una operazione di media, un insieme di costanti. Le previsioni effettuate su alcuni periodi hanno mostrato un buon accordo tra dati previsti e dati osservati. L'andamento della marea risulta essere di tipo diurno, in accordo con quanto stabilito da altri Autori (Heath, 1971 - Williams & Robinson, 1980).

SUMMARY

The harmonic tide costants at Baia Terra Nova calculated from two records of 49 (28.12.1986 - 14.2.1987) and 36 days (10.1. - 14.2.1988) are presented. The analysis is performed by using the Doodson's method after the elimination, from the first record, of two lacks of data by the Maximum Entropy Method (Ulrych & Clayton, 1976). After some considerations about the reliability of the data (Stocchino & Lusetti, 1988) a set of harmonic constant is obtained. The forecasting of some days shows a good agreement between observed and calculated data. The behaviour of the tide is diurnal according the results of other Authors (Heath, 1971 - Williams & Robinson, 1980).

1. INTRODUZIONE

Nell'ambito del Programma Nazionale di Ricerche in Antartide sono state effettuate, nelle stagioni 1986-87 e 1987-

1988, alcune serie continue di registrazioni del livello del mare.

Lo scopo di tali misure è stato quello dì acquisire dati sulle caratteristiche delle maree in una zona del Mare di Ross non investigata precedentemente.

Tra le altre cose,la conoscenza della marea permette di seguire i fenomeni che preparano il distacco di masse di ghiaccio costiero.

Le prime osservazioni della marea nel Mare di Ross risalgono agli inizi del secolo attuale e furono eseguite nelle località di Capo Adare (Bernacchi, 1901) , Hut Point (Darwin, 1924),Capo Royds (Shackleton, 1909) e Capo Evans (Doodson, 1924) .

A partire dal 1957, in concomitanza con 1'Anno Geofisico Internazionale, vennero effettuate altre numerose registrazioni mareografiche, in particolare in vicinanza della Stazione di Mc Murdo (Mc Donald e Burrows - 1959; Heath - 1971).

2. CARATTERISTICHE DELLA MAREA NEL MARE DI ROSS.

Dalle misure effettuate si deduce che la marea ha un andamento di carattere prevalentemente diurno e le ampiezze delle componenti diurne sono maggiori di quelle che si hanno nell'adiacente Oceano Pacifico. L'escursione della marea, alle sizigie, è compreso tra 1 e 1.5 m arrivando a 2 m nella parte più meridionale del Ross Ice Shelf.

Le ampiezze delle principali componenti diurne sono e-saltate, sembra, dalle condizioni di risonanza del Mare di Ross. Le componenti semidiurne N_2, S_2 e N_2 hanno invece ampiezza molto piccola (Williams e Robinson, 1980) .

3. STAZIONE MAREOGRAFICA DI BAIA TERRA NOVA E STRUMENTI IM -PIEGATI.

La Baia di Terra Nova è costituita da un'ampia insenatura larga circa 40 miglia e profonda 15. E' chiusa a NE dalla penisola di Capo Washington, a N è delimitata dal massiccio del Vulcano Melbourne e, a S, dalla lingua generata dal Ghiacciaio Drygalski, che si inoltra nel Mare di Ross per circa 30 miglia.

I fondali della Baia sono profondi e arrivano sino a circa 1000 m anche in prossimità della costa. Nell'area di mare più vicina alla stazione mareografica, la platea subacquea è caratterizzata, nella sua parte centrale da un andamento molto irregolare, con fondali che raggiungono valori compresi

tra 400 e 800 metri.

La stazione mareografica è stata installata nei pressi della base, che trovasi situata nella posizione 74°41'45" S e 165°04'40" E, sul versante costiero nord-occidentale della Baia, in una zona in cui le isobate si presentano parallele, con profondità di circa 100 metri.

Lo strumento impiegato è un mareografo della Valeport, mod. BTH700. I valori del livello del mare, oltre che registrati in continuo su carta, vengono evidenziati, fino al millimetro, anche in un display a cristalli liquidi.

L'unico punto debole di questo sistema è costituito dalla sorgente di alimentazione che ha portato ad alcuni in convenienti, specialmente nella campagna 1986-87.

4., L'ANALISI ARMONICA DELLA MAREA.

L'altezza di marea, in una data località, può essere rappresentata dalla seguente relazione (Schureman, 1941)

$$h(t) = \sum_n \; f_n \, h_n \cos [\, \omega_n \, t + (\, E + u)_n - g_n]$$

in cui

- h(t) è l'altezza di marea all'istante t;
- H è l'ampiezza media della costituente n-esima;
- f è il fattore di correzione di H relativo all'anno, sempre prossimo all'unità;
- n e la velocità oraria della costituente n-esima;
- $(E+u)_n$ è la fase della costituente n-esima della forza generatrice della marea quando t=0;
- g_n è la fase della costituente n-esima rispetto alla forza generatrice;

Per ogni componente della (1), l'ampiezza H e la fase g devono essere determinate sperimentalmente: è questo lo scopo dell'analisi armonica di marea.

5. ESAME DEI DATI

La serie di dati di marea relativa al 1986-87 ha la caratteristica di presentare due lacune, rispettivamente di 33 (dalle ore 11:00 del 2.1.87 alle ore 16 del 3.1.87) e di 77 ore (dalle ore 09:00 del 30.1.87 alle ore 15:00 del 2.2.87). Rimangono quindi a disposizione tre serie di 131, 638 e 290

dati orari.

Per eseguire l'analisi di marea si è fatto ricorso al metodo di Doodson (International Hydrographic Review - 1954) . Questo metodo,pur essendo indicato per 29 giorni richiede , per la struttura dei moltiplicatori, 32 giorni di osservazioni,che corrispondono a 768 dati orari.

E' chiaro quindi che, se si vuole applicare tale metodo, occorre completare la serie,cioè riempire le zone vuote.

A tale scopo si è usato il metodo descritto da Ulrych e Clayton (1976).

Brevemente, questo metodo consiste nell'applicazione del metodo di massima entropia il quale, sfruttando le proprietà preditive di un modello AR, consente di determinare i valori mancanti di una data serie di misure, a partire dai due tronconi disponibili. Dopo aver mediato i valori ottenuti, si è operato uno "smoothing" con una "finestra" di Hanning. Con questa operazione preliminare, è stato così possibile ottenere una serie continuativa di 1170 dati orari.

Nella successiva campagna si è potuto ottenere una se -rie di valori orari che va dalle ore 12 del 10 Gennaio 1988 alle ore 9 del 14 Febbraio 1988 per un totale di 833 valori.

6. ANALISI DI MAREA E CONFRONTO DEI RISULTATI

La possibilità di disporre, per il 1988, di una serie completa di dati ci ha permesso di calcolare le costanti armoniche senza alcuna interpolazione preventiva.

Le costanti armoniche del 1987, data la maggior lunghezza della serie, sono state calcolate per tre periodi sfalsati di una settimana e facendo quindi la media dei valori.

Per quanto riguarda la serie del 1988, ci si è limitati ad eseguire l'analisi armonica per un solo periodo: quello avente come giorno centrale il 26 Gennaio 1988.

Il passo successivo è stato quello di fare la media tra le costanti calcolate nel 1987 e quelle calcolate l'anno successivo.

Per verificare la bontà dei calcoli fatti,si è effettuata la previsione per sette periodi di due giorni ciascuno e confrontandoli con i valori della marea reale. I risultati ottenuti sono soddisfacenti eccetto che per il periodo compreso tra la seconda delle interruzioni e la fine delle operazioni di misura (Stocchino e Lusetti, 1988), Ciò ha portato a considerare solo i valori della serie precedenti l' interruzione, in pratica il periodo avente come giorno centrale il 12.1.1987.

Per le previsioni si sono utilizzate 14 costanti; la fig. 1 riporta quattro esempi di previsioni confrontati con le maree reali.

Una ulteriore riprova della validità dei risultati ottenuti è data dal confronto con i valori delle costanti armoniche forniti da Heath (1971) relativamente alla base statunitense di Mc Murdo e alla base neozelandese di Scott. Entrambe le basi sono situate a poca distanza, 1'una dall'altra, sull'Isola di Ross, a Sud della base di Baia Terra Nova.

I risultati sono presentati nella seguente tabella (H in cm e g in gradi)

	Mc Murdo		Scott		Baia Terra Nova	
	H	g	H	g	H	g
O_1	20.7	2	25.9	186	17.7	26.3
P_1	7.6	32	8.8	196	5.3	59.0
K_1	22.9	32	26.5	196	16.1	59.0
N_2	1.8	244	3.1	234	3.5	298.9
M_2	4.3	229	4.6	6	5.6	57.5
S_2	1.5	327	2.4	268	5.3	351.3
K_2	0.4	82	0.6	268	1.4	351.3
M_4	0.3	258	-	-	0.9	265.5
MS_4	0.2	323	0.3	220	0.9	350.3

Tabella 1

Come si può vedere,i valori delle costanti calcolati per Baia Terra Nova sono comparabili con quelli delle basi di Mc Murdo e di Scott.

Il tipo di marea è stato calcolato mediante il rapporto

$$\frac{Hk1 + Ho1}{HM2 + HS2}$$

che, per Baia Terranova ha fornito il valore di 3.1 mentre per Mc Murdo e Scott si ottiene il valore di 7.5. Si può quindi dire che la componente semidiurna , pur essendo soverchiata da quella diurna non è così trascurabile come nel caso delle due località dell' Isola di Ross .

La tabella seguente riporta il valore di altre costanti di Baia Terra Nova

	H	g
M_m	9.4	279.5
M_{sf}	4.3	316.4
Q_1	4.6	5.8
J_1	1.7	33.5
M_1	2.6	7.9
OO_1	0.7	229.8
μ_2	2.1	254.1

7. CONCLUSIONI

L'analisi armonica della marea nella stazione di Baia Terra Nova ha fornito dei valori delle costanti piuttosto soddisfacenti alla luce delle previsioni fatte e del confronto con i dati di altri ricercatori. Il carattere della marea risulta essere principalmente diurno quindi in linea con quanto è noto dalla letteratura. E' però da rilevare che la componente semidiurna, pur essendo molto minore di quella diurna, non la si può ritenere trascurabile.

8. RINGRAZIAMENTO

Si ringrazia il Prof. Ferruccio Mesetti per avere seguito criticamente il lavoro.

BIBLIOGRAFIA

Doodson, A.T., 1954. The analysis of tidal observations for 29 days. Int. Hydrogr. Rev., Vol. XXXI, No 1, pp. 63-91.

Heath, R. A., 1971. Tidal constants for Mc Murdo Sound, Antarctica, N.Z. Journal of Marine and Freshwater, 5, pp. 376-380.

Schureman, P., 1924. Manual of harmonic analysis and prediction of tides, Sp. Pub. No. 98, Coast and Geodetic Survey, U.S. Govt. Printing Office, Washington.

Stocchino C., Lusetti C., 1988. Le costanti armoniche di marea di Baia Terra Nova (Mare di Ross - Antartide). Ist. Idr. della Marina, F.C. 1128.

Thiel E., Crary A.P., Haubrich R.A., Behrendt J.C., 1960, Gravimetric Determination of Ocean Tide, Weddel and Ross

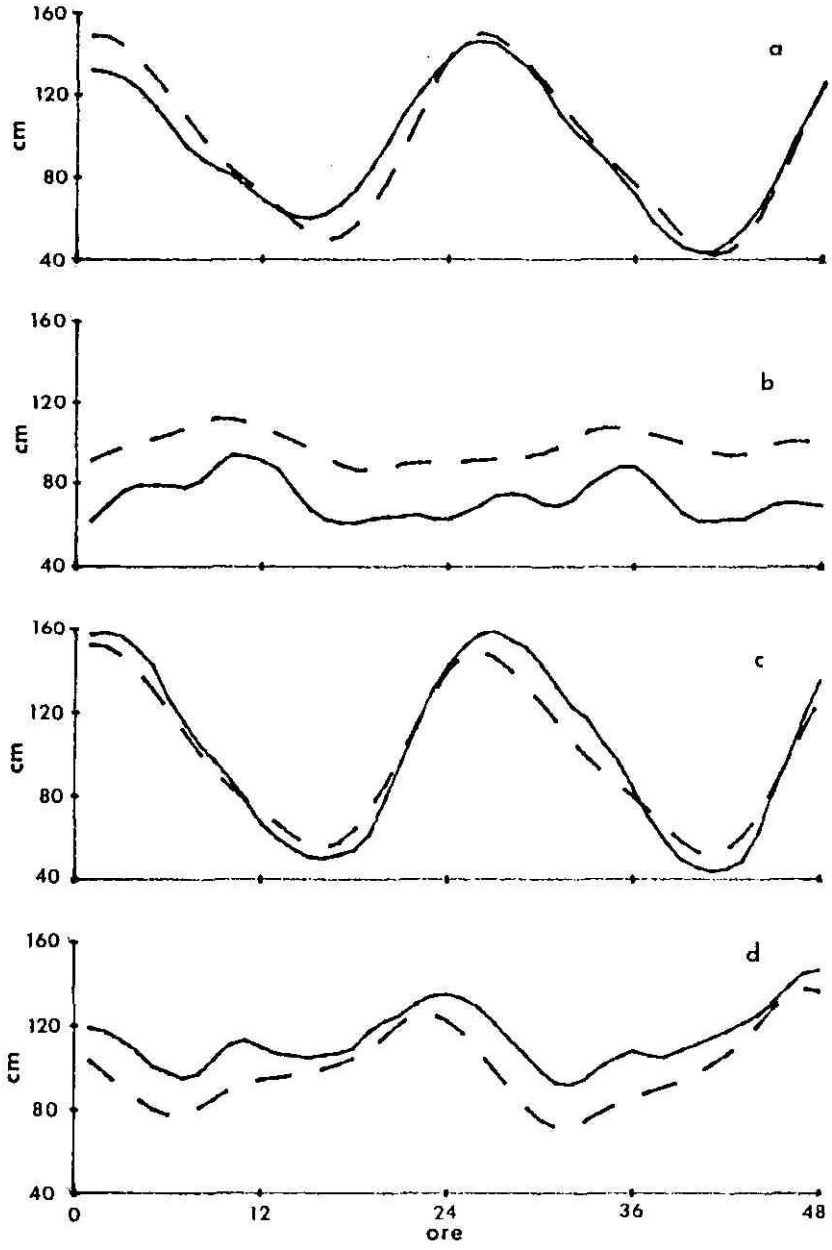


Figura 1 – Confronto tra le maree reali (linea piena) e quelle previste (linea tratteggiata) per 48 ore per a) 29.12.86, b) 20.1.87 c) 18.1.88 e d) 10.2.88

Seas, Antarctic, Journal of Geophys. Res., v. 65, No 2, pp. 629-636.
Ulrych T.J., Bishop T.N., 1976. Maximum Entropy Spectral Analysis and autoregressive decomposition, Rev. Geophys. and Space Pshysics, v. 13, p. 183-200.
Ulrych T.J., Clayton R.W., 1976, Time series modelling maximum entropy, Phys. Earth planet. Int., 12, 188-200.
Williams R.T., Robinson E.S., 1980, The Ocean Tide in the Southern Ross Sea, Journal of Geophys. Res., Vol. 85, No C11, pp. 6689-6696.

TAVOLA ROTONDA

Pallanza, 3 giugno 1988

«Per una epistemologia delle Scienze Ambientali»

Partecipanti:

prof. Gian Luca BOCCHI	docente di Epistemologia presso la Facoltà di Psicologia e Scienza dell'Educazione - Univ. di Ginevra
prof. Marcello GIORGI	ricercatore al Cern e docente di Storia della Fisica - Univ. di Trieste
dr. Agnese GRIECO	ricercatrice all'Istituto di Filosofia della Scienza - Univ. Statale di Milano
prof. Robert H. PETERS	docente di Idrobiologìa - McGill University di Montreal (Canada)
prof. Fabio TERRAGNI	biologo e giornalista scientifico -Milano
Moderatore: prof. Elvezio GHIRADELLI	docente di Zoologia - Dipartimento di Biologia Univ. di Trieste

ATTI DELL'8° CONGRESSO A.I.O.L.
PALLAN2A 1 - 3 GIUGNO 1988 da pag. 595 a pag, 603

MARCELLO GIORGI

- - - - - - - - - - - - - - - -

DIPARTIMENTO DI FISICA - Università degli studi di Trieste

IL PROBLEMA ODIERNO DELLA CONOSCENZA DEL MONDO NATURALE

- - - - - - - - - - - - - - - - -

E’ mia impressione che nell'attuale momento scientifico, in particolare con la nascita ed il definitivo affermarsi delle grandi teorie fisiche moderne, (mi riferisco in particolare alla relatività ed alla meccanica quantistica) lo scienziato naturale ha sentita sempre più pressante la necessita di un dialogo col filosofo su un terreno che fosse comune; tale terreno e' indubbiamente costituito dall'epistemologia. La domanda che ci si pone oggi come non mai, e a quale livello di profondità può giungere l'atto conoscitivo. Tale domanda non e' certamente nuova nella storia del pensiero, ma quelli che sono diventati completamente nuovi sono gli schemi in cui oggi vengono inquadrate le conoscenze.

Non penso che il problema centrale della conoscenza, sia la validità, la perfettibilità o la falsificabilità di una data teoria; esso e' situato più a monte. La formulazione di una qualsiasi teoria di scienza naturale può avvenire soltanto in modo induttivo e per approssimazioni successive. Questo fatto lo scienziato lo verifica tutti i giorni sulla sua pelle! Certo si devono invocare dei principi generali, quali un intima coerenza e una certa concatenazione causa-effetto, ma tutto ciò esclusivamente per inquadrare in modo adeguato i risultati

delle osservazioni. Perciò prima ancora di parlare del problema del valore conoscitivo e quindi predittivo di una teoria (e perciò del significato da dare ad una "legge di natura"), va affrontato secondo me, il problema cruciale della conoscenza DIRETTA; in altri termini si deve cercare di dar risposta alle domande su qual'e' il contenuto d'informazione che ci viene portato da ogni osservazione, su quant'e' la possibilità di accrescimento e miglioramento di tale contenuto e se detto accrescimento ha nel nostro schema mentale dei limiti oggettivi ben fissati o se può prolungarsi indefinitamente.

Prima di esporre il mio punto di vista su questo problema, cercherò di indagare su come avviene l'atto conoscitivo e su come le informazioni delle osservazioni vengono catalogate ed
elaborate.

Dall'interazione col mondo naturale, il ricercatore (ma anche il semplice osservatore!) riceve un certo numero di messaggi che cataloga in certi schemi. Non mi porrò il problema se tali schemi sono insiti in noi in modo "kantiano", o se ce li costruiamo secondo qualche meccanismo durante la nostra esistenza, (anche se l'origine di tali schemi risulterà alquanto importante per le considerazioni che farò in seguito). Certo e' che ad un certo istante della nostra vita questi schemi li possediamo; quindi abbiamo la sensazione immediata della materia, dello spazio che ci circonda, del movimento, e così via. Noi non osserviamo la materia, ma un certo corpo non il movimento, ma un corpo che occupa diverse

posizioni nello spazio, non la velocità, ma un corpo che varia in un certo modo la sua posizione, non la "posizione" in se, ma oggetti collocati in dati posti! In altri termini, le informazioni dalle osservazioni sono sempre in qualche modo legate ai concetti di materia, di spazio e di tempo. Ci sono beninteso anche sensazioni più complesse che però richiedono sempre e comunque certi schemi definiti in cui essere inquadrate.

Ho parlato di schemi mentali; e' possibile che questi siano in parte in noi per motivi fisiologici. E' spiegabile, almeno parzialmente, dal punto di vista anatomico la sensazione che noi abbiamo di spazio a tre dimensioni. Ciò non toglie che l'arricchimento delle conoscenze (cui ne consegue in senso lato un progresso delle teorie scientifiche) ci porti a modificare tali schemi, e quindi a inquadrare i risultati di altre osservazioni in schemi più evoluti (o per lo meno modificati rispetto a quelli più intuitivi della persona che ha un minar grado di conoscenze). Per lo scienziato moderno non e' stato traumatico prendere atto che il tradizionale spazio tridimensionale non era adeguato ad inquadrare certi tipi di conoscenze, o che la "probabilità" e' qualcosa che appartiene al "mondo reale" con cui dobbiamo fare i conti quando ci addentriamo nel mondo microscopico, e pertanto e' un attributo da associare ai corpi esterni, appartiene realmente ad essi allo stesso modo della massa (o del colore se si tratta di un corpo macroscopico). Inoltre, nell'adeguamento degli schemi mentali risentiamo indubbiamente del processo

storico-mentale del nostro tempo, cioè delle conoscenze già accumulate dall'umanità. Se Einstein, ad esempio, fosse vissuto ai tempi di Aristotele non avrebbe potuto, nonostante la sua geniale intuizione, formulare la teoria della relatività. Indubbiamente l'evoluzione dei concetti entro i quali si collocano le informazioni del mondo esterno, e' strettamente vincolata al particolare momento storico in cui essa avviene e, in qualche modo, a tutte le esperienze accumulate in precedenza dall'umanità intera.

Per fare qualche esempio, le osservazioni del XIX secolo chiarirono progressivamente che i fenomeni elettromagnetici erano di natura profondamente diversa da quelli meccanici: M. Faraday introdusse il concetto nuovo di campo elettromagnetico, e dopo il completamento della teoria di Maxwell, questo concetto acquisto sempre maggiore evidenza. Gli scienziati cominciarono a rendersi conto che un campo aveva lo stesso grado di "realtà" della posizione o la velocita di una massa, o della massa stessa, e quindi un nuovo concetto si aggiunse a quelli precedentemente usati per inquadrare i risultati delle osservazioni. Naturalmente la "tradizione" ostacola questo tipo di evoluzione, ma una volta avvenuta, essa e' irreversibile.

Inevitabilmente, nell'evoluzione della scienza, con l'adeguamento dei concetti, ci si allontana sempre più da quello che potremmo chiamare "senso comune". Quando spieghiamo (anche a noi stessi) le ricerche, i fenomeni che stiamo studiando, abbiamo bisogno di un linguaggio, di parole, e sono

queste l'espressione verbale dei nostri concetti. All' inizio delle osservazioni pertanto le parole sono condizionate dai concetti preesistenti, in quanto quelli modificati non esistono ancora. Questi concetti preesistenti (Heisenberg li chiama preconcetti) sono quindi un elemento fondamentale costitutivo il nostro linguaggio; non ne potremmo fare a meno. Sovente il tipo di informazioni che ci giunge dalle osservazioni e' difficilmente inquadrabile nei concetti preesistenti, ed allora e' l'osservatore stesso che li muta, li "evolve" e con maggiore o minore sforzo; sono i nuovi concetti che dopo un certo tempo di "rodaggio" diventano patrimonio comune. Secondo questo schema, secondo me, ha avuto luogo l'evoluzione della scienza fino al XX secolo. La sensazione "immediata" e' scaduta vieppiù d'importanza; dall'intuitivo spazio a tre dimensioni, si e' passato ad uno a quattro (relatività) spazio e tempo non sono più indipendenti fra di loro, ma connessi dalle trasformazioni di Lorentz. Un sistema fisico non e' più caratterizzato da certi attributi tradizionali (masse, velocità, energia) ma da un vettore in uno spazio pluridimensionale.

L'idea abbastanza radicata che la natura possa essere osservata senza che essa si "accorga" dell'osservatore e' stata abbandonata (meccanica quantistica); si e' passati alla visione in cui lo sperimentatore altera colla sua osservazione il fenomeno osservato, cosicché la descrizione del fenomeno non può prescindere in alcun modo dal ruolo svolto dall'osservatore stesso. Ciò ha inevitabilmente portato nell'ultimo secolo ad una profonda modifica dei concetti in cui vengono inquadrati i fenomeni naturali.

Questi cambiamenti di schemi, che del resto caratterizzano tutta la storia del pensiero scientifico, anche se talvolta sono avvenuti in modo abbastanza clamoroso, hanno sempre costituito, secondo me, una evoluzione piuttosto che una rivoluzione. Lo stesso principio di indeterminazione di Heisemberg, che ha indubbiamente colpito molti pensatori scientifici per i presunti limiti che esso pone al conoscere umano, ha in effetti arricchito il potere conoscitivo, permettendo di inquadrare certi fenomeni che negli schemi concettuali precedenti sarebbero stati incollocabili. Del resto i presunti limiti che esso pone al conoscere sono abbastanza discutibili; esso ci indica semplicemente che l'oggetto della nostra ricerca si presenta a noi con un insieme ben definito di attributi; la nostra "conoscenza" dell'oggetto e' COSTITUITA dalla conoscenza di QUEGLI attributi. Il principio di Heisenberg non pone dei limiti invalicabili alla conoscenza umana, semplicemente modifica il concetto stesso di conoscenza!

Nell'attuale stato della fisica, siamo arrivati ad una situazione di impasse dal punto di vista conoscitivo, che potrebbe non essere superabile come in passato con la semplice evoluzione dì schemi mentali. Oggi la struttura fondamentale della materia e' uno dei problemi centrali e, dal tempo degli atomisti greci, questo problema e' dominato dal concetto di particella elementare. Ciò e' evidenziato dalle domande che ci poniamo e dalle nostre rappresentazioni. Una certa quantità di materia e' composta da molecole, una molecola da

atomi, un atomo da un nucleo e da elettroni, un nucleo da protoni e da neutroni. Protone, neutrone ed elettrone potrebbero a questo punto venir dichiarati "le vere particelle elementari". Ma le indicheremmo come "elementari" solo se non potessero venir divise ulteriormente. D'altro canto oggi sappiamo che protone e neutrone a loro volta sono costituiti da quarks; siamo arrivati quindi ai limiti dei costituenti della materia? Questa e' la domanda che ci sorge spontanea nello schema mentale utilizzato per comprendere la materia e la realtà oggettiva stessa.

Ebbene, a questo punto il nostro schema si dissolve; da un interazione fra quarks o fra elettroni possono emergere molti oggetti. Questi oggetti non sono però più piccoli, sono particelle ben determinate, appartenenti ad un esteso spettro di particelle, con una loro carica ed una loro massa che non sono inferiori a quelle di partenza. Del resto il quark stesso ha dimostrato (come del resto, tutte le particelle "elementari" conosciute) di poter emettere mesoni, o anche particelle della stessa natura del protone. Se dunque le particelle più elementari possono emettere particelle più complesse, allora di che cosa sono costituite? Di materia? Ma la materia a sua volta consiste di particelle; e così via. Come si può vedere, non arriviamo ad alcuna risposta sensata alle domande che ci siamo posti secondo il nostro schema mentale che dura da quando e' nata la scienza. In questo caso i concetti che utilizziamo per indagare e per inquadrare le osservazioni vengono dissolti dalle osservazioni stesse. Non possiamo

evitare di porci le domande che prima ho menzionato, dal momento che il nostro linguaggio e' vincolato dagli schemi mentali che in qualche modo abbiamo; siamo costretti ad utilizzare espressioni come "numero di particelle", "consiste di", "suddividere", e allo stesso tempo verifichiamo che le nostre osservazioni si ritorcono contro le stesse domande. Quando cerchiamo di penetrare con la nostra conoscenza in quello che chiamiamo "mondo ultramicroscopico", le nostre armi conoscitive si spuntano, in quanto i concetti necessari per inquadrare l'oggetto della nostra conoscenza vengono polverizzati dall'oggetto stesso.

E' questo secondo me il formidabile limite conoscitivo nel quale e' incappata la scienza oggi.

Quali sono le possibilità di superamento di questo limite? Si .direbbe intuitivamente che andrebbe cambiato il "metodo della conoscenza", ma per far ciò bisognerebbe cancellare completamente i concetti immagazzinati in tutta la storia del conoscere, che coincide con la storia dell'umanità stessa. Potrebbe darsi che una mente, nella quale sia stata fatta "tabula rasa" di tutti gli schemi precedenti, dia inizio ad un processo della conoscenza diverso e pertanto dalle osservazioni tragga diversi contenuti conoscitivi. Questa vaga ipotesi non e' però certamente suscettibile di verifica.

C'è' una possibilità meno drastica, che viene suggerita da alcuni grandi pensatori della fisica come Werner Heisenberg: ciò che è veramente necessario e' un radicale mutamento dei

concetti fondamentali. Probabilmente e' incorretto il nostro concetto stesso di "conoscere"; dovremmo rinunciare alle domande che ci siamo posti da sempre su come e' fatta la materia, che cos'è' la materia ecc; dovremmo addirittura rinunciare ad esempio al concetto stesso di materia. Al loro posto forse dovremmo accettare quello di simmetrie fondamentali. Con l'espressione "simmetria fondamentale" intendo una legge che definisce l'insieme di fenomeni invarianti sotto determinati gruppi di trasformazioni. In conclusione il ruolo della scienza sarebbe quello di informarci sulle strutture fondamentali della natura, non sulle singole costituenti ; si vede che approfondendo 1'indagine, il concetto stesso di costituente si dissolve. Queste strutture naturali fondamentali sembrano molto più astratte di quanto lo si supponeva un secolo fa, ma probabilmente e' in questo schema che ci si deve muovere per incrementale l'approfondimento della conoscenza.

ATTI DELL'8° CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1 - 3 GIUGNO 1988 da pag. 605 a pag. 606

Agnese Grieco La Natura Meravigliosa

II richiamo al meraviglioso è certo uno dei temi classici della nostra tradizione filosofica. Dalla genealogia della filosofia proposta da Platone nel *Teeteto*, là dove la filosofia viene appunto definita figlia di Thaumante, al richiamo programmatico alla meraviglia di Aristotele nella Metafìsica in cui si adombra una sottile rapporto tra meraviglia e dubbio, alla cartesiana sottolineatura della meraviglia come prima delle affezioni umane. E' lei, la meraviglia, ciò che ci fa affezionare all'oggetto che ci permette quasi di vederlo e desiderarlo ancora prima che inizi l'indagine.

Nel cuore della magia naturale, di quella corrente del pensiero rinascimentale in cui molti sono i fermenti innovatori, ritroviamo proprio il tema del meraviglioso, come richiamo continuo al miraculum, orlo estremo del fenomeno naturale osservato, e come emblema dell'atteggiamento del soggetto conoscente.

All'interno del programma scientifico della magia naturale del nostro Rinascimento potremmo dire che meraviglioso si dice in due modi. Da un lato la categoria del meraviglioso assume l'aspetto di una strategia di demarcazione tra scienza e non scienza. In modo polemico e antiaccademico. Al meraviglioso, in questo senso, viene rivendicato il diritto di sussistenza come luogo di raccolta dei fenomeni che la scienza ufficiale dell'epoca si rifiutava di analizzare. Così ricerche di medicina, chimica-alchimia, botanica, fisiognomica, e così via nascono legittimandosi sia in un confronto serrato con il sapere accademico sia con la superstizione con il sapere popolare che il mago rinascimentale spesso passa al vaglio della ragione naturale. "Il miracolo sussiste finché non se ne conoscono le cause", scrive con accento quasi illuminista nella sua *Magia Naturale*, best-seller dell'epoca, Giovan Battista della Porta ,autore che, fra l'altro, si dimostra assai sensibile alle scottanti tematiche del rapporto tra sapere e potere. Meraviglioso sembrerebbe infatti essere ciò che va contro le leggi di natura. Ma è solo una questione di prospettive, di incapacità di guardare più a fondo nel grembo della natura stessa.

In un altro senso invece, il richiamo al meraviglioso mette sull'avviso il filosofo e l'osservatore. E' il meraviglioso, la potenzialità pura, la capacità dì metamorfosi a formare il cuore della natura. Dunque è guardando al meraviglioso che si coglie l'essenza ultima della natura stessa.

Nel primo aspetto il meraviglioso ha un carattere, diciamo, relativo. E' l' *extra-ordinem* perché non siamo ancora arrivati a renderne

ragione, a scoprire le cause. Nel secondo invece il meraviglioso è di per sé un richiamarsi analogico alla struttura profonda della natura che solo in questa luce può essere avvicinata, compresa e .sogno massimo del mago rinascimentale, imitata.

II modello di natura architettonico-aristotelico viene sovvertito nel profondo: la natura è soprattutto metamorfosi e mutamento spontaneo. Sembra essere il possibile e non il necessario a balzare in primo piano. Lo sguardo dell'osservatore fermandosi sul particolare, come testimoniano molti dei trattati dell'epoca, piuttosto sconcertanti per il nostro palato scientifico, e non sull'invarianza della legge, può farci penetrare meglio nella sostanza creatrice della natura stessa. Struttura creativa e non gerarchica. E il mago osservatore dovrà appunto imitare proprio questa libertà, questa capacità inventiva di superare gli ostacoli.

Il meraviglioso rinascimentale ha portato oltre che alle incursioni nello sperimentalismo anche a bizzarrie illusionistiche in cui questo ricercatore poco mistico e attratto dal fare mette direttamente alla prova la sua capacità di demiurgo. Nascono così i grandi sogni metafisico-tecnologici di mondi artificiali, l'imitazione, e la falsificazione, che, come nel caso delle delle gemme false opera del mago, è una prova, magari plebea, del potere naturale e magico di cui il sapiente-mago si appropria.

Lo storico ha il compito di ricostruire con precisione e aderenza questo sguardo che appartiene al nostro passato, partendo,per così dire, dall'interno. E non è solo esercizio di scienza antiquaria. Anche in questo caso assistiamo al potenziamento del possibile, anche solo della capacità di vedere altrimenti. Come dice un maestro del pensiero novecentesco quale è Wittgenstein: in ogni avventura conoscitiva dobbiamo raggiungere la rappresentazione perspicua. Dobbiamo renderci coscienti di quale sia la nostra rappresentazione perspicua, di come noi guardiamo e assembliamo i fenomeni, ed essere poi in grado dimetterla a confronto con altri modelli. Questo non significa solo procedere a una relativizzazione.

La scommessa dello sguardo e della considerazione verso la natura è una scelta di tipo etico. E l'etica ha a che fare con la nostra teoria della conoscenza. Non è solo un disciplina specifica . Riflettere sull'aspetto etico dello sguardo verso la natura non vuoi dire solo interrogarsi su vantaggi svantaggi, positivo e negativo per Tessere umano e la natura stessa, per la comunità e l'ambiente. Vuoi dire anche cercare di collocare le nostre scelte senza presupposizioni ideologiche e con sottigliezza di spirito e di sentire in un panorama complesso di modelli che hanno dato vita a mondi possibili.

ATTI DELL'8° CONGRESSO A.I.O.L.
PALLANZA 1 - 3 GIUGNO 1988 da pag. 607 a pag. 614

CREATIVITÀ IN ECOLOGIA

ROBERT H. PETERS, BIOLOGIA. MCGILL UNIVERSITY, 1205 AV, DR. PENFIELD, MONTREAL, QUEBEC, CANADA H3A 1B1

RIASSUNTO

Le sorgenti della creatività scientifica sono raramente identificate esplicitamente, forse perché il genio dei grandi scienziati e le ispirazioni per le grandi scoperte sono inafferabili. Le sorgenti di ispirazione per i normali progressi scientifici sono meno misteriose. In genere, consistono in semplici aggiunti alla letteratura già esistente. Questo tipo di sviluppo può intrappolarci nell'interminabile elaborazione degli stessi temi e problemi scientifici. Per sfuggire a questa trappola, dobbiamo cercare ispirazione al di fuori dell'idrobiologia e dell'ecologia. Un'alternativa che ha già fornito qualche successo in limnologia consiste nel porsi domande ovvie e di utilità pratica.

SUMMARY

The sources of scientific creativity are rarely explicitly identified, perhaps because the genius of the great scientists and the inspirations of great discoveries are beyond our reach. The sources of inspiration for normal scientific development are less mystifying. They involve simple additions to the existing literature. Such normal developments can trap us into the interminable elaboration of existing themes and problems, To escape, we must look to inspiration outside of hydrobiology and ecology. One alternative which has already found some success in limnology is to address obvious questions of practical utility.

1. INTRODUZIONE

L'epistemologia ha due aspetti che riflettono le due fasi della scienza: creazione e verifica. L'epistomologia della verifica, che tratta i problemi di convalidare e saggiare le teorie esistenti, è di gran lunga le più sviluppata; questa è l'area dominata dalle discussione di Karl Popper. In conseguenza, la maggior parte degli scienziate ha una discreta idea di come giudicare una teoria.

Gli epistomologi hanno invece rivolto meno attenzione alla natura della creatività scientifica e dell'immaginazione. E un peccato perché gli scienziati di solito riescono meglio a criticare che a creare. Quando dubitano delle propria abilità, di solito è perché si preoccupano di poter continuare a trovare nuove teorie da verificare. Oggi vorrei rivolgere la vostra attenzione a questo problema, esaminando brevemente alcuni dei modi in cui gli ecologi, in generale, e gli idrobiologi, in particolare, giungono a formulare le loro ipotesi.

2. SOCIOLOGI E VISIONARI

L'argomento della creatività è già stato trattato varie volte, ma la maggior parte di queste discussioni è di valore limitato per il normale scienziato. Questi scritti accentuano il ruolo dell'immaginazione, del genio, e dell'intuizione nel creare nuove teorie. Sottolineano l'importanza della maturità di un'idea e della fortuna di un ricercatore di trovarsi al posto giusto, nel momento giusto (Koestler 1969). Questi fattori però sono cosi intangibili che ci possono francamente dire poco (Caws 1969).

I sociologi che hanno studiato le vite dei grandi scienziati mettono in rilievo l'importanza dell'ambiente familiare e scolastico (Zuckerman 1977). Sapere che questi fattori sono determinanti nello sviluppo dell'abilità scientifica, non aiuta tuttavia il normale scienziato a cui il consiglio arriva troppo tardi.

Vi sono alcuni utili suggerimenti nella bibliografia epistomologica. Si racconta che gli scienziati più creativi sono spesso critici dei dogma dominanti ed hanno la mente aperta a nuove idee. Molti dei più famosi scienziati come Charles Darwin, Evelyn Hutchinson, e Vittorio Tonolli hanno cambiato campo, perciò forse periodici mutamenti dei problemi di ricerca possono essere vantaggiosi. Tuttavia questa lista è troppo corta. I consigli degli epistomologi arrivano o troppo scarsi o troppo tardi.

Considerando questa letteratura, ho concluso che ha valore limitato per la maggioranza di noi, in quanto tratta soltanto dei grandi scienziati e delle grandi scoperte. Pochi dati basteranno a convincerci che la maggior parte di noi non rientra in questa categoria. Solo un scienziato su mille o diecimila vince un premio Nobel. Solo uno su cinquanta vince un premio qualsiasi. Forse il resto di noi deve riconoscere che gli eroi della scienza non possono essere i nostri modelli e cercare esempi un pò più umili di creatività scientifica (Glaser 1964),

Come primo passo verso questa "epistemologia proletaria della creatività", voglio esaminare degli approcci creativi dì più modesta portata. Non mi preoccuperò di stabilire se hanno condotto a buone o cattive teorie, perché questo fa parte del problema della verifica. Cercherò invece di individuare alcuni dei trucchi e degli arnesi del mestiere di generare teorie ecologiche. Spero che questi espedienti possano essere usati dall'ecologo medio Dell'affrontare il problema della creatività,

3. LA LETTERATURA ECOLOGICA

Prima di tutto, consideriamo i modelli ispirati dalla letteratura e dalle osservazioni della nostra specialità scientifica. Secondo Medawar, queste sono le sorgenti più comuni di idee scientifiche. Rigler (1982) ha fornito un modello per tali studi (Tabella 1). Il nostro problema è l'identificazione di X.

X è un tipo di	- specie - comunità - ecosistema	molto	- abbondante - economicamente importante - poco comune
Sebbene simili	- specie - comunità - ecosistemi	siano stati esaurientemente studiati	

ed alcuni aspetti di X siano stati studiati
(citazione per dimostrare una buona conoscenza della bibliografia)

- l'alimentazione
- la produzione
- la fisiologia — di X non e stato ancora studiato.
- il contenuta di piombo
- eccetera

Perciò ho deciso di studiare (uno dell'ultima lista).

Tabella I. Il gioco facile e sicuro dell'ecologia (Rifilar 1962)

Dissezione:

Il modo più comune di trovare un problema di ricerca in ecologia è di scegliere una parte di un grande processo e studiarla. Per esempio, nello studio del ciclo del fosforo nei laghi, mi sono concentrato su di un meccanismo di quel ciclo, l'escrezione di fosforo da parte dello zooplancton, siccome nessun altro del laboratorio aveva ancora considerato questo aspetto.

Sebbene il mio scopo sia solo di indicare alcuni modi in cui gli ecologi trovano i loro problemi, devo tuttavia sottolineare la difficoltà insita in ogni dissezione: è importante l'intero processo e non le sue parti isolati. Affinchè un programma riesca, qualcuno deve eventualmente mettere insieme le varie parti sconnesse. Questo è un compito che si è dimostrato estremamente difficile (Brown 1981).

Dicotomie e categorie:

Un'alternativa al riduzionismo della dissezione è la classificazione completa secondo delle caratteristiche scelte. Per esempio, Robert MacArthur indentifica i comportamenti estremi di alcuni organismi e quindi li usa come categorie per classificare gli altri organismi con i comportamenti meno estremi. Cosi abbiamo specie opportunistiche e in equilibrio, generici e specialisti, ambienti a maglia fitta o larga. Un simile espediente considera gli estremi come i poli di un asse, come il continuum r-K in life history theory. Questo metodo non si limita alle dicotomie, ma non c'è bisogno di approfondirlo oggi.

Analisi di varianza:

Un analogo metodo, quantitativo fa uso del potere dei comuni procedimenti statistici per identificare possibili schemi, che devono poi essere ulteriormente verificati. Anche qui si comincia scegliendo un argomento Importante dalla letteratura, ma questa volta l'interesse

si limita alle stime quantitative del processo in questione. Per esempio, la produzione primaria può rappresentare la produttività di laghi e la pesca quella dei mari. Si raccolgono allora più valori che si può e si calcola la varianza. Questa, che rappresenta il nostro grado di ignoranza, viene trattata con alcune forme di analisi della varianza: si determina cosi quali fattori possano spiegare una porzione significativa di questa variazione. Questo metodo empirico è stato particolarmente efficace nello sviluppo di modelli per la risposta al nutrienti in limnologia (Peters 1986).

Estensioni, addizioni e modificazione:

Quasi tutte le relazione in ecologia sono insoddisfacenti sia perché l'incertezza della previsioni è troppo ampia, o il raggio delle relazioni è troppo ristretto, o perché il lavoro originale è sbilanciato o difettoso. Queste limitazioni hanno spesso costituito aree feconde per nuove ricerche. Per esempio, la relazione tra clorofilla e fosforo, proposta inizialmente da Sakamoto (1966), fu migliorata da Dillon e Rigler (1974) che la espressero statisticamante, mostrarono che era valida anche al di fuori del Giappone, aggiunsero più laghi e, seguendo Vollenweider (1968), la misero in relazione al problema della riduzione del fosforo. Da allora più di 60 relazioni si sono aggiunte (Peters 1986) per dimostrare che la relazione originale è valida o per adattarla all'uso in varie condizioni e in varie regioni. Queste modifiche suggeriscono diverse formulazioni matematiche della relazione (Straskraba 1980), diversi parametri (OECD 1982), diverse misure della biomassa algale (Nicholls e Dillon 1978) e l'aggiunta di altre variabili (Smith 1982; Canfield et al 1984). Alcuni autori hanno cercato di raccogliere una collezione di dati il più grande possibile, altri di spiegare la variazione nei dati esistenti (Carpenter et al 1984), altri ancora dì sviluppare il modello migliore per una particolare regione. Il successo di questi modelli di P-clorofilla ha incoraggiato lo sviluppo di simili modelli per prevedere altre risposte a partire dal P e dalle variabili ad esso correlate.

La grande fertilità di estensione, addizione, e modificazione non si limita alle regressioni. Infatti, i limnologi hanno sostenuto cosi a lungo che ogni lago ed ogni specie è differente che possono in tutta sicurezza dichiarare di fare scienza semplicemente ripetendo precedenti ricerche in una regione non ancora studiata, o con un organismo leggermente differente o in una diversa stagione. Estensione a nuovi territori, addizione di nuove variabili e modifica delle analisi e dei modelli già esistenti sono tutti elementi impliciti nella schema di Rigler per la normale ricerca in ecologia.

Tecnologie:

Un altro modo di generare un problema di ricerca è di applicare una nuova tecnologia ad un problema tradizionale. Questo ci permette anche di approfittare degli sviluppi delle altre scienze. Adesso possiamo analizzare le contaminazioni delle nostre acque a livelli di sensibilità sempre più bassi, possiamo usare nuove variabili, come la struttura clonale delle popolazione degli organismi investigati, e possiamo raccogliere ed analizzare ad una velocità che era impensabile solo alcuni anni fa. Possiamo prevedere che queste interazioni cresceranno sempre più. Gli scienziati che sono competenti in

tecnologia possono perciò aspettarsi una carriera lunga, fertile e citata, dedicandosi alla traduzione dei successi di altre scienze in nuovi metodi ecologici.

Complicazioni:

Un altro modo di creare in ecologia è consistito nel complicare ulteriormente gli esistenti modelli, introducendo livelli maggiori di complessità. La storia dell'equazione logistica e dei suoi discendenti fornisce un buon esempio (Hutchinson 1978; May 1981). L'equazione logistica è essa stessa una modificazione dell'equazione che descrive la crescita esponenziale col tempo (t) di una popolazione N:

$$dN/dt = rN$$

La logistica stabilisce un limite superiore per questa popolazione assumendo che la crescita di una popolazione si può descrivere come uno sviluppo sigmoidale verso un asimptoto (K) cosi che la velocità di crescita diminuisce all'avvicinarsi dell'asimptoto:

$$dN/dt => rN (1-N/K)$$

Quando ci si accorse che poche popolazione rispecchiavano questa formula, si pensò di complicarla aggiungendo altri termini. Una di questi modificazioni (Hutchinson 1948) implica uno sfasamento tra la grandezza della popolazione e la sua risposta di crescita:

$$dN/dt = rN(l-Nt-l/K)$$

Altrimenti si può assumere che l'asimptoto varia col tempo e perciò sostituire K con una funzione del tempo o una funzione delle risorse disponibili.

Un'ulteriore gruppo di equazioni basate su questo modello fu elaborato da Volterra per descrivere la crescita della popolazione della specie i in funzione sia delle propria popolazione che dell'effetto della 1 a j specii competitrici, ognuna caratterizzata da un coefficiente di competizione aij:

$$dNi/dt = riNi (1-Ni/\Sigma aijNj/Kj)$$

Questo portò ai ricchi sviluppi concettuali di MacArthur, Levins, May ed altri che trattano le comunità come matrici di coefficienti di mutua competizione.

Siccome c'è un'infinita serie di equazioni che possono sostituire i termini nella semplice equazione di Verhulst, Lotka, e Volterra, questo tipo di sviluppo può continuare all'infinito. Oltretutto, siccome c'è anche un'infinita serie di alternative a questi semplici modelli, ci possiamo aspettare in ecologia, lo sviluppo di programmi creativi paralleli a quelli di questo filone centrale.

Non tutte le complicazione devono essere cosi matematiche. Alcune possono essere sopratutto verbali. Per esempio, i modelli del tasso di filtrazione dallo zooplancton iniziarono assumendo che gli animali

fossero semplicemente delle pompe e filtri. Gradualmente i ricercatori hanno scoperto che le cose sono più complicate dimostrando che il tasso di filtrazione dipende dalla temperatura, dal pH, dalla concentrazione, taglia, e tipo delle particelle alimentari, dai metodi sperimentali, dall'alimentazione precedente, l'età e la taglia degli animali, e cosi via. Si possono tratteggiare simili sviluppi per ogni processo fisiologico. Gli ecologi si beano delle complicazioni e perciò un passo facile verso la creazione consiste Dell'infiorare un pò di più i modelli già esistenti.

4. LA TRAPPOLA DEL-PENSIERO CONVEZIONALE

Non ho l'intenzione di descrivere tutte le via più comuni con cui gli ecologi giungono a nuove idee. Invece voglio concludere con un avvertimento a non considerarla come i soli modelli per uno sviluppo creativo in ecologia e con la proposta di possibili alternative.

Il problema consiste nel fatto che questi sviluppi sono tutti basati sui paradigmi e dogma dominanti nell'ecologia contemporanea. Se seguiamo uno qualsiasi di questi modelli non facciamo che perpetuare le nostre idea convenzionali. Alcune possono costituire buone sorgenti d'ispirazione per nuove ricerche, ma altre possono divenire trappole intellettuali. Questo succede quando lasciamo che la scienza divenga cosi autodefinita che le sola domande interessanti sono quelle che abbiamo continuato a chiederci senza mai riuscire a risolvere.

5. ALTERNATIVE CREATIVE ALL'ECOLOGIA NORMALE

Per sfuggire a questa trappola dobbiamo trovare nuove domande. Questo non richiede un più alto grado di creatività di quello necessario per le tecniche sopra menzionate, in quanto vi sono modi di trovare nuove domande accessibili con normali abilità.

Sillogismi ed analogie:

Una tecnica che ha prodotto successi spettacolari nel l'incoraggiare la creatività consiste nell'identificare un sillogismo, cioè un modello logico di solito algebrico o grafico, in qualche campo al di fuori del l'ecologia, e poi applicare questo sillogismo ad un problema ecologico che si ipotizza essere analogo. Questo approccio è stato usato in analogie tra ecologia ed economia, teoria dei giochi, fisica, e genetica, ed ha contraddistinto la famosa scuola di pensiero ecologico facente capo ad Hutchinson, MacArthur, e ai loro discepoli (Fretwell 1975). Questo metodo è particolarmente utile a chi ha interessi ed abilità che vanno al di là dell'ecologia.

Il processo ha due fasi relativamente indipendenti. Prima si elaborano deduttivamente le implicazioni logiche del modello. Questa fase, non richiedendo alcuno apporto empirico, è divenuta il cavallo di battaglia degli ecologi teoretici. Quando questa fase deduttiva è ben avanzata, si ipotizza che il modello possa applicarsi a qualche fenomeno ecologico. L'identificazione di un tale problema può dimostrarsi difficile, ma se questo gradino mancasse, i teorici rimarrebbero con una soluzione per problemi non ancora trovati.

Anche quando il modello non si può applicare alla natura, la sua logica può diventare una parte dell’ecologia teoretica. Questo è

successo con la theory of.limiting similarity di cui si è discusso e pensato molto malgrado la sua apparente inapplicabilità (Abrams 1983). Questi modelli sono tautologie e non ci dicono nulla in più di quanto è già logicamente implicito nel modello.

Ritorno alla practica:

C'è un altro modo per aiutare gli ecologi a trovare problemi appropriati di ricerca. Anch'esso si serve di materiale al di fuori della scienza tradizionale, ma è stato meno utilizzato del sillogismo e dell'analogia.

Suggerisco che ci allontaniamo un poco dai tavoli della biblioteca e dai banchi del laboratorio, mettendo da parte i nostri appunti e i nostri giornali specializzati, per guardare invece a lungo i nostri laghi, fiumi, e mari. Dovremmo chiederci quali sono le prime, più ovvie domande che e i porremmo su questo sistema. Per esempio, potremmo chiederci se l'acqua del lago è potabile, se è sicura o abbastanza calda per nuotare. Potremmo domandarci se vi sono dei pesci, dove vivono, quanti ne possiamo prendere e se possiamo mangiarli tranquillamente. Possiamo anche avere altri problemi come quanta acqua possiamo attingere dal lago per uso agricolo o come i pesci risponderebbero ad un controllo del livello dell'acqua, allo sviluppo industriale, alle piogge acide. Penso che c'è una quantità di simile domande che ci siamo forse poste una volta ma che abbiamo poi scordate mentre diventavamo sempre più professionisti e più professorali.

Abbiamo voltato la schiena a queste domande ovvie e pratiche. Ci chiediamo invece quante uova può generare un copepode, cos'è la successione di specie algali, quali sono i nomi degli animali nel contenuto stomacale dei pesci, a quale velocità il fosforo radioattivo è incorporato del plancton, quanta escreto una pulce d'acqua. Forse abbiamo bisogno di queste conoscenze per risolvere alcune domande ovvie. Dubito però che sia sempre vero; anche se lo fosse, credo che abbiamo perso di vista la connessione tra le domande che hanno in primo luogo attratto gli scienzati ai laghi, e che hanno attratto noi, e quelle che la nostra indottrinazione scientifica ci ha poi incoraggiato a porre.

Il mio ultimo suggerimento per aumentare la nostra creatività è perciò molto semplice. Bisogna tornare alle domande dei profani o meglio a quelle dei bambini. Facendo questo potremo forse vedere i nostri progetti sotto una nuova luce, riaccendendo quella creatività di cui ha bisogno una scienza efficace e simultaneamente aiutare l'umanità a risolvere i crescenti problemi ambientali.

BIBLIOGRAFIA

Abrams, P.; 1983 - The theory of limiting similarity. Ann. Rev. Ecol. Syst. 14, 359-76.

Brown, J. H.; 1981 - Two decades of Hommage to Santa Rosalia: toward a general theory of diversity. Amer. Zool., 21, 877-88.

Canfield, D. E.. Shiremen, J. V., Colle, D. E., Haller, W. T., Walkins, C. E. and Maceina, M. J.; 1984 - Prediction of chlorophyll a concentrations in Florida lakes: importance of aquatic macrophytes.

Can. J. Fish. Aquat. Sci., 41, 497-501.
Carpenter, S. R.,. Kitchell, J. F. and Hodgson, J. R.; 1985 – Cascading trophic interactions and late productivity, BioScience, 35, 634-9.
Caws, P.; 1969 - The structure of discovery. Science 166, 1375-80.
Dillon, P. J. and Rigler, F. H.; 1974 - The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. Limnol. Oceanogr., 17, 767-73.
Fretwell, S. 1975. The impact of Robert MacArthur on ecology. Ann. Rev. Ecol. Syst.. 6, 1-13.
Glaser, B. G.; 1964 - Comparative failure in sciance. Science, 143, 1012-4.
Hutchinson, G.E.; 1973 - An Introduction to Population Ecology. New Haven: Yale University Press.
Koesler, A.; 1969 - The Act of Creation. London: MacMillan.
May, R. M.; 1981 - Theoretical Ecology, 2nd ed. Oxford: Blackwall.
Medawar, P.; 1967 - The Art of the Soluble. London: Methuen.
Nicholls, K. H. and Dillon, P. J.; 1978 - An evaluation of phophorus-chlorophyll-phytoplankton relationships for Jakes. Intern. Rev, gesamt. Hydrobiol., 63, 141-54.
OECD; 1982 - Eutrophication of waters, Monitoring;, Assessment and Control. Paris: OECD.
Peters, R. H.; 1986 - The role of prediction in limnology. Limnol. Oceanogr., 31: 1143-1159,
Rigler, F. H.; 1982 - The relation between fisheries management; and limnology. Trans. Amer. Fish. Soc., 111, 121-32.
Sakamoto, M.; 1966 - Primary production by phytoplankton community in some Japanese Lakes and its dependence on lake depth. Archiv Hydrobiol., 62, 1-28.
Smith, V, H.; 1982 - The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: an empirical and theoretical analysis. Limnol. Oceanogr., 27, 1101-12.
Straskraba, M.; 1980 - Ths effects of physical variables on freshwater production: Analyses based on models. In The Functioning of Freshwater Ecosystems, E.D. LeCren and R. H. Lowe-McConnell, eds. Cambridge: Cambridge University Press, pp 13-84.
Vollenweider, R. A.; 1968 - Water Management Research. OECD Paris. OECD/DAS/CSI/68.27.
Zuckerman, H, A.; 1977 - Scientific Elite: Nobel Laureates in the United States. New York: Free Press.

ATTI
DELL'ASSOCIAZIONE ITALIANA
DI
OCEANOLOGIA E LIMNOLOGIA
(A.I.O.L.)
(dal 1° Gennaio 1987 al 31 Dicembre 1988)

Volume stampato con il contributo
del Consiglio Nazionale delle Ricerche

VERBALE DI RIUNIONE DEL CONSIGLIO DI PRESIDENZA DELL'ASSOCIAZIONE ITALIANA DI OCEANOLOGIA E LIMNOLOGIA TENUTASI A VENEZIA IL 24 MARZO 1987

II giorno 24.3.1987, alle ore 11.30, si riunisce il Consiglio di Presidenza AIOL presso 1'Istituto di Biologia del Mare, in Venezia, per discutere il seguente Ordine del giorno:

1. Approvazione del verbale della seduta del 12.6.1986

2. Comunicazioni del Presidente

3. Situazione Soci e stato finanziario

4. Assemblea generale dei Soci 1987

5. Varie ed eventuali

Sono presenti il Presidente D. Bregant ed i Consiglieri R. De Bernardi. S . Fonda Umani, M. Tomasino e P. Franco, ospite e rappresentante del Consiglio di Presidenza uscente. Giustificano la loro assenza P. Colantoni, M. Fabiano e E. Sansone. Funge da segretario G.P. Fanzutti.

1. Viene letto il verbale della seduta del 12.6.1986: si approva.

2. Comunicazioni del Presidente.

2.1

In relazione al VII Congresso di Trieste (giugno 1986) il Presidente esprime viva soddisfazione per la buona riuscita dello stesso stante la notevole affluenza dei Soci ed il buon numero di comunicazioni presentate. Egli fa notare tuttavia la scarsa presenza di lavori su tematiche di tipo chimico e fisico sperimentale. Propone pertanto che nel corso della prossima Assemblea annuale dei Soci venga presentata una comunicazione su una delle due tematiche sovracitate.

2.2 Stampa degli Atti del VII Congresso.

Il lavoro di "referee" ha interessato circa 80% delle comunicazioni; 50% di queste sono state già corrette ed inviate alla tipografia. Pertanto gli Atti del VII Congresso non saranno disponibili per l'Assemblea Annuale dei Soci.

2.3 Giacenze volumi Atti VI Congresso AIOL (Livorno). ,

II Presidente comunica che, al termine delle distribuzioni di rito, restano in giacenza presso l'Istituto Talassografico di Trieste, 127 copie del volume Atti VI Congresso AIOL - Livorno 1984. Copia di questi verranno inoltrati a quei Soci in regola con le quote associative che non avessero ancora ritirato il volume.

2.4 II Presidente menziona i seguenti convegni :

- "Piogge acide" - Istituto Italiano di Idrobiologia -Pallanza 9-10/4/1987;
- Convegno Annuale GN FAO - Roma 22-24/6/1987;
- III Convegno SITE - Siena 21-24/10/1987 per cui il Presidente, G. Montalenti, chiede il patrocinio della nostra Associazione. Si approva.

3. Situazione Soci e finanziaria

II Segretario comunica che, grazie al contributo del Consigliere S. Fonda Umani, lo schedario dei Soci è stato trasferito su disco magnetico. Ciò permette una più rapida verifica della posizione degli stessi e sveltisce inoltre della corrispondenza societaria. Al momento risultano iscritti 245 Soci.

Il Presidente informa che l'attivo al 31.12.1986 è di £ 10.938.300. Tale somma va incrementata di £ 2.500.000 relative al contributo del C.N.R. - Comitato Chimica per il Congresso di Trieste. Le uscite del 1987 al .momento riguardano solo le pure spese di segreteria.

4. Assemblea Generale dei Soci 1987

Dopo ampia discussione, si propone di indire l'Assemblea Generale dei Soci per il giorno 26.06.1987 in Bologna presso l'Istituto di Geologia Marina - Aula Magna dell' Università.

5. Varie ed eventuali

II Consigliere R. De Bernardi ricorda che nel 1988 ricorre il cinquantennale della fondazione dell'Istituto Italiano di Idrobiologia. Auspica quindi che 1' VIII Congresso AIOL si organizzi a Pallanza, ritenendo l'occasione perfettamente attagliata alle numerose iniziative previste per la celebrazione della ricorrenza. Si approva.

Esauriti gli argomenti all'ordine del giorno la seduta è tolta alle ore 14.

Il Presidente — II Segretario

D. Bregant — G.P. Fanzutti

VERBALE DI RIUNIONE DEL CONSIGLIO DI PRESIDENZA DELL'ASSOCIAZIONE ITALIANA DI OCEANOLOGIA E LIMNOLOGIA TENUTASI A MILANO IL 2 MARZO 1988

II giorno 2.3.1988, alle ore 10.30 si riunisce il Consiglio di Presidenza AIOL presso il Dipartimento di Ecologia dell'Università di Milano per discutere il seguente Ordine del giorno:

1) Approvazione dei verbali delle sedute precedenti

2) Comunicazioni del Presidente

3) Tesseramento 1988

4) Aspetti organizzativi dell'VIII Congresso AIOL

5) Organizzazione della Tavola Rotonda all'VIII Congresso

6) Esame dei riassunti relativi alle comunicazioni dell'Vili Congresso

7) Varie ed eventuali

Sono presenti il Presidente D. Bregant ed i Consiglieri R. De Bernardi, S. Fonda Umani, M. Tomasino. Giustificano l'assenza i Consiglieri M. Fabiano ed E. Sansone. Funge da segretario G.P. Fanzutti.

1. Vengono letti i verbali delle sedute del Consiglio di Presidenza del 24.3.1987 e 28.10.1987 nonché il verbale dell'Assemblea annuale dei Soci del 26.6.1987. Si approvano.

2. Comuncazioni del Presidente

II Presidente illustra brevemente la situazione finanziaria della Società al marzo 1988.

3. Tesseramento 1988

II Segretario informa che, come di tradizione, il tesseramento 1988 verrà espletato in sede di Congresso. Tuttavia informa che alcuni Soci hanno già provveduto a regolarizzare preventivamente la propria posizione sociale.

4. Aspetti organizzativi dell'VIII Congresso AIOL

4.1

II Presidente ringrazia il Consigliere De Bernardi per essersi sobbarcato, assieme al personale dell'Istituto da lui diretto, i maggiori impegni organizzativi dell'VIII Congresso.

4.2

II Presidente invita il Segretario a presentare domanda di contributo per il Congresso ai Comitati di Chimica, Fisica e Geologia del Consiglio Nazionale delle Ricerche.

Il Consigliere De Bernardi informa che ha ricevuto promessa "informale" dalla Provincia di Novara di un contributo "una tantum" per le spese di stampa di locandine, manifesti ed inviti nonché per l'organizzazione della giornata dedicata al Lago Maggiore. Questa giornata precederà l'inizio dell'VIII Congresso (31 maggio) e prevede soltanto comunicazioni ad invito. La spesa degli Atti ad essa relativi non graverà sul bilancio AIOL. Vengono quindi attentamente esaminate e discusse le bozze del materiale grafico-illustrativo presentato dal Consigliere De Bernardi.

4.3

Si ribadisce che il Congresso svilupperà due tematiche:
- "flussi di sostanza nel mezzo marino e lacustre"
- "processi all'interfaccia"

e che, come di tradizione, verranno accettate anche comunicazioni libere su argomenti patrocinati dall'Associazione.

Il Presidente teme che, per la concomitanza di un Convegno ASCOP a Trieste, la presenza della componente dei fisici al Congresso AIOL possa essere scarsa. Egli propone di contattare personalmente qualche ricercatore per avere la garanzia di interventi nel settore.

Per introdurre le due sessioni del Congresso il

Presidente inviterà personalmente il dr. T.S. Hopkins ed il prof. R.H. Peters che hanno già dato la propria disponibilità.

4.4

Esistendo già alcune richieste in proposito, viene convenuto un prezzo unitario di lit. 600.000 per metro quadro per gli "stands" messi a disposizione delle Ditte espositrici di strumentazione oceanografica.

5. Organizzazione della Tavola Rotonda

Viene discussa e formalizzata la richiesta del Consigliere De Bernardi di organizzare una Tavola Rotonda "Per una epistemologia delle Scienze Ambientali". Il prof. R.H. Peters ha già comunicato la propria partecipazione anche a questo proposito. Il Segretario informa di avere già contattato il prof. M. Pera. dell'Università di Pisa, il quale si è mostrato interessato all'iniziativa. Il prof. G. Giorello dell'Università di Milano, pur interessato, teme di non poter partecipare per impegni precedentemente assunti; tuttavia questi suggerisce di estendere l'invito alla dott.ssa A. Grieco ed al prof. G.L. Bocchi dell'Università di Ginevra. Il Presidente sentirà la disponibilità del prof. M. Giorgi dell'Università di Trieste.

Il Segretario si fa carico di questa Sezione del Congresso.

6. Esame dei riassunti delle comunicazioni

Sono pervenuti, al momento, 33 riassunti; altri perverranno tra breve in quanto consegnati personalmente al Consigliere Fabiano, assente giustificato.

Si procede ad un esame collegiale degli stessi tentando una loro prima assoggettazione alle sessioni del Congresso. Con viva soddisfazione si constata che cinque riassunti sono stati preparati da Autori ancora non Soci dell'Associazione. Viene tuttavia ribadito il principio che possono essere accettate comunicazioni annoveranti tra gli Autori almeno un Socio referente. Viene dato mandato al Segretario di informare di ciò gli Autori ed inoltre di comunicare ai Soci 1'accettazione delle loro comunicazioni.

Viene altresì deliberato di raccogliere tutti

i riassunti delle comunicazioni in una "brochure" da allegare alla cartella dei materiali congressuali da consegnare ai partecipanti all'atto dell'iscrizione.

Non essendoci "Varie ed eventuali", la seduta è tolta alle ore 16.10.

Il Presidente — II Segretario

D. Bregant — G.P. Fanzutti

VERBALE DELL'ASSEMBLEA ANNUALE DEI SOCI DELL'ASSOCIAZIONE ITALIANA DI OCEANOLOGIA E LIMNOLOGIA TENUTASI A BOLOGNA IL 26 GIUGNO 1987

L'Assemblea Annuale dei Soci ha inizio alle ore 10.30 del 26.06.1987 nell'Aula Magna dell'Istituto di Geologia Marina di Bologna. Sono presenti undici Soci.

Il Presidente D. Bregant, dopo aver ringraziati il dr. A. Fabbri ed il prof. R. Sartori, direttori rispettivamente dell'Istituto di Geologia Marina e di Geologia dell'Università, per l'ospitalità concessa comunica che, a causa degli improvvisi scioperi ferroviari e per gli impegni accademici di taluni Consiglieri, la riunione del Consiglio di Presidenza convocata per il 25.06.1987 in Bologna, non ha potuto aver luogo a causa del mancato raggiungimento del numero legale.

Pur prendendo atto dello stato di disagio causato dai trasporti pubblici, il Presidente tuttavia ritiene troppo scarso il numero di Soci convenuti all'Assemblea Annuale. Pertanto si propone di stigmatizzare l'inconveniente con lettera circolare a tutti i Soci ribadendo il fatto che il momento associativo non può ridursi alla sola occasione del Congresso biennale.

Da taluni Soci viene suggerito di estendere l'iscrizione all'Associazione a giovani ricercatori o laureandi di cui esista sicura,garanzia di fattiva partecipazione alle tematiche patrocinate dall'Associazione; da altri viene ventilata l'opportunità di ridurre il numero di Soci iscritti in base alle morosità pluriennali pregresse.

Il Presidente propone di dibattere le proposte emerse in seno al Consiglio di Presidenza.

I Soci vengono informati che il prossimo Congresso avrà luogo a Pallanza, nel periodo fine Maggio - inizio Giugno 1988. A tale proposito il Presidente suggerisce di orientare le comunicazioni su una tematica di carattere interdisciplinare di sicuro interesse quali "Flussi di sostanza particellata e disciolta in ambienti acquatici".

Si passa quindi alla comunicazione: M. Cambiaghi, G. Queirazza, S. Strabino, M. Tomasino "Modellazione della distribuzione di radionuclidi in un ecosistema dell'area mediterranea". L'argomento viene trattato in modo brillante avvincendo l'auditorio anche per le potenzialità applicative che ognuno intravede.

L'Assemblea termina alle ore 14.

Il Presidente — II Segretario

D. Bregant — G.P.Fanzutti

VERBALE DI RIUNIONE DEL CONSIGLIO DI PRESIDENZA DELL'ASSOCIAZIONE ITALIANA DI OCEANOLOGIA E LIMNOLOGIA TENUTOSI A PALLANZA IL 28 OTTOBRE 1987

II giorno 28.10.1987, alle ore 10.30, si riunisce il Consiglio di Presidenza AIOL presso l'Istituto dì Idrobiologia, in Pallanza, per discutere il seguente Ordine del giorno:

1. Approvazione del verbale della seduta 24.3.1987

2. Comunicazioni della Presidenza e della Segreteria

3. Organizzazione dell'VIII Congresso AIOL

4. Varie ed eventuali

Sono presenti il Presidente D. Bregant ed i Consiglieri R. De Bernardi, M. Fabiano, M. Tomasino. Giustificano la loro assenza S. Fonda-Umani e E. Sansone. Funge da Segretario G.P. Fanzutti.

L'approvazione del Verbale 24.3.1987 è rimandata al prossimo Consiglio di Presidenza.

2. Comunicazioni del Presidente e della Segreteria

2.1 Il Presidente esordisce sottolineando che alcuni Consiglieri dovrebbero essere più attenti e solleciti nell'assolvere il loro mandato.

2.2 Stampa atti VII Congresso di Trieste

II Presidente comunica che circa il 95% delle comunicazioni, passate al "referee", sono state consegnate all'Editore A. Miarelli di Livorno per la stampa. Egli informa inoltre che al medesimo Editore sono state versate Lit. 3.329.250 quale secondo anticipo per la stampa degli Atti del VII Congresso. Poiché le richieste degli estratti da parte degli Autori è stata superiore al previsto e poiché il numero di pagine a pagamento, eccedenti cioè il numero di sei concesso in franchigia, è risultato elevato, si prevede che la stampa degli Atti del VII Congresso verosimilmente

risulterà essere contenuta entro i preventivi di spesa.

2.3

II Segretario, ritenendo virtualmente concluso il tesseramento 1987, informa che 44 Soci ordinari e 2 Enti risultano in regola con il versamento delle quote. Informa inoltre che hanno regolarizzato la loro posizione anche Soci con morosità pluriennale pregressa.

In totale le entrate per quote associative 1987 è stato quindi pari a Lit. 1.385.000. Le uscite si sono limitate a spese di segreteria.

2.4

Viene sollevata da Presidente e discussa dai Consiglieri 1'opportunità di sottoporre ai Soci un questionario richiedente informazioni sulla loro attuale attività di ricerca e la lista delle pubblicazioni di argomento oceanografico e/o limnologico a decorrere da una data da fissarsi.

Il questionario potrebbe costituire la base per una compilazione di un Annuario dei Soci.

3. Organizzazione dell'VIII Congresso AIOL

Ricorrendo le celebrazioni del 50° della fondazione dell'Istituto di Idrobiologia, l'ottavo Congresso AIOL verrà tenuto in Pallanza dal 31 maggio al 3 giugno 1988. Il Consigliere De Bernardi e l'Istituito Italiano di Idrobiologia da lui diretto forniranno un indispensabile contributo alla sua organizzazione.

Dopo ampia discussione viene abbozzato il programma delle attività secondo la seguente scaletta:

martedì 31/5 : Saluto delle Autorità e giornata dedicata al Lago Maggiore (relazioni ad invito).
mercoledì 1/6 : Inizio Congresso AIOL. Relazione ad invito.
Comunicazioni.
giovedì 2/6 ; Relazione ad invito. Comunicazioni. Assemblea
generale dei Soci, Cena sociale.
venerdì 3/6 ; Tavola rotonda; Comunicazioni libere.

Il Consiglio di Presidenza suggerisce di far convergere le comunicazioni dell'VIII Congresso su due tematiche: "Flussi di sostanza particellata e disciolta in ambienti

acquatici"
"Processi all 'interfaccia"

Come ad ogni Congresso precedente, tuttavia, verranno pure accolte comunicazioni a "tema libero" sugli argomenti patrocinati dall'Associazione.

Circa i Relatori invitati ad introdurre le giornate 1 e 2/6, il Consigliere De Bernardi propone il prof. Robert H. Peters della Mc Gill University - Montreal (Canada) -ed il Consigliere M. Fabiano il dr. Tom S. Hopkins attuale ospite del Centro SACLANT di La Spezia.

I consiglieri ravvisano inoltre 1'opportunità di dibattere alcuni argomenti epistemologici e di metodo relativi alle Scienze ambientali in una Tavola Rotonda che occuperà la prima parte della quarta giornata. Si ritiene opportuno sentire il parere e valutare la disponibilità del prof. M. Pera, dell'Università di Pisa, del prof. G. Giorello dell'Università di Milano e del prof. R.H. Peters.

II Consiglio da mandato al Segretario di invitare, con una circolare, tutti i Soci a presentare entro il termine del 31/1/1988 un ampio riassunto della/e comunicazione/i che essi intendono presentare al Congresso. Sulla base dei riassunti il Consiglio esprimerà un parere di accettazione delle comunicazioni in tempi regionevolmente brevi.

Il Consigliere De Bernardi si prende carico di verificare, presso la sede del Congresso, la disponibilità di alcuni locali da adibire a esposizione di Ditte sponsorizzanti strumentazione d'impiego in campo limologico-oceanografico.

Il Consiglio conviene inoltre di limitare la "Sezione Poster" a soli Enti ed Istituti di ricerca, analogamente a quanto fatto nell'ultimo congresso di Trieste.

4. Varie ed eventuali

4.1 Prossima elezione dei Comitati di Consulenza CNR:

II Consiglio non ravvisa 1'opportunità di proporre propri candidati. Raccomanda soltanto ai Soci di votare quei candidati delle liste ufficiali più sensibili alle tematiche dell'AIOL.

4.2

II Consigliere De Bernardi propone al Consiglio l'opportunità di eleggere un'unica sede referente per il deposito degli Atti dei passati Congressi AIOL. Egli

suggerisce inoltre che la rivista "Documenta" dell'Istituto Italiano di Idrobiologia sarebbe disposta a dedicare un numero speciale agli Atti del Congresso AIOL. La discussione è rimandata ad altra occasione.

4.3

Viene proposta la ristampa del testo dello Statuto e del Regolamento societario da consegnare ai Soci nella cartella del prossimo Congresso.
La seduta è tolta alle ore 14.

Il Presidente ; II Segretario

D.Bregant G. P. Fanzutti

VERBALE DELL'ASSEMBLEA ANNUALE DEI SOCI DELL'ASSOCIAZIONE ITALIANA DI OCEANOLOGIA E LIMNOLOGIA TENUTOSI A PALLANZA IL 1 GIUGNO 1988.

Il giorno 1.6.1988 alle ore 16.45 presso 1'Auditorium Collegio S-Maria in Pallanza, sede dell'VIII Congresso dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia, si riunisce 1'Assemblea Generale dei Soci per discutere il seguente Ordine del giorno:

1} Saluto del Presidente

2) Elezione di due Revisori dei Conti e di due Scrutatori

3) Relazione del Presidente

4) Telegramma al Ministro della Ricerca Scientifica

5} Intervento del socio De Strobel

6) Relazione finanziaria

7) Proposte di associatura di nuovi Soci

8) Rinnovo delle cariche sociali .

9) Varie ed eventuali.

1. Saluto del Presidente

II Presidente, Davide Bregant, prende la parola per dare il benvenuto e ringraziare i Soci che numerosi sono intervenuti all'VIII Congresso e per augurare loro un buon lavoro. Si compiace con il Consigliere R. De Bernardi dell'ottima organizzazione pregandolo di estendere i ringraziamenti a tutto il personale scientifico ed amministrativo dell'Istituto di Idrobiologia da lui diretto e, in particolare, al socio L. Barbanti. Il Presidente fa voti che possano proseguire felicemente le manifestazioni per la celebrazione del 50° anniversario della fondazione dell'Istituto Italiano di Idrobiologia, tra cui la giornata del 30 maggio, dedicata al Lago Maggiore, è stata in esse annoverata.

2. Elezione di due Revisori dei Conti e due Scrutatori

Vengono proposti come Revisori dei Conti A. Boldrin e D. Del Piero; come Scrutatori A. Artegiani e S. Rabitti. L'Assemblea approva all'unanimità.

3. Relazione del Presidente

Viene brevemente illustrata la situazione dell'Associazione la quale sta ampiamente superando i 250 Soci. Tuttavia ricorda che un numero molto limitato di Soci ha partecipato all'Assemblea annuale del 1987 tenutasi a Bologna.

Si rammarica della miope politica di investimenti finanziari nei settori oceanografico e limnologico penalizzati da una sempre maggiore penuria di risorse. Ma, soprattutto, stigmatizza la mancanza di un comitato referente per il coordinamento nazionale autonomo di questi settori di ricerca.

Mancando un coordinamento a livello centrale, la ricerca non può che procedere in modo disorganico e per "strappi", essendo spesso affidata alla sola buona volontà degli operatori.

Ravvisa tuttavia che l'occasione del Programma Nazionale di Ricerche in Antartide, con il settore dedicato all'oceanografia, coordinato dai soci Faranda e Brambati, può tener vivo un certo interesse nel settore, pur riconoscendo che le difficoltà già emerse non sono poche né di poco conto.

4. Telegramma al Ministro della Ricerca scientifica

Un secondo momento di coesione va ravvisato nel Progetto Strategico "Oceanografia e tecnologie marine" del C.N.R. coordinato dal socio Brambati. Allo scopo di promuovere un reale interesse presso il Ministero della Ricerca Scientifica, il Presidente da lettura di un telegramma stilato dal socio Brambati il cui testo cosi formulato:

"Al Ministro della
Ricerca Scientifica e Tecnologica
Prof. Antonio Ruberti
Lungotevere Thaon de Revel, 76
00196 – ROMA"

In occasione dell'VIII Congresso dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia (A.I.O.L.) i ricercatori riuniti in Assemblea non possono non rilevare lo stato di disagio in cui opera la ricerca di settore in Italia per la mancanza di fondi, di mezzi e di strutture, che rasenta l'abbandono.

Onde evitare il collasso e lo sganciamento inevitabile a livello internazionale, i ricercatori riuniti auspicano un pronto intervento del Governo per il rilancio del settore oceanografico mediante:

1) la definizione di una politica nazionale di settore;
2) l'avvio di un piano straordinario per recuperare, coagulare e rilanciare le esperienze scientifiche maturate in passato, predisponendo adeguati finanziamenti ;
3) la riorganizzazione ed il potenziamento delle strutture e dei mezzi navali;
4) l'avvio del programma di formazione del personale;
5) l'accelerazione dell'iter per l'istituzione del nuovo corso di laurea in Scienze Ambientali indirizzo marino

Prof. Antonio Brambati (responsabile P. Strategico
"Oceanografia e Tecnologie Marine")

Dott. Davide Bregant (Presidente A.I.O.L.) "

viene proposto all'approvazione dell'Assemblea. L'Assemblea approva all'unanimità.

5, Intervento del socio De Strobel

II socio De Strobel constata che, in sede di congresso AIOL, gli oceanografi fisici sono sempre meno presenti, determinando una forte carenza nel settore. Propone che qualche tematica dei prossimi congressi sia mirata ad argomenti di interesse specificatamente fisico. Ritiene

indispensabile un più incisivo aggancio dei ricercatori italiani ai programmi internazionali con il contatto e l'attivazione di collaborazioni con numerosi Enti di ricerca esteri. Ciò anche per supplire alla scarsezza di finanziamenti a livello italiano.

6. Relazione finanziaria

II Presidente legge la relazione finanziaria del biennio 1986-1987 sulla quale i Revisori dei Conti non hanno nulla da eccepire. L'Assemblea approva all'unanimità.

7. Proposte di associazione di nuovi Soci

Si da lettura delle domande pervenute per l'ammissione di nuovi Soci.

Chiedono di essere ammessi come associati:

nuovi Soci	Soci presentatori
BELLOTTI Piero	Angelucci - La Monica
CALDERONI Alcide	Barbanti - De Bernardi
CITA Bianca Maria	Bregant - Brambati
CONIGLIO Lidia	Baudo - Giussani
COSSU Andrea	Manca - Guilizzoni
FANZUTTI Francesco	Bregant - Fonda Umani
FORTI Silvia	Niccolai - Corradi
GATTI Maria Clara	Ravera - Baudo
MARGARITORA Fiorenza	Ferrari - De Bernardi
MICHELATO Antonio	Fanzutti - Bregant
PANE Luigi	Carli – Fabiano

SANSONE Vincenzo	Calvo - Orestano
SIMEONI Umberto	Fanzutti - Brambati
STELLA Emilia	De Bernardi - Barbanti
TATICCHI M.Illuminata	Bregant - De Bernardi

Chiedono di essere ammessi come Soci attivi:

	Soci presentatori
COLIZZA Ester	Fanzutti - Pugliese
COSTA Rossana	Fanzutti - Pugliese
MELIS Romana	Fanzutti - Pugliese
RAMELLA Agostino	Fanucci - Firpo

Chiede inoltre di essere annoverato tra i Soci Juniores: NAPOLITANO Claudio (Soci presentatori: Fanzutti -Marocco).

Infine i Soci LEONARDI Marcella e ALBERTELLI Giancarlo chiedono il cambiamento di "status" sociale da Juniores ad Attivo e da Associato ad Attivo, rispettivamente.

Hanno dato le dimissioni da Soci AIOL, a diverso, titolo, il prof. G.B. CASTIGLIONI ed il prof . G. CAVICCHIOLI.

L'Assemblea approva all'unanimità.

8. Rinnovo delle cariche sociali

Si passa alla elezione del nuovo Consiglio Direttivo e del nuovo Presidente, previa verifica delle deleghe fatte pervenire da alcuni Soci.
Per la carica del Presidente sono risultate presenti nell'urna 62 schede. Hanno ottenuto voti:

De Bernardi	58 voti
Sechi	2 voti
Bregant	1 voto
schede	bianche 1

II dr. Riccardo De Bernardi accetta la carica di Presidente dell'Associazione per il biennio 1989-90.

Per la carica di Consigliere sono risultate presenti nell'urna 62 schede. Hanno ottenuto voti:

Fonda Umani	44 voti
Fanzutti G.P.	43 voti
Alberelli	42 voti
Tomasino	41 voti
Piccazzo	40 voti
Giordani	33 voti
Baffi	9 voti
Barbanti	9 voti
Ferrari	8 voti
Guilizzoni	5 voti
Bonacina	3 voti
Giacobbe	3 voti
6 Soci	2 voti
11 Soci	1 voto
schede bianche	4

Risultano pertanto eletti quali Consiglieri per il biennio 1989-90: Fonda Umani, Fanzutti G.P., Albertelli, Tomasino, Piccazzo, Giordani, i quali accettano.

Esauriti gli argomenti all'Ordine del Giorno e non essendoci "Varie ed eventuali", l'Assemblea termina alle ore 19.30.

Il Presidente — II Segretario

D. Bregant — G.P. Fanzutti

BILANCIO FINANZIARIO A.I.O.L. ANNI 1987 – 1988

ENTRATE

Residuo gestione precedente	10.938.300
Quote sociali	5.044.000
Iscrizioni VIII Congresso	9.950.000
Contributo CNR Comitato Chimica	2.500.000
Contributo CNR Comitato Geologia	3.000.000
Contributi Ditte espositrici	2.100.000
Interessi bancari 1987	715.783
Interessi bancari 1988	870.707
Varie	30.000
Totale entrate	35.148.790

USCITE

Completamento Atti VII Congresso	3.500.000
Postali	838.230
Cancelleria	185.448
Fotocopie	913.571
Rimborso spese relatori	374.000
Cena sociale	3.450.000
Segreteria Congresso	2.232.000
Spese bancarie	19.669
Totale uscite	11.512.918

Avanzo di esercizio 23.635.872

INDICE PER AUTORI

Albertelli,G. 53,59
Ambrosetti,W. 67,115
Artegiani,A. 83
Asioli, A. 95
Azzolini, R. 83
Bacciola, D, 533
Barbanti, L. 67,115
Baudo, R. 131,143,307
Bellotti, P. 155
Bertoni, R. 171
Bianchi, C.N. 227
Blundo, C.M. 545
Bo, F. 131,143
Boldrin, A. 83,213
Bonetti, M, 495
Borsetti, A.M. 95,185
Brambati, A. 191
Bregant, D. 83,213
Buffoni, G. 227
Calderoni, A. 520
Callieri, C. 171
Camerlenghi, A. 213
Capotondi, L. 95,185
Casellato, S. 253
Catalano, G. 213
Cattaneo, A. 275
Cecchi, R. 283
Ciceri, G. 293
Cocchietto, M. 383
Colantoni, P. 95
Colombo, G. 375
Coniglio, L. 307
Contesini, M. 171
Corselli, C. 213
Corradi, N. 317
Cortemiglia, G.C, 317
Cortese, G. 337
Cossu, A. 329
Costa, F. 283
De Bernardi, R. 495,511
De Domenico, E. 213,337
De Domenico, M. 337
Delfanti, R. 227
Di Cola, G, 227
D'Onofrio, S. 95
Drago, N. 53
Fabiano, M. 59
Falcucci, M. 471
Fanucci, F. 357
Fanzutti, G.P. 191
Ferrara, R. 369
Ferrari, I 375
Finocchiaro, F. 191
Firpo, M. 357
Fonda Umani, S. 383
Frascari, F. 397
Frignani, M. 411,445
Gambi, M.C423

.
.

Gatti, M.C. 435
Ghermandi, G. 283
Giacobbe, S. 213
Giorgi, M. 595
Giordani, P. 445
Giussani, G. 457,511
Grieco, A. 605
Guilizzoni, P. 457
Hannaert, P. 131
Hopkins, T.S. 29
Hull, V. 471
Lagonegro, M. 471
Lami A. 457
Langone, L. 411
La Noce, T. 545
Lattanzio, A. 131,143
Luglié, A. 487
Lusetti, C. 585
Manca, M. 307,495,511
Marengo, G. 131,143
Maserti, B.E. 369
Morbidoni, M. 83
Mosello, R. 520
Morri, C. 227
Muenzinger, A. 435
Muntau, H. 131,143
Niccolai, I. 227,533
Pagnotta, R. 545
Paschini, E. 83
Peroni, C. 227,533
Peters, R.H. 3,607
Pettine, M. 545
Piccazzo, M. 357
Pilan L. 563
Poletti, R. 397
Puddu, A. 545
Pugnaghi, S. 563
Pulicanò, G. 337
Queirazza, G. 293
Rabitti, S. 83,213
Ranella, A. 357
Ravaioli, M. 411
Ravera, O. 435
Rossi, G. 533
Rosso G. 397
Ruffoni, T. 457
Santangelo, R. 563
Sechi, N. 329,4Ì
Serrini, G. 143
Sconfietti, R. 573
Soffiantini, R. 573
Stella, E. 375
Stocchino, C. 585
Torelli, R. 171
Trevisan, R. 253
Vazzoler, S. 283
Vincenzi, S. 563
Zanaboni, C. 36
Zola, O. 17
Zonta, R. 28