## ATTI DEL 5° CONGRESSO

## DELLA

# ASSOCIAZIONE ITALIANA DI OCEANOLOGIA E LIMNOLOGIA

Stresa, 19-22 Maggio 1982

a cura di Roberto Bertoni e Riccardo de Bernardi

Е

## ATTI DELL'ASSOCIAZIONE ITALIANA DI OCEANOLOGIA E LIMNOLOGIA (A.I.O.L.)

dal 1° Gennaio 1981 al 31 Dicembre 1982

Pallanza 1983

## INDICE

Presentazione	III
Atti del 5° Congresso Nazionale dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia	V
Elenco degli iscritti al 5° Congresso Nazionale dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia	VII
Discorso inaugurale	XIII
Relazioni	
<ul> <li>P. FRANCO - L'Adriatico Settentrionale: caratteri oceanografici e problemi</li></ul>	1 29
Comunicazioni	
<ul> <li>W. AMBROSETTI, L. BARBANTI e A. ROLLA - Considerazioni sulla dinamica del mescolamento nei laghi profondi sudalpini "</li> <li>B. ANSELMI, A. BUONDÌ, O. FERRETTI e C. PAPUCCI -Arcipelago della Maddalena Dati sul quadro sedimentologico delle particelle</li> </ul>	101
<ul> <li>sottili e correlazioni con la distribuzione locale di alcuni radionuclidi"</li> <li>G. APRILESI, R. CECCHI, G. GHERMANDI e G. MAGNONI – Trasferimento di inquinanti in mare: metodo logia per l' analisi multipla</li> </ul>	113
di basse concentrazioni di metalli pesanti	131
nell' inverno del 1981	145
cinque mesi di dati correntometrici registrati in una stazione a 7miglia a Nord di Ancona (Agosto-Dicembre 1981)	155
1' interpretazione delle caratteristiche chimiche di alcuni fiumi del Cantone Ticino (CH)	165
Nord-Occidentale).	177

R. BERTONI - Traccianti radioattivi e microanalisi nella stima dell'attività batterica eterotrofa negli ambienti acquatici	89
A.R. BONIFORTI, M. MADARO, A. MOAURO, R. ROGGERO e G.	07
ZURLINI - Determinazione strumentale mediante attivazione	
neutronica di elementi in traccia in particellato separato da acque	
naturali	99
C. CALLIERI, R. BERTONI, O. ZOLA e R. TORELLI - Effetti della piena	-
circolazione sulla distribuzione del materiale organico particellato nel	
Lago Maggiore	17
R. CAPELLI, B. COSMA, V. MINGANTI e G. ZANICCHI - Messa a punto	
di due apparecchiature per la determinazione del selenio e del mercurio	
in matrici complesse mediante spettrofotometria di assorbimento	
atomico	229
A. CARLI, D. CHIAPPERINI, L. PANE, D. VALENTE e S. VIGNOLA –	
Variazioni stagionali della concentrazione di ioni metallici nel Golfo	
di Genova: determinazione di cobalto, cromo, ferro, manganese, nickel	
e vanadio	239
M. CATTANEO e G. ALBERTELLI - Macrobenthos dei fondi batiali liguri . "2	251
L. CAVALERI e L. BERTOTTI - Wawe set-up and coastal sea level	261
L. CAVALERI e L. BERTOTTI - Prediction of shallow water wind wave	
spectra	271
M.G. CEVASCO e N. DELLA CROCE - Zooplancton di superficie in Mar	
Ligure e Alto Tirreno e nel Mare di Corsica (10-16/9/1980)	279
E. COCCO, M.A. DE MAGISTRIS, T. DE PIPPO, A. PERNA - Caratteristiche	
sedimentologiche della spiaggia sottomarina nel tratto litorale calabro	
compreso tra Diamante e Belmonte (Mar Tirreno)	287
E. COCCO, M.A. DE MAGISTRIS, T. DE PIPPO e A. PERNA - Dinamica	
ed evoluzione del litorale campano-laziale : 2. Il settore a Nord del	
Fiume Volturno	05
G. CHIAUDANI, G.F. GAGGINO e M. VIGHI - Previsione dello stato	
trofico delle acque costiere dello Adriatico settentrionale in funzione	
di variazioni del carico eutrofizzante	23
A. COLELLA, I. DI GERONIMO, S. D'ONOFRIO, L. FORLANI, F. LOLLI, A.	
FAVIERE e V. CASALE I depo_	

siti attuali della conoide sottomarina del Crati (Golfo di Taranto) " A. CONTU, L. LECCA, F. LEONE, P. MULAS, G. SARRITZU, M.	341
SCHINTU e A. ULZEGA - Indagine chimica e geomorfologica nel	
Golfo di Cagliari	349
P. CORDELLA e A. MIOLA - Idee per 1' elaborazione di dati	
fitoplanctonici mediante microcomputer	365
M. COTTA RAMUSINO e B. ROSSARO - Relazioni tra qualità dell'acqua	
e macrobenthos di alcuni torrenti prealpini mediante cluster e	
discriminant analysis	373
E. CRISAFI e L. S. MONTICELLI - Composizione della popolazione batterica	
eterotrofica di alcuni sedimenti marini e costieri	381
V. DAMIANI, F. SERENA, E. AMBROSANO, S. DE ROSA e P.	
CIAVOLELLA - Studio dei sedimenti del Golfo di Pozzuoli : 1)	
individuazione delle facies granulometriche	387
R. DAZZI, G. GALEATI, F. TOFFOLO e M. TOMASINO -Evoluzione	
stagionale estiva del bilancio di massa della zona marina antistante il	
delta del Po, nel quadro della circolazione generale dell'Adriatico "	397
R. DE BERNARDI, M. BROGI e I. ORIGGI - Dinamica di popolazione e	
produzione di <u>Arctodiaptomus alpinus</u> in due laghi alpini d'alta quota:	
Laghi Boden, Alta Val Forrnazza m. 2340 s.l.m	407
R. DE BERNARDI, G. GIUSSANI e E. LASSO PEDRETTI -Relazioni	
alimentari fitoplancton-zooplancton in esperimenti di biomanipola-	
zione. Risultati preliminari	417
E. DE DOMENICO, G. PULICANO' e G. CORTESE - Alcalinità totale e	407
specifica nello Stretto di Messina.	427
S. DE ROSA, V. DAMIANI e F. SERENA - Studio dei sedimenti del Golfo	407
di Pozzuoli: 2) livelli di contaminazione da metalli pesanti.	437
F. DE STROBEL - Tecniche di ancoraggio per boe oceanografiche e sistemi	4.40
M FADIANO Concentrationi di conicene in control continue del Mar	449
M. FABIANO - Concentrazioni di ossigeno in acque costiere dei Mar	450
$\mathbf{Liguie.} \qquad \qquad \mathbf{Liguie.} \qquad \mathbf$	439
M. FADIANO, F. DAFFI, K. FRACHE & A. DADONE - Relazione Ita	
(A cque superficiali)	167
	<del>4</del> 07

F. FANUCCI, R. LENAZ, S. ROSSI e F.K. ZARUDZKI - Evoluzione	
plio-quaternaria della piattaforma continentale circostante l'Isola	
d'Elba,	475
R. FERRARA, A. PETROSINO, A. SERITTI, C. BARGHIGIANI, E.	
MORELLI, E. MASERTI e M, TORTI – Ciclo biogeochimico del	
Mercurio nel Mediterraneo: livelli e speciazione nelle acque e	
nell'atmosfera di una zona campione	495
I. FERRARI, A. MALICE, M.G. MAZZOCCHI e G. MATTEUCCI –	
Struttura dello zooplancton dulcicolo nei rami terminali del Po e in una	
laguna del delta	505
P. FRANCO - Distribuzione verticale della produttività primaria e struttura	
della colonna d'acqua nell'Adriatico settentrionale	515
M. FRIGNANI e P. GIORDANI - Metalli pesanti in sedimenti antichi e	
recenti dei mari italiani	525
P.F. GHETTI e U. RAVANETTI - Processo di trasporto dei macroinvertebrati	
in torrente sperimentale relativo ai popolamenti di efemerotteri e	
plecotteri.	535
P. GIORDANI, M. FRIGNANI, E. GUERZONI e R. SELLI - Studio	
geochimico e microbiologico di una carota del Mar Tirre	549
R. LENAZ, V. LAHDUZZI e L. TOMADINI - Apporti eolici stagionali sul	
mediterraneo centrale.	559
C. LUSETTI - Applicazione del metodo di massima eutropia allo studio del	
livello medio del mare	579
F. MARABINI e M. RADULESCU - Caratteri della costa della Dobrugia	
(Mar Nero)	593
U. MELCHIORRI-SANTOLINI, G. MALARA, C. DELLA SALA	
MERIGO, M. CONTESINI e G. MOLGORA - Sostanze organiche	
labili, recalcitranti e refrattarie nel fitoplancton lacustre.	599
R. MOSELLO - II livello trofico dei laghi profondi sudalpini sulla base delle	
loro concentrazioni di azoto, fosforo e ossigeno disciolto	607
R. PAGNOTTA e A. PUDDU - Misura della carica energetica dei composti	
adenilati e sua applicazione al controllo ambientale	617
L. PAPA - Un'indagine critica sulle oscillazioni proprie del Mar Ligure "	629
L. PAPA, E. PIANO e C. PONTIGGIA - Uno strumento a fibre ottiche per	
misure in situ di torbidità e fluorescenza	639

C. PERONI e G. ROSSI - Stima dell'attività microbica in sedimenti marini	
tramite riduzione della resazurina	651
M. PESARO, R. VITALI e G. GANDOLFI - I movimenti delle forme	
giovanili di Anguilla <u>Anguilla anguilla</u> (L.) nel delta padano "	665
M. PICAZZO e S. TUCCI - Distribuzione e trasporto di materiale	
particellato sospeso nei canyons di Genova	675
M. RAVAIOLI - Alcune osservazioni sulle caratteri, stiche granulometriche	
dei fondali marini sabbiosi antistanti il delta del Po e del Tevere ottenute	
con diverse metodologie analitiche	691
G. TARTARI e R. MOSELLO - Chimismo delle precipitazioni atmosferiche:	
note metodologiche e risultati	705
F. VENIALE, A. STEFANON, M. SETTI e F. CAUCIA -Neoformazione	
di Mg-calcite come cemento di "beachrocks" (Golfo di Venezia,	
Mare Adriatico settentrionale)	717
R. VITALI, M. PESARO e G. GANDOLFI - La migrazione dell'Alosa	
Alosa fallax nilotica (I.Geoffr.) attraverso il Delta del Po "	727
T. ZUNINI SERTORIO, S. ROVIDA e A. BOGLIOLO - Relazioni tra le	
misure ponderali di biomassa zooplanctonica (Acque costiere del Mar	
Ligure)	737
L. DE FLORIANI, G. DETTORI, B. FALCIDIENO e C. PIENOVI –	
Elaborazione dei dati geografici in cartografia automatica"	751
Atti dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia dal 1° Gennaio	
1981 al 31 Dicembre 1982 "	759

## A. I. O. L.

## CONSIGLIO DI PRESIDENZA per gli anni 1981 - 1982

Presidente	Riccardo de Bernardi
Consiglieri	Davide Bregant
	Emilio De Domenico Federico De Strobel Roberto Frache Paola Malanotte Rizzoli Sergio Rossi
Segretario	Roberto Bretoni

#### PRESENTAZIONE

E' con vero piacere, non privo di un certo orgoglio, che presentiamo questo volume che raccoglie i contributi scientifici al 5°Congresso Nazionale della Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia (AIOL), tenutosi a Stresa dal 19 al 22 Maggio 1982.

Piacere ed orgoglio dettati dalla convinzione che esso rappresenta un chiaro segno della crescita scientifica dell'Associazione ed un positivo riscontro dell'interesse da essa suscitato. In pochi anni, infatti, il numero dei contributi è praticamente triplicato e la selezione dei lavori in base al loro valore scientifico ha fatto sì che questo volume possa raccogliere quanto di avanzato viene al momento prodotto in due settori di ricerca estremamente importanti per lo sviluppo del paese.-

Ci preme inoltre rilevare come questo volume stia a testimonianza del fatto che gli scopi di integrazione tra differenti discipline scientifiche tutte afferenti allo studio delle acque sia dolci che marine, che l'AIOL si è sempre proposta, vanno col tempo realizzandosi; e questo induce un sentimento di seppur cauto ottimismo (considerati i mali storici che affliggono tali discipline) su quello che potrà e dovrà essere il futuro della ricerca oceanologica e limnologica.

R. de Bernardi

R. Bretoni

R. Frache

M. Fabiano

## ATTI

### del 5° CONGRESSO NAZIONALE

di

### OCEANOLOGIA E LIMNOLOGIA

(A.I.O.L.)

Stresa 19-22 Maggio 1982

## ELENCO PARTECIPANTI - 5° CONGRESSO A.I.O.L.

ALBERTELLI, G.	Cattedra di Idrobiologia e Pescicoltura - Via Balbi, 5 - Genova
AMATUCCI, F.	Istituto di Idraulica e Costruzioni Idrauliche, Via Claudio, 21 - Napoli
AMBROSETTI, W.	C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia - Verbania Pallanza (Novara)
AMORE, C.	Istituto di Scienze della terra - Corso Italia
ARGENTESI. F.	C.C.R EURATOM - Ispra (Varese)
ARILLO, A.	Istituto di Zoologia dell'Università - Via
	Balbi, 5 - Genova
ARTEGIANI, A.	I.R.P.E.M C.N.R Molo Mandracchio -
	Ancona
AZZOLINI, R.	I.R.P.E.M C.N.R Molo Mandracchio -
	Ancona
BAFFI, F.	Istituto di Chimica Generale e Inorganica,
	Università - Viale Benedetto XV, 3 - Genova
BARBANTI, L.	C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia -
	Verbania Pallanza (Novara)
BARBIERI, A.	Laboratorio Studi Ambientali - 6952 Canobbio
	(CH)
BARONE, R.	Istituto e Orto Botanico - Via Archirafi,
	38 - Palermo
BATTAGLINI, P.	Museo di Zoologia - Napoli
BATTISTON, L.	C.N.R. Istituto per lo Studio della Dinamica
	delle Grandi Masse - San Polo 1364 - Venezia
BAUDO, R.	C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia -
	Verbania Pallanza (Novara)
BERTONI, R.	C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia -
	Verbania Pallanza (Novara)
BERTOTTI, L.	C.N.R. Istituto per lo Studio della Dinamica
	delle Grandi Masse - San Polo 1364 - Venezia
BIANCHI, F.	C.N.R. Istituto di Biologia del Mare - Riva
	7 Martiri - Venezia
BIANCHINI, M.	Ufficio Progetti Finalizzati del C.N.R Piazzale
	Aldo Moro, 7 - Roma
BONIFORTI, R. ENEA	Centro Ricerche Energia Ambiente - S.
	Teresa (Lerici, La Spezia)
BONOMI, G.	C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia -
	Verbania Pallanza (Novara)
BRAMBATI, A.	Istituto di Geologia dell'Università -
	Piazzale Europa, 1 – Trieste

BREGANT, D.	C.N.R. Istituto Talassografico - Viale R. Gessi - Trieste
CALLIERI, C.	V.N.K. Istituto Italiano di Idrobiologia -
CALVOS	Istituto di Botanica dell'Università di Dalermo
CAL VO, S.	Palarmo
CADELLLD	Latituto di Chimico Conoralo e Inorganico
CAPELLI, K.	dell'Università Viele Benedette XV. Conove
CADILAM	Istituto di Zoologia dall'Università Via Palbi 5
CARLI, A.M.	Genova
CAPOLLO	C N P. Istituto Italiano di Idrobiologia
CAROLLO, A.	Verbania Pallanza (Novara)
CATALANO G	C N R Istituto Talassografico -Viale Gessi 2-
CATALANO, O.	Trieste
<b>CATTANEO</b> Μ	Cattedra di Idrobiologia e Peseicoltura - Via
CATTAILO, M.	Balbi 5 - Genova
CAVALERI	C N R Istituto per lo Studio della Dinamica
CAVALENI, L.	delle Grandi Masse - San Polo 1364 - Venezia
CAVICCHIOLI G	Istituto di Anatomia Comparata - Viale Molino
envicement, o.	di Mortara - Ferrara
CECCHI R	Istituto di Fisica dell'Università - Via campi 213/A -
electri, R.	Modena
CINFLLE	Istituto di Zoologia e Anatomia Comparata
CINELLI, I.	dell'Università - Via Volta 4 - Pisa
COCCO E	Istituto di Geologia e Geofisica - Largo S
e0ee0, E.	Marcellino 10 - Napoli
COLANTONI P	Laboratorio di Geologia Marina - Via Zamboni -
COLANION, I.	65 - Bologna
COMASCHI A	C N R Istituto di Biologia del Mare - Riva
eownsein, A.	7 Martiri - Venezia
CONTESINI M	C N R Istituto Italiano di Idrobiologia -
Contributi, M.	Verhania Pallanza (Novara)
CONTLLA	Istituto Igiene Università degli Studi - Via
	Porcel 4 - Cagliari
CORDELLA P	Istituto di Botanica - Via Orto Botanico 15 -
CONDELLA, T.	Padova
CORRADI N	Istituto di Geologia dell'Università - Corso
	Europa 30 - 16100 - Genova
CORTEMIGLIA G C	Istituto di Geologia dell'Università - Corso
	Europa 30 - Genova
COTTA RAMUSINO, M	Istituto di Zoologia dell'Università - Milano
CRISAFI, E.	Istituto di Idrobiologia e Pescicoltura dell' Università -
	Via dei Verdi. 75 - Messina
CUOMO, V.	CIBA-CEIGY S.p.A. Research Lab Via Schito
,	131 - Torre Annunziata (Napoli)

DAMIANI, V.	Centro Ricerche Montedison - Via Nuova delle Brecce, 150 - Barra (Napoli)
DE BERNARDI, R.	C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia -Verbania Pallanza (Novara)
DE DOMENICO, E.	Istituto di Idrobiologia dell'UniversitàVia dei Verdi, 75 - Messina
DELLA CROCE, N.	Cattedra di Idrobiologìa e Pescicoltura - Università - Via Balbi, 5 - GENOVA
DE MAIO, A.	Istituto Universitario Navale - Via Acton, 38 Napoli
DE ROSA, S.	Centro Ricerche Montedison - Via Nuova delle Brecce,
	150 - Barra (Napoli)
DE STROBEL, F.	Saclant Center - S. Bartolomeo, 400 - La Spezia
DI GERONIMO, S.I.	Istituto di Paleontologia dell'Università. Corso Italia, 55 - Catania
FABIANO, M.	Cattedra di Idrobiologia e Pescicoltura -Università -
	Via Balbi, 5 - Genova
FANUCCI, F.	Istituto di Geologia, Università - Corso Europa, 30 -
	Genova
FERRARI, I.	Istituto di Zoologia - Università di Ferrara
FERRAROLI, R.	CISE S.p.A. Via Reggio Emilia, 39 - Segrate (Milano)
FERRETTI, O.	ENEA - Laboratorio Geologico - La Casaccia -Santa
	Maria di Galeria (Roma)
FIERRO, G.	Istituto di Geologia dell'Università - Corso Europa, 30 -
	Genova
FIRPO, M.	Istituto di Geologia dell'Università - Corso Europa, 30 -
	Genova
FONDA, S.	Istituto di Zoologia dell'Università - Trieste
FRACHE, R.	Istituto di Chimica Generale ed Inorganica
	dell'Università - Viale Benedetto XV, 3 - Genova
FRANCO, P.	C.N.R. Istituto di Biologia del Mare - Riva 7 Martiri -
,	Venezia
FRIGNANI, M.	C.N.R. Laboratorio di Geologia Marina - Via Zamboni,
,	65 - Bologna
GABBIANELLI, G.	Istituto di Geologia e Paleontologia - Università - Via
,,,,	Zamboni, 77 - Bologna
GANDOLFI, G.	Istituto di Zoologia - Università - Strada dell'Università.
,,	12 - Parma
GAGGINO, G.F.	C.N.R. Istituto di Ricerca sulle Acque - Brugherio
· · · <b>,</b> - · ·	(Milano)
GHETTI, P.F.	Laboratorio di Ecologia dell'Università – Parma

GIAZZI, G.	Carlo Erba Strumentazione - Rodano (Milano)
GIUSSANI, G.	C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia -
	Verbania Pallanza (Novara)
GORBI, G.	Istituto di Ecologia dell'Università - Parma
GUILIZZONI, P.	C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia -
,	Verbania Pallanza (Novara)
GUZZI, A.	E.N.E.L Centro di Ricerca Termica e Nucleare -
,	Bastioni di Porta Volta, 10 - Milano
LA. CHAVANNE, J.B.	Unite de Biologie Aquatiche - Université de
,	Géneve, 4 - Ginevra (CH)
LENAZ, R.	C.N.R. Istituto di Geologia Marina - Via Zamboni, 65 -
,,,	Bologna
LUSETTL C	Istituto Idrografico della Marina - Passo Osservatorio, 4
	- Genova
MADARO M	ENEA - Centro del la Gasacela - S. Maria di
	Galeria (Roma)
MADONI P	Istituto di Ecologia dell'Università - Parma
MAGRO COSMA B	Istituto di Chimica Generale - Università -
Milloko Cobinit, D.	Via Benedetto 23 - Genova
MANCUSO A	Via R. Rigola $27/32$ - Genova
MADARINI E	C N P. Istituto di Geologia Marina Via Zamboni 65
MARADINI, I	Bologna
MATTELICCI G	ENEL CETN Via Pubattino Milano
MATIEUCCI, U. MEADELLI M	L.N.L.L. C.K.I.N Via Kubatilio - Milalio
MEARELLI, M.	Eleo di sotto - Dominio
MELCHIODDI II	C N D. Istitute Italiana di Idrahialagia
MELCHIORRI, U.	U.N.K. Istituto Italiano di Idiobiologia Verberio Dellenza (Nevere)
MENIDIA I	Verballia Pallaliza (Novara) Contro Studi o Diografia Inggognaria Sanitaria
MENDIA, L.	Diagrala Tasahia - Nagali
	Plazzale Teccino - Napoli
MIOLA, A.	Istituto di Botanica dell'Universita - Padova
MIONI, P.	E.N.E.L, - Servizio Idrologico - Mestre (Venezia)
MUAURO, A.	ENEA - Centro della Gasaceia - S. Maria di Galeria
MOSELLO D	(Roma)
MOSELLO, R.	C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia -
	Verbania Pallanza (Novara)
MULAS, P.	Istituto di Chimica generale e analitica -Universita
	degli Studi - Cagliari
MUNTAU, H.	C.C.R. EURATOM - Ispra (Varese)
NOCENTINI, A.M.	C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia -
	Verbania Pallanza (Novara)
PAGNOTTA, R.	C.N.R. Istituto di Ricerche sulle Acque -Via
	Reno, 1 - Roma
PAPA, L.	Istituto Geofisico e Geodetico dell'Università
	- Via Balbi – Genova

PAPUCCI, C.	ENEA Centro Ricerche Energia e Ambiente - S. Teresa - (Lerici La Spezia)
PASCHINI, E	IRPEM - CNR - Molo Mandracchio - Ancona
PERFETTA. J.	Università di Biologia Acquatica - Università de
	Géneve. 4 - Ginevra (CH)
PESARO, M.	Istituto di Zoologia dell'Università - Parma
PERONI, C.	ENEA - Centro Ricerche Energia Ambiente - S. Teresa
	-(Lerici La Spezia)
PICCAZZO, M.	Istituto di Geologia dell'Università - Corso Europa, 30
	- Genova
PONTIGGIA, C.	Istituto di Scienze Fisiche dell'Università Viale
	Benedetto XV, 5 - Genova
POLLI, B.	Laboratorio Studio Ambientali - 6951 Canobbio (CH)
RABITTI, S.	C.N.R. Istituto di Biologia del Mare - Riva 7 Martiri -
	Venezia
RAVAIOLI, M.	C.N.R. Istituto di Geologia Marina - Via Zamboni, 65 -
	Bologna
RIGHETTI, G.	Sezione Protezione Acque - 6500 Bellinzona (CH)
ROSSARO, B.	Istituto di Zoologia dell'Università - Milano
ROSSETTI, G.	Istituto di Geologia dell'Università - Pavia
ROSSI, S.	C.N.R. Istituto di Geologia Marina - Via Zamboni, 65 -
	BOLOGNA
RUGGIU, D.	C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia - Verbania
	Pallanza (Novara)
SANTANGELO, R.	C.N.R. Istituto per lo Studio della Dinamica delle
CALINAL D	Grandi Masse - San Polo 1364 - Venezia
SAUVAL, R.	Eduardo Costa, 300 - 1640 Acassuso, Buenos Aires
	(Argentina)
SGOTTO DI SANTILLO, S.	C.N.R. Piazzale delle Scienze / - Roma
SECHI, N.	Istituto di Botanica dell'Universita - Via Muroni, 25 -
SEDENIA E	Sassari
SERENA, F.	Laboratorio Studi Ambienteli (051 Concheio (CII)
SIMONA, S.	C N D. Istitute di Diologia del Mara Dive 7 Mortiri
30CAL, U.	1364/A - Venezia
SPECCHI, M.	Istituto di Zoologia dell'Università - Via Va lerio, 32 -
	Trieste
STRAVISI, F.	C.N.R. Istituto Talassografico - Viale R. Gessi, 2 -
	Trieste

TARTARI, G.	C.N.R. Istituto di Ricerca sulle Acque - Brugherio (Milano)
TOMASINO, M.	ENEL/DSR - Centro Ricerca Idrtaulica e Strutturale - Corso del Popolo, 245 - Mestre (VE)
TONOLLI, L.	C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia -Verbania Pallanza (Novara)
TORELLI, R.	C.N.R Istituto Italiano di Idrobiologia -Verbania Pallanza (Novara)
ULZEGA. A.	Via Trentino, 51 - Cagliari
VALENTE, T.	Via S. Giuseppe Cottolengo, 15/1 - Genova
VENIALE, F.	Istituto di Mineralogia e Petrografia dell'Università - Via Bassi, 4 - Pavia
VIGHI, M.	C.N.R. Istituto di Ricerca sulle Acque - Brugherio (Milano)
VITALI, R.	E.N.E.L. Laboratorio Centrale - Via N. Bixio, 39 - Piacenza
VISKANIC, R.	Istituto di Anatomia Comparata dell'Università - Via Molino di Mortara - FERRARA
WANGERSKY, P.J.	Department of Oceanography - Dalhousie University - Halifax, Nova Scotia - Canada
ZOLA, O.	C.N.R. Istituto Italiano di Idrobiologia -Verbania Pallanza (Novara)
ZUNINI SERTORIO, T.	Cattedra di Idrobiologia dell'Università - Via Balbi, 5 - Genova
ZURLINI, G.	ENEA - Centro Ricerche Energia Ambiente - S. Teresa (Lerici, La Spezia)

#### DISCORSO INAUGURALE

#### Riccardo de Bernardi

1972-1982. Dieci anni di attività. Per quanto possa ancora considerarsi giovane, è il momento forse di tentare un primo bilancio per una associazione come la nostra, anche se forzatamente questo non potrà che essere breve e non esauriente. E come in tutti i bilanci, anche in questo vi sono aspetti positivi e aspetti che, anche se non chiaramente negativi, sono indice di situazioni che vanno corrette per tempo se si vuole che l' incisività del ruolo che una "Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia" può svolgere nel Paese si consolidi; così che l'Associazione stessa possa diventare un punto fisso di riferimento per tutti coloro che si occupano di problematiche connesse ai mari ed alle acque interne italiane.

Ma vediamo subito quelli che a mio parere sono gli aspetti che hanno caratterizzato la crescita dell' Associazione in questi dieci anni di vita.

Il numero dei soci e di coloro che chiedono di essere ammessi a far parte della AIOL, se questo può essere considerato un indice dell'interesse che l'associazione desta nel mondo scientifico italiano, è in continuo aumento.

Questo aumento dei soci non è però un mero incremento numerico ma si è tradotto e si traduce in un effettivo incremento della attività scientifica dell'Associazione.

Basti a questo proposito far riferimento alle iniziative che hanno visto la presenza attiva dell'Associazione negli ultimi due anni :

- un workshop congiuntamente organizzato dalla NATO e dall'AIOL su problemi di speciazione di elementi traccia in ambienti acquatici ;
- una tavola rotonda di metodologie statistiche applicate al l'oceanologia e alla limnologia;
- una campagna di intercalibrazione di metodologie chimiche su materiali di riferimento resa possibile dalla collaborazione con il J.R.C, di Ispra. Campagna questa che, iniziata nel solo ambito italiano, per l'interesse suscitato, è stata successivamente estesa a tutti i paesi europei con dei risultati di adesione decisa mente soddisfacenti;
- - ultimo, ma solo in senso temporale il 5° Congresso Nazionale

che stiamo ora inaugurando.

L'Associazione dunque non è solo in crescita numerica ma è anche viva e vitale e certamente contribuisce a dare sviluppo alle discipline che ci accomunano.

Questi dunque sono gli aspetti positivi. Dicevo prima che vi so no ancora alcuni punti sui quali l'Associazione, sempre a mio parere, non ha ancora raggiunto quegli obbiettivi che avrebbe dovuto prefiggersi. Primo fra tutti, me lo si consenta, è una sua graduale trasformazione da Associazione meramente accademica (senza che in questo si ravveda un senso dispregiativo) ad Associazione di tipo professionale. Ciascuno dei soci rappresenta delle competenze specifiche e settoriali ben precise, competenze che potrebbero essere meglio utilizzate per una più corretta gestione degli ambienti acquatici siano essi marini o delle acque dolci interne. Orbene questo ancora non avviene, o meglio ancora non avviene nel migliore dei modi.

In questo l'Associazione potrebbe svolgere un ruolo molto importante. Come tutti sappiamo l'ambiente è considerato terra di conquista, e ad ogni angolo di via si possono incontrare improvvisati ecologi e futurologi del destino degli ecosistemi. Quel minimo di cultura ambientale al quale ci ha abituati il ricorrere troppo frequente di "catastrofi" ambientali ha fatto sì che l'improvvisazione e il dilettantismo spesso non scevro di interessi che nulla hanno a che vedere con l'ecologia, abbiano acquisito nelle scienze della terra uno spazio sconosciuto in altri settori scientifici.

Ora io credo che una presenza maggiore ed autoritaria dell'Associazione non solo nello studio ma anche nella gestione delle risorse che mari e laghi rappresentano, possa contribuire a portare una maggior pulizia ed un maggior vigore scientifico in questi settori.

Le forze intellettuali per operare una tale scelta ci sono, si tratta ora di individuare la via più breve e più concreta per poter realizzare questi scopi. Dobbiamo far sì che 1'AIOL diventi 1'unico vero punto di riferimento per mari e laghi italiani. Dobbiamo far sì che questa sua presenza si faccia elemento che scoraggi ogni forma di improvvisazione o di dilettantismo nella gestione di una risorsa sempre più importante: 1'acqua. Certo non sarà una cosa facile, molti interessi vi si oppongono, ma è un obbiettivo che l'AIOL deve conseguire se vuole uscire da un ambito puramente scientifico che, pur importante, non basta da solo a renderla operativa oltre che vitale.

Qualcuno dei soci certamente si sarà chiesto il significato dell'opera d'arte ricevuta con 1'iscrizione. Ebbene questa è una domanda ardua che non trova una mia risposta; quello che posso dir-

vi è il perché un' opera d'arte moderna. Se è vero che l'astrattismo in tutte le sue forme espressive rappresenta la tendenza evolutiva più recente in campo artistico, una sorta cioè di rivoluzione culturale e di ammodernamento di schemi classici nella ricerca di nuove, forme espressive, così in campo scientifico questo accostamento vuole essere una sorta di parailelo-auspicio che le scienze ambientali sappiano rinvigorirsi, ammodernandosi con 1' individuazione di tematiche nuove e di un nuovo modo per affrontarle (e anche una breve scorsa ai lavori che qui verranno presentati dimostra che questo è in parte già realizzato). Questo non vuoi dire rigetto degli schemi passati ma loro accostamento ad idee e vie ancora inesplorate. Coloro che ci hanno preceduti, eminenti studiosi o oscuri ricercatori hanno lasciato un prezioso patrimonio del quale non si può e non si deve non tener conto; tuttavia, il ricalcare pedissequamente schemi già egregiamente percorsi non può che dar luogo a ripetizioni e copie il più delle volte inferiori al modello.

Per concludere desidero qui ringraziare:

- L'Amministrazione Provinciale di Novara;
- La Cassa di Risparmio delle Provincie Lombarde;
- L'Amministrazione Borromeo

- e la Segreteria del Palazzo dei Congressi di Stresa per il contributo offerto alla realizzazione di questo Congresso.

Desidero, inoltre, esprimere la mia gratitudine ai membri del Consiglio di Presidenza ed in particolar modo al suo Segretario Dr. Roberto Bertoni che si è prodigato per la buona riuscita della manifestazione, alle Drr. Elena Lasso Pedretti, Ornella Zola e Rita Torelli, al Signor Mario Contesini e alla Signora Teresa Riva Ruffoni che lo hanno aiutato in questo gravoso compito.

# RELAZIONI

#### L'ADRIATICO SETTENTRIONALE: CARATTERI OCEANOGRAFICI E PROBLEMI

#### P. FRANCO

Istituto di Biologia del Mare, C.N.R., Venezia

#### ABSTRACT

The Northern Adriatic Sea: oceanographic characters and problems

The main determinants of the oceanographic characters of the Northern Adriatic Sea on an annual basis appears to be the variations of the density field, deriving from the interaction of some physiographic features of the basin, as the shallow depth, the bottom topography and the large riverine freshwater discharge from the western side, with the ample variation of the thermal fluxes.

The structure of the density field, its effects on the mixing processes and on the basin dynamics, and its forcing function in controlling the distribution and cycling of some non-conservative properties (e. g. the dissolved oxygen, the dissolved nutrients and the phytoplankton biomass) are qualitatively discussed, on the basis of available knowledge and with reference to the basic regimes, well-mixed and stratified, of the basin proper.

#### SOMMARIO

1.	Introduzione	р.	2
2.1	Distribuzione dei parametri termoalini e della		
	densità	p.	4
2.2	Circolazione	p.	8
2.3	Condizioni di ricambio	p.	10
3.	Distribuzione di proprietà non conservative	p.	12
3.1	Ossigeno disciolto	p.	12
3.2	Nutrienti disciolti	p.	16
3.3	Biomassa ed associazioni fitoplanctoniche	p.	21
4.	Conclusione	р.	24

#### 1. INTRODUZIONE

Il bacino nord-adriatico costituisce l'area più settentrionale non solo dell'Adriatico ma dell'intero Mediterraneo, se se ne eccettua il Mar Nero, ed alla sua estensione in latitudine corrisponde un'ampia escursione annuale delle condizioni termiche. La sua fisiografia lo differenzia inoltre nettamente dal resto dell'Adriatico (Fig. 1): delimitando il bacino verso sud con una trasversale all'altezza di Ancona, la sua profondità massima è di poco superiore a 70 m nel suo terzo meridionale, inferiore a 50 m negli altri due terzi, ed a 30 m in quello più settentrionale; la pendenza del fondale è moderata (da 1/300 in zone costiere ad 1/4000 in quella centrale: Nelson 1970). Lungo l'arco costiero nord-occidentale si distribuiscono le foci di alcuni dei corsi d'acqua di maggior portata dell'area, che convogliano gli apporti defluenti dalla pianura padana e dai rilievi montani che la circondano: il che ha avuto a scala geologica ovvie conseguenze sulla modellazione della morfologia del fondale, ed attualmente, ad una scala temporale più breve, ha influenza imponente sulla struttura del campo di massa delle acque contenute nel bacino, ed in queste ultime su svariate proprietà e processi.

I caratteri oceanografici generali del bacino, quali sono descritti in letteratura (vedi ad es. Buljan, Zore-Armanda 1976), derivano da risultati sperimentali originati nella prima metà del secolo ed ottenuti con metodiche classiche, che almeno per parte delle proprietà sono scarsamente adatte ad una soddisfacente analisi di fenomeni a breve scala temporale e spaziale, la cui importanza per l'oceanografia del bacino settentrionale è andata progressivamente emergendo in tempi recenti.

Solo a partire dalla seconda meta degli anni '60 si è venuta infatti sviluppando sull'Adriatico settentrionale una crescente attività di studio condotta da parte di gruppi di ricercatori di entrambe le nazioni rivierasche, ed in generale con tecniche e strategie sperimentali progressivamente adeguate alle caratteristiche del bacino. I vantaggi derivanti dai risultati di questa attività in termini di migliore conoscenza sono però, e finora, emersi solo in piccola parte, essendo i risultati stessi, o non accessibili alla comunità scientifica, od elaborati e pubblicati solamente in forma preliminare. Questa nota non poteva pertanto proporsi di realizzare una sintesi aggiornata ed esauriente delle conoscenze sull'oceanografia generale dell'Adriatico settentrionale (come tentata altrove per alcuni suoi aspetti fisici, vedi ad es. Franco, Jeftic', Malanotte-Riazoli, Michelato, Orlic' 1982), ma solo di descrivere sommariamente aspetti dell' oceanografia fisica del bacino, come la distribuzione del campo di densità e le sue variazioni nel tem-



Fig. 1 - Batimetria dell'Adriatico settentrionale (dalla Carta 1253, Istituto Idrografico della Marina).

po, la cui funzione forzante su proprietà non conservative del sistema, chimiche e biologiche, risulta fondamentale nel determinarne le caratteristiche, e la cui comprensione appare perciò essenziale per valutare i caratteri dei processi che le controllano.

Le considerazioni esposte, nei casi in cui la fonte non venga esplicitamente citata, derivano generalmente dall'analisi dei dati raccolti in una serie di programmi di studio, condotti dall'A. nel bacino nord-adriatico dal 1965 al 1979, ed i cui risultati sono finora anch'essi solo in parte pubblicati (vedi ad es. Franco 1970; 1972a, b; 1973; 1982b).

#### 2.1 Distribuzione dei parametri termoalini e della densità

Nel bacino nord-adriatico la distribuzione e le variazioni del campo di densità, influenzato in modo diverso da quello della temperatura e della salinità in differenti fasi stagionali, appaiono tali da condizionare strettamente quella delle altre proprietà fisiche, chimiche e biologiche e dei processi che le determinano.

Il modello generale di distribuzione della densità è controllato essenzialmente dal bilancio termico superficiale: ad un bilancio termico positivo nella fase stagionale decorrente dalla primavera all'inizio dell'autunno, e ad un progressivo accumulo di calore nelle acque del bacino, consegue la generazione di una struttura fortemente stratificata nella colonna d'acqua, ed all'inverso ad un bilancio negativo, nel periodo dal tardo autunno all'inverno, la sua instabilizzazione verticale. Nel primo caso il flusso termico sembra costituire prevalentemente il meccanismo di controllo dell'instaurarsi dei processi di modificazione della salinità per diluizione, che condizionano la distribuzione della densità nella parte superiore della colonna, e che subiscono a loro volta variamente l'influenza di fattori meccanici.

Per la parte del bacino esterna alla zona costiera (delimitata indicativamente lungo la costa nord-occidentale dell1 isobata dei 20 m), al diverso tipo di struttura di densità corrisponde una distribuzione fortemente anisotropa dei processi di mescolamento, con diverso rapporto rispettivamente di quello orizzontale e verticale.

2.1.1. L'inversione primaverile del flusso termico complessivo provoca nella colonna d'acqua invernale, omogenea ed instabile, la formazione di un termoclino: la stabilizzazione dello strato superficiale favorisce l'iniezione in esso della piume padana, e con la riduzione della salinità derivante dal mescolamento con le acque dolci fluviali si determina la formazione di uno strato diluito e caldo, separato con un netto picnoclino dalle acque sottostanti, che tende ad



Fig. 2 - Prospettiva isometrica della distribuzione della salinità (• 10<sup>3</sup>) nella zona dell'Adriatico settentrionale alla latitudine del delta del Po, in condizioni di stratificazione estiva. (Da misure STD, 8 luglio 1978: portata del Po attorno a 2000 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>).

isolare queste ultime dagli effetti dell'omogeneizzazione per mescolamento turbolento e da quelli dinamici dovuti all'azione del vento in superficie. I processi di mescolamento, diffusione e trasporto dovuti alla componente termoalina ed a quella meccanica della circolazione espandono lo strato leggero a larga parte del bacino, e l'interazione della convezione verticale, meccanicamente indotta, con l'apporto di calore, dovuto allo scambio termico superficiale ed all'assorbimento del crescente flusso di energia solare, porta al suo progressivo aumento di spessore per erosione dello strato sottostante.

Successive fasi di riscaldamento e di diluizione, connesse a variazioni delle condizioni meteorologiche e marcali e dell'apporto fluviale, determinano la formazione di uno strato intermedio, derivante da diluizione secondaria.

Il risultato di questi processi nel bacino settentrionale è lo stabilirsi di un sistema tristratificato (Fig. 2), con uno strato superficiale a bassa densità direttamente influenzato dall'afflusso e dalla distribuzione di acque dolci diluenti; uno intermedio, derivante dal mescolamento secondario dello strato superficiale con quello sottostante e con corpi d' acqua introdotti per advezione laterale nella zona orientale del bacino; ed uno profondo con acque non diluite, presenti nel bacino alla fine del periodo invernale, o sostituite progressivamente per advezione laterale di acque profonde medio o sud-adriatiche di eguale o maggiore densità. Nella zona meridionale del bacino, tranne che nella parte occidentale, gli strati si riducono generalmente a due.

La stratificazione è in generale netta, e la presenza di picnoclini definiti con forte stabilità idrostatica in corrispondenza alle zone di transizione fra gli strati, riducendovi fortemente la convezione verticale, condiziona i processi di mescolamento e la diffusione turbolenta verticale delle proprietà, poiché i meccanismi di trasporto verticale si riducono all' erosione dello strato profondo ed a scambi turbolenti fra gli strati contigui come quelli dovuti alla dissipazione di frangenti di onde interne (vedi ad es. Ivanov, Kosarev 1978).

Nelle zone di affioramento alla superficie i picnoclini si identificano con sistemi frontali, dei quali il più evidente all'osservazione è quello associato alla plume del Po, la forma e persistenza della quale sono legate al regime di deflusso del fiume, alla convergenza delle acque nello strato superficiale dovuta alla variazione periodica di velocità delle correnti di marea (vedi Bowman, Iverson 1978), ed all'influenza del vento. Al secondo dei fattori citati sembra in particolare potersi attribuire la distribuzione media dell'apporto diluente nell'ambito di due direzioni predominanti, a sud ed a nord-est rispetto al punto di iniezione: del meccanismo pare sussistere qualche evidenza sperimentale nella zona strettamente costiera (Grancini, Cescon 1973).I confini della zona maggiormente diluita dello strato superficiale sono delimitati da un fronte: e sono inoltre evidenti all'osservazione fronti costieri nella regione di separazione fra le acque al largo, stratificate, e quelle costiere poco profonde, mescolate dalla turbolenza verticale indotta dal vento e da quella dovuta alla frizione sul fondo delle correnti mareali.

L'andamento medio delle superfici isopicne in corrispondenza

ai picnoclini, approssimativamente orizzontale all'inizio del processo stagionale, viene profondamente modificato in seguito: sia in quello superficiale che in quello profondo tende a divenire cupoliforme, con spessori maggiori degli strati superficiali nelle zone periferiche rispetto a quella centrale, ed orientale rispetto a quella occidentale, che suggeriscono in essi un moto residuo complessivamente ciclonico. Il picnoclino profondo acquista infine un andamento a dorsale trasversale, orientata per NE, segregando una massa d' acqua densa che nella tarda estate e nell'autunno può in apparenza rimanere isolata anche lateralmente nella parte settentrionale del bacino.

2.1.2 Il bilancio termico complessivo alla superficie diventa negativo nel tardo autunno; le conseguenze sulla distribuzione della densità e delle proprietà termoaline associate sono nell'Adriatico settentrionale profonde ed il decorso delle modificazioni di quelle rapido rispetto a quello del processo opposto.

In una prima fase l'omogeneizzazione verticale tende a raggiungere gli strati profondi nelle zone sud-orientali meno direttamente influenzate dalla diluizione fluviale ed in quelle nord-orientali soggette al trasporto advettivo delle acque presenti nelle prime, per il progressivo affondamento del termoaloclino e l'estensione del mescolamento meccanico ad una larga parte della colonna. La plume padana interessa in questo caso una zona trasversale al bacino ed una fascia longitudinale occidentale, nelle quali si mantiene la stratificazione di densità.

Successivamente le discontinuità termoaline confluiscono in un unico sistema frontale che separa le acque della zona costiera da quelle al largo: la plume padana, come quelle dei corsi d'acqua minori, distribuisce le acque fluviali solo all'interno della prima (Fig. 3). Le masse d'acqua precedentemente diluite, al largo, non più alimentate da acque continentali e soggette ad instabilizzazione verticale per sottrazione di calore e per convezione indotta meccanicamente, vengono mescolate e defluiscono a sud, progressivamente sostituite da più dense masse d'acqua a salinità elevata, di origine meridionale, intruse al fondo nella zona centrale del bacino, e da altre, intermedie e superficiali, a minor salinità, provenienti dalla zona costiera orientale. La prevalenza di queste due ultime masse d'acqua nel bacino settentrionale sembra essere fondamentalmente legata al regime di vento dominante (da SE o NE).

La stabilità verticale resta molto bassa o nulla nelle acque della zona ad oriente del sistema frontale costiero, che restano differenziate per le loro caratteristiche termoaline solo orizzontalmente ed in misura ridotta. La massa d'acqua diluita conserva stabilità verticale solo nelle zone soggette alla diretta influenza delle plumes fluviali (vedi ad es. Ivanov, Kosarev 1978): i rapporti di mescolamento fra le due zone sono in media assicurati dalla convergenza e dalle instabilità longitudinali del sistema frontale. La presenza di acque a salinità elevata, distribuite longitudinalmente dal lato orientale del sistema convettivo costituito dal fronte costiero, è condizione per la formazione di masse d'acqua ad alta densità ( $\sigma_t$  da 29.4 a 30: vedi ad es. Franco 1972 a) per perdita di calore alla superficie (vedi Hendershott e Rizzoli 1976; Malanotte-Rizzoli 1977) e convezione verticale, le quali, in coincidenza con periodi di vento da NE, defluiscono verso sud all'esterno del fronte, verso le zone profonde della fossa mesoadriatica: il loro decorso è condizionato dalla morfologia del fondale e dalla variazione di latitudine, presumibilmente come conseguenza della conservazione della vorticità potenziale della colonna d'acqua, ed i modi della loro advezione nella zona profonda della fossa dalla loro densità rispetto a quella delle masse d' acqua ivi preesistenti (Franco, Bregant 1982).

#### 2.2 Circolazione

Si assume qui che la circolazione del bacino sia definita nei suoi termini più generali come il tipo di moto a lungo termine che lo caratterizza, od il moto residuo rimanente dopo che i movimenti irregolari dovuti alla deriva da vento, alle sesse e ad altri fenomeni a breve periodo siano mediati da un processo con una opportuna costante dì tempo (vedi ad es. Emery, Csanady 1973).

Le informazioni sulla circolazione nel bacino settentrionale adriatico derivano generalmente da osservazioni a grande scala temporale, di tipo lagrangiano od indirette. Scarsi e sommari sono i risultati pubblicati, ottenuti con tecniche euleriane e derivanti da misure strumentali di corrente che possano essere applicatia all'interpretazione della dinamica del bacino (vedi ad es. Accerboni, Manca, Michelato, Moro, Mosetti 1982) e non di sue zone limitate.

In regime di stratificazione la circolazione risulta particolarmente complessa, essendo la risultante dell'interazione di fattori a larga e parzialmente indipendente variabilità (come gli apporti diluenti, il campo barico e quello di vento) con la struttura di densità della colonna di acqua già descritta. Nello strato superficiale essa sembra essere prevalentemente condizionata dal gradiente termoalino orizzontale, e secondariamente dalla componente meccanicamente indotta dal vento e dalle oscillazioni di livello. Condizioni di omogenea distribuzione della densità nello strato, dovute sia a scarso apporto di acqua dolce e diminuita diluizione che inversamente ad apporti eccezionalmente abbondanti e conseguente



Fig. 3 - Prospettiva isometrica della distribuzione della salinità (• 10<sup>3</sup>) nella zona dell'Adriatico settentrionale alla latitudine del delta del Po, in condizioni di instabilizzazione autunno-invernale. (Da misure STD, 10-11 dicembre 1978: portata del Po attorno a 750 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>).

omogenea diluizione, o ad intenso mescolamento verticale nello strato dovuto a turbolenza indotta meccanicamente, sembrano corrispondere a regimi di circolazione lenti e labili; mentre la circolazione nello strato superficiale è attivamente sostenuta da una eterogenea diluizione di questo e da forti gradienti termoalini orizzontali.

Si deve notare inoltre che in regime di stratificazione l'azione meccanica del vento si traduce nella generazione, oltre che di correnti di deriva, scarsamente stabili in relazione all'irregolare intensità e direzione del vento, a differenti scale, di turbolenza e di correnti inerziali, a debole componente advettiva (Accerboni et al. 1982) ma con possibile influenza sul mescolamento turbolento verticale, per l'attrito generato a livello del picnoclino.

Nello strato profondo, con acque dense, non diluite e fredde, la circolazione è parzialmente disaccoppiata da quella superficiale in corrispondenza ai massimi di stabilità verticale, e risente degli effetti di intrusioni advettive intermittenti dalla parte sud-orientale del bacino, apparentemente più scarse nella fase autunnale e probabilmente connesse a fenomeni a grande scala, come ad es. variazioni del campo barico sul bacino o sull'intero Mediterraneo (Zore Armanda 1969).

La distribuzione delle proprietà termoaline sembra indicare in condizioni medie, meteorologiche e di portata del Po, l'esistenza di un vortice ciclonico nella zona del bacino a nord del delta (Franco 1970), cui sembrano dare evidenza sperimentale anche la distribuzione di varie proprietà non conservative, rilevate con metodologie diverse, in situ o per teledetezione; di un vortice anticiclonico nella zona sud-orientale (Zore Armanda e Mladinic' 1976), e di una corrente residua decorrente verso sud, al largo e parallelamente alla costa occidentale.

Nelle condizioni stagionali cui corrisponde il regime di instabilità verticale, la circolazione del bacino sembra avere caratteri più nettamente riconoscibili e più stabili che in quelle di stratificazione. In tali condizioni essa è pilotata fondamentalmente da processi termoalini (vedi ad es. Hendershott, Rizzoli 1972) ed è caratterizzata da una intensa corrente costiera verso sud nella zona diluita occidentale; da un flusso intermittente di acque dense, omogenee sull'intera colonna nella parte settentrionale del bacino e subsuperficiali in quella meridionale, decorrente nella zona occidentale all'esterno del sistema frontale e controllato apparentemente dalle variazioni delle condizioni meteorologiche; e da correnti di compensazione, dirette verso nord, nella zona orientale e centrale del bacino.

#### 2.3 Condizioni di ricambio

Le condizioni medie di ricambio dell'Adriatico settentrionale si possono indirettamente valutare dalle variazioni a scala annuale delle proprietà e della circolazione.

2.3.1 In regime di stratificazione la circolazione comporta un ricambio advettivo orizzontale variabile, e generalmente una sua sensibile riduzione nei corpi d'acqua densa di fondo, verticalmente isolati. Negli strati superficiali il ricambio .è in media attivo, tranne che nelle condizioni estreme di omogeneità dello strato



Fig. 4- Variazione annuale della salinità (• 10<sup>3</sup>): poligoni di frequenza corrispondenti ad intervalli mensili e per gli anni dal 1965 al 1979, di valori (4460) misurati alle quote standard, selezionati per profondità del fondale superiori a 25 m e per latitudini fra 44° O' e 45° 20' N (Franco, non pubbl.).

che corrispondono a deboli campi di corrente residua (si veda ad es. Accerboni et al. 1979, per le eccezionali condizioni dell'estate 1977).

Negli strati profondi il ricambio per advezione laterale sembra essere intermittente, e diventare più scarso nella fase finale del periodo di stratificazione, in corpi d'acqua interessanti un'area ridotta del fondale e sottoposti ad erosione a livello del picnoclino ed a progressiva riduzione del volume.

2.3.2 In regime 41 instabilità verticale la circolazione nella zona settentrionale dell'Adriatico è tale da assicurare un ricambio attivo ed esteso alle acque. Le variazioni di salinità nelle acque del bacino durante questa fase stagionale possono suggerire 1'ampiezza del fenomeno: all'inizio del periodo autunnale la colonna d'acqua al di fuori della fascia diluita costiera ha in media per i due terzi salinità inferiori a  $37 \cdot 10^{-3}$ , e per almeno un terzo inferiori a 36 scendendo fino a  $30 \cdot 10^{-3}$ . Alla fine del periodo d'instabilità invernale tutta la colonna d'acqua nella stessa zona ha salinità vicine o superiori a  $38 \cdot 10^{-3}$ , l'incremento del bilancio salino essendo in pratica completamente advettivo (Fig. 4).

#### 3. Distribuzione di proprietà non conservative

Le caratteristiche del campo di densità, e le sue conseguenze sulla stabilità statica nella colonna e sulla dinamica del bacino, hanno riscontro con la distribuzione di proprietà non conservative, fra le quali vengono di seguito prese in esame l'ossigeno disciolto, i nutrienti e nei termini più generali la biomassa fitoplanctonica.

#### 3.1 Ossigeno disciolto

La distribuzione dell'ossigeno disciolto in un corpo d'acqua è, come è noto, condizionata dagli scambi alla superficie, dalle variabili che ne controllano la solubilità, dal trasporto advettivo e turbolento e dai processi dì produzione e consumo nella colonna.

Le caratteristiche strutturali del campo di densità già descritte e la distribuzione delle proprietà termoaline ad esse associate sono causa nel bacino settentrionale adriatico di una distribuzione spaziale della concentrazione dell'ossigeno disciolto e delle sue condizioni di saturazione largamente eterogenee e soggette ad ampie variazioni stagionali (Fig. 5).

3. 1. 1 In condizioni di stratificazione la solubilità dell' ossigeno è massima nei corpi d'acqua profondi, a salinità elevata  $(37.5-38.5\cdot10^{-3})$  e bassa temperatura (11-16 °C); minima in quelli superficiali, inversamente a salinità ridotta  $(30-36\cdot10^{-3})$  e temperatura elevata (20-27 °C).



Fig. 5 - Distribuzione dell'utilizzazione apparente dell'ossigeno disciolto (AOU cm<sup>3</sup>dm<sup>-3</sup>): A) in condizioni di stratificazione (18 ottobre 1979, sezione alla latitudine 45°N); B) in condizioni di instabilizzazione verticale (10 dicembre 1978, sezione alla latitudine 44'50'N). I simboli sono proporzionali alla concentrazione e sono sovrapposti alle isopicne interpolate da misure con STD (da Franco 1982 b).

Nello strato superficiale la concentrazione dell'ossigeno è in larga misura funzione della sua produzione fotosintetica, e risulta pertanto distribuita come questa in relazione alla diluizione da apporti fluviali: data la bassa solubilità, l'ossigeno disciolto è generalmente sovrasaturo, condizione che comporta un flusso di gas verso l'atmosfera attraverso l'interfaccia superficiale; condizioni di saturazione sono generalmente presenti anche nello strato intermedio.

La stabilità verticale a livello dei picnoclini è d'altra parte spesso tale da ridurre fortemente i flussi convettivi verticali, che avvengono inoltre prevalentemente per erosione dello strato profondo; la concentrazione dell'ossigeno disciolto in quest'ultimo è in tali condizioni controllata essenzialmente dall'equilibrio fra i processi di produzione e consumo e dall'advezione laterale: la sua distribuzione non risulta perciò omogenea.

Nelle zone e nelle masse d'acqua in cui la stratificazione verticale è scarsa l'ossigeno disciolto è in media in condizioni di saturazione o di debole sottosaturazione (100-90%); nelle masse d'acqua densa, verticalmente segregate dal picnoclino profondo, il bilancio dell'ossigeno diviene periodicamente negativo, poiché la perdita di ossigeno dovuta alla mineralizzazione ossidativa di sostanza organica, per respirazione od attività batterica, eccede l'incremento dovuto alla produzione fotosintetica ed all'apporto advettivo. Il processo ha un andamento irregolare nel periodo primaverile ed estivo, sia per I1 estensione della zona eufotica agli strati profondi (Franco 1972 b, 1984) ed il conseguente aumento della produzione fotosintetica di ossigeno, sia per l'incremento dello stock di questo dovuto all'intermittente apporto advettivo laterale. Nelle masse d'acqua che nel periodo autunnale rimangono isolate anche lateralmente, il processo di depauperamento continua, in funzione dello stock di ossigeno presente al suo inizio, determinato dalle condizioni di solubilità derivanti dalla temperatura e dalla salinità dell'acqua, dal gradiente di densità all'interfaccia di separazione, e dal consumo di ossigeno, connesso anche all'afflusso di materiale organico particellato dagli strati superficiali. In questi corpi d'acqua la concentrazione dell'ossigeno disciolto può scendere fino a livelli di 2 - 3 crn dm~3, con saturazioni inferiori al 50 %.

Nel periodo per il quale si dispone di dati sufficientemente dettagliati e frequenti (dal 1965) la concentrazione dell'ossigeno disciolto in simili masse d'acqua segregate è scesa in un solo caso allo zero, con estesi fenomeni di anossia e formazione di H<sub>2</sub>S. Il fenomeno è coinciso nel 1977 con un eccezionale regime idrologico del Po, il cui apporto complessivo d'acqua durante i circa nove mesi del periodo di stratificazione è stato approssimativamente di 62 km<sup>3</sup>, contro una corrispondente media di 37 km<sup>3</sup> dei sei anni precedenti (desunte da dati del Magistrato del Po, com. pers.), con effetti imponenti sulla diluizione dello strato superficiale (salinità medie su tutto il bacino settentrionale inferiori al 30•10<sup>-3</sup>,  $\sigma_t$  inferiori a 18) e sulla stabilità verticale nelle zone di transizione ( $\Delta\sigma_t$  fino a 5-7 m<sup>-1</sup>: Accerboni, Bregant com. pers.; Degobbis, Smodlaka, Pojed, Skrivanic', Precali 1979).

3.1.2. L'inversione del bilancio termico e l'instabilizzazione della colonna porta alla diffusione verticale del deficit di ossigeno accumulatesi nelle masse d'acqua segregate, ed alla successiva reareazione della colonna d'acqua: l'ossigeno rimane in condizioni di leggera sottosaturazione nell' intera colonna durante la fase iniziale del processo.

Nella situazione invernale la solubilità è in media dello stesso ordine di grandezza sia nella zona non soggetta a diluizione che


Fig. 6 - Variazione annuale dell'utilizzazione apparente dell'ossigeno disciolto (AOU cm<sup>3</sup>dm<sup>-3</sup>); poligoni di frequenza corrispondenti ad intervalli mensili e per gli anni dal 1965 al 1979, eccettuato il 1977, di valori (1900) selezionati in masse d'acqua a salinità maggiore di 37.5•10<sup>-3</sup>, per profondità del fondale superiore a 20 m, e per latitudini fra 44°30' e45°20'N (Franco, non pubbl. ).

in quella diluita, per i diversi e reciproci andamenti della temperatura e salinità: in tutto il bacino le condizioni di saturazione sono in equilibrio nella colonna d'acqua staticamente instabile, poiché l'attiva convezione verticale vi distribuisce l'ossigeno derivante sia dall'areazione atmosferica che dall'attività fotosintetica. L'ossigeno disciolto risulta leggermente sottosaturo solo nelle masse d' acqua densa, durante il loro trasporto subsuperficiale verso la zona profonda mesoadriatica.

3.1.3 Le condizioni di saturazione dell'ossigeno disciolto nell'Adriatico settentrionale subiscono una variazione annua complessiva controllata dalla struttura di densità della colonna d'acqua; nella parte superficiale di questa l'ossigeno disciolto presenta valori di sovrasaturazione distribuiti simmetricamente attorno ad un massimo estivo verso minimi invernali; nella parte più profonda della colonna valori distribuiti dalla sovrasaturazione a minimi di sottosaturazione, presenti prevalentemente da agosto ad ottobre, con frequenze decrescenti verso i valori più bassi (Fig. 6). Alla variazione annuale ne è sovrapposta una pluriennale, apparentemente irregolare e priva di definite tendenze, che pare in relazione con il grado di diluizione subito in ogni anno dagli strati superficiali del bacino nella fase iniziale del periodo di stratificazione.

# 3.2 Nutrienti disciolti

Le sorgenti esogene di nutrienti nell'Adriatico settentrionale sono essenzialmente l'apporto costiero e fluviale e quello advettivo, che hanno per il bacino peso sostanzialmente diverso nei due regimi fondamentali di distribuzione del campo di massa, ed in regioni differenti.

Fra le singole sorgenti costiere il Po è la più importante, sia per le quantità di nutrienti convogliate (vedi ad es. Fossato 1971, 1973), che soprattutto per il ruolo che il suo apporto d' acqua assume nel determinare la dinamica dei processi dispersivi nel bacino. Gli apporti di minori sorgenti costiere e di corsi d'acqua di portata limitata sono apparentemente trasferiti alle acque del bacino solo attraverso la preliminare utilizzazione e riciclo nelle zone costiere a bassa profondità, con lenti processi di mescolamento e di diffusione alla zona più profonda. Si debbono inoltre considerare dinamicamente collegati al sistema di trasporto pilotato dal Po i fiumi immediatamente a nord del suo delta. Le concentrazioni nell'effluente, ed i rapporti fra i nutrienti e le specie chimiche che li contengono subiscono ampie variazioni, solo parte delle quali è correlabile con le fasi stagionali o con parametri idrologici definiti.



Fig. 7 - Distribuzione dell'azoto inorganico ( $\Box$ ) e di quello ammoniacale (0) (µg at dm<sup>-3</sup>): A) in condizioni di stratificazione; B) in condizioni di instabilizzazione verticale (vedi Fig. 5).

3. 2. 1 I nutrienti iniettati nella plume padana vengono in prossimità della foce dispersi semiconservativamente, per diluizione e mescolamento nel sottile strato superficiale. In regime di stratificazione la coesistenza di una elevata stabilità verticale e di una larga disponibilità di nutrienti innesca un persistente bloom fitoplanctonico zonale, le cui popolazioni in rapido accrescimento vengono poi trasportate e disperse nelle masse d'acqua in diluizione dello strato superficiale, e sottoposte a crescente grazing da parte dello zooplancton fitoplanctofago.

3. 2. 1. I nutrienti vengono cioè rapidamente trasferiti alla fase particellata, e successivamente riciclati con differenti meccanismi e velocità: assieme alla diluizione, ciò giustifica da una parte la concentrazione progressivamente decrescente dei nutrienti disciolti durante il trasporto, ed il mescolamento della massa d'acqua diluita, e dall'altra la modificazione dei loro rapporti relativi. Il fosforo da ortofosfati viene iniettato con concentrazioni medie di circa 1.5  $\mu$ g at dm<sup>-3</sup>, ed assume concentrazioni inferiori di

un ordine di grandezza nello strato superficiale, progressivamente decrescenti verso la periferia del sistema diffusivo. Le basse ma persistenti concentrazioni del fosforo inorganico nel resto dello strato superficiale sono presumibilmente connesse con la velocità del suo riciclo, per autolisi o lisi batterica delle cellule fitoplanctoniche o per escrezione da parte dello zooplancton o di organismi a livelli successivi della catena trofica (vedi ad es. Eppley, Renger, Venrick, Mullin 1973).

L'azoto inorganico disciolto ha nelle acque del Po alla foce concentrazioni dell'ordine di 85-90 µg at dm<sup>-3</sup>, e la forma nitrica è quella prevalente durante il periodo che corrisponde a condizioni di stratificazione nel bacino. Nello strato superficiale ha concentrazioni che decrescono pressoché linearmente con la salinità nella massa di acqua in cui questa è inferiore al 30-34•10<sup>-3</sup>, che scendono a livelli inferiori in media di almeno un ordine di grandezza nelle masse d'acqua superficiali a salinità superiore, mentre vi aumenta parallelamente la proporzione della forma ridotta ammoniacale (Franco 1982 a, e Fig. 7), presumibilmente come effetto del grazing e dell'escrezione zooplanctonica e dell'assunzione preferenziale di questa forma da parte del fitoplancton (vedi ad es. McCarthy, Taylor, Taft 1977).

Il rapporto fra l'azoto inorganico ed il fosforo disciolti, ampiamente variabile nelle acque della parte terminale del corso del Po, con medie annuali da 50 ad 80, conserva valori simili nella piume, vicino al punto di iniezione, e tende poi a valori più bassi di circa un ordine di grandezza nella parte diluita della colonna, generalmente per una diminuzione relativa alla concentrazione dell'azoto inorganico rispetto a quello del fosforo.

Il silicio ha nelle acque padane concentrazioni variabili nell'ambito di un ordine di grandezza, inversamente correlate con la portata del fiume e con una media annuale di circa 90  $\mu$ g at dm<sup>-3</sup>: la sua concentrazione diminuisce in modo pressoché lineare nella zona a bassa salinità, riducendosi poi rapidamente per utilizzazione da parte delle diatomee. Nella zona alimentata dal processo diffusivo la concentrazione è inferiore ad un quinto di quella all'iniezione, e nella zona più periferica e non direttamente alimentata scende a valori minori di due ordini di grandezza, raggiungendo concentrazioni inferiori a 0.2  $\mu$ g at dm<sup>-3</sup>, sotto cioè al limite di utilizzabilità del silicio da parte delle diatomee (vedi ad es. Davis, Breitner, Harrison 1978).

Nello strato intermedio le concentrazioni di tutti i nutrienti sono molto basse ed in media inferiori a quelle dello strato superficiale.

3.2.1.2 La massa d'acqua segregata verticalmente dal picnoclino più profondo presenta concentrazioni di nutrienti crescenti con la pro-



Fig. 8 - Relazione fra salinità  $(\cdot 10^3)$  ed il rapporto fra le concentrazioni del silicio e dell'azoto inorganico disciolti. Valori relativi allo strato superficiale (O) ed a quello sottostante il picnoclino ( $\bullet \sigma_t$  maggiore di 26). Sono indicate le rette e con tratto sottile i limiti fiduciali delle regressioni (da Franco 1982 a).

gressione stagionale e derivanti prevalentemente da mineralizzazione di sostanza organica, per escrezione od attività batterica, come suggerisce la correlazione positiva con l'utilizzazione apparente dell'ossigeno disciolto.

Le concentrazioni dei nutrienti nelle acque dense sono ampiamente variabili, ma in media diverse sia da quelle dell'apporto fluviale che dello strato superficiale. Nella fase più tarda del periodo di stratificazione, mentre il fosforo ed il silicio disciolti vi hanno concentrazioni minori ma approssimativamente dello stesso ordine di grandezza che nella zona alimentata dallo strato superficiale, quella dell'azoto inorganico risulta nettamente inferiore che in quest'ultima. Se si considerano i rapporti fra gli elementi, essi aumentano relativamente a quelli superficiali per Si/N (Fig. 8) e Si/P, e diminuiscono per N/P.

I rapporti fra i nutrienti sono modificati nelle masse d'acqua segregate dalla loro assunzione da parte del fitoplancton, dato che la zona eufotica nel bacino nord adriatico può estendersi anche alla parte profonda della colonna d' acqua (Franco 1972 b), sia pure con flussi d'energia radiante deboli e variabili secondo il ciclo stagionale dell' energia incidente alla superficie e le condizioni di attenuazione nella sua parte superficiale, come dai rapporti di mescolamento con masse d'acqua intruse per advezione laterale. Le loro variazioni sembrano però essere influenzate in larga misura dal meccanismo di trasferimento dei nutrienti dallo strato superficiale, alimentato dalla sorgente fluviale, a quelli sottostanti (vedi ad es. Franco 1982 a).

La struttura di densità della colonna d'acqua e la netta riduzione del trasporto turbolento verticale in corrispondenza ai picnoclini sembra rendere infatti possibile un consistente flusso di nutrienti verso il basso quasi esclusivamente attraverso quello della sostanza particellata sospesa, mentre il flusso della fase disciolta può essere dovuto in queste condizioni solo al processo di erosione del picnoclino, ed ha pertanto prevalentemente senso inverso, se si tiene conto delle concentrazioni relative negli strati contigui. I nutrienti soggetti a turnover più rapido, come il fosforo e l'azoto, sembrano avere inoltre un tempo di ritenzione maggiore negli strati superficiali, ed essere perciò drenati con maggior efficienza al bacino settentrionale dal trasporto advettivo connesso alla corrente occidentale diretta verso sud. Quelli trattenuti nella matrice particellata, ed il silicio in prevalenza, sono trasferiti agli strati più profondi con velocità verticale ed orizzontale condizionate dalle caratteristiche dimensionali e di densità del detrito, dalla stabilità verticale della colonna d'acqua, dall'andamento delle superfici isopicne e dal moto laterale delle masse d'acqua sovrapposte.

Il flusso di nutrienti trasportati dal particellato in condizioni di stratificazione è pertanto selettivo (Fig. 8), e determina l'accumulo dei nutrienti disciolti generati da processi di mineralizzazione in rapporti diversi da quelli in origine presenti nell'apporto fluviale, e per le condizioni di trasporto, in masse d'acqua e zone lontane da quelle di iniezione e di trasferimento nella matrice organica, con scale di tempo e spazio molto maggiori di quelle caratterizzanti i processi di trasporto diffusivo e di assunzione nello strato superficiale.

3. 2. 2 Durante il periodo nel quale la colonna d'acqua nel bacino è instabile, la distribuzione dei nutrienti è controllata in prevalenza da processi diversi nelle due zone separate dal sistema frontale occidentale.

3.2.2.1Nella fascia diluita occidentale, delimitata ad oriente dal sistema frontale, la sorgente di nutrienti è rappresentata essenzialmente dagli apporti costieri e fluviali, che vengono mescolati all'interno della zona, in cui il trasporto turbolento è attivo e la stratificazione scarsa se non nell'immediata vicinanza dei punti di iniezione fluviale. L'assunzione di nutrienti da parte del fitoplancton è limitata dalla scarsa penetrazione luminosa, sia per la moderata intensità della radiazione incidente che per la forte attenuazione do-

vuta alla torbidità, e dalla bassa temperatura: la loro rigenerazione avviene nella medesima massa d'acqua, data l'instabilità verticale. Le concentrazioni rimangono perciò elevate, in media largamente superiori a quelle dello strato superficiale in regime di stratificazione, e di rapporti non lontani da quelli esistenti all'iniezione (Fig. 7).

3.2.2.2 Nella zona del bacino ad est del sistema frontale costiero, essendo gli apporti continentali ridotti allo scambio turbolento all'interfaccia frontale, le sorgenti di nutrienti sono essenzialmente la ricircolazione ed il trasporto advettivo in masse d'acqua provenienti dai bacini meridionali, o da quelli costieri od intrainsulari della parte orientale, che sembra verificarsi in regime di vento da NE, per trasporto Ekman (vedi ad es. Franco 1972).

Nella fase iniziale del processo di instabilizzazione verticale sono rapidamente diffusi nella colonna i nutrienti accumulati in masse d'acqua precedentemente segregate. Le concentrazioni sono in media più elevate che nelle zone non alimentate dello strato superficiale in regime di stratificazione, e pressoché omogenee nella colonna d'acqua: i rapporti fra gli elementi sono ampiamente variabili.

In queste condizioni di stabilità verticale e di circolazione, assieme al riciclo nella colonna una sorgente di nutrienti disciolti è presumibilmente rappresentata dai sedimenti: il trasporto turbolento verticale dovrebbe consentire l'estrazione e la diffusione convettiva nella colonna di quelli provenienti dalla mineralizzazione della sostanza organica sedimentata in regime di stratificazione. Sono peraltro estremamente scarsi i dati che permettano di valutare le concentrazioni dei nutrienti nell'acqua interstiziale in zone diverse del bacino al di fuori della fascia costiera (vedi ad es. Cescon, Macchi, Scarazzato 1975), e le loro variazioni in relazione con la stabilità e le caratteristiche chimiche della colonna d'acqua sovrastante ed i fattori che ne controllano il rilascio.

La maggior parte dei nutrienti di apporto continentale e parte di quelli riciclati nel bacino vengono in queste condizioni stagionali trasferiti advettivamente ai bacini più meridionali rispettivamente dall'intensa corrente costiera e dal flusso di acque dense. A termine annuale l'evidenza sperimentale disponibile sembra indicare che il sistema di circolazione e di trasporto diffusivo orizzontale e verticale nel bacino è in grado di assicurare il ciclico ristabilirsi di concentrazioni medie della concentrazione dei nutrienti senza definite e riconoscibili tendenze a scala pluriennale.

3.3 Biomassa e associazioni fitoplanctoniche

La struttura di densità del bacino nord-adriatico ha una fondamentale influenza anche sulla distribuzione della biomassa fito-

planctonica, sia per i suoi effetti diretti sul controllo della dispersione orizzontale e verticale, sia per quelli indiretti, attraverso la distribuzione dei nutrienti disciolti, come d1 altra parte le sue variazioni a scala annuale ne hanno sulla successione delle comunità fitoplanctoniche.

3.3.1 In regime di stratificazione, conseguenza delle descritte condizioni strutturali sulla biomassa fitoplanctonica (vedi ad es. Franco, Socal, Bianchi 1982) sono elevate concentrazioni localizzate sia nella zona di iniezione della piume, sia in corrispondenza delle discontinuità termoaline nella colonna d'acqua: le concentrazioni medie nelle masse d'acqua separate da queste ultime sono inoltre significativamente diverse (Fig. 9). Le associazioni fitoplanctoniche risultano fortemente differenziate sia in senso verticale, in strati molto prossimi ma fortemente stabili, sia in senso orizzontale, in dipendenza delle variabili condizioni di trasporto turbolento, delle diverse concentrazioni e dei diversi rapporti reciproci fra i nutrienti disciolti disponibili, e della diversa attenuazione subita dall'energia luminosa, sia in termini quantitativi che di distribuzione spettrale.

Le comunità ad alta produttività associate alle zone della plume e dello strato superficiale da essa alimentato, ad elevata stabilità verticale ed a prevalente trasporto turbolento laterale, sono caratterizzate dalla dominanza di diatomee microplanctoniche (vedi anche Revelante, Gilmartin 1976 a), mentre diatomee e flagellati nanoplanctonici sembrano essere associati alle masse d'acqua depauperate in nutrienti alla periferia dello strato superficiale e di quello intermedio, e delle masse profonde. La dominante influenza delle diatomee sull'associazione dello strato superficiale è d'altronde suggerita dal rapporto unitario con il quale vengono assunti il silicio e l'azoto inorganico: è d'altronde probabile che il rapporto fra questi due nutrienti possa a sua volta determinare l'innesco di una associazione a micro- e dinoflagellati nelle masse d'acqua in cui i rapporti fra nutrienti siano già stati modificati dall'assunzione precedente e dalle diverse velocità di riciclo e dai differenti tempi di residenza, o siano in origine determinati nell'effluente, come avviene nelle zone direttamente influenzate da scarichi costieri (vedi ad es. Officer, Ryther 1980).

3. 3. 2 Durante il regime di instabilità invernale e nella massa d'acqua diluita ad ovest del sistema frontale costiero, le basse temperature e la forte attenuazione dell'energia radiante sembrano costituire i fattori limitanti l'accrescimento fitoplanctonico durante la fase iniziale del processo stagionale. Nel periodo invernale sembra stabilizzarsi una associazione a diatomee, adattata alla bassa temperatura ed alla larga disponibilità di nutrienti. Nella parte del bacino ad est del sistema frontale, valori di biomassa più elevati coincidono con le zone di convergenza associate a questo ed



Fig. 9 - Distribuzione della clorofilla a ( $\mu$ g at dm<sup>-3</sup>): A) in condizioni di stratificazione; B) in condizioni di instabilizzazione verticale (vedi Fig. 5).

a quelli meno marcati orientali (Fig. 9), e sono dovuti alla presenza di associazioni di fitoplanctonti sensibilmente diverse, ma sempre dominate da diatomee microplanctoniche.

3.3.3. La successione delle associazioni fitoplanctoniche, e le variazioni della loro biomassa, seguono nell'Adriatico settentrionale un ciclo annuale determinato da quello delle condizioni di stabilità della colonna d'acqua e di trasporto diffusivo a queste associate.

I massimi di produzione e biomassa, al di fuori della zona costiera occidentale, sono connessi in regime di stratificazione ad associazioni dominate da diatomee microplanctoniche, particolarmente in situazioni in cui la marcata stabilità verticale coesiste con l'apporto di nutrienti. Nelle masse d'acqua nelle quali i nutrienti sono originati da riciclo ed hanno minori concentrazioni e diversi rapporti reciproci, prevalgono associazioni nanoplanctoniche, nelle quali componenti tassonomicamente e fisiologicamente diversi predominano in differenti situazioni. Se l'evidenza sperimentale è sufficiente a provare questo meccanismo generale di successione (vedi ad es. Revelante, Gilmartin 1976 b), molto meno evidente risulta finora il ruolo attribuito in esso a gruppi o specie definiti, dato che i risultati noti sembrano suggerire serie di successione diverse in anni e condizioni differenti.

#### 4. CONCLUSIONE

Nelle pagine precedenti sono state messe in evidenza quelle che sembrano le caratteristiche più rimarchevoli della distribuzione spaziale e delle variazioni temporali del campo di densità nell'Adriatico settentrionale, e delle sue implicazioni dinamiche, al fine di indicarne l'importanza come fattore forzante nel controllo di proprietà non conservative nel bacino. Nell'analisi sono emersi anche i problemi conoscitivi che i risultati finora acquisiti tendono a definire, e che si riferiscono in prevalenza agli aspetti dinamici dei fenomeni.

La fenomenologia risulta infatti sufficientemente documentata nei suoi aspetti qualitativi e per fenomeni a grande scala dall'evidenza sperimentale, ma questa risulta ancora inadeguata adescrivere processi a breve scala temporale e spaziale, ed a fornire grandezze definite a parametri essenziali. Qualsiasi indagine di carattere rigoroso e quantitativo sulla dinamica dei fenomeni e la valutazione dei flussi nel sistema presume una adeguata conoscenza sperimentale di processi e parametri fisici, geochimici e biologici fondamentali, che manca ancora nella letteratura disponibile e che non sembra essere potenzialmente presente nelle basi di dati esistenti e non ancora elaborati. Sono, ad esempio, sconosciute le dipendenze parametriche ed i processi fisici nel bacino in regime di stratificazione, sia per quanto riguarda la diffusione turbolenta orizzontale, la cui conoscenza è ovviamente indispensabile per la stima della dispersione delle sostanze immesse o generate nel bacino stesso, che quella verticale, che in dipendenza della stabilità della colonna a livello dei picnoclini e del moto laterale degli strati sovrapposti controlla il trasferimento di energia e di sostanze fra questi. Mancano d'altra parte informazioni analoghe sulla dinamica dei sistemi biologici, da quelle ad es. sui flussi di carbonio e di nutrienti attraverso l'ecosistema, od a quelle, a livello planctonico, sulle scale caratteristiche della patchiness od i tassi di grazing,

Si deve osservare infine che la mancanza di tali informazioni, oltre che a costituire una limitazione all'adeguata conoscenza scientifica dell' oceanografia del bacino, rende scarsamente attendibili le valutazioni previsionali di carattere applicativo, come la scelta e l'uso di modelli di controllo e gestione ambientale che concernano ad es. la stima del significato relativo all'intero bacino di fenomeni eutrofici, o di bilanci a lungo termine di nutrienti od inquinanti.

### BIBLIOGRAFIA CITATA

- Accerboni, E., Manca, B., Michelato, A., Moro, F., Mesetti, R. 1982. Caratteristiche dinamiche estive dell'Alto Adriatico e loro influenza sui fenomeni di inquinamento. <u>Atti Conv. Sottopr. Ris. biol. Inq. mar. Prog. final.Oceanogr. Fondi</u> mar., Roma, 891-912.
- Bowman, M.J., Iverson, R.L. 1978. Estuarine and plume fronts. In: <u>"Oceanic fronts in coastal processes"</u>. M.J. Bowman and W.E. Esaias ed., Springer Verlag, Berlin 87-104.
- Buljan, M., Zore-Armanda, M. 1976. Oceanographic properties of the Adriatic Sea. Oceanog. Mar. Biol. Ann. Rev., 14: 11-98.
- Cescon, B., Macchi, G., Scarazzato, P. 1975. Preliminary study on the interstitial water composition in some small cores of the north Adriatic Sea. <u>Mem. Biol. mar.</u> <u>Oceanogr.</u>, 5:1-22.
- Davis, C.O., Breitner, N.F., Harrison, P.J. 1978. Continuous culture of marine diatoms under silicon limitation. 3. A model of Si limited diatom growth. <u>Limnol.</u> <u>Oceanogr.</u>, 23 : 41-52.
- Degobbis, D., Srnodlaka, N., Pojed, I., Skrivanic', A., Precali, R. 1979. Increased eutrophication of the Northern Adriatic Sea. <u>Mar. pollut. Bull.</u>, 10: 298-301.
- Emery, K.O., Csanady, G.T. 1973. Surface circulation of lakes and nearly land-locked seas. <u>Proc. Nat. Acad. sci. U.S.A.</u>, 70: 93-97.
- Eppley, R.W., Renger, E.H., Venrich, E.L., Mullin, M.M. 1973. A study of plankton dynamics and nutrient cycling in the central gyre of the North Pacific Ocean. Limnol. Oceanogr., 18: 534-551.
- Fossato, V.U. 1971. Ricerche idrologiche e chimico-fisiche sul fiume Po a Polesella. Giugno 1968-giugno 1970. <u>Archo Oceanogr. Limnol.</u>, 17: 125-139.
- Fossato, V.U. 1973. Ricerche idrologiche e chimico-fisiche sul fiume Po a Polesella. II. Luglio 1970-giugno 1972. <u>Archo Oceanogr. Limnol.</u>, 18:47-58.
- Franco, P. 1970. Oceanography of Northern Adriatic Sea. 1. Hydrologic features: Cruises July-August and October-November 1965. <u>Archo Oceanogr. Limnol.</u>, 16 Suppl.: 1-93.
- Franco, P. 1972 a. Oceanography of Northern Adriatic Sea. 2. Hydrologic features: Cruises January-February and April-May 1966. <u>Archo Oceanogr. Limnol.</u>, 17 Suppl.: 1-97.
- Franco, P. 1972b. Oceanography of Northern Adriatic Sea. 3. Distribution of the water transparency: Cruises July-August and October-November 1965, January-February and April-May 1966. <u>Archo Oceanogr. Limnol.</u>, 17 Suppl.: 99-113.
- Franco, P. 1973. L'influenza del Po sui caratteri oceanografici e sulla distribuzione della biomassa planctonica nell'Adriatico

settentrionale. Ann. Univ. Ferrara, NS, 1: 95-117.

- Franco, P, 1982a. Idrologia e nutrienti nell'Adriatico settentrionale: crociere 1979. Nota preliminare. <u>Atti Conv. sci. naz. Prog. final. Oceanogr. Fondi mar.</u>, Roma, 9-24.
- Franco, P, 1982b. Oceanography of Northern Adriatic Sea. Data from the cruises of the years 1978 and 1979. <u>Archo Oceanogr. Limnol.</u>, 20 Suppl. 2: 1-207.
- Franco, P. 1984. Distribuzione verticale della produttività primaria e struttura della colonna d'acqua nell'Adriatico settentrionale. <u>Atti 5°Congr. AIOL, Stresa.</u>
- Franco, P., Bregant, D. 1982. Ingressione invernale di acque dense nord-adriatiche nella Fossa del Pomo. Nota preliminare. <u>Atti 4°Congr. AIOL, Chiavari</u>, 26: 1-10.
- Franco, P., Jeftic, L., Malanotte-Rizzoli, P., Michelato, A., Orlic, M. 1982. Descriptive model of the Northern Adriatic. <u>Oceanol. Acta</u>, 5: 379-389.
- Franco, P., Socal, G., Bianchi, F. 1982. Fitoplancton nell' Adriatico settentrionale. Crociere 1978. <u>Natural. Sicil. S IV</u>, 6 Suppl.: 29-38.
- Grancini, G., Cescon, B. 1973. Dispersal processes of freshwater in the Po River coastal area. <u>Limnol. Oceanogr.</u>, 18: 705-710.
- Hendershott, M.C., Rizzoli, P. 1976. The winter circulation of the Adriatic Sea. <u>Deep</u> <u>Sea Res.</u>, 23: 353-370.
- Ivanov, V.A., Kosarev, A.N. 1978. Sulla variabilità della struttura verticale delle acque dell'Adriatico nord-occidentale. <u>Vestn. Mosk, Univ., Sez. Geogr.</u>, 6: 71-76 (in russo).
- Malanotte-Rizzoli, P. 1977. Winter oceanographic properties of Northern Adriatic Sea. Cruise January-February 1972. <u>Archo Oceanogr. Limnol.</u>, 19: 1-45.
- McCarthy, J.J., Taylor, W.R., Taft, J.L. 1977. Nitrogenous nutrition of the plankton in the Chesepeake Bay. I. Nutrient availability and phytoplankton preferences. Limnol. Oceanogr., 22: 996-1011.
- Officer, C.B., Ryther, J.H. 1980. The possible importance of silicon in marine eutrophication. Mar. ecol. Progr. ser., 3: 83-91.
- Nelson, B.W. 1970. Hydrography, sediment dispersal, and recent historical development of the Po River delta, Italy. In: "<u>Deltaic sedimentation, modern and, ancient</u>". J.P. Morgan ed., Soc. Econom. paleontol. mineralog., Spec. Publ. 15: 152-184.
- Revelante, N., Gilmartin, M. 1976a. The effect of Po River discharge on phytoplankton dynamics in the Northern Adriatic Sea. <u>Mar. biol.</u>, 34: 259-271.
- Revelante, N., Gilmartin, M. 1976b. Temporal succession of phytoplankton in the Northern Adriatic. <u>Netherl. J. sea Res.</u>, 10: 377-396.

- Zore-Arrnanda, M. 1969. Water exchange between the Adriatic and the Eastern Mediterranean. <u>Deep Sea res.</u>, 16: 171-178.
- Zore-Armanda, M., Mladinic', G. 1976. Prilog posnavanju strujanja u sjeverozapadnom di jelu Jadrana. <u>Hidrog. God.</u>, 1974: 61-67.

### RINGRAZIAMENTI

L'A. ringrazia il sign. A. Locatelli per la cooperazione nella preparazione del dattiloscritto e delle illustrazioni.

# THE CYCLE OF ORGANIC CARBON IN THE OCEANS

Peter J. Wangersky Department of Oceanograpfiy Dalhousie University Halifax, N.S. B3H 4J1, Canada

ABSTRACT

Recent research on the cycle of organic carbon in sea water has brought into question our estimates of several important rates. The current estimates of the rate of primary production and of nutrient regeneration may be too low, at least in part because of our underestimate of the rate of exudate release by phytoplankton. The actual value found for primary productivity may depend largely on the time since the last episode of turbulent mixing. Sedimentation rates of particulate organic materials are governed by the fall of larger, heavier particles, such as fecal pellets, rather than by the smaller particles normally caught in water samples. The role of batteria in the cycle is still not fully understood, but their importance is clearly greater than we had thought, as is the portion of the primary productivity passing directly into bacterial metabolism.

### **INTRODUCTION**

When I first became interested in the cycle of organic carbon in the oceans, in 1951, our concept of the cycle was essentially simple. We believed that there was a substantial contribution of both dissolved and particulate organic carbon from terrestrial sources, and that the particulate fraction in the open ocean was primarily detrital in origin, made up of the terrestrial input and the remnants of decomposing plankton. Inorganic nutrients were largely regenerated at depth, and surface primary productivity was supported by the upward transport of nutrients by means of eddy diffusivity, a catch-ali term encompassing small-scale turbulent transport. The direction of organic carbon flow was from photosynthesizing organic compounds, and then, through microbial regeneration of nutrients at depth, back into carbon dioxide. Some small fraction of the particulate matter, containing both carbon and essential inorganic nutrients, was incorporated into the sediments and therefore lost to the cycle, but this small loss was replaced by new organic material coming from terrestrial sources. The cycle flowed in only one direction, and could be represented by the simple diagram shown in Fig. 1.

This relatively simple picture was complicated by the work of Baylor, Sutcliffe, and Hirschfeld (1962), who demonstrated a physical pathway from dissolved organic matter back to particulate form, via the collection and condensation of surfaceactive organics and colloids on the surface of breaking bubbles. They also showed that the particles so generated were capable of sustaining population growth for some filter feeding zooplankton (Baylor and Sutcliffe, 1963). This work suggested that some fairly large portion of the dissolved organic pool, ten to a hundred times larger than the particulate standing crop, could be made available to organisms larger than the bacteria. In the years immediately following, other mechanisms for the transfer of organic materials into the particulate pool were discovered. Riley (1970) discussed the role of particulate organic carbon distributions from data collected on the "Hudson 70" expedition (Wangersky, 1976, 1978). These discoveries were summed up in a somewhat more complicated version of the carbon cycle, as shown in Fig. 2 (Wangersky, 1972). Recent work has shown that even this more complex cycle is an over- simplification.

### SOURCES OF ORGANIC CARBON

# Terrestrial

The contribution of organic matter to the oceans from terrestrial sources, largely through river run-off, has been a matter of some contention. This contention has been fueled in part by a lack of information; we have dissolved and particulate organic carbon figures for only a few of our major rivers, and even for those, the figures are in the nature of spot samples widely separated in space and time. Since river flow, even in the tropics, tends to be episodic rather than steady, spot sampling can be deceiving. In many northern rivers, for example, a major part, perhaps as much as 80%, of the yearly sediment transport may occur in a few days of spring flooding. These are precisely the periods least likely to be sampled.

Working with the sparse available data, Meybeck (1981) has concluded that the rivers contribute an average of 10.5 mg  $l^{-1}$  of total organic carbon to the oceans, and that about 45% of this contribution is in the form of particulate matter. These figures are derived from considerations of average organic carbon concentrations and average river discharges, and implicitly assume that organic carbon can be treated as a conservative quantity, so that a sample taken anywhere in the river can be treated as representative of the content throughout the freshwater portion of the river. However, the standing crop of organic matter in a river is the resultant of processes of synthesis and decomposition. We have values of organic carbon taken along the course of only a few major rivers, such as the Amazon (Williams, 1968) and the Mackenzie (Peake, et al., 1972). In both these cases, the lowest TOC values occur near the mouths of the rivers, suggesting that a major part of the recycling of organic carbon occurs within the river System (Wangersky, 1978). If a single sample is to be used as a measure of organic input to the oceans, it must be a sample taken near the beginning of mixing of fresh and salt waters. In these two river systems, such samples give TOC values of between 3-4 mg C  $l^{-1}$ . rather than the 10.5 estimated by Meybeck.

The influence of particulate organic matter of terrestrial origin on the organic cycle in the oceans can be estimated by examining the composition of the organic fraction of the sediments in the estuaries and coastal zones. Two criteria, the stable carbon isotope ratio and the composition of the humic materials, have been used to distinguish terrestrial from marine deposits. The stable carbon isotope ratio has been shown to be something less than infallible as an indicator of source, since it depends upon the isotope ratio of the carbon source (Peterson, et al., 1980; Schwinghamer, Tan., and Gordon, 1983} and upon the temperature, as well as upon the isotopic discrimination in the metabolism of the organisms whose remains make up the sediment. However, it is at least an indicator of probable sources (Salomons and Mook, 1981). Both the isotopic ratios and the composition of the humic acids indicate that the influence of terrestrial materials extends only a short distance into the estuaries, after which marine humic structures and isotope ratios resembling those of planktonic organisms predominate (Nissenbaum and Kaplan, 1972; Hair and Bassett, 1973; Nissenbaum, 1974; Brown, 1977; Stuermer, Peters, and Kaplan, 1978).

The effects of dissolved organic materials are less easily traced; perhaps the best evidence we have for the lack of importance of the terrestrial contribution is the lack of elevated DOC values just off the estuaries. I would suggest that the major effect of river-borne organic materials is the contribution of inorganic nutrients

delivered to the estuaries as a result of bacterial regeneration along the course of the river. In situations where exchange with the open ocean is limited, this increased nutrient load, resulting in increased phytoplankton production in the estuarine surface waters, can bring abaut anoxia in the bottom waters, with all of the concurrent unpleasantness of fish kills and sulfide production. However, this is a strictly local problem, a minor perturbation of the Oceanic organic carbon cycle.

On the whole, the most important contributions from terrestrial sources are qualitative rather than quantitative. Many pesticides, hydrocarbons, and industrial chemicals reach the ocean through the air rather than through the rivers and streams (Bidleman, et al., 1981; Yamasaki, Kuwata, and Miyamoto, 1982; Wangersky, 1978). These compounds may be concentrated in surface microlayers and on particulate matter, at concentrations high enough to affect organisms making their living from such sources. The effettive concentrations of such pollutants, as measured in the diets of organisms, may be orders of magnitude greater than their concentration in bulk solution. The efficiency of airborne transport has been evidenced by the speed with which DDT has been distributed even into remote Antarctic regions.

The coastal regions

Our concepts of the contcibutions of the coastal zone to the

oceanic carbon cycle have changed very little in the last few years. Both particulate and dissolved organic carbon are furnished to the open ocean by marsh grasses and fixed algae, but the effects appear to be entirely local. The one exception may be the production of Gelbstoff, the yellow coloring matter typical of coastal waters. Work by Sieburth and Jensen (1968, 1969) suggested that the material was supplied by fixed algae; more recently, Ragan and Jensen (1976, 1979) isolated polyphenols with many of the properties of Gelbstoff from some marine fixed algae. It seems at least possible that the restriction of Gelbstoff to the coastal zone results from an equilibrium between production by seaweeds and destruction by photodegradation (Kramer, 1979).

The coastal zones have long been known ag regions of higher productivity. Many factors contribute to this increase: irregularities in the bottom topography induce turbulence and upwelling, bringing regenerated nutrients into the photic zone; offshore winds can also produce upwelling by moving the surface waters away from the coast; the relative shallowness permits mixing all the way to the bottom in storms, again bringing nutrient-rich deeper water up into the surface layers; these same storms may cause re-suspension of sediments, fucnishing sucfaces for bacterial attachment and growth. The net result is a higher primary productivity and a faster cycling time for the organic materials produced, but very little increase in standing crop of DOC (MacKinnon, 1978). The increased productivity, coupled with a shorter travel time to the bottom, results in a greater proportion of

the particulate matter reaching the sea floor. The reaction sequence in the sediment, with its higher concentration of organic matter and its limited access to oxygen, follows a pathway considerably different from that in the water column of the open ocean. The sediments are likely to become anoxic only a few tens of centimeters below the water-sediment interface, and in regions of particularly high productivity the anoxic boundary may reach the sediment surface. In these inshore waters, a considerable portion of the surface productivity may be locked up in the bottom sediments, and may contribute its organic carbon and inorganic nutrients to the cycle in the water column only after incidents of re-suspension of bottom sediments.

The open ocean

The major source for organic carbon in the open ocean is photosynthesis. While we have always been aware of the importance of phytoplankton in the carbon cycle, we must not overlook the still largely unquantified role of the cyanobacteria. We are also not very certain of the magnitude of the Oceanic primary production; the <sup>14</sup>C method upon which we have relied for so many years appears now to give us an underestimation of the true production. The magnitude of this under-estimation is not yet known, although measurements of  $CO_2$  used (Salonen and Holopainen, 1979) suggest a correction factor of 1.46. Some of the discrepancy results from the release of dissolved organic materials by phytoplankton in the course of normal photosynthesis; even where attempts have been made to measure the

exudates, it has not been possible to keep track of bacterial use of the material released. Sieburth (1969), working with littoral algae, found no accumulation of DOC in bacterized systems, but accumulations amounting to about 30% of the carbon fixed by the algae in bacteria-free systems. I am not aware of published accounts of similar experiments in natural phytoplankton systems, although there are experiments currently in the publication process which extend Sieburth's findings to the Oceanic phytoplankton.

Work with axenic cultures of phytoplanktonic algae has suggested that many species excrete organic compounds into their medium. Much of this work is summarized in Duursma and Dawson (1981) and Wangersky (1978). The point in the life cycles at which materials are exuded into the medium, as well as the kinds and amounts exuded, varies in the different species. Those species elaborating mucopolysaccharide sheathes appear to lose bits and pieces of their sheathes throughout their life cycle, while other species, at least when grown in batch culture, excrete large amounts of organic materials only in their senescence (Guillard and Wangersky, 1958). There are suggestions in the literature that phytoplankton growing in oligotrophic waters excrete a higher proportion of their recently fixed carbon into the water than do organisms growing in more affluent circumstances; it has proven to be very difficult to confirm this possibility by the use of pure cultures, since chemostat cultures kept at very low nutrient replenishment rates are also at very low population levels, where changes in DOC are all within the uncertainty of the analytical method.

These suggestions could most easily be confirmed or refuted if one could hold dense cultures at low nutrient replenishment levels. This can be done in turbidostat cultures, where the population density is held at any chosen level by harvesting any excess population (Skipnes, Eide, and Jensen, 1980). We have used this technique to examine the effects of nutrient stress on DOC production in <u>Phaeodactylum tricornutum</u>, a brackish water diatom. While our results are still only preliminary, they suggest that the release of extracellular materials while the organisms are in log phase growth may approach 50% of the photosynthetically fixed carbon, and that the release is indeed higher when the culture is held at a low growth rate by a shortage of nutrient.

In energetic terms, such a loss of fixed carbon would seem to be a wasteful procedure, one which should have disappeared early in the evolutionary process. While many uses for the process have been suggested, from the production of pheromones to the chelation of toxic trace metals, these must surely be secondary developments. My own earlier suggestion (Wangecsky, 1965), that the construction of cell walls impervious enough to contain all of the products of photosynthesis while still admitting the necessary nutrients might be energetically too costly, does little to explain the enhanced leakage at low nutrient levels.

Let me now suggest another explanation for the

phenomenon. If we were to design a photosynthetic organism for existence in a lownutrient regime, what features would we incorporate ? We must consider that in regions like the large oceanic gyres, the transport of nutrients from the deeper, nutrient-rich water column is discontinuous, and occurs largely during mixing events, such as storms. The rest of the time, population growth is dependent upon regeneration of nutrients, for the main part either by bacteria or by zooplankton. This regeneration occurs in discrete rnicropatches, and is picked up by the phytoplankton before any effective diffusion can take place. To the phytoplankton, the ocean is not a region of homogeneous nutrient distribution, but rather a very uncertain environment, where bundles of food appear randomly in time and space. The effects of this nutrient regime upon the dynamics of population growth bave been explored in a series of papers by Wangersky and Wangersky (1980, 1981, in press).

Since these micropatches of nutrient appear unexpectedly, and not necessarily in the proper Redfield ratios, the organism hoping to survive must be ready to pick up whatever nutrient is present, at least to its Storage capacity. It needs to be "turned on" continuously; the time required for the operation of an on-off switch is time in which some other organism may absorb the existing nutrient. Once the nutrient has been absorbed, it should be fed into the photosynthetic cycle. The cycle would then proceed until it is blocked by a shortage of some necessary ingredient. Thus, under nitrogen limitation, I would expect the photosynthetic process to continue until the nitrogen ran aut, at which point the accumulated products would be stored or dumped. As long as the organism has not metamorphosed into a resting stage, the machine should always be running, the product coming out of the machine varying as the nutrient supply changes. When there are enough of all of the nutrients, at least locally, the process should proceed to the creation of a new organism, and little material should be released to the environment as DOC. When some nutrient is in short supply, relatively greater amounts of DOC would be released, as the cycle is interrupted before its usual endpoint.

If this is in fact a reasonable description of the way in which phytoplankton grow and multiply, certain hypotheses can be drawn and tested. First, the places in which the cycle will be interrupted should differ for different kinds of nutrient limitation; the organics dumped under nitrogen limitation should be different from those dumped under phosphorus limitation. This is being examined in our laboratory. Second, the uptake of nutrients should be very fast. This has been postulated by several workers (Goldman and Glibert, 1982), and recent work by Skoglund and Jensen (1976) suggests that what we have measured as uptake rates are really rates of molecular diffusion of the nutrient across the stagnant layer of water surrounding the organism. Third, even in systems we consider to be well-mixed, under nutrient limitation the nutrients are not equally available to all organisnis. At low rates of population growth, some organisms find enough nutrient to form new organisms, while others are able only to proceed partway through the growth cycle, and are dumping the products formed. The increase in relative arnount of exuded organics comes from an increase in the number of organisms unable to carry the cycle all the way to cell division, rather than from an increase in dumping by all of the organisms.

The nature of the organic compounds exuded into the medium is usually investigated with the use of axenic batch cultures, in part because it is easier to keep batch cultures bacteria-free and in part because it is difficult to maintain chemostat cultures under nutrient stress at high population densities. It should be recognized, however, that the organic materials freed to the medium in batch cultures may be different in propoctions or even in kind from those released in nature, depending upon where along the growth curve the sample is taken. At the beginning of log phase growth, the cells are in nutrient-rich medium, with enough of everything present so that the photosynthetic cycle should proceed to the production of new cells, and a minimum of extracellular release of DOC should be found. Higher on the growth curve the beginnings of stress-induced release should appear; the material in the medium will consist of some mixture of normal and stressed release, the proportions changing as the culture ages. At the top of the log phase, when the culture becomes "senescent", the stress-induced products will predominate. However, if the sample is truly axenic, the DDC will contain a summation of release products from all of the growth stages of the culture. If the culture is allowed to proceed further, into the stage of population decline, hydrolysis products of normal cell constituents will appear. These products would only be expected in nature at the end of

phytoplankton blooms, when the water has been stripped of nutrients and the phytoplankton population is too large to be supported by microbial regeneration.

A word should be said here about senescence, as applied to plankton cultures. It is commonly stated that the decline of phytoplankton cultures is due to the buildup of toxic metabolic products. There may well be such products; however, the batch cultures would decline in any case, since the primary cause of the decline is the using-up of nutrients in the medium. Population growth in batch cultures is often fitted to a Lotka-Volterra growth curve. The curve usually fits fairly well up to the top of the log phase, but no equilibrium is established. Instead, the population usually becomes "senescent" and declines precipitously. The use of the Lotka-Volterra formulation implies an equilibrium carrying capacity for the environment, or in this case a continuous replenishment of the medium. What is actually the case is a continuously declining carrying capacity, as the nutrients are incorporated into organisms. Without the presence of bacteria, no equilibrium can be established. In turbidostat cultures, with continuous medium replenishment, dense populations can be maintained at very low growth rates for long periods of time, perhaps indefinitely, with no signs of senescence.

If these hypotheses concerning the exudation of organic materials are correct, the variability of the experimental results to be found in the literature could be explained in temms of deviations from optimum culture conditions. Anyone who has tried to grow phytoplankton under strictly defined conditions will testify to the near impossibility of repeating experiments even after only a few days or weeks. The largest source of variability we find to be the organic content of the medium; most "chemically pure" inorganic campounds contain traces of organic materials, most distilled water is as high in organic carbon as deep ocean water, and the composition of these trace organics in the water can change with the seasons. The proper purification of the components of the medium is a tedious business (Morel, et al., 1979), and can only be undertaken for occasional test cultures.

Furthermore, the purity of the cultures is open to question. It is not difficult to obtain unialgal cultures. If these organisms are then grown as batch cultures or as normal chemostat cultures, they will appear to be pure cultures. However, if they are grown as turbidostat cultures, with all or most of the organisms retained within the culture chamber for periods of weeks or months, the cultures will soon be seen to be contaminated with protozoan predators. These protozoa are not seen in batch cultures because the period between transfers is shorter than their repoductive cycle; thus the population in the cultures never increases to the point where their presence becomes evident. We have received cultures of organisms from many sources, over a period of four years of turbidostat work, and have never yet found a culture without protozoan contamination. The only method I can envision as yielding protozoan-free algal cultures still with sufficient genetic

variability to be interesting to the ecologist would be the recombination of a number of clonal cultures.

Even with all of these caveats, it must be recognized that dissolved organic matter in the oceans, barring that small amount carried out from land by the wind, is ultimately the result of phosynthesis. There is some evidence (Lampert, 1978) that the cell contents of phytoplankton may be spilled into the water by the "sloppy feeding" of zooplankton; we have no real estimate of the size of this contribution. The nature of the compounds present may be altered by passage through other organisms, both larger and smaller. There is also a considerable literature on the release of organic products of metabolism by both invertebrates and vertebrates. There is also a considerable literature on transformations by bacteria, and by free enzymes in the ocean; these contributions bave been reviewed in recent publications (Duursrua and Dawson, 1981; Wangersky, 1978). However, releases add nothing to the total amount of organic material in the ocean, the passage through the organism simply serving as a short delay term in the overall carbon cycle.

The measurement of primary production is therefore an important element in our considerations of the cycling rates of carbon in the ocean. We have already touched upon recent questions on the reliability of the methods of measurement; I would discuss briefly some more fundamental problems in the sampling for this measurement. I will not consider such matters as bottle size and incubation time, since the mechanics of the measurements have been thoroughly reviewed by Peterson (1980). Rather, I will consider how representative any single measurement or group of measurements taken at a single time can be of the primary production in a given region of the oceans.

In the past, sampling for all of the variables of interest to the oceanographer has necessarily been discontinuous. In order to make some sense of the relatively sparse data, the principle of continuity has generally been applied horizontally, vertically, and temporally, except where evidence has shown that it could not apply. With the advent of instruments capable of the continuous measurement of variables, continuity has more and more often been shown to apply in principle but not in detail. Each new instrument has delineated discontinuities in the property measured, particularly in the upper layers of the water column. The presence of these discontinuities suggests that the transport of nutrients upward into the euphotic zone is not a steady-state process, but proceeds instead as a series of mixing events separated by periods of minimal transport, during which the discontinuities become established.

Immediately after a mixing event, when the nutrients brought up from deeper water are homogeneously distributed through the surface layecs, phytoplankton growth should proceed much as it does in a batch culture. Such "renewal" universes (Wangersky, 1977) are well described mathematically by the Lotka-Volterra competition models. Once the discontinuities become re-established, upward transport of nutrients is necessarily minimal, and <u>in situ</u> regeneration becomes the major source of nutrients for primary productivity. "Regenerative" universes of this sort, where the nutrients are supplied randomly in time and space, no longer conform to strictly deterministic models. Most notably, the concept of competitive exclusion has little real meaning in a universe where success in gaining and using nutrients depends upon distance from sources of regeneration. The properties of such systems can be studied with the use of Monte Carlo techniques (Wangersky and Wangersky, 1980; 1981; 1983). Most regions of the ocean thus vary between periods when they behave largely as renewal universes and periods when they are largely regenerative; which behaviour predominates depends upon the average interval between mixing events.

During a renewal period, the primary productivity will depend upon the constraints usually considered by phytoplankton ecologists; the concentration of nutrients available in the surface layers, the type and number of phytoplankton organisms available to make use of these nutrients, the amount of sunlight, and the presence or absence of significant populations of herbivores. The primary productivity, as measured by any of the usual techniques, will rise to a maximum and then decline as the standing crop of nutrients is used up.

Once the water column is stable enough for the establishment of discontinuities, and the standing crop of nutrients is largely gone, the supply of nutrients for further photosynthesis must

come from <u>in situ</u> regeneration. If regeneration were complete, we would expect to find an equilibrium level of productivity, with new production balanced by regeneration. However, on each turn of the regenerative cycle some proportion of the photosynthetically fixed material drops out of the euphotic zone and is not available for regeneration. Thus the productivity of a regenerative universe is continuously declining, and is dependent on episodes of renewal to re-establish the store of nutrients. In a system behaving in thig manner, the productivity measured will depend upon the time since the last renewal episode; a single measurement, made with no estimate of the point reached in the cycle, tells us little about the state or the potential of the system.

The productivity measurement alone probably has little meaning anywhere in the oceans where water column stability permits the establishment of discontinuities; what is likely to be of greater importance is the interval between mixing events, since this determines how far along the pathway from renewal to regenerative systems the water column will actually go. For any region of the ocean, there should be some interval permitting maximum average primary productivity. In our first essay at studying the rate of the shift from renewal to regenerative mode, in the 10 m. tower tank of the Aquatron at Dalhousie University, we found the peak in productivity occurred between three and four days after the establishment of stability, and that productivity had dropped well below the starting value within a week. This would suggest an optimum interval between mixing events of five to six days for our local phytoplankton populations at the water temperatures employed. Shorter intervals would not permit full development of the productivity maximum, while much longer intervals would carry the productivity too far down the other side of the peak.

These short-term changes in primary productivity affect the carbon cycle directly through the photosynthetic fixation of CO<sub>2</sub> into organisms, and indirectly through the DOC exuded by the phytoplankton. If the organisms do contribute a greater percentage of their fixed carbon to the water column as DOC when they are under nutrient stress, the largest contribution should come during the shift from renewal to regenerative modes of growth. Thus, in order to estimate the fluxes between the various regional carbon pools, we need to know not just the average primary productivity of a region, but the way in which this productivity varies over the seasons. While this might seem to add incalculable difficulty to the process of modelling regional productivity, in reality the problem may be amenable to fairly simple solutions through proper use of remote sensing. Once relationships have been established between primary productivity and time between mixing events, the intensity of the mixing events, and therefore the amounts of nutrients brought to the surface, might be estimated from changes in the temperature of the surface waters immediately after such events. While a good deal of biological research remains to be done in order to tie together the effects of standing crop, nutrient levels, sunlight, and temperature on the course of primary production after a mixing event, the research is

straightforward once we know what we are looking for. Until now, remote sensing has been relatively of little use to the biological oceanographer; in the future, it could become his main tool in studies of the productivity of the oceans.



Fig. 1 Oceanic organic carbon cycle, circa 1950



Fig. 2. Oceanic carbon cycle, after Wangersky (1972)

### SINKS

Now that we have found ways to put organic carbon into the oceans, we must find ways to take it out; even the most pessimistic estimates of the rate of addition of DOC to the surface waters would give us an ocean with the consistency of maple syrup if equivalent rates of removal did not exist. It will soon become evident that there areas many mechanisms for the removal of organics from sea water as there were sources, and that determining rates for these mechanisms is one of the major problems in this field of research.

Photochemical degradation

Until fairly recently, photodegradation was considered to be unimportant as a mechanism for the oxidation of organic matter in natural waters, at least in comparison to the various biological mechanisms. This reasoning followed from the well-known absorption of the shorter, energy-rich wavelengths of light in the upper few centimeters of the ocean. It was conceded that substances collecting at the air-sea interface might well be affected by ultraviolet light, as considerable evidence indicated (Wheeler, 1972; Hansen, 1975; Harrison, et al., 1975; Larsen, et al., 1979). It was also conceded that some compounds not normally found in nature might be collected on particle surfaces and held in or near the sea surface long enough to be degraded; such reactions had been found for polychlorinated biphenyls (Bunce, Kumar, and Beownlee, 1978), for 2,4- D esters (Zepp, et al.,
1975), and for a variety of other pollutants (Miller and Zepp, 1979). However, the generality of such reactions was, and still is, a matter of some dispute.

A number of lines of research suggest that the reactions are more widespread than we had believed. Perhaps the most interesting has been the well-documented correlation between daylight and the production of CO in oceanic surface waters (Wilson, Swinnerton, and Lamontagne, 1970; Conrad and Seiler, 1980). While the specific organic compounds involved have not been identified, the reaction rate is fast enough to make the oceans a source, rather than a sink, for CO. The ultimate sink for CO is probably the atmosphere, with other photoreactions serving as the mechanisms for destruction. This is a complete reversal of our old concept of the CO cycle, and is one more example of the ocean turning out to be a source in a case where it had been considered to be a sink.

Another example of photo-oxidation is the degradation of what have variously been called humic substances, yellow fluorescing substances, and Gelbstoff. While the humic substances are not necessarily considered to be immune to attack by heterotrophic organisms, these compounds are certainly not among those most readily taken up; the limitation of Gelbstoff to coastal waters has therefore called for explanations not readily forthcoming. Some mechanism of removal or degradation must exist, and it must be rapid enough to prevent the mixing of these materials throughout the oceans. Zika (1977) showed that these materials could be degraded by sunlight; his work has since been confirmed by Kramer (1979), and is being extended by Zepp, Baughman, and Schlotzhauer (1981).

We are at the very beginning of this difficult line of research; it has developed much more slowly than I had anticipated, largely due to the lack of suitable instrumentation. Researchers have had to build and calibrate their own sources and measuring devices, and as much effort has been expended in the study of the characteristics of light sources and photocells as has gone into the study of the reactions involved. However, I expect this to be an important region of research over the next ten or twenty years.

Uptake by larger organisms

Ever since the early work by Putter (1909) the question of uptake and use of dissolved organic matter by the larger organisms has been debated in the literature. The use of radioactive labels on compounds added to culture medium has demonstrated uptake and use; the question has now become one of the relative importance of this nutritive pathway. Recent work has shown that all soft-bodied and many hard-bodied in vertebrates will take up simple organic compounds, such as amino acids and monosaccharldes, at normal oceanic concentrations. Uptake and utilization has been demonstrated in sea urchin embryos (Chia, 1972), marine polychaetes (Reish and Stephens, 1969; Costopulos, Stephens, and Wright, 1979), medusae (Erokhin,

1971), starfish (Ferguson, 1967a,b, 1969; Péquignat, 1972; Siebers, 1979), copepods (Khailov and Erokhin, 1971; Kryuchkova and Rybak, 1976), mussels (Péquignat, 1973; Manahan, et al., 1982), anemones (Schlichter, 1978), corals (Stephens, 1960, 1962), and the oyster (Yonge, 1928). This list is by no means exhaustive; this area of research has been reviewed most recently by Stewart (1979).

I have not included in this list those organisms with no apparent gut, which would seem of necessity to be dependent upon dissolved organic matter. These would include the Pogonophora (Southward and Southward, 1970, 1972) and some benthic bivalves (Reid and Bernard, 1980) and oligochaetes (Giefe, Liebezeit, and Dawson, 1982). Recent work on Pogonophora has suggested that the mechanism of heterotrophic utilization involves a bacterial symbiont, rather than direct uptake and incorporation (Southward, et al., 1981; Southward and Southward, 1982); this may prove to be the rule for many of the larger organisms.

In any case» ntost of the larger organisms able to utilize DOC are benthic. While the distribution of such organisms may be affected by the ambient concentrations of DOC, the organisms are not likely to exert more than a local control over the concentrations of DOC in the oceans. The organisms are most probably exploiting the ocganic matter from the sediment-water interface, rather than the low concentrations of DOC in the water column, already picked over by an ocean full of hungry hunters. Heterotrophy in phytoplankton

Most of the research on heterotrophy in phytoplankton has been done on pure cultures in the laboratory; the extension to the field has been difficult because of the problems involved in disentangling phytoplanktonic use from bacterial. Often, the field research has been limited to determinations of heterotrophic use by the whole planktonic community, thus including both phytoplankton and bacteria (Antia, et al., 1963; Andrews and Williams, 1971; Gieskes and Kraay, 1977).

The wofk with pure cultures has demonstrated that most species of phytoplankton can use simple organic substrates for heterotrophic growth (Parker, 1961; Birdsey and Lynch, 1962; Hoare and Moore, 1965; Rahat and Jahn, 1965; Hoare, Hoare, and Moore, 1967; Pintner and Provasoli, 1968; Bunt, 1969; Lewin and Hellebust, 1970; North and Stephens, 1971; Miller and Allen, 1972; Lylis and Trainor, 1973; Liu and Hellebust, 1974; Berman, Hadas, and Kaplan, 1977; Berland, et al., 1979). There is even evidence that some phytoplankters possess active transport systems for some small molecules (Hellebust and Guillard, 1967; Hellebust, 1971; Hellebust and Lewin, 1972; North and Stephens, 1972). However, whenever labelled organic substrates have been added to natural communities, the bacterial reaction has always been much faster than that of the phytoplankton (Wright and Hobbie, 1966; Munro and Brock, 1968; Berman, 1975; Hollibaugh, 1976, 1978; Sepers, 1977). The bulk of the

evidence now before us suggests that with the possible exception of urea, used as a nitrogen source by many diatoms (Birdsey and Lynch, 1962; Carpenter, Remsen, and Watson, 1972; McCarthy, 1972; Remsen, Carpenter, and Schroeder, 1972; Horrigan and Mc Carthy, 1981), almost all of the heterotrophic uptake of dissolved organic material is the result of bacterial activities.

## Bacterial heterotrophy

Estimates of the proportion of the primary productivity used by the bacteria range from 10-80%. Few workers in this field would argue with a rough estimate of half of the primary production being recycled directly through the bacteria. This is perhaps the only statement about marine bacteria which would not start a major argument, however. Until fairly recently there was no consensus on the number of bacteria present, nor even of how they might be counted. With the adoption of the acridine orange direct count method (Daley and Hobbie, 1975) the disputes about the interpretation of the various methods for estimating bacterial numbers (Jannasch and Jones, 1959; Melnikov, 1976; Hallegraeff, 1977) have largely ended; we feel relatively certain we can count the bacteria present, except in those cases where so many bacteria can be found on a particle that the whole particle seems to fluoresce. The argument has now shifted to the question of how many of these bacteria are actively growing.

Several methods of estimating the number of actively

growing bacteria have been proposed; each method seems to furnish us with a different estimate. I would suggest that each method measures a different aspect of growth, and that we need to discover just what a method is really measuring before we take up the cudgels in its defense and consign all other methods to the back issues of Biological Abstracts.

The most obvious and direct method would be simply to count all those bacteria in the process of division. With the aid of the scanning electron microscope, this method is possible but terribly tedious. If modern computer technology is harnessed to the task, the job becomes somewhat more practical (Hagstrom, et al., 1979). This method must give a minimum rate of growth, since the cell must be some distance along the pathway to division before its delicate condition becomes evident. However, few laboratories have either the trained technical help or the computer facilities to attempt this technique; some biochemical or radiochemical technique which is less labourintensive is usually favoured.

The most sensitive methods involve the heterotrophic use of an organic substrate which has been labelled, usually with <sup>14</sup>C. The earliest experiments usually rneasured the transfer of <sup>14</sup>C into the dissolved  $CO_2$  after incubation in the dark, as well as the incorporation of <sup>14</sup>C into the particulate phase (Wright and Hobbie, 1966; Hamilton and Austin, 1967; Sorokin, 1970; Herbland and Bois, 1974). This procedure measured total heterotrophic uptake, and did not

differentiate between use by bacteria and use by larger organisms. To make this distinction in use, some form of size fractionation (Williams, 1970; Derenbach and Williams, 1974; Azam and Hodson, 1977; Hanson and Wiebe, 1977) or growth restriction by the use of antibiotics (Anderson and Zeutchel, 1970; Derenbach and Williams, 1974; Iturriaga and Hoppe, 1977; Chrost, 1978) must be employed. Corrections for respiration must also be applied. None of the methods in use at present is really free from objections, or accepted by any large segment of marine microbiologists.

Autoradiography is a still more sensitive method for measuring uptake of a labelled substrate, and one which localizes the site of uptake. This technique has been used by many workers (Wright and Hobbie, 1965; Munro and Brock, 1968; Peroni and Lavarello, 1975; Faust and Correll, 1977; Stanley and Staley, 1977; Meyer-Reil, 1978). More recently, the uptake of tritiated substrates has been studied (Azam and Holm-Hansen, 1973; Dietz and Albright, 1978; Hoppe, 1979), with an emphasis on the uptake and incorporation of (<sup>3</sup>H) thymidine, a DNA precursor (Karl, 1979; Fuhrman and Azam, 1982; Kirchman, Ducklow, and Mitchell, 1982). One problem with these methods has been that when the uptake or incorporation rates are compared to carbon balance or  $O_2$  utilization measurements for the same waters, the radioactive substrate methods appear to be giving us a considerable underestimation of the true rate of microbial heterotrophy (Gocke, 1975, 1977; Joiris, 1977; Dawson and Gocke, 1978; Johnson, Burney, and Sieburth, 1981; Sepers, Cahet, and Goossens, 1982).

Another problem, one held in common with the total uptake methods, is that there is no single substrate which we know to be used by all active bacteria. Workers have shown that the choice of substrate determines the uptake rate found (Hamilton and Austin, 1967; Hamilton and Preslan, 1970; Douglas, 1983; Bertoni and Callieri, pers. comm.). Even thymidine, which is considered to be incorporated into DNA by all actively growing bacteria, is actually taken up by only a small fraction of these organisms (Douglas, 1983). We are again faced with a problem which has appeared so often in the study of organic materials in the sea, a lack of agreement between methods which should be independent measurements of the same quantity. The solution is probably also a familiar one, a careful study of what these methods actually measure; that is, a study of the basic assumptions behind the methods. Research in this area has been thoroughly reviewed by Van Es and Meyer- Reil (1982).

A point of contention has been whether the heterotrophic activity is carried out primarily by attached or by free-living bacteria. Those microbiologists who work in estuaries and in the coastal zones have been impressed by the activity of the attached forms (Gundersen, Mountain, Taylor, Ohye, and Shen, 1972; Jannasch and Pritchard, 1972; Wiebe and Pomeroy, 1972; Goulder, 1976, 1977; Khaldebarin and Oertli, 1977; Harvey and Young, 1980; Bent and Goulder, 1981; Ducklow, Kirchman, and Rowe, 1982). Those working in the open ocean, on the other hand, have been equally impressed by the preponderance of the free-floating forms (Azam and Hodson, 1977; Azam, et al., 1983). The relative importante of the two types has been difficult to assess because the modern methods used to measure rates of production involve incubation times which are short compared to the generation time of the bacteria, and are thus better estimators of standing crop than of productivity. The problems associated with the interpretation of such measurements are also admirably outlined in Van Es and Meyer-Reil (1982).

In any case, estimates of the proportion of the primary production which is cycled through the bacteria have steadily grown larger. Recent estimates range between 20-70%, and few workers could argue very seriously with a value of 50 %. The missing pieces of data are all measurements of rates, measurements which are notoriously difficult to make. I suspect that when we finally make these rate measurements we will find the proportion of primary production passing through the bacteria to be even higher than we now believe, particularly when we include such side-loops on the cycle as the bacterial consumption of the fecal matter of those organisms grazing on bacteria

Transport to the sea floor

The ultimate sink for organic matter in the oceans must be burial in the sediments. In estuarine and coastal sediments, the combination of higher productivity in the euphotic zone and the shorter

water column can lead to an accumulation of organic matter sufficient to cause the sediments to become anoxic. If the circulation of bottom water is restricted, as in fjords, coastal trenches like the Cariaco, or inland seas like the Black Sea, the bottom water may also become anoxic. In the absence of oxygen, the sequence of reactions leading to the return of carbon to the surface waters is very slow; once anoxic conditions have become established, they can be maintained as long as the rate of supply of organic compounds is greater than the supply of oxygen to these waters. Under such conditions, the sediments are true sinks for organic rnaterials. However, these regions, although sometimes spectacular, constitute a minor fraction of the whole oceanic cacbon cycle. Over most of the ocean, the bottom circulation supplies enough oxygen for the decomposition of all of the organic material reaching the sea floor.

It has been difficult to determine just how much organic matter really does reach the sea floor. Early work on the distribution of particulate organic matter, as determined by filtration of material collected in water bottle samples, demonstrated an exponential decrease in concentration with depth in the ocean (Wangersky, 1976), implying utilization all the way to the bottom. However, water bottle sampling does not furnish a complete inventory of particulate matter in the water column. The size of the particles caught in the bottles is determined by the bottle opening, and the size distribution of particles on the filter is determined by the size of the exit valve. The larger and heavier particles caught by the sampler may sink below the level of the exit valve, and thus not be sampled (Burns and Pashley, 1974; Calvert and McCartney, 1979; Delmas, 1980). An even more serious problem is the inability of the water bottle samplers to capture thase particles, such as fecal pellets and <u>Foraminifera</u>, whose sinking cates are really rapid. The size of this missing piece in our transport calculations was de monstrated by Bishop and his co-workers with their use of the high-velocity <u>in situ</u> pump (Bishop and Edmond, 1976; Bishop, et al., 1977, 1978, 1980). Their collections and calculations demonstrated that a major part of the downward transport of carbon resulted from the very rapid sinking of particles which were not caught in water bottle samplers.

The in situ pump in its original form was not the best solution to the problem of measurement of rates of sedimentation. Few laboratories had access to vessels with winches large enough to handle the pump and its associated cable. Also, the pump could only be lowered to 1500 m; rates of carbon utilization between that depth and the bottom could only be found by extrapolation. Assumptions on the form of the decrease in heterotrophic activity with temperature and depth wece required. We have therefore seen a renewal of interest in the sediment trap as a means of estimating the fluxes of materials to the sea floor.

Sediment traps are not an invention of the '80s; like many techniques which are relatively simple in concept, they have come into favour in oceanographic investigations in a cyclical fashion, with

improvements in design in each cycle which we have hoped would eliminate the flaws found in the last cycle. Sediment trap deployments in this recent cycle have certainly confirmed the results of the high volume in situ pump experiments already quoted (Wiebe, Boyd, and Winget, 1976; Honjo, 1978; Staresinic, et al., 1978; Crisp, et al., 1979; Cobler and Dymond, 1980; Deuser, Ross, and Anderson, 1981; Dunbar and Berger, 1981; Fellows, Karl, and Knauer, 1981). However, two major problems have not been solved; we do not know what proportion of the material sinking through the water column is actually caught by these traps, and we have little idea of the variability to be expected. Field intercalibration experiments between various trap designs have been carried out (Bruland, et al., 1981; Dymond, et al., 1981; Staresinic, et al., 1982). These experiments suggest that the design of the sediment trap determines what will be caught, and that all sediment traps are not created equal. In those cases where the sediment traps were deployed in parallel with a high volume pumping system, the pumping system invariably collected more material per volume of water processed than did the sediment traps, thus suggesting that the traps are less efficient as collectors. From the data published, it is not possible to determine whether the traps simply caught a smaller proportion of the total, or whether they discriminated against some classes of particles. A review of recent developments in this field has been published by Blomqvist and Hakanson (1981).

The picture of particle dynamics emerging from this work, although straightforward, is considerably different from the one

accepted even just a few years ago. There seems to be a background of very small particles, originating in part from bacterial activity, in part from bubble collapse in the surface layer, and possibly in part from the breakup of larger particles. The specific gravity of these particles is close enough to that of sea water to permit them to remain in suspension indefinitely. Some of these particles are collected on the surfaces of bubbles injected into the ocean by breaking waves, and are then consolidated into larger particles when the bubbles either collapse at the surface or dissolve at depth. These bubbles also collect bacteria, thus bringing together the substrate and the organisms capable of using that substrate (Blanchard and Syzdek, 1972).

Other small particles, together with bacteria, are scavenged by the various structures elaborated in the water column by larger organisms, such as appendicularians (Gilmer, 1972; Alldredge, 1976; Taguchi, 1982). These structures are not necessarily limited to the surface layers; they have been seen even in deeper water (Barbaro, 1979). Such particle collectors are important in the organic carbon cycle because, like nylon monofilament "ghost nets", they continue to fish long after the organisms creating and inhabiting them have left. The webs themselves are difficult to recognize when captured on the glass fibre filters commonly used. When weighted down by particles, the webs should fall through the water column relatively rapidly, at least until they begin to disintegrate.

The fecal matter of zooplankton, the larger invertebrates,

and fish also falls into the category of large particles which sink too rapidly to be caught in water sampling bottles. Estimations of sinking rates have been made for the fecal pellets of zooplankton (Frankenberg, Coles, and Jonannes, 1967; Schrader, 1971; Fowler and Small, 1972; Honjo and Roman, 1978; Small, Fowler, and Unlu, 1979; Bruland and Silver, 1981; Dunbar and Berger, 1981; Iseki, 1981; Urrère and Knauer, 1981; Madin, 1982) and the fecal matter of fish (Robison and Bailey, 1981). It should be obvious from the dates of publication how much this subject of research owes to the resurgence of interest in sediment traps.

Those organisms with calcareous tests must also sink too rapidly to be normal members of the filter-pad populations; I have examined thousands of 0.45 u glass fibre and silver filters under the microscope, and have seen very few Foraminifera, for example, although these ocganisms are commonly found in great numbers on the filters of the high-volume pumps. Estimates of sinking rates for these organisms have been rnade by Thunell and Honjo (1981), among others. We should also expect to include in this category of fast sinkers such rarities among the bottle collections as the exoskeletons of zooplankton and the occasional dead .fish (Stockton and DeLaca, 1982).

Although these fast-falling particles are responsible for the bulk of the organic carbon transport from the surface layers, they do not necessarily take their organic burden all the way to the sea floor.

Eadie and Jeffrey (1973) have shown that only perhaps 5 % of the particulate carbon in the surface layers actually gets to the sea floor, and that much of what gets to the sea floor never gets into the sediment, but is consumed at the sediment-water interface. This should not be too surprising; most of these particles carry a bacterial load which ensures that decomposition begins even as the particle starts its journey to the sea floor. It has been estimated that the organic skin on some fecal pellets is almost completely destroyed by bacteria within the first 2000 m of free fall. When this outer membrane is no longer present to hold the pellet together, bits and pieces of the pellet will break off to form smaller particles which fall less rapidly, and the pellet as a whole may disintegrate to form a particle cloud. The loss of particulate organic material between given depths calculated from sediment trap experiments may thus include material not truly metabolized, but simply broken into particles of a size not sampled efficiently by the traps.

Once the particles have arrived at the sea floor, except in those near-shore regions of exceptional primary productivity, little survives to enter the sediment. This circumstance might argue far a low rate of inorganic sedimentation or a high rate of bioturbation, since the "Alvin" experiment (Jannasch, et al., 1971) and other work on the metabolic rates of bacteria at deep-sea temperatures and pressures (Jannasch and Wirsen, 1975; Albright, 1975; Wirsen and Jannasch, 1975, 1976) have shown rates orders of magnitude slower than those of mixed-layer bacteria. These findings are not too surprising; particles

sinking to the ocean floor all carry their own burden of bacteria from the surface waters. It is possible that the bacteria sampled in most of these experiments are really intruders in the sea floor environment, really adapted to the higher temperatures and lower pressures of the sea surface, and barely surviving in their new homes (Jannasch, Wirsen, and Taylor, 1982).

At the sea floor, food falls arrive randomly in time and space; once we are out of the coastal zone, we might also append the adjective "seldom" to the description. The radius of travel for a microbe is small, and its ability to search for food, even if it senses a chemical gradient, is limited. If we were designing a microbe for existence in this kind of an environment, the best strategy for survival would be to attach it to a larger organism which could search for and gather food. Perhaps the best place for such a microbe might be within the digestive tract of a benthic invertebrate. Bacteria isolated from just such digestive tracts have been shown to have metabolic rates of the same order as bacteria living in the surface layers of the ocean (Jannasch and Wirsen, 1973; Wirsen and Jannasch, 1976; Deming, Tabor, and Colwell, 1981). It is possible that all of the true benthic bacteria are to be found in such habitats, and that the reason we have found so few barophilic bacteria is that we have been looking in the wrong places.

THE CYCLE AS WE NOW SEE IT

The differences between the organic carbon cycle as we see it now and as we saw it only a few years ago are largely differences of emphasis, and of sizes of the various reservoirs and fluxes. We have not found any startling new ways to make or to destroy organic compounds, but we are perhaps a little less certain of what we do know. The only major source of organic carbon is still the photosynthetic process in the surface watecs. Although we now have good evidence of chemosynthesis by bacteria at the various hot spots in the sea floor, the evidence available to us at this time certainly suggests that this source of primary productivity has little influence on the ocean outside of the small regions surrounding the vents.

On the other hand, we also know that a considerable portion of the primary productivity must be apportioned to the microflagellates and cyanobacteria, although we are not certain just how much. We do not trust our standard method for the measurement of primary productivity, nor should we accept any single day's measurements as being representative of the productivity of a region in that season unless we know where we are in the renewal-regeneration cycle. We also are not certain just how much of the primary productivity is released to the ocean as organic exudates and used immediately by bacteria; if anything, we are less certain of these numbers than we were ten years ago.

While we have always known that the water bottle samplers did not catch the fast-falling particles, we have only recently

understood their importance in the transport of organic carbon. We still have no real estimate of the rates of transfer of carbon to deeper water through the decomposition of these heavier particles. Our earlier estimates of surface productivity were certainly low because of our lack of knowledge of the size of the exudate flux, and also because our estimates of the particulate pool excluded the larger particles we had never caught. Even now, we tend to consider the distribution of particulates as homogeneous, if a little lumpy, and exclude the discrete layers of particles reported by some divers and submariners.

Our estimates of heterotrophy at depth in the water column are too low, since we do not include the injection of POC and DOC from the surface by large-particle decomposition. Finally, our estimates of rates of decomposition by bacteria at the sea floor, based on the "Alvin" experiment and its offshoots, are certainly too low; the true rates are probably set by bacteria in the gut of bottom organisms.

In a sense, we could consider the cycle of organic carbon in the sea to have only two major members, the photosynthetic organisms and the heterotrophic bacteria. A large part of the primary production is used directly by the bacteria, who then release the inorganic nutrients needed for another turn through the cycle; the rest of the production passes through the higher members of the food web, with the bacteria, like a miniature Internal Revenue system, taking their value added tax out of each transaction. Our illustration of the cycle would have the same boxes as in Fig. 2, but the sizes and importance of the boxes and fluxes will have become more than a little distorted (Fig. 3). We have found in the past that the successful biological oceanographer had to be something of a marine chemist and physical oceanographer. I am afraid that in the future we will all have to become practical marine microbiologists, as well.

## ACKNOWLEDGEMENTS

The writing of this review was supported by grants from the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada.



Fig. 3 Oceanic organic carbon cycle as now seen

Literature cited

- Albright, L. J. 1975. The influence of hydrostatic pressure upon biochemical activities of heterotrophic bacteria. Can. J. Microbiol., 21:1406-1412.
- Alldredge, A. L. 1976. Discarded appendicularian houses as sources of food, surface habitats, and particulate organic matter in planktonic environments. Limnol. Oceanogr., 21: 14-23.
- Anderson, G. C., and R. P. Zeutschel. 1970. Release of dissolved organic matter by marine phytoplankton in coastal and offshore areas of the Northeast Pacific Ocean. Limnol. Oceanogr., 15:402-407.
- Andrews, P., and P. J. leB. Williams. 1971. Heterotrophic utilization of dissolved organic compounds in the sea. III. Measurement of oxidation rates and concentrations of glucose and amino acids in seawater. J. mar. biol. Ass. U. K., 51: 111-125.
- Antia, N. J., C. D. McAllister, T. R. Parsons, K. Stephens, and J. D. H. Strickland, 1963. Further measurements of primary production using a large-volume plastic sphere. Limnol. Oceanogr., 8: 166-183.
- Azam, F., and R. E. Hodson. 977. Size distribution and activity of

marine microheterotrophs. Limnol. Oceanogr., 22:492-501.

- Azam, F., and O. Holm-Hansen. 1973. Use of tritiated substrates in the study of heterotrophy in seawater. Mar. Biol., 23: 191-196.
- Azam, F., T. Fenchel, J. G. Field, J. S. Gray, L. A. Meyer- Reil, and F. Thingstad. 1983. The ecological cole of water-column microbes in the sea. Mar. Ecol. Prog. Ser., 10:257-263.
- Barham, E. G. 1979. Giant larvacean houses: observations from deep submersibles. Science, 205: 1129-1131.
- Baylor, E. R., and W. H. Sutcliffe, Jr. 1963. Dissolved organic matter in seawater as a source of particulate food. Limnol. Oceanogr., 8:213-219.
- Baylor, E. R., W. H. Sutcliffe, Jr., and D. S. Hirschfeld. 1962. Adsorption of phosphates onto bubbles. Deep Sea Res., 9: 120-124. .-
- Bent, E. J., and R. Goulder. 1981. Planktonic bacteria in the Humber Estuary (NE England); seasonal variation in population density and heterotrophic activity. Mar. Biol., 62:35-45.
- Berland, B. R., D. J. Bonin, O. Guerin-Ancey, and N. J. Antia. 1979.

Concentration requirement of glycine as nitrogen source for supporting effective growth of certain marine microplanktonic algae. Mar. Biol., 55: 83-92.

- Berman, T. 1975. Size fractionation of natural aquatic populations associated with autotrophic and heterotrophic carbon uptake. Mar. Biol., 33: 215-220.
- Berman, T., O. Hadas, and B. Kaplan. 1977. Uptake and respiration of organic compounds and heterotrophic growth in <u>Pediastrum duplex</u> (Meyen). Freshwater Biol., 7: 495-502.
- Bidleman, T. F., E, J. Christensen, W. N. Billings, and R. Leonard. 1981. Atmospheric transport of organochlorines in the North Atlantic Gyre. J. mar. Res., 39: 443-464.
- Birdsey, E. C., and V. H. Lynch. 1962. Utilization of nitrogen compounds by unicellular algae. Science, 137: 763-764.
- Bishop, J. K. B., R. W. Collier, D. R. Kettens, and J. H. Edmond. 1980. The chemistry, biology, and vertical flux of particulate matter from the upper 1500 m of the Panama Basin. Deep Sea Res., 27: 615-640.
- Bishop, J. K. B., and J. M. Edmond. 1976. A new large volume filtration system for the sampling of oceanic particulate

matter. J. mar. Res., 34: 181-198.

- Bishop, J. K. B., J. M. Edmond, D. R. Ketten, M. P. Bacon, and W. B. Silker. 1977. The chemistry, biology, and vertical flux of particulate matter from the upper 400 m of the equatorial Atlantic Ocean. Deep Sea Res., 24: 511- 548.
- Bishop, J. K. B., D. R. Ketten and J. M. Edmond. 1978. The chemistry, biology and vertical flux of particulate matter from the upper 400 m of the Cape Basin in the southeast Atlantic Ocean. Deep Sea Res., 25: 1121-1161.
- Blanchard, D. C., and L. D. Syzdek. 1972. Concentration of bacteria in jet drops from bursting bubbles. J. Geophys. Res., 77: 5087-5099.
- Blomqvist, S., and L. Hakanson. 1981. A review on sediment traps in aquatic environments. Arch. Hydrobiol., 91: 101-132.
- Brown, M. 1977. Trasmission spectroscopy examinations of natural waters. C. Ultraviolet spectral characteristics of the transition from terrestrial humus to marine yellow stuff. Estuar. Coast. Mar. Sci., 5: 309-317.
- Bruland, K. W., R. P. Franks, W. M. Landing, and A. Soutar. 1981. Southern California inner basin sediment trap calibration

Earth planer. Sci. Letts., 53: 400-408.

- Bruland, K. W., and M. W. Silver. 1981. Sinking rates of fecal pellets from gelatinous zooplankton (salpa, pteropods, doliolids). Mar. Biol., 63: 295-300.
- Bunce, N. J., Y. Kumar, and B. G. Brownlee. 1978. An assessment of the impact of solar degradation of polychlorinated diphenyls in the aquatic environment. Chemosphere, 7: 155-164.
- Bunt, J. S. 1969. Observations on photoheterotrophy in a marine diatom. J. Phycol., 5: 37-42.
- Burns, N. M., and A. E. Pashley. 1974. In situ measurement of the settling velocity profile of pacticulate organic carbon in Lake Ontario. J. Fish. Res. Bd. Can., 31: 291-297.
- Calvert, S. E., and M. J. McCartney. 1979. The effect of incomplete recovery of large particles from water samplers on the chemical composition of Oceanic particulate matter. Limnol. Oceanogr., 24: 532-536.
- Carpenter, E. J., C. C. Remsen, and S. W. Watson. 1972. Utilization of urea by some marine phytoplankters. Limnol. Oceanogr., 17: 265-269.

- Chia, F. S. 1972. Note on the assimilation of glucose and glycine from seawater by the embryos of a sea anemone. <u>Actinia equina.</u> Can. J. Zool., 50: 1333-1334.
- Chrost, R. J. 1978. The estimation of extracellular release by phytoplankton and heterotrophic activity of aquatic bacteria. Acta Microbiol. Polon., 27: 139-146.
- Cobler, R., and J. Dymond. 1980. Sediment trap experiment on the Galapagos Spreading Center, equatorial Pacific. Science, 209: 801-803.
- Conrad, R., and W. Seiler. 1980. Photo-oxidative production and microbial consumption of carbon monoxide in seawater. FEMS Microbiol. Letts., 9: 61-64.
- Costopulos, J. J., G. C. Stephens, and S. H. Wright. 1979. Uptake of amino acids by marine polychaetes under anoxic conditions. Biol. Bull., 157: 434-444.
- Crisp, P. T., S. Brenner, M. I. Venkatesan, E. Ruth, and I. R. Kaplan. 1979. Organic chemical characterization of sediment-trap particulates from San Nicolas, Santa Barbara, Santa Monica, and San Pedr Basins, California. Geochim. cosmochim. Acta, 43: 1791-1801.

- Daley, R. J., and J. E. Hobbie. 1975. Direct counts of aquatic bacteria by a modified epifluorescent technique. Limnol. Oceanogr., 20: 875-881.
- Dawson, R., and K. Gocke. 1978. Heterotrophic activity in comparisan to the free amino acid concentrations in Baltic sea water samples. Oceanol. Acta, 1: 45-54.

Delmas, D. 1980. Influence of the volume of the water sample on the distribution of particulate organic matter. Tethys, 9: 279-284.

- Deming, J. W., P. S. Tabor, and R. R. Colwell. 1981. Barophilic growth of bacteria from intestinal tracts of deep-sea invertebrates. Microb. Ecol., 7: 85-94.
- Derenbach, J. B., and P. J. leB. Williams. 1974. Autotrophic and bacterial production: fractionation of plankton populations by differential filtration of samples from the English Channel. Mar. Biol., 25: 263-269.
- Deuser, W. G., E. H. Ross, and R. F. Anderson. 1981. Seasonality in the supply of sediment to the deep Sargasso Sea and implications far the rapid transfer of matter to the deep ocean. Deep Sea Res., 28: 495- 505.

- Dietz, A. S., and L. J. Albright. 1978. Respiration correction for microbial heterotrophic activity assays that use tritium-labeled substrates.. Appl. Environ. Microbiol., 35: 456-458.
- Douglas, D. J. 1983. Spatial and dynamic coupling of bacteria with phytoplankton in the euphotic zone. Unpubl. Ph. D. thesis, Dalhousie University.
- Ducklow, H. W., D. L. Kirchman, and G. T. Rowe. 1982. Production and vertical flux of attached bacteria in the Hudson River Plume of the New York Bight as studied with floating sediment traps. Appl. Environ. Microbiol., 43: 769-776.
- Dunbar, R. B., and W. H, Berger. 1981. Fecal pellet flux to modern bottom sediment of Santa Barbara Basin (California) based on sediment trapping. Bull. geol. Soc. Am., 92: 212-218.
- Duursma, E. K., and R. Dawson, (eds.). 1981. Marine Organic Chemistry, Elsevier Scientific Publ. Co., N. Y., 521 pp.
- Dymond, J., K. Fischer, M. Clauson, R. Cobler, W. Gardner, M. J. Richardson, W. Berger, A. Soutar, and R. Dunbar. 1981. A sediment trap intercomparison study in the Santa Barbara Basin. Earth planet. Sci. Letts., 53: 409-418.

Eadie, B. J., and L. M. Jeffrey. 1973. & 13-C analyses of oceanic

particulate organic matter. Mar. Chem., 1: 199-209.

- Erokhin, V. Ye. 1971. The accumulation and utilization of algal metabolites dissolved in sea water by the medusa <u>Tiaropsis multicirrata</u>. Nauk. dokl. vyssh. shkoly, biolog. nauk., 10: 24-29.
- Faust, M. A, and D. L. Correll. 1977. Autoradiographic study to detect metabolically active phytoplankton and bacteria in the Rhode River estuary. Mar. Biol., 41: 293-303.
- Fellows, D. A., D. M. Karl, and G. A. Knauer. 1981. Large particle fluxes and the vertical transport of living carbon in the upper 1500 m of the northeast Pacific Ocean. Deep Sea Res., 28: 921-936.
- Ferguson, J. C. 1967 Utilization of dissolved exogenous nutrients by the starfishes, <u>Asterias forbes</u>i and <u>Henricia sanguinolenta</u>. Biol. Bull., 132: 161-173.
- Ferguson, J. C. 1967. An autoradiographic study of the utilization of free exogenous amino acids by starfishes. Biol. Bull., 133: 317-329.
- Ferguson, J. C. 1969. Feeding activity in <u>Echinaster</u> and its induction with dissolved nutrients. Biol. Bull., 136: 374-

- Fowler, S. W., and L. F. Small. 1972. Sinking rates of <u>Euphausiid</u> fecal pellets. Limnol. Oceanogr., 17: 293-296.
- Frankenberg, D., S. L. Coles, and R. E. Johannes. 1967. The potential trophic significance of <u>Callianassa major</u> fecal pellets. Limnol. Oceanogr., 12: 113-120.
- Fuhrman, J. A., and F. Azam. 1982. Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic bacterioplankton production in marine surface waters: evaluation and field results. Mar. Biol., 66: 109-120.
- Giere, O., G. Liebezeit, and R. Dawson. 1982. Habitat conditions and distribution pattern of the gutless oligochaete <u>Phallodrilus leukodermatus</u>. Mar. Ecol. Prog. Ser., 8: 291-299.
- Gieskes, W. W. C., and G. W. Kraay. 1977. Primary production and consumption of organic matter in the southern North Sea during the spring bloom of 1975. Neth. J. Sea Res., 11: 146-167.
- Gilmer, R. W. 1972. Free-floating mucus webs: a novel feeding adaptation for the open ocean. Science, 176: 1239-1240.

- Gocke, K. 1975. Short-term variations of heterotrophic activity in the Kiel fjord. Mar. Biol., 33: 49-55.
- Gocke, K. 1977. Comparisons of methods for determining the turnover times of dissolved organic compounds. Mar. Biol., 42: 131-141.
- Goldman, J. C., and P. M. Glibert. 1982. Comparative rapid ammonium uptake by four species of marine phytoplankton. Limnol. Oceanogr., 27: 814-827.
- Goulder, R. 1976. Relationships between suspended solids and standing crops and activities of bacteria in an estuary ducing a neap-spring-neap tidal cycle. Oecologia, 2: 83-90.
- Goulder, R. 1977. Attached and free bacteria in an estuary with abundant suspended solids. J. appl. Bacteriol., 43: 399-405.
- Guillard, R. R. L., and P. J. Wangersky. 1958. The production of extracellular carbohydrates by some marine flagellates. Limnol. Oceanogr., 3: 449-454.
- Gundersen, K., C. W. Mountain, D. Taylor, R. Ohye, and J. Shen. 1972. Some chemical and microbiological observations in the Pacific Ocean off the Hawaiian Islands. Limnol. Oceanogr., 17: 524-531.

- Hagstrom, A., U. Larsson, P. Horstedt, and S. Normark. 1979. Frequency of dividing cells, a new approach to the determination of bacterial growth rates in aquatic environments. Appl. Environ. Microbiol., 37: 805-812.
- Hair, M. E., and C. R. Bassett. 1973. Dissolved and particulate humic acids in an east coast estuary. Estuar. coast. mar. Sci., 1: 107-111.
- Hallegraeff, G. M. 1977. A comparison of different methods used for the quantitative evaluation of biomass of freshwater. Hydrobiologia, 55: 145-165.
- Hamilton, R. D., and K. E. Austin. 1967. Assay of relative heterotrophic potential in the sea: the use of specifically labelled glucose. Can. J. Microbiol., 13: 1165-1173.
- Hamilton, R. D., and J. E. Preslan. 1970. Observations on heterotrophic activity in the eastern tropical Pacific. Limnol. Oceanogr., 15: 395-401.
- Hansen, H. P. 1975. Photochemical degradation of petroleum hydrocarbon surface films on seawater. Mar. Chem., 3: 183-195

- Hanson, R. B., and W. J. Wiebe. 1977. Heterotrophic activity associated with particulate size fractions in a <u>Spartina alterniflora</u> salt-marsh estuary, Sapelo Island, Georgia, U.S.A., and the continental shelf waters. Mar. Biol., 42: 321-330.
- Harrison, W., M. A. Winnik, P. T. Y. Kwong, and D. Mackay. 1975. Crude oil spills. Disappearance of aromatic and aliphatic components from small sea-surface slicks. Environ. Sci. Technol., 9: 231-234.
- Harvey, R. W., and L. Y. Young. 1980. Enrichment and association of bacteria and particulates in salt m arsh surface water. Appl. Environ. Microbiol., 39: 894-899.
- Hellebust, J. A, 1971. Kinetics of glucose transport and growth of <u>Cyclotella cryptica</u> Reimann, Lewin, and Guillard. J. Phycol., 7: 1-4.
- Hellebust, J. A., and R. R. L. Guillard. 1967. Uptake specificity far organic substrates by the marine diatom <u>Melosira nummuloides</u>. J. Phycol., 3: 132-136.
- Hellebust, J. A., and J. Lewin. 1972. Transport systems for organic acids induced in the marine pennate diatom <u>Cylindrotheca fusiformis.</u> Can. J. Microbiol., 18: 225-233.

- Herbland, A. M., and J. F. Bois. 1974. Assimilation and mineralization of the dissolved organic matter in the sea: liquid scintillation counting method. Mar. Biol., 24: 203-212.
- Hoare, D. S., S. L. Hoare, and R. B. Moore. 1967. The photoassimilation of organic compounds by autotrophic blue-green algae. J. gen. Microbiol., 49: 351-370.
- Hoare, D. S., and R. B. Moore. 1965. Photoassimilation of organic compounds by autotrophic blue-green algae. Biochim. Biophys. Acta, 109: 622-625.
- Hollibaugh, J. T. 1976. The biological degradation of arginine and glutamic acid in seawater in relation to the growth of phytoplankton. Mar. Biol., 36: 303-312.
- Hollibaugh, J. T. 1978. Nitrogen regeneration during the degradation of several amino acids by plankton communities collected near Halifax, Nova Scotia. Mar. Biol., 45: 191-201.
- Honjo, S. 1978. Sedimentation of materials in the Sargasso Sea at a 5367 m deep station. J. mar. Res., 36: 469-492.
- Honjo, S., and M. R. Roman. 1978. Marine copepod fecal pellets:

production, preservation and sedimentation. J. mar. Res., 36: 45-57.

- Hoppe, H.-G. 1979. Microbial activity measurements by means of tritium-labelled substrates. IAEA-SM-232/5, Behaviour of Tritium in the Environment, pp. 205-218.
- Horrigan, S. G., and J. J. McCarthy. 1981. Urea uptake by phytoplankton at various stages of nutrient depletion. J. Plankt. Res., 3: 403-414.
- Iseki, K. 1981. Particulate organic matter transport to the deep sea by salp fecal pellets. Mar. Ecol. Prog. Ser., 5: 55-60.
- Iturriaga, R., and H. G. Hoppe. 1977. Observations of heterotrophic activity on photoassimilated organic matter. Mar. Biol., 40: 101-108.
- Jannasch, H. W., K. Eimhjellen, C. O. Wieser, and A. Farman Jarmaian. 1971. Microbial degradation of organic matter in the deep sea. Science, 171: 672-675.
- Jannasch, H. W., and G. E. Jones. 1959. Bacterial populations in sea water as determined by different methods of enumeration. Limnol. Oceanogr., 4: 128-139.

- Jannasch, H. W., and P.H. Pritchard. 1972. The role of inert particulate matter in the activity of aquatic microorganisms. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 24 (Suppl): 289-306.
- Jannasch, H. W., and C. O. Wirsen. 1973. Deep-sea microorganisms: in situ response to nutrient enrichment. Science, 180: 641-643.
- Jannasch, H. W., C. O. Wirsen and C. D. Taylor. 1982. Deep-sea bacteria: Isolation in the absence of decompression. Science, 216: 1315-1317.
- Johnson, K. M., C. M. Burney, and J. McN. Sieburth. 1981. Enigmatic marine ecosystem metabolism measured by direct diel CO<sub>2</sub> and O<sub>2</sub> flux in conjunction with DOC release and uptake. Mar. Biol., 65: 49-60.
- Joiris, C. 1977. On the role of heterotrophic bacteria in marine ecosystems: some problems. Helgo. Wiss. Meeresunters., 30: 611-621.

- Karl, D. M. 1979. Measurement of microbial activity and growt in the ocean by rates of stable ribonucleic acid synthesis. Appl. Environ. Microbiol., 38: 850- 860.
- Khailov, K. M., and V. E. Erokhin. 1971. On the utilization of dissolved organic matter by <u>Tigropius brevicornis</u> and <u>Calanus finmarchicus</u>. Okeanologiia, 11: 117-126.
- Kholdebarin, B., and J. J. Oertli. 1977. Effect of suspended particles and their sizes on the nitrification in surface water. J. Water Pollut. Control Fed., 49: 1693-1697.
- Kirchman, D., H. Ducklow, and R. Mitchell. 1982. Esimates of bacterial growth from changes in uptake rates and biomass. Appl. environ. Microbiol., 44: 1296-1307.
- Kramer, C. J. M. 1979. Degradation by sunlight of dissolved fluorescing substances in the upper layers of the eastern Atlantic Ocean. Neth. J. Sea Res., 13: 325-329.
- Kryuchkova, N. M., and V. Kh. Rybak. 1976. Growth of <u>Daphnia magna</u> Straus in a medium enriched with dissolved organic matter. Hydrobiol. J., 12: 48-52.
- Lampert, W. 1978. Release of dissolved organic carbon by grazing zooplankton. Limnol. Oceanogr., 23: 831-834.
- Larson, R. A., L. L. Hunt, and D. W. Blankenship. 1977. Formation of toxic products from a £2 fuel oil by photooxidation. Environ. Sci. Technol., 11: 492-496.
- Lewin, J., and J. A. Hellebust. 1970. Heterotrophic nutrition of the marine pennate diatom, <u>Cylindrotheca fusiformis</u>. Can. J. Microbiol., 16: 1123-1129.
- Liu, M. S., and J. A. Hellebust. 1974. Uptake of amino acids by the marine centric diatom <u>Cyclotella cryptica</u>. Can. J. Microbiol., 20: 1109-1118.
- Lylis, J. C., and F. R. Trainor. 1978. The heterotrophic capabilities of <u>Cyclotella</u> <u>meneghiniana.</u> J. Phycol., 9: 365-369.
- MacKinnon, M. D. 1978. A dry oxidation method for the analysis of the TOC in seawater. Mar. Chem., 7: 17- 37.
- Madin, L. P. 1982. Production, composition and sedimentation of salp fecal pellets in oceanic waters. Mar. Biol., 67: 39-45.
- Manahan, D. T., S. H. Wright, G. C. Stephens, and M. A. Rice. 1982. Transport of dissolved amino acids by the mussel, <u>Mytilus edulis</u>: Demonstration of net uptake from natural seawater. Science, 215: 1253-1255.

- McCarthy, J. J. 1972. The uptake of urea by natural populations of marine phytoplankton. Limnol. Oceanogr., 17: 738-748.
- Melnikov, I. A. 1976. Comparison of microplankton biomass values determined by the ATP method and microscopy. Okeanologiia, 16: 324-328.
- Meybeck, M. 1981. River transport of organic carbon to the ocean. In: Flux of Organic Carbon by Rivers to the Oceans, G. E. Likens, ed., U. S. Dept. of Energy Rept. CONF-8009140, pp. 219-269.
- Meyer-Reil, L. A. 1978. Autoradiography and epifluorscence microscopy combined for the determination of number and spectrum of actively metabolizing batteria in natural waters. Appl. Environ. Microbiol., 36: 506-512.
- Miller, G. C., and R. G. Zepp. 1979. Photoreactivity of aquatic pollutants sorbed on suspended sediments. Environ. Sci. Technol., 13: 860-863.
- Miller, J. S., and M. M. Allen. 1972. Carbon utilization patterns in the heterotrophic blue-green alga <u>Chlorogloea fritschii.</u> Arch. Mikrobiol., 86: 1-12.

- Morel, F. M. M., J. G. Rueter, D. M. Anderson, and R. R. L. Guillard. 1979. Aquil: A chemically defined phytoplankton culture medium for trace metal studies. J. Phycol., 15: 135-141.
- Munro, A. L. S., and T. D. Brock. 1968. Distinct bacterial and algal utilization of soluble substances in the sea. J. gen. Microbiol., 51: 35-42.
- Nissenbaum, A. 1974. Deuterium content of humic acids and non-marine environments. Mar. Chem., 2: 59-63.
- Nisseribaum, A., and I. R. Kaplan. 1972. Chemical ;and isotopic evidence for the <u>in situ</u> origin of marine humic substances. Limnol. Oceanogr., 17: 570-582.
- North, B. B., and G. C. Stephens. 1971. Uptake and assimilation of amino acids by <u>Platymonas</u>. II. Increased uptake in nitrogen-deficient cells. Biol. Bull., 140: 242-254.
- North, B. B., and G. C. Stephens. 1972. Amino acid transport <u>Nitzschia ovalis</u> Arnott. J. Phycol., 8: 64-68.
- Parker, B. C. 1961. Facultative heterotrophy in some chlorococcacean algae. Science, 133: 761-763.
- Peake, E., B.L. Baker, and G. W. Hodgson. 1972. Hydrogeochemistry

of the surface waters of the Mackenzie River drainage basin, Canada - II. The contribution of amino acids, hydrocarbons and chlorins to the Beaufort Sea by the Mackenzie River system. Geochim. cosmochim. Acta, 36: 867-883.

- Péquignat, E. 1972. Some new data on skin-digestion and absorption in urchins and sea stars (Asterias and Henricia). Mar. Biol., 12:28-41.
- Péquignat, E. 1973. A kinetic and autocadiographic study of the direct assimilation of amino acids and glucose by organs of the mussel <u>Mytilus edulis</u>. Mar. Biol., 19: 227-244.
- Peroni, C., and O. Lavarello. 1975. Microbial activities as a function of water depth in the Ligurian Sea: an autoradiographic study. Mar. Biol., 30: 37-50.
- Peterson, B. J. 1980. Aquatic primary productivity and the <sup>14</sup>C-CO<sub>2</sub> method: a history of the productivity problem. A. Rev. Ecol. Syst., 11: 359-385.
- Peterson, B. J., R. W. Howarth, P. Lipschultz, and D. Ashendorf. 1980. Salt marsh detritus: an alternative interpretation of stable carbon isotope ratios and the fate of Oikos, 34: 173-177.

- Pintner, I. J., and L. Provasoli. 1968. Heterotrophy in subdued light of 3 <u>Chrysochromulina</u> species. Bull. Misaki Mar. Biol. Inst., Kyoto Univ., 12: 25-31.
- Putter, A. 1909. Die Ernahrung der Wassertiere und der Stoffhaushalt der Gèwasser, Fisher, Jena.
- Ragan, M. A., and A. Jensen. 1978. Quantitative studies on brown algal phenols. II. Seasonal variation in polyphenol content of <u>Ascophyllum nodosum</u> (1.) Le Jol. and <u>Fucus vesiculosus</u> (L.). J. exp. mar. Biol. Ecol., 34: 245-258.
- Ragan, M. A., and A. Jensen. 1979. Quantitative studies on brown algal phenols. III. Light-mediated exudation of polyphenols from <u>Ascophyllum nodosum</u> (L.) Le Jol. J. exp. mar. Biol. Ecol., 36: 91-101.
- Rahat, M., and T. L. Jahn. 1965. Growth of <u>Prymnesium parvum</u> in the dark; note on ichthyotoxin formation. J. Protozool., 12: 246-250.

Reid, R. G. B., and F. R. Bernard. 1980, Gutless bivalves. Science, 208: 609-610.

Reish, D. J., and G. C. Stephens. 1969. Uptake of organic material

by aquatic invertebrates. V. The influence of age on the uptake of glycine- $C^{14}$  by the polychaete <u>Neanthes arenaceodentata</u>. Mar. Biol., 3: 352-555.

- Remsen, C. C., E. J. Carpenter, and B. W. Schroeder. 1972. Competition for urea among estuarine microorganisms. Ecology, 53: 921-926.
- Riley, G. A. 1970. Particulate organic matter in sea water. Adv., mar. Biol., 8: 1-118.
- Robison, B. H., and T. G. Bailey. 1981. Sinking rates and dissolution of midwater fish fecal matter. Mar. Biol., 65: 135-142.
- Salomons, W., and W. G. Hook. 1981. Field observations of the isotopic composition of particulate organic carbon in the southern North Sea and adjacent estuaries. Mar. Geol., 41:M11-M20.
- Salonen, K., and A. L. Holopainen. 1979. A comparison of methods for the estimation of phytoplankton primary production. Int. Revue ges. Hydrobiol., 64: 147-155.
- Schlichter, D. 1978. On the ability of <u>Anemonia sulcata</u> (Coelenterata: Anthozoa) to absorb charged and neutral amino acids simultaneously. Mar. Biol., 45: 97-104.

- Schrader, H. J. 1971. Fecal pellets: role in sedimentation of pelagic diatoms. Science, 174: 55-57.
- Schwinghamer, P., F. Tan, and D. C. Gordon, Jr. 1983. Stable carbon isotope studies on the Pecks Cove mudflat ecosystem in the Cumberland Basin, Bay of Fundy. Can. J. Fish. aquat. Sci., 40 (Suppl. 1): 262-272.
- Sepers, A. B. J. 1977. The utilization of dissolved organic compounds in aquatic environments. Hydrobiologia, 52: 39-54.
- Sepers, A. B. J., G. Cahet, and H. Goossens. 1982. Comparison between the carbon-14 and oxygen consumption methods for the determination of heterotrophic bacterial populations. Mar. Biol., 66: 237-242.
- Siebers, D. 1979. Transintegumentary uptake of dissolved amino acids in the sea star <u>Asterias rubens</u>. A reassesarment of its nutritional role with special reference to the significance of heterotrophic bacteria. Mar. Ecol. Prog. Ser., 1: 169-177.
- Sieburth, J. McN. 1969. Studies on algal substances in the sea. III. The production of extracellular organic matter by littoral marine algae. J. exp. mar. Biol. Ecol., 3: 290-309.

- Sieburth, J. McN., and A. Jensen. 1968. Studies on algal substances in the sea. I. Gelbstoff (humic material) in terrestrial and marine waters. J. exp. mar. Biol. Ecol., 2: 174-189.
- Sieburth, J. McN., and A. Jensen. 1969. Studies on algal substances in the sea. II. The formation of gelbstoff (humic material) by exudates of <u>Phaephyta.</u> J. exp. mar. Biol. Ecol., 3: 275-289.
- Skipnes, O., I. Eide, and A. Jensen. 1980. Cage culture turbidostat: a device for rapid determination of algal growth rate. Appl. Envion. Microbiol., 40: 318-325.
- Skoglund, L., and A. Jensen. 1976. Studies on N-limited growth of diatoms in dialysis culture. J. exp. mar. Biol. Ecol., 21: 169-178.
- Small, L. F., S. W. Fowler, and M. Y. Unlu. 1979. Sinking rates of natural copepod fecal pellets. Mar. Biol., 51: 233-241.
- Sorokin, Y. I. 1970. Determination of the activity of heterotrophic microflora in the ocean using carbon-14 containing organic matter. Mikrobiologiya, 39: 133-138.

Southward, A. J., and E. C. Southward. 1970. Observations on the role of dissolved organic compounds in the nutrition of

benthic invertebrates. Experiments on three species of <u>Pogonophora</u>. Sarsia, 45: 69-96.

- Southward, A. J., and E. C. Southward. 1972. Observations on the role of dissolved organic compounds in the nutrition of benthic invertebrates. III. Uptake in relation to organic content of the habitat. Sarsia, 50: 29-46.
- Southward, A. J., and E. C. Southward. 1981. Dissolved organic matter and nutrition of the <u>Pogonophora</u> : a reassessment based on recent studies of their morphology and biology. Kieler Meeresforsch., 5: 445-453.
- Southward, A. J., E. C. Southward, P. R, Dando, G. H. Rau, H. Felbeck, and H. Flugel. 1981. Bacterial symbionts and low <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C ratios in tissues of <u>Pogonophora</u> indicate unusual nutrition and metabolism. Nature, Lond., 293: 616-620.
- Stanley, P. M., and J. T. Staley. 1977. Acetate uptake by aquatic bacterial communities measured by autoradiography and filterable radioactivity. Limnol. Oceanogr., 22: 26-37.
- Staresinic, N., K. von Brockel, N, Smodlaka, and C. H. Clifford. 1982. A comparison of moored and free-drifting sediment traps of two different designs. J. mar. Res., 40: 273-292.

- Staresinic, N., G. T. Rowe, D. Shaughnessey, and A. J. Williams, III. 1978. Measurement of the vertical flux of particulate organic matter with a freedrifting sediment trap. Limnol. Oceanogr., 23: 559-563.
- Stephens, G. C. 1960. Uptake of glucose from solution by the solitary coral, <u>Fungia</u>. Science, 131: 1532.
- Stephens, G. C. 1962. Uptake of organic materials by aquatic invertebrates. I. Uptake of glucose by the solitary coral, <u>Fungia scutaria</u>. Biol. Bull., 123: 648-659.
- Stewart, M. G. 1979. Absorption of dissolved organic nutrients by marine invertebrates. Oceanogr. mar. Biol. a. Rev., 17: 163-192.
- Stockton, W. L., and T. E. DeLaca. 1982. Food falls in the deep sea: occurrence, quality, and significance. Deep Sea Res., 29: 157-169.
- Stuermer, D. H., K. E. Peters, and I. R. Kaplan. 1978. Source indicators of humic substances and proto-kerogen. Stable isotope ratios, elemental compositions and electron spin resonance spectra. Geochim. cosmochim. Acta, 42: 989-997.

۲

- Taguchi, S. 1982. Seasonal study of fecal pellets and discarded houses of <u>Appendicularis</u> in a subtropical inlet, Kaneohe Bay, Hawaii. Estuar. coast. Shelf Sci., 14: 545-555.
- Thunell, R. C., and S. Honjo. 1981. Planktonic foraminiferal flux to the deep ocean: sediment trap results from the tropical Atlantic and the central Pacific. Mar. Geol., 40: 237-253.
- Urrère, M. A., and G. A. Knauer. 1981. Zooplankton fecal pellet fluxes and vertical transport of particulate organic material in the pelagic environment. J. Plankt. Res., 3: 369-387.
- Van Es, F. B., and L. A. Meyer-Reil. 1982. Biomass and metabolic activity of heterotrophic marine bacteria. Adv. Microb. Ecol., 6: 111-170.

Wangersky, P. J. 1965. The organic chemistry of sea water. Am. Scient., 53: 358-374.

Wangersky, P. J. 1972. The cycle of organic carbon in sea water. Chimia, 26: 559-564.

Wangersky, P. J. 1976. Particulate organic carbon in the Atlantic and Pacific oceans. Deep Sea Res., 23: 457- 465.

Wangersky, P. J. 1978. Production of dissolved organic matter. In:

Marine Ecology, Vol. IV, Dynamics, O. Kinne, ed., John Wiley and Sons, N. Y. pp. 115-220.

- Wangersky, P. J., and C. P. Wangersky. 1980. The manna effect: A model of phytoplankton patchiness in a regenerative system. Int. Revue ges. Hydrobiol., 65: 681-690.
- Wangersky, P. J., and C. P. Wangersky. 1981. The manna effect: The structure of benthic populations. Int. Revue ges. Hydrobiol., 66: 777-786.
- Wangersky, P. J., and C. P. Wangersky. 1983. The manna effect: Paradox of the plankton. Int. Revue ges. Hydrobiol., in press.
- Wheeler, J. 1972. Some effects of solar levels of ultraviolet radiation on lipids in artificial sea water. J. Geophys. Res., 77: 5302-5306.
- Wiebe, P. H., S. H. Boyd, and C. Winget. 1976. Particulate matter sinking to the deepsea floor at 2,000 m in the Tongue of the Ocean, Bahamas - with a description of a new sedimentation trap. J. mar. Res., 34: 341-354.
- Wiebe, W. J., and L. M. Pomeroy. 1972. Microorganisms and their association with aggregates and detritus in the sea: a

microscopic study. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 29 (Suppl.): 325-352.

- Williams, P. J. leB. 1970. Heterotrophic utilization of dissolved organic compounds in the sea. I. Size distribution of population and relationship between respiration and incorporation of growth substrates. J. mar. biol. Ass. U. K., 50: 859-870.
- Williams, P. M. 1968. Organic and inorganic constituents of the Amazon River. Nature, Lond., 208: 937-938.
- Wilson, D. F., J. W. Swinnerton, and R. A. Lamontagne. 1970. Production of carbon monoxide and gaseous hydrocarbons in seawater: relation to dissolved organic carbon. Science, 168: 1577-1579.
- Wirsen, C. O., and H. W. Jannasch. 1975. Activity of marine psychrophilic bacteria at elevated hydrostatic pressures and low temperatures. Mar. Biol., 31: 201- 208.
- Wirsen, C. O., and H. W. Jannasch. 1976. Decomposition of solid organic materials in the deep sea. Environ. Sci. Technol., 10: 880-886.
- Wright, R. T., and J. E. Hobbie. 1965. The uptake of organic solutes

in lake water. Limnol. Oceanogr., 10: 22-28.

- Wright, R. T, and J. E. Hobbie. 1966. Use of glucose and acetate by bacteria and algae in aquatic ecosystems. Ecology, 47:447-464.
- Yamasaki, H., K. Kuwata, and H. Miyamoto. 1982. Effects of ambient temperature on aspects of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons. Environ. Sci. Technol., 16: 189-194.
- Yonge, C. M. 1928. The absorption of glucose by <u>Ostrea edulis</u>. J. mar. biol. Ass. U. K., 15: 643-653.
- Zepp, R. G., G. L. Baughman, and P. F. Schlotzhauer. 1981. Comparison of photochemical behavior of various humic substances in water. I. Sunlight induced reactions of aquatic pollutants photsensitized by humic substances. Chemosphere, 10: 109-117.
- Zepp, R. G., N. L. Wolfe, J. A. Gordon, and G. L. Baughman. 1975. Dynamics of 2,4-D esters in surface waters. Hydrolysis, photolysis, and vaporization. Environ. Sci. Technol., 9: 1144-1150.
- Zika, R. G. 1977. An investigation in marine photochemistry. Unpubl. Ph. D. thesis, Dalhousie Univ., 346 pp.

# CONSIDERAZIONI SULLA DINAMICA DEL MESCOLAMENTO NEI LAGHI PROFONDI SUDALPINI

#### W. AMBROSETTI, L. BARBANTI, A. ROLLA

C.N.R. - Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza

#### SUMMARY

The oligomictic character of deep sud-alpine lakes is one of the most interesting limnological aspects. Through a multi-year heat budget evaluation, the close relation between overturn and the lake's thermal energy exchange has been verified; the overturn usually depends by solar radiation, air and water temperatures and wind; it is mainly displayed by convective motions.

The re-oxygenation of the deepest strata, however, can also be caused by particulary relevant idrological situations bound to massive affluxes from the catchment-basin.

During the winter 1980-1981 in Lago Maggiore, it has been possible to indicate in a system of superficial currents induced by the wind, and counterbalanced by reversal motion in the depth, the cause of a vertical distribution of water masses in a three strata structure; superficial and deep waters very oxigenated and barely oxygenated waters at the intermediate levels. The effects of turbolence and convective motions has then made possible the complete homogeneity of the water column to the deepest levels.

Nel quadro delle ricerche intese ad approfondire le conoscenze di base sui processi idrodinamici nei laghi profondi, l'Istituto Italiano di Idrobiologia del C.N.R. ha da tempo in atto una serie di indagini sui grandi laghi del distretto sud-alpino (Maggiore, Lugano, Como, Iseo e Garda) aventi come obiettivo principale l'individuazione delle correlazioni esistenti tra gli elementi meteorologici e la dinamica del loro mescolamento tardo-invernale, con conseguente verifica degli effetti di questo fenomeno sul chimismo delle acque e sulla produzione biologica.

Come è noto la più importante delle caratteristiche idrodinamiche dei laghi profondi riguarda il fatto che il mescolamento completo delle loro acque, che solitamente si colloca alla fine dell'inverno, non si verifica tutti gli anni, ma soltanto in occasione di inverni particolarmente freddi e ventosi.



Fig. 2 - Flussi medi pluriennali nel Lago Maggiore (1963-1981). Le isoplete sono quotate in cal. cm<sup>-2</sup>giorno<sup>-1</sup>

Tuttavia le conoscenze attuali sulla dinamica dei fenomeni di questo tipo sono assai scarse, donde la necessità di verificare, in una successione di anni, la profondità massima alla quale si sono spinti i processi circolatori e di individuarne le cause attraverso un'analisi delle situazioni meteorologiche riscontrate in ogni singolo anno.

Fra i bacini sud-alpini è stato oggetto di particolare attenzione il Lago Maggiore per il quale è stato possibile definire tanto le condizioni climatiche che hanno preparato la circolazione invernale (totale o parziale), che le profondità alle quali tale processo si è spinto in ogni singolo anno. Ciò è stato ottenuto elaborando dati di idrologia e di termica lacustre, nonché quelli relativi ai principali parametri meteorologici raccolti nelle stazioni rivierasche di Pallanza, Ispra e Locarno Monti.

Questo insieme di informazioni ha consentito, in primo luogo, la valutazione su scala mensile del bilancio calorico pluriennale del Lago Maggiore sulla base della metodica proposta da Anderson (1954), parzialmente modificata, che permette la stima delle seguenti componenti energetiche primarie:

- radiazione solare ad onda corta (Qs), incidente (Qse) e riflessa (Qr);

- netto dello scambio energetico ad onda lunga tra acqua ed atmosfera (Qb);

- componente calorica immagazzinata o ceduta dal lago (Qt);

- calore sensibile (Qh) e di evaporazione (Qe);

- netto di energia advettata al lago dalle acque immissarie ed emissarie (Qv).

Per il Lago Maggiore è stato dimostrato (Ambrosetti, Barbanti e Rolla, 1978) che la quantità di calore legata all'energia advettata (Qv) risulta, nel suo complesso, trascurabile rispetto alle altre componenti del bilancio. Raggruppando in un unico termine ( $Q_N$ ) tutte le voci legate all'energia radiante (ossia Qs, Qse e Qb) l'equazione del bilancio calorico può essere espressa come segue:

$$Qt = Q_N - (Qe + Qh)$$

e in tale forma sono stati rappresentati (Fig. 1) i dati medi relativi al periodo 1963-1981. Le due aree a tratteggio obliquo ma con inclinazione in senso opposto rappresentano rispettivamente le quantità di calore immagazzinata o ceduta dal lago.

Nell'ipotesi che non sussista scambio di calore con le pareti della conca lacustre, si può definire come flusso di energia calorica l'incremento o il decremento energetico che si manifesta nel tempo entro la massa d'acqua. Suddividendo il lago in strati di



Fig. 3 - Regimi medi dei flussi di calore da 0 a 100 m di profondità. Periodo 1963-1981.



Fig. 4 - Andamenti cronologici del calore cumulato nell'intera colonna d'acqua (------) e delle concentrazioni di O<sub>2</sub> presenti al di sotto dei 150 m d profondità (-----), valutati al termine di ciascun anno limnologico.



Fig. 5 - Correlazione fra il calore cumulato nell'intera colonna d'acqua e le concentrazioni di O<sub>2</sub> presenti al di sotto dei 150 m di profondità al di termine di ciascun anno limnologico.



Fig. 6 - Retta di regressione tra M e le profondità di mescolamento.



Fig. 7 - Serie cronologica delle profondità raggiunte dal mescolamento.



Fig. 8 - Profili verticali delle concentrazioni di ossigeno disciolto misurate alla stazione di massima profondità (Ghiffa) e percorso giornaliero del vento (dati di Pallanza)

diversa altezza è stato possibile valutare anche i flussi che attraversano i singoli livelli: i loro regimi medi del periodo 1963-1981 sono riportati in Fig. 2. Le isoplete delimitano aree più scure che stanno ad indicare gli strati d'acqua nei quali si verifica un flusso negativo (perdita di calore) mentre le aree chiare rappresentano le zone a flusso positivo.

Un'analisi più dettagliata del trasferimento di energia nei primi cento metri di profondità (Fig. 3) consente di verificare come le quantità in gioco si riducano progressivamente con la profondità; si deve rilevare anche il fatto che il lago raggiunge, tra Febbraio e Marzo, un equilibrio termico tale che i processi di scambio energetico a tutti i livelli sono nulli, mentre in autunno il passaggio dalla fase di riscaldamento a quella di raffreddamento avviene in tempi successivi nei diversi livelli e cioè a Settembre in superficie ed a stagione sempre più inoltrata negli strati più profondi.

Il verificarsi nel Febbraio 1963 di una circolazione totale entro le acque del Lago Maggiore (Vollenweider, 1964) ci ha consentito di fissare a quella data l'inizio della serie cronologica; da quel momento si sono progressivamente cumulate le quantità di calore presenti nel corpo d'acqua al termine di ciascun ciclo annuale (linea continua in Fig. 4). Nella stessa figura sono state rappresentate anche (linea tratteggiata) le successioni delle concentrazioni di ossigeno disciolto presenti in quegli stessi momenti negli strati più profondi del lago (media ponderata al di sotto di 150 m). E' possibile constatare come agli anni caratterizzati da accumulo di calore sia associata una diminuzione delle concentrazioni di ossigeno disciolto, mentre la loro riossigenazione è legata agli anni di perdita di calore; la correlazione fra le due serie di dati (Fig. 5) da un coefficiente r = -0.69 (P<0,001).

Tanto le quantità caloriche presenti entro la massa d'acqua, quanto le concentrazioni di ossigeno negli strati profondi appaiono quindi come importanti indicatori per evidenziare situazioni di olomissi e di oligomissi nei laghi profondi, come lo sono anche le distribuzioni verticali di alcune specie chimiche (nitrati, silicati e alcalinità),

Fra le cause meteorologiche innescanti il fenomeno del mescolamento sono state individuate (Ambrosetti, Barbanti e Rolla, 1979) le temperature atmosferica e dell'acqua, la quantità di vento filato e la radiazione solare dei mesi immediatamente precedenti l'inverno limnologico, opportunamente ponderate. Queste variabili sono state fra loro legate in una formula atta a definire Un parametro di mescolamento M che, valutato anno dopo anno dal 1960 al 1982, è stato correlato (Fig. 6) con le profondità massime rag-



Fig. 9 - Distribuzione della concentrazione dell'ossigeno nell'intero bacino del Lago Maggiore (rilevamento dei giorni 3 e 4 Marzo 1981).

giunte dal mescolamento tardo-invernale di ogni singolo anno. Considerata l'elevata significatività della regressione (r = 0,91 e P<0,001) è stato possibile anche operare una ricostruzione delle condizioni di olomissi e/o oligomissi nel Lago Maggiore per gli anni dal 1951 al 1960 per i quali non si possedevano dati limnologici mentre erano disponibili dati meteorologici atti a calcolare il parametro M. Il quadro completo degli eventi di mescolamento parziale o totale succedutisi dal 1951 è rappresentato in Fig. 7. Si può rilevare come in questi anni si siano verificate tre circolazioni complete, rispettivamente nelle stagioni tardo invernali degli anni 1956, 1963 e 1970, con una cadenza esattamente settennale , successivamente interrottasi: come si vedrà meglio in seguito anche nel 1981 si è verificata una piena circolazione ma la sua dinamica ha seguito sviluppi tutto particolari.

La validità del parametro M è stata verificata anche negli altri laghi del distretto sud-alpino anche se le sue dimensioni sono risultate diverse da lago a lago per la diversa incidenza degli elementi meteorologici locali e per le differenti condizioni morfometriche, morfologiche, climatiche ed idrologiche di ciascun bacino (Ambrosetti, Barbanti e Mosello, 1980),

E' risultato altresì evidente come in anni caratterizzati da afflussi elevati di acque meteoriche al lago si possa verificare una ossigenazione dei suoi strati più profondi per effetto dei grandi volumi d'acqua veicolati nella conca dai tributari che possono inserirsi anche in profondità: ne deriva quindi un certo mescolamento delle acque senza un vero e proprio processo di olomissi , inteso quest'ultimo nel senso tradizionale del termine ossia come risultato della turbolenza meccanica innescata dal vento e/o dalle correnti convettive che si instaurano nel lago per il progressivo raffreddamento degli strati superficiali.

Nel corso dell'inverno 1980-1981, in una serie di sopralluoghi sul Lago Maggiore che avevano lo scopo di seguire in dettaglio le fasi di destratificazione termica delle sue acque fino al mescolamento totale o parziale, si sono eseguite misure di temperatura e di chimismo ravvicinate nel tempo e nello spazio. L'esame dei dati raccolti, integrato con quello relativo alle caratteristiche meteorologiche, ha permesso di rilevare, agli inizi di Febbraio, la presenza in lago di una caratteristica struttura a tre strati: in superficie (da 0 a 120 m) l'acqua presentava una concentrazione di O<sub>2</sub> disciolto di 8,5 - 9,0 mg/l; nella zona intermedia (120-200 m) la sua concentrazione era di circa 6,5 mg/1 mentre le masse d'acqua localizzate nella porzione più profonda del lago erano ad alta concentrazione di ossigeno (circa 9 mg/1) con un sensibile incremento rispetto alla situazione che si era registrata nel sopral-



Fig. 10- Schemi dei meccanismi di mescolamento in laghi profondi.

luogo precedente.

Unico elemento meteorologico in grado di rendere conto della mutata situazione è stata la presenza di un vento di provenienza settentrionale, per altro neppure eccessivamente forte, che può aver indotto nelle acque lacustri un circuito di correnti del tipo così dette "a nastro trasportatore" (Smith, 1979) ossia di un circuito orientato all'incirca lungo l'asse del lago con correnti di deriva (che seguono la direzione del vento) in superficie e con correnti di direzione opposta in profondità. Misure effettuate lungo l'intero asse principale del lago (Fig. 9) sembrano confermare una tale ipotesi anche se valutazioni sulle masse d'acqua in gioco e sui tempi necessari al loro trasporto sembrano far pensare alla presenza di più circuiti a minor percorrenza in quanto orientati obliquamente rispetto all'asse del lago.

Nei giorni successivi la turbolenza indotta dal vento e la presenza di moti convettivi legati al raffreddamento delle acque superficiali hanno portato le acque lacustri ad una progressiva omogenizzazione su tutta la colonna: un evento questo che, come si è visto, non si verificava nel Lago Maggiore dal 1970, ma che si è manifestato con una dinamica tutta diversa senza cioè l'intervento, se non nella sua ultima fase, dei processi di convezione che, solitamente, caratterizzano la fase di destratificazione dei laghi.

Benché non sia possibile ridurre entro schemi rigidi fenomeni che spesso interagiscono e che concorrono al medesimo risultato, è opportuno riassumere i meccanismi del mescolamento in un lago profondo seguendo le tre schematizzazioni della Fig. 10.

Mentre in A sono evidenziati i parametri che sono all'origine del processo di destratificazione termica delle acque con conseguente perdita convettiva di calore e possibilità di omogenizzazione delle acque lungo l'intera colonna, in B è stato schematizzato l'intervento esercitato dalle masse d'acqua in entrata al lago attraverso i tributari ed il loro inserimento in livelli preferenziali definiti in base al rapporto di densità fra l'acqua in ingresso e quella già presente nel lago. Lo schema C, infine, mostra il meccanismo "a nastro trasportatore", del tipo che è stato individuato nel Lago Maggiore durante l'inverno 1981, con le conseguenti variazioni nella distribuzione verticale dell'ossigeno disciolto. Si deve sottolineare come questo evento non risulti la conseguenza di eventi meteorologici di portata eccezionale e quindi deve essere considerato il risultato di una serie di condizioni estremamente favorevoli.

Durante lo stesso periodo invernale 1981 anche nei Laghi di Como e di Garda sono state rilevate distribuzioni verticali dell'os-

sigeno disciolto con la caratteristica distribuzione a tre strati, il che sta ad indicare che il fenomeno può essere comune a tutti i bacini profondi quando vi concorrano particolari situazioni limno-meteorologiche. D'altra parte, anche in passato contenuti incrementi di  $O_2$  negli strati più profondi in anni nei quali sicuramente era da escludere una olomissi,erano stati attribuiti a fenomeni idrologici secondo lo schema rappresentato in B (Ambrosetti, Barbanti e Mosello, 1980), mentre ora non possiamo escludere anche l'intervento di una circolazione del tipo "a nastro trasportatore".

Si prospetta pertanto la necessità di definire con maggior precisione i meccanismi di mescolamento anche al di fuori di quelli controllati dai soli moti convettivi, non fosse altro che per il fatto che l'apporto di  $O_2$  alle acque profonde rappresenta un evento di notevole rilevanza per l'equilibrio dell'ecosistema lacustre. Il protrarsi per più anni consecutivi di situazioni idrodinamiche che non prevedano riossigenazioni degli strati profondi, come è avvenuto nel Lago Maggiore dal 1970 al 1981, può portare i livelli più depressi del lago verso condizioni di anossia e conseguentemente verso situazioni meromittiche; tale è il caso del Lago di Lugano (Bacino di Porlezza) che per le sue particolari condizioni morfometriche ed idrometeorologiche non ha la possibilità di godere di alcuno dei meccanismi di mescolamento qui descritti.

#### BIBLIOGRAFIA

- Ambrosetti, W., L. Barbanti e A. Rolla. 1978. Bilanci, flussi e variazioni pluriennali del contenuto calorico nel Lago Maggiore. <u>Mem. Ist. Ital. Idrobiol.</u>, 36: 331-382.
- Ambrosetti, W., L. Barbanti e A. Rolla. 1979. Mescolamento parziale o totale nel Lago Maggiore nell'ultimo trentennio. <u>Mem. Ist. Ital. Idrobiol.</u>, 37: 197-208.
- Ambrosetti, W., L. Barbanti e R. Mosello. 1983. Relazioni tra variabili idrometeorologiche e profondità di mescolamento nei laghi profondi sudalpini. Atti del 4° Congresso A.I.O.L., Chiavari, 1-3 Dicembre 1980: 19,1-11.
- Andarson, E.R. 1954. Energy-budget studies. <u>U.S. Geol. Survey Prof. Papers</u>, No 269: 71-119.
- Smith, I.R. 1979. Hydraulic conditions in isothermal lakes. <u>Fresh-wat. Biol.</u>, 9: 110-145.
- Vollenweider, R.A. 1964. Ueber oligomiktische Verhaltnisse des Lago Maggiore und einiger anderer insubrischer Seen. <u>Mem. Ist. Ital. Idrobiol.</u>, 17: 191-206.

# ARCIPELAGO DELLA MADDALENA. DATI SUL QUADRO SEDIMENTO LOGICO DELLE PARTICELLE SOTTILI E CORRELAZIONI CON LA DISTRIBUZIONE LOCALE DI ALCUNI RADIONUCLIDI

## ANSELMI B., BRONDI A., FERRETTI O., PAPUCCI C.

ENEA - Dipartimento PAS-Divisione Protezione dell'Ambiente

#### **SUMMARY**

In the contest of researches on the italian coastal environment mineralogical and sedimentological investigations have been carried by ENEA on the area of the Arcipelago of the Maddalena.

The study has been made in order to understand the distribution of trace elements and radionuclides already known. In a first campaign the superficial bottom sediments have been examined; with the present work some core sediments collected at higher bathimetrics and in the different geomorphological situations are investigated; mineralogical and granulometrical data are related to some radionuclides distribution.

The results have shown considerable differences in the composition of the sample collected in the same point and also differences in the various parts of the same sample. The different composition and also their attribution to the variations of factors must be carefully estimated.

Some areas have been recognized in which sediments already derive from outcrops of different geological formations. The bay of S. Stefano has been carefully studied this area is characterized by higher levels of radionuclides in comparison to other areas of the Arcipelago. This bay is at a certain exent isolated by the surrounding environment and it is a place of quiet sedimentation in which the radionuclides may be easily captured.

#### INTRODUZIONE

In anni recenti il CNEN ha effettuato uno studio di caratterizzazione generalizzato delle coste italiane dal punto di vista sedimentologico e geomorfologico. Le coste italiane sono risultate costituite da sei tipi morfologici fondamentali. Per ciascun tipo è stato ipotizzato il comportamento prevedibile di eventuali contaminanti terrigeni.

Tali ipotesi necessitavano di verifiche in campo e a tal fine il CNEN ha condotto in questi anni una serie di ricerche ambientali specifiche tendenti ad analizzare il comportamento dei contaminanti nei diversi tipi costieri, verificare l'associazione dei contaminanti con le particelle sottili, controllare la posizione ed il livello dei contaminanti nei diversi ambienti di deposizione.

Le aree costiere campionato sono state: il Golfo della Spezia, il litorale di Latina e il Golfo di Gaeta; tali zone presentano ben caratterizzate situazioni morfologiche. In ognuna di esse si è cercato di riconoscere l'influenza esercitata dai fattori morfologici, sedimentologici e mineralogici sul comportamento di alcuni contaminanti, in questi casi radionuclidi.

Dati precedentemente ottenuti dallo studio della distribuzione di alcuni radionuclidi (<sup>137</sup>Cs e <sup>60</sup>Co) nel Golfo di La Spezia, nel litorale di Latina e nel Golfo di Gaeta hanno confermato le ipotesi a suo tempo fatte (Brondi e altri 1979) sulle posizioni occupate da contaminanti terrigeni nell'ambiente marino costiero in funzione della situazione sedimentaria locale e della morfologia delle coste. In sintesi le conclusioni raggiunte sono qui riportate:

- la distribuzione dei contaminanti è strettamente legata a quella dei sedimenti sottili;

- i massimi livelli di concentrazione corrispondono al primo fronte deposizionale delle particelle sottili;
- le posizioni dei massimi di concentrazione rispetto alla costa sono funzione della situazione morfologica;
- la conoscenza della situazione o almeno l'inquadramento sedimentologico previsionale, consentono di programmare razionalmente gli interventi successivi e limitare la raccolta ai campioni più significativi.

Nell'ambito delle ricerche nelle zone costiere con dotte dal CNEN al fine di contribuire al riconoscimento dei caratteri geomorfologici delle coste italiane, sono state effettuate anche indagini sulle spiagge e sui sedimenti della piattaforma dell'Arcipelago della Maddalena (Brondi A., Ferretti O., Anselmi B., Rabottino L., 1978).

Una prima fase di ricerca ha individuato, attraverso i contenuti in minerali pesanti considerati in funzione di traccianti, la distribuzione e il senso di dispersione dei sedimenti superficiali; un' interpretazione dei dati granulometrici, ha fornito indicazioni sugli ambienti di sedimentazione e sui livelli energetici presenti nell'arcipelago.

Nelle figure 1a e 1b sono riassunti i risultati ottenuti. A causa della conformazione tipicamente a rias delle coste, l'arcipelago presenta una modesta dispersione dei sedimenti; i minerali pesanti non presentano scie di dispersione e sono confinati nelle rientranze costiere sulle quali gravitano le formazioni litologiche dalle quali traggono origine; le diverse associazioni mineralogiche caratterizzano essenzialmente tre aree: una con minerali strettamente granitici, la seconda legata agli affioramenti filoniani e la terza influenzata dagli apporti delle formazioni metamorfiche (fig. 1a).

Le analisi granulometriche hanno evidenziato, attraverso l'esame dei parametri granulometrici Mz, Sk, So, Kg, due saree caratterizzate da differenti livelli energetici (fig. 1b).

In questa seconda fase di studio sono presi in considerazione i campioni di sedimenti prelevati a profondità maggiori; in particolare vengono prese in esame le frazioni argillose, che sono le più importanti per la loro capacità di catturare gli elementi in tracce o i radionuclidi in circolazione. I risultati mineralogici e granulometrici sono qui messi a confronto con i dati di distribuzione di alcuni radionuclidi (<sup>144</sup>Ce e <sup>137</sup>Cs)

## CENNI GEOLOGICI E MORFOLOGICI

Per quanto riguarda questo aspetto si rimanda al lavoro precedentemente citato (Brondi et al. 1978). Si riassume qui brevemente la situazione litologica utile



Fig. 1 - Sintesi dei risultati della prima fase di ricerca. sopra) Dati granulometrici sotto) dati mineralogici

all'inquadramento dei dati rilevati.

L'intero arcipelago è un lembo del massiccio cristallino paleozoico sardo-corso; è costituito da formazioni granitiche di differenti facies, accompagnate da un complesso filoniano assai vario; sono presenti limitati affioramenti scistosi. Conformemente alla sostanziale uniformità litologica, l'arcipelago presenta una notevole omogeneità dei tipi morfologici presenti.

L' articolazione costiera è conseguente all'ingresso ne marina in un paesaggio caratterizzato da rilievi piuttosto aspri separati da marcate incisioni fluviali. La costa è alta e solo al fondo delle piccole baie si sviluppano spiagge modeste. I rilievi sono intensamente modellati dall'erosione eolica.

Da un punto di vista puramente morfologico nell'arcipelago si possono distinguere:

- 1 ) Una componente con caratteri di canale tra la Sardegna e il complesso costituito dalle isole di Spargi, Maddalena, S. Stefano e Caprera, sede di correnti attive direzionate.
- 2) Un gruppo di baie rappresentate da NW a SE dalla baia compresa fra la Maddalena e l'Isola di S.Stefano, la rada di S.Stefano e la baia del Porco. Nella parte meridionale sono presenti il Golfo di Saline e la baia di Arzachena. Tali baie sono presumibilmente sede di lente circolazioni con tendenza al vortice.

# CAMPIONAMENTO E METODI D'ANALISI

II campionamento è stato compiuto durante una serie di crociere effettuate con la motonave "Odalisca", condotte negli anni 1977-1978 dal Laboratorio Ambiente Marino di Fiascherino del CNEN, ora ENEA (Tab. 1). Il campionamento ha interessato 1'intero arcipelago ed è stato eseguito considerando le diverse situazioni morfologiche (canali e baie) e sedimentologiche (aree a diversi livelli di energia); presenti. Campionamento di maggior dettaglio è stato effettuato nella rada di S. Stefano, oggetto di altre campagne radiometriche (1978-1980),

I campioni per le analisi mineralogiche e sedimentologiche sono stati raccolti mediante carotiere indisturbate tipo Reinek; per ciascuna stazione sono stati eseguiti tre prelevamenti; ciascuna carota è stata suddivisa in tre parti: superiore 0+2 cm; media 2+4 cm, infe-

# TABELLA I

tazioni di prelievo	Località	Batimetria	
1	Rada S.Stefano Nord	15	
2	н н н	13	
3	" " Sud	13	
4	Canale fra Spargi e	200 - 0	
	Maddalena	45	
7	Golfo di Arzachena	17	
8	a nord Maddalena	90	
10	a est Maddalena	8	
11	Rada S.Stefano Nord	40	
<u>Campioni an</u> Nº 6 Stazio " 3 "	alisi radiometriche ni di prelievo nella Rada :	5.Stefano Nor "Sud	
10 3 D	Area riferimento estern	a all'arcipela	
MAD. 10			

Tab. I - Campionamento



TABELLA II

Stazione	Sabbia gro <u>s</u> solana % 0.25 mm	Sabbia media % 0.25-0.063 mm	Limo e argil- la < 0.063 mm	
		1.20		
I I	59.24	38.59	3.10	
2	66.85	29.14	5.00	
3	77.40	26.46	1.14	
4	63.98	35.60	0.42	
7 61.51		38.25	0.24	
8	97.10	2.20	0.70	
10	41.54	56.30	2.16	
11	69.10	31.06	0.84	

Tab. II-Risultati granulometrici

## TABELLA III

Stazione	Quarzo %	K feldsp. %	Na feldsp. %	Calcite %
1	10	10	7	10
2	10	11	8	7
3	8	6	7	5
4	11	5	6	5
7	5	2	2	5
8	10	5	5	5
10	6	5	5	5
11	15	6	6	5

Tab. III - Composizione mineralogica dei componenti detritici inorganici

riore < 4 cm; la ripetizione del campionamento è stata effettuata per definire la rappresentatività dei singoli campioni e per valutare correttamente l'influenza delle variazioni litologiche o di ambiente sulla composizione mineralogica dei sedimenti.

I campioni per la determinazione dei radionuclidi ( $^{144}$ Ce e  $^{137}$ Cs) sono stati prelevati all'interno della baia di S.Stefano e in una zona di riferimento esterna tra l'isola di Spargi e la Maddalena mediante draga; le determinazioni sono state quindi effettuate su un campione integrato (fig. 4).

E' stata determinata la composizione mineralogica fondamentale per via diffrattometrica (% quarzo, % K feldspato, % Na feldspato e % calcite), esami macroscopici sono stati diretti alla determinazione della sostanza organica, di resti di alghe e frammenti di conchiglie presenti nella frazione sabbiosa dei campioni. E' stata determinata la composizione mineralogica della frazione argillosa.(% smectite, % clorito, % illite e % caolinite). Sono state infine eseguite analisi granulometriche sulla frazione <2  $\mu$ m, mediante stacciatura ad intervalli di 1/2  $\Phi$ ; le frazioni inferiori a 63  $\mu$ m sono state analizzate con il sedigrafo 5000 della Micromeritics.

#### Risultati

In base ai caratteri macroscopici sono stati distinti tre tipi di campioni: 1) quello prelevato alla stazione 8, esterna all'arcipelago, caratterizzato da abbondanza di grossi frammenti di conchiglie, colore bianco, corrispondente ad ambienti di sedimentazione con ossidazione spinta e livelli energetici elevati; 2) quelli prelevati nella rada di S. Stefano, caratterizzati da colorazione grigia, da attribuirsi alla presenza di sostanza organica e di frazione argillosa, presenza di alghe e conchiglie, corrispondente ad ambiente di sedimentazione tendenzialmente riducente e con livelli energetici poco elevati; 3) quelli con caratteri intermedi fra i primi due tipi, appartenenti a zone interne allo arcipelago, con carattere di canale, al di fuori della rada di S. Stefano.

Dall'esame della Tabella II e della figura 2, riportanti i risultati granulometrici, si può osservare quan-



CAPRERA

D١

Fig. 5 – Confronto tra distribuzione del  $^{137}$ CS e dati mineralogici
TABELLA IV

1			
1			
$\begin{array}{cccccccccccccccccccccccccccccccccccc$	 P  10	55 55 60 40 45  40 50	45 45 40 30 40  40 50

Tab. IV - Composizione mineralogica della frazione argillosa

I valori sono mediati dalle analisi di tre campioni superficiali per ciascuna stazione di prelevamento.

Le analisi ripetute delle frazioni argillose dei tre campioni hanno dato risultati molto simili.

to segue:

- i campioni presentano granulometrie piuttosto omogenee tranne il campione 8 che risulta decisamente più grossolano;

- la frazione argillosa è sempre molto scarsa (5%); la frazione sabbiosa grossolana, costituita essenzialmente da frammenti di conchiglie, assomma al 60-70%. Il campione 8 presenta il 97% di sabbia grossolana. Per quanto riguarda le analisi mineralogiche sono state prese in esame tre porzioni, parte alta superficiale, media e inferiore, di ciascuno dei tre campioni prelevati alla stessa stazione, in totale sono stati esaminati nove campioni per la stessa stazione di prelevamento.

Dall'esame della figura 3 e della tabella III, riportanti le composizioni mineralogiche medie fondamentali per ciascuna stazione di campionamento, si deduce che : i sedimenti della rada di S. Stefano hanno contenuti più elevati in minerali detritici; contenuti medi o minimi si rinvengono nei campioni esterni all'arcipelago.

Nella figura 4 e nella tabella IV sono riportate le composizioni percentuali della frazione argillosa ( $<2 \mu m$ ).

Dall'esame della figura e della tabella si osserva quanto segue:

- i sedimenti della rada di S. Stefano sono costituiti essenzialmente da illite e caolinite;

- i sedimenti più esterni (stazioni 4 e 7) oltre che illite e caolinite presentano un elevato contenuto in minerali smectitici e tipo interstratificati;

- i sedimenti esterni all'arcipelago non hanno un contenuto determinabile in minerali argillosi (stazione 8);

- i minerali cloritici, presenti in alcuni campioni, possono essere spiegati con la presenza di numerosi filoni basici sparsi in tutto l'arcipelago. Nella tabella V sono riportati i dati delle determinazioni di <sup>144</sup>Ce e <sup>137</sup>Cs. Le misure sono state ripetute quattro volte nello stesso anno. Nella tabella è riportato il valore medio per anno; i valori a piè di colonna sono quelli medi generali.

Sono messe a confronto le aree della rada di S. Stefano (distinta in parte settentrionale e meridionale) con un'area di riferimento esterna.

TABELLA	۷
---------	---

Anno	S.Stefano Nord	S.Stefano Sud	area rif. est.	S.Stefano Nord	S.Stefano Sud	area rif. est.
1972		640		70	110	
1973	120			100		
1974	120	70		80	30	***
1975	94	110	30	75	100	9
1976	275	50		69	54	11
1977	90	139	98	91	72	28
1978	580	500	240	197	170	130
1979	548	475	200	142	100	33
1980	260	210		165	106	33
valore medio	260	274	142	110	92	40

Dati mediati dai valori per Ce e Cs riportati in Papucci e altri. Salsomaggiore Congresso SITE 1981 (p. Ci/kg peso secco) Sono state effettuate 4 determinazioni per ciascun anno.

Tab. V - Distribuzione <sup>144</sup>Ce e <sup>137</sup>Cs

TA	BEL	LA	٧î
	DCL	L'U	

	S.Stefano Nord	S.Stefano Sud	Area riferimento	
137 Cs Granulometria	110 sottile	92 sottile	40 grossolana	

Tab. VI - Confronto dei dati sedimentologici e radiometrici

Dall'esame della tabella si può notare quanto segue:

- negli anni 1978-79 si registra un aumento nei livelli sia del <sup>144</sup>Ce e <sup>137</sup>Cs in tutto l'arcipelago; tale aumento è attribuibile, essendo i due radionuclidi dovuti a fallout, ad esplosioni nucleari. La permanenza nell'ambiente dei due radionuclidi è tuttavia differente in quanto il <sup>144</sup>Ce ha dei tempi di decadimento molto più brevi rispetto a quelli del <sup>137</sup>Cs e comportamento chimico-fisico diverso;

- i livelli in radionuclidi dell'area di riferimento sono sempre inferiori a quelli presenti nella rada di S.Stefano.

Nella tabella VI e nella figura 5 sono confrontati, per l'area della rada di S. Stefano e l'area di riferimento, la distribuzione del <sup>137</sup>Cs, i valori delle dimensioni medie (media di diversi valori per la rada di S.Stefano) e i livelli energetici ambientali. I valori del <sup>137</sup>Cs riportati in figura sono il risultato di una media dei campioni prelevati nelle singole aree.

#### Considerazioni conclusive

Le formazioni rocciose emerse alimentano con sedimenti grossolani le parti sottomarine dell'arcipelago. Tali formazioni producono solo una scarsissima quantità di frazione sottile. E' pertanto da ritenere che buona parte della scarsa percentuale di frazione sottile nei sedimenti marini provenga dall'accumulo di detriti organici.

L'esistenza di prominenze morfologiche accentuate delimitanti le baie maggiori e minori determinano l'immobilizzazione dei minerali ad alto peso specifico nelle zone più prossime alle rocce madri di tali minerali, cioè nelle parti più interne di baie

Tale confinamento attesta la mancanza di moti di deriva litoranea dei minerali fra le baie confinanti, che rappresentano quindi sistemi isolati.

La presenza dei soli minerali argillosi di tipo continentale, caolino e illite, nella baia di S. Stefano e la contemporanea presenza di minerali argillosi più tipici degli ambienti marini, come smectite e interstraificati nelle zone di canale indicano un contributo sedimentario sottile solo locale nella baia di S.Stefano. La zona di canale è invece aperta ad apporti di prodotti maggiormente elaborati provenienti dall'isola princi-

pale. In altre parole gli scambi fra la rada di S.Stefano e le zone di canale sono molto ridotti.

Da quanto detto e dall'esame dei risultati si ricavano le seguenti considerazioni :

- il campione prelevato nell'area di riferimento esterna corrisponde a un ambiente di sedimentazione caratterizzato da elevati livelli energetici e da ossidazione spinta. La granulometria di tale campione è piuttosto grossolana; il sedimento presenta quindi elevata permeabilità e capacità illimitata di transito di acque e del loro contenuto in elementi in tracce, con scarse possibilità di fissaggio;

- i campioni della rada di S. Stefano indicano ambienti di sedimentazione più tranquilli, con deposizione di sostanza organica; le dimensioni medie sono sottili, la permeabilità è ridotta e la capacità di superficie più elevata; tali caratteri facilitano la cattura di elementi e radionuclidi in tracce;

- i tenori di <sup>137</sup>Cs riscontrati nella rada di S.Stefano più elevati di quelli riscontrati nei sedimenti delle zone di canale e delle parti esterne dell'arcipelago, comprovano i dati e le argomentazioni sopra riportati;

- da un punto di vista strettamente morfologico c'è da rilevare che, per le differenze di batimetria, radionuclidi a sorgente indifferenziata ed omogenea, come nel caso dell'origine da fall-out, vengono ad essere dispersi, per superficie unitaria, in una colonna di acqua più limitata nel caso della rada di S. Stefano rispetto a quanto si verifica nell'area di riferimento esterna. Date inoltre le limitate capacità di scambio fra le acque della rada di S. Stefano, bacino marginale e praticamente chiuso, e le acque esterne, le concentrazioni di <sup>137</sup>Cs tendono ad essere più elevate nelle prime, anche per i contributi di fall-out dalle aree emerse tributarie della baia e per la mancanza o modestia dei processi di diluizione delle acque della baia con acque esterne, sicuramente più povere di <sup>137</sup>Cs.

I campioni della rada di S.Stefano si differenziano pertanto nettamente da quello prelevato nella zona di riferimento esterna e il loro ambiente può essere considerato atto ad elevate capacità di cattura di radionuclidi. L'ambiente del campione della zona esterna presenta condizioni, sotto questo aspetto, antitetiche.

Come considerazione finale la forte dipendenza del comportamento dei radionuclidi, come pure quello di gran parte degli elementi in tracce, dalle condizioni geomorfologiche e sedimentologiche locali, consiglia lo ottenimento preliminare di tali parametri come il mezzo più efficace per una razionale programmazione degli interventi e delle ricerche, così come per una più organica interpretazione dei dati rilevati.

### BIBLIOGRAFIA

- Anselmi B., Benvegnu F., Brondi A., Ferretti O. 1979. <u>Studi sui parametri geologici</u> <u>rilevanti ai fini della contaminazione ambientale del territorio nazionale.</u> CNEN RT: Prot (79) 14.
- Anselmi B., Brondi A., Ferretti O., Benvegnu F. 1979. <u>Tipi geomorfologici delle coste</u> <u>italiane e caratteristiche della contaminazione terrigena.</u> Annali di Radioprotezione.
- Anselmi B., Ferretti O., Papucci C. 1981. <u>Studio preliminare dei sedimenti della</u> piattaforma costiera nella zona della foce del Garigliano. Confronto fra la distribuzione di alcuni radionuclidi e i caratteri granulometrici e mineralogici. Rendiconti della SIMP Congresso Cagliari Vol. 38, fascicolo 1. 1982/83.
- Brondi A., Ferretti O., Anselmi B., Rabottino L. 1978. <u>Arcipelago della Maddalena;</u> studi mineralogici sedimentologici. Boll. Soc. Geol. Ital.
- Brondi A., Anselmi B., Ferretti O., Papucci C. 1980. Foce Verde Latina. <u>Relazione fra</u> <u>distribuzione dei radionuclidi e caratteri mineralogici e sedimentologici dei</u> <u>sedimenti.</u> AIOL IV Convegno Chiavari (in corso di stampa).
- Vardabasso S. e altri 1901. <u>Ricerche sull'arcipelago della Maddalena</u>. Memorie della S.G.I. 25-1-88.
- Zurlini G., Bruschi A., Papucci C., Brondi A. 1980. <u>Proposta di una classificazione</u> <u>biotipologica degli ambienti marini delle coste italiane</u>. CNEN RT: BIO (80) 14.

# TRASFERIMENTO DI INQUINANTI IN MARE: METODOLOGIA PER L'ANALISI MULTIPLA DI BASSE CONCENTRAZIONI DI METALLI PESANTI

# G. APRILESI°, R. CECCHI°, G. GHERMANDI°, G. MAGNONI°°

- ° Istituto di Fisica dell'Università di Modena
- °° Osservatorio Geofisico dell'Università di Modena

#### SUMMARY

Calibrations are made in order to evaluate the errors in PIXE analysis of trace elements in waters, performed using the internal standard method with a target preparation technique based on the filtration after the coprecipitation of the metals as carbamates. Even without special efforts in order to minimize blank values, results for Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Hg, Pb in the 50-1500 ppb range from samples of 15 cc (with 3% NaCl salinity or not) are reported. Percentage errors in the entire range of concentrations are of the order of some percent for all the elements, with the exception of Fe in saline solutions (14,3%). Calibration behaviours and errors from blank subtraction are also reported.

# INTRODUZIONE

E' nota l'importanza assunta dal problema dello scarico in mare di inquinanti e dal loro accumularsi con conseguenze critiche per l'equilibrio naturale e comunque di difficile inversione per la vastità degli interventi necessari dato il generalizzato scadimento di qualità ed i tempi certo non brevi di un'azione di ripristino.

D'altra parte le dimensioni quantitative del problema possono anche scoraggiare chi voglia in qualche modo porre sotto controllo i più significativi parametri dell'apporto di contaminazione all'ambiente marino, le cui sorgenti più evidenti sono certamente le immissioni dai fiumi, oltre che l'interscambio con l'atmosfera (piogge, cessione di aerosoli); ogni tipo di analisi, anche parziale, per tentare di supportare un modello che fornisca la quantità e la diffusione degli inquinanti immessi nel mare appare dispendioso in tempo, a scarso contenuto di informazione, e rischia di frazionare le già esigue risorse dei ricercatori.

Ci siamo perciò chiesti se era possibile sviluppare un metodo analitico che, seppure nel settore già limitato degli elementi metallici medio-pesanti trasferiti per via idrica al mare, potesse risultare:

- a contenuto di informazione soddisfacente

- di accettabile precisione e sensibilità (anche in relazione ai dispositivi di legge)

- altamente automatizzabile.

Nel seguito riferiremo sui primi risultati ottenuti mediante l'uso di tecnologie nucleari, premettendo che la ricerca in questione è ancora suscettibile di ulteriori sviluppi e che lo stato dell'arte vuole solo dare una prima idea della potenzialità metodologica.

# ANALISI PIXE (PROTON INDUCED X-RAY EMISSION)

Tralasciamo per ora il problema di come trattare il campione del quale vogliamo conoscere il contenuto in elementi medio-pesanti. E' evidente che si dovranno seguire strategie diverse a seconda che si sia interessati a metalli disciolti in acqua dolce o salina (come nel nostro caso) ovvero aggregati al particellato atmosferico, oppure inglobati in limi etc.

Supponiamo di avere in qualche modo raccolto gli elementi metallici presenti nel campione su di un supporto sottile e non contenente gli elementi stessi (ad es. un filtro di policarbonato). Bombardando tale bersaglio con protoni di energia pari a qualche MeV, essi ionizzano le orbite elettroniche più interne degli atomi che si diseccitano emettendo raggi X di tipo K od L la cui energia è correlata al tipo di atomo emettitore (X caratteristici) con un processo schematizzato in Fig. 1. Tali fotoni X costituiscono il segnale di misura; analizzati in energia con un opportuno rivelatore (ad es. del tipo Si-Li) denunciano la presenza nel campione degli atomi che li hanno emessi e, per un dato elemento, il loro numero N raccolto in un dato tempo di misura è direttamente proporzionale alla quantità di detto elemento nel campione, pur dipendendo anche da altri fattori non sempre facilmente conoscibili (efficienza del rivelatore a quella energia, autoassorbimento nel campione, assorbimento nei materiali interposti tra campione e rivelatore, etc.). Contemporaneamente all'emissione X caratteristica, si produce anche uno spettro continuo dovuto al frenamento dei protoni e degli elettroni secondari nel bersaglio; tale spettro, riportato in Fig. 2, costituisce il rumore di misura, ed il rapporto segnale-rumore deciderà della sensibilità ottenibile; in questo ambito l'uso di protoni è vantaggioso rispetto ai fasci di elettroni per una considerevolmente minore emissione di radiazione di fondo. Caratteristica tipica delle analisi PIXE è di avere una sensibilità quasi costante nell'intervallo di numero atomico 15≤Z≤90 grazie all'uso di emissioni di tipo K per gli elementi 15≤Z≤45 e di tipo L nello intervallo 45≤Z≤90; tale sensibilità si aggira tipicamente intorno a 1 p.p.m. se non si possono usare



Fig. 1 -Schema di emissione di fotoni X per diseccitazione atomica conseguente ad ionizzazione profonda da parte di uno ione accelerato.



Fig. 2 - Radiazione X continua generata per frenamento da protoni ed elettroni secondari (caso di un bersaglio di grafite pura).

tecniche di pre-concentrazione. Quando il campione da analizzare è tale che si possa facilmente aggiungere una concentrazione nota Cs di un elemento S (standard interno) che non interferisca con gli elementi incogniti, si ha la possibilità di una taratura del metodo per ogni elemento di interesse; preparando diversi campioni a varie concentrazioni note C di quest'ultimo, si può ricavare il fattore di taratura K in modo che sia

$$C = K \frac{N}{Ns} Cs$$

dove N, Ns sono il numero di fotoni X caratteristici dell'elemento e dello standard raccolti durante una misura PIXE. Questo procedimento consente di evitare le difficoltà insite in una misura assoluta, quali le già citate incertezze nei fenomeni di autoassorbimento e di assorbimento. Questa tecnica di analisi ha suscitato negli ultimi anni un interesse sempre crescente, come riportato da Johansson e Johansson (1976), anche per il contemporaneo sviluppo dei rivelatori X con risoluzioni via via migliori (attualmente 160 ev a 6 Kev per un rivelatore Si-Li), nonché per la capacità di analizzare contemporaneamente e velocemente molti elementi, a fronte di una sempre crescente richiesta di procedure a largo contenuto di informazione per controlli di inquinamento. Trova anche impiego in altre discipline, quali quelle biologiche (analisi di elementi in sieri, tessuti, capelli, etc.), archeologiche, criminologiche ed altre ancora, grazie anche al fatto di essere un'indagine non distruttiva, per cui il bersaglio resta disponibile per ulteriori esami. Il nostro lavoro nel settore ha riguardato, oltre ad un'ottimizzazione dell'apparato sperimentale ed alla elaborazione di programmi per il calcolo automatico dei risultati, la messa a punto di un metodo per la preparazione di bersagli che consentisse l'analisi in contemporanea di più metalli originariamente disciolti in acque naturali (dolci o saline), con contemporanea stima dell'errore di misura, avendo come finalità che la procedura in questione fosse semplice, rapida e sufficientemente sensibile: il carattere multielementale di

questo tipo di analisi naturalmente non esclude che per particolari metalli si possano seguire metodi specifici di estrazione dal liquido, peraltro perdendo la pluralità di informazione suddetta.

#### PREPARAZIONE DI BERSAGLI DA CAMPIONI LIQUIDI

Il metodo da noi prescelto è descritto da Luke (1968) e consiste nell'estrarre e coprecipitare dalla fase liquida più metalli contemporaneamente aggiungendo ad un dato volume di campione (tipicamente 15 cc) 100 µgr di Palladio (coprecipitante ed anche standard interno) e, a PH 9, 1 cc di soluzione satura di Na-dietilditiocarbammato; si raccoglie poi il precipitato per filtrazione in depressione su filtri Nuclepore di porosità 0,8 µ (nel nostro dispositivo si effettuano fino a 8 diversi filtraggi contemporaneamente) ottenendo un deposito uniforme di circa 1 cm di diametro. Non è stato ancora effettuato un rigoroso sforzo per la minimizzazione dei valori di bianco (ad esempio uso di glowe-box e di reagenti superpuri); ciò si riflette in fluttuazioni ancora non trascurabili tra i bianchi (dal p.p.b. alla diecina di p.p.b.), ma ciò si giustifica con il preliminare interesse di valutare innanzitutto il grado di linearità di risposta del metodo in funzione della concentrazione. L'efficienza di filtraggio è stata valutata con il metodo dei due filtri in serie e conseguente analisi dei due campioni così ottenuti; ne risulta per i vari elementi di interesse una raccolta sempre superiore al 99%. Questo metodo, a detta dell'Autore, dovrebbe poter estrarre contemporaneamente circa 30 elementi (dei quali però diversi in modo solo semi-quantitativo), mentre per altri sarebbe necessario operare in ambiente acido (pH 4). Le prove sin qui effettuate a partire da soluzioni preparate mediante standards per Assorbimento Atomico della C. Erba hanno dato risultati positivi per Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Hg, Pb, mentre per estensioni ad altri elementi il lavoro è ancora in corso. Un'altra caratteristica vantaggiosa è che la preparazione descritta non precipita elementi, quali Ca, K, Na, etc., abbondanti nelle acque naturali e per certi aspetti di scarso interesse, i quali aumenterebbero inutilmente la frequenza dei fotoni X inviati al rivelatore con conseguente perdita di risoluzione e scadimento della qualità della misura. Infine questo metodo realizza una notevole preconcentrazione del campione che porta i limiti di sensibilità alle parti per miliardo (ancora migliorabili con aumento del volume di campione d'acqua trattato); essa risulta rapida e si completa in circa 10-15 minuti per 8 campioni. I bersagli così ottenuti vengono montati in telaietti per diapositive ed esposti ad un fascio di protoni (intensità di corrente dell'ordine di qualche diecina di nA ) il cui diametro è 1,3 cm, in modo da bombardare l'intero deposito. La sottigliezza del filtro di supporto (10  $\mu$  di spessore) minimizza l'emissione di fondo X di frenamento, ed una tipica misura (20  $\mu$ Coulomb di carica raccolti sul bersaglio) comporta un tempo di circa 10 minuti. In Fig. 3 viene mostrato un tipico spettro PIXE.

# TARATURE ED ERRORI SPERIMENTALI

Le tarature sperimentali sono state effettuate analizzando soluzioni con 6 diverse concentrazioni (50, 100, 250, 500, 1000 e 1500  $\mu$ g/1) per ciascuno dei metalli precedentemente indicati, sempre addizionate con la stessa quantità di Pd (6666,6  $\mu$ g/1), onde ricavare i vari fattori K di conversione tra Pd e l'elemento in esame. Tale range di concentrazioni è stato preliminarmente scelto sulla base della legge Merli per lo scarico in corsi d'acqua.

L'errore di misura è dovuto sia alle incertezze sperimentali che all'involontaria immissione nei campioni di tracce spurie da parte dei reagenti chimici adoperati; naturalmente si possono effettuare un certo numero di misure in bianco, ma la sottrazione di tali contributi indesiderati comporterà l'introduzione di un ulteriore errore dovuto alle fluttuazioni nei bianchi stessi. Supposto che l'errore sia del tipo

$$\sigma = \alpha + \beta \bullet C$$

ove  $\beta$  è l'errore percentuale e C la concentrazione misurata, si determina  $\alpha$  dai bianchi, per poi imporre che

$$\sum_{i=1}^{n} i \left(\frac{\Delta Ci}{\alpha + \beta \bullet Ci}\right)^2 \qquad (n: n^{\circ} \text{ di misure a varie concentrazioni})$$



Fig. 3 - Esempio di misura PIXE da quale risulta evidente il carattere multielementale dell'analisi. Si notino le molteplici emissioni ottenute da uno stesso elemento.Pd e S sono aggiunti al campione (15 cc di acqua di fiume) dal metodo di preparazione del bersaglio.



Fig. 4 - Calibrazione Pb-Pd ottenuta da sei diverse concentrazioni note di Pb disciolto in acqua distillata.

sia minimo in K e che nel punto di minimo valga n - 1.

Trattandosi di equazioni non lineari viene usato un procedimento iterativo che converge velocemente fornendo l'errore percentuale  $\beta$  e il fattore di conversione K tra l'elemento ed il tarante, come dettagliatamente esposto da Aprilesi, Cecchi, Ghermandi, Magnoni (1981).

Le tarature ed il calcolo dell'errore sono stati effettuati per i sette metalli più volte citati sia a partire da soluzioni in acqua distillata che da soluzioni saline (NaCl al 3%).

In Tab. I sono riportati i valori ottenuti per  $\alpha$ ,  $\beta$ , K e per  $\alpha$ <sub>s</sub>,  $\beta$ <sub>s</sub>, K<sub>s</sub> (soluzioni saline).

Come si vede, gli errori percentuali sono in genere molto contenuti (salvo il caso di Fe in soluzione salina), ed i fattori K sono ben riprodotti nei due casi; solo il Mn non ha portato a risultati soddisfacenti nel caso di co-presenza di NaCl, per motivi attualmente in corso di indagine.

Le Figg. 4 e 5 mostrano, a titolo di esempio, il fit di taratura per Pb ed Hg, quest'ultimo da soluzione salina.

Per quanto attiene all'automatizzazione nella valutazione dei risultati sperimentali, è stato messo a punto un programma gestibile da un minicalcolatore per individuare i picchi X e risolvere gli eventuali picchi doppi, calcolarne estremi, baricentro e rumore di fondo, identificare gli elementi che li hanno emessi, valutare l'area dei picchi al netto di contributi spuri e del fondo di frenamento mediante confronto con un certo numero di analisi in bianco, fino a fornire, per gli elementi già tarati, concentrazione ed errore di misura (in p.p.b.).

In pratica, mentre si sta accumulando lo spettro X di un bersaglio, si può già ottenere il risultato della analisi del campione precedente con una procedura quasi in tempo reale; altri automatismi, se desiderati, sarebbero facilmente realizzabili anche per l'apparato sperimentale (cambio automatico dei bersagli, controllo dei parametri del fascio di protoni, etc.).

#### APPLICAZIONI E CONCLUSIONI

Al di là del lavoro metodologico fin qui esposto, il procedimento PIXE è già stato usato per un'indagine sulle acque della Pianura Padana, come riferito da Cec-



Fig. 5 - Calibrazione Hg-Pd ottenuta da sei diverse concentrazioni note di Hg in soluzione salina (3% di NaCl).



Fig. 6 - Analisi dei metalli disciolti in 15 cc di acqua piovana.

¥ د	-	0 .00555	8 00.83	3 .00857	1 .01260	.3 .08571	6 .11460
×	77 60.	.0059	6600*	-0085	.0 123	.0875	.1106
∕∂s (%)		14.38	2.18	6.45	1.34	3.41	0.16
(%) &	3.32	0.36	4.82	2.93	1.23	2.35	0.66
(dqpb)	I	7.2	8.4	4.	.4	2 <b>.2</b>	10.8
(dqq) 🏷	13.7	11.7	14.9	3.6	1,2	8.6	13.3
	Mn	Ee .	°C	Ż	СЦ	Нg	٩ ط

Tab. I - Errori da sottrazione di blanks (α, α<sub>s</sub>), errori percentuali medi (β, β<sub>s</sub>) nel range 50-1500 p.p.b., coefficienti di taratura (K, K<sub>s</sub>) per soluzioni saline (α<sub>s</sub>, β<sub>s</sub>, K<sub>s</sub>) e non (α, β, K).

chi, Ghermandi, Menziani (1981), mentre attualmente viene impiegato per cercare di valutare le concentrazioni di metalli sversate da effluenti in corpi idrici di qualche interesse, quale la laguna di Venezia. A titolo di esempio nella già citata Fig. 3 è riportato lo spettro X ottenuto da 15 cc di acqua di fiume analizzata in totale, con elencati gli elementi individuati e per alcuni la concentrazione; dati di questo tipo possono essere correlati con altre grandezze alla foce per stimare l'ammontare medio di metalli immessi in laguna.

Un altro esempio di applicazione (Fig. 6) è l'analisi dei metalli presenti in un campione di pioggia; anche in questo caso studi più approfonditi possono legare i risultati alla circolazione atmosferica degli inquinanti ed all'interscambio aria-mare (per inciso, una applicazione semplice per quanto riguarda la preparazione del bersaglio è quella di raccogliere, per semplice filtrazione, il particellato atmosferico e valutarne la composizione elementale )

A conclusione di quanto fin qui esposto ci sembra di poter sostenere che l'analisi PIXE abbia i requisiti desiderati di rapidità, precisione, automatizzazione, abbondanza di informazione, e che pertanto possa essere utilmente impiegata non solo per il controllo della polluzione, ma anche nella messa a punto (mediante dati sperimentali) dei modelli di previsione dell'inquinamento idrico, sia per quanto concerne gli apporti e la loro diffusione, che per valutare tempi di residenza e modalità di sedimentazione. Infatti, per quest'ultimo caso, sembra possibile poter valutare il contenuto in metalli di un sedimento, quando questo venga opportunamente disciolto e portato in soluzione acquosa.

### **BIBLIOGRAFIA**

Aprilesi, G., R. Cecchi, G. Ghermandi and G. Magnoni. 1981. Stima dell'errore in misure idrogeologiche PIXE di elementi metallici. <u>Atti Soc. Nat e Mat. di Modena</u>. 112: 95-102.

- Cecchi, R., G. Ghermandi and M. Menziani. 1981. Microelementi nelle acque naturali della Pianura Padana con fluorescenza X indotta da protoni accelerati. <u>Geologia Tecnica</u>, 1 : 47-51.
- Johansson, S.A.E. and T.B. Johansson. 1976. Analytical application of particle induced X-ray emission. <u>Nucl. Instr. and Meth.</u>, 137: 473-516.
- Luke, C.L. 1968. Determination of trace elements in inorganic and organic material by X-ray fluorescence spectrometry. <u>Anal. Chim. Acta</u>, 41: 237-250.

# FOSSA OCCIDENTALE DI POMO: LE CONDIZIONI IDROLOGICHE NELL'INVERNO DEL 1981.

# A. ARTEGIANI

CNR - Istituto Ricerche sulla Pesca Marittima, Ancona.

# SUMMARY

The hydrological conditions of the western part of the mesoadriatic pit and of the see area from Falconara to Pescara in March and April 1981 are described.

It is evident the presence of a .dense water mass, originated in the Northern Adriatic basin along the italian coasts distributed around the isobathe of 75 m.

This mass of water goes down in the western side of the mesoadriatic pit starting, approximatly, from Giulianova.

The exceptional low temperature at this mass of water is related to the rigours of the winter season 1980-81.

# INTRODUZIONE

L'Adriatico e un mare poco profondo, circa un terzo della sua estensione ha una profondità inferiore a 100 metri; è inoltre il bacino più continentale del Mediterraneo, compreso strettamente tra l'Italia e la Jugoslavia. Di conseguenza i parametri fisici delle sue acque sono fortemente influenzati dalle condizioni meteorologiche.

E' da tempo, infatti, che in questo bacino si è individuato uno dei siti di formazione invernale delle acque ad alta densità che contribuiscono alla formazione delle acque profonde del Mediterraneo (Pollak, 1951; Zore Armanda, 1963; Plakhin, 1971; Franco, et al.,1980). Tuttavia il meccanismo di formazione di queste acque dense e la loro dinamica di propagazione non sono ancora ben conosciuti.

L'importanza, ai fini della biologia marina e della pesca, di una profonda conoscenza delle caratteristiche delle masse d'acqua e dei loro spostamenti, e ovviamente fuori discussione. Esiste uno stretto legame tra la dinamica di queste masse d'acqua e la vita biologica marina. Si pensi, per esempio, al trasporto a cui vanno soggette le uova e le larve sia delle specie pelagiche che di quelle bentoniche.

E' appunto in relazione all'importanza dell'Adriatico centrale ed in particolare della Fossa di Pomo, ai fini della pesca a strascico, che dal 1977 si è incominciato a fare delle stazioni idrologiche al centro della depressione occidentale di tale fossa per studiare la evoluzione delle masse d'acqua che la interessano. La Fossa di Pomo è infatti una delle zone di riproduzione del merluzzo ed è inoltre un'area ad elevata densità degli scampi. Nell'Aprile 1981 si è, invece, estesa l'indagine a tutta la fascia di mare fra Falconara e Pescara fino a circa la "middle-line". E' su questa campagna di misure e sul campionamento di marzo dello stesso anno che qui si riferisce.

# MATERIALI E METODI

Dai primi di marzo 1981 a metà aprile dello stesso anno sono state eseguite due campagne di misure nella zona della Fossa Occidentale di Pomo e nell'area di mare fra Falconara e Pescara (Fig.l)



Fig.l - Distribuzione delle stazioni durante le campagne di misura.



Fig. 2 - Distribuzione della temperatura, salinità e della densità rispettivamente sulla sezione trasversale di Pescara (a, b, c) e su quella longitudinale della depressione occidentale di Pomo (d, e ,f) il 7-8 Marzo 1981.

Sono state eseguite complessivamente 49 Stazioni idrologiche sia con calate di CTD che con bottiglie, di campionamento-per il prelievo, alle quote standard, dei campioni d'acqua per la determinazione dell'ossigeno disciolto. Quest'ultimo è stato determinato con il metodo di Winkler. I dati forniti dal CTD venivano registrati su nastro magnetico mediante registratore ad alta fedeltà e successivamente, in laboratorio, elaborati ed acquisiti in calcolatore. Per il calcolo della salinità "in situ" si e usata la formula consigliata dall'UNESCO (R.A.Cox, e al. 1967), così pure per il calcolo della densità (R.A.Cox, et al. 1970).

Per il calcolo della saturazione si è partiti dai dati di solubilità dell'ossigeno secondo Weiss (1970).

### RISULTATI

Le misure eseguite durante il primo campionamento (7-8 Marzo 1981) sono sintetizzate nella Fig. 2.

Le caratteristiche oceanografiche generali in questo primo periodo sono invernali. Si ha infatti una omogeneità sia termica che salina dalla superficie al fondo, specialmente nella parte Nord-Ovest della Fossa; le acque fluviali sono mescolate e confinate nella zona costiera, più precisamente nelle prime 4-5 miglia dalla costa. Nella zona centrale della Fossa invece l'omogeneità si estende solo fino alla profondità di 200 metri. Non si riscontra, quindi, quel rimescolamento di tutta la colonna d'acqua dovuto alla convezione verticale di cui parla Plakhin. Sulla sezione di Pescara è bene evidente, sul fondo, la presenza di una massa d'acqua più fredda e meno salata (T=9,57°C, S = =38.42 %) che si differenzia nettamente sia dalla sovrastante massa d'acqua, più calda e più salata (T=11.56°C, S = 38.53 %), che dal corpo d'acqua strettamente costiero, più freddo e più dolce (T=7.70°C, S = 36.69 %).

Il nucleo centrale è situato fra 15 e 20 miglia dalla costa.

Le isopicne di 29.5 e 29.6 della sezione di Pescara (Fig. 2c) arrivano ad interessare direttamente il centro della Fossa. Non si riscontra invece un'analoga continuità, per le stesse isopicne, sulla sezione di Pomo (Fig.2f).

Le condizioni idrologiche della seconda crociera (14-16 Aprile 1981) sono caratteristiche del periodo di inizio primavera. (Fig. 3a, b, e, d, e, f).

La temperatura superficiale è aumentata (3-4 gradi in più rispetto a marzo) e si è già in presenza di un gradiente verticale sia termico che salino. Il gradiente orizzontale, che era molto marcato nel periodo invernale, si è attenuato sia per ciò che riguarda la salinità che la temperatura. Tutto ciò interessa lo strato superficiale dei primi 40-50 metri.



Fig.3 - Distribuzione della temperatura, salinità e della densità rispettivamente sulla sezione trasversale di Pescara (a, b, c) e su quella longitudinale della depressione occidentale di Pomo (d, e, f) il 14-16 Aprile 1981.

Se osserviamo le condizioni presenti sul fondo, queste non sono molto diverse rispetto al Marzo precedente. Il confronto tra le due situazioni inette però in evidenza la dinamica a cui è andata soggetta la massa d'acqua ad alta densità riscontrata in marzo.



Fig.4 - Distribuzione della densità sul fondo dell'area in esame.

E' di particolare interesse notare che la isoterma dei 10°C, sulla sezione di Pescara arriva ad interessare il centro della Fossa (Fig. 3a) e compare anche nella parte Nord-Occidentale della sezione longitudinale (Fig. 3d), mentre la isoterma di 11°C è continua su tutta la stessa sezione longitudinale e si è notevolmente innnalzata, rispetto al periodo invernale, nelle due stazioni al largo della sezione di Pescara.

Analogamente per ciò che riguarda le isopicne 29.7 e 29.5; la prima interessa tutto il fondo della sezione di Pescara da 10 miglia alla fossa, la seconda è presente su tutta la sezione longitudinale della medesima. Il corpo di acqua con densità superiore a 29.6 e con massimo di 29.88, ancora così evidente sulla sezione di Pescara, è presente con continuità su tutta l'area in esame (da Falconara a Pescara) (Fig. 4).

La densità sul fondo aumenta dalla costa verso il largo fino a raggiungere un massimo intorno a 15-20 miglia e poi diminuisce.

#### DISCUSSIONE

L'analisi dei dati raccolti durante le due crociere mette bene in evidenza la presenza, sul fondo di tutta l'area in esame, di una massa d'acqua con densità superiore a 29.6, confinata maggiormente al largo della costa italiana intorno all'isobata dei 75 metri. Questo corpo d'acqua scorre verso Sud-Est seguendo l'andamento dell'isobata. A partire dall'altezza di Giulianova e andando verso Sud la pendenza del fondale dalla costa al largo, si accentua notevolmente. E' in tale zona che l'acqua densa incomincia a scendere sul fondo della fossa.

Tabella n. l						
	7/8/80	18/11/80	7/3/81	15/4/81	21/7/81	
$O_2 \text{ cc}/1$	4.57	4.63	6.07	6.13	6.21	
O <sub>2</sub> %	77.4	78.6	98.9	100.0	83.5	

Dalla tabella precedente, dove sono riportati i contenuti in ossigeno disciolto e la percentuale dell'ossigeno in saturazione ad alcuni metri dal fondo della depressione occidentale della fossa di Pomo (quota dell'ultima bottiglia idrologica), si vede che durante il periodo invernale lo strato più profondo è stato ossigenato.

Il periodo e l'intensità di ingressione nella fossa di una tale massa d'acqua, sono legati alle condizioni meteorologiche invernali che dominano sul bacino adriatico, dato che queste giocano un ruolo molto importante nella dinamica della loro formazione e propagazione.

Ciò che maggiormente caratterizza questa massa d'acqua è la sua bassa temperatura. Negli ultimi 20 metri della fossa questa era di 9.61°C mentre altri anni, in periodi analoghi, la temperatura era notevolmente superiore. Per esempio i primi di Maggio del 1978 era di 11.95°C, alla fine di Gennaio del 1980 era di 11.99°C e a metà Aprile del 1982 era di 10.70°C.

		1978-79	1979-80	1980-81
V. T	Min.	0.73	1.01	2.08
venezia ressera	Max.	5.64	7.52	6.38
Manina di Damana	Min.	1.56	1.36	0.18
Marina di Ravenna	Max.	6.05	6.65	6.11
D	Min.	2.49	3.13	0.69
Pescara	Max.	10.36	11.61	9.42

Tabella n.2

Nella Tab.n.2 sono riportati i valori medi stagionali, in °C, delle minime e massime giornaliere per gli inverni 1978-79, 1979-80 e 1980-81 per le stazioni meteorologiche di Venezia Tessera, Marina di Ravenna e Pescara. Sono stati considerati invernali i mesi di Dicembre, Gennaio e Febbraio. Per ciò che riguarda l'inverno 1978-79 sono stati presi in considerazione solo i dati dei mesi di Gennaio e Febbraio del 1979. I dati sono stati desunti dal "Cartello Meteorologico" del Servizio Meteorologico dell'Aeronautica Militare.

L'inverno 1980-81 è stato particolarmente freddo in rapporto agli inverni precedenti: 1978-79 e 1979-80 e, relativamente a Venezia, nettamente al di sotto della media calcolata nel periodo 1946-70 che è rispettivamente per la minima e per la massima di  $0.51^{\circ}$ C e di  $6.32^{\circ}$ C.

Nell'analizzare le condizioni meteorologiche che caratterizzano un dato inverno, altri parametri dovrebbero essere presi in considerazione, come l'umidità relativa, l'intensità e la direzione dei venti, etc.

E' significativa tuttavia la relazione esistente fra i due eventi: l'inverno 1980-81 particolarmente freddo e la presenza di massa d'acqua ad elevata densità ( $\sigma_T$ >29.8) e con temperatura inferiore a 9.7 °C nella depressione occidentale della Fossa di Pomo.

#### BIBLIOGRAFIA

- Cox R.A., Culkin F., Riley J.P. 1967. The electrical conductivity relationship in natural sea Water. <u>Deep-sea Res.</u>14, 202-223.
- Cox R.A., McCartney M.J., Culkin F..1970. The specific gravity/salinity/temperature relationship in natural sea water. <u>Deep-sea Res.</u>17, 679-789.
- Franco P., Bregant D..1980. Ingressione invernale di acque dense nord adritiche nella fossa del Pomo. Nota preliminare. <u>IV° Congresso A.I.O.L.</u> (In stampa).
- Plakhin Y.A. 1971. Formation of distinct deep water in the Mediterranean by convectiv mixing. <u>Oceanology</u>, 11, 524-529.
- Pollak M.J..1951. The sources of the deep water of the eastern Mediterranean Sea. J. Mar. Res.10, 128-152.
- Zore Armanda M. 1963. Les masses d'eau de la Mer Adriatique. <u>Acta Adriatica</u>, 10 pp.90.
- Weiss R.F.1970. The solubility of nitrogen oxygen and argon in water and seawater. <u>Deep-sea Res.</u>,17, 721-735.

# PRIME CONSIDERAZIONI SU CINQUE MESI DI DATI CORRENTOMETRICI REGISTRATI IN UNA STAZIONE A 7 MIGLIA A NORD DI ANCONA (AGOSTO-DICEMBRE 1981).

A. ARTEGIANI, R. AZZOLINI, E.PASCHINI CNR - Istituto Ricerche sulla Pesca Marittima, Ancona.

# SUMMARY

A long current measurements (August-December 1981) were made in a station 7 miles to the North of Ancona (Adriatic Sea). A first qualitative discussion is here presented.

The records show a quasi Constant longshore current of about 10 cm/s in the South-East direction. Tidal current and impulsive large scale meteorologically driven currents are superimposed on a such residual motion.

#### INTRODUZIONE

Le acque basse dell'Adriatico centro-settentrionale sono sempre più oggetto di ricerche oceanografiche e ciò sia per ridurre al minimo l'inquinamento, sia per conoscere i meccanismi dell'erosione costiera e sia per un più razionale sfruttamento delle risorse biologiche.

Per ciò che concerne la dinamica delle masse d'acqua, i lavori svolti nell'Adriatico sono basati o su metodi indiretti (metodo dinamico) (Zore Armanda, 1956; Mesetti, 1967) o su brevi serie di misure correntometriche (Accerboni et al., 1979; Dazzi et al., 1979; Zore Armanda et al., 1979).

Si sente quindi la necessità non solo di misure dirette di correnti ma anche che queste siano protratte per lunghi periodi. Il nostro Istituto, interessato a problemi di biologia marina, maricoltura e pesca, ha in programma una serie di misure idrologiche e correntometriche da mettere in relazione a parametri biologici. Nello ambito di questo progetto, il gruppo oceanografico ha effettuato rilevazioni di corrente nell'ottobre 1980 e nell'aprile 1981, con lo scopo di fornire una prima descrizione della dinamica delle acque costiere anconetane. Sulla base dei risultati raggiunti ci si è posto l'obbiettivo di acquisire un ciclo annuale di dati correntometrici.

### MATERIALI E METODI

A partire dall'agosto 1981 è stata avviata una serie sistematica di misure per mezzo di due correntometri NBA modello DNC-2B ancorati a 7 miglia a nord di Ancona (Fig.l).

Le misure idrologiche effettuate a partire dal 1977 (Artegiani et al., 1980)mostrano che tale stazione presenta caratteristiche di mare aperto

e quindi si presta bene a rappresentare fenomeni generali non strettamente legati all'influenza costiera.

Il punto di ancoraggio è costituito da una piattaforma ruotante circolare del raggio di circa 10 metri, posta su un fondale di 32 metri, a cui è collegata una pipeline galleggiante di circa 150 metri che, agendo come un timone sotto la spinta della corrente, fa ruotare la piattaforma fino a che la pipeline stessa non si trovi parallela al flusso. L'ancoraggio della catena correntometrica e ottenuto mediante cavo di acciaio fissato a circa 9 metri dal centro della piattaforma e a 120° rispetto all'attacco della pipeline; ciò consente ai correntometri di trovarsi sopravvento rispetto alla corrente e di non essere perturbati dalle strutture immerse di sostegno della piattaforma. Il cavo è interrotto a -4.5 m. ed a -10 m. dalle piastre di fissaggio degli strumenti. La stabilità è assicurata da una zavorra di 100 Kg. posta a 3 m. sotto l'ultimo correntometro.

Questo tipo di ancoraggio, a differenza di quello tramite boa sommersa o superficiale, permette di disaccoppiare la catena correntometrica dai moti delle onde di superficie consentendo misure più affidabili (Mc Cullough, 1977; Pollard, 1973). Oltre a ciò, la struttura fissa preserva gli strumenti dal pericolo di perdita causato dalla notevole attività di pesca nella zona.



Fig. - 1 - Posizione della stazione correntometrica.

N. Correntometro	715	714	714	715	714	71.5	715
Profondită m.	4.5	10.0	4.5	10.0	4.5	10.0	10.0
Lancio	4.4.81	4.4.81	9,9.81	9.9.81	5,10,81	5.10.81	18.11.81
Recupero	9.9.81	9.9.81	5.10.81	5.10.81	18.11.81	18.11.81	5.1.82
Interv.Campion.	5'	5'	5'	51	5'	51	10'

Tab.-1 : Periodi ed altri dati relativi alle registrazioni in esame.

La tabella 1 riporta i periodi di campionamento e le relative quote a partire dall'agosto 1981.

Sono qui presi in considerazione i risultati ottenuti sul punto correntometrico situato a -10 m., dall'agosto al dicembre 1981. I dati utilizzati in questo lavoro sono ottenuti mediando su ogni ora la somma vettoriale delle misure di corrente; ciò ha consentito di ridurre la mole dei dati, aumentando, nello stesso tempo l'affidabilità.

# RISULTATI

La Fig. 2 mostra gli scatterogrammi relativi alle quattro serie di misure. Questo tipo di rappresentazione è preliminare per giudicare la qualità dei dati (Mc Farlane, 1977).

In tutti e quattro i periodi si nota che l'asse del "cluster" è orientato parallelamente alla costa) dimostrando, fra l'altro, che gli strumenti non hanno risentito in maniera apprezzabile della presenza della piattaforma.

Il periodo prettamente estivo (6 agosto - 9 settembre, Fig. 2a) è caratterizzato da una corrente prevalente verso Sud-Est, con intensità dell'ordine di 10 cm/s, a cui sono sovrapposte correnti di direzione variabile e dello stesso ordine di grandezza o superiore. Questa variabilità è probabilmente legata alla presenza nella zona di vortici già riscontrati nello stesso periodo (Accerboni et al., 1979).

All'estremo opposto (18 novembre - 6 gennaio Fig. 2d), la corrente assume una direzione quasi costante lungo costa. I moti trasversali sono notevolmente ridotti, mentre rimane il moto residuo verso Sud-Est a cui si sovrappongono impulsi diretti lungo la costa (Sud-Est - Nord-Ovest) dello stesso ordine di grandezza, così che il moto complessivo risulta sempre rivolto a meridione.

I periodi intermedi vedono una coerente evoluzione di questo fenomeno, con una sempre più scarsa variabilità della direzione del vetto-



Fig.2 : Scatterogrammi relativi ai periodi in esame, alla quota di -10 metri.


re velocità che si allinea per Sud-Est.

Tra i vari eventi che la lunghezza del periodo in esame ha permesso di comprendere, e particolarmente interessante quello di acqua alta registrato a Venezia il giorno 28 settembre 1981 (Tomasin, 1982).

Il caso si presenta in modo classico. Una bassa pressione transita sul nord Adriatico, mentre il sud Adriatico è interessato da un campo di alte pressioni. I venti meridionali ed il gradiente barico provocano acqua alta a Venezia (100 cm). Il correntometro non registra la fase di accumulo di acqua (Fig. 3), mentre indica, nei due giorni successivi, una forte corrente discendente associata al la inversione del gradiente barico e dei venti. Altri casi di acqua alta a Venezia, occorsi durante il periodo di misura, hanno avuto una risposta meno evidente del correntometro, pur persistendo l'assenza di correnti dirette verso Nord-Ovest. In generale, la Fig. 2 evidenzia la maggiore consistenza degli impulsi di corrente verso Sud-Est (Longshore) che raggiungono anche velocità di oltre 45 cm/s e che si protraggono per periodi di 2-5 giorni. Questi impulsi sono generalmente successivi all'inversione del gradiente barico che segue il passaggio di perturbazioni sul nord Adriatico, con conseguente instaurarsi di venti da settentrione.

### DISCUSSIONE

Questa prima analisi qualitativa dei dati mostra alcuni fatti salienti.

E' innanzi tutto evidente l'esistenza di una corrente residua, scarsamente variabile durante tutto il periodo esaminato, diretta verso Sud-Est, lungo la costa italiana, dell'ordine di 10 cm/s. Ad essa si sovrappongono fluttuazioni legate alla marea ed impulsi legati al passaggio di perturbazioni, che, quando sono associate a venti settentrionali, inducono una evidente risposta sulla componente lungo costa della corrente della durata di qualche giorno. Il moto di insieme, alla quota esaminata, è comunque essenzialmente meridionale, il che è in accordo con quanto già mostrato nella precedente indagine (Artegiani et al. 1981b; Artegiani et al., 1981c) e con quanto dedotto dalla presenza delle acque del Po davanti ad Ancona (Artegiani et al. 1981a)

II fatto che nel periodo estivo si registrino correnti consistenti (45 cm/s) di direzione variabile è particolarmente interessante in quanto ciò si verifica in presenza di stratificazione.

E' chiaro che l'indagine di tali fenomeni si deve mettere in relazione alle condizioni meteorologiche forzanti sia locali che su larga scala. In tal senso ci stiamo già muovendo con l'acquisizione di dati di direzione e velocità del vento e di pressione atmosferica nelle sta-



Fig. 3: II caso di acqua alta a Venezia del 28/9/1981 ore 10.55, altezza 100 cm. In alto, nella figura corrente registrata davanti ad Ancona dal 25/9/81 (ore 00) al 4/10/81. In basso situazione meteo precedente (a) e seguente (b) l'acqua alta.

zioni meteorologiche costiere e con l'utilizzazione dei dati mareografici di alcuni porti adriatici già in nostro possesso od in corso di acquisizione.

### RINGRAZIAMENTI

Si ringrazia la Società API Petroli di Falconara per aver permesso l'ancoraggio dei correntometri alle sue strutture a mare. Un particolare ringraziamento va al personale della Stazione Oceanografica di S. Terenzo per la digitalizzazione dei dati correntometrici su nastri IBM compatibili.

### BIBLIOGRAFIA

- Accerboni E., Manca B., Michelato A., Zennaro P..1979. ricerche sulla dinamica dell'inquinamento marino nell'Adriatico settentrionale: approccio metodologico e primi risultati. <u>Conv. Scienz. Naz. F. P. Oceanogr.5-7 Marzo.</u>
- A. Artegiani e R. Azzolini. 1980. Rapporto sulle campagne ideologiche effettuate nelle acque costiere marchigiane negli anni 1977-1978. <u>Quad. Lab. Tecnol. Pesca</u> vol. 2 (5), 307-392.
- Artegiani A. & Azzolini R..1981. Influence of the Po floods on the Western Adriatic coastal water up to Ancona and beyond. <u>Rapp. Comm. Int. Mer Medit.</u>, 27, 6.
- Artegiani A., Azzolini R., Moretti M., Vultaggio M.. 1981. A first survey on the Ancona coastal area currents. <u>Annali Ist. Univ. Nav. Napoli</u> IL-L.
- Artegiani A., Azzolini R., Moretti M., Paschini E., Vultaggio M. 1981. Evoluzione delle correnti residue nell'area anconetana, Ottobre 1980 Aprile-Maggio 1981. <u>Conv. UU.</u> <u>OO. Risorse Biol. ed Inquin. Roma 10-11 Novembre 1981</u>
- Dazzi R., Mioni F., Tomasino M.. 1979. Indagine idrodinamica sull'immissione del Po in Adriatico. <u>Conv. Scienz. Naz. P.F. Oceanogr. 5-7 Marzo</u>
- Mc Cullough. 1977. Problems in measuring currents near the ocean surface. <u>Oceans '77, MTS-IEEE.</u>
- Mc Farlane .1977. The graphic presentation of current meter data. <u>Oceans '77</u>, MTS-IEEE.
- Mosetti F. 1967. Caratteristiche idrologiche dell'Adriatico Settentrionale. <u>Atti dell' Ist.</u> <u>Veneto di Scienze, Lettere ed Arti. V. 125.</u>
- Pollard R. 1973. Interpretation of near-surface current meter observation. <u>Deep sea</u> research, 20, p. 261-268
- Tomasin A.. 1982. Comunicazione personale.
- Zore M. 1956. On gradient currents in Adriatic sea. Acta Adriatica, Vol. 8, n. 6. •

# APPLICAZIONE DI MODELLI MATEMATICI PER L'INTERPRETAZIONE DELLE CARATTERISTICHE CHIMICHE DI ALCUNI FIUMI DEL CANTONE TICINO (CH )

### A. BARBIERI, G. RIGHETTI

Laboratorio Studi Ambientali Dipartimento Ambiente, CH 6501 Bellinzona

### SUMMARY

Estimates of the relative loading from natural and anthropogenic sources have been made for various river systems. The results of two methods, linear correlations and regression curve analysis based on a mathematical model are compared. The methods used can be applicable for studies on flowing waters. Each method provides a different type of information with respect to relative contributions to loading from 1. sources emitting a constant load, 2. sources yelding mainly a constant concentration, 3. run-off or high water flow in general.

### INTRODUZIONE

Lo stato chimico di un corso d'acqua è N il risultato dell'influenza di vari fattori. I più importanti sono gli apporti dovuti alle varie attività dell'uomo, le caratteristiche geochimiche del bacino imbrifero ed i processi fisici (sedimentazione) e biologici (autodepurazione) che avvengono nel fiume stesso. La caratterizzazione quantitativa del carico chimico di un corso d'acqua risulta possibile solo avendo a disposizione un numero sufficientemente grande di risultati. Il presente lavoro si prefigge di valutare quantitativamente l'influenza antropica e naturale su alcuni corsi d'acqua del Cantone Ticino (Svizzera) in considerazione degli interventi di risanamento regionali.

### OGGETTO DELLO STUDIO

I dati utilizzati in questo lavoro provengono da due programmi di studio distinti. Il primo riguarda il problema dell'eutrofizzazione del lago di Lugano e fornisce i suoi risultati in un rapporto annuale (3) edito dalla Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque italo-svizzere; il secondo fa parte di uno studio nazionale sui maggiori fiumi svizzeri e i risultati vengono pubblicati nell'Annuario Idrologico della Svizzera (2).



Fig. 1. Ubicazione delle stazioni di prelievo

I corsi d'acqua presi in considerazione sono affluenti del lago di Lugano (fiumi Cassarate e Vedeggio) e del lago Maggiore (fiume Ticino); di questi fiumi sono stati elaborati i risultati relativi alle misurazioni effettuate nel 1978 per il Ticino e nei periodi 1976-1979 per il Cassarate e 1977-1979 per il Vedeggio. La Fig. 1 indica l'ubicazione delle stazioni di prelievo e di misura, mentre le principali caratteristiche relative ai vari bacini imbriferi sono raccolti nella Tab.1.

Fiumi	Luogo	Area	Abit.	Dens.	Q	Abit.
		km		ab/km	m /s	ab/m s
Vedeggio	Agno	96	63000	656	3.32	19000
Cassarat	e Pregassona	74	14000	189	2.71	5200
Ticino	Riazzino	1611	73000	46	67.8	1 08 0

Tab. 1. Luogo di campionamento e caratteristiche dei bacini imbriferi

### CAMPIONAMENTO E ANALISI

I prelievi dei fiumi Cassarate e Vedeggio si riferiscono a situazioni istantanee. Sul fiume Ticino esiste una stazione di prelievo dei campioni proporzionali alla portata; la frazioni prelevate vengono raccolte e conservate a 4 C e l'analisi viene eseguita sul campione cumulato settimanale. I parametri presi in esame sono stati determinati con metodi paragonabili a quelli previsti da American Public Healt Association (1). Per la misura delle sostanze disciolte il campione viene filtrato su un filtro a membrana con pori da 0.45 um. Su tutti i fiumi sono stati misurati i seguenti parametri: pH, conducibilità, alcalinità, nitrito, nitrato, ammoniaca, ortofosfato, fosforo totale, calcio, portata idrica.

### MODELLI PER L'INTERPRETAZIONE DELLE RELAZIONI CONCENTRAZIONE-PORTATA

Le relazioni tra le concentrazioni dei vari

parametri e la portata sono state oggetto di diverse pubblicazioni. Manczak e Florczyk (4) hanno proposto alcuni tipi di relazione rappresentati schematicamente nella Fig.2. Nei fiumi molto contaminati l'andamento delle curve segue la relazione di diluizione delle acque luride con la portata (tipo I). I fiumi che si trovano in condizioni naturali presentano un aumento della concentrazione con la portata a causa del dilavamento, dell'erosione e del trasporto dei sedimenti fluviali (tipo II). Per i fiumi che si trovano in una situazione intermedia l'andamento è determinato dalla diluizione per le basse portate e dal dilavamento per quelle alte (tipo III).



Fig.2. Relazioni tipo, tra la con contrazione e la portata.

Il modello usato si basa sul lavoro Manczak e Florczyk (U) ed è stato applicato anche da Zobrist e Davis (5) per differenziare la parte di carico attribuibile alle acque luride, all'apporto naturale e al dilavamento. In un corso d'acqua il carico totale C e la concentrazione totale e possono essere suddivisi in tre frazioni parziali corrispondenti ai tipi di apporti menzionati:

1. Carico parziale A, pressoché costante e pertanto indipendente dalla portata a cui corrisponde la concentrazione parziale a che diminuisce con l'aumentare della portata.

2. Carico parziale B che aumenta in modo proporzionale alla portata, dovuto alla concentrazione b che resta costante alle diverse portate.

3. Carico parziale D (o E) che aumenta con la seconda

o terza potenza della portata, causato dalla concentrazione parziale d (o e) anch'esse crescenti con la portata. Il carico C e la concentrazione e totali si possono esprimere come segue:

$$C = Q \bullet c = A + B + D (o E)$$
$$c = a + b + d (o e)$$

Le relazioni matematiche usate per il calcolo delle curve interpolanti sono così esprimibili:

$$c = A/Q + b + d'Q$$
 (o e'Q) 1)  
 $C = A + bQ + d'Q$  (o e'Q) 2)

dove:

$$\begin{array}{ll} a=A/Q, & d=d'Q, & e=e'Q\\ B=bQ, & D=d'Q, & E=e'Q \end{array}$$

Le equazioni 1) e 2) sono equivalenti e i risultati delle regressioni si possono considerare uguali se entrambi i coefficienti di correlazione risultano elevati. Il modello dovrebbe inoltre soddisfare le seguenti esigenze:

1. l'equazione matematica deve accordarsi con le relazioni osservate tra concentrazioneportata e carico-portata; i coefficienti delle equazioni ottenuti nelle regressioni devono essere facilmente interpretabili.

2. i coefficienti dell'equazione ottenuta devono essere diversi da zero, cioè il loro intervallo di confidenza non deve comprendere lo zero. Questo criterio permette di eliminare uno o più termini della regressione purchè l'equazione nella forma ridotta sia compatibile con i fenomeni osservati in realtà.

Il carico convogliato ad un corso d'acqua può essere attribuito a fonti puntiformi o diffuse. Le prime forniscono un carico pressochè costante che corrisponde al carico parziale A, la cui concentrazione corrispondente a diminuisce con l'aumentare della portata. Le fonti diffuse contribuiscono al carico in funzione lineare della portata, cioè forniscono acque a concentrazione pressoché costante; esse sono responsabili del carico B e della concentrazione b. L'apporto delle sorgenti diffuse alle alte portate è dovuto al dilavamento del suolo, all'erosione e al trasporto dei sedimenti; questo corrisponde al carico possano fornire dei risultati più precisi, questo metodo permette di ottenere delle informazioni importanti sull'entità e la natura del carico trasportato dai corsi d'acqua.

### **RISULTATI E DISCUSSIONI**

I modelli sopra descritti sono stati impiegati per valutare le relazioni esistenti tra la concentrazione di alcuni parametri chimici e la portata. La scelta dell'equazione che meglio soddisfa la realtà sperimentale viene fatta in modo che i coefficienti di regressione calcolati siano diversi da zero (l'intervallo di confidenza al 95% non deve comprendere lo zero). Nel caso che più funzioni soddisfino questa condizione si sceglierà quella con deviazione standard minore; inoltre il coefficiente di correlazione dovrà essere significativo al 95%. Le Tab. 2 e 3 mostrano i coefficienti di regressione ottenuti per il fosforo totale per i fiumi Cassarate e Ticino. Se si utilizzano i criteri sopra esposti si conclude che la regressione da usare per questi corsi d'acqua è del tipo:

$$C = A + bQ + eQ$$
 ossia  $c = A/Q + b + eQ$ 

La Fig. 3 rappresenta le funzioni scelte per i fiumi Cassarate e Ticino. I risultati ottenuti dalle regressioni calcolate sono i coefficenti A, b, d' o e'; più importanti sono tuttavia le concentrazioni parziali a, b, d e e i carichi parziali A, B, D o E indicati nella Tab. 4.

La conducibilità, usata per gli affluenti del lago di Lugano, può essere considerata rappresentativa per il valore totale degli ioni disciolti; il suo valore inizialmente diminuisce per poi mantenersi costante con l'aumento della portata.

Il calcio usato per il fiume Ticino può essere ritenuto indicativo dei parametri geochimici; la sua concentrazione diminuisce lentamente ma significativamente con l'aumento della portata, ciò è dovuto ad un processo di diluizione. Di conseguenza si ottiene un valore di carico D negativo. L'ortofosfato, il nitrato e l'ammoniaca mostrano tra loro un comportamento analogo e possono servire come esempio per gli altri parametri disciolti.

L'ortofosfato presenta un elevato valore per A e nullo per D ed E. La concentrazione b è relativamente importante per i fiumi Cassarate e Vedeggio mentre è preponderante per il Ticino. La concentrazione totale del nitrato dipende principalmente dal termine b (valore di fondo) per il Cassarate e il Ticino; per il fiume Vedeggio una parte importante della concentrazione totale è relativa allo scarico dell'impianto di depurazione di Lugano. L'andamento delle curve del fosforo totale è dato da tutti e tre i tipi di carico parziali A, B, E; sui fiumi

### Tab, 2. Coefficienti di regressione Pt-Gcontro Q per il fiume Cossorate a) – concentrazione contro portato

IUM	E : CASSAI	ATE	PERIODO :	1976-1979	NUMERO	DATI PER LA	REGRESSIONE	: 70	PARAMETRO :
VE	LLO DI SIG	VIFICATIVITA"	DI R (5%)	: 0.23190		T TABULATO	: 1.994		
3	(1) ¥ = J	1/X + b		(2) Y = A,	/X + Þ + d'X		(3)	¥ = A/X +	b + e`X**2
		i		••••		Syx	SA	3d* :	
10 - 11 - 11 - 11 - 11 - 11 - 11 - 11 -	A 367.7471	b 109.59779			B 0,88890	Syx 113.20511	SA 19.14986	3d*	5e`
1 1 1	A 367.7471 379.9984	b 109.59779 90.57753;	3° 2.80846	e'	9 0,88890 0.88966	Syx 113.20511 112.84014	SA 19.14986 29.41953	<b>3d</b> *	5e*

b) -carico contra portata

### FIUME: CASSARATE PERIODO: 1975-1979 YUMERO DATI PER LA REGRESSIONE: 70 PARAMETRO: L-PT-G LIVELLO DI SIGNIFICATIVITA' DI R (5\$): 0.23190 T

	A	ь :	d* 1	e* (.	8	Syx	SD	Sa' :	Se"
and the	330.8067	125.56854			0,74105	472.508541	13.79713		
a li la la	359.7639	111.07489	0.90760		0.74179	471.93436	38.19204	2.23051	
3	364.5937	112.31311:		0.05073:	9,74281;	471.139341	25.16304		0.080641

### Tab. 3. Caefficienti di regressione Pr-G contra Q per il fiume Ticina a) - concentrazione contra portata

FIUME : TICING ANNO : 1978 NUMERO DATI PER LA REGRESSIONE : 48 PARAMETRO : PT-G LIVELLO DI SIGNIFICATIVITA" DI R (5%) : 0.27320 T TABULATO : 2.012

1 4 3	Y - 1/Y	(7)	V - 6/V - 8 - 4'Y	(3)	V . 3/Y . b Y990
X 1.1	1 = A/A + 2	(2)	1 = A7A + U + U A	1.21	I = MA T V T F A C

		>		•	R	Syx	SA	sd`	Se'
(1)	-210.3555	42, 14935		inneen e	0.11569	18.63549	4.61046	1	
(2)	1457.3289	-18.71369	0.37929		0.559241	15,55339	433.81110	0.08473	
(3)	845.1088	11.08505		0.001251	0.56516	15.47785	320,58334		0,00027

#### b) – corico contro portata

FILME : TICÍNO ANNO : 1978 NUMERO DATI PER LA REGRESSIONE : 48 PARAMETRO : L-PT-O LIVELLO DI SIGNIFICATIVITA' DI R (51) : 0.27320 T TABULATO : 2.012

	A	ь ;	t, t	e' (	R	Syx -	Sb ;	•Sd	Se :
1	-1650, 1221	65.84595		l.	0.84031	2244.08716	6.26324		l.
	2080, 1631	-36.59031	2.46473		0.90429	1767.22473	·9.93729;	2.08755	1
)	988.74011	8.00394		0.00132:	0,90924;	1723. 15784	*1.29730		0.000231

- Fig.3. Curve di regressione per le relazioni tra concentrazione di fosforo totale (Pt-G) e la portata (Q) per i fiumi Cassarate e Ticino.
  - I Intervello di confidenza (95%) per le singole misure
  - Intervallo di confidenza (95%) per la regressione





Parametro Fiume	Conc	m trak	ione c	•A/Q+D	⊷d*Q(o	•'Q <sup>2</sup> )	- 4+b	•d(o e	}				Caris C-A+I •A+i	co ana 940+04°Q 840-00	E)			
	23 <i>4</i> 7				918				۵									
		ð	4.	e		ð	4.	æ	ă.	b	đ•	8	Â	8	07 X	द		
X Cassarate Vedeggio	198	112 56	-	310 455	16 30 (	112 56		128 86	14 55	112		158 144	1.9 9.2	9.5 5.9		13 15.1		
Ca Ticino	23.3	30.4	-ĭ.6	51.9	3.1	)a.4	-15	19.9	7.7	30.4	-5.5	32.6	16.5	65	-12	69.7		
PO4-P Cassarate	439	26 14	-	465 540	35	26 11	-	61 55	101	26	-	127	8,6	2.2	-	10.8		
Ticino	5.2	6	-	11.2	0.7	5		6.7	1.7	6		7.7	3.6	12.8	-	16.5		
<u>HO1-H</u> Casaarate Vedeggio Ticimo	0.32 3.42 0,20	0.91 0.83 0.47	0.02 - -	1.25 4.35 0.67	0.03 0.25 0.09	0.91	0.24°	1.18 1.08 0.56	0.07 0.75 0.07	0.91 0.83 0.47	0.05 <sup>4</sup> - -	1.06 1.58 0.54	5.94 79 141	77.2 87 1000	6.79 - -	89.7 166 1141		
NHL-N Casaarete Vedeggio Ticino	1.24 1.31 0.05	0.03		1.27 1.35 0.06	0.10 0.10 0.10	0.03		0.13 0.14 0.02	0.29 0.29 0.02	0.03 0.04 0.01		0.32 0.33 0.03	24.3 30.4 33.1	2.71 4.60 26.3	-	27.1 35.0 59.4		
<u>Pt-4</u> Cassarate Vedaggio	565 267	115	0.00	660 421	45 20	1151	0.1	160	130 59	115 157	0.01	245 216	11.0 6.2	9.8 16.4	0.5	21.2		

Tab. 4: Risulati dei calcoli dalle regressioni tra concentrazioni e carico per alcuni parametri indicati

Nota: i valori di carico sono espressi in t/anno per tutti i parametri; i valori del Ca vanno moltiplicati per 10<sup>3</sup>; la conducibilità (x) è espressa in µSiemens/cm.anno. •indica d. Pt-G; fosforo totale dell'acqua grezza

esaminati si riscontrano però significative differenze per quanto riguarda la loro incidenza relativa. Il carico totale per il Cassarate è ripartito in parti uguali tra quelli di origine antropica e quello proveniente da fonti diffuse, mentre risulta modesta la parte dovuta all'erosione. Per il fiume Vedeggio la componente relativa alle fonti diffuse B vale circa il 75% del carico totale. Il fiume Ticino presenta un elevato valore del carico di origine antropica

A (circa 50% del totale) mentre il rimanente risulta ripartito pressochè equamente tra le componenti relative alle fonti diffuse D ed E. Nella Tab. 5 vengono riassunti i coefficenti di correlazione tra i valori di concentrazione e di carico rispetto alla portata idrica per i parametri chimici presi in considerazione nei fiumi Cassarate, Vedeggio e Ticino.

Fiume	Cassar	ate	Vede	ggio	Ticin	10
Parametro	r c	r C	r c	r C	r c	r C
Cond. Ca	0.59	0.94	0.58	0.80	0.91	0,95
P04-P	0.93	0.63	0.68	0.29	0.88	0.68
NO 3-N NH4-N	0.40	0.95	0.72	0.92 0.63	0.31 0.54	0.96 0.61
Pt-G	0.89	0.75	0.61	0.71	0.56	0.90
n dati	71	71	51	51	47	47
r (95%)	0.23	0.23	0.27	0.27	0.29	0.29

Tab. 5. Coefficienti di correlazione della concentrazione e del carico con la portata.

### CONCLUSIONI

Al fine di valutare e differenziare le principali fonti di carico delle acque correnti superficiali è necessario disporre di un elevato numero di dati. L'uso dei modelli matematici proposti da Manczak e Florczyk (4) e utilizzati da Zobrist e Davis (5) permettono di valutare quantitativamente l'incidenza delle varie forme di carico (antropica, naturale e dilavamento). L'applicazione di questi modelli si è rivelata soddisfacente anche per la caratterizzazione dei fiumi considerati in questo lavoro. Le informazioni ottenute sono importanti nella scelta delle misure di depurazione nell1ambito dei piani regionali di risanamento.

### BIBLIOGRAFIA

- (1) American Public Health Association, 1976. Standard Methods far Examination of Water and Wastewater; Fourteenth Edition.
- (2) Annuario Idrografico della Svizzera, 1978. Servizio Idrologico Nazionale, Berna.
- (3) Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque italo-svizzere, 1976, 1977, 1978, 1979. Rapporti su studi e ricerche condotti nel bacino del lago di Lugano.
- (4) Manczak H. and H. Florczyk, 1971. Interpretation of Results from Studies of Pollution of Surface Flowing Waters. Wat. Res., 5: 575-584.
- (5) Zobrist J. and J. Davis, 1978. The Interrelationalship among Chemical Parameters in Rivers - Analysing the Effect of Natural and Anthropogenic Sources. Progr. Wat. Tech. 10; 5/6: 65 - 78.

## IL FITOPLANCTON E LO STATO TROFICO DEL LAGO POMA (SICILIA NORDOCCIDENTALE)

### **R. BARONE**

Istituto di Botanica dell'Università di Palermo

### SUMMARY

The nearly monthly variations of phytoplankton density, bio-mass and chlorophyll were observed over two years (1979-1980) in lake Poma, a northwest Sicily reservoir, in order to evaluate its trophic status.

<u>Diatomeae</u>, <u>Cryptophyceae</u>, <u>Dinophyceae</u> and <u>Chlorophyceae</u> characterized the community, while <u>Cyanophyceae</u> were virtually absent.

The maxima values of density were  $13348 \times 10^3$  cells.l<sup>-1</sup> (<u>Diatomeae</u>=62%) and  $6845 \times 10^3$  cells.l<sup>-1</sup> (<u>Chlorophyceae</u>=90%) for 1979 and 1980 respectively.

The maxima of biomass were 15.64 cm<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup> (<u>Dinophyceae</u> =45%) and 7.89 cm<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>(<u>Dinophyceae</u>=67%) for 1979 and 1980 respectively.

The chlorophyll concentration does not correlate with density and biomass; maxima and average values of 12.94-7.11 mg.m<sup>-3</sup> and 17.80-9.35 mg.m<sup>-3</sup> were found in 1979 and 1980 respectively.

On the basis of described cases the trophic status of Poma lake as "incipient eutrophy" is discussed.

### INTRODUZIONE

II lago artificiale Poma (Fig.l) è stato realizzato nel 1970, per un massimo invaso di  $73 \times 10^6$  m<sup>3</sup> (quota 196 m s.l.m.), attraverso lo sbarramento, mediante diga in terra zonata, del tratto vallivo del fiume Jato.

Le principali caratteristiche morfometriche dell'invaso, le cui acque vengono adibite ad uso misto (irriguo e potabile), sono riportate in Tabella 1.

Il regime idrologico del lago è condizionato dal clima regionale, caratterizzato dall'alternanza di un semestre piovoso e di un semestre asciutto. Il massimo invaso si realizza, di norma, nei



Fig.1 - Il Lago Poma (stazione di campionamento) ed il suo bacino imbrifero.

|--|

Superficie bacino imbrifero	Km <sup>2</sup>	164
Quota al massimo invaso	m s.l.m.	196
Quota al minimo invaso	m s.l.m.	168
Area al massimo invaso	Km <sup>2</sup>	4,8
Area al minimo invaso	Km <sup>2</sup>	0,7
Volume al massimo invaso	$m^3 \times 10^6$	73
Volume al minimo invaso	$m^3 \times 10^6$	4,5
Profondità max al massimo invaso	m	46
Profondità max al minimo invaso	m	18
Profondità media al massimo invaso	m	15
Profondità media al minimo invaso	m	6
Quota bocca di presa	m s.l.m.	168

mesi di Aprile-Maggio, mentre il minimo nei mesi autunnali. Durante il periodo della ricerca (1979-1980) il livello lacustre è variato dai 194 m s.l.m. ai 187 m s.l.m. (Fig.5).

L'attività svolta in prevalenza nel bacino imbrifero, esteso  $164 \text{Km}^2$  (compresa l'area-lago), è la viticoltura, praticata nel 70% dell'intera superficie agricola (130  $\text{Km}^2$ ).

Questa indagine, relativa al fitoplancton del lago, è stata effettuata nell'ambito di una più vasta ricerca, commissionata dall'Azienda Municipalizzata dell'Acquedotto di Palermo e volta ad una caratterizzazione trofica dell'invaso.

### MATERIALI E METODI

I campionamenti per le analisi fitoplanctoniche sono stati effettuati, a ritmo mensile, dal Febbraio 1979 all'Ottobre 1980 (salvo un'interruzione relativa al periodo Settembre-Dicembre 1979), in un'unica stazione ubicata a centro-lago (Fig.l).

I campioni sono stati prelevati mediante retino tipo "Apstein" con maglie di 40  $\mu$  di diametro, per le analisi qualitative, e mediante bottiglia tipo "Van Dorn" immersa alle profondità di 0-1-2,5-5 e 10 metri, per le analisi quantitative.

Il numero di cellule di ogni campione, espresso per litro, è stato rilevato con il metodo di Utermöhl (1931).

La biomassa, espressa come "peso fresco algale" (cm<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>), è stata determinata dai volumi cellulari calcolati assimilando le specie ad appropriate figure geometriche.

L'analisi della clorofilla a  $(mg.m^{-3})$  è stata effettuata con il metodo di Golterman (1978), mediante estrazione in solvente acetonico al 90%.

I valori dei parametri analizzati sono stati mediati nella colonna d'acqua di 10 metri.

La trasparenza (m) è stata misurata con disco di Secchi.

### RISULTATI

Complessivamente si sono rinvenute 80 specie algali così distribuite: 3 <u>Cyanophyceae</u>, 15 <u>Diatomeae</u>, 3 <u>Chrysophyceae</u>, 4 <u>Cryptophyceae</u>, 5 <u>Dinophyceae</u>, 7 <u>Euglenophyceae</u> e 43 <u>Chlorophyceae</u>



Fig. 2 – Densità e biomassa delle principali classi algali

(Oliveri R., Barone R., Di Benedetto M., Calvo S., Casuccio A. e Ajello M., in stampa).

La comunità fitoplanctonica è quantitativamente caratterizzata da Diatomeae, <u>Cryptophyceae</u>, <u>Dinophyceae</u> e mentre le altre classi, limitate a comparse episodiche, non contribuiscono significativamente alla densità ed alla biomassa totali.

Le Diatomeae predominano nel 1979 (Fig.2); la densità e la biomassa mostrano due picchi, uno relativo al mese di Marzo con valori di  $8272 \times 10^3$  cellule.l<sup>-1</sup> e 5,34 cm<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>, e l'altro al mese di Giugno (1987x10<sup>3</sup> cellule.l<sup>-1</sup> e 6,02 cm<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>). Nel 1980, invece, i valori sono piuttosto contenuti con massimi nel mese di Giugno (1987 x10<sup>3</sup> cellule.l<sup>-1</sup>ed 1,22 cm<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>).

I popolamenti a <u>Diatomeae</u> hanno rivelato un carattere monospecifico: infatti, <u>Cyclotella ocellata</u> (Fig.3) contribuisce per circa il 97% ai valori di densità e biomassa della classe.

Le <u>Cryptophyceae</u> mostrano picchi di minore intensità rispetto alle altre classi (Fig.2), ed esprimono valori massimi di densità dell'ordine di 2,5x10<sup>6</sup> cellule.l<sup>-1</sup>. La biomassa presenta il suo picco massimo (4,25 cm<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>) nel mese di Marzo del secondo anno d'indagine, in coincidenza della comparsa di <u>Cryptomonas rostratiformis</u> (Fig. 3), specie di notevoli dimensioni (9267  $\mu^3$ ); durante gli altri mesi domina, invece, <u>Cryptomonas ovata</u> (3425  $\mu^3$ ).

Le <u>Dinophyceae</u> (Fig.2) presentano densità molto contenute, con valori sempre inferiori a  $0.2 \times 10^6$  cellule.l<sup>-</sup>, cui corrispondono biomasse notevolmente elevate con picchi massimi dell'ordine di 6 cm<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>.

Responsabile di questi valori è principalmente <u>Ceratium hirundinella</u> (Fig.3) che, a causa del suo rilevante volume (45718  $\mu^3$ ), esprime, a basse densità, alti valori di biomassa. Anche il genere <u>Peridinium</u>, peraltro, contribuisce in tarda estate-autunno alla biomassa delle <u>Dinophyceae</u> (Fig. 3). Le <u>Chlorophyceae</u> sono presenti durante l'intero ciclo di osservazioni (Fig.2). Il loro andamento presenta, nel primo anno di indagine, un picco massimo nel mese di Maggio con valori di



Fig. 3 – Successione dei principali popolamenti fitoplanctonici

densità e biomassa, rispettivamente, di 6860 x $10^3$  cellule.l<sup>-1</sup>e di 6,50 cm<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>. le specie maggiormente responsabili di questo picco appartengono al genere <u>Oocystis</u> che domina per quasi tutti i mesi con l'eccezione di Marzo quando la dominanza è a carico di <u>Nephrocytium agardhianum (fig.3)</u>.

Nel secondo anno di osservazioni le <u>Chlorophyceae</u> ripetono, ma con minore intensità, il picco di Maggio, mentre il massimo valore di densità viene raggiunto, con  $6149 \times 10^3$ cellule.l<sup>-1</sup>, nel mese di Luglio; a questo picco corrisponde, peraltro, un modesto valore di biomassa (2,98 cm<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>) dovuto alla presenza di alcune specie di piccole dimensioni (<u>Dictyosphaerium pulchellum</u>, <u>Scenedesmus quadricauda</u>, <u>Cosmarium sp.e</u> <u>Crucigenia tetrapedia</u>) che, se pure presenti con densità piuttosto elevate, non contribuiscono significativamente alla biomassa. Le specie principalmente responsabili dei valori di biomassa appartengono, invece, al genere <u>Oocystis</u> che in tarda estate-autunno subisce peraltro una contrazione cui corrisponde la significativa comparsa di <u>Pediastrum simplex (Fig.3)</u>.

L'andamento della densità totale (Fig. 4) rivela valori molto più elevati nel primo anno di indagine con una media di  $8 \times 10^6$  cellule. 1<sup>-1</sup>, mentre nel secondo anno la media si abbassa a  $4 \times 10^6$  cellule.1<sup>-1</sup>. I picchi massimi registrati nel 1979, e relativi ai mesi di Marzo (13348  $\times 10^3$  cellule.1<sup>-1</sup>) e Giugno (11146  $\times 10^3$  cellule.1<sup>-1</sup>), corrispondono ad un repentino e consistente sviluppo di <u>Cyclotella ocellata</u>, mentre i massimi valori registrati nel 1980 (dell'ordine di  $6 \times 10^6$  cellule.1<sup>-1</sup>) sono relativi allo sviluppo delle <u>Chlorophyceae</u>.

I valori di biomassa totale (Fig.4) mostrano un andamento simile ai valori di densità con medie di 8 cm<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>, nel 1979, e di 4 cm<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>, nel 1980. Nel primo anno di indagine i picchi massimi (dell'ordine di 15 cm<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>) sono relativi principalmente ai volumi di <u>Cyclotella ocellata</u> e <u>Ceratium hirundinella</u>, mentre nel 1980, l'andamento della biomassa, che rivela valori massimi dello ordine di 7 cm<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>, è determinato dalla successione di Cry-



Fig.4-Densità, biomassa e clorofilla della comunità fitoplanctonica.



Fig. 5 – Variazioni di livello e di trasparenza del Lago Poma

ptomonas, Oocystis e Ceratium.

La clorofilla a (Fig. 4) mostra un andamento del tutto differente da quelli della densità e della biomassa, relativo alla diversa concentrazione del pigmento in specie differenti e, probabilmente, in individui della stessa specie.

Nel 1979 si evidenzia un valore medio di 7,11 mg.m<sup>-3</sup> ed un valore massimo di 12,94 mg.m<sup>-3</sup> mentre, nel secondo anno, il valore medio sale a 9,35 mg.m<sup>-3</sup>ed il massimo a 17,80 mg.m<sup>-3</sup>

I valori di trasparenza (Fig. 5), che in entrambi gli anni di indagine mantengono un valore medio di circa 2m, raggiungono il

valore massimo nel mese di Febbraio 1980 (5m), quando si registrano anche i più bassi valori di densità  $(389 \times 10^3 \text{ cellule.1}^{-1})$  e di biomassa  $(0,96 \text{ cm}^{-3} \text{.m}^{-3})$ .

### DISCUSSIONE

Analizzando il significato dei parametri esaminati, si è cercato di formulare un giudizio sullo stato trofico del lago Poma.

Si rileva, in primo luogo, l'assenza di <u>Cyanophyceae</u> che, solitamente, caratterizzano l'eutrofia di un corpo idrico. Le specie presenti in quantità rilevante non sono invece indicative di uno stato particolarmente eutrofico; inoltre, le associazioni riscontrate, del tipo <u>Cyclotella-Ceratium-Oocystis</u> con presenza di <u>Cryptomonas</u>, nel 1979, e del tipo <u>Oocystis</u>-Cryptomonas con presenza di <u>Ceratium</u>, nel 1980, sono entrambi assimilabili al gruppo VI che è stato rilevato nei laghi artificiali meno produttivi della regione calcarea iberica (Margalef R., Planas D., Armengol J., Vidal A., Prat N., Guiset A., Toja J. y Estrada M., 1976).

Anche i dati quantitativi inducono ad ipotizzare un livello produttivo abbastanza moderato.

La densità totale, infatti, sebbene nel primo anno di osservazioni manifesti valori per lo più superiori al limite  $(5x10^{6} \text{cellule.1}^{-1})$  proposto (Margalef et al., 19.76) per separare gli invasi spagnoli più eutrofici dai meno eutrofici, subisce, nel secondo anno di indagine, un notevole decremento (50%) e media-

mente si mantiene al di sotto di  $4X10^6$  cellule.1<sup>-1</sup>.

Anche la biomassa totale, che nel 1979 ha sporadicamente superato il limite inferiore (10 cm<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>) proposto da Vollenweider (1968) per i laghi ad alto grado di trofia, si riduce notevolmente (50%) mantenendosi su valori sempre inferiori ai 10 cm<sup>3</sup>.m<sup>-3</sup>.

Peraltro la clorofilla a, durante il primo anno di osservazioni, è compresa, con il suo valore massimo (12,94 mg.m<sup>-3</sup>), all'interno del valore di 16,9 mg.m<sup>-3</sup> ritenuto di soglia verso l'eutrofia (Vollenweider R.A. e Kerekes J., 1980), mentre supera di poco (7,11 mg.m<sup>-3</sup>) il valore medio di 6,7 proposto dagli stessi autori.

Nel secondo anno i valori massimo e medio, rispettivamente di 17,80 e 9,35 mg.m<sup>-3</sup>, non eccedono di molto i valori limite.

Volendo, pertanto, ipotizzare il livello trofico del lago Poma, lo potremmo definire del tipo "eutrofia incipiente".

### RINGRAZIAMENTI " "

Sono grata al Dr. Nicola Sechi, dell'Istituto di Botanica dell'Università di Sassari, per le proficue discussioni ed alla Prof. Livia Tonolli per il suo incoraggiamento.

### BIBLIOGRAFIA

- Golterman H.L., R.S. Clymo and M.A.M. Ohnstad. 1978.<u>Methods for Physical &</u> <u>Chemical Analysis of Fresh Waters</u>.IBP Handbook n. 8. Blackwell Scientific Publications, London, 211 pp.
- Margalef R., D. Planas, J. Armengol, A. Vidal, N. Prat, A. Guiset, J. Toja y M. Estrada. 19 76 . <u>Limnologia de los embalses espanoles</u>. Ministerio de Obras Publicas, Madrid, 422 pp.
- Oliveri R., M. Di Benedetto, R. Barone, A. Casuccio, M. Ajello e S. Calvo. 1982. Indagini ecologiche su due bacini artificiali siciliani: Piana degli Albanesi e Poma. Giornale di Igiene e Medicina Preventiva, 23:10-41.
- Utermohl H. 1931.Neue Wege in der quantitativen Erfassung des Planktons. <u>Verh. Int.</u> <u>Ver. Limnol.</u>, 5: 567-595.
- Vollenweider R.A. 1968. <u>Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and</u> <u>flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in</u> <u>eutrophication</u>. OECD Technical Report DAS/CSI/68.27.

Vollenweider R.A. and J. Kerekes. 1980. The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of ththe OECD programme on eutrophication. <u>Prog. Wat. Tech.</u> Norway, 12: 5 38.

### TRACCIANTI RADIOATTIVI E MICROANALISI NELLA STIMA DELL'ATTIVITÀ BATTERICA ETEROTROFA NEGLI AMBIENTI ACQUATICI.

### **R. BERTONI**

C.N.R. - Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza

### SUMMARY

The methodological problems of estimating microbial heterotrophic activity in waters are discussed here. The pitfalls of the two more widely diffused methods based on the use of labelled tracers, namely the organic labelled substrate uptake method and the dark  $CO_2$  fixation method, are examined. The possible advantages and limitations of direct measurement, by a microanalytical method, of the heterotrophic consumption of naturally occurring organic carbon are also discussed.

A very preliminary and rough comparison, based on data from various bibliographical sources, of the results obtained by tracer methods and direct method is proposed.

La sostanza organica è presente, negli ambienti acquatici, con concentrazioni estremamente modeste, che variano da alcuni  $\mu g/1$  a pochi mg/1 (Bertoni, 1978).

Tuttavia la sua massa totale presente in un lago può essere molto elevata. Ad esempio, per quanto riguarda il Lago Maggiore si può stimare che il suo contenuto minimo di sostanza organica si aggiri attorno alle 75.000 tonnellate di materiale disciolto e alle 3.500 tonnellate di materiale particellato con dimensioni comprese tra 1 e 50  $\mu$ m.

Risulta tuttavia difficile stimare l'attività microbica eterotrofa a carico di queste pur ingenti quantità di substrato, potenzialmente disponibili per i popolamenti batterici, proprio per che la dispersione nel mezzo acquoso del sistema substrato organicomicrorganismi eterotrofi comporta variazioni dei substrati e dei prodotti dell'attività batterica eterotrofa che sono, in termini di concentrazione, molto modeste. Questo fatto rende attualmente applicabili i metodi di stima dell'attività eterotrofa basati sull' evoluzione e sul consumo di gas ( $CO_2 e O_2$ ) soltanto ai sedimenti, ove la concentrazione per sedimentazione del substrato organico permette l'esplicarsi di attività microbiche eterotrofe di diversi ordini di grandezza più elevate di quelle che hanno luogo nelle acque libere. Sono stati perciò proposte delle sensibili tecniche di stima dell'attività eterotrofa, basate sull'uso di traccianti radioattivi, riconducibili essenzialmente a due metodi principali: il primo si basa sulla misura dell'assunzione di un substrato organico marcato da parte del popolamento batterico, mentre il secondo si fonda sulla misura dell'incorporazione al buio, e quindi attribuibile al metabolismo batterico, di carbonio inorganico marcato, Tuttavia talune limitatazioni dei metodi ora citati hanno sollecitato lo sviluppo di una nuova tecnica, resa possibile dalle migliorate prestazioni degli strumenti per la microanalisi del carbonio organico nelle acque. Questa tecnica si basa sulla misura diretta del consumo di carbonio organico da parte dei popola menti batterici eterotrofi.

Alla più estesa valutazione ed al confronto dei tre metodi è tuttavia opportuno premettere qualche considerazione di carattere generale a propostio di un passo, attualmente ineliminabile, della metodologia di stima che è comune ai tre metodi: il prelievo del campione e la sua incubazione, per tempi più o meno lunghi, in recipienti di volumi più o meno grandi.

Questo evento comporta sempre un cambiamento dell'ambiente sottoposto a misura, un disturbo del sistema substrato-popolamento eterotrofo, al quale consegue che la stima di attività ottenuta sia tanto più estrapolabile alla situazione naturale indisturbata, quanto meno intenso è il disturbo introdotto, pur senza essere mai una misura della reale attività "in situ".

### Assimilazione di substrato organico marcato

Questo metodo, inizialmente proposto da Parsons e Strickland (1962), e successivamente modificato e perfezionato (Wrigth e Hobbie, 1965, 1966) con 1'inclusione della misura della frazione di substrato respirata (Hobbie e Crawford, 1969), si basa sulle seguenti assunzioni:

1) l'aggiunta di modeste quantità di substrato organico non altera considerevolmente l'attività batterica;

2) l'attività eterotrofa relativa ad un certo substrato organico è rappresentativa dell'attività globale;

3) il popolamento batterico naturale è assimilabile ad un singolo enzima e l'incorporazione del substrato organico marcato è perciò descrivibile applicando la cinetica enzimatica di Michaelis-Menten.

Tuttavia con l'estendersi dell'uso di questo metodo ci si è sempre più resi conto che le assunzioni iniziali divenivano diffi-

cilmente sostenibili.

Per quanto concerne in particolare la prima assunzione, è stato sperimentalmente verificato (Williams e Askew, 1968) che esiste indipendenza dei parametri cinetici dalle concentrazioni del substrato marcato aggiunto soltanto se non si supera una determinata soglia di concentrazione. Tale soglia si può, in prima approssimazione, identificare con la concentrazione della sostanza usata come substrato marcato nell'ambiente in studio. Superata tale concentrazione limite, che ovviamente è diversa nei diversi ambienti, la relazione tra attività e substrato aggiunto cessa di essere lineare, probabilmente per fenomeni di induzione di attività microbica.

Per questo mentre i primi lavori effettuati con questo metodo ammettevano aggiunte di substrato variabili tra 1 e 100  $\mu$ g/1, sì è andata in seguito imponendo la tendenza a lavorare con concentrazioni inferiori ai 10  $\mu$ g/1.

Per quanto riguarda la seconda assunzione, i numerosi esperimenti condotti utilizzando contemporaneamente vari substrati marcati (zuccheri, amino acidi, proteine idrolizzate) (Allen, 1973; Hobbie, Crawford e Webb, 1968; Hobbie, 1969), hanno mostrato che i differenti substrati possono venire metabolizzati con velocità anche di due ordini di grandezza diverse.

Da questo consegue che il substrato naturale, costituito da un irriproducibile insieme di sostanze organiche, sarà metabolizzato con una attività che è la risultante delle singole attività a carico dei suoi diversi componenti e che sarà, perciò differente da quella misurabile con uno o pochi substrati. Per questo fatto gli stessi autori che hanno proposto il metodo, gli hanno attribuito, nei lavori più recenti, un significato meno esteso, restringendone la validità allo studio dell'attività a carico di un singolo substrato (Hobbie, 1973).

La criticabilità della terza assunzione, relativa all'applicabilità della cinetica di Michaelis-Menten allo studio dell'incorporazione del substrato marcato da parte dei popolamenti batterici eterotrofi naturali, è emersa da alcuni studi (Vaccaro e Jannasch, 1967; Hamilton e Preslam, 1970) i risultati dei quali non aderivano alla cinetica enzimatica per un singolo enzima.

Williams (1973) dimostrò poi che i popolamenti batterici misti, cioè quelli normalmente presenti negli ambienti naturali presentano una deviazione dalla cinetica enzimatica di Michaelis-Menten tanto più marcata quanto maggiore è la diversità tra le "specie" costituenti la popolazione in esame.

Questo risultato è da attribuire al fatto che ciascuna "specie" è caratterizzata da una sua particolare affinità per il sub-

strato marcato aggiunto. Una analisi più dettagliata dei limiti di applicabilità dell'equazione di Michaelis-Menten è stata condotta da Krambeck (1979) che, accanto all'eterogeneità delle popolazioni naturali, ha individuato altre cause di deviazione, quali l'eterogenea distribuzione degli enzimi nella cellula batterica ed il concorso di una catena di enzimi nel determinare la attività metabolica globale di ciascuna cellula batterica.

Metodi affini a quello fin qui discusso (Williams e Askew, 1968; Kadota, Hata e Miyoshi, 1966) prescindono dall'uso della equazione di Michaelis-Menten per calcolare i parametri cinetici di un popolamento batterico, basando la stima dell'attività sul la misura della frazione di substrato marcato respirata e quindi liberata come  $CO_2$  marcata. Questi metodi, anch'essi fondati sul le prime due assunzioni elencate, sono ugualmente soggetti alla critica che un'aggiunta, sia pure piccola, di substrato può indurre attività microbiche latenti (enzimi induttivi) e che con essi è valutabile il flusso, attraverso il popolamento batterico, soltanto di uno o pochi substrati organici. Tale valutazione è però condizionata, qualunque metodo si usi, dalla possibilità di misurare la concentrazione nell'ambiente della sostanza usata come substrato (Andrews e Williams, 1971), fatto, questo che spesso pone grossi problemi analitici.

### Fissazione al buio di CO<sub>2</sub> marcata

Questo metodo, originariamente proposto da Romanenko (1963, 1964) come metodo di stima della produzione batterica, si basa sulla misura dell'incorporazione di <sup>14</sup>C-bicarbonato da parte del popolamento batterico eterotrofo, posto ad incubare al buio per alcune ore. Da tale misura si calcola poi la produzione batterica, assumendo che esista una relazione costante tra fissazione al buio di CO<sub>2</sub> marcata e produzione eterotrofa totale. Secondo Romanenko (1964), la frazione di CO<sub>2</sub> fissata al buio sarebbe pari al 6% della produzione batterica. Tale costante, ricavata empiricamente dallo studio di colture di laboratorio e di campioni naturali, si è tuttavia presto rilevata piuttosto arbitraria, potendo assumere valori compresi tra l' 1% e il 12% sia in campioni naturali che in colture (Overbeck, 1972) e potendo variare considerevolmente in funzione del tipo di metabolismo batterico prevalente nel campione.

Romanenko, Overbeck e Sorokin (1972) infatti, stimano che il carbonio usato per la biosintesi provenga dalla  $CO_2$  per il 3-5% nei batteri eterotrofi e per il 30-90% nei batteri con metabolismo intermedio tra l'eterotrofo e il chemioautotrofo.

Questo metodo trova il suo supporto teorico nella modalità di

attuazione del ciclo degli acidi tricarbossilici, chiave delle attività cataboliche ed anaboliche degli organismi.

Come è noto questo ciclo è anfibolico, poiché rappresenta sia la tappa finale della degradazione dei substrati organici che la sorgente di precursori a basso peso molecolare per le successive vie anaboliche. La frazione di tali precursori utilizzata per l'anabolismo è ricostituita da reazioni anaplerotiche, il primo passo delle quali è la carbossilazione del piruvato o del fosfoenolpiruvato, cioè l'unione di una molecola di CO<sub>2</sub> a tali sostanze a tre atomi di carbonio, con formazione di ossalacetato. Su questa base teorica è stata formulata la proposta (Overbeck, 1981) di utilizzare l'incorporazione al buio di CO<sub>2</sub> marcata, misurata dopo 20 minuti di incubazione, come stima dell'attività metabolica del popolamento eterotrofo e non più come stima della sua biomassa. A sostegno di questa proposta, Overbeck (1979 a) di mostra sperimentalmente la dipendenza della fissazione eterotrofa di CO2 dalla presenza di substrato organico facilmente decomponibile (glucosio) nel campione in esame. Tuttavia, anche se in questo modo si elimina l'uso di fattori arbitrari di proporzionalità tra fissazione eterotrofa di CO<sub>2</sub> e biomassa batterica, il metodo presenta ancora due notevoli sorgenti di incertezza. La prima, comune al metodo originale di Romanenko (1963) e al metodo riformulato di Overbeck (1981), è costituita dal fatto che le reazioni anaplerotiche prima illustrate non sono una prerogativa dei popolamenti batterici ma, al contrario, sono largamente diffuse in tutti gli organismi.

E poiché è attualmente impossibile ottenere una buona separazione dei popolamenti algali dai popolamenti batterici, la fissazione al buio di  $CO_2$  in campioni provenienti da ambienti naturali risulta difficilmente attribuibile alla sola attività dei popolamenti eterotrofi. La seconda causa di incertezza nell'interpretazione delle stime di attività eterotrofa basate sulla fissazione al buio di  $CO_2$  sta nella complessità del metabolismo della  $CO_2$  stessa, che può attuarsi con modalità più articolate (Lehninger, 1974) di quelle assunte da Overbeck (1981) per il suo calcolo del substrato assimilato dai popolamenti batterici eterotrofi.

### Misura del consumo di carbonio organico

Per superare le limitazioni prima illustrate connesse con l'uso di substrati marcati, si è messo a punto un metodo di stima dell'attività eterotrofa basato sulla misura diretta del consumo di substrato organico naturale da parte della microflora (Bertoni, Callieri, Torelli e Zola, 1982). Tale misura viene condotta su campioni di 5 litri di acqua di lago, posti ad incubare al

buio ed in condizioni controllate per alcuni giorni.

La misura delle variazioni di concentrazione del carbonio organico nei campioni è effettuata con un analizzatore commerciale (TCM 400/P, Carlo Erba Strumentazione), modificato in modo da aumentarne la sensibilità (100 ugC/l) e la riproducibilità (3% come deviazione standard relativa). Con lo strumento così modificato è con un apparecchio cambia campioni automatico, appositamente costruito, è possibile trattare fino a 5 campioni contemporaneamente, effettuando 5 o 10 analisi per campione ad intervalli che variano da 30 minuti a 4 ore. Ovviamente nel caso di un solo campione è possibile effettuarne l'analisi in continuo. Questo metodo presenta, rispetto ai precedenti, tre vantaggi sostanziali: il campione non subisce aggiunte di sorta e perciò la stima di attività che si ottiene è relativa al substrato organico naturale nella sua globalità. Inoltre l'eventuale presenza nel campione di organismi autotrofi o eterotrofi diversi dai batteri non inficia la stima di attività eterotrofa perché, dato che si misura il consumo di carbonio organico, le attività metaboliche di tali organismi rientrano nella stima solo se hanno luogo a spese del substrato organico presente. In altri termini il popolamento fitoplanctonico eventualmente presente assume un ruolo nella misura solo se è capace di attività eterotrofa, contrariamente a quanto accade con il metodo dell'assimilazione al buio di CO<sub>2</sub>.

E' anche improbabile una sottostima del consumo eterotrofo del substrato organico imputabile alla escrezione fitoplanctonica di sostanza organica perché, come si è detto, l'incubazione dei campioni avviene al buio, condizione questa che impedisce o limita considerevolmente la formazione di prodotti extracellulari algali (Nalewaijko, Lee e Fay, 1980).

Infine questa metodologia non prevede assunzioni sulla cinetica che regola il consumo di substrato, essendo il calcolo della attività eterotrofa basato semplicemente sul bilancio del carbonio organico consumato. Si deve inoltre ricordare che, mentre le stime di attività con traccianti marcati vengono effettuate su volumi di campioni modesti (attorno ai 100 ml), col metodo ora illustrato si usano alcuni litri di campione. Questo fatto comporta un miglioramento del rapporto superficie-volume ai fini della riduzione dell'effetto parete (Zobell e Anderson, 1936) sulla crescita dei popolamenti batterici.

L'aspetto più criticabile di questo metodo rispetto ai prece denti è costituito dalla sua minor sensibilità, che impone tempi di incubazione più lunghi per ottenere variazioni misurabili delle concentrazioni del carbonio organico. Tuttavia, poiché, si è visto (Andrew e Williams, 1971; Overbeck, 1981) che in 12 ore il
popolamento eterotrofo naturale non subisce, solitamente, modificazioni considerevoli, si può affermare che i consumi di substrato misurati in tale intervallo di tempo non sono degli artefatti. E in generale in 12 ore di incubazione si hanno diminuzioni misurabili della concentrazione di carbonio organico. D'altro canto, poiché la tecnica da noi proposta permette di seguire 1'evolversi del consumo di substrato con una frequenza analitica elevata o, addirittura, in continuo, le eventuali modificazioni della velocità di utilizzo del carbonio organico, sintomi di una alterazione del substrato o del popolamento eterotrofo che lo usa, sono facilmente identificabili.

Questa è una interessante prerogativa della nostra tecnica per che i metodi radiochimici prima illustrati fondano la stima di attività eterotrofa su un'unica misura dell'incorporazione del tracciante, effettuata alla fine del periodo di incubazione.

#### Confronto dei risultati ottenuti con i tre metodi

E' evidente che un corretto confronto dei risultati ottenibili dall'assimilazione di substrato organico marcato, dalla fissazione al buio di  $CO_2$  marcata e dalla misura diretta, con metodi microanalitici, del consumo di carbonio organico naturale dovrebbe essere effettuata a partire da un congruo numero di campioni prelevati contemporaneamente nella stessa stazione di campionamento. Poiché questo lavoro non è stato fino ad ora realizzato, ci si deve accontentare di una comparazione tra i metodi sulla scorta dei dati disponibili in bibliografia. Bisogna però sottolineare che questo tipo di confronto, basato sui dati ottenuti in tempi diversi e, soprattutto, in ambienti diversi, non può che avere un significato molto relativo. I dati utilizzati a questo scopo sono reperibili nella tabella 1. Come è evidente dal suo esame, il rapporto tra fissazione di  $CO_2$  e incorporazione di glucosio marcato può essere estremamente variabile (Overbeck, 1979 b).

Infatti, da campioni dello stesso lago si hanno risultati diametralmente opposti, probabilmente a causa della diversa importanza delle reazioni anaplerotiche algali e batteriche nei campioni, nonché della presenza in essi di popolamenti batterici che utilizzano quantità molto diverse di  $CO_2$ .

Quando invece i risultati di numerose misure, effettuate in laghi diversi (a) o nello stesso corpo d'acqua (b) sono conglobati in una media (Overbeck, 1981), l'attività eterotrofa stimata con l'aggiunta di substrato organico marcato risulta essere soltanto il 10% circa di quella stimata dalla fissazione al buio di  $CO_2$ . A valori simili si giunge confrontando i risultati forniti dalle misure di consumo del carbonio organico naturale (100%) con le stime di attività eterotrofa basate sull'incorporazione di glucosio marcato (8,4%).

E' sembrato utile mettere a confronto con quest'ultimo metodo anche la stima ottenuta da misure dirette, mediante trappole di sedimentazione, della decomposizione del carbonio organico nel tragitto dagli strati fotici al fondo (Ohle, 1976).

E' da notare che questo metodo si differenzia notevolmente dai precedenti perché non si presta a misure puntiformi di attività eterotrofa, ma è invece utile per effettuare valutazioni globali del bilancio del carbonio organico negli ecosistemi acquatici.

Come si può vedere nella tabella 1 anche da questo confronto risulta che l'uso del substrato organico marcato porta ad una notevole sottostima dell'attività eterotrofa.

Appare quindi consigliabile utilizzare i metodi basati sul l'uso dei substrati organici marcati soltanto quando si voglia valutare il flusso di un singolo composto organico attraverso il popolamento batterico, ma non certo quando si voglia valutarne l'attività eterotrofa globale.

Invece l'uso per questo scopo del metodo basato sulla fissazione al buio di  $CO_2$  marcata sembrerebbe essere più promettente, a condizione che sia possibile eliminare le interferenze imputabili alle reazioni anaplerotiche del popolamento fitoplanctonico ed individuarne meglio, dal punto di vista quantitativo, i meccanismi biochimici coinvolti nel processo.

Ricerche in questa direzione sono attualmente in corso (Overbeck, comunicazione personale).

Queste considerazioni permettono di concludere che la misura diretta con tecniche microanalitiche del consumo del substrato organico naturale da parte dei popolamenti batterici è, tra quelli considerati, il metodo più realistico per valutare l'attività eterotrofa, almeno in corpi d'acqua mesotrofi com'è il Lago Maggiore.

1	Assimilazione di   glucosio marcato	Fissazione di <sup>CO</sup> 2 marcata	Consumo di carbonio organico	Trappole di sedimentazione
Overbeck, 1979 b	6   100	100 8,4		
Overbeck, 1981	A: 9,5 B: 11,5	100 100		
Bertoni et Al., 1982 Rolla, 1974*	8,4*		100	
Ohle, 1976	11,8		_	100

1 ab. $1 = 3ble a a ble a clone del lesto$	Tab.	1 -	Spiegazione	del	testo
--	------	-----	-------------	-----	-------

#### BIBLIOGRAFIA

- Allen, H.L. 1973. Dissolved organic carbon patterns of utilization and turnover in two small lakes. Int. Revue ges. Hydrobiol., 58: 617-624.
- Andrews, P. and P.J. Leb. Williams. 1971. Heterotrophic utilization of dissolved organic compounds in the sea. III. Measurement of the oxidation rates and concentration of glucose and amino acids in sea water. J. Biol. Ass. U.K., 51: 111-125.
- Bertoni, R. 1978. La misura del carbonio organico presente nelle acque: possibilità attuali e prospettive future. <u>Atti del 3° Congresso A.I.O.L.</u>, 377-387.
- Bertoni, R., C. Callieri, R. Torelli and O. Zola. 1982. Applicability of organic carbon analysis in the evaluation of microbial heterotrophic activity in fresh water. <u>Mem. Ist. Ital. Idrobiol.</u>, 40: 129-144.
- Hamilton, R. and J.E. Preslan. 1970. Observation on heterotrophic activity in the eastern tropical Pacific. <u>Limnol.Oceanogr.</u>, 15: 395-401.
- Hobbie, J.E. 1973. Using kinetic analyses of uptake of Carbon-14 to measure rates of movement of individual organic compounds into acquatic bacteria. <u>Bull. Ecol.</u> <u>Res. Comm.</u>, 17: 207-214.
- Hobbie, J.E. and C.C. Crawford. 1969. Respiration correction for bacterial uptake of dissolved organic compounds in natural water. <u>Limnol. Oceanogr.</u>, 14: 528-532.
- Hobbie, J.E., C.C. Crawford and L.K. Webb. 1968. Amino acid flux in a estuary. <u>Science</u>, 159: 1463-1464.
- Kadota, H., Y. Hata and H. Miyoshi. 1966. A new method for estimating the mineralization activity of lake water and sediment. <u>Memoir res. Inst. Food</u> <u>Sci., Kyoto Univ.</u>, 27: 28-30.
- Krambeck, K. 1979. Applicability and limitation of the Michaelis-Menten equation in microbial ecology. <u>Arch. Hydrobiol. Beih.</u> 12: 64-76.
- Lehninger, A.L. 1974. Biochimica. Zanichelli ed., 761 pp.
- Nalewaijko, C., K. Lee and P. Fay. 1980. Significance of algal extracellular products to bacteria in lakes and in cultures. <u>Microbial Ecology</u>, 6: 199-207.
- Ohle, W. 1976. General consideration on environmental problem of lakes. <u>Proc. Int.</u> <u>Congr. Human Environment,</u> Kyoto 1975 :1-8.
- Overbeck, J. 1972. Experimentelle untersuchungen zur bestimmung der bakteriellen produktion im see. <u>Verh. Internat. Verein Limnol.</u>, 19: 2600-2615.
- Overbeck, J. 1981. A new approach for estimating the overall heterotrophic activity in acquatic ecosystem. <u>Verh. Internat. Verein. Limnol.</u>, 21: 1355-1358.

- Overbeck, J. 1979 a. Dark CO<sub>2</sub> uptake-biochemical background and its relevance to in situ bacterial production. <u>Arch. Hydrobiol. Beih.</u>, 12: 38-47.
- Overbeck, J. 1979 b. Studies on heterotrophic and glucose metabolism of microplankton in PluBsee. <u>Arch. Hydrobiol. Beih.</u>, 13: 56-76.
- Parsons, T.R. and J.D.H. Strickland. 1962. On the production of particulate organic carbon by heterotrophic processes in sea water. <u>Deep Sea res.</u>, 8: 211-222.
- Rolla, A. 1974. Valutazioni di un metodo radiochimico per la stima dell'attività batterica eterotrofa nel Lago Maggiore. Tesi di laurea, Università di Milano, 129 pp.
- Romanenko, W.I. 1963. The potential ability of the microflora in water to the heterotrophic CO<sub>2</sub> assimilation and to the chemosynthesis. <u>Microbiologia</u>, 32,3: 668-674.
- Romanenko, W.I. 1964. Heterotrophic assimilation of CO<sub>2</sub> by the acquatic microflora. <u>Microbiologia</u>, 33,4: 679-683.
- Romanenko, W.I., J. Overbeck and Y.I. Sorokin. 1972. Estimation of production of heterotrophic bacteria using <sup>14</sup>C. In: <u>"IBP Handbook No. 23, Technique for</u> <u>Assessment of Microbial Production and Decomposition in Fresh Water"</u>. Sorokin and Kadota eds. Blackwell, 82-85.
- Vaccaro, R.F. and H.W. Jannasch. 1967. Variation in uptake kinetics for glucose by natural population in sea water. Limnol. Oceanogr., 11: 596-607.
- Zobell, C.E. and D.Q. Anderson. 1936. Observation on the multiplication of bacteria in different volumes of stored sea water and the influence of oxigen tension and solid surface. <u>Biol. Bull.</u>, 71: 324-342.
- Williams, P.J. LeB. 1973. The validity of the application of simple kinetic analysis to heterogeneous microbial population. <u>Limnol. Oeeanogr.</u>, 18: 159-165.
- Williams, P.J. LeB and C. Askew. 1968. A method of measuring the mineralization of rnicroorganisms of organic compounds in sea water. <u>Depp-Sea Res.</u>, 15: 365-375.
- Wright, R.T. and J.E. Hobbie. 1965. The uptake of organic solutes in lake water. Limnol. Oceanogr., 10: 22-28.
- Wright, R.T. and J.E. Hobbie. 1966. Use of glucose and acetate by bacteria and algae in acquatic ecosystem. <u>Ecology</u>, 47: 447-464.

# DETERMINAZIONE STRUMENTALE MEDIANTE ATTIVAZIONE NEUTRONICA DI ELEMENTI IN TRACCIA IN PARTICELLATO SEPARATO DA ACQUE NATURALI (+)

# R. BONINFORTI °, M. MADARO °°, A. MOAURO °°, R. RUGGIERO°, G. ZURLINI $^\circ$

° ENEA- Centro Ricerche Energia Ambiente, 19100 La Spezia °° ENEA- CRE Casaccia, 00100 Roma

#### SUMMARY

Trace metals were determined in suspended particulate matter separated from coastal sea water collected from the sea stretch delimited by the input of the river Volturno and the Sabaudia lake. Sampling stations were located at water column depths ranging from 7.5 to 100 m. At water column depths greater than 7.5 m, both surface and bottom sample were collected. In general, the concentrations found for the surface layer samples are greater than those for the deeper layer samples. A typical exception is Th (average value of 6 ng/L in surface water vs. 12 ng/L in bottom water). A preliminary correlation analysis showed that Co was strongly associated with Fe and Sc with Th and Ce. Thus, the canonical correlation analysis was prformend on the variables: salinity, Co (Fe), Sc (Th, Ce), Mn and Zn. Aim of this analysis was to investigate qualitatively the multivariate nature of the spatial correlation of the variables. The surface and bottom layers were uncorrelated whereas within each layer the analysis permitted an efficient exploration of the spatial correlations between the chemical variables.

<sup>(+)</sup> Lavoro svolto nell'ambito del contratto No. BIO B 322-I (S) del Programma di Radioprotezione della Commissione delle Comunità Europee.

#### INTRODUZIONE

Numerosi ricercatori (Gross, 1970; Lal, 1977; Turekian, 1977; Bewers e Yeast, 1977; Murray e Brewer, 1977; Olsen, Biscaye, Simpson, Trier, Kostyk, Bopp, Li, 1980; Lal, 1980; Balistrieri, Brewer, Murray,1981; Yuan-Hui Li, 1981) hanno suggerito che l'acqua di mare è sottosatura rispetto a molti elementi a causa dell'effetto sequestrante del materiale particellato.

Alcuni autori attribuiscono una particolare importanza a colloidi formati da ossidi e idi-ossidi di Fe e Mn, altri all'effetto delle argille, mentre alcuni studi sembrano mettere in evidenza che l'effetto sequestrante del materiale particellato non è in relazione diretta col substrato mineralogico ma piuttosto coll'assorbimento di sostanza organica sulle particelle. Sembra quindi che le conoscenze sugli effetti del particellato sospeso nei corpi idrici conducano i diversi ricercatori a conclusioni non univoche e ciò a maggior ragione per il Mediterraneo per il quale i dati disponibili sono scarsi. La mancanza di una conoscenza completa sugli effetti del materiale particellato nei riguardi dell'ambiente acquatico è, almeno in parte, dovuta alla difficoltà di raccogliere ragionevoli quantità di materiale e di analizzare elementi in tracce in una matrice la cui massa può essere dell'ordine anche di meno di 100 ug. Le tecniche più usate per la raccolta sono la sedimentazione, la filtrazione e la centrifugazione in continuo. Ognuna di queste tecniche offre vantaggi e svantaggi, e la scelta dipende dal problema che si intende studiare. Per esempio, la quantità di materiale che può essere raccolta mediante centrifugazione è molto maggiore di quanto non consenta la filtrazione, ma il problema della contaminazione da parte dei componenti metallici della centrifuga impedisce l'uso di questa tecnica per l'analisi di elementi in tracce. A condizione che i filtri siano sottoposti ad un processo di purificazione adeguato, la filtrazione sotto pressione mediante un dispositivo completamente chiuso costituisce una tecnica molto più pulita (soprattutto quando si lavora in campo) a scapito però della quantità di materiale che può essere raccolta; una ulteriore precauzione è filtrare sotto pressione di gas inerte per evitare modificazioni nello stato redox dell'acqua con possibili cambiamenti negli equilibri di, per esempio, Cr, Fe e Mn. Ulteriori incertezze quando si adotta la tecnica della filtrazione riguardano il valore della pressione e la dimensione dei pori.

Per quanto riguarda il primo punto, è opportuno filtrare a bassa pressione per evitare di danneggiare gli organismi raccolti sul filtro (Grasshof, 1976; Erickson, 1978). Questo aspetto può essere importante perché i fattori di concentrazione per Al, As, Ba, De, Cd, Ce, Cr, Co, Cu, I, Fe, Pb, Mn, Ni, Nb, Pu, Sc, Ag, Zn e Zr per il fitoplancton rispetto all'acqua di mare sono almeno di 10<sup>3</sup> (Murray e Brewer, 1977). Lo stesso discorso, anche se i valori di concentrazione sono molto meno noti che per il fitoplancton, è valido anche per i batteri (Bernhard, comun. pers.). Per quanto riguarda invece la dimensione dei pori delle membrane, la convenzione di definire in soluzione quegli elementi che si ritrovano nel filtrato passato attraverso pori da 0,45 um è in disaccordo con alcune osservazioni (Riley, 1975; Meadows, Smith, Coles, Maynard, 1977; Danielsson, 1982) secondo le quali alcuni elementi sono associati o con materiale particellato di dimensioni sufficientemente ridotte da passare attraverso filtri da 0,45 um oppure assorbiti su argille estremamente suddivise o presenti sotto forma di colloidi. In questo caso il filtrato contiene molti elementi sotto forma, in tutto o in parte, non disponibile per i normali processi di preconcentrazione necessari prima dell'analisi del filtrato. Questo fatto può dare luogo pertanto ad incertezze per quanto riguarda il bilancio di massa di elementi nell'ambiente marino ed acquatico in genere.

#### Parte sperimentale

#### CAMPIONAMENTO

II campionamento è stato eseguito mediante bottiglie di Van Dorn fatte di Perspex usando un cavo idrografico in nylon ed un messaggero di PVC. Immediatamente dopo la raccolta, i campioni sono stati trasferiti in bottiglie di polietilene a bassa densità da 2L precedentemente pulite con soluzione detergente a 90°C, HC1 (diluito 1/10) a 75°C per una settimana, ripetendo la procedura con HCl per un'altra settimana ed infine riem-

piendo sotto flusso laminare le bottiglie con 1% HCl (Carlo Erba RSE). Le bottiglie sono state mantenute in questa condizione fino al momento del sottocampionamento. La filtrazione è stata eseguita mediante filtri misti di nitrato e acetato di cellulosa da 0,22 um (Millipore GS) pretrattati per 16 h con HC1 3 N (Carlo Erba RSE) preparati con acqua bidistillata in guarzo e successivamente immersi più volte per 2-3 h in acqua bidistillata. Fino al momento dell'uso i filtri sono stati tenuti in HC1% (Carlo Erba RSE). La filtrazione è stata eseguita a circa 0,4 atm mediante N<sub>2</sub> filtrato attraverso membrana Nuclepore da 0,2 um. I filtri Millipore sono stati alloggiati in porta-filtri Millipore di polietilene rinforzato con vetro, e le tubazioni erano di Tygon. La filtrazione è stata protratta fino a che il filtro si occludeva, o, in caso contrario, fino alla filtrazione totale del campione. Durante la filtrazione la bottiglia è stata frequentemente agitata per evitare che, in caso di filtrazione parziale, il tipo di particelle raccolte potesse dipendere dalla loro differente velocità di sedimentazione all'interno della bottiglia di polietilene (Gardner, 1977; Loring e Rantala, 1977; Calvert e Mc Cartney, 1979). Alla fine della filtrazione, circa 200 mL di acqua bidistillata sono stati passati attraverso il filtro a circa 0,4 atm per eliminare il più possibile Na, Cl, e Br trattenuti sul filtro e che interferiscono con molti degli elementi analizzati quando si usa come tecnica analitica la attivazione neutronica.

Questo procedimento può introdurre errori analitici dovuti sia al deassorbimento di elementi dalle particelle sia a danni dovuti a pressione osmotica sugli organismi viventi. Una definizione quantitativa di queste sorgenti di errori è comunque estremamente difficile.

Dopo la filtrazione,i filtri sono stati pastigliati in quanto, in questa forma, subiscono un danno molto minore da parte del flusso neutronico consentono una migliore geometria di misura, e possono essere trasferiti a contenitori di polietilene nuovi dopo l'irraggiamento, evitando così possibili errori dovuti all'attivazione di elementi contenuti nel contenitore di polietilene usato per ciascun filtro durante l'irraggiamento.

# METODO ANALITICO

Gli elementi in tracce in materiale particellato possono essere determinati mediante vari metodi che possono essere classificati come metodi che richiedono la distrazione del filtro (per esempio, spettrometria di assorbimento atomico o di emissione ottica, voltammetria di ridissoluzione anodica) e metodi che non ne richiedo no la distruzione (per esempio, spettrometria di fluorescenza raggi X e attivazione neutronica strumentale).

I metodi del primo gruppo, pur essendo molto sensibili per alcuni elementi, richiedono manipolazioni abbastanza complesse del campione con conseguente possibilità di contaminazione, tanto più seria quanto minore è la quantità di materiale raccolto.

I metodi del secondo gruppo sono invece meno sensibili a questo tipo di problema, anche se la purezza del filtro rimane un grosso problema. Sia la spettrometria di fluorescenza X che l'attivazione neutronica offrono vantaggi e svantaggi. Il primo metodo è, ovviamente, molto meno costoso e consente di avere risultati analitici immediati; la sua maggiore limitazione è la sensibilità che impedisce l'analisi di elementi la cui massa sia inferiore a qualche decimo di ug per cm di filtro. La seconda tecnica (Spencer, Brewer, Sachs, 1972; Salbn, Steinnes, Pappas, 1975; Katargin, Kurinov, Smakhtin, Gurvich 1977; Ellis, Chatt.1979; Buat-Menard, Lambert, Arnold, Chesselet, 1980; Chatt, Kulathilake, 1981), specialmente nella sua versione strumentale, offre diversi vantaggi, tra cui i principali sono: alta sensibilità per molti elementi (10<sup>-6</sup>-10<sup>-11</sup>g); analisi simultanea di fino a 25 elementi; e possibilità (d'altronde comune alla fluorescenza X) di riutilizzare il campione per altri scopi; un ulteriore vantaggio è la altissima sensibilità per le terre rare. La maggiore limitazione di questa tecnica è (oltre all'ovvia difficoltà di usare un reattore nucleare che può essere parzialmente superata usando un generatore di neutroni) la limitata sensibilità per alcuni elementi (per esempio Si, Fe, S e Pb). I campioni analizzati in questo lavoro sono stati irraggiati nel reattore Triga Mark dell'Istituto della Casaccia usando il portacampioni rotante.

II flusso neutronico è stato di  $5 \times 10^{12}$  n s<sup>-1</sup>cm<sup>-2</sup>, ed

i tempi di irraggiamenti variavano tra 10 s per Mn, Al, V e Cu e 30 h per Co, Cr, As, La, Sm, Au, Th, Ce, Fe, Hg, Sb, Sc, Se, Zn, Ag, Cs, ed Eu. Le pasticche formate dai filtri sono state, come detto, messe in contenitori di polietilene ed irraggiate a gruppi di 6 in un contenitore di Al (o di polietilene per gli irraggiamenti brevi). Insieme ad ogni gruppo di 6 pastiglie sono stati irraggiati due standards (Orchards Leaves NBS-SRM 1571 e Soli Standard SL-1 IAEA). Le pastiglie e gli standards sono stati disposti a caso in ciascun contenitore per randomizzare i possibili effetti delle piccole disomogeneità di flusso. I radionuclidi gamma-emettitori sono stati misurati mediante un rivelatore Ge(Li) (FWHM circa 2 keV a 1332 keV; efficienza 20%) collegato ad un analizzatore multicanale Camberra 80. In funzione della semivita dei radionuclidi, il conteggio è stato eseguito da 10 min a 20 giorni dopo la fine dell'irraggiamento. Le possibili interferenze osservate sono relative alle coppie As-Bb, Sc-Zn e Br-As.

# ANALISI CANONICA

A scopi puramente descrittivi ed esplorativi è stata effettuata una analisi della correlazione canonica (Cooley e Lohnes,1971) per cinque variabili fisico-chimiche tra lo strato di campionamento superficiale e quello profondo. Una analisi di correlazione preliminare ha mostrato che Co e Fe, come anche Sc, Th, e Ce erano notevolmente associati tra loro. Ciò ha consentito di ridurre a cinque il numero delle variabili (salinità e concentrazioni di Co(Fé), Mn, Sc(Th, Ce) e Zn). Lo scopo primario era quello di indagare sulla natura multivariata delle correlazioni spaziali delle variabili considerate. Il rapporto tra il numero delle variabili e il numero dei campioni era tale (10/30=0,3) da non inflazionare eccessivamente i coefficienti di correlazione strutturale (Gittings,1979).

#### RISULTATI E DISCUSSIONE

I campioni sono stati raccolti dai fiumi Volturno e Garigliano e dal tratto di mare Tirreno compreso tra la foce del Volturno ed il lago di Sabaudia. As, Au, Ba, Ca, Ce, Co, Cr, Cs, Eu, Fe, Hf, Hg, La, Lu, Mn, Rb, Sb, Sc, Se, Sm, Ta, Th, W, Yb e Zn sono stati analizzati in 95 campioni che, per quanto riguarda l'ambiente marino, sono stati raccolti a cinque batimetriche comprese tra 7,5 e 100 m. Per le batimetriche inferiori ai 7,5 m, per ogni stazione è stato raccolto un campione superficiale ed un campione di fondo. I dati analitici sono stati ritenuti significativi quando la differenza tra valore analitico e valore del bianco è risultata superiore al doppio della deviazione standard del bianco; essi assommano a circa 750. La applicazione di questo criterio ha portato alla eliminazione di molti valori per Au, Cr, Sb, Fe, Mn e Co mentre per alcuni elementi (As, Ba, Ca, Cs, Eu, Hf, Hg, Lu, Rb, Sc, Ta, W e Yb) il segnale analitico è risultato assente in un numero elevato di campioni. I valori dei bianchi sono riportati in Tab. I.

Per quanto riguarda i fiumi, i valori delle concentrazioni riscontrati nel Carigliano sono quasi sempre più elevati che nel Volturno. Per quanto riguarda il mare, i valori di superficie tendono ad essere maggiori di quelli di fondo; una tipica eccezione è costituita dal Th, il cui valore di superficie è circa la metà di quello di fondo (6 ng/L contro 12 ng/L).

Per il Co, i valori medi riscontrati in prossimità delle foci dei fiumi Volturno e Garigliano sono maggiori (valori dell'ordine di 17 ng/L) di quelli trovati nelle zone distanti dalle foci (valori dell'ordine di 10 ng/L).

Assumendo che il rapporto Co/Sc nel materiale particellato trasportato dai fiumi sia un indice dell'abbondanza del Co nei due bacini imbriferi, è da notare che detto rapporto è di 1,68 per il Volturno contro una media mondiale di 1,1 (Martin, Salvadori, Thomas, 1978).

Per ragioni di spazio, le tabelle relative ai dati ed al loro trattamento statistico non vengono presenta te in questa sede. Riteniamo sufficiente indicare che, con le eccezioni di Ca, Cr, Fe, Mn, Rb e Zn (le cui concentrazioni sono dell' ordine dei ug/L) le concentrazioni degli altri elementi sono dell'ordine dei ng/L.

	n	media	2 x dev. stand.	coeff. var. (%)
Au	10	0,204	0,244	60
Ce	5	10,43	5,98	33
Co	10	8,85	4,04	23
Сг	9	335,3	134,4	20
Fe*	10	4.11	3,68	45
Ca	10	2,62	2,50	48
Mn*	10	0,247	0,116	24
Sb	9	10,60	8,48	40
Sc	9	0,394	0,508	64
Sm	3	0,272	0,365	67
Zn	9	356,5	157,9	22

TAB. 1

Tab. 1 - Valori dei bianchi riscontrati nei filtri Millipore dopo purificazione (valori in ng/L; \* valori in ug/L )

			TAB. 2		
i	ri <sup>2</sup>	ri	$\mathbf{\Lambda}_{\mathbf{i}}$	$\chi^{_{2}}_{~i}$	gradi di libertà
0	0,350	0,592	0,433	20,5	25
1	0,193	0,440	0,666	9,9	16
2	0,104	0,323	0,826	4,7	9
3	0,050	0,224	0,922	2,0	4
4	0,029	0,170	0,971	0,7	1

Tab. 2 - Analisi della correlazione canonica del particellato tra lo strato superficiale e quello profondo. Sono riportati i valori degli autovalori estratti  $(r_i^2)$ , i coefficienti di correlazione canonica  $(r_i)$ , il  $\Lambda$  di Wilks ed il  $X_i^2$  che rappresenta solo un valore nominale.

				TAB. 3				
	u1	U2	u <sub>3</sub>	h <sup>2</sup> (3)				
ട്	-0,484	0,576	0,484	0,80				
Co	0,635	-0,416	0,199	0,62				
Mn	0,459	-0,379	-0,330	0,46				
Sc	0,935	0,063	-0,333	66'0				
Zn	-0,102	0,195	-0,779	0,66				
Varianza estratta	0,347	0,138	0,220	(20,5%)				
	v1	۷ <sub>2</sub>	۶	h <sup>2</sup> (3)	u1 1	U2	U_3	
ۍ مړ	-0,805	0,487	0,194	0,92	-0,476	0,216	0,063	
Co	0,125	0,139	0,566	0,36	0,074	0,061	0,183	
Mn	0,224	0,919	-0,315	66'0	0,133	0,404	-0,102	
Sc	0,742	0,166	0,387	0,73	0,439	0,073	0,125	
Zn	-0,112	0,046	0,686	0 ,49	-0,066	0,020	0,221	
Varianza estratta	0,255	0,226	0,216	( 20% )	0,089	0,044	0,022	(15,5%)
ridondanza	0,089	0 ,044	0,022		0,089	0,044	0,022	

Tab. 3 - Analisi delle componenti canoniche. Correlazioni tra le variabili originali e le componenti canoniche estratte.

#### RISULTATI DELL'ANALISI CANONICA

La grandezza dei coefficienti di correlazione canonica non è tale da far supporre la esistenza di consistenti relazioni lineari tra i due gruppi di variabili (Tab. 2). Ciò equivale a dire che non vi è buona corrispondenza lineare tra le distribuzioni spaziali delle cinque variabili dello strato superficiale e dello strato profondo. Ciò è confermato dalle correlazioni delle prime componenti canoniche U<sub>k</sub> (k= 1,3) nello strato superficiale con le componenti dello strato profondo (Tab. 3). In questa tabella vengono riportate le correlazioni intragruppo ed intergruppo per le prime tre funzioni canoniche estratte (U<sub>k</sub>, V<sub>k</sub>; k= 1,2,3) in quanto la ridondanza associata alle due rimanenti era trascurabile.

Supponendo ragionevolmente che le variabili dello strato superficiale siano le variabili indipendenti, la percentuale di varianza dello strato profondo spiegata da U<sub>1</sub>, U<sub>2</sub> ed U<sub>3</sub> è appena del 15.5%. L'analisi canonica è riuscita comunque ad estrarre all'interno di ogni gruppo alcune componenti lineari molto rappresentative ( ca. 70% varianza estratta) che si possono considerare il risultato di una analisi delle componenti principali all'interno di ogni gruppo di variabili. Le prime 3 componenti U<sub>k</sub> dello strato superficiale spiegano oltre il 70% della varianza. La componente U<sub>1</sub> appare fortemente associata alle concentrazioni di Sc (Th, Ce), Co (Fe) e, in tono minore, a quella del Mn. Inoltre vi è un debole contrasto con la salinità (-0.484). U<sub>2</sub> è un contrasto tra salinità e concentrazioni di Zn. U<sub>1</sub> è la componente più importante (ca. 35% della varianza), e tutte le variabili originali sono abbastanza bene rappresentate dalle U<sub>k</sub> dati i valori relativamente alti delle comunalità (h<sup>2</sup>). Per lo strato profondo, le prime tra componenti V<sub>k</sub> (k= 1,2,3) spiegano il 70% della varianza e sono tutte ugualmente importanti. V<sub>1</sub> è un contrasto tra salinità e con-

centrazione di Sc (Th, Ce). V<sub>2</sub> è una espressione diretta della concentrazione di Mn ed inoltre rappresenta anche parte della dispersione relativa alla salinità. V<sub>3</sub>rappresenta in modo diretto le concentrazioni di Zn e Co (Fe) e, in misura minore, parte della dispersione della concentrazione di Sc (Th, Ce). Dai valori delle comunalità si evidenzia come tutte le variabili originali relative allo strato profondo siano ben rappresentate dalle prime tre componenti V<sub>k</sub>, ad eccezione del Co (36% della varianza spiegata). Poiché le componenti estratte in un dominio sono ortogonali e quindi non correlate tra loro, per le U<sub>k</sub> risulta che la distribuzione spaziale dello Zn è indipendente da quella di Sc (Th, Ce) la quale risulta invece positivamente associata con quelle del Co (Fe) e Mn. Tutti gli elementi chimici considerati hanno una distribuzione inversamente correlata con i gradienti di salinità osservati, indicando nelle acque fluviali una sorgente contenente gli elementi misurati in concentrazione maggiore che nell'acqua di mare.

Per lo strato profondo si notano dei differenti comportamenti degli elementi rispetto allo strato superficiale; una eccezione è lo Sc (Th, Ce) che rimane inversamente associato ad un gradiente di salinità ed alla concentrazione di Sc (Th, Ce) nello strato superficiale (0,44); il Mn non è più associato allo Sc (Th, Ce) ed al Co (Fe) ma direttamente in relazione al gradiente di salinità. Inoltre la concentrazione di Co (Fe) è associata a quella dello Zn ed in parte a quella di Sc (Th, Ce) ed appare indipendente dai gradienti di salinità. Dalle distribuzioni delle variabili considerate si nota che ogni strato è caratterizzato da comportamenti associativi diversi delle variabili. Ciò è probabilmente in relazione con modificazioni nella natura e composizione del particellato al variare delle condizioni del corpo idrico. Nelle Figg. 1-5, sono stati rappresentati gli andamenti spaziali dei punteggi standardizzati suddivisi in classi delle 30 stazioni di campionamento relativi alle componenti canoniche  $U_1$ ,  $U_2$ ,  $U_3 e V_1$ ,  $V_2 e V_3$ . La  $U_2$  non è stata rappresentata per la



Fig. 1 - Analisi dell'andamento spaziale della 1<sup>^</sup> componente canonica estratta nello strato superficiale (U<sub>1</sub>). Sono riportati i valori medi ed estremi dei punteggi suddivisi in quattro classi relativi alle 30 stazioni di campionamento.



Fig. 2 - Analisi dell'andamento spaziale della 3<sup>^</sup> componente canonica estratta nello strato superficiale (U<sub>3</sub>). Sono riportati i valori medi ed estremi dei punteggi suddivisi in quattro classi relativi alle 30 stazioni di campionamento.



Fig. 3 - Analisi dell'andamento della 1<sup>^</sup> componente canonica estratta nello strato profondo (V<sub>1</sub>). Sono riportati i valori medi ed estremi dei punteggi suddivisi in quattro classi relativi alle 30 stazioni di campionamento.



Fig. 4 - Analisi dell'andamento spaziale della 2<sup>^</sup> componente canonica estratta nello strato profondo (V<sub>2</sub>). Sono riportati i valori medi ed estremi dei punteggi suddivisi in quattro classi relativi alle 30 stazioni di campionamento.

sua minore importanza.

Queste figure consentono di osservare in modo simultaneo le distribuzioni e codistribuzioni spaziali delle variabili prese in considerazione. Tali rappresentazioni sintetiche sono di estrema utilità per individuare, almeno qualitativamente, l'influenza dell'ambiente marino sulle trasformazioni del particellato di origine fluviale e di ipotizzarne il destino sedimentario.



Fig. 5 - Analisi dell'andamento spaziale della  $3^{\wedge}$  componente canonica estratta nello strato profondo (V<sub>3</sub>). Sono riportati i valori medi ed estremi dei punteggi suddividisi in quattro classi relativi alle 30 stazioni di campionamento.

#### BIBLIOGRAFIA

- Balestrieri, L., P.G., Brewer, J.M., Murray. 1981. Scavenging residence times and surface chemistry of sinking particles in the deep ocean. <u>Deep -Sea Res.</u>, 28A: 101-121.
- Bewers, J.M., P.A. Yeats. 1977. Oceanic residence times of trace metals <u>Nature</u>, 268: 595-598.
- Bo, F., R. Boniforti, R. Ruggiero, G. Zurlini. 1982. Determination of some trace elements in coastal sediments of the Central and Northern Tyrrhenian sea, in preparazione.
- Buat-Menard, P., C.E., Lambert, M. Arnold, R. Chesselet. 1980. Multielement neutron activation analysis measurements towards the geochemistry of particulate matter exchange between continent atmosphere-ocean. J. Radioanal. Chem., 55 : 44 5-45 2.
- Calvert, S.E., M.J., McCartney. 1979. The effect of incomplete recovery of large particles from water samples on the chemical composition of oceanic particulate matter. Limnol. Oceanogr., 24: 532-536.
- Chatt, A., A.I., Kulathilake. 1981. Multielement analysis of suspended particulate matter by instrumental neutron activation analysis. In: Proceedings of the NATO Advanced Res. Inst. Congr. On Trace Metals in Sea Water. Plenum Publ. Corp., N.Y. (in stampa).
- Cooley, W.W., P.R., Lohnes. 1971. Multivariate Wiley, New York, 364 pp.
- Danielsson, L.G. 1982. On the use of filters for distinguishing between dissolved and particulate fractions in natural waters. <u>Water Res.</u>, 2: 179-182.
- Ellis, K.M., A. Chatt. 1979. Multielement determination in estuarine suspended particulate matter by instrumental neutron activation analysis. <u>Anal. Chem.</u>, 51: 942-947.
- Erickson, K. 1976. Marine trace metal sampling and storage, <u>Report NRCC</u> No. 16472, 49 pp.

- Gardner, W.D. 1977. Incomplete extraction of rapidly settling particles from water samples. <u>Limnol. Oceanogr.</u>, 22: 764-768.
- Gittings,R. 1979. Ecological applications of canonical analysis. In <u>Multivariate Methods</u> <u>in Ecological Work (Orloci, L., C.R., Rao, W.M., Stiteler, Eds.)</u>. International Cooperative Publishing House, Fairland, Maryland (USA), pp. 309-535.
- Grasshoff, K. 1976. <u>Methods of Seawater Analysis</u>. Verlag Chemie, Weinheim-New York, 317 pp.
- Gross, M.G., 1970. Waste removal and recycling by sedimentary processes <u>FAO</u> <u>Technical Conference on Marine Pollution and its Effects on Living Resorces</u> <u>and Fishing</u>, Rome (Italy), 9-18 Dec. 1970.
- Katargin, N.V., A.D., Kurinov, L.A. Smakhtin, Ye.G., Gurvich. 1977. A method for neutron-activation analysis of suspension samples on membrane filters. <u>Oceanol.</u>, 17: 676-679.
- Lal, D. 1977. The Oceanic microcosm of particles. Science, 198: 997-1009.
- Lal, D. 1980. Comments on some aspects of particulate transport in the oceans. <u>Earth</u> <u>Planet. Sci. Lett.</u>, 49: 520-527.
- Loring, D.H., R.T.T., Rantala. 1977. Geochemical analysis of marine sediments and suspended particulate matter. <u>Environment Canada, Fisheries and Marine</u> <u>Service Technical Report</u> 700, 58 pp.
- Martin, J.M., F., Salvadori, A.J., Thomas. 1978. Le Mercure et les oligoéléments dans le Delta du Rhone. <u>Workshop on the Pollution of the Mediterranean</u>, Antalya (CIESM, Principauté de Monaco, 1979).
- Meadows, J.W.T., C.F., Smith, D.G., Coles, L., Maynard. 1978. Sampling natural waters: are filtered samples true solutions? <u>DOE Symposium Series</u>, CONF. 760429: 253-264.
- Murray, J.M., P.G., Brewer. 1977. Mechanism of removal of Mn, Fe, and other trace metals from sea water. In: <u>Marine Manganese Deposits</u> (Glasby, G.P. Ed.), Elsevier, Amsterdam, 523 pp.

- Olsen, C.R., P.E., Biscaye, H.J., Simpson, R.M., Trier, K., Kostyk, R.F., Bopp, H.Y., Li. 1980. Reactor-released radionuclides and finegrained sediment transport and accumulation patterns in Barnegat Bay, New Jersey, and adjacent shelf waters. <u>E stuarine Coastal Mar. Sci.</u>, 10: 119-142.
- Riley, J.P., D.E., Robertson, J.W.R., Dutton, N.T., Mitchell, P.J. Le B. Williams. 1975. Analytical chemistry of seawater. In: <u>Chemical Oceanography</u> (Riley, J.P., Skirrow, G., Eds.), Vol. 3, Academic Press, London-New York-San Francisco, 564 pp.
- Salbn, B., E., Steinnes, A., Pappas. 1975. Multielement neutron activation analysis of fresh water using a Ge (Li) X-spectrometer. <u>Anal. Chem.</u>, 47: 1011-1016.
- Spencer, D.W., P.G., Brewer, P.L., Sachs. 1972. Aspects of the distribution and trace element composition of suspended matter in the Black Sea. <u>Geochim.</u> <u>Cosmochim. Acta</u>, 36: 71-86.
- Turekian, K.K. 1977. The fate of metals in the ocean. <u>Geochim. Cosmochim. Acta</u>, 41: 1139-1144.
- Yuan-Hui-Li 1981. Ultimate removal mechanism of elements from the ocean. <u>Geochim.</u> <u>Cosmochim. Acta</u>, 45: 1659-1664.

# EFFETTI DELLA PIENA CIRCOLAZIONE SULLA DISTRIBUZIONE VERTICALE DEL MATERIALE ORGANICO PARTICELLATO NEL LAGO MAGGIORE.

#### C. CALLIERI, R. BERTONI, O. ZOLA, R. TORELLI

C.N.R. - Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza

#### SUMMARY

Before, during and after the full circulation, occurred in the oligomictic Lago Maggiore in February 1981, samples have been taken every 50 m from the surface to the bottom, to evaluate the distribution in water column of particulate and dissolved organic carbon (POC, DOC), total and inorganic microseston, chlorophyll a and bacterial population densities.

The results obtained have shown that before the overturn the superficial and deep water masses were qualitatively and quantitatively different, while after the circulation all the parameters examined were uniformely distributed along the water column.

In particular the chlorophyll concentrations has been prouved to he a good natural tracer of the surface layers while POC concentrations made possible to see the resuspension of particles from sediments.

#### INTRODUZIONE

In occasione della recente piena circolazione del Lago Maggiore, verificatasi tra il febbraio ed il marzo 1981, si è ritenuto interessante estendere agli strati ipolimnetici lo studio della distribuzione spaziale e temporale dei parametri interessanti il ciclo del carbonio organico, già in corso dal 1979 limitatamente alla zona eufotica.

L'interesse di questo studio è determinato dall'assenza, per il Lago Maggiore, e dalla scarsità, per altri laghi ad esso tipologicamente comparabili, di dati pregressi su questo argomento. Infatti le ricerche effettuate in occasione di precedenti "overturn" del Lago Maggiore avevano preso in considerazione l'effetto del fenomeno sulle sole molecole inorganiche (Bonomi, Calderoni, e Mosello, 1979) e sullo zooplancton (Tonolli, Bonomi, 1967; Tonolli, 1969). Sulla scorta dei risultati di tali ricerche, è stato verificato l'arricchimento ipolimnetico di ossigeno ed è stata formulata l'ipotesi che il popolamento zooplanctonico venisse, con l'instaurarsi della piena circolazione, trasportato verso l'ipolimnio e segregato alle massime profondità.

Rimaneva tuttavia sconosciuto l'effetto dell' "overturn" sul

materiale compreso in un ambito dimensionale delimitato inferiormente dalle molecole organiche semplici e superiormente dalle particelle, organiche ed inorganiche, con dimensioni aggirantesi attorno ai 120  $\mu$ m. In tale ambito dimensionale è compresa la grande maggioranza della sostanza organica, presente in un corpo d'acqua (Parsons, 1963) e, quindi, la sorgente di energia che garantisce il completamento del ciclo del carbonio organico nonché il funzionamento della catena alimentare del detrito. Perciò conoscere l'effetto della piena circolazione sulla distribuzione spaziale del microseston, del materiale organico disciolto e particellato, della clorofilla, e dei popolamenti batterici, costituisce la premessa per valutare, anche se non a breve scadenza, l'effetto del fenomeno sul ciclo del carbonio organico nel lago.

#### MATERIALI E METODI

I risultati che saranno qui presentati e discussi sono quelli riguardanti i campionamenti effettuati nel periodo gennaio-aprile 1981, cioè prima, durante e immediatamente dopo il fenomeno di "overturn".

I campioni per le analisi microbiologiche e per quelle relative al materiale particellato e disciolto sono stati prelevati, rispettivamente con siringhe sterili da 50 cc e con bottiglia Van Dorn ogni 50 m dalla superficie al fondo. I campioni per l'analisi del microseston totale, del POC (Carbonio Organico Particellato) e della clorofilla erano prefiltrati attraverso una rete da plancton con maglie di 126 µm e poi concentrati su filtri in fibra di vetro Whatman GF/C di 16 mm di diametro, precombusti a 500°C per tre ore. Il microseston era determinato gravimetricamente, utilizzando una microbilancia Sartorius e sottofiltri Nuclepore con pori da 12 µm per evitare perdite di frammenti del filtro in fibra di vetro durante e dopo la filtrazione. Gli stessi filtri usati per la determinazione del microseston erano poi utilizzati per la misura del carbonio e dell'azoto organici particellati (POC e PON), effettuata con un CHN elemental analyzer (1106 Carlo Erba) usando la tecnica descritta da Bertoni (1978). Il valore della frazione particellata inorganica era stimato sottraendo alla concentrazione del microseston quella del POC moltiplicata per un opportuno fattore (Lenz, 1977). Pur accettando l'uso invalso di stimare in questo modo la frazione inorganica, va qui sottolineato che sarebbe più corretto definirla come "frazione non ossidabile del microseston".

La caratterizzazione qualitativa del microseston è stata effettuata sui campioni provenienti dalla superficie e dai 350 m, valutando la labilità termica del materiale particellato con il parametro  $\Sigma C/\Sigma N$ , calcolato facendo il rapporto delle sommatorie

delle percentuali di carbonio e azoto rimaste sui filtri sottoposti a temperature crescenti da 100°C a 400°C (Bertoni, 1979).

I filtri destinati alle misure di clorofilla venivano congelati e tenuti a -20°C per un giorno cioè fino all'analisi che era effettuata fluorimetricamente (Turner III) dopo estrazione del pigmento con metanolo (Talling e Driver, 1971; Holm-Hansen e Rieimann, 1978).

L'acqua di lago filtrata attraverso i filtri GF/C veniva raccolta e analizzata con un TCM 400/P (Carlo Erba) per misurare la concentrazione del carbonio organico disciolto (DOC) presente nel campione.

II popolamento batterico totale, è stato stimato con conteggio microscopico diretto, dopo colorazione vitale con arancio di acridina (AODC), utilizzando un microscopio ad epifluorescenza (ZEISS Standard) e seguendo la tecnica di Zimmermann e Meyer-Reil (1974).

#### RISULTATI

Esaminiamo ora in dettaglio i parametri studiati e prendiamo dapprima in considerazione il microseston totale (Fig. l), cioè tutto il materiale organico ed inorganico, vivo e morto, sospeso nella massa d'acqua e trattenuto da filtri con porosità di 1  $\mu$ m. Le concentrazioni del microseston sono, in gennaio, piuttosto modeste lungo tutta la colonna fino ai 250 m, mentre presentano un incremento ai 300 e 350 m. Le più elevate concentrazioni reperite a tali profondità sono probabilmente imputabili alla presenza di materiale particellato in sedimentazione.

Da questo quadro emerge come, in questa data, sia ancora rilevabile una differenza quantitativa tra gli strati superficiali e gli strati profondi. Questa differenza non è più evidente già nel campionamento successivo effettuato quando il fenomeno della circolazione ha già avuto inizio (Ambrosetti, Barbanti e Mosello, 1982). Una distribuzione verticale sostanzialmente omogenea delle concentrazioni di microseston perdura fino a tutto il mese di marzo. Ad aprile e maggio i valori superficiali subiscono un incremento fino ad arrivare ad un massimo di 3 mg/1.

Sempre nella Fig. l sono mostrate le variazioni di concentrazione del materiale inorganico presente alle diverse profondità di campionamento. Come si può vedere la distribuzione verticale della frazione inorganica presenta una evoluzione nel tempo sostanzialmente simile a quella del microseston. Le concentrazioni della frazione inorganica del detrito sospeso sono, in inverno, attorno ai 100  $\mu$ g/1 e si distribuiscono, fino a marzo, abbastanza uniformemente su tutta la colonna d'acqua con l'eccezione del. 28 gennaio. In questa data anche per la frazione inorganica, come



Fig. 1 Distribuzione verticale del microseston (SESTON) e del materiale inorganico particellato (INORG.) nelle diverse date di campionamento.

già per il microseston, dai 300 .m al fondo sono evidenti concentrazioni superiori anche a quelle misurate nei primi 50 m.

Il calcolo della percentuale della frazione inorganica sul microseston totale evidenzia una differenza anche qualitativa del materiale particellato presente negli strati superficiali e in quelli vicini al fondo. Infatti, mentre nei primi solo il 40% del microseston totale è inorganico, negli strati profondi questa frazione raggiunge il 70%. E' da sottolineare che, in aprile e in maggio, pur essendo gli strati superficiali e gli strati profondi ben differenziati quantitativamente (1100-700  $\mu$ g/1 in superficie e 170-130  $\mu$ g/1 a 350 m), la frazione inorganica del microseston si aggira, in entrambe le profondità e le date, attorno al 40%.

Passando ad esaminare le variazioni del POC nelle diverse date di campionamento (Fig. 2) si può notare che le concentrazioni misurate il 28-1, il 18-2 e il 4-3 sono estremamente basse e si aggirano intorno ai 50-60  $\mu$ g/l anche nello strato fotico.

Negli inverni 1979-1980, invece, le concentrazioni medie misurate in tale strato erano di circa 150  $\mu$ g/l (Bertoni, Callieri, dati non pubblicati).

E' da notare che, a differenza di quanto osservato per il microseston e per la frazione inorganica, la concentrazione di POC era, nel primo campionamento, solo di poco più elevata negli strati superficiali e profondi rispetto alle profondità intermedie.

L'11 febbraio, invece, dai 220 m al fondo si sono misurate concentrazioni di POC quasi doppie rispetto a quelle degli strati sovrastanti. Si può avanzare l'ipotesi che tali più elevate concentrazioni siano determinate dalla risospensione dal sedimento di materiale organico. Questa ipotesi è sostenuta dai dati di Ambrosetti, Barbanti e Mosello (1982), secondo i quali già dal 5-2 il vento avrebbe portato verso il fondo masse d'acqua superficiali innescando un movimento di controcorrenti profonde. Il 18-3 sono state misurate concentrazioni più elevate rispetto ai mesi precedenti e tuttavia ancora abbastanza omogeneamente distribuite lungo il profilo verticale. Ad aprilemaggio vengono raggiunte, nello strato fotico, concentrazioni di POC rispettivamente di 800-500  $\mu$ g/1. Tale sostanza organica è di origine autoctona come dimostrano le correlazioni, evidenti dall'esame della Fig. 2 tra POC e clorofilla in questi mesi.

L'effetto della circolazione sulla distribuzione del materiale organico particellato è anche ben evidente esaminando le variazioni del  $\Sigma C/\Sigma N$  (Fig. 3), parametro che esprime la differente labilità termica del carbonio e dell'azoto organici e può essere utilizzato come indice di una diversa composizione qualitativa del POC (Bertoni,1979). Il 28 gennaio, quando cioè il mescolamento



Fig. 2 Distribuzione verticale del Carbonio Organico Particellato (POC) e della clorofilla a (CLOR) nelle diverse date di campionamento.

non ha ancora interessato gli strati più profondi del lago, il  $\Sigma C/\Sigma N$  calcolato per i 350 m si differenzia notevolmente da quello della superficie, mentre il 18-2 e il 18-3 si ritrovano valori molto simili per ambedue gli strati estremi. Questo cambiamento della composizione qualitativa del POC presente ai 350 m avvalora l'ipotesi, già prima formulata, che il "vecchio" materiale in sedimentazione presente in questo strato prima dell'inizio del mescolamento sia stato poi completamente disperso e sostituito dai nuovi apporti di acqua superficiale nell'ipolimnio più profondo.

Il 20-5, quando cioè ha già avuto inizio la nuova stratificazione, il  $\Sigma C/\Sigma N$  della superficie è più basso dì quello dei 350 m e ciò è probabilmente dovuto alla maggiore labilità termica della sostanza organica neoformata rispetto a quella costituente il detrito degli strati profondi.

I profili verticali della concentrazione di clorofilla nei diversi campionamenti sono anch'essi presentati in Fig. 2. Fino a marzo le concentrazioni di clorofilla non hanno superato il valore di 1  $\mu$ g/1 anche nella zona eufotica, nella quale, durante il 1980, anche nei mesi invernali le concentrazioni di tale pigmento non sono mai scese al disotto dei 2  $\mu$ g/1 (Bertoni e Callieri, dati non pubblicati).

Nei primi mesi del 1981 le variazioni di clorofilla mostrano chiaramente la successione di eventi verificatisi nel Lago Maggiore. Infatti questo pigmento può considerarsi come un tracciante naturale delle acque dello strato eufotico delle quali ha permesso di seguire i movimenti. Il 28-1 la distribuzione verticale del parametro in esame testimonia l'esistenza di una stratificazione nell'intera colonna d'acqua: fino ai 100 m, seppure in basse concentrazioni, la clorofilla è presente, dai 100 m al fondo si assiste ad una sua progressiva diminuzione fino al raggiungimento di concentrazioni vicinissime allo zero.

Ed ecco che, dopo il vento del 5-2, una parte cospicua del fitoplancton che si trovava nei primi 50 m viene trasportato nella zona compresa tra i 250 e i 350 m. L' ll-2 si trova quindi una diminuzione, rispetto al 28-1, della concentrazione di clorofilla nei primi 100 m, dovuta alla segregazione di parte del materiale algale al fondo, dove, per contro, si nota un aumento della concentrazione di clorofilla imputabile agli apporti dagli strati superficiali. Una situazione simile, anche se meno accentuata, si osserva il 18-2; in tale data, tuttavia, il mescolamento degli strati d'acqua dai 200 ai 250 m, in precedenza ancora non interessati dal fenomeno, sembra essere quasi completo. E' da sottolineare che il 18-3 la più elevata concentrazione di clorofilla ai 50 m denuncia una precedente ripresa della crescita algale, probabilmente avvenuta nel periodo di calma anteriore ai forti venti, in at-

to in questa data, che porteranno la piena circolazione al suo culmine. Da aprile in poi le concentrazioni di clorofilla aumentano, soprattutto nei primi 50 m, e raggiungono i 28  $\mu$ g/1 come valore massimo, dimostrando un rapido risveglio di attività appena concluso il fenomeno di "overturn".

I risultati dei conteggi .microscopici diretti, presentati in Fig. 4, mostrano che il numero totale di batteri presenti nel lago il 28-1 è circa  $6\cdot10^5$  cell/ml fino a 150 m e intorno a  $4\cdot10^5$  cell/ml negli strati sottostanti. Il 18-2 e meglio ancora il 18-3 la distribuzione dei batteri appare più omogenea su tutta la colonna d'acqua. Il 20-5 il numero dei batteri aumenta negli strati superficiali e si arriva anche a  $10\cdot10^5$  cell/ml.

Anche questi dati, analogamente a quelli relativi al materiale particellato sospeso, confermano una iniziale situazione di stratificazione, seguita da una distribuzione del numero di batteri abbastanza omogenea su tutta la colonna d'acqua a seguito dell'instaurarsi della piena circolazione.

Sempre nella Fig. 4 sono mostrate le variazioni delle concentrazioni del DOC in quattro date di campionamento. Tali concentrazioni variano da 1 mg/1 in gennaio a 1.7 mg/1 in maggio a quasi tutte le profondità esaminate.

II 28-1 le concentrazioni di DOC presentano una differenza di circa 0.3 mg/1 tra epilimnio e ipolimnio, mentre nelle date seguenti, tranne per alcune profondità, viene raggiunta una certa omogeneità di distribuzione.

Bisogna però notare che generalmente, come dimostrano studi precedenti, tale parametro presenta una variabilità spaziale meno rilevante di quella temporale. Questo in parte spiega la minore variabilità lungo la colonna d'acqua del DOC, rispetto agli altri parametri connessi con il ciclo del carbonio organico, anche nel periodo di "overturn" del lago. La ragione della relativa invarianza del DOC è attribuibile al fatto che esso è per la maggior parte costituito (fino al 90% secondo Menzel e Ryther, 1970), da materiale refrattario all'attacco batterico, e perciò a concentrazione relativamente costante nel tempo.

# DISCUSSIONE

Dai risultati qui illustrati emerge, come era prevedibile, che le particelle organiche ed inorganiche, con dimensioni comprese tra 1 e 126  $\mu$ m, sono traportate dalle masse d'acqua del lago in movimento per effetto della piena circolazione.

E' infatti ben evidente l'esistenza, prima del fenomeno (28-1), di una stratificazione, con concentrazioni più elevate in superficie per la clorofilla a al fondo per il microseston e l'inorganico. Benché non risulti una così marcata differenza quantitativa

tra epilimnio e ipolimnio profondo nelle concentrazioni di POC, questa frazione è tuttavia presente nelle due zone con caratteristiche qualitative notevolmente diverse, come dimostrano le misure di labilità termica effettuate.

L'inizio dell'overturn porta ad uno sprofondamento delle masse d'acqua superficiali, più ricche in clorofilla, rivelato dalla aumentata concentrazione di questo pigmento al fondo (11-2). A tale sprofondamento consegue una risospensione di materiale organico particellato dal sedimento (11-2).

Anche se il culmine del fenomeno, sulla scorta dei dati di ossigeno, è da collocare attorno al 19-3 (Ambrosetti, Barbanti e Mosello, 1982), i parametri esaminati risultano piuttosto omogeneamente distribuiti lungo la verticale già dal 4-3.

Si può affermare che i parametri considerati sono tutti utili per lo studio del fenomeno, pur fornendo informazioni diversificate. In particolare la frazione inorganica del microseston ha mostrato l'esistenza di un accumulo verso il fondo di particelle inorganiche (70% del totale) prima dell' "overturn" ed il POC ha permesso di individuare l'avvenuta risospensione del sedimento con l'instaurarsi del fenomeno. La clorofilla, invece, si è rivelata un ottimo tracciante naturale delle masse d'acqua superficiali nel loro movimento presso il fondo.

Riteniamo che questi risultati, a parte il loro valore per lo studio, tutt'ora in corso, degli effetti dell' "overturn" sul ciclo del carbonio organico, possano costituire un'utile premessa per future e più dettagliate ricerche sulla dinamica della piena circolazione.



Fig. 3 Variazioni dei valori del rapporto ΣC/ΣN nei diversi campionamenti, relative ai campioni prelevati alla superficie (—▲—) e a 350 m (—•—)



Fig. 4 Distribuzione verticale del popolamento batterico stimato con conteggi microscopici diretti (AODC) e del Carbonio Organico Disciolto (DOC).

#### BIBLIOGRAFIA

- Ambrosetti, W., L. Barbanti and R. Mosello. 1982. Unusual deep mixing of Lago Maggiore during the winter 1980-1981. <u>Geogr. Fis. Dinam. Quat.</u>, 5: 183-191.
- Bertoni, R. 1979. Qualitative characterization of organic microseston evaluating its thermal lability. <u>Mem .Ist . Ital. Idrobiol.</u>, 37: 213-221.
- Bonomi, G., A. Calderoni and R. Mosello. 1979. Some remarks on the recent evolution of the deep Italian subalpine lakes. <u>Symp. Biol. Hung.</u>, 19: 87-111.
- Holm-Hansen, 0., and B. Riemann. 1978. Chlorophyll a determination: improvements in methodology. <u>OIKOS</u>, 30: 438-447.
- Leriz, J. 1977. Seston and its main component. In: "<u>Microbial Ecology of brackish</u> <u>water environment</u>". G. Rheinheimer ed., Ecological Studies 25. Springer-Verlag. 37-59.
- Menzel, D.W., and J.H. Ryther. 1979. Distribution and cycling of the organic matter in the ocean. In: "<u>Symposium on organic matter in natural waters</u>". D.W. Hood ed., Inst. Marine Sci. Occ. Publ., 1: 31-54.
- Parsons, T.R. 1963. Suspended organic matter in sea water. In:"Progress in <u>oceanography</u>", Pergamon, Oxford, 1: 205-239.
- Talling, J.F. and D. Driver. 1961. Some problems in the estimation of chlorophyll a in phytoplankton. 10thPac. Sci. Cong., Honolulu, 142-146.
- Tonolli, V, e L., G. Bonomi. 1967. La piena circolazine in laghi oligomittici: una sottovalutata causa di contenimento della produzione zooplanctonica. <u>Mem.</u> Ist. Ital. Idrobiol., 22: 9-52.
- Tonolli, L. 1969. Holomixy and oligomixy in Lake Maggiore. Influence of the vertical distribution of zooplankton. <u>Verh. Internat. Verein. Limnol.</u>, 17: 231-236.
- Zimmermann, R. and L.A. Meyer-Reil. 1974. A new method for fluorescence staining of bacterial population on membrane filters. <u>Kieler.Meeresforsch</u>, 30: 24-27.

# MESSA A PUNTO DI DUE APPARECCHIATURE PER LA DETERMINAZIONE DEL SELENIO E DEL MERCURIO IN MATRICI COMPLESSE MEDIANTE SPETTROFOTOMETRIA DI ASSORBIMENTO ATOMICO.

# R. CAPELLI, B. COSMA , V. MINGANTI e G. ZANICCHI.

Istituto di Chimica Generale - Università di Genova Gruppo di Ricerca Oceanologica - Genova.

#### SUMMARY

In this note two simple devices for the determination of selenium and mercury in natural samples (i.e. marine organisms) by atomic absorption spectrometry (AAS) are described.

Selenium and mercury are determined by hydride generation and by cold-vapour method after collection on gold AAS respectively, in the solution obtained after digestion of the sample by 90 % HNO<sub>3</sub>.

The accuracy of two methods has been tested by means of biological standard samples.

# INTRODUZIONE

Lo studio sulla presenza di elementi in tracce in matrici complesse (organismi, sedimenti, ecc.) pone sovente il ricercatore di fronte al problema di dosare quantità sempre più piccole e di aumentare l'accuratezza e la precisione dei risultati.

Questa esigenza porta gli studiosi a ricercare nuove metodologie analitiche o a perfezionare quelle già esistenti sia migliorando la strumentazione, sia cercando di eliminare le cause che possono influire sulla sensibilità e sulla accuratezza del metodo.

Avendo come base le metodologie esistenti e nello spirito di quanto sopra nel nostro Istituto sono stati costruiti e messi a punto due apparecchi che, accoppiati ad uno spettrofotometro di assorbimento atomico, permettono la determinazione del selenio e del mercurio con una riproducibilità ed accuratezza più che soddisfacenti.

Scopo del presente lavoro è quello di descrivere i due dispositivi che possono essere costruiti con una spesa estremamente contenuta.

# DETERMINAZIONE DEL MERCURIO CON IL METODO DELL'AMALGAMA D'ORO

II metodo,già ampiamente descritto in vari articoli (Read e Nicholson, 1973; Chilov, 1975; Ure, 1975; Anderson et al., 1971 ;Ferrara et al., 1980; Wittmann 1981), si basa sulla proprietà che ha il mercurio di formare amalgama con l'oro e sulla possibilità di allontanare il mercurio stesso mediante un successivo riscaldamento. Nel caso di matrici di natura complessa, accoppiando un sistema

di riduzione e di strippaggio dei vapori di mercurio ad una trappola formata da oro, si può ottenere una preconcentrazione e quindi una amplificazione del segnale.

Con questo metodo si possono dosare quantità di mercurio dello ordine del ng, con apparecchiature relativamente semplici,in campioni molto piccoli (per esempio organi di animali,biopsie,ecc.) oppure in campioni a bassissima concentrazione (per esempio acqua di mare, aria, ecc.). Inoltre con questo sistema è possibile ridurre od eliminare l'effetto matrice che spesso abbassa il segnale e di conseguenza diminuisce la sensibilità del metodo.

#### DESCRIZIONE DELL'APPARECCHIATURA

L'apparecchiatura è schematicamente rappresentata in Fig. 1.Essa consiste in un recipiente di riduzione (A) collegato ad un tubetto



Figura 1. Schema dell'apparecchiatura per la riduzione del mercurio.

di quarzo (Q) di diametro interno di 4 mm e che contiene l'oro. Esso è collegato con la cella (C) lunga 14,5 cm e di diametro interno di 13 mm, che ha le finestre di quarzo e si trova sul cammino ottico di uno spettrofotometro di assorbimento atomico (Perkin-Elmer 560). Un flussimetro (F) ed un elemento riscaldante (bunsen) completano il dispositivo. La cella di riduzione può essere esclusa,tramite un by-pass,con un rubinetto a tre vie (R) mentre due valvole di non ritorno (V) garantiscono l'indipendenza dei circuiti.

Onde ottenere elevata energia e stabilità di fondo,viene impiegata come sorgente luminosa una lampada EDL,mentre l'uso del correttore di assorbimento non specifico con questa tecnica può essere escluso.

Sono state eseguite varie prove con diversi pesi di oro sia sotto forma di polvere che di filo,onde trovare le condizioni ottimali per la formazione dell'amalgama. Il peso dell'oro, per lo
meno nell'intervallo da noi preso in considerazione (0,2-0,6 g) non sembra essere determinante ai fini della sensibilità e riproducibilità. Al contrario le prove da noi eseguite hanno fornito indicazioni circa l'opportunità di usare polvere o filo d'oro. I migliori risultati sono stati ottenuti impiegando del filo di oro da 0,1 mm di diametro tagliato in pezzettini ed usando una matassina dello stesso filo come setto per contenere gli stessi. Le prove eseguite infatti hanno mostrato che, nel caso della polvere, si aveva durante il riscaldamento una notevole diminuzione del flusso, mentre la matassina da sola, forse per cattiva tenuta fra la parete del tubo e la stessa, non tratteneva completamente i vapori di mercurio.

Durante le prove inoltre è stata notata una perdita di efficienza della trappola con l'uso (ciò si manifestava dopo oltre un centinaio di prove) che comunque non costituisce certamente un limite a questo metodo.

## RISULTATI

Usando il metodo classico di riduzione del mercurio con cloruro di stagno (II) in acido solforico 1 N sono state eseguite numerose prove prendendo in esame i vari parametri che possono influire sulla sensibilità e sulla riproducibilità del segnale primo fra questi il tempo di riduzione e strippaggio.

I risultati ottenuti sono visualizzati in Fig. 2 ove le curve



Fig. 2 . Risposta ottenuta in funzione del tempo di strippaggio. La curva (a) si riferisce ad un flusso di 0,30 l/min, mentre la curva (b) ad un flusso di 0,15 l/min.

rappresentano rispettivamente le assorbanze, in altezza di picco, ottenute per tempi differenti di riduzione a flussi di 0,30 l/min

(curva a) e 0,15 l/min (curva b). Come si può vedere si ottengono due andamenti simili, ma è evidente come con un flusso d'aria di 0,30 l/min si abbia, a parità di altre condizioni, un segnale più alto. In base a questi risultati, un flusso d'aria di 0,30 l/min e un tempo di strippaggio di 5 min sembrano costituire, per il nostro dispositivo, le condizioni ottimali.

Sono state quindi fatte prove con soluzioni della stessa concentrazione per controllare la riproducibilità e con soluzioni a differenti concentrazioni per verificare l'intervallo di linearità della risposta. I valori ottenuti sono riportati nella Tab. 1

Concentr. µg/m1	Altezza di picco	Valore medio	Deviaz. standard		
0.0002	0.017 0.018 0.019 0.018	0.018 <u>+</u>	0.001		
0.0004	0.023 0.025 0.021 0.026	0.024 +	0.002		
0.0030	0.116 0.116 0.131 0.133 0.130 0.126	0.125 <u>+</u>	0.008		
0.0060	0.245 0.247 0.247 0.238	0.244 +	0.004		
Bianco	0.008 0.008 0.009	0.008 +	0.001		
Volume del	campione = 5 ml				

Tab. 1. Curva di taratura con soluzioni acquose di Hg.

Come si può vedere i segnali sono anche a livelli bassi, riproducibili, inoltre i dati mostrano una linearità della risposta in tutto l'intervallo considerato.

Sulla base di questi risultati è stata messa a punto la metodologia che e qui di seguito riassunta.

5 ml di campione, digerito precedentemente con  $HNO_3$  al 90% (Capelli et al., 1976) vengono posti nell'apparecchio di riduzione e quindi addizionati di 5 ml di una soluzione di idrossilammina in cloruro di sodio ed 1 ml di una soluzione di cloruro di stagno (II) al 10% in acido solforico 1 N (Hatch e Ott, 1968; Head e Nicholson, 1973). Viene fatta gorgogliare aria, al flusso di 0,30 l/min per 5 min. Si by-passa il sistema di riduzione e contemporaneamente si riscalda, con un bunsen, il tubo di quarzo all'altezza dell'oro. Al raggiungimento della temperatura di circa 600°C si ottiene un picco molto stretto che viene letto e registrato dallo strumento. Il riscaldamento prosegue fino al ritorno a zero del segnale (circa 60 secondi). A questo punto si raffredda l'oro e l'apparecchio è pronto per una nuova misura.

Altre prove infine sono state fatte effettuando la riduzione del mercurio organico con cloruro di stagno (II) e cloruro di cadmio in presenza di idrossido di sodio, per controllare l'appli-

cabilità del metodo alla determinazione del mercurio organico (Magos,1971, Capelli et al., 1979). I risultati ottenuti mediante soluzioni di metilmercurio a varie concentrazioni, hanno mostrato come anche in questo caso i segnali siano riproducibili ed amplificati rispetto alle tecniche tradizionali.

Infine per verificare l'accuratezza sono state eseguite delle determinazioni di mercurio su campioni standard; i risultati ottenuti sono riassunti in Tab. 2.

Campione	Valore certificato پg/g	Nostri valori µg/g
MA-A-1	0.28 + 0.01	$0.26 \pm 0.01_5$
NBS SRM 1575	0.15 + 0.05	0.15 <u>+</u> 0.01

Tab. 2. Controllo dell'accuratezza con campioni biologici standard

Questi risultati mostrano come il dispositivo descritto abbini una buona riproducibilità ed accuratezza ad una semplicità di costruzione e a un costo veramente modesto.

# DETERMINAZIONE DEL SELENIO PER MEZZO DELLA FORMAZIONE DI IDRURO

E' noto (Thompson e Thomerson, 1974; Robbins e Caruso, 1979; Hon et al., 1980; Verlinden et al., 1980) che mediante la formazione di idruri volatili è possibile determinare elementi quali As, Se, Sb, Sn, Pb e Bi, in matrici complesse e a livelli che difficilmente potrebbero essere dosati con spettrofotometria di assorbimento atomico con fiamma o con fornetto di grafite. Si ottiene infatti con questa metodologia un aumento della sensibilità ed in parte una eliminazione dell'effetto matrice.

Il metodo si basa essenzialmente sulla riduzione mediante metalli e acidi o più comunemente mediante boroidruro di sodio, degli elementi con conseguente formazione dei rispettivi idruri che vengono trasportati da un gas inerte in una cella (posta sul cammino ottico di un spettrofotometro) ove, a causa della temperatura (circa 800°C), avviene la decomposizione e la atomizzazione.

# DESCRIZIONE DELL'APPARECCHIATURA

Il dispositivo che viene descritto è il risultato di una serie di modifiche apportate durante lo studio dei diversi parametri da cui la risposta e la riproducibilità possono dipendere. L'apparecchio è stato infatti modificato più volte specialmente per quanto riguarda il sistema di aggiunta del boroidruro, essendo risultata questa una delle fasi più critiche.



Figura 3. Schema dell'apparecchiatura per la formazione dell'idruro di selenio.

Non volendo fare ricorso a una pompa peristaltica (aumento del costo) sono state provate diverse altenative (siringhe, pipette, ecc.) che hanno dimostrato sempre una riproducibilità insufficente. Tale ostacolo è stato superato mediante due bocce di lavaggio (una contenete il riducente (B) e l'altra il campione (A) ) collegate a un dispositivo (D) che, cambiando il percorso del gas di trasporto, permette di eseguire in successione il degasaggio e la riduzione in modo riproducibile. Il dispositivo di riduzione è collegato alla cella (C) mediante un tubo di gomma siliconica (L) la cui lunghezza e diametro devono essere determinati sperimentalmente in funzione della quantità di riducente aggiunta e del volume complessivo dell'apparecchiatura (Fig. 3).

La cella consiste in un tubo di quarzo (lunghezza 16 cm, diametro interno 13 mm) a cui sono saldati tre tubetti che servono rispettivamente per l'ingresso (tubetto al centro) e per l'uscita (tubetti laterali) del gas di trasporto e dei prodotti gassosi delle reazione. Alle estremità della cella sono poste due finestre

di quarzo (f) perfettamente parallele e la cui tenuta sul tubo (t) è assicurata da un sistema di anelli di grafite (g) che è illustrato nella Fig. 4.



Figura 4. Particolare delle finestre di quarzo.

La cella viene riscaldata mediante una resistenza di nichelcromo e la temperatura può essere regolata tramite un variatore di tensione; una termocoppia, posta a contatto con il tubo, permette di misurare la temperatura. Completano il dispositivo un flussimetro (F nella Fig. 3), un sistema di distribuzione del gas (D) e una serie di rubinetti (R) e di valvole di non ritorno (V).

Operativamente le operazioni che vengono effettuate in successione sono le seguenti :

- 1) introduzione del campione in A e della soluzione di boroidruro di sodio in B. In questa fase il rubinetto  $R_1$  è aperto permettendo al gas di trasporto di passare attraverso la cella escludendo il circuito di riduzione. Questo accorgimento permette di evitare interruzioni del flusso di gas che comporterebbero delle variazioni di temperatura nella cella;
- chiusura del rubinetto R<sub>1</sub> ed apertura dei rubinetti R<sub>2</sub> e R<sub>3</sub>. Il gas gorgoglia nel campione e nella soluzione di boroidruro, disareando completamente il sistema. La presenza di aria, che provoca sensibili assorbimenti alla lunghezza d'onda impiegata, è rivelata dalla comparsa di un picco che va a zero nel corso del degasaggio;
- 3) chiusura dei rubinetti R<sub>2</sub> e R<sub>3</sub> ed apertura del rubinetto R<sub>4</sub>. In questa fase il gas di trasporto fluisce in B spingendo il boroidruro nel recipiente A dove avviene la reazione di riduzione. Il gas formatesi (idrogeno+idruro di selenio), insieme al gas di trasporto, passa nella cella C ove, a causa della temperatura, lo idruro di selenio si decompone e si atomizza. La lettura dell'assorbanza viene effettuata in altezza di picco e registrata su carta;
- 4) con la svuotamento ed il lavaggio dei recipienti A e B il dispositivo e nuovamente pronto per l'analisi.

# RISULTATI

In fase di messa a punto, onde trovare le migliori condizioni di

riproducibilità e sensibilità, sono stati presi in considerazione i seguenti parametri:

- a) flusso del gas di trasporto;
- b) volume complessivo del dispositivo ( somma dei volumi A + B + L); e) quantità di riducente aggiunta;
- d) acidità del campione (viene aggiunto HCl sino ad una certa molarità);
- e) temperatura della cella;
- f) volume del campione.

In base ai dati raccolti le condizioni ottimali per il dispositivo descritto possono essere così riassunte:

- a) flusso del gas di trasporto (azoto o argon)= 2 l/min;
- b) volume complessivo A + B + L = 250 ml circa;
- e) riducente = 2,0 ml di una soluzione al 2,5% (p/V) di boroidruro di sodio in idrossido di sodio al 2,0% (p/V);

d) acidità del campione = 5 M per acido cloridrico;

e) temperatura della cella compresa tra 800° e 850° C;

f) volume del campione 5 o 10 ml.

La sensibilità del metodo è stata controllata con soluzioni a contenuto noto di selenio; i risultati sono riportati in Tab. 3.

Tab,	3.Curva	di	taratura	con	soluzioni	acquose	di Se.
,						1	

Concentr. µg/g	Altezza di picco	Valore medio	Deviaz. standard	
0.001	0.023 0.020 0.019 0.019	0.020 +	0.002	
0.005	0.057 0.052 0.058 0.055	0.056 +	0.003	
Bianco	0.010 0.010 0.009	0.010 +	0.001	
Volume del	campione = 5 ml			

Infine per avere dati sull'accuratezza del metodo sono state eseguite prove su campioni di 'Tuna Fish' di cui era noto il contenuto di selenio. I campioni sono stati attaccati con  $HNO_3$  al 65% in palloni muniti di refrigerante e portati alla diluizione voluta con l'aggiunta di HCl al 37% fino ad ottenere una soluzione 5 M.

I risultati ottenuti nelle varie prove sono riportati nella Tab. 4.

Per lo stesso campione Gallorini e Orvini (1980) hanno ottenuto mediante attivazione neutronica un valore di  $3.31 \pm 0.14 \ \mu g/g$  di selenio; l'accordo fra i due valori, ottenuti con metodiche analitiche differenti, mostra che il sistema, oltre ad una soddisfacente riproducibilità, possiede anche una buona accuratezza.

Campione	Se µg/g	Campione	Se µg/g	Campione	Se µg/g			
1	3.12	4	3.33	7	2.96			
2	3.52	5	3.61	8	2.97			
3	2.76	6	3.27	9	3.05			
	Valore n	nedio = 3.18	پر 0.27 <u>+</u> 8	g/g di Se				

Tab. 4. Ripetizione dell'analisi del selenio su di un campione di tonno liofilizzato.

## BIBLIOGRAFIA

- Anderson D.H., J.H. Evans, J.J. Murphy e W.W. White. Determination of mercury by a combustion technique using gold as a collector. <u>Anal. Chem., 43</u> (1971) 1511-1512.
- Capelli R., V. Contardi e G. Zanicchi. Ecologie et biologie des ports de la mer Ligurienne et Haute Tyrrhenienne. <u>III<sup>es</sup> Journles Etud. Pollutions, CIESM,</u> <u>Split (1976) 83-88.</u>
- Capelli R., C. Fezia, A. Franchi e G. Zanicchi. Extraction of methyl-mercury from fish and its determination by atomic absorption spectroscopy. <u>Analyst</u>, <u>104</u> (1979) 1197-1200.
- Chilov S. Determination of small amount of mercury. Talanta, 22 (1975) 205-232.
- Ferrara R., A. Seritti, C. Barghigiani e A. Petrosino. Improved instrument for mercury determination by atomic fluorescence spectrometry with a high-frequency electrodeless discharge lamp. <u>Anal. Chim. Acta.</u>,117 (1980) 391-395.
- Gallorini M. e E. Orvini. Trace element: analyt. chamistry in medicine and biology; proceedings of the 1 internat. workshop, Neuherfaerg, Fed. Republic of Germany. April 1980/ed. Peter Bratter; Peter Schramel-Berlin, New York: de Gruyter 1980.
- Hatch W.R. e W.L. Ott. Determination of sub-microgram quantities of mercury by atomic absorption spectrophotometry. <u>Anal.Chem.</u>, <u>40</u> (1968) 2085-2087.
- Head P.C. e R.A. Nicholson. A cold vapour technique for the determination of mercury in geological materials involving its reduction with tin (II) chloride and collection on gold wire. <u>Analyst, 98</u> (1973) 53-56.
- Hon P.K., O.W. Lau, W.C. Cheung e M.C. Wong. The atomic absorption Spectrometric determination of arsenic, bismuth, lead, antimony, selenium and tin with a flame-heated silica T-tube after hydride generation. <u>Anal. Chim. Acta</u>, <u>115</u> (1980) 355-359.
- Magos L. Selective atomic-absorption determination of inorganic and methylmercury in undigested biological samples. <u>Analyst</u>, <u>96</u> (1971) 847-853.

- Robbins W.B. e J.A. Caruso. Development of hydride methods for atomic spectroscopic analysis. <u>Anal. Chem.</u>, <u>51</u> (1979) 889A-899A.
- Thompson K.C. e D.R. Thomerson. Atomic-absorption studies on the determination of antimony, arsenic; bismuth, germanium, lead, seleriium, tellurium and tin by utilising the generation of covalent hydrides. <u>Analyst, 99</u> (1974) 595-601.
- Ure A.M. The determination of mercury by non-flame atomic absorption and flourescence spectrometry. A review. <u>Anal. Chim. Acta</u>, <u>76</u> (1975) 1-26. t
- Verlinden M., J. Baart e H. Deelstra. Optimisation of the determination of selenium by atomic-absorption spectrometry: comparison of two hydride generation systems. <u>Talanta</u>, <u>27</u> (1980) 633-639.
- Wittmann Zs. Determination of mercury by atomic-absorption spectrophotometry. <u>Talanta, 28 (1981)</u>271-273.

# VARIAZIONI STAGIONALI DELLA CONCENTRAZIONE DI IONI METALLICI NEL GOLFO DI GENOVA: DETERMINAZIONE DI COBALTO, CROMO, FERRO, MANGANESE, NICKEL E VANADIO

Carli Annamaria°, Chiapperini Duilio°°, Pane Luigi°°, Valente Teresio°°, Vignola Silvana°.

°Cattedra di Planctologia - Università di Genova °° Laboratorio di Igiene Industriale, Istituto di Medicina del Lavoro - Università di Genova.

## SUMMARY

Seasonal variations of the metallic ions concentration in the Genoa Gulf: determination of cobalt, chromium, manganese, iron, nichel and vanadium.

The AA. report the results relatives to some metallic ions determinations in marine water sampled at surface and at 50 mt. depth in the Genoa Gulf from June 1978 to May 1980. The analysis, performed with Atomic Absorption Spectrophotometer after chelation with APDC, supply an evaluation of these metallic ions concentration in considered areas. The finded variations are included in variability due to the telluric contributions and was not showed pollution phenomena.

#### INTRODUZIONE

Nell'ambito del Progetto Finalizzato del C.N.R."Oceanografia e Fondi Marini", sottoprogetto "Risorse biologiche" la valutazione della produzione marina a livello della biocenosi planctonica è stata da noi affrontata impiegando i metodi tradizionali della misurazione quantitativa e qualitativa sia della clorofilla presente in un dato volume d'acqua, che della biomassa zooplanctonica (Bruzzone C., Carli A., Chiapperini D., Pane L., Valente T., Vignola S., 1981; Carli A., Chiapperini D., Valente T., 1980; Carli A., Chiapperini D., Valente T., 1981; Carli A., Chiapperini D., Valente T., 1983).

La fase planctonica (fito e zoo) costituisce un momento della catena trofica pelagica e poiché le quali-

tà biologiche dell'acqua sono legate ai suoi costituenti chimici (Caspers H., 1975) è opportuno che sia rilevata qualsiasi presenza di sostanza chimica per avere una visione dell'ambiente marino.

A questo scopo ci è sembrato opportuno, in questa prima nota, considerare la concentrazione di alcuni ioni metallici nelle aree esaminate nel corso dei prelievi planctonici e valutare le eventuali variazioni stagionali delle suddette concentrazioni, poiché è noto che il punto di partenza per l'accumulo di metalli pesanti nella catena alimentare è la concentrazione di questi nell'acqua di mare.

La determinazione dei metalli pesanti nell'acqua di mare è stata oggetto di studio sotto l'aspetto analitico per individuare le metodiche atte a valutare la concentrazione di questi elementi, presenti in piccole tracce, rivolgendo particolare attenzione al problema delle interferenze analitiche.

E' noto, infatti, che l'acqua di mare presenta una elevata concentrazione di ioni metallici alcalini ed alcalino terrosi e che la sua alta salinità è il maggiore ostacolo ad una determinazione accurata della presenza degli elementi a più bassa concentrazione,

Le tecniche analitiche di più recente acquisizione, quali la spettrofotometria di assorbimento atomico e la voltammetria di ridissoluzione anodica consentono per alcuni elementi di valutare concentrazioni dell'ordine della frazione di parte per milione e, con particolari accorgimenti, di avere sensibilità anche inferiori alla parte per miliardo, ma, pur nella elevata specificità del metodo, le interferenze analitiche possono condurre a risultati non attendibili.

I primi sei elementi da noi considerati sono cobalto, cromo, ferro, manganese, nickel e vanadio.

L'interesse di questi oligoelementi, sotto l'aspetto biologico, è legato all'importanza che essi assumono nei cicli vitali degli organismi marini, sia come fattori di crescita, sia come fattori limitanti o tossici (Marchetti R., 1976).

Il cobalto è un microcostituente per gli organismi marini ed è anche presente nell'acqua di mare. E'riportato in letteratura un fattore di concentrazione dell'ordine di 21.000 per il plancton (Paoletti A., 1975).

Per concentrazioni superiori alle 10 p.p.m. è ritenuto tossico (Paoletti A., 1975).

Il cromo è uno dei microelementi essenziali, in quanto costituente di alcuni enzimi proteolitici. E' presente nell'acqua di mare in concentrazioni variabili e la sua tossicità, per gli organismi marini, sia vegetali che animali, è dipendente dallo stato di ossidazione; è noto infatti che i composti di cromo esavalente sono molto più tossici di quelli trivalenti (Paoletti A. 1975, Pérès J.M., 1976).

Il ferro, tra gli oligoelementi, si rinviene in piccole quantità nelle cellule ed è risultato indispensabile nelle colture di alghe unicellulari. In particolare viene maggiormente richiesto dalle popolazioni di alghe costiere, di conseguenza si riscontrano concentrazioni più elevate di tale metallo nelle acque neritiche (Bougis P., 1976). Nell'acqua di mare, a concentrazioni comprese tra 250-1000 p.p.m., viene considerato tossico per gli organismi (Paoletti A., 1975).

Per il manganese, è stata dimostrata la sue importanza su alcuni organismi del fitoplancton (<u>Dunaniella tertiolecta</u>, in colture da laboratorio-Harvey H.W. 1947). Anche il manganese sembra che sia in grado di limitare la crescita di alcuni elementi fitoplanctonici delle zone pelagiche (Mc Allister, Parsons e Strickland 1960). Generalmente è da considerarsi elemento poco tossico nell'acqua di mare ed il suo fattore di concentrazione in alcune alghe è di 33.000 (Paoletti A., 1975).

Il nickel è un microcostituente per gli organismi marini, risulta molto tossico per quelli vegetali e meno per la fauna ittica (Paoletti A., 1975).

Per quanto riguarda il vanadio, è un elemento secondario e si riscontra in basse concentrazioni nell'acqua di mare, ma si trova in quantità notevoli in alcuni organismi marini (fino a 1900 ppm nelle Aschidie -Paoletti A., 1975).

,

## METODICHE DI PRELIEVO E DI ANALISI

I campioni da analizzare sono stati prelevati con pompa a membrana in superficie ed a 50 metri di profondità (Bruzzone C., 1979).

I campionamenti sono stati effettuati in due stazio-

ni collocate tre miglia al largo della costa su fondali di 100 metri e prospicenti gli aggiornateti urbani di Camogli e Varazze.

La stazione di Camogli è stata scelta in quanto lontana da insediamenti industriali e da considerevoli agglomerati urbani; in tale zona è molto attiva durante tutto l'anno la piccola pesca e da Aprile a Settembre è in funzione l'ultima "tonnarella" ancora attiva nella Italia settentrionale.

La stazione di Varazze risente invece sia di apporti fluviali sia di addensamenti urbani nonché della presenza di stabilimenti industriali. Il periodo di campionamento copre un arco di due anni dal Giugno 1978 al Maggio 1980 per un totale di 14 giornate di prelievo a Camogli e di 7 a Varazze.

La concentrazione nell'acqua di mare dei metalli considerati è inferiore ai limiti di rivelabilità dell'analisi diretta mediante spettrofotometro di assorbimento atomico; inoltre la presenza di sali alcalini ed alcalini-terrosi genera un rumore quasi mai trascurabile. In ogni caso quindi i risultati dell'analisi diretta sono poco attendibili (Segar D.A., 1971).

Si è pertanto proceduto ad una chelazione dei metalli da analizzare mediante sale ammonico dell'acido pirrolidin-ditiocarbammico (APDC) e successiva estrazione con metil-isobutilchetone (MiBK). Questa tecnica consente di ridurre le interferenze analitiche (Welz B., 1976).

L'efficienza della chelazione è in relazione alla acidità della soluzione: un pH=3 risulta un buon compromesso fra gli intervalli ottimali per i singoli metalli considerati, ad eccezione del vanadio per il quale si ottiene una resa ottimale con pH=1-2 (Culver B. R., 1975).

E' stata preparata una soluzione acquosa al 2% di APDC (RPE-Carlo Erba) filtrando l'insolubile ed estraendo due volte la soluzione con MiBK saturo di acqua (Merck): il reagente conservato in bottiglia scura ed in frigorifero è stabile per 10 giorni (Varian, 1979).

Un volume noto di campione da analizzare (20 ml) è stato posto in imbuto separatore da 50 ml e tamponato con 3 ml di tampone Normex Carlo Erba a pH=3; per il

vanadio è stato invece aggiunto 1 ml di acido solforico N/10. Sono stati aggiunti 2 ml di soluzione di APDC e, dopo agitazione, 5 ml di MiBK.

Dopo scuotimento per circa un minuto è stata separata la fase organica. L'estrazione è stata ripetuta con altri 5 ml di MiBK. Le due fasi organiche sono state riunite e concentrate sotto vuoto fino al volume di 1 ml. In questo modo si è ottenuto un incremento di 20 volte rispetto alle concentrazioni iniziali dei metalli.

I campioni sono stati analizzati mediante spettrofotometro di assorbimento atomico Varian modello AA--275 con atomizzatore senza fiamma Varian modello CRA-90. Sono state impiegate lampade a catodo cavo caratteristiche di ogni singolo elemento, utilizzando per ciascuno la lunghezza d'onda più sensibile; per cobalto, manganese e nickel è stato inserito il correttore di fondo con lampada al deuterio.

Le curve di taratura per le analisi quantitative sono state eseguite preparando tre soluzioni standard in NaCl al 35% con le concentrazioni riportate nella tabella 1. Per la curva di taratura sono stati prelevati 10 ml di ciascuna soluzione ed estratti come precedentemente descritto, senza concentrare la soluzione in MiBK ottenuta.

La determinazione di basse concentrazioni di ioni metallici può inoltre essere affetta da errori causati dalla contaminazione dei reagenti e dei recipienti impiegati e dall'inquinamento dei campioni e del laboratorio di analisi. Sono state pertanto adottate tutte le precauzioni normalmente in uso nel nostro laboratorio per le analisi di elementi in tracce: lavaggio dei recipienti con acido nitrico diluito, uso di reagenti ad alta purezza ed eventualmente purificati, determinazione dell'inquinamento corpuscolato nel laboratorio.

Sono state quindi eseguite prove in bianco che hanno fornito risultati, per i metalli esaminati, dello stesso ordine di grandezza del rumore di fondo dell' apparecchiatura analitica.

Le curve di taratura sui quattro punti determinati (bianco + tre standard) hanno fornito coefficienti di correlazione lineare superiori a 0.95 ed intercette dello ordine di grandezza del rumore di fondo.

	n. 1	n. 2	n. 3
Co	30	60	90
Cr	30	60	90
Fe	30	60 -	90
Mn	10	20	30
Ni	30	60	90
V	50	100	150

Tabella 1 - Concentrazioni, in  $\mu g/1$ , dei metalli esaminati nelle tre soluzioni standard.

## RISULTATI

Le concentrazioni riscontrate per i 41 campioni analizzati sono riportate, per cromo, ferro, manganese e nickel, nelle tabelle 2, 3, 4 e 5.

Per il cobalto solo quattro campioni sono risultati pari a 0.4  $\mu$ g/l (Camogli: in superficie il 26/7/78 ed a -50 m il 14/6/78; Varazze in superficie il 29/8/1979 ed a -50 m il 30/6/78) mentre tutti gli altri sono inferiori a 0.3  $\mu$ g/l. Questo valore corrisponde alla minima concentrazione accertabile con sufficiente precisione mediante la tecnica impiegata.

Questi risultati appaiono in buon accordo con quelli riportati da altri autori per il Mar Ligure (Frache R., Baffi F., Dadone A., Zanicchi G., 1976).

Il vanadio è risultato sempre inferiore a 1.0  $\mu$ g/1: in letteratura non sono state reperite analisi di questo elemento nel Mar Ligure.

La tabella 2 mostra che le concentrazioni di cromo sono sempre comprese nell'intervallo 0.3-1.7  $\mu$ g/1, senza variazioni significative fra la superficie ed i 50 metri di profondità, con un valore medio di 0.75  $\mu$ g/1 per Camogli e di 0.65  $\mu$ g/l per Varazze.

I risultati sono in accordo con quelli riscontrati nel Mar Ligure (Aubert M., Revillon P., Flatau G., Breittmayer J.P., Aubert., 1980; Belloni S., Cattaneo R., Orlando P., Pessani D., 1976).

La concentrazione di ferro (tabella 3) è risultata variabile da 1.9 a 3.9  $\mu$ g/1, senza differenze signifi-

	Camo	gli	Vara			
Data	Sup.	up50 Sup50		Data		
14- 6-78	0.3	0.4	0.6	0.7	30- 6-78	
26- 7-78	0.7	0.6	0.6	0.3	27- 7-78	
22- 9-78	0.7	0.5	0.5	0.8	27- 9-78	
9-11-78	0.3	0.5	0.9	0.6	3-11-78	
15- 1-79	1.1	0.8	0.4	-	3- 1-79	
31- 3-79	0.4	0.8				
10- 4-79	1.6	1.0				
18- 5-79	0.8	0.9	0.9	0.9	14- 5-79	
5- 6-79	0.3	0.7				
3- 9-79	1.2	0.8	0.5	0.7	29- 8-79	
31-10-79	0.6	0.4				
28- 1-80	0.8	1.7				
16- 4-80	0.3	1.0				
21- 5-80	0.8	1.0				

Tabella 2 - Risultati delle analisi del cromo in µg/l

	Camo	gli	Vara	2 1		
Data	Sup.	-50	Sup.	- 50	Data	
14- 6-78	2.6	2.9	1.9	2.5	30- 6-78	
26- 7-78	2.7	2.6	2.3	2.0	27- 7-78	
22- 9-78	2.2	2.1	2.0	2.0	27- 9-78	
9-11-78	2.1	2.3	2.2	2.3	3-11-78	
15- 1-79	2.3	2.5	1.8	120	3- 1-79	
31- 3-79	3.9	3.5				
10- 4-79	3.8	3.6				
18- 5-79	3.1	3.0	3.5	1.9	14- 5-79	
5- 6-79	3.4	2.7				
3- 9-79	3.5	3.4	3.6	2.7	29- 8-79	
31-10-79	3.6	3.2				
28- 1-80	3.5	3.0				
16- 4-80	3.0	3.2				
21- 5-80	3.9	3.9				

Tabella 3 - Risultati delle analisi del ferro in  $\mu g/l$ 

		140 10000000000000000000000000000000000	2	20	100 Hold Comparison 100 Holds
Data	Camo	ogli	Vara	ızze	Data
	Sup.	~ 50	Sup.	-50	
14- 6-78	0.4	0.6	0.3	0.4	30- 6-78
26- 7-78	0.4	1.2	0.6	0.4	27- 7-78
22- 9-78	0.1	0.1	0.8	2.0	27- 9-78
9-11-78	0.1	0.1	0.5	2.0	3-11-78
15- 1-79	0.2	0.2	0.4		3- 1-79
31- 3-79	0.2	0.3			
10- 4-79	0.1	0.4			
18- 5-79	1.6	0.8	0.2	0.1	14- 5-79
5- 6-79	0.2	0.2			
3- 9-79	0.2	0.3	0.4	0.3	29- 8-79
31-10-79	0.1	0.3			
28- 1-80	0.1	0.1			
16- 4-80	0.1	0.1			
21- 5-80	0.5	0.2			
£					

Tabella 4 - Risultati delle analisi del manganese in  $\mu g/l$ 

	Camo	gli	Vara	zze	
Data	Sup.	-50	Sup.	-50	Data
14- 6-78	1.0	0,6	0.6	1.3	30- 6-78
26- 7-78	0.6	1.4	0,6	0.6	27- 7-78
22- 9-78	0.6	0.8	0.6	0.6	27- 9-78
9-11-78	0.6	0.9	0.6	1.1	3-11-78
15- 1-79	0.6	1.1	0.6	-	3- 1-79
31- 3-79	1.9	2.0			
10- 4-79	1.3	1.2	( 		
18- 5-79	2.8	1.4	1.6	0.9	14- 5-79
5- 6-79	1.6	1.4	i 		
3- 9-79	3.5	1.3	4.3	1.0	29- 8-79
31-10-79	1.6	2.0	1		
28- 1-80	2.5	1.4			
16- 4-80	1.5	1.5			
21- 5-80	2.7	2.7			

Tabella 5 - Risultati delle analisi del nickel in  $\mu g/l$ 

cative fra le due profondità esaminate, con valore medio di 3.05  $\mu$ g/1 per Camogli e di 2.36  $\mu$ g/l per Varazze,

Questi valori rientrano nella variabilità riscontrabile in letteratura (Aubert M., 1980; Belloni S.,1976; Frache R., 1982).

Nella tabella 4 sono riportate le concentrazioni di manganese nei campioni esaminati da cui emerge un intervallo di  $0.1 - 2.0 \mu g/l$ : i valori più elevati sono stati reperiti a 50 metri di profondità nella stazione di Varazze nei due prelievi di Settembre e Novembre '78. I valori medi sono di  $0.33 \mu g/l$  per Camogli e di 0.65 per Varazze,

Fra gli elementi considerati, il manganese mostrale variazioni più significative; non sono disponibili dati di confronto di altri autori per il golfo di Genova, ma i risultati non si differenziano da quelli reperiti nel Mediterraneo (Aubert M., 1980; Belloni S., 1976).

Infine per il nickel (tabella 5) abbiamo trovato concentrazioni variabili fra meno di 0.6 e 4.3  $\mu$ g/l,con valori medi di 1.52  $\mu$ g/l a Camogli e di 0.97 a Varazze: anche questi risultati sono in accordo con quelli di ali tre campagne di prelievo (Frache R., 1976, 1980, 1982; Belloni S., Cattaneo R., Franco J., Pessani D., 1978).

## **CONSIDERAZIONI**

I 41 campioni prelevati nel golfo di Genova a livello superficiale ed a -50 metri, consentono valutazioni sulle concentrazioni di sei ioni metallici ritenuti in dispensabili ai cicli biologici del fito e dello zooplancton.

Le variazioni riscontrate e con esse i valori di punta reperiti rientrano nella normale variabilità conseguente agli apporti tellurici, nonché alle condizioni dello stato del mare, come peraltro già segnalato in letteratura (Aubert M., 1980). Nell'arco di periodo di campionamento considerato, in entrambe le stazioni ed ai due livelli esaminati, non si sono riscontrati andamenti stagionali caratteristici ed il rapporto valore massimo/valore minimo, per ciascun elemento analizzato, è risultato sempre inferiore a 20. Non sono state evidenziate significative situazioni di inquinamento marino in relazione alla vicinanza di attività industriali con potenziali apporti dei metalli esaminati.

In precedenti lavori (Bruzzone C., Carli A., Cevasco M., Chiapperini D., Pellegrino C., Vignola S., 1979; Bruzzone C., 1981; Carli A., 1981; Carli A., 1983) abbiamo valutato la produzione marina a livello delle biocenosi planctoniche oltre che con lo studio della masse fito e zooplanctoniche, anche con la composizione di acidi grassi dello zooplancton, in quanto i lipidi sono considerati materiali di riserva e quindi deposito di energia.

Riteniamo che lo studio dell'ordine di grandezza dei fattori di concentrazione degli oligoelementi possa costituire un ulteriore contributo alla conoscenza delle interrelazioni tra il plancton ed il suo ambiente, pur essendo indubbia la difficoltà di correlare la presenza dei vari oligoelementi nell'acqua di mare con la produzione primaria in condizioni naturali.

In ultima analisi pur non essendo emerse variazioni stagionali significative sulle aree considerate, in questa prima indagine, riteniamo che siano necessari ulteriori campionamenti e ricerche per valutare le correlazioni esistenti fra l'ambiente acqueo ed il plancton.

## BIBLIOGRAFIA

- Aubert M., Revillon P., Flatau G., Breittmayer J. P., Aubert J., 1980 Metaux louds en Mediterranee - <u>Revue International d'Océanographie Medical, Tome LVI,</u> LVII, pp. 304
- Belloni S., Cattaneo R., Orlando P., Pessani D., 1976. Alcune considerazioni sul contenuto in metalli pesanti in Meganychtiphanes norvegica (Sars, 1857) (Crustacea Euphausiacea) nel Mar Ligure – <u>Boll. Mus. Ist. Biol. Univ.</u> <u>Genova</u>, 44, 113-133
- Belloni S., Cattaneo R., Franco J., Pessani D., 1978 -Sul contenuto di mercurio e nickel in Meganychtiphanes norvegica (Sars, 1857) (Crustacea Euphausiacea) del Mar Ligure - <u>Boll. Mus. Ist. Biol. Univ.</u> Genova, 46, 139-150.

Bougis P., 1976 - Marine Plankton Ecology - Ed. N. th Holland, Amsterdam, 1-355

Bruzzone C., Carli A., Cevasco M., Chiapperini D., Pellegrino C., Vignola S., 1979 -Primi risultati sulle ricerche relative alla produzione marina nelle acque costiere del golfo di Genova - <u>Atti del Conve-</u> gno Scientifico Nazionale Progetto Finalizzato Oceanografia e Fondi Marini, C.N.R., Voi. I.

- Bruzzone C., Carli A., Chiapperini D., Pane L., Valente T., Vignola S., 1981- Ricerche relative alla produzione marina nelle acque costiere del golfo di Genova - <u>Atti</u> <u>del Convegno Scientifico nazionale Progetto Finalizzato Oceanografia e Fondi</u> <u>Marini</u>, Roma 14-17/12/81, in print.
- Carli A., Chiapperini D., Valente T., 1980 Considerazioni sulla produzione marina del Golfo di Genova -<u>Mem. Biol. Marina e Oceanogr.</u> Suppl. X, 375-376
- Carli A., Chiapperini D., Valente T., 1981 Seasonal variation of the fatty acids in the zooplankton. <u>Rapp. Comm. Int. Mer Médit.</u>, 27, 7, 201-202
- Carli A., Chiapperini D., Valente T., 1983 Studi preliminari sulla composizione in acidi grassi dello zooplancton del Mar Ligure - <u>Atti del 4° Congresso</u> <u>Nazionale Associazione Italiana Oceanografia e Limnologia</u>. Chiavari 1-3/12/80, 48-1/11
- Caspers H., 1975 Pollution in Coastal Waters <u>DFG Research report</u>, H. Boldt Verlag AG; Boppard 5-142
- Culver B.R., 1975 <u>Analitical Methods for Carbon Rod Atomizers</u> Varian Techtron PtY. Ltd., Springvalle, Australia; pp. 141.
- Frache R., 1982 comunicazione personale.
- Frache R., Baffi F., Dadone A., Zanicchi G., 1976 -The determination of heavy metals in the Ligurian Sea. I, The distribution of Cu, Co, Ni and Cd in surface Waters <u>– Mar. Chem.</u> 4: 365-375
- Frache R., Baffi F., Dadone A., Scarponi G., Bagnino I., 1980 The determination of heavy metals in the Ligurian Sea. II. The geographical and vertical distribution of Cd, Cu and Ni <u>Deep-Sea Research</u>, Vol. 27A, 1079-1082.
- Harvey H,W., 1947 Manganese and the growth of phytoplanckton, <u>J. mar. biol. Ass.</u> U.K., 26: 562-579.
- Marchetti R., 1976 Problemi biologici sulla definizione dei criteri di accettabilità degli scarichi in acque marine In Atti della Tavola Rotonda Internazionale <u>"La Biologia marina per la difesa e per la produttività del mare"</u> Ed. S.T.E.M.-Mucchi Modena, 135-152
- Me Allister, Parsons, Strickland, 1960 citato da Bougis P.

Paoletti A., 1975 - Oceangrafia medica e Inquinamento Ed. Liguori, Napoli 1-321

- Péres J., 1976 La pollution des eaux marines Ed. Gautier Villarss Bordas, Paris, 1-211, 19 pl.
- Segar D.A., 1971 citato da Welz B.
- Varian, 1979 Analitical Methods for Flame Spectroscopy Varian Techtron PtY., Springvalle, Australia; pp. 123.
- Welz B., 1979 Spettroscopia di Assorbimento Atomico Etas Libri, pp. 331

# MACROBENTHOS DEI FONDI BATIALI LIGURI.

## M. CATTANEO e G. ALBERTELLI.

Istituto di Scienze Ambientali Marine - Università di Genova

# SUMMARY

Qualitative and quantitative data on macrobenthonic populations of bathyal bottom off Portofino promontory (Genoa) are reported. The macrobenthonic organisms were collected by a van Veen grab (surface 0.097 sq .m. - volume 18 1) on april 1981 between 428 and 760 m depth. The 36 samples, collected over a period of 3 days (one sample every two hours) were sieved through 2 mm mesh.

The mean population density (130 organisms/sq. m} is comparable with that found in the same area on the continental shelf border. Polichaetous Annelids prevail qualitatively and quantitatively and are the only group whose species number appears underestimated.

The indices of diversity and eveness as well as rarefaction curves show that the great diversity of these macrobenthonic populations are closely related to high values of eveness.

Homogeneity of macrobenthos, estimated with Sanders's index of affinity, is rather high in spite of the absence of clearly predominant species. The relevated differences are due to the reduction of organisms and species number correlated to the increasing depth.

## INTRODUZIONE

Numerosi lavori sul benthos degli alti fondali effettuati negli ultimi anni hanno evidenziato un "pattern" tipico dei popolamenti profondi che, rispetto a quanto rilevato sulla platea, sono caratterizzati da un numero di specie considerevolmente alto in relazione al numero di organismi. Tale fatto è considerato legato alla stabilità dell'ambiente ed alle sue scarse potenzialità alimentari (Gage, 1978; Gray, 1981).

In Mediterraneo sono stati studiati i popolamenti batiali di diverse zone (Corsica, coste francesi, Mar Egeo) essenzialmente dal punto di vista qualitativo, attraverso campionamenti effettuati con draghe (Picard, 1965; Carpine, 1970; Vamvakas, 1970). Mancano invece completamente ricerche a carattere quantitativo che consentano di valutare l'effettiva densità di tali popolamenti.

Questo lavoro si prefigge lo scopo di stimare quantitativamente il popolamento macrobentonico di un fondo batiale e di verificarne l'omogeneità e la corrispondenza allo schema generale. Inoltre la vicinanza di una zona campione della platea continentale di cui è già stato studiato il macrobenthos (Albertelli, Cattaneo, Della Croce e Drago, 1978) consente confronti tra le densità del popolamento di questi due ambienti.

## METODI

Il campionamento è stato condotto nell'aprile 1981 con la N.O. "L.F. Marsili" del C.N.R. su una stazione localizzata al largo di Portofino. I prelievi sono stati effettuati a mezzo di benna van Veen (sup. 0.097 mq; vol. 18 1) ogni due ore per tre giorni consecutivi per un totale di 36 saggi pari a 3.5 mq di superficie. Per la raccolta degli organismi macrobentonici il sedimento è stato fatto passare su setacci di 2 mm di maglia.

L'area campionata (Fig. 1) risulta centrata intorno al punto di coordinate 44°14'2N - 09°08'5E con raggio di circa mezzo miglio su fondali compresi tra 428 e 760 m di profondità.



Figura 1 - Posizione dell'area di campionamento (C) e della zona campione della platea (ZC).

Le condizioni meteomarine favorevoli unitamente all'impiego di un cavo d'acciaio sottile (6 mm) e di un collegamento non rigido della puleggia, che consentiva di visualizzare il momento d'impatto della benna sul fondo, hanno consentito di superare le difficoltà incontrate dagli autori medesimi, nel corso di precedenti ricerche, e da altri (Reyss, 1971) nel campionare con benna fondali superiori a 300 m di profondità. Infatti, grazie anche al tipo di sedimento, solo in due dei 36 prelievi effettuati la benna non è risultata piena al suo massimo volume.

# RISULTATI

Il fondo interessato al campionamento risulta alquanto omogeneo e composto da fango grigio chiaro di scarsa compattezza. Il detrito trattenuto dal setaccio, costituito quasi esclusivamente da scorie carboniose e gusci di Molluschi, non supera in nessun prelievo il volume di 50 cc.

Il popolamento macrobentonico rilevato (81 specie in totale) non presenta dal punto di vista faunistico una peculiarità marcata rispetto ai popolamenti ritrovati sui fondi liguri fino a 200 m di profondità (Albertelli e coll., 1978; 1981) nonché sui fondi della scarpata antistante la Grande Genova (Della Croce, Albertelli, Cattaneo e Drago, 1979) fino a 340 m di profondità. Infatti le specie ritrovate sui fondi batiali della zona oggetto del presente studio sono nella maggior parte presenti anche sulla platea o sull'orizzonte superiore della scarpata ligure.

La densità del popolamento batiale risulta di circa 130 organismi/mq con netta prevalenza dei Policheti sugli altri gruppi. (Tab. 1).

	Organismi/mq	%	n. Specie
Policheti	67.3	51.5	46
Echinodermi	23.4	17.9	6
Crostacei	23.1	17.7	6
Molluschi	9.4	7.2	7
Altri	7.4	5.7	6
TOTALE	130.6	100.0	81

Tabella 1 - Densità media, percentuale sul popolamento e numero di specie dei diversi gruppi sistematici.

I Policheti predominano anche a livello qualitativo e sono l'unico gruppo il cui numero di specie presenti in questo ambiente risulta alquanto sottostimato dal campionamento effettuato. Infatti le curve cumulative specie/superficie campionata (Fig. 2) calcolate per i diversi gruppi sembrano "stabilizzarsi" dopo pochi prelievi per Echinodermi e Molluschi e dopo circa 30 prelievi per i Crostacei mentre si è ancora distanti da tale soglia per i Policheti. Questi ultimi condizionano inoltre l'andamento della curva per il popolamento in toto.



Figura 2 - Curve specie/superficie campionata per il popolamento macrobentonico in toto e per i singoli gruppi.

La ricchezza qualitativa è anche messa in luce dal calcolo degli indici di diversità. Per questi dati sono stati utilizzati gli indici  $\alpha$  di Fisher, Corbett e Williams, H di Shannon-Wiener con relativa equitabilità J, nonché la curva di rarefazione di Sanders (Fig. 3). I risultati grafici e numerici degli indici risultano in questo caso alquanto in accordo, confermando ancora una volta la notevole diversità del gruppo dei Policheti in contrapposizione alla monotonia del popolamento degli altri gruppi ed in particolare degli Echinodermi che presentano anche un valore assai basso dell'indice di equitabilità.

A livello delle singole specie l'ofiuroide <u>Amphilepis norvegica</u> Lijungm, risulta essere quella più abbondante (14 individui per metro quadro) e più frequente (66.6% dei prelievi), seguita dai policheti <u>Anobothrus gracilis</u> (Malmgren) (8,56 ind./mq; 47.2%), <u>Spiophanes kroyeri rejssi</u> Laubier (6.85 ind./mq; 47.2%) e <u>Melinna monoceroides</u> Fauvel (6.85 ind. /mq; 44.4%) nonché dal crostaceo <u>Calocaris macandreae</u> Bell (6.28 ind./mq; 44.4%). Nessuna di queste specie raggiunge comunque valori di abbondanza, dominanza e frequenza tali da caratterizzare il popolamento. Que-



Figura 3 - Curve di rarefazione e indici  $\alpha$ , H e J di Policheti (P), Crostacei (C), Molluschi (M) ed Echinodermi (E).

sto fatto si riflette, unitamente alla bassa densità tipica dei popolamenti batiali, su valori di affinità che risultano in genere molto deboli se calcolati a livello dei singoli prelievi. Per poter quindi studiare l'uniformità della zona è stato necessario raggruppare diversi prelievi per formare gruppi il più possibile omogenei e con un numero sufficiente di individui e di specie. I criteri su cui si è basata la separazione dei gruppi tengono conto dell' ora di campionamento o della profondità del prelievo. Criteri basati su altri fattori quali la granulometria, 1'inclinazione del fondo e 1'idrodinamismo sono stati scartati a priori in considerazione della poca variazione possibile data la limitata estensione dell' area campionata.

L'avvicendarsi del giorno e della notte è stato invece preso in considerazione per la sua importanza su fenomeni biologici di grande portata quali il D.S.L. nonché sul rendimento delle pescate a strascico anche su altri fondali. Si sono quindi raggruppati i prelievi effettuati alle stesse ore nei tre giorni consecutivi di campionamento. Dai dati relativi al numero di organismi ed al numero di specie raccolti (Tab. 2) non emergono differenze significative tra il giorno e la notte né a livello dei singoli gruppi né per il popolamento in toto. Il basso valore registrato alle ore 16 è dovuto in parte al fatto che gli unici due prelievi in cui la benna non è risultata completamente piena sono stati entrambi effettuati in questa ora.

0ra	· 1	2		4		6		8		10		12		14	1	6		18	1	20		22	1	24
	0	S	0	S	0	S	0	S	0	S	0	S	0	S	0	S	0	s	0	S	0	5	0	S
Ρ	18	13	16	12	16	11	22	15	31	15	19	13	20	13	4	3	16	10	29	14	22	12	23	14
Ε	9	2	4	1	1	1	7	3	17	3	10	4	3	1	3	2	4	2	10	5	9	1	5	2
C	3	3	7	4	12	δ	5	5	6	4	7	6	7	4	1	1	9	8	10	5	8	4	6	4
M	÷.	-	2	2	7	4		: <del>-</del>	4	3	3	3	5	2	1	1	3	3	1	ĩ	4	1	3	3
A	1	1	2	1	1	1	1	1	5	2	1	1	2	2	-	-	5	2	4	2	3	2	1	1
T	31	19	31	20	37	23	35	24	63	27	40	27	37	22	9	7	37	25	54	27	46	20	38	24

Tabella 2 - Numero di organismi (0) e di specie (S) raccolti alle diverse ore. P = Policheti; E = Echinodermi; C = Crostacei; M - Molluschi; A = Altri; T = Totale.

Anche a livello delle singole specie non si sono potute mettere in luce oscillazioni significative a causa dell'esiguità del numero di individui ritrovati nei vari prelievi, anche se in alcuni casi sembra di poter rilevare una certa preferenza per il giorno o la notte.

Per quanto riguarda invece il fattore profondità sì è calcolata la correlazione tra la profondità di ogni singolo prelievo ed il numero di specie e di organismi raccolti nello stesso attraverso una regressione lineare. I valori di R ritrovati (R = -0.4585 per il numero di organismi; R = -0.4265 per il numero di specie) risultano significativi (P < 0.01). L'inclinazione delle due rette di regressione (-0.03 e -0.02 rispettivamente per organismi e specie nell'unità di prelievo) fa sì che, nell'intervallo di profondità campionato, si assista ad una diminuzione del numero di organismi più veloce di quella del numero di specie, con conseguente aumento della diversità. Questa tendenza sembra confermata dai due prelievi più profondi (750 e 760 m) in cui praticamente-ogni specie è rappresentata da un solo organismo.

Sulla base di questi risultati si è quindi ritenuto opportuno

raggruppare i saggi discriminandoli in base alla profondità. Sono stati in tal modo formati 6 gruppi di campioni: A (profondità media 755 m; 2 prelievi}; B (624 m; 6 prel.); C (536 m; 7 prel.); D (500 m; 12 prel.); E (476 m; 6 prel.); F (437 m; 3 prel.).

Tra questi gruppi sono state calcolate, con il metodo proposto da Sanders (1960), le affinità riportate in tabella (Tab. 3).



Tabella 3 - Diagramma di affinità tra i gruppi di prelievi.

Le affinità registrate variano, escludendo il gruppo più profondo, tra il 32 ed il 63%. Il gruppo A deve probabilmente le sue bassissime affinità all'esiguità del campione, mentre gli altri gruppi, considerata la mancanza di specie nettamente dominanti, possono essere ritenuti alquanto omogenei, pur presentando qualche differenza legata alla profondità.

Anche per questi gruppi sono stati calcolati gli indici di diversità  $\alpha$  e H nonché l'equitabilità J (Tab. 4).

Gruppi	α	Н	J
А	120.0	2.68	0.99
В	20.5	3.02	0.93
С	28.8	3.26	0.90
D	27.3	3.34	0.84
E	23.4	3.28	0.89
F.	22.0	2.94	0.95

Tabella 4 - Valori degli indici α, H e J nei gruppi di prelievi.

Dalla tabella risulta evidente come gli alti valori della diversità su questi fondali dipendano essenzialmente da un altissimo valore di equitabilità (quindi dalla distribuzione delle specie) e non da un elevato numero di specie; questo è vero in modo particolare per i prelievi oltre i 700 m (gruppo A). E' anche da notare per questo gruppo la forte discrepanza registrata tra gli indici  $\alpha$  ed H; in effetti 1' indice  $\alpha$  risulta essere influenzato più dalla distribuzione del popolamento che non da un'effettiva ricchezza specifica.

# CONCLUSIONI

Il popolamento macrobentonico dei fondi studiati non presenta dal punto di vista faunistico una peculiarità marcata rispetto ai popolamenti ritrovati sui fondi della platea e dell'orizzonte superiore della scarpata ligure. La caratteristica del popolamento batiale risiede invece nella distribuzione di queste specie che risulta estremamente dispersa e nella mancanza di specie nettamente dominanti come verificato ad esempio all'inizio della scarpata (Della Croce e coll., 1979).

La necessità di un territorio più ampio per ogni organismo rispetto a quello necessario nelle acque meno profonde sembra da mettersi in relazione con la scarsità di sostanza organica utilizzabile che raggiunge i fondi della colonna d'acqua o che è prodotta in situ. Questo fatto viene sottolineato dalla limitata presenza di organismi sospensivori (6% circa) e dalla grande partecipazione di quelli eurifagi e necrofagi.

Il popolamento, anche nell'intervallo di profondità studiato, reagisce all'aumento della profondità con una diminuzione del numero di organismi e del numero di specie. Tale diminuzione risulta comunque assai meno marcata di quella registrata tra i 40 ed i 200 m di profondità nella vicina zona campione ed in altre aree della platea (Albertelli e coll., 1978; 1981); anzi la densità media sui fondi batiali risulta più elevata (seppure non significativamente) di quella calcolata per le stazioni più profonde (200 m circa) della platea (rispettivamente 130 e 90 organismi per metro quadro in media).

I risultati ottenuti sono nel loro insieme in accordo con quanto riportato in letteratura per il popolamento macrobentonico profondo del Mediterraneo sia sotto il profilo faunistico che per quanto riguarda la distribuzione degli organismi e la diversità (Bellan, 1965; Picard, 1965; Carpine, 1970; Vamvakas, 1970).

Gli altissimi valori dell'indice di equitabilita ritrovati ripropongono inoltre, anche per il Mediterraneo, il problema del significato biologico di tale indice e del meccanismo che consente sugli alti fondali il mantenimento dell'equilibrio tra le diverse specie macrobentoniche. Un contributo a tale problematica può derivare dallo studio di alcuni aspetti biologici, quali l'accrescimento e la riproduzione, delle singole specie negli ambienti profondi nonché delle relazioni di competizione e predazione esistenti tra le diverse specie.

Gli Autori sono particolarmente grati al Prof. C. Stocchino dell'Istituto per la Fisica dell'Atmosfera del C.N.R. per aver loro offerto l'opportunità di effettuare il campionamento ed alla Sig.na P. Gazzo per l'aiuto prestato nel corso delle operazioni di prelievo.

# BIBLIOGRAFIA

- Albertelli, G., M. Cattaneo, N. Della Croce, W. Drago. 1978. Benthos della piattaforma continentale ligure (Chiavari): Ottobre 1977 - Ottobre 1978. <u>Catt. Idrob. Pescic.</u> <u>Univ. Genova</u>, Rap. Tecn. 7, 15pp.
- \_\_\_. 1981. Benthos della piattaforma continentale ligure. Alassio-Savona-Chiavari-Corniglia(1977-1981). <u>Ibid.</u> Rap. Tecn.14, 29pp.
- Bellan, G. 1965. Contributions a l'étude bionomique de la Méditerranée occidentale (Cote du Var et des Alpes Maritimes -Cote occidentale de Corse). 7. Contribution a l'étude des Polychètes profondes des parages de Monaco et des cotes de la Corse. <u>Bull. Inst. Océanogr. Monaco</u>, 65 (1345), 24pp.
- Carpine, C. 1970. Ecologie de l'étage bathyal dans la Mediterranee occidentale. <u>Mem.</u> <u>Inst. Océanogr. Monaco</u>, 2, 146pp.
- Della Croce, N., G. Albertelli, M. Cattaneo, N. Drago. 1979. Discariche in mare di materiali provenienti dalle escavazioni subacquee del porto di Genova. <u>Catt. Idrob.</u> <u>Pescic. Univ. Genova (Convenzione Univ. Genova-Consorzio Autonomo del</u> Porto), 133pp.
- Gage, J.D. 1978. Animals in deep sea sediments. Proc. Roy .Soc. Edinburgh, 76B: 77-93.
- Gray, J. 1981. <u>The ecology of marine sediments.</u> Cambridge University Press, Cambridge, 185pp.
- Picard, J. 1965. Recherches qualitatives sur les biocoenoses marines des substrats meubles dragatales de la région marseil-laise. <u>Rec. Trav. Stn. mar. Endoume</u>, 36(52): 1-60.
- Reyss, J.P, 1971. Les canyons sous-marins de la mer Catalane, le Rech du Cap et le Rech Lacaze-Duthiers. III. Les peuplements de la macrofaune benthique. <u>Vie et Milieu</u>, 22(3B): 529-613.
- Sanders H.L. 1960. Benthic studies in Buzzards Bay. III. The structure of the softbottom community. <u>Limnol. Oceanogr</u>. 5(2): 138-153.
- Vamvakas, C.H. 1970. Peuplements benthiques des substrats meubles de l'étage bathyal du sud de la mer Egèe. <u>Téthys</u>, 2(1): 89-129.

APPENDICE - ELENCO DELLE SPECIE POLICHETI Amaea trilobata (Sars) Amage adspersa Grube Ammotrypane aulogaster Rathke Ampharete grubei Malmgren Ancistrosyllis groenlandica McInt. Anobothrus gracilis (Malm.) Aricia of morvegica Sars Aricidea mutabilis Laubier Aricidea cf simonae Laubier Axiothella sp Brada villosa (Rathke) Capitellidae Clymene gracilis (Sars) Clymene sp Dasybranchus cf gaiolae Eisig Drilonereis filum (Clap.) Eunicidae Glycera rouxii Aud.& M.Edw. Harmothoe antilopis McInt. Heteromastus sp Heterospio mediterranea Laub.Pic.Ram. Laonice cirrata (Sars) . Lumbrineris latreilli Aud.& M.Edw. Maldane glebifex Grube Marphysa kinbergi McInt. Melinna monoceroides Fauvel Nephthys incisa Malmgren Nicomache sp Ninoe armoricana (Glemarec) Notomastus latericeus Sars Onuphis lepta Chamb. Onuphis sp Owenia fusiformis Delle Chiaje Panthalis perstedi Kinb. Pista cristata (Muller) Poecilochaetus fauchaldi Pil.e Cant. Polycirrus of denticulatus 5.Jos. Polydora sp Prionospio cirrifera Wiren Prionospio ehlersi Fauvel Prionospio steenstrupi Malm. Rhodine loveni gracilior Taub. Scalibregma inflatum Rathke

Scalibregmidae Spiochaetopterus costarum (Clap) Spiophanes kroyeri rejssi Laubier Sternaspis scutata (Ranzani) Terebellides stroemi Sars CROSTACET Ampelisca anophthalma B.Sant.et K.Malka Ampelisca gibba Sars Anthelura fresii Wagele Apseudes echinatus Sars Apseudes grossimanus Norman Calocaris macandreae Bell Cirolana borealis Lilljeborg Cirolana neglecta Hansen Eriopisa elongata Bruzelius Lembos angularis Ledoyer Leucon longirostris Sars Macrocylindrus longipes (Sars) Maera schmidtii Stephensen Nicippe tumida Bruzelius Syrrhoe affinis Chevreux Tmetonix similis (Sars) MOLLUSCHI Abra longicallus (Scacchi) Caudofoveata Cuspidaria sp Lima sp Lionucula tenuis aegeensis (Forbes) Thracia papyracea (Poli) Thyasira granulosa (Jeffreys) ECHINODERMI Amphilepis norvegica Lijungm. Amphiura filiformis (Muller) Brissopsis lyrifera (Forbes) Labidoplax digitata (Mont.) Molpadia musculus Risso Ophiocten abyssicolum Mar. ALTRI ORGANISMI Aspidosiphon muelleri Dies. Actiniaria Golfingia sp. Nemertini Platyhelminthes Sipunculida

## WAVE SET-UP AND COASTAL SEA LEVEL

# L. CAVALERI°, L. BERTOTTI°°

- ° C.N.R. Istituto Studio Dinamica Grandi Masse, Venezia
- <sup>°°</sup> A.S.C.O., Via Beato Pellegrino 14/20, Padova

## SUMMARY

The basic theory of set-up was well-established almost 20 years ago by Longuet-Higgins and Stewart (1964). This has been verified in a number of laboratory experiments. Verification in the field has turned out to be much more difficult, and very few field data have been obtained up to today. Also the results from the different authors are not consistent to each other. The main reasons for the discrepancy are the statistics implicit in the phenomenon when we deal with a random sea, and the difficulty of having accurate sea level measurements far from and close to shore in stormy conditions.

Taking advantage of the well equipped oceanographic tower of the institute, placed 16 km offshore on 15 m of depth, and of the mareographs close to the coast, we succeeded in recording the sea level at these positions during a very heavy storm. The wave records on the tower allowed the evaluation of the wave bidimension al spectrum during the whole storm, and provided the input to the calculation of the set-up.

A basic equation was integrated step by step while approaching the coast, evaluating the wave spectrum, hence momentum flux and set-up at each position. Breaking has been modelled and studied in 5 different ways, from the monochromatic approach to the combined (H-T) distribution. A combined procedure, using a different modelling of breaking according to local depth, leads to a satisfactory fit with the experimental data, with a tendency to under estimate the set-up. The possible reasons for this are identified in the correctness of the (H-T) distribution, the breaking criterion and the influence of secondary effects.

#### INTRODUCTION

Since the appearance of the original paper by Longuet-Higgins and Stewart (1964) on the radiation stresses associated to water waves and their applications, there has been a number of papers dealing with the subject. The attention has been particularly focused on the set-up, the increase of mean sea level at the coast associated to the presence of breakers. The difficulty of practical measurements and the relatively limited effect has confined most of the related measurements inside the hydraulics laboratories, for both monochromatic (Bowen et al. 1968) and random waves (Battjes and Janssen 1978). In the field few measurements exist. Hansen (1978) reports some results in front of Sylt. He used a series of ultrasonic wave gauges up to 10 m of depth and 1280 m



Fig. 1. Area of study in the Northern Adriatic Sea. The enlarged square shows the tower (x) and the mareograph on the coast () used for comparison. Isobaths are in meters. The broken line indicates the section used for profiling.



Fig. 2. Significant wave height H<sub>s</sub>, peak period T and mean direction recorded at the tower (see Fig. 1). Angles are given clockwise with respect to north.

from shore. From bis results he suggests the expression

$$\eta_{\text{max}} = 0.3 \text{ H}_{\text{s}} \tag{1}$$

for the maximum set-up  $\eta_{max}$  on the beach, with  $H_s$  the significant , wave height in deep water. On the other hand Guza and Thornton (1981) discuss the different cases of monochromatic and random waves, and for the latter they show, supported by experimental data, good agreement with the expression

$$\eta_{max} = 0.17 H_s$$
 (2)

The key point in the field measurement is the presence of breaking associated with random waves. With respect to monochromatic waves, this implies that the set-up begins much further offshore, how much depending on the width of the spectrum. Associated with the effects of the nonlinearity, this can possibly explain the differences among the various authors and the spreading of their results.

A completely different set of data has been collected by one of us (Luigi Cavaleri), as reported in the next section. These data, besides being associated with a very strong and documented storm, provided the opportunity to check different statistical approaches to breaking description and their implications on the set-up. A model has been built and developed in different directions. The different results, compared with experimental data, are the subject of this report.

## EXPERIMENTAL DATA

The Istituto per lo Studio della Dinamica delle Grandi Masse runs permanently an oceanographic tower, placed in the Northern Adriatic Sea, on 16 meter of depth, 16 km offshore of the Venice Lagoon (Fig. 1). The instrumental staff includes a very accurate wave measuring System, providing also the wave directional spectrum (Cavaleri 1979) and a mareograph with time Constant less than a minute (Cavaleri and Curiotto 1979). Another mareograph is available at the end of the southern pier bordering the Lido entance to the Venice Lagoon (Fig. 1). Here the depth is 6 meters.

On 15-16 March 1979 a large storm caused a uniform southeast wind to blow al over the Adriatic Sea for more than 24 hours. This led to the presence of very high waves in the Northern Adriatic. The storm was fully recorded on board of the tower. The history of the significant wave height  $H_s$ , peak period  $T_p$  and main direction  $\theta$  are shown in Figure 2. Detailed visual and photographic reports of the sea conditions were taken from on board the tower. The comparison between the two mareographs revealed a very evident difference between the two records, with an excess of level close to the coast. Figure 3 shows the diagram from the tower and, on an enlarged scale, the difference between mareographs at B and A (see Fig. 1). This is larger than any hypothetical instrument error and clearly associated with waves, the local wind having decayed to almost null values after 10 A.M. on March 16. This stimulated our interest in the setup.

## THEORY

The theory of set-up was given in the original paper by Longuet-Higgins and Stewart (1964). Given a monochromatic wave with frequency f and energy E(f), approaching perpendicular to a straight shore, the shoreward momentum flux associated with it given by

$$S(f) = E(f) (2kh/sinh2kh + 0.5)$$
 (3)

with k the wave number and h the depth. Local gradients of S must be balanced by a change in the mean sea level related to  $\partial S/\partial x$  by

$$\frac{\partial S}{\partial x} + \rho g (\eta + h) \frac{\partial \eta}{\partial x}$$
(4)

with x horizontal coordinate,  $\rho$  water density, g gravity acceleration and  $\eta$  local set-up. Because of linearity of (3) and (4), the latter is readily extended to a spectrum taking for 3 its integral over the whole spectrum (Guza and Thornton 1981)

$$\mathbf{S}^{\mathrm{T}} = \int S(f) df \tag{4b}$$

While approaching the shore, the increase of E(f), hence of  $S^{T}$ , due to shoaling leads to a slight decrease of mean sea level (m.s.l.). In the breaking area the large loss of E(f) and  $S^{T}$  causes an evident increase of m.s.l., the set-up. The problem is therefore transferred to the evaluation of the breaking and its consequences.

The bottom topography from the tower up to the beach has been digitized at a 150 m interval along a single straight linedirected at 315° with respect to north and perpendicular to the coast. This has been allowed by the uniformity of the bottom topography (Fig. 1), the narrow width of the spectrum, and the mean direction of the waves. Figure 4 shows the bottom profile and the position of the two mareographs.

In dealing with the breaking problem, we nave used 5 different approaches.

1) The spectra at the tower have been reduced to a monochromatic wave with the same overall energy and the corresponding peak period. This has been shoaled with a spatial step equal to ten times the local depth checking breaking with Miche's criterion and evaluating the set-up according to (4).

2) Battjes' model (1978). Statistical approach to breaking based on the Rayleigh distribution for wave height. The maximum wave height is established by Miche's criterion from the average spectral frequency  $f_{med}$ 

3) Similar to 2). The energy loss from point to point is evaluated

from the percentage of breaking waves and counting the number of waves passing during the time necessary for the energy to run the spatial integration step.

4) The combined H-T (height-period) distribution of Longuet-Higgins (1975) is considered. For each H-T couple, the Miche'breaking criterion is applied. The eventual energy loss is weighted by the corresponding probability. The number of waves present along each integration step are evaluated on the basis of the spectral average period.

5) Similar to 4), but for each frequency the number of waves along each integration step is evaluated from the corresponding period.

For 1),3),4) and 5), after breaking a wave is assumed to be reduced to local maximum wave height. The overall energy loss is uniformly distributed over the whole spectrum. At each integration step the increment of set-up is required to be less than 0.01 the actual depth. If not, an iterative procedure is used using the last estimation of depth till when the condition is satisfied.

The procedure has been stopped at 1 meter of depth as at this stage some of the described approaches lose their significance.

## **RESULTS AND DISCUSSION**

The five procedures have been first applied on an idealized bottom profile, with slope 1/1000, approaching the shore from a 16 m depth. One of the storm spectra, with H<sub>s</sub>=3 m and T<sub>p</sub>=0.11 Hz, was used as input conditions at the tower, i.e. at 15 m of depth. The results are shown in Figure 5. The two characteristics to point out on the different profiles are the position of the minimum level and the maximum level at the beach. The monochromatic theory 1), delaying the breaking with respect to the other approaches, has the inner minimum position. Enhanced shoaling and loss of momentum flux on lower depth lead to the largest set-up at shore. Approach 3) produces very similar results. Battjes' theory 2) produces the most offshore minimum position and the minimum set-up at shore. Approaches 4) and 5) produce very similar and intermediate results with minimum at 8 meter of depth, and a set-up of 16 cm at 1 m of depth.

Clearly the key point is the statistical distribution of breaking. Further offshore we lose energy, hence momentum, the further offshore we begin to raise the sea level with the least final set-up at shore.

A compromising approach has been chosen for practical application. We think that the most correct approach is 5), with the combined (H-T) distribution. There is a number of papers supporting the Longuet-Higgins theory (Chakrabarti and Cooley 1977; Goda 1978; Dattatri, Ramati and Shankar 1979). When exceedingly shallow water (L/d>12) is reached, or the peakness parameter of the spectrum (Cartwright and Longuet-Higgins 1956) is lower than 0.8, the (H-T) distribution is no more assured and we shift to approach 3), maintained up to the very shallow water close to shore where the procedure is stopped.



Fig. 3. Tide record at the tower. In an enlarged scale the difference (tide B-tide A, Fig. 1) is shown. The crosses show the value of set-up calculated by the model.



Fig. 4. Bottom profile along a line going from the tower and perpendicular to the coast (Fig. 1).


Fig. 5. Sea level variation due to set-down and set-up according to 5 different modellings far breaking. Bottom profile is linear, distance in km, depth in meters, set-up in cm. Wave conditions at 15 meter of depth given in the figure.

Results for four spectra are shown with a cross in Figure 3. While the magnitude of the set-up is certainly correct, there is a tendency to underestimate the results. At the moment we can not give a definitive explanation of this, but we can suggest a few possible lines to explain the differences. The most obvious one is the validity of the assumed (B-T) distribution. A check on this can be done using the record on the tower, even if this does not assure validity for lower depths. A second point is the validity of the breaking condition. To define a wave by the zero up-crossing method and to apply to it the breaking criterion of a sinusoidal wave is very crude. Unfortunately we do not know any manageable breaking criterion for random waves, but we suspect this to be a basic point. It seems intuitive that any irregularity of the surface profile will make a wave more breakable with respect to a sinusoid. This would increase breaking offshore and consequently the set-up till not very close to the coast (see Fig. 5). Finally some secondary effects, like the onshore transport of water due to breaking, are likely to cause a further increase of the sea level, even if of secondary importance. All these points will be explored in the near future.

#### ACKNOWLEDGEMENTS

This work has been carried out as part of the Piano Finalizzato 1981 "Oceanografia e fondi marini", subproject "Piattaforma Continentale", sponsored by the Consiglio Nazionale delle Ricerche, Italy, under contract no. 212310/88/80004652.

## REFERENCES

- Bowen, A.J., D.L. Inman and V.P. Simmons. 1968. Wave "set-down" and "set-up", <u>J.</u> <u>Geophys. Res., 73</u>,8:2569-2577.
- Battjes, J.A. and J.P.F.M. Jannsen. 1978. Energy loss and set-up due to breaking of random waves, <u>Coastal Engineering</u>, 1: 569-587.
- Cartwright, D.E. and M.S. Longuet-Higgins. 1956. The statistical distributions of the maxima of a random function. In: <u>Proc. Royal Soc.</u>, 4, <u>237</u>: 212-232.
- Cavaleri, L. 1979. An instrumental system for detailed wind wave study, <u>Il Nuovo Cimento</u>, 1, <u>2C</u>: 288-304.
- Cavaleri, L. and S. Curiotto. 1979. A fast response shallow water tide gauge, II Nuovo <u>Cimento</u>, 1, <u>2C</u>: 273-287.
- Chakrabarti, S.K. and R.P. Cooley. 1977. Statistical distribution of periods and heights of ocean waves, J. Geophys. Res., 82, 9: 1363-1368.
- Dattatri, J., H. Raman and H.J. Shankar. 1979. Height and period distributions for waves off Mangalore Harbour-West Coast, JGR, 84, C7: 3767-3772.
- Goda, Y. 1978. The observed joint distribution of periods and height of sea waves, <u>Coastal</u> <u>Engineering</u>, 227-246.
- Guza, R.T. and E.B. Thornton. 1981. Wave set-up on a natural beach, JGR, <u>86</u>, C5:4133-4137.
- Hansen, U.A. 1978. Wave set-up in the surf zone, Coastal Engineer-

ing in Japan, 1071-1084.

- Longuet-Higgins, M.S. 1975. On the joint distribution of the periods and amplitudes of sea waves, JGR, <u>80</u>, 18: 2688-2694.
- Longuet-Higgins, M.S. and R.W. Stewart, 1964. Radiation stresses in water waves; a physical discussion with applications, <u>Deep Sea Res.</u>, <u>11</u>: 529-562.

#### PREDICTION OF SHALLOW WATER WIND WAVE SPECTRA

## L. CAVALERI°, L. BERTOTTI°°

° C.N.R. - Istituto Studio Dinamica Grandi Masse, Venezia °° A.S.C.O-, Via B. Pellegrino 14/20, Padova

## SUMMARY

Wave data, both as extreme and as average values, are a valuable piece of information. In this paper we describe two models (wind and wave evaluation) by which wave conditions can be evaluated in shallow water coastal regions.

First we describe a method used for the evaluation of the wind field in the open sea. For this aim we use the atmospheric pressure from the meteorological stations at a given instant and evaluate wind at the desired point by a least square fitting algorithm.

Wind is then used as input to the wave model. To take into full account the shoaling and refraction effects, we nave used a model based on the ray technique. By this the energy balance equation is integrated along predetermined wave characteristics, one for each component of the directional spectrum. Generation and dissipation processes are taken into account.

Results from this procedure have provided r.m.s. error of 16% for the significant wave height and 10° for the mean wave direction. The model does not consider any calibration to local data, and it is therefore directly applicable to any other region.

#### INTRODUCTION

Coastal boundaries between sea and land represent the area where a large part of the actual economical interest in the sea is concentrated. Waves are of course an important mechanism and product of the triple air-sea-land interaction. They deserve and receive their due part of attention.

Waves influence the coastal man activity in a number of ways. It is certainly desirable to be able to make a correct estimate of their characteristics. This is usually done by means of mathematical models, trying to represent in a mathematical form the evolution of the processes governing waves (physical models) or that of the parameters characterizing the wave field (parametric models). Most of these anyhow are limited to deep water conditions and their application to the shallow coastal areas is problematic. Also the meteorological problem, i.e. the wind knowledge used as input for wave estimates is complicated by the influence of the land and the possible presence of strong orographic obstacles.

This paper deals with the problem of wave evaluation in shallow water. The method used to estimate the wind field and the problems connected are illustrated in section 2. Section 3 reports the description of a wave model of a quite general application. The results obtained are given in section 4. Section 5 are the conclusions.



Fig. 1. Map of the Northern Adriatic Sea. Oceanographic tower is indicated with a cross. Depth is in meters. (After Cavaleri and Malanotte Rizzoli 1981).



Fig. 2. Wind speed reocrded and estimated at the tower on 12-13 Feb. 1967.

#### EVALUATION OF WIND FIELD

Our area of interest was the Northern Adriatic Sea, shown in Figure 1. Our check point was the wind recorded at the oceanographic tower of the Istituto Studio Dinamica Grandi Masse, placed 8 miles offshore, shown by a cross in Figure 1.

The Northern Adriatic Sea is characterized by extremely strong spatial and temperal wind gradients connected to the complicated shape of the basin and the nearby presence of the Alps to the north, and the Yugoslavian mountains to the east.

For the estimate of the overall wind field, the wind records at the coastal meteorological stations are of little value being strong by influenced by the local orography. Atmospheric pressure is much less influenced by the local orography, hence we can use it as starting information. In general, wind is deduced from the pressure distribution by means of the equation of motion

$$\partial_t \underline{u} + \underline{u} \nabla_{tt} \underline{u} + w \partial_p \underline{u} = -\frac{1}{\rho} \nabla_H \mathbf{p} - \partial_p \underline{\tau}_H - \mathbf{f} \underline{k} \wedge \underline{u}$$

with w the vertical velocity,  $\tau_{\rm H}$  the horizontal stress, f the Coriolis parameter, solved at the knots of a suitable grid. Grid values are previously deduced by digitization of meteorological maps. In our case, thinking of the use of the procedure as a forecasting tool, we wished to skip this point. A model was therefore used (Robinson et al. 1972) making use of the pressure values given at a given instant and at randomly distributed but specified position. In it available surface pressure data are least square (LSQ) fitted to a linear polynominal in the two horizontal reference coordinates, with each position weighted proportionally to its inverse square distance from the point at which wind has to be estimated. The pressure spatial gradient and corresponding geostrophic wind are obtained by differentiating the LSQ polynomial. Surface wind is then deduced by correcting geostrophic wind for attenuation and rotation according to Findlater et al. (1966). In principle this requires the knowledge of the sea surface and air temperatures. The first was not available, as actual sea surface temperature can be quite different from the monthly average due to the very fast response of the sea to meteorological input, in particular to the air temperature. To apply Findlater et al. (1966) we resorted to a classification of the storms according to their direction of provenience.

Wind fields at 3 hour intervals (meteorological data) and 30 km resolution were made available with the described technique. Spatial resolution was dictated by the input information. Because of the large distance among the different sources a finer resolution would have been only fictitious. Wind values at intermediate time and position were deduced by a double linear interpolation. A comparison between wind measured and estimated at the tower is shown in Figure 2.



Fig. 3. Significant wave height recorded and estimated at the tower on 12 February 1976. (After Cavaleri and Malanotte Rizzoli 1981).



Fig. 4. Measured, estimated and smooth estimate of the wave directional spectrum at the tower. 360° are numbered from 1 to 5. Spectra are normalized to unitary area. (After Cavaleri and Malanotte Rizzoli 1981).

#### THE WAVE MODEL

The estimate of wave conditions is made harder by the general limited water depth. It was not possible to use a deep water model and then to shoal the results to the coast as the whole area is shallow. Hence shoaling and refraction have to be considered at the same time of generation and dissipation. We made use of a model (Cavaleri and Malanotte Rizzoli 1981) specifically developed for these conditions. The model is based on the ray technique (Collins 1972). In it, once a target point, where estimate has to be done, is given, we consider the directional spectrum split in frequency f and direction  $\theta$ , and we consider the path of approach to the point of each single wave component. For a given bottom topography the paths are established by Snell's refraction laws.

$$\frac{dx_i}{dt} = \frac{\partial\sigma}{\partial k_i}$$
  
$$\frac{dk_i}{dt} = -\frac{\partial\sigma}{\partial x_i}$$
  
$$i=1,2$$

with  $\sigma$  circular frequency, k wavenumber,  $x_i = (x_1, x_2)$  the two coordinates in the plane. Energy from each ray is estimated by the integration of the energy balance equation

$$\frac{\partial E(f,\theta)}{\partial t} = \underline{c_g} \nabla E + S$$

Note anyhow that we study the progress of an energy patch along the ray, hence the advection term in (1) vanishes. S includes the generation (Phillips, Miles), and dissipation (breaking, bottom friction, percolation) processes. Note also that shoaling and refraction are directly taken into account by the use of Snell's laws. For details of the processes we refer to the quoted paper by Cavaleri and Malanotte Rizzoli (1981).

Integration of (1) over all the characteristics (for each frequency and direction) leading to the target point provides the wave directional spectrum at the point and time of interest. Integration of this spectrum provides all the quantities of interest characterizing the wave field.

This technique is especially highly economical when the estimate is required only at a limited number of points. If, as it is usually the case, these points are fixed, refraction rays can be preevaluated once and forever and stored on magnetic support saving further time. A typical time for the estimate of the directional spectrum at one point in the Adriatic Sea is 3 sec of CPU on a CDC 76 computer. We wish to point out that the approach is purely physical, and there is no tuning on the model. It can therefore be directly applied to any area, once the bottom topography and the wind field are given.

## APPLICATIONS

The models were run for several storms in the Adriatic Sea. Other applications were also done, but not reported as we have here limited ourselves to shallow water.

Figure 3 reports the comparison between the significant wave height  $H_s$  measured at the tower (Fig. 1) and the estimate of the model. The r.m.s. difference between the two is 0.17 m or 11% the last figure is close to the average performance (16%) of the model.

Figure 4 reports the much more critical comparison between the directional spectra. Note the strong difference in direction  $(70^\circ)$  between the high and low frequencies consequent to refraction, and well represented by the model. The average r.m.s. error for direction is  $10^\circ$ .

## CONCLUSIONS

The method presented here for the estimate of the shallow water wave spectra is split in two parts. The first part is concerned with the evaluation of the wind field. This is done by a LSQ fit to randomly distributed pressure data, which allows direct use of the meteorological data without passing through the availability of the meteorological maps.

Wind is the input to the wave model, based on the integration of the energy equation along all the wave characteristics leading to the given target position. Results are provided as directional spectra, from which all the other parameters of interest are deduced. Average r.m.s. error for  $H_s$  is 16%; r.m.s. error for direction is 10°.

The model has been built by directly imbedding the physical processes into the mathematical procedure, without any possibility of tuning for a particular location. As such, the model is directly applicable to any basin and position. The only inputs required are the wind field and the bottom topography. Once these are available, the evolution of the wave spectrum can be followed at all the positions of interest.

# REFERENCES

Cavaleri, L. and P. Malanotte Rizzoli. 1981. Wind wave prediction in shallow water. Theory and applications, JGR, 86, C11:10961-10973.

Collins, J.I. 1972. Prediction of shallow water spectra, JGR, 77, 15: 2693.

Findlater, J., T.N.S. Harrower, G.A. Howkins and H.L. Wright. 1966. Surface and 900 mb wind relationships, Meteorological Office, Scientific Paper No. 23 (London).

Robinson, A., A. Tomasin and A. Artegiani. 1972. Flooding of Venice; phenomenology and prediction of the Adriatic storm surge, <u>Quart. J. Roy. Soc</u>., 99: 686.

# ZOOPLANCTON DI SUPERFICIE IN MAR LIGURE E ALTO TIRRENO E NEL MARE DI CORSICA (10-16 . 9 . 1980) (+)

## M.G. CEVASCO, N. DELLA CROCE

Istituto di Scienze Ambientali Marine dell'Università di Genova

## SUMMARY

Plankton samples were collected en route by iponeuston net, day and night, throughout a week, in the Ligurian and North Tyrrhenian waters and in the Corsica Sea, in September 1980. The zooplankton showed higher population densities in the Ligurian Sea (eastern side ) as well as in the North Tyrrhenian waters. The daily migration pattern of zooplankton was particularly evident in the Corsica Sea and east-west of the Strait of Bonifacio. Distribution indexes have shown that <u>Pontella mediterranea</u>, <u>P. lobiancoi</u>, <u>Calanus minor</u> and <u>Centropages typicus</u>, among Copepods, were present all over the area of sampling together with Salpidae, Siphonophora, Chetognata, Amphipoda, Pteropoda, Isopoda, among other groups. <u>Pontellopsis regalis</u> was collected of the eastern side of Strait of Bonifacio only, <u>Centropages violaceus</u> in the Ligurian and Corsica Seas. The presence of these species suggests that water masses of Atlantic origin were entering the area at the time of sampling.

## PREMESSA

Le acque del bacino ligure risultano interessate dall'intrusione di masse d'acqua provenienti dal bacino algerino-provenzale e da altre provenienti dal bacino liguretirrenico attraverso il canale di Corsica.

In generale, il Mar Ligure conserva continuità di tipo ciclonico con le acque del bacino algerino-provenzale, ma non con quelle tirreniche il cui flusso s'interrompe in estate ed in autunno.

Diversi studi hanno messo in evidenza che la distribuzione degli organismi planctonici nel Mar Ligure e Alto Tirreno risulta influenzata nelle diverse stagioni da tale situazione dinamica (Bernard, 1967; Della Croce, 1959; Furnestin, 1979)

(+) Contributo del "Gruppo di Ricerca Oceanologica- Genova" Contratto di ricerca C.N.R. n. 80.00762.88/115.1276 Questa indagine, quale ulteriore contributo allo studio del problema, è stata programmata in modo da ottenere in breve tempo, in un determinato momento stagionale ed in un determinato areale, "un'istantanea" della distribuzione dello zooplancton di superficie (iponeuston).

## METODICA

I campioni vennero raccolti nel Golfo di Genova ed al largo delle coste occidentali ed orientali della Corsica, di giorno e di notte, tra il 10 ed il 16 Settembre 1980.

Il campionamento fu effettuato su 26 stazioni che vennero fissate tenuto conto dei principali obbiettivi del piano della VII Campagna del "Gruppo di Ricerca Oceanologica - Genova".

Dalla nave in navigazione veniva messa a mare una slitta iponeustonica con rete di nytal '(nytal 36GG, maglie 530  $\mu$ ), ad apertura rettangolare (15x30 cm), che veniva trainata a circa 3 nodi per 15 minuti primi. La rete era armata in modo da lavorare in completa immersione.

I volumi d'acqua filtrati, registrati da flussometro "General. Oceanic" mod. 2030, risultano compresi tra 22 e 48 m<sup>3</sup>. Le differenze registrate nei volumi d'acqua filtrati nei singoli campionamenti possono essere legate alla non costante velocità di traino della slitta, alla turbolenza dovuta alle strutture portanti del retino e del flussometro, nonché allo stato del mare.

# DENSITÀ DEL POPOLAMENTO PLANCTONICO

I dati permettono di giungere a densità medie realistiche del popolamento campionato di giorno e di notte lungo la rotta (Fig. 1A), essendo tutti gli organismi contati in ciascun campione.

I valori riscontrati nelle acque ad occidente della Corsica (195 -  $9.028/10^3 \text{m}^3$ ) risultano meno elevati di quelli osservati ad oriente della stessa isola (13.725 -  $21.885/10^3 \text{m}^3$ ). Questa situazione rispecchia l'assetto distributivo e quantitativo sia dei Copepodi sia degli "altri organismi" presi in esame. E' da notare, tuttavia, che in alcune aree il carico zooplanctonico è in prevalenza (oltre il 50%) costituito da "altri organismi" e tra questi gli elementi dominanti realizzano "facies" più o meno localizzate a Sifonofori e Salpe in Mar Ligure e a Sifonofori, Anfipodi, Salpe e Isopodi nelle acque sud-occidentali corse (Fig. 1A).

Per quanto concerne i valori delle densità di popolamento è da osservare che in Mar Ligure furono già raccolti su stazioni in mare aperto con retino standard di Ostenfeld e Jespersen e tipo Apstein campioni nei quali il popolamento a Copepodi era risultato assai scarso (Della Croce, 1959).

Le diverse densità del carico zooplanctonico a est ed a ovest della Corsica sono da porsi in relazione, tra l'altro, al diverso sviluppo della platea insulare corsa e di quella continentale toscana che contribuiscono ad attribuire carattere "neritico" alle acque tirreniche e carattere "pelagico" a quelle corse del bacino algerino-provenzale, se si considerano le due zone in esame su scala "oceanica".



Fig. 1, A. Densità media dello zooplancton superficiale per  $10^3 \text{m}^3$  per tratti di navigazione diurna (o) e notturna (•). Il denominatore indica il giorno di campionamento. Sono inoltre da segnalare "facies" dominanti a Sifonofori e Salpe (\*) e Sifonofori, Salpe, Antipodi e Isopodi  $\stackrel{*}{\curvearrowright}$ 

B, Temperatura e salinità superficiale e ritrovamenti di <u>Centropages violaceus</u> (\*) e di <u>Pontellopsis regalis (</u>,

Al riguardo si può osservare che tra le misure effettuate con batisonda nell'area, quelle sulla stazione 10 - acque occidentali corse - hanno valori soprattutto di temperatura (19.96°C) e anche di salinità (38.08%o) superficiali di gran lunga inferiori a quelli riscontrati sulla stazione 23 - Mar Ligure - (22.68°C; 38.19%o) e sulla stazione 20 - acque dell'arcipelago toscano -(23.18°C; 38.29%o) (Fig. 1B).

Le variazioni delle densità di popolamento rilevate nel corso della rotta per quarantott'ore nelle acque del Mar di Corsica, nonché ad oriente ed occidente delle Bocche di Bonifacio sono da attribuire alle migrazioni giornaliere degli organismi zooplanctonici. Queste risultano inoltre evidenti se le variazioni di densità vengono rappresentate solo in funzione del tempo.

Tale comportamento non trova riscontro nelle variazioni di densità osservate nei campioni raccolti nel rimanente percorso di rotta (Fig. 2). Non è da escludere che questa situazione riscontrata nelle acque dell'arcipelago toscano ed in quelle orientali liguri sia dovuta alla minore frequenza di campionamento ed al fatto che qui le stazioni sono state visitate senza rispettare una regolare progressione nel tempo e nello spazio.

# DISTRIBUZIONE DEGLI ORGANISMI PLANCTONICI

L'esame dei risultati permette di delineare alcuni aspetti dell'assetto distributivo delle forme raccolte.

In questo momento stagionale Salpe, Sifonofori, Chetognati, Anfipodi, Pteropodi, Isopodi e Larve di Crostacei presentano indice di distribuzione piuttosto elevato (D = 0.42-0.88) e si ritrovano sia nei Mari Ligure e Tirreno, sia nel Mare di Corsica.

Per contro Ostracodi, Cladoceri (<u>Penilia avirostris</u>), Meduse, Larve di Actiniari, di Anellidi e di Ofiuroidi presentano indici di distribuzione modesti (D=0.04-0.15); tali ritrovamenti risultano localizzati nelle acque tirreniche ed in quelle orientali liguri, dove sono state anche ritrovate uova e larve di Pesci (D=0.27). L' assetto distributivo di queste forme (Fig. 3) appare riflettere più da vicino il carattere neritico dell'adiacente piattaforma continentale.

Una distribuzione legata soprattutto alle migrazioni giornaliere è quella osservata per gli Eufausiacei (D=0.31), mentre i ritrovamenti dei Misidacei (D=0.11) e dei Pirosomidi (D=0.11), pur essendo avvenuti in ore notturne, sembrano legati altri fattori in quanto riscontrati in aree diverse localizzate (Fig. 3).

I Pontellidi  $(20-33.220/10^3 \text{m}^3)$  coi Calanidi  $(40-4.880/10^3 \text{m}^3)$  e coi Centropagidi  $(20-4.720/10^3 \text{m}^3)$  costituiscono le forme preva-

Figura 2 : Variazioni giornaliere delle densità dello zooplancton superficiale per 10<sup>3</sup> m<sup>3</sup>.
A: variazioni sulle stazioni visitate in progressione di tempo e di spazio; B: in mancanza di progressione; C: indipendentemente dalla progressione nel tempo, espresse in 24 ore secondo A.



Figura 2 : Variazioni giornaliere delle densità dello zooplancton superficiale per 10<sup>3</sup> m<sup>3</sup>.
A: variazioni sulle stazioni visitate in progressione di tempo e di spazio; B: in mancanza di progressione; C: indipendentemente dalla progressione nel tempo, espresse in 24 ore secondo A.



Figura 3: Aspetti di distribuzione e relativi indici (D) per alcune forme zooplanctoniche.

lenti del plancton a Copepodi; la netta dominanza dei primi sugli altri rispecchia chiaramente il carattere di plancton tipicamente iponeustonico.

Tra i Copepodi, in base al loro indice di distribuzione, possono considerarsi presenti in tutto l' areale campionato: <u>Pontella mediterranea</u>, <u>P. lobiancoi</u>, <u>Calanus minor</u>, <u>Centropages typicus</u> (D=0.50-0.58), nonché <u>Pontella atlantica</u> e <u>Calanus tenuicornis</u> (0=0.35-0.38).

<u>Clausocalanus arcuicornis</u> appare sempre di notte nelle acque occidentali liguri e nel Mare di Corsica, mentre risulta assente in quelle liguri orientali e dell' arcipelago toscano. Analoga distribuzione presenta <u>Pleuromamma gracilis</u> (Fig. 3).

Per contro <u>Temora stylifera</u>, <u>Labidocera wollastoni</u> e <u>L. brunescens</u> vennero raccolti di giorno e soprattutto nelle acque dell'arcipelago toscano (Fig. 3).

Di particolare interesse sono gli isolati ritrovamenti di <u>Centropages violaceus</u> nel Mar Ligure e nelle acque di Corsica, nonché di <u>Pontellopsis regalis</u> ad oriente delle Bocche di Bonifacio (Fig. 1B). I ritrovamenti di queste specie, che possono essere giunte nel Mediterraneo occidentale attraverso lo Stretto di Gibilterra (Sewell, 1948), suggeriscono la presenza di acque di origine atlantica in questo momento stagionale non solo nel Mar Ligure, ma anche nel Tirreno (Della Croce, 1959; Furnestin, 1979), conferendo particolare significato di scambio alle Bocche di Bonifacio.

Questi risultati hanno messo in evidenza per lo zooplancton, a livello iponeustonico, aspetti distributivi diversi i quali nell' area in esame sono in parte riconducibili alla presenza di acque di origine atlantica ed in parte al carattere "neritico" e "pelagico" delle acque orientali liguri e tirreniche da un lato e a quelle occidentali liguri e del Mare di Corsica dall'altro.

## BIBLIOGRAFIA

- Bernard, M. 1967. Recent advances in research on the zooplankton of the Mediterranean Sea. <u>Oceanogr. mar. Biol. Ann. Rev.</u>, 5: 231-225.
- Della Croce, N. 1959. Copepodi pelagici raccolti nelle crociere talassografiche del "Robusto" nel Mar Ligure ed Alto Tirreno. <u>Boll. Mus. e Ist. Bio1. Univ. Genova</u>, XXIX (176): 29-114.
- Furnestin, M.L. 1979. Aspects of the zoogeography of the Mediterranean plankton. In " <u>Zoogeography and diversity in plankton</u>" S. Van der Spoel and A.C. Pierrot-Bults ed., Bunge Scientific Publisher, Utrecht, 191-253.
- Sewell, S. 1948. The free-swimming planktonic Copepoda. Geographical distribution. <u>Sci. Rep. Murray Exped.</u>, 8: 1-303.

# CARATTERISTICHE SEDIMENTOLOGICHE DELLA SPIAGGIA SOTTOMARINA NEL TRATTO DI LITORALE CALABRO COMPRESO TRA DIAMANTE E BELMONTE (MAR TIRRENO). (+)

# E. COCCO°, M.A. de MAGISTRIS°, T, DE PIPPO°, A. PERNA°°

° Facoltà di Scienze - Istituto di Geologia e Geofisica - Napoli.

°° Facoltà di Economia e Commercio - Istituto di Statistica e Demografia - Napoli.

## RIASSUNTO

Lo studio tessiturale dei campioni di sedimenti marini prelevati tra la battigia e la profondità di -15 m, ha consentito di evidenziare la presenza di varie fasce granulometriche disposte pressoché parallele alla costa, con diametro decrescente procedendo verso le maggiori profondità.

L'elaborazione del sistema dei dati granulometrici strutturati in matrici a "tre indici" ha dato; inoltre indicazioni sul comportamento dinamico dei sedimenti.

Dal punto di vista meteomarino il settore in esame risulta esposto in prevalenza ad ondazioni provenienti dal II, III e IV quadrante (direzioni 170°-300°); in particolare le ondazioni provenienti dal settore 240°-300° generano all'atto del frangimento un trasporto solido longitudinale netto da NW verso SE. Il verso prevalente del drift da NW a SE è d'altra parte confermato da numerose evidenze morfologiche, la più importante delle quali risulta essere il vistoso accrescimento della spiaggia a nord del braccio trasversale del molo foraneo del Porto di Cetraro (mediamente 2 m/anno nel periodo 1962-1981).

## SUMMARY

The study of the texture of the sediment samples drawn in the area between the foreshore and the depth of -15 m, has pointed out the existence of various granulo-

<sup>(+)</sup> Pubblicazione n. 172 del P.F. "Conservazione del Suolo" S.P. "Dinamica dei Litorali".

metric zones more or less parallel to the coast line, with a diameter decreasing as one proceeds to the far depths.

The granulometric data processing following S.T.A.T. I.S.method has pointed out the dynamic of sediments between the foreshore and the depth of -15 m. The fore-shore samples and those drawn at the depths of -10 and -15 m occupy "opposite" sites in the diagram therefore they can have respectively maximum and minimum energetic values, samples drawn at the depth of -5 m occupy the medium site of the diagram and this stands far an "intermediate" dynamic typical of surf zones.

The sector investigated from a meteomarine point of view is prevalently exposed to wave s coming from the II<sup>nd</sup>, III<sup>rd</sup> and the IV<sup>th</sup> quadrant (170°-300°), particularly the waves coming from 240°-300° cause at the breaking a longitudinal transport from NW to SE. The prevalent direction of the littoral drift from NW to SE is also confirmed by numerous morphologic features; the most important of these is the relevant increase of the beach north of the jetty of the Cetraro harbour (2 m per year from 1962 to 1981).

#### **INTRODUZIONE**

Il litorale calabrese in esame, compreso tra le foci dei fiumi Lao a nord e Savuto a sud, ha uno sviluppo di circa 90 km ed è in gran parte costituito da coste alte e rocciose, formate dalle estreme propaggini occidentali della Catena Costiera Calabra, e da spiagge sabbioso-ciottolose impostate sui complessi di foce dei principali corsi d'acqua. Presenti nei tratti rocciosi numerose insenature con spiagge ciottolose ("pocket beaches") alimentate essenzialmente dallo smantellamento i delle falesie.

Il rifornimento dei materiali sulla fascia costiera è dato essenzialmente attraverso l'acqua sia lungo gli alvei torrentizi sia lungo i versanti per ruscellamento e, subordinatamente, per i crolli ripetuti che si hanno lungo le pareti delle coste alte mentre poco diffusi sono i fenomeni franosi. Dall'analisi geologica (1) dei terreni emersi e dei bacini alimentatori si possono schematicamente differenziare due grandi zone: (fig. 1)

- 1- una zona con apporti prevalentemente calcarei e subordinatamente cristallinometamorfici e terrigeni nel tratto a nord compreso tra la foce del Fiume Lao e Cetraro;
- 2- una zona più ampia con apporti prevalentemente cristallino-metamorfici e subordinatamente terrigeni a sud tra Cetraro e la foce del Fiume Savuto (C.N.R., 1981).

La morfologia della piattaforma continentale di fronte all'arco litoranee in esame si presenta abbastanza complessa; infatti essa è formata da più terrazzi presumibilmente dovuti ad una gradinata di faglie con andamento NNW-SSE. L'ampiezza del terrazzo più prossimo alla costa è quasi uniforme per tutto il tratto tranne che nella zona a nord di Cetraro dove la scarpata si assottiglia fino a scomparire.

Questa prima scarpata è incisa da alcune valli, di cui una con andamento E-W in corrispondenza del Fiume Lao, che s'immettono in una valle principale con andamento NNW-SSE a sua volta immissaria del "Bacino di Paola" che si estende da Capo Bonifati a Capo Suvero.

Il terrazzo "esterno" presenta una scarpata molto più ampia solcata da canyons più importanti che, o direttamente o dopo essersi immessi nel "Canyon di Strombali" portano i loro materiali fino al "Bacino Marsili" (Savelli & Wezel, 1979).

# CARATTERI SEDIMENTOLOGICI DELLA SPIAGGIA SOMMERSA

La spiaggia sommersa in corrispondenza del litorale in esame presenta mediamente un'acclività dell'8% tra

(1) - Dal punto di vista geologico-strutturale (Amodio Morelli et al., 1976) sono riconoscibili unità tettoniche ascrivibili alla Catena Appenninico-Maghrebide Neogenica Africa-Vergente e alla Catena Alpina Cretacico-Paleogenica Europa-Vergente; terreni del Tortoniano-Pliocene inferiore trasgressivi sulle predette unità nonché i terreni plioquaternari ascrivibili alle unità post-Orogeno. Sono inoltre affioranti unità la cui posizione paleogeografica è ipotizzata ma non de finita, con certezza.



Fig. 1 - Schema morfologico del Mar Tirreno nell'area prospiciente il litorale in esame. Legenda: area ad apporti prevalentemente carbonatici (1) o cristallinometamorfici (2); bacini plio-quaternari (3); scarpate (4) e assi dei canyons e/o valli sottomarine (5). la battigia e la profondità di -3 m/-5 m, e del 6-2% oltre la profondità di -5 m. Sono presenti ovunque uno o più ordini di barre sommerse (non è presente alcun ordine nelle zone compre se tra Sangineto e Capo Bonifati e tra S. Lucido e Fiumefreddo), a profondità comprese tra-2 m e -7 m (fig. 2).

I principali caratteri sedimentari sono stati determinati attraverso l'analisi di oltre 50 campioni prelevati in battigia e alla profondità di -5 m, -10 m e -15 m, lungo sezioni trasversali alla costa effettuate ad intervalli di 3-6 km.

Preliminarmente sono stati costruiti quattro cartogrammi (figg. 3, 4) contenenti le percentuali in peso rilevate per ciascun campione in ciascuna delle classi granulometriche adottate. L'analisi di tali grafici evidenzia da un lato la suddivisione dell'arco di litorale in un'area settentrionale, a granulometria più fine, e in un'area meridionale a granulometria più grossolana; e dall'altro lo spostamento delle percentuali in peso dalle classi granulometriche più grossolane alle più fini col variare della profondità. Da rilevare la presenza, nel cartogramma della batimetrica -5, di cospicue percentuali di peso nelle classi più grossolane per i camp ioni della zona meridionale.

Nella spiaggia sommersa i sedimenti risultano distribuiti in varie fasce granulometriche disposte pressoché parallele alla costa, con diametro decrescente procedendo verso le maggior i profondità. Dall'esame della distribuzione areale del granulo medio (Mean size, Mc Cammon, 1962; Cortemiglia, 1979) risulta anzitutto che il litorale in esame può essere suddiviso in vari tratti (fig. 5): il primo di essi, da Diamante a Capo Bonifati è caratterizzato da una fascia di sabbie medie (tra la battigia e la profondità di -5 m, a luoghi -10 m) seguita da una fascia di sabbie sottili fino alla profondità di -15 m. Il secondo tratto, tra Acquappesa e Fuscaldo M., presenta tre fasce limitate dalle batimetriche -5 m, -10 m e -15 m, rispettivamente costituite da sabbie medie, fini e molto fini. Il terzo tratto, tra Fuscaldo e Belmonte M., è caratterizzato da una fascia di sedimenti molto grossolani (granuli e ghiaie) tra la battigia e la profondità di -5 m, seguita da sabbie medie (tra -5 m e -10 m) e quindi sabbie fini (oltre i -10 m).



Fig. 2 - Profili trasversali della spiaggia sommersa.

Per i sedimenti presenti in battigia si nota un progressivo aumento della granulometria procedendo da Diamante verso Capo Bonifati (da 1,2 a -1,4  $\emptyset$ ) e da Cetraro verso Fiumefreddo (da -0,6 a -2,1  $\emptyset$ ); da quest'ultima località fino a Belmonte M. il diametro medio si mantiene costantemente su valori intorno a -2  $\emptyset$ .

Allo scopo di approfondire, dal punto di vista dinamico, i risultati delle analisi tessiturali (Perna, 1981) si è proceduto alla elaborazione del sistema dei dati strutturati in matrici dette a "tre indici" in cui il primo indice rappresenta gli individui (nel nostro caso gli ambienti di sedimentazione: battigia, -5 m, -10 m e -15 m), il secondo consente la specificazione delle variabili (classi granulometriche) ed il terzo infine le differenti situazioni in cui le variabili prescelte sono state osservate sugli individui (stazioni di campionamento).

L'elaborazione è stata effettuata servendosi del metodo S.T.A.T.I.S. (Escoufier, 1973; L'Hermier Des Plantes, 1976).

Sul piano determinato dai primi due assi fattoriali che spiegano una percentuale piuttosto rilevante della variabilità del sistema (circa l'80%, fig. 6), si può osservare :

- campioni di battigia: si evidenziano nettamente due gruppi nella parte alta del diagramma (dal centro verso sinistra), i quali rispecchiano sia l'ubicazione geografica dei punti di campionamento (area meridionale e settentrionale) sia l'importanza che rivestono le classi granulometriche grossolane (i campioni con medesime percentuali di peso nelle stesse classi tendono a disporsi vicini). Da rilevare la posizione dei campioni 1 e 2 (zona inferiore del grafico) caratterizzati da forti percentuali di sedimenti medio-fini e la posizione dei campioni 12 e 13 i quali determinano il primo asse fattoriale;
- campioni di -5 m: risultano ben individuati nella parte centrale del diagramma. Da notare la posizione dei campioni 11, 13 e 14, fortemente attratti verso le granulometrie grossolane dei sedimenti di battigia;
- 3) campioni di -10 m e -15 m: occupano la parte destra del grafico costituendo un raggruppamento più concentrato rispetto ai precedenti. Da rilevare che i cam-



Fig.3.4- Cartogrammi granulometrici dei sedimenti tra la battigia e -15 m, contenenti le percentuali in peso di ciascun campione nelle varie classi granulometriche.

pioni di -10 m si dispongono prevalentemente nella parte inferiore quelli di -15 m prevalentemente nella parte superiore.

Una tale disposizione dei campioni può essere interpretata in funzione del contenuto energetico che caratterizza i diversi ambienti tra la battigia e la profondità di - 15 m. Infatti all'estremità sinistra sono individuati i campioni di battigia a granulometria più grossolana, caratterizzati dai massimi valori del flusso energetico; all' estremità destra è concentrata la totalità dei campioni di -10 m e -15 m, a granulometria fine e molto fine, caratterizzati dai minimi valori del contenuto energetico attribuibili agli alti fondali.

Nella zona centrale sono presenti i campioni prelevati alla profondità di -5 m, a granulometria media, caratterizzati da contenuto energetico intermedio attribuibile alla zona di frangimento.

## DERIVA DEI SEDIMENTI

Allo scopo di acquisire dati sperimentali utili alla determinazione dell'intensità e del verso del trasporto litoranee, sono stati impiegati traccianti artificiali di fondo (seabed drifters), nell'area di Cetraro M. (Cocco & De Pippo, 1980; Cocco et al., 1980).

Durante la campagna estiva (settembre 1980) non è stato possibile recuperare alcun tracciante presso le spiagge d'approdo a causa del mare perfettamente calmo: d'altra parte l'ottima visibilità del. fondo (fino ad oltre 10 m) consentiva di "intercettare" dal natante dei gruppi di traccianti i quali si erano spostati dalla zona d'immissione (nell'area prospiciente il molo foraneo del porto di Cetraro) verso SSE fino a superare la testata del molo stesso (velocità di spostamento pari a 0,46 cm/sec). Una ispezione diretta del fondo marino al quinto giorno dall'immissione consentiva di verificare che un gruppo di drifters immessi a -12 m si trovava a poche centinaia di metri in direzione SSE rispetto alla zona di lancio e che un gruppo di drifters immessi a -6 m stazionava ancora nelle immediate vicinanze del punto di immissione.

Durante la campagna di marzo-aprile 1981 i traccianti sono stati immessi sempre alla profondità di -6 m e -12 m nelle aree prospicienti l'abitato di Cetraro M.,



Fig. 5 - Distribuzione areale del granulo medio. 1: granuli e ghiaie; 2: sabbie medie; 3: sabbie fini; 4: sabbie molto fini.

il molo foraneo e la foce del Fiume Triolo (fig. 7).

Sono stati recuperati, tra il secondo ed il nono giorno dall'immiasione, 18 drifters dei -6 m e 9 dei -12 m (con percentuali di recupero del 24% e 12%).

Le zone di recupero erano sempre situate a NW rispetto a quelle di immissione. Le velocità di spostamento risultano comprese tra 0,12 e 0,29 cm/sec (traccianti di -6 m) e tra 0,19 e 0,22 cm/sec (traccianti di -12 m).

Da rilevare che nel corso della campagna di marzo-aprile 1981 si è verificata una mareggiata, della durata di 34 ore, con venti provenienti dal secondo quadrante con velocità compresa tra 5 e 17 m/sec e con moto ondoso proveniente da mezzogiorno (altezza d'onda fino a 2 m, periodo 5:9 sec).

Dal punto di vista meteornarino l'area in esame risulta prevalentemente esposta ad ondazioni provenienti dal settore di traversia compreso tra 170° e 300°. In particolare quelle generate dai venti provenienti dal settore 170°-210° e dal settore 240°-300° presentano nella zona dei frangenti angoli  $\alpha_b$  diversi da zero provocando rispettivamente un trasporto solido da SE a NW e da NW a SE. Le ondazioni da libeccio (220°-230°) investono il litorale in modo pressoché ortogonale e sono da ritener-si tra le più gravose.

Sulla base delle indagini eseguite con i traccianti di fondo si può supporre un trasporto longitudinale verso NW in periodo invernale ed un trasporto verso SE in periodo estivo. La deriva netta dei sedimenti risulta essere da NW a SE come e confermato dalle seguenti evidenze morfologiche:

- 1- il vistoso ripascimento del litorale a NW del molo foraneo del porto di Cetraro (fig. 8) iniziato nel 1962, e la contemporanea erosione del litorale di sottoflutto. Inoltre la formazione di una lingua emersa di interrimento ("fleche") "a valle" della testata del molo foraneo, per effetto dell' espansione dell'onda causata dalla diffrazione con conseguente diminuzione di energia e deposizione dei sedimenti
- 2- ricostituzione della spiaggia di Bonifati Lido (analogamente alla fleche del porto di Cetraro) a seguito della posa di una lunga scogliera di protezione disposta parallelamente alla riva con orientamento N-S (fig, 8);



Fig. 6 - Rappresentazione dei camp ioni sui primi due assi fattoriali (intrastruttura). I numeri a fianco dei simboli indicano le località di campionamento da N (v.Fig.5).



Fig. 7 - Punti di immissione e recupero dei traccianti artificiali di fondo.





- 3- la "nuova topografia" della linea di riva formatasi nel corso degli ultimi anni in conseguenza di opere disposte trasversalmente alla battigia con accrescimento a N sopraflutto- ed erosione a S -sottoflutto-delle difese stesse;
- 4- presenza di spiaggia sul fianco settentrionale dei maggiori promontori ed appicco sul mare a S degli stessi,

### CONCLUSIONI

Lo studio tessiturale dei campioni di sedimenti marini prelevati tra la battigia e la profondità di -15 m, ha. consentito di evidenziare la presenza di varie fasce granulometriche disposte pressoché parallele alla costa, con diametro decrescente procedendo ver so le maggiori profondità.

Dall'esame della distribuzione areale del granulo medio risulta che il litorale in esame può essere suddiviso in vari tratti: il primo di essi, da Diamante a Capo Bonifati, è caratterizzato da una fascia di sabbie medie (tra la battigia e la profondità di -5 m, a luoghi -10 m) seguita da una fascia di sabbie sottili fino alla profondità di -15 m. Il secondo tratto, tra Acquappesa e Fuscaldo M., presenta tre fasce limitate dalle batimetriche -5 m, -10 m e -15 m, rispettivamente costituite da sabbie medie, fini e molto fini. Il terzo tratto, tra Fuscaldo e Belmonte M., è caratterizzato da una fascia di sedimenti molto grossolani (granuli e ghiaie) tra la battigia e la profondità di -5 m, seguita da sabbie medie (tra -5 m e -10 m) e quindi da sabbie fini (oltre i -10 m). Per i sedimenti presenti in battigia si nota un progressivo aumento della granulometria procedendo da Diamante verso Capo Bonifati (da 1, 2 a -1,4 0) e da Cetraro verso Fiumefreddo (da -0,6 a -2,1 0); da quest'ultima località fino a Belmonte M. il diametro medio si mantiene costantemente su valori intorno a -2 Ø.

L'elaborazione del sistema dei dati granulometrici strutturati in matrici a "tre indici" ha permesso di evidenziare il comportamento dinamico dei sedimenti tra la battigia e la profondità di -15 m. I campioni di battigia e quelli prelevati alle profondità di -10 m e -15 m occupano posizioni "opposte" nel diagramma e pertanto ad essi possono essere attribuiti rispettivamente valori energetici massimi e minimi; i cam-

pioni della profondità di -5 m occupano al contrario la posizione mediana del diagramma a significare un comportamento dinamico "intermedio" caratteristico quindi delle zone di frangimento.

Dal punto di vista meteomarino il settore in esame risulta esposto in prevalenza ad ondazioni provenienti dal II, III e IV quadrante (direzioni 170°-300°); in particolare le ondazioni provenienti dal settore 240°-300° generano all'atto del frangimento un trasporto solido longitudinale netto da NW verso SE. Il verso prevalente del drift da NW a SE è d'altra parte confermato da numerose evidenze morfologiche, la più importante delle quali risulta essere il vistoso accrescimento della spiaggia a nord del braccio trasversale del molo foraneo del porto di Cetraro (mediamente 2 m/anno nel periodo 1962-1981).

#### BIBLIOGRAFIA

- Amodio Morelli L., Bonardi G., Colonna V., Dietrich D., Giunta G., Ippolito F., Liguori V., Lorenzoni S., Paglionico A., Perrone V., Piccaretta G., Russo M., Scandone P., Zanettin-Lorenzoni E. & Zappetta A. 1976. L'arco calabro-peloritano nell'Orogene Appennino-Maghrebide. <u>Mem. Soc. Geol. It.</u>, 17: 1-60.
- Consiglio Nazionale delle Ricerche 1981. Primi risultati delle indagini di Geografia Fisica, Sedimentologia e Idraulica marittima sul litorale del Golfo di S. Eufemia. <u>Pubbl. n. 127 del P.F. "Conservazione del Suolo" S.P." Dinamica dei Litorali".</u>
- Cocco E. & De Pippo T. 1980. Erosione e trasporto dei sedimenti lungo il litorale metapontino (Golfo di Taranto). <u>Atti del IV Congr. AIOL</u>, 59: 1-13.
- Cocco E., Castaido G., de Magistris M.A., De Pippo T. & D'Iorio G. 1980. Dinamica ed evoluzione del litorale campano-laziale: 1. Il Tratto a sud del Fiume Volturno. <u>Atti</u> <u>del IV Congr. AIOL</u>, 58: 1-11.
- Escoufier Y. 1973. Le traitment des variables vectorielles. Biometrics, 29: 750-760.
- L'Hermier Des Plantes H. 1976. These de 3<sup>e</sup> cycle: Structuration des tableaux a trois indices de la statystique. <u>Univ. Sci. et Tech.</u>, Languedoc, France, 98 pp.
- Mc Cammon R.B. 1962. Efficiences of percentile measures for describing the mean size and sorting of sediment-
ary particles. Journal of Geology, 70: 453-465.

- Perna A. 1981. Un contributo alla geologia quantitativa. (Analisi multidimensionale condotta su dati sedimentologici). <u>Rend. Acc. Sc. Fis. Mat. Soc. Naz. Lett. ed Arti in Napoli</u>, serie IV, 48: 275-315.
- Savelli D. & Wezel F.C. 1979. Morfologia e stile tettonico del Bacino Tirrenico. <u>Atti</u> <u>Conv. Scient. Naz. P.F. "Oceanografia e Fondi Marini"</u>, C.N.R. Roma, 729-738.

# DINAMICA ED EVOLUZIONE DEL LITORALE CAMPANO-LAZIALE: 2. IL SETTORE A NORD DEL FIUME VOLTURNO. (+)

## E. COCCO°, M.A. de MAGISTRIS°, T. DE PIPPO°, A. PERNA°°

° Facoltà di Scienze - Istituto di Geologia e Geofisica - Napoli.
°° Facoltà di Economia e Commercio - Istituto di Statistica e Demografia - Napoli.

## RIASSUNTO

Le indagini effettuate nel corso del 1981 nel settore costiero a nord del Fiume Volturno, dall'area in destra foce fino al Canale Agnena, a sud di Mondragone, per uno sviluppo di circa 6 km, hanno consentito di delineare i caratteri morfologici e sedimentologici della spiaggia sottomarina ed evidenziare una circolazione complessa delle correnti di fondo nell'area prossima alla riva.

Nella spiaggia sommersa sono presenti vari ordini di barre entro una distanza massima di 650 m dalla linea di riva; al di là della zona delle barre il fondo presenta una pendenza inferiore all'1%.

Sono state individuate quattro fasce granulometriche, procedendo dalla riva verso il largo, disposte parallelamente al litorale (sabbie da medie a molto fini).

L'elaborazione dei dati granulometrici con l'analisi in componenti principali e con il metodo delle nubi dinamiche ha consentito di evidenziare il comportamento dinamico dei sedimenti.

Per quanto riguarda la deriva dei sedimenti, le indagini eseguite con l'impiego di traccianti artificiali di fondo hanno permesso di determinare un drift litoranee da NHW verso SSE in regime autunnale ed uno in regime primaverile con verso principale da NNW a SSE e secondario da SSE a NNW.

## SUMMARY

The researches carried out during the year 1981 in

<sup>(+)</sup> Pubblicazione n, 171 del P.F. "Conservazione del Suolo" S.P. "Dinamica dei Litorali"



Fig. 1 - Carta batimetrica dell'area in studio (in grigio la zona delle barre). A/F tracce dei profili batimetrici.

the coastline area from the right mouth of the Volturno river northwards to Canale Agnena, south of Mondragone, for a lenght of about 6 km, allowed to draw the morphological and sedimentological features of the submerged beach and to point out a complicated circulation of bottom current s.

From a morphological point of view bottoms with a mean gradient of 1,5%, have been found showing many orders of bars about 650 meters distant from the shoreline. The sediment distribution suggests four granulometric zones, parallel to the coastline, proceeding from shoreline to offshore (from medium to very fine sands).

As for the sands drift the investigations made using woodhead sea-bed drifters have identified a main littoral drift from NNW to SSE in the autumn winter period, while in the spring period the main drift is from NNW to SSE and a secondary one from SSE to NNW.

#### INTRODUZIONE

Nell'ambito delle ricerche sull'evoluzione e dinamica del litorale Campano-Laziale, vengono esposti i risultati delle indagini sedimentologiche effettuate nel settore a nord del Fiume Volturno a continuazione di quelle eseguite nell'area a sud del fiume stesso, già illustrate in un precedente lavoro (Cocco, Castaldo, de Magistris, De Pippo, D'Iorio, 1980).

In particolare è stata studiata la morfologia e la distribuzione dei sedimenti della spiaggia sommersa tra foce Volturno e Canale Agnena, per uno sviluppo di circa 6 km, e sono state effettuate campagne di studio, nel periodo primaverile ed in quello autunnale, per la determinazione della direzione e verso delle correnti litoranee mediante uso di traccianti artificiali (sea-bed drifters).

Per quanto riguarda l'evoluzione del settore litoraneo in studio, si rileva che l'area in destra foce Volturno fino allo Stagno Lavapiatti è soggetta ad erosione con un arretramento medio della linea di riva di 3 m/anno nel periodo 1974-1980.

Nel tratto più a nord (tra Stagno Lavapiatti e Canale Agnena) il litorale presenta ripascimento con valori medi di avanzamento pari a 1,5 m/anno nel periodo 1974-1980.



Fig. 2 - Distribuzione areale del diametro medio (Mz) dei sedimenti. 1: sabbie medie; 2: sabbie medio-fini; 3: sabbie fini; 4: sabbie molto fini.

#### MORFOLOGIA DELLA SPIAGGIA SOMMERSA

I caratteri morfologici della spiaggia sommersa sono stati analizzati mediante osservazione su foto aeree del periodo 1980-1982; inoltre sono stati effettuati profili batimetrici trasversali alla costa impostati su altrettanti caposaldi ubicati sulla spiaggia emersa ad intervalli di circa 800 m.

La spiaggia sottomarina (fig. 1) presenta vari ordini di barre in una fascia compresa tra la battigia ed una distanza mas sima di 650 m. La barra interna si presenta con un andamento estremamente complesso legato ad un sistema di sand-waves associato a celle di rip-currents; la barra esterna ad andamento più regolare presenta una cresta intorno ai 2 m ed è separata, verso riva, da un truogolo intorno ai 4-5 m di profondità.

La pendenza del fondo tra la battigia e la barra esterna è di poco superiore all'1%; al di là della zona con barre la pendenza presenta valori estremamente bassi, intorno al 4-6%.

## CARATTERI SEDIMENTOLOGICI DELLA SPIAGGIA SOMMERSA

L'analisi tessiturale condotta su circa 50 campioni di sedimenti prelevati in battigia e ad ogni metro di profondità fino all'isobata di -6 m ha consentito di determinare i principali parametri sedimentologici.

Oltre l'analisi condotta con i metodi tradizionali è stata effettuata anche un'analisi in componenti principali (ACP) ed una classificazione non gerarchica col metodo delle nubi dinamiche (Perna, 1981).

#### Diametro medio (Mz)

E' stato possibile individuare (fig. 2) quattro fasce granulometriche a diametro decrescente procedendo dalla riva verso il largo, disposte grossomodo parallelamente alla costa.

La prima fascia costituita da sabbie medie (con diametro inferiore a 1,75 Ø) si estende tra la battigia e la profondità di -1 m a luoghi -2 m ed e ampia 50-100 m; la seconda, costituita da sabbie medio-fini (1,75-72,25 Ø) si estende tra -1 m e -3 m di profondità con ampiezza oltre i 100 m, tranne che in destra foce dove il limite granulometrico è individuato dall'isobata -5 m, in



ben assortiti; 2: sedimenti ben assortiti; 3: sedimenti moderatamente ben assortiti. Fig. 3 - Distribuzione areale dell'assortimento ( $\sigma_T$ ) dei sedimenti. 1: sedimenti molto

questo caso l'ampiezza raggiunge i 400 m. La terza fascia, ampia mediamente 200-250 m, costituita da sabbie fini (2,25-3 Ø) si estende tra i -3 m ed i -5 m e comprende anche la zona delle barre. La quarta fascia, costituita da sabbie molto fini (> 3 Ø) si estende dalla profondità di -5 m verso il largo.

## Deviazione standard ( $\sigma_I$ )

I valori della deviazione standard inclusiva grafica ( $\sigma_I$ ) consentono di classificare i sedimenti della spiaggia sommersa da molto ben assortiti a moderatamente ben assortiti. Per l'intero tratto di litorale in esame procedendo dalla battigia fino alle maggiori profondità è possibile individuare delle fasce disposte parallelamente alla costa (fig. 3): tra la battigia ed i -3 m ed a profondità superiori ai -5 m si riscontrano sedimenti ben assortiti mentre tra le batimetriche -3 e -5 m si individua una zona a sedimenti moderatamente ben assortiti. Fa eccezione il profilo n. 5 in corrispondenza del quale quest'ultima distribuzione si restringe notevolmente ed è individuata dalle batimetriche -1 e -2 m.

## Asimmetria (Sk<sub>I</sub>)

Dall'analisi dell'asimmetria si può osservare come procedendo dalla foce del Fiume Volturno verso Canale Agnena i sedimenti della battigia assumono valori da fortemente asimmetrici grossolani fino ad asimmetrici fini. Procedendo dalla battigia alla batimetrica dei -6 m i valori oscillano tra asimmetrici grossolani ed asimmetrici fini; oltre quest'ultima batimetrica si possono riconoscere sedimenti a carattere asimmetrico fine.

## Analisi multidimensionale

L'analisi in componenti principali (ACP) ha evidenziato anzitutto che la percentuale di inerzia attribuibile ai primi due assi  $(F_1-F_2)$  è abbastanza rilevante (circa il 74%) con il 50,57% sul primo asse ed il 23,15 % sul secondo. Inoltre, come si osserva dal grafico di figura 4 (rappresentazione congiunta delle variabili -classi granulometriche- e degli individui -campioni dei sedimenti-) lungo il primo asse esiste una netta demarcazione tra le classi granulometriche grossolane e mol-



Fig. 4 - Rappresentazione simultanea delle classi e dei campioni sul piano dei primi due assi fattoriali  $(F_1, F_2)$  in ACP.

to fini da una parte (classi 1, 2, 3 e 7, 8, 9) e le classi intermedie dall'altra (4, 5, 6), mentre il secondo asse evidenzia la contrapposizione tra classi grossolane (1, 2 e 3) e classi molto fini (7, 8, 9). Per quanto riguarda la disposizione dei campioni si può osservare come i sedimenti di battigia e della profondità di -5 e -6 m costituiscono due gruppi ben distinti alle estremità superiori del diagramma, mentre quelli prelevati a profondità compresa tra -1 e -4 m si trovano addensati nella parte inferiore.

Una tale disposizione può essere messa in relazione ai diversi contenuti energetici attribuibili alle varie profondità: i gruppi ubicati agli estremi nel diagramma evidenziano il massimo ed il minimo contenuto energetico presente rispettivamente in battigia e nella zona a profondità superiore a -4 m. Il gruppo centrale denota contenuti energetici "intermedi", attribuibili alla zona di frangimento.

## Nubi dinamiche

Il metodo delle nubi dinamiche ha consentito di individuare, dopo un certo numero di elaborazioni, secondo un algoritmo iterativo, una serie di raggruppamenti stabili nei quali sono collocati campioni che presentano medesime caratteristiche granulometriche. Per l'area in studio sono stati evidenziati quattro raggruppamenti di campioni omogenei (fig. 5 e tab. 1).

Nel primo raggruppamento oltre a quattro campioni di battigia è compreso anche un campione della profondità di -1 m (profilo A); nel secondo raggruppamento sono compresi un campione di battigia (profilo D), due campioni di -1 m (profili E, F), tre campioni di -2 m (profili A, E, F) un campione di -4 m (profilo A) ed uno di -5 m (profilo D). Nel terzo raggruppamento, il quale contiene il maggior numero di campioni (18) rientrano un campione prelevato in battigia (profilo B), tre campioni di -1 m e di -2 m (profili B, C, D) tutti i campioni di -3 m, quattro campioni di -4 m (profili B, C, D, E), un campione di -6 m (profilo D). Nel quarto raggruppamento sono compresi un campione di -4 m (profilo F), cinque campioni di -5 m e di -6 m (profili A, B, C, E, F).

L'analisi della composizione dei raggruppamenti ci consente di fare alcune considerazioni:

GRUPPO 1	GRUPPO 2	GRUPPO 3	GRUPPO 4
BAE	BAD	-3D	-4F
BAA	-2F	-IB	-5B
BA	-IF	-1C	5E
BAC	-2E	- 2D	5F
1A	-1E	- 3A	6A
	-4A	-2B	-5A
	-5D	-4D	-6B
	-2A	-1D	-6F
		-4C	-6C
		-2C	-6E
		-3F	
		-4E	
		-3B	
		-3C	
		BAB	
		-4B	
		-6D	

Tab. 1 - Composizione dei gruppi di campioni rappresentati in figura 5.



Fig. 5 - Rappresentazione dei gruppi di campioni col metodo delle nubi dinamiche.

- l'omogeneità "formale", dovuta cioè all'algoritmo, dei gruppi 1 e 4 trova riscontro in un'omogeneità "sedimentologica" nel senso che al gruppo 1 appartengono gran parte dei campioni di battigia (fatta eccezione per i campioni dei profili B e D ), ed al gruppo 4 la quasi totalità dei campioni di -5 e -6 m (fatta eccezione per i campioni del profilo D);

- analoga coincidenza può essere rimarcata per il raggruppamento n. 2 nel quale sono compresi gran parte dei campioni di -1 e -2 m. Non altrettanto si può dire per il raggruppamento n. 3 nel quale si possono distinguere però due sottogruppi, uno dei quali comprendente la rimanente parte dei camp ioni di -1 e -2 m, l'altro comprendente la quasi totalità dei campioni di -3 e -4 m prelevati al piede della barra foranea. Analizzando i campioni di -1 e -2 m si può ancora notare che quelli rientranti nel gruppo 2 sono stati prelevati nell'area settentrionale, mentre quelli appartenenti al raggruppamento 3 sono stati prelevati nell'area centro-meridionale.

Riportando la composizione dei gruppi sulla carta delle isobate si è pervenuti alla costruzione del grafico di figura 6 il quale ci consente di suddividere l'arco di litorale in zone a diverso comportamento dinamico (cfr. anche la carta della distribuzione del diametro medio).

Infatti si può riconoscere una vasta area centrale, limitata dalla batimetrica -5, caratterizzata da una netta prevalenza del gruppo n. 3, a significare una mancanza di differenziazione del contenuto energetico per campioni prelevati a profondità diverse, e due aree alle estremità settentrionale e meridionale, caratterizzate dalla presenza di tutti i gruppi disposti in funzione della profondità.

#### DERIVA DEI SEDIMENTI

Per quanto riguarda la deriva dei sedimenti, sono state effettuate due campagne di studio in regime primaverile ed in regime autunnale mediante impiego di sea-bed drifters immessi contemporaneamente in destra ed in sinistra foce ad una distanza di circa 2 km rispetto all'asse fluviale.

La campagna effettuata nel maggio 1981 (fig. 7), conclusasi con una percentuale totale di recuperi pari al 70%, ha messo in risalto una circolazione differenziata.



Fig. 6 - Suddivisione dell'arco di litorale in zone a diverso comportamento dinamico secondo i vari gruppi di campioni "omogenei".

Sono stati infatti riconosciuti due drifts, uno prossimale, riferito ai traccianti immessi ai -4 m (percentuale di recuperi pari al 12%) da NNW a SSE ed uno distale, riferito principalmente ai traccianti immessi ai -8 m e subordinatamente a quelli immessi ai -12 m, da SSE a NNW (percentuale di recuperi rispettivamente del 40% e dell'8%). In particolare al 3°-4° giorno dall'immissione sono stati recuperati gran parte dei traccianti delle profondita di -8 e -12 m. Per i drifters che si sono spostati da NNW a SSE è stata calcolata una velocità di 0,5 cm/sec mentre per quelli spostatisi in senso contrario la velocità calcolata è stata,pari a 0,2 cm/sec.

Nel novembre 1981 è stata effettuata una seconda immissione di traccianti lungo gli stessi allineamenti e le medesime profondità della campagna precedente (fig. 8). La percentuale totale di drifters recuperati è stata del 45% con una frequenza del 28% per quelli immessi ai -4 m, del 60% per quelli immessi ai -8 m ed infine del 44% per quelli immessi ai -12 m. I punti di recupero sulla costa sono tutti a SSE dei punti di immissione determinando quindi un verso di spostamento da NNW a SSE ed una velocità di 0,1-0,3 cm/sec.

Si ricorda che i risultati di indagini effettuate nel settembre 1980 hanno evidenziato un drift litoranee da NNW a SSE con una percentuale media de i recuperi del 62%; mentre una campagna effettuata nell'aprile del corrente anno, i cui risultati sono ancora in corso di elaborazione, indicano in via preliminare, un drift da NNW a SSE, con una percentuale di recuperi dei traccianti pari al 60% e un drift da SSE a NNW con una percentuale di recuperi pari al 20% circa.

Da tali considerazioni sì può evincere l'esistenza di un drift litoranee con verso da NNW a SSE in periodo autunnale e di un drift in periodo primaverile con verso principale da NNW a SSE e secondario da SSE a NNW.

Si richiama l'attenzione sul fatto che lo spostamento dei drifters sul fondo, è indubbiamente legato ai fenomeni meteomarini che si verificano nel periodo compreso tra il lancio ed il recupero ma che nel complesso qualitativamente le risposte date sono simili al movimento dei sedimenti sul fondo. Una tale considerazione è condivisa del resto dagli altri ricercatori che hanno ese-



Fig. 7 - Ubicazione dei punti di immissione e recupero dei traccianti artificiali di fondo (maggio 1981).



Fig. 8 - Ubicazione dei punti di immissione e recupero dei traccianti artificiali di fondo (novembre 1981).

guito simili indagini in ambiente marino (Bartolini & Branzini, 1977; Mardsen, 1979).

#### CONCLUSIONI

Le indagini effettuate nel corso del 1981 nel settore costiero a nord del Fiume Volturno, dall'area in destra foce fino al Canale Agnena, a sud di Mondragone, per uno sviluppo di circa 6 km, hanno consentito di delineare i caratteri morfologici e sedimentologici della spiaggia sottomarina ed evidenziare una circolazione complessa delle correnti di fondo nell'area prossima alla riva.

Nella spiaggia sommersa sono presenti vari ordini di barre entro una distanza massima di 650 m dalla linea di riva; al di là della zona delle barre il fondo presenta una pendenza inferiore all'1%.

La distribuzione dei sedimenti consente di individuare quattro fasce granulometriche, procedendo dalla riva verso il largo, disposte parallelamente al litorale (sabbie da medie a molto fini). La massima ampiezza spetta alla fascia delle sabbie fini, a profondità comprese tra -3 e -5 m; la minima alla classe delle sabbie medie tra la battigia e la profondità di -1 m/-2m.

L'elaborazione dei dati granulometrici con l'analisi in componenti principali e con il metodo delle nubi dinamiche ha consentito di separare i sedimenti di battigia, caratterizzati da più alti valori dell'energia ambientale, nei confronti dei sedimenti della profondità superiore a -4 m, cui possono essere attribuiti i minimi valori energetici al di fuori quindi della zona di frangimento, e nei confronti dei sedimenti compresi tra la profondità di -1 e -4 m, i quali risultano caratterizzati da condizioni energetiche "intermedie" attribuibili alla zona di frangimento.

Per quanto riguarda la deriva dei sedimenti, le indagini eseguite con uso di traccianti artificiali di fondo, hanno permesso di determinare un drift litoranee da NNW verso SSE in periodo autunnale ed uno in periodo primaverile con verso principale da NNW a SSE e secondario da SSE a NNW.

## BIBLIOGRAFIA

Bartolini C. & Pranzini E. 1977. Tracing nearshore bottom currents with sea-bed drifters. <u>Marine Geology</u>,

23: 275-284.

- Cocco E. & De Pippo T. 1980. Erosione e trasporto dei sedimenti lungo il litorale metapontino (Golfo di Taranto). <u>Atti del IV Congr. AIOL</u>, 59: 1-13.
- Cocco E., Castaldo G., de Magistris M.A., De Pippo T. & D'Iorio G. 1980. Dinamica ed evoluzione del litorale campano-laziale: 1. Il tratto a sud del fiume Volturno. <u>Atti del IV Congr. AIOL</u>, 58: 1-11.
- Escoufier Y. 1973. Le traitment des variables vectorielles. Biometrics, 29: 750-760,
- Mardsen M.A.H. 1979. Circulation patterns from sea-bed drifters studies, Western Port and Inner Base Strait, Australia. <u>Marine Geology</u>, 30: 65-84.
- Mc Cannon R.B. 1962. Efficiences of percentile measures for describing the mean size and sorting of sedimentary particles. Journal of Geology, 70: 453-465.
- Perna A. 1981. Un contributo alla geologia quantitativa (Analisi multidimensionale condotta su dati sedimentologici). <u>Rend. Acc. Sc. Fis. Mat. Soc. Naz. Sc. Lett. ed</u> <u>Arti in Napoli</u>, serie IV, 48: 275-315.

# PREVISIONE DELLO STATO TROFICO DELLE ACQUE COSTIERE DELL'ADRIATICO SETTENTRIONALE IN FUNZIONE DI VARIAZIONI DEL CARICO EUTROFIZZANTE

#### G. CHIAUDANI, G.F. GAGGINO, M. VIGHI

C.N.R. - Istituto di Ricerca Sulle Acque, Reparto di I\_drobiologia Applicata, Brugherio

## SUMMARY

A model for the prediction of the trophic level in a marine coastal area is described. The basic assumption is a single river imput (with high load) and the parameters considered are phosphorus concentration in river water and salinity distribution in the sea. The model is then applied to Northern Adriatic coastal waters (from Po rivermouth to Conero promontory) and calculated chlorophyll concentrations widely match experimental data. Different hypotesis of reduction in phosphorus load, in the Po river drainage basin, are considered and predictions of trophic levels attainable are presented.

## INTRODUZIONE

Numerose ricerche sulle acque costiere dell'Alto Adriatico (Regione Emilia Romagna, 1978; Chiaudani, Marchetti e Vighi 1979, Chiaudani, Gaggino e Vighi, 1980) hanno evidenziato condizioni di forte eutrofizzazione nell'area compresa tra il Delta padano e il promontorio del Conero (Chiaudani, Gaggino, Marchetti, Vighi, 1982) attribuibili in gran parte al carico di fosforo del Po, i cui effetti si risentono fino a notevole distanza dalla costa e, in minor misura, alle immissioni locali che si originano lungo il litorale dell'Emilia Romagna e delle Marche (Chiaudani e Coll., 1979) creando alterazioni circoscritte nella fascia più strettamente costiera compresa, in genere, entro 0,5 Km dalla costa .

Ne consegue che la salvaguardia della qualità delle acque costiere nord adriatiche deve basarsi non solo su



Figura 1 Relazione tra diluizione e diminuizione per il fosforo totale in quattro momenti stagionali. La linea tratteggiata indica la condizione teorica di coefficiente angolare = 1.

interventi a livello locale ma su una politica di risanamento che coinvolga l'intero bacino padano. Nel presente rapporto si riportano i risultati dello sviluppo e dell'applicazione di un modello semplice in grado di descrivere il trasporto ed il decadimento dei nutrienti. Tale modello, consentendo di valutare la relazione che intercorre tra le immissioni del Po e la qualità delle acque costiere dell'Adriatico Settentrionale, fornisce una base per la previsione dei benefici conseguita mediante una riduzione dei carichi di fosforo nel bacino padano.

#### MATERIALI E METODI

Gli apporti di sostanze nutritive veicolate dalle acque dolci sono soggetti ad un processo dì mescolamento e quindi di diluizione con l'acqua di mare esterna. I processi dispersivi sono regolati da fattori meteomareografici e dal regime idrico dei corsi d'acqua immissari e la dispersione può essere valutata dalle misure di salinità da considerarsi come parametro tracciante conservativo.

Le concentrazioni delle sostanze nutrienti, oltre che dal processo di diluizione, sono influenzate da processi biologici, chimici e fisici di decadimento che ne determinano un comportamento non conservativo. Per valutare il decadimento dei principali elementi nutrienti ci si è basati sulla procedura descritta da Cescon, Grancini e Paoletti (1973) che consente di calcolare la diluizione (Di) degli apporti delle acque dolci immissarie e la diminuizione dei paramentri non conservativi (di) secondo le seguenti formule:

Di = 
$$\begin{array}{ccc} S_e \cdot S_o & & C_o \cdot C_e \\ Di = & (1) & di = & (2) \\ S_e \cdot S_1 & & C_i \cdot C_e \end{array}$$

dove: Di = diluizione nel punto "i"  $S_o$ = salinità dell'immissario (approssimata come = O)  $S_i$  = salinità nel punto "i"  $S_e$ = salinità nel recettore intesa come la massima salinità misurata nell'area in esame di = diluizione nel punto "i"  $C_o$ = concentrazione nell'immissario



Figura 2 Come la 1 per il fosforo ortofosfato.

- C<sub>i</sub> = concentrazione nel punto "i"
- C<sub>e</sub> = concentrazione nel recettore intesa come concentrazione al punto di massima salinità.

La concentrazione nell'immissario ( $C_0$ ), qualora non fosse nota, può essere ricavata sulla base della concentrazione nel punto di minima salinità, assumendo, come prima approssimazione, la diminuizione uguale alla diluizione. Nei casi in cui tale punto presentasse uno scarto notevole rispetto alle rette di regressione tra i logaritmi della diluizione e della diminuizione, il calcolo può essere ripetuto, stimando Co sulla base del valore della diminuizione corrispendente, nella retta di regressione, alla diminuizione nel punto di minima salinità. Il procedimento potrebbe venire reiterato con approssimazioni successive fino ad ottenere una soddisfacente corrispondenza. In linea generale la seconda approssimazione fornisce risultati accettabili. Il confronto fra la retta di regressione ottenuta tra i logaritmi della diluizione e della diminuizione e quella teorica, corrispondente ai valori di diminuizione uguali alla diluizione (coefficiente angolare = 1), consente di valutare il livello di decadimento di un parametro non conservativo. Tale decadimento, per i nutrienti fondamentali, si può considerare prevalentemente determinato dalla utilizzazione da parte dei popolamenti fitoplanctonici.

Questa metodologia è stata applicata per valutare la dispersione di fosforo totale, fosforo ortofosfato e azoto inorganico totale utilizzando dati raccolti tra le foci del Po ed il promontorio del Conero nel corso di campagne di rilevamento effettuate negli anni 1978-80 (Chiaudani e Coll. 1982), su punti di prelievo localizzati in una fascia compresa fra 0,5 e 10 miglia dalla costa.

#### RISULTATI

Nelle figure 1, 2 e 3 sono riportati i risultati relativi al periodo primavera 1979 inverno 1980. Analoghi risultati si sono ottenuti per le campagne dell'anno precedente. Dall'esame delle figure si possono tr'ar re le seguenti considerazioni:

a) Nel periodo invernale, in coincidenza con i minimi stagionali della biomassa fitoplanctonica , il calcolo evidenzia una quasi perfetta coincidenza fra la



Figura 3 Come la 1 per l'azoto inorganico totale.

retta di regressione calcolata sui dati sperimentali e quella teorica corrispondente a diluizione uguale a diminuizione. I coefficienti angolari della retta sono risultati non significativamente diversi dall'unità.

Negli altri momenti stagionali si osserva invece un notevole scarto tra le due rette, con valori massimi del coefficiente angolare, per le forme inorganiche di fosforo e di azoto nel periodo autunnale, in chiara connessione con l'elevato livello di utilizzazione da parte del fitoplancton che solitamente raggiunge , nell'area in esame, i massimi livelli in questo periodo, fino a determinare episodi di fioritura algale.

- b) L'utilizzazione del fosforo ortofosfato è risultata sempre più elevata di quella dell'azoto inorganico confermando il ruolo di questo elemento come fattore limitante primario, peraltro già ben documentato mediante l'utilizzo di differenti approcci sperimentali (Chiaudani e Vighi 1982).
- c) La correlazione tra i coefficienti angolari delle rette ricavate dai dati sperimentali, sia per il fosforo ortofosfato che per l'azoto inorganico, ed i valori medi di clorofilla per l'area in esame relativi a diversi momenti stagionali, è altamente significativa (fig. 4).

Questo risultato, unitamente alla osservazione che nel periodo invernale la diminuizione dei nutrienti coincide con la diluizione, evidenzia ulteriormente che il fattore primario responsabile della più o meno rilevante scomparsa dei nutrienti inorganici è rappresentato dalla utilizzazione da parte del fitoplancton.

La validità dell'elaborazione è confermata dal confronto dei valori di C<sub>o</sub>, calcolati con il metodo descritto, con i valori sperimentali di fosforo totale, di fosforo ortofosfato e di azoto inorganico totale misurati in sezione di chiusura del Po a Polesella in periodi corrispondenti a quelli in cui sono stati effettuati i campionamenti a mare (Zanoni e Merighi , 1981) (Tab. 1). I dati riportati nella tabella evidenziano il buon accordo tra i valori calcolati e quelli misurati. Il complesso dei risultati esposti consente di formulare alcune considerazioni legate alla possibilità di pre-

Nutrienti CoCpc Fosforo totale µg/1 278 160				
Fosforo totale µg/1 278 160	о <sup>С</sup> о	C Po	Co	C <sub>Po</sub>
9	230 230	140-240	190	200–240
Fosforo ort <u>o</u> fosfato µg/1 45 20	90 90	120	120	90-130
Azoto inorga nico totale ug/l 1750 894	4–1790 700	) 462–713	2060	1900–2065

Tabella 1

S %	С <sub>і</sub> луд/1	° 1 1µg/1	C' - C i i µg/l	U µg/l	Clorofilla media calcolata μg/1	Clorofilla media misurata µg/1
0	120	120	0	18,4	37	34
20	33,3	57,1	23,8	15,7	31	34
25	19,1	24,2	5,1	3.6	7	13
28	12,2	14,8	2,6	1.9	д	8
30	8,5	9,8	1,3	1.2	2.5	3
32	5,3	6,5	1,2	1.0	2.0	1.6
34	2,8	3,7	0,9	0.7	1.5	1,0
36	1,1	1,6	0,5	0.2	-,-J 0 5	1.3
38	0,4	0,4	0	~,~	0+0	1,5

# Tabella 2

- Tabella 1 Confronto tra i valori calcolati per i vari parametri al punto di immissione del Po in mare ( $C_o$ ) e gli ambiti di concentrazioni misurate in sezione di chiusura di bacino in periodi corrispondenti ( $C_{PO}$ ).
- Tabella 2 Valori numerici delle concentrazioni e dell'utilizzo del fosforo calcolati mediante il modello e confronto tra i valori medi di clorofilla stimati e misurati sperimentalmente, relativi ai campionamenti dell' ottobre 1979. I valori di U e di clorofilla si riferiscono alla media nel settore compreso tra due livelli di salinità. Spiegazione nel testo.

vedere un gradiente di condizioni trofiche nell'area in esame, in funzione degli apporti di sostanze nutritive convogliate dal Po, nonché i miglioramenti rispetto all'attuale condizione trofica conseguenti ad una riduzione del carico di fosforo.

Sulla base della distribuzione media più probabile della salinità, desunta dai dati raccolti nelle campagne 1978-80, è possibile suddividere l'area in esame in 8 settori (Fig. 5). Per ciascuno dei settori il modello diluizione-diminuizione consente, oltre alla valutazione teorica della distribuzione dei nutrienti in assenza di utilizzazione in funzione del carico del Po, di trarre alcune importanti valutazioni previsionali. Per differenti condizioni di utilizzo dei nutrienti da parte del fitoplancton, si può calcolare la rata di scomparsa e quindi il gradi ente di concentrazione di fosforo in ogni punto mediante l'equazione:

$$C_i = C_e + \frac{C_o - C_e}{di} \quad (3)$$

dove le notazioni sono le stesse dell'equazione (2) e di può essere valutato sulla base della relazione che lega la diminuizione alla diluizione:

$\log d = a \log D$	(4)
$d = D^a$	(5)

da cui

dove

a = coefficiente angolare della retta di regressione fra log D e log d.

Per tale valutazione, in prima approssimazione, si possono utilizzare i coefficienti angolari delle rette diminuizione-diluizione riportati nelle figure 1-3. Per ogni settore è poi possibile stimare la quantità di nutrienti sottratta al sistema in conseguenza al consumo da parte del fitoplancton mediante il seguente calcolo. La concentrazione teorica in ogni punto imputabile alla sola diluizione (C'<sub>1</sub>) è calcolabile dalla equazione :

$$C'_{i} = C_{e} + \frac{C_{o} - C_{e}}{Di} \quad (6)$$



Figura 4 Relazione tra i valori medi di clorofilla nell'area esaminata e i coefficienti angolari delle, rette diluizione-diminuizione nei diversi momenti stagionali per il fosforo ortofosfato (punti) e per l'azoto inorganico (triangoli).

ricavata dalla equazione (1).

La concentrazione ( $C_i$ ) ottenuta tenendo conto della diminuizione viene invece calcolata mediante l'equazione (3).

Per il settore immediatamente sottoposto all'immissione si può quindi calcolare la quantità di sostanza utilizzata per differenza tra  $C'_i$  e  $C_i$ .

Per i settori successivi C'<sub>i</sub> deve essere calcolato sostituendo a C<sub>o</sub> il C<sub>i</sub> del limite inferiore del settore precedente lungo il gradiente di diluizione e utilizzando come valore di D il rapporto tra le diluizioni nei due estremi del settore. Il valore medio dell'utilizzo di fosforo (U) in  $\mu$ g/1 in ciascun settore, di salinità compresa tra Sa e Sb, può essere calcolato risolvendo la seguente equazione:

$$U = \frac{\int_{s_1}^{s_2} C_1' - C_1}{D_2 - D_1}$$
(7)

Tale metodologia applicata alle acque costiere romagnole e marchigiane, per la situazione autunnale

 $(C_o=120 \ \mu g/1, C_e=0.4 \ \mu g/1, a=1.73)$  porta ai risultati presentati nella Tabella 2. Assumendo che il rapporto intracellulare tra i nutrienti fondamentali nelle cellule vegetali possa essere indicativamente espresso come (Lund 1970; Redfield 1958)

e che il rapporto tra carbonio e clorofilla sia di circa 50/1 (Peerl, Tilzer e Goldman, 1976), ne consegue che il rapporto tra il fosforo e clorofilla è indicativamente pari a 1/2, cioè per ogni  $\mu$ g di fosforo consumato si producono mediamente 2  $\mu$ g di clorofilla. Sulla base della quantità di fosforo utilizzata tenendo conto che si è evidenziata una significativa correlazione tra la clorofilla media misurata nell'area e il coefficiente angolare della retta di regressione tra log D e log d (fig. 4), è possibile prevedere la biomassa fitoplanctonica nei vari settori. Nella Tabella 2 sono riportati per ciascun settore i valori medi di clorofilla rilevati nell'autunno 1979. La correlazione tra la quantità di fosforo utilizzato



Figura 5 Suddivisione in settori dell'area studiata, in funzione di un gradiente medio di salinità. Situazioni trofiche nei diversi settori valutate sulla base dei valori medi di clorofilla misurata e prevista in funzione delle diverse ipotesi di riduzione del carico di fosforo (A,B,C,D).

ed i valori di clorofilla rilevati sperimentalmente risulta altamente significativa (r=0,98) ed il coefficiente angolare della retta (a=1,85) è praticamente coincidente con il valore di clorofilla prodotta per unità di fosforo assunto teoricamente.

## CONCLUSIONI

Come già ricordato i risultati delle ricerche condotte a partire dal 1975 e attualmente ancora in corso hanno posto in evidenza come la situazione trofica di base del sistema delle acque costiere romagnole-marchigiane sia determinata dagli apporti da terra e in particolare dai carichi eutrofizzanti convogliati dal Po. Quindi in un quadro morfologico e idrodinamico immutabile l'unico elemento che può essere variato è riconducibile alla riduzione del carico di fosforo. La metodologia descritta in questo lavoro, se pur può apparire un approccio modellistico di tipo statistico, estremamente semplificato per tener conto della complessità idrodinamica, chimica e biologica di un sistema marino costiero, ha mostrato peraltro un buon accordo tra i dati calcolati e i dati rilevati sperimentalmente.

Essa rappresenta quindi uno strumento sufficientemente preciso e realisticamente utilizzabile per la previsione dei benefici al sistema Nord Adriatico, conseguibili attraverso l'adozione di differenti strategie di intervento.

Una strategia, orientata alla intercettazione delle fonti teoricamente più accessibili, rappresentate dagli scarichi civili zootecnici ed industriali, è stata delineata da Manchetti e Passino (1979).

Il carico reale di fosforo totale convogliato dal Po è stato stimato (Provini e Pacchetti 1982) in circa 12.000 t/anno, con una concentrazione media di fosforo totale pari a 215  $\mu$ g/1, di fosforo ortofosfato pari a 74  $\mu$ g/1 (Provini, Gaggino, Galassi 1980). Il rapporto medio tra le due forme di fosforo è pari a circa 3/l, come peraltro confermato da Zanoni e Merighi (1981).

Sulla base della ripartizione percentuale del contributo delle varie fonti di generazione (Chiaudani e Coll. 1978) e della corrispondenza dimostrata tra carico reale e carico stimato per via indiretta (Provini, Mosel-

	carichi relativi			POTESI	IQ	ENT	TERVENTO	)	
%	la			-	I		P		V
'ispetto al cotale	biennio 1978/79 tP/anno	% ridu- zione	tP/anno	% ridu- zione	tPanno	% ridu- zìone	tP/anno	ھ ridu- zione	tP/anno
25,6	3072	0	3072	95	154	95	154	95	154
30,8	3696	95	185	95	185	95	185	95	185
19,3	2316	0	2316	0	2316	0	2316	30	1621
16,6	1992	0	1992	o	1992	95	100	62	100
5,6	672	0	672	0	672	95	34	95	34
2,1	252	0	252	0	252	0	252	0	252
co	12000	1	<u></u> 8489	1	5571	1	3041	1	2346
1	215	1	156	I	102	1	57	1	42
1	74	1	52	ł	34	1	19	I.	14

Tabella 3 Carichi di fosforo convogliati dal Po, attuali e prevedibili in funzione di diverse ipotesi di intervento, e relativi valori di concentrazione in sezione di chiusura del bacino (Co).

**TABELLA 3** 

lo, Pettine, Puddu, Rolle, Spaziani, 1979), è possibile valutare le riduzioni del carico totale di fosforo conseguenti alle diverse possibili strategie delineate da Marchetti e Passino (1979) nonché le risultanti concentrazioni di fosforo totale e ortofosfato al  $C_0$  del modello (Tabella 3).

Sulle varie concentrazioni dì fosforo ortofosfato è stato applicato il modello descritto introducendo nel calcolo un valore di "a" nell'equazione (4) pari a 1,66, corrispondente al valore medio rilevato in questa indagine nel periodo produttivo (maggio-ottobre). Dai valori di utilizzo del fosforo per i diversi settori sono state calcolate le prevedibili concentrazioni di clorofilla, parametro che, sulla scorta del criterio indicato da Chiaudani e Coli. (1982), consente una classificazione trofica delle acque costiere adriatiche.

Nella figura 5 sono delineate la trofia attuale per i diversi settori, ed i livelli trofici prevedibili in conseguenza della applicazione delle diverse ipotesi di intervento.

Occorre sottolineare che i singoli apporti puntuali derivanti dalla costa possono determinare locali alterazioni da considerarsi tuttavia limitate ad un'area circoscritta alla zona più strettamente costiera, che non è stata presa in considerazione nelle campagne di rilevamento 1978-80.

Questo quadro generale, se pur perfettibile con ulteriore sviluppo della metodologia, con l'eleborazione della rilevante mole di dati oggi disponibili per la zona considerata, nonché con nuove indagini finalizzate ad hoc, offre comunque il presupposto reale per una prima analisi di costi e benefici connessi con l'adozione di diverse linee di intervento per la riduzione dei carichi eutrofizzanti.

Inoltre appare evidente che per la soluzione dei problemi nodali riguardanti la tutela della qualita delle acque dell'Adriatico vada superata la logica del localismo regionale proiettandola in una visione complessiva del risanamento della Valle Padana.

#### BIBLIOGRAFIA

- Cescon, B., G. Grancini, A. Paoletti. 1973. A method for monitoring the urban pollution in coastal environment. <u>Boll. Geof. Theor. et Appl.</u>, 15: 103-114.
- Chiaudani, G., G.F, Gaggino, R. Marchetta, M. Vighi. 1982. <u>Caratteristiche trofiche delle acque costiere adriatiche: campagne di rilevamento 1978-1980 Relazione di Sintesi .</u> Collana del Progetto Finalizzato "Promozione Qualità dell 'Ambiente" CNR AQ/2/14, 107 pp.
- Chiaudani, G., G.F. Gaggino, M. Vighi. 1980. Nutrient limitation assessment in Emilia Romagna eutrophicated coastal waters. <u>V<sup>es</sup> journèes Etud. Pol1utions</u>, 383-390, Cagliari, C.I.E.S.M.
- Chiaudani, G., R. Manchetti, M. Vighi. 1980. Eutrophication in Emilia Romagna coastal waters (North Adriatic Sea, Italy): a case history. <u>Progress Wat. Technol.</u>, 12: 185-192.
- Chiaudani, G., M. Vighi. 1978. <u>Metodologia Standard di saggio algale per lo studio</u> <u>della contaminazione delle acque marine</u>. Quaderni IRSA, 39, 120 pp.
- Chiaudani, G., M. Vighi. 1982. Multistep approach to identification of limiting nutrients in Northern Adriatic eutrophied coastal waters. <u>Wat. Res.</u>, 16: 1161-1166.
- Lund, J.W. 1970. Primary production. Proc. Soc. Wat. Treat. Exam., 19: 332.
- Marchetti, R., R. Passino. 1979. Strategie per interventi integrati nel settore dell' eutrofizzazione. In : <u>Convegno sull'Eutrofizzazione in Italia, Roma 3-4 ottobre</u> <u>1978</u>. A cura di R. Marchetti. Collana Progetto Finalizzato "Promozione Qualità dell'Ambiente. CNR AC/2/45-70: 445-472.
- Paerl, H.W., M.M. Tilzer, C.R. Goldman. 1976. Chlorophyll a versus adenosine triphosphate as algal biomass indicators in lakes. J. Phycol., 12: 246-252.
- Provini, A., G.F. Gaggino, S. Galassi. 1980. Po e Adige: Valutazione statistica della frequenza di campionamento in un programma di monitoraggio . Ingegneria ambientale, 9: 379-390.

Provini, A., R. Mosello, M. Pettine, A. Puddu, E. Rolle, F.M. Spaziani. 1979. Metodi e problemi per la valutazione dei carichi di nutrienti. <u>Atti del Con-</u>
vegno sulla Eutrofizzazione in Italia, Roma 3-4 ottobre 1978. A cura di R. Marchetti . Collana del Progetto finalizzato "Promozione Qualità dell' Ambiente". CNR AC/3/45-70: 121-158.

- Provini, A., G. Pacchetti. 1982. Po e Adige: Valutazione del carico trofico e tossico convogliato nell'Alto Adriatico. Ingegneria Ambientale, 11: 173-183.
- Redfield, A.C, 1958. The biological control of chemical factors in the environment . American Scientist, 46: 1-18.
- Regione Emilia-Romagna . Dipartimento Ambiente, Territorio Trasporti. 1978. <u>Il</u> problema dell'eutrofizzazione delle acque costiere dell'Emilia-Romagna. R.E.R., Dipartimento ambiente territorio trasporti, Studi e documenti, 14, 182pp.
- Zanoni, L., R. Merighi . 1981. Indagini effettuate sulle acque del basso Po nell'anno 1979. Inquinamento, 4/81: 53-57.

# I DEPOSITI ATTUALI DELLA CONOIDE SOTTOMARINA DEL CRATI (GOLFO DI TARANTO).

# A.COLELLA°, I. DI GERONIMO°°, S.D'ONOFRIO°°°, L. FORLANI°°°°, F.LOLLI°°°°, V.CASALE°°, A. FAVIERE°°°

- <sup>°</sup> Dipartimento di Scienze della Terra, Università della Calabria.
- <sup>°°</sup> Istituto di Scienze della Terra, Università di Catania.
- <sup>°°°</sup> Istituto di Geologia e Paleontologia, Università di Bologna.
- <sup>°°°</sup> Istituto di Botanica, Università di Bologna.

## SUMMARY

The results of a study relative to 5 dredge samples, 8 grab samples and 18 cores collected at the Crati fan, are reported in this paper. The first superficial meter of the fan sediments consists mainly of thin-bedded muddy turbidites and prodelta mud interbeds. Both the presence of sand at the channel bottom and the biogenic content distribution confirm the present activity of the turbidity currents. The exceptional load discharge of the Crati river, which directly feeds the homonymous sub marine fan, produced a very quick growth of the abovementioned fan. Such a growth started after the post-wurmian transgressive acme (5-6,000 years ago), with a sedimentation rate exceeding 6 mm/y in levee areas. The biogenic content is scarce; the distribution of the Mollusca and Foraminifera species is influenced both by the bathimetry and by the depositional environment.

In questo lavoro sono stati studiati i sedimenti superficiali della conoide sottomarina del Crati e le faune ad essi associate. Lo studio è stato condotto su 5 campioni di draga, 8 campioni di benna e 18 carote a gravita leggera, raccolti nel 1980 durante una crociera oceanografica svolta in collaborazione tra l'Istituto di Geologia e Paleontologia e l'Istituto di Geologia Marina del CNR di Bologna.

La conoide sottomarina del Crati (Crati Group, 1981; fig. I) è un apparato torbiditico attuale, poco profondo (200-450 m.) originatesi dopo l'acme trasgressivo post-



Fig.I: Morfologia della conoide sottomarina del Crati e distribuzione dei sedimenti ricavata dai profili subbottom. Le linee a tratteggio più marcato e l'asse subsidente ubicato nella parte settentrionale dell'area, indicano probabili allineamenti di faglie.

wurmiano (5-6000 anni fa), e che continua ad accrescersi con un tasso di sedimentazione molto elevato nel Bacino di Corigliano (Golfo di Taranto). La conoide è ubicata nell'area di prodelta antistante la foce del F. Crati, il quale drena un'area tettonicamente attiva di 1332 Km<sup>2</sup>, costituita dai rilievi del Massiccio Silano, della Catena Costiera Tirrenica e del Gruppo del Pollino. Tale area è stata sottoposta nel Quaternario ad un intenso sollevamento, che ha determinato una forte erosione dei rilievi, tuttora in atto; la portata solida del F. Crati è infatti molto elevata, ed è stimata intorno a 430 t/a/ Km<sup>2</sup> per il carico di fondo e a 870 t/a/Km<sup>2</sup> per il carico sospeso. Gran parte del carico di fondo viene abbandonato dalle correnti fluviali lungo la Piana di Sibari, dove alimenta un apparato di delta-conoide a sedimenti grossolani, e alla foce, dove viene ripreso dalle correnti littorali e ridistribuito lungo costa a formare <u>beach ridge</u> e <u>longshore bar</u>. L'apporto sedimentario al largo attraverso due meccanismi: o per cattura, in seguito a eventi di piena, nelle testate dei canali sottomarini che distano dalla foce poche centinaia di metri, o sotto forma di pennacchi torbidi (Colella, 1981).

La foce è stata soggetta nel tempo ad una rapida progradazione e ad uno spostamento verso NO di circa 3,5 Km (in base a rilievi storici è stato calcolalo che nel1'ultimo secolo la foce sia progradata di ben 500 m., e si sia spostata verso NO di 1300 m.; Guerricchio e Melidoro, 1975); nella zona antistante di piattaforma è presente una fascia canalizzata della stessa larghezza. Attualmente la foce è allineata con un sistema di canali sottomarini che alimentano un lobo deposizionale, tabulare e al lungato in senso E-0; più a sud è presente un secondo lobo, più arretrato e in via di abbandono, e quindi più antico del precedente; esso e infatti allineato con i canali antistanti la foce del paleoalveo del F. Crati, posto a circa 700 m. a sud dell'attuale. E' lecito dunque pensare che l'origine dei canali sottomarini sia intimamente connessa alla migrazione della foce.

La superficie della conoide risulta composta in prevalenza da argille siltose (fig. 2), intensamente bioturbate; solo sul fondo dei canali, soprattutto in quelli appartenenti al tronco settentrionale della conoide, sono presenti sabbie, a conferma dell'odierna attività del-



Fig. 2: Contenuto in sabbia/silt/argilla dei sedimenti di superficie.

le correnti di torbidà.

Il primo metro di sedimenti superficiali al di fuori dei canali e costituito in prevalenza da torbiditi sottili fangose, talora siltoso-sabbiose, cui si intercalano sottili livelli di fanghi di prodelta (fig. 3), rapidamente flocculati dai pennacchi torbidi del F. Crati. La mancanza di penetrazione del carotiere nei sedimenti grossolani di canale non ha consentito di ottenere informazioni stratigrafiche su tali depositi.

I sedimenti di argine e intercanale consistono di una fitta alternanza di torbiditi fango se e siltoso-sabbiose laminate e di fanghi di prodelta, intensamente bioturbati. Nei depositi di lobo alle torbiditi fangose si intercalano torbiditi sabbiose spesse fino a 9 cm., talora molto grossolane, a gradazione normale e/o inversa. I depositi di bacino sono composti esclusivamente da torbiditi fangose, i cui caratteri riflettono effetti di un parziale <u>ponding</u> delle correnti, causato dalla presenza di rilievi sottomarini che a E delimitano il Bacino di Corigliano.

La provenienza dei fanghi e di natura essenzialmente terrigena; la frazione organogena non rimaneggiata e scarsa, per cui ai fini di un'indagine cronologica e di un'eventuale correlazione stratigrafica delle carote ci si è avvalsi dell'analisi palinologica.

L'unico marker stratigrafico individuato nelle carote è rappresentato da polline di granoturco (Zea mays L.), la cui introduzione in Calabria sembra risalire al 1750 d.C. (Zapparoli, 1930). Il suo ritrovamento nei livelli più profondi di carote di argine ha permesso di calcolare una velocità di sedimentazione in queste aree superiore a 6 mm/a.

In questo lavoro si è cercato, compatibilmente al numero limitato di campioni, di caratterizzare le associazioni a Molluschi e Foraminiferi bentonici presenti nelle varie aree fisiografiche della conoide, al fine di eventuali confronti con associazioni di depositi analoghi terziari e quaternari.

La frazione organogena non rimaneggiata è assente sul fondo dei canali, mentre compare nell'area deposizionale dei lobi, con un incremento lieve verso il largo e più rapido procedendo trasversalmente all'asse della conoide. La distribuzione areale dei Molluschi e dei Foraminiferi bentonici risulta essere influenzata oltre che dalla batimetria anche dal tipo di ambiente deposizionale. In tal senso i Molluschi appaiono



molto significativi: le aree di argine di canale sono caratterizzate da specie appartenenti alla Biocenosi dei Fanghi Terrigeni Costieri, con predominanza degli elementi filtratori (55%) sui detritivori (10-19%); le aree suddette sono soggette infatti alla frequente tracimazione della parte sommitale delle correnti di torbidà che, impoverendo il film alimentare depositato sul fondo, arricchiscono il materiale in sospensione. In aree di bacino, laterali all'asse della conoide e più distali e profonde delle precedenti, la malacofauna presenta una situazione epibatiale normale, ed è caratterizzata da Biocenosi dei Fanghi Batiali, con predominanza dei detritivori (86,99%) sui filtratori (2,43%) e carnivori (8,94). La malacofauna campionata alla stessa profondità e distanza dalla costa della precedente, ma in aree di lobo (ancora soggette alla incursione delle correnti di torbidà e a materiale in sospensione), ne differisce per un netto aumento dei filtratori (38,70%) rispetto ai detritivori.

La microfauna a Foraminiferi bentonici fornisce dati consistenti con quelli dei Molluschi; la presenza di individui rimaneggiati di <u>Ammonia beccarii</u> fino a profondità superiori a 300 m. costituisce infine un'ulteriore prova dell'attività odierna della cono ide del Crati.

#### BIBLIOGRAFIA

- COLELLA, A., 1981 Preliminary core analysis of Crati submarine fan deposits (Ionian sea). 2nd IAS Reg. Meeting Abst. vol.: 26-28.
- CRATI GROUP, 1981 The Crati submarine fan, Ionian sea. A preliminary report. <u>2nd</u> <u>IAS Reg. Meeting Abst. vol.</u>: 34-39.
- GUERRICCHIO, A.& MELIDORO, G., 1975 Ricerche di geologia applicata all'archeologia della città di Sibari sepolta. <u>Geologia Applic. e Idrog.</u>, I0: 107-128.
   ZAPPAROLI, T.V., 1930 - II granoturco. G.B. Parano e C. Ed.

# INDAGINE CHIMICA E GEOMORFOLOGICA NEL GOLFO DI CAGLIARI(+)

# A. CONTU°, L. LECCA°°, F. LEONE°°, P. MULAS°°°, G. SARRITZU°, M. SCHINTU°, A. ULZEGA°°.

- <sup>°</sup> Istituto di Igiene Università degli Studi di Cagliari
- °° Istituto di Geologia Università degli Studi di Cagliari
- <sup>°°°</sup> Istituto di Chimica Generale ed Analitica Università degli Studi di Cagliari

# RIASSUNTO

E' stata condotta una indagine conoscitiva nel Golfo di Cagliari sotto il profilo geomorfologico e chimico-fisico.

L'interesse di questo studio deriva sia dalla particolare localizzazione del Golfo che dagli importanti insediamenti di tipo urbano ed industriale presenti lungo il litorale e nell'immediato entroterra.

Ad una copertura di rilevamenti geofisici ed ecografici è stata sovrapposta una maglia di campionature finalizzata alla conoscenza dei rapporti tra geomorfologia e caratteristiche chimiche dei sedimenti a varie profondità.

I parametri chimici considerati nei sedimenti esaminati (fosforo, sostanze organiche, capacità di scambio cationico) sono volti alla definizione del potere assorbente del sedimento relativamente alla presenza di alcuni metalli pesanti quali rame, zinco, piombo, cromo, mercurio e ferro.

#### SUMMARY

Geomorphological and chemicophysical studies were carried out in sediments in the Gulf of Cagliari.

The area under study is of particular interest due to its urban and industrial centers immediately inland along the coast.

Other than geophysical and ecographical determinations a series of samples was collected in order to establish the relationships between geomorphology and chemical characteristics of the sediments from various depths.

The chemical characteristics (phosphorus, organic matter, cationic exchange capacity) of the sediments were examined in order to define the absorption power of the sediment in relation to the presence of some heavy metals, like copper, zinc, lead, chromiurn, mercury and iron.

(+) Lavoro parzialmente eseguito nell'ambito del P.F. "Oceanografia e Fondi Marini", tema "Placers" C.N.R., contratto n. 81.01194.

#### INTRODUZIONE

In questa nota sono stati esaminati alcuni campioni di sedimenti prelevati nella laguna di Santa Gilla e nel litorale del Golfo di Cagliari, con lo scopo di vetrificarne le attuali condizioni chimiche, chimico-fisiche e geomorfologiche.

Infatti la laguna e le acque del fronte cittadino del Golfo di Cagliari hanno costituito per decenni il recapito finale dei collettori fognari della città e di alcuni fiumi importanti come il Fluminimannu-Cixerri che drena un vasto bacino idrografico (2800 Km<sup>2</sup>), raccogliendo gli scarichi cloacali di numerosi centri.

Le conseguenze di tale situazione sono apparse palesi con l'aumentata incidenza delle malattie gastroenteriche e l'insorgenza di due epidemie di colera del 1973 e del 1978.

Alla contaminazione cloacale si è aggiunta quella chimica derivante dalla creazione di due grossi poli industriali nella zona occidentale del Golfo e sulla sponda occidentale della laguna.

A tutt'oggi la zona industriale è priva di un impianto di depurazione funzionante, mentre quello destinato al trattamento delle acque cloacali della città di Cagliari è ancora in fase di progettazione.

Le conoscenze precedenti sulla chimica, la biologia e la geomorfologia sono molto limitate e gli studi relativi sono piuttosto recenti,

Cottiglia et Al. (1977) studiano lo svilupparsi della contaminazione chimica lagunare con le ripercussioni sull'ecosistema del corpo ricettore.

Seguendo la linea di ricerca già programmata da Cioglia (1970) vengono pubblicati da Contu et Al. (1979) i primi risultati di una indagine "flash" nella laguna di Cagliari svoltasi nel 1977. Successivamente Loi et Al. (1980) rilevano l'accentuarsi della contaminazione chimica in alcune aree del Golfo.

Segre (1968) con considerazioni su dati batimetrici e sulla morfologia dei litorali propone per il Golfo di Cagliari uno schema evolutivo relativo al Pleistocene superiore ed all'Olocene.

Fanucci et Al. (1976) in base a rilievi sismici, individuano per la prima volta i principali lineamenti strutturali del Golfo mostrando come il bordo della piattaforma, a direzione NE-SW, rappresenti un moti vo tettonico che interrompe trasversalmente le strutture campidanesi ad andamento NW-SE.

Picazzo et Al. (1981) forniscono nuovi dati relativi alle granulometrie ed al contenuto faunistico di numerosi campioni di superficie prelevati nell'intera area.

Di Napoli Alliata (1967) e Gandin (1972) documentano la presenza di faune temperate calde oloceniche, mentre gli studi palinologici di Pittau Demelia e Loi (1981), su carote prelevate nel porto di Cagliari, individuano una successione di associazioni vegetazionali nei sedimenti

olocenici.

Nell'ambito del Progetto Finalizzato "Oceanografia e Fondi Marini" del C.N.R., dalla Unità Operativa Geologia-Cagliari sono state effettuate con la N/O Bannock crociere oceanografiche PL 78/1; PL 80/1; PL 81/1, al fine di individuare le aree di possibile accumulo di minerali utili (piacere).

Il Golfo di Cagliari è stato suddiviso in cinque aree omogenee che corrispondono alle varie campagne (+) di campionamento effettuate (Fig.l):

GF 1 : Comprende la zona portuale sino al traverso di Capo S. Elia. E' la parte del Golfo più interessata alla contaminazione cloacale ed industriale della città di Cagliari e del suo "hinterland".
La situazione tende a peggiorare in quanto dal 1981 sfocia in essa un canale che raccoglie i reflui di alcuni fra i più grandi collettori della città.

Questa situazione dovrebbe persistere fino alla costruzione dell'impianto di depurazione delle acque urbane.

GF 2 :E' delimitata dal tratto litorale che inizia con il Ponte della Scafa e segna il punto di flusso delle acque da e per la laguna di Santa Gilia, nel settore occidentale del Golfo e sino a Punta Zavorra.
In questa zona, dove attualmente sono stati aperti i cantieri per la

costruzione del porto-canale, già da diversi anni si svolgono, in modo quasi esclusivo, i traffici marittimi che interessano i poli industriali di Macchiareddu e Sarroch. Particolare importanza rivestono anche i canali che collegano questa area con la retrostante laguna, compromessa dai continui apporti di contaminanti di origine cloacale e dalle acque non depurate derivanti dalla zona industriale; fra queste ricordiamo quelle di un insediamento petrolchimico che con il suo impianto cloro-soda ha creato una situazione critica per gli scarichi contenenti mercurio. Anche un'industria mineraria che lavora la fluorite e la barite, estraendole da rocce mineralizzate fortemente a solfuri, potrebbe contribuire alla contaminazione da metalli pesanti del settore.

<sup>(+) -</sup> GF 1, GF 2, GF 3; campagne di campionature mediante sommozzatori con vedetta della Guardia di Finanza (giugno, luglio, ottobre 1981).

PL 81/1: campagna oceanografica effettuata con N/O Bannock, C.N.R. dalla U.O. "Geologia-Cagliari". Campionatura mediante benna Van Veen (marzo 1981).

C: campagna di campionatura mediante sommozzatori effettuata dall'Istituto di Geologia dell'Università di Cagliari (luglio 1981).



bordo della piattaforma continentale; 2 - linee di riva sommerse; 3 – depressione chiusa; 4 - drenaggio; 5 - testate di canyons; 6 - peliti; 7 -sabbia; 8 - praterie di posidonie; 9 - sabbia con mega-ripples;10 - correnti; Fig. 1 - Schema geomorfologico del Golfo di Cagliari e localizzazione delle stazioni di campionatura. Legenda: 1 -11 - localizzazione dei profili illustrati; GF1, GF2, GF3 stazioni Guardia di Finanza; PL81 stazioni N/O Bannock; C stazioni I. Cavoli.

- GF 3 : Comprende la zona balneare di Cagliari (Poetto) e la zona turisticoresidenziale che si sviluppa verso la parte orientale del Golfo. Gli unici apporti cloacali sono qui costituiti dalle acque di piccoli torrenti che raccolgono i reflui di diversi centri dell'interno.
- PL 81 : Interessa l'area centrale del Golfo, con una serie di stazioni che si portano verso il mare aperto a diverse profondità, utilizzate per una verifica delle linee di diffusione della contaminazione nell'asse del Golfo, a circa 12 miglia marine di distanza dalle fonti di inquinamento.
   C Considera la punta estrema del Golfo nella sua parte orientale al limite dei punti di passaggio tra esso, il Canale di Sardegna ed il Mar Tirreno. Comprende un piccolo porticciolo e tutta la zona è interessata ad attività turistico-alberghiere.

#### GEOMORFOLOGIA

II Golfo di Cagliari costituisce un'ampia insenatura chiusa ad Est dai rilievi granitici del Sarrabus fino al Capo Carbonara, ed a Ovest dai rilievi scistoso-arenacei del Sulcis fino al Capo Spartivento.

Mentre le coste del Sarrabus sono alte e rocciose, con piccole spiagge, la parte interna del Golfo è prevalentemente bassa e sabbiosa.

La continuità dei cordoni litorali è interrotta dal promontorio calcareo-arenaceo miocenico delle colline di Cagliari, che dividono in due parti nettamente separate questo settore costiero.

Ad Ovest di Cagliari un cordone litorale debolmente arcuato racchiude l'ampia laguna di Santa Gilla nella quale si immettono gli importanti fiumi Cixerri e Fluminimannu.

Ad Est un secondo cordone litorale forma la spiaggia del Poetto e racchiude lo stagno di Quartu, il quale a sua volta è separato dalla paleo-spiaggia tirreniana di Is Arenas dallo stagno di Molentargius.

Gli stagni ad Est di Cagliari non hanno immissari importanti ed il loro contatto con il mare è dato da un sistema di canali drenanti tenuti in efficienza dalle saline di Stato che occupano una buona parte dello stagno di Quartu. I più importanti apporti di acque continentali nel Golfo si hanno attraverso la laguna di Santa Gilla che regola il deflusso dei fiumi Cixerri e Fluminimannu, mentre nel lato orientale i corsi d'acqua maggiori sono il rio Foxi ed il rio Corongiu con portata temporanea a carattere torrentizio e con bacini impostati prevalentemente su terreni granitici.

La piattaforma continentale è caratterizzata da un'ampia piana inclinata verso Sud-Est. Il bordo si trova ad una profondità pressoché costante di 110 metri, con un prisma di progradazione limitato a poche



Fig. 2 - Profilo Sub Bottom Profilar 3.5kH<sub>z</sub>; crociera PL81. Beach-rock e bordo della piattaforma in leggera progradazione.

centinaia di metri nei settore centrale e sud-occidentale mentre a Est, in corrispondenza del Golfo di Quartu, è inciso dalle testate di un canyon e la progradazione è pressoché inesistente.

Alla profondità di 45,55 metri con una elevazione di fondo di alcuni metri, è presente un doppio rilievo allungato parallelo al bordo e normale all'asse del Golfo (Fig. 2).

Si tratta di due linee di riva sommerse, costituite da beach-rock conglomeraticoarenacee, formatisi in due momenti molto vicini fra loro di stazionamento del livello del mare nei corso della trasgressione versiliana.

Ognuna delle due linee, di cui la più interna presenta caratteri di discontinuità, è caratterizzata dalla presenza di una depressione di retrospiaggia, colmata attualmente da sedimenti fini (sismicamente trasparenti al Sub Bottom Profilar).

Altre morfologie riconducibili a linee di riva sommerse sono state rilevate da profili Sub Bottom Profiler e Side Scan Sonar alla profondità di circa 20-25 metri tra capo S. Elia e Is Mortorius, mentre con l'osservazione subacquea diretta sono stati localizzati alcuni lembi di beach-rock alla profondità di pochi metri nella parte orientale del Poetto e occidentale di Santa Gilla.

Le linee di riva sommerse del Golfo di Cagliari, in parte individuate da Segre (op. cit.) esclusivamente su base batimetrica, portano un ulteriore contributo allo studio della trasgressione versiliana, la cui evoluzione è oggetto di studio sull'intera piattaforma continentale sarda anche per l'importanza che può avere nella ricerca dei placers.

Al di sopra della profondità di 45 metri la piattaforma presenta caratteri di estrema regolarità con una morfologia pianeggiante sulla quale sono individuate fasce parallele al bordo così caratterizzate: da 15 a 35 metri sabbie medie fortemente organogene, con grandi ripple-marks dell'ampiezza di 70-80 cm e altezza di 20-25 cm a direzione ENE-SSW; segue fino a 32 metri una stretta fascia con sabbia organogena senza strutture che passa ad un'ampia prateria di posidonie che interessa tutta la zona centrale del Golfo fino alle batimetriche 20, 15. Nella prateria di posidonie sono presenti (Fig. 3) radure sabbiose con ripple-marks ben marcati, la cui presenza sottolinea l'importanza delle correnti di fondo di questo settore.

Tra Capo S. Elia e Sarroch la prateria di posidonie è interrotta da una depressione allungata, parallela alla costa, a fondo piatto costituita da peliti, in cui il Sub Bottom Profiler mostra (Fig. 4) una colmata per sedimentazione fine perfettamente regolare. Questa morfologia depressa rappresenta un elemento di grande importanza nella distribuzione dei sedimenti terrigeni che vengono immessi nel Golfo dal deflusso della laguna di Santa Gilla e che provengono dalla erosione dei bacini marmoso-arenacei del Fluminimannu e del Cixerri, nonché ad occidente dal rio S. Lucia. Segre (op. cit.) individua in questa depressione un paleoal-



Fig. 3 - Profilo Side Scan Sonar 100kH<sub>Z</sub>, crociera PL81. Prateria di posidonie e radure sabbiose con ripple-marks.

veo del rio Cixerri.

In effetti sembra si tratti di una depressione chiusa, tipica di retrospiaggia, forse con caratteri di laguna in un intervallo di tempo della trasgressione versiliana, mentre il paleoalveo wurmiano del rio Cixerri-Fluminimannu, localizzato all'interno della laguna di S. Gilla tra Salleta e San Paolo, a mare corre parallelamente al porto di Cagliari e lungo il promontorio del Capo S. Elia per ricollegarsi al canyon antistante sul bordo della piattaforma.

Gli scarsi dati bibliografici sull'andamento delle correnti nell'intero Golfo di Cagliari (Anichini, 1965) sono stati integrati dagli scriventi con osservazioni dirette in diverse condizioni meteorologiche ed in diversi momenti dell'anno, nonché dallo studio delle strutture sedimentarie del fondo. Agli effetti della distribuzione dei sedimenti provenienti dai corsi d'acqua, lo svuotamento forzato della laguna ad opera dei venti del IV quadrante determina una corrente di torbida che interessa tutta l'area antistante Cagliari ed il promontorio di S. Elia e lateralmente verso SW va ad interessare la depressione suddescritta.

Le correnti di deriva litorale mostrano sia ad Ovest che ad Est di Cagliari un andamento preferenziale da Sud-Ovest verso Nord-Est.

Sul fondo, a profondità superiori a 20 metri, le strutture sedimentarie indicano movimenti prevalenti da Nord-Ovest verso Sud-Est.

I campioni esaminati in questo studio sono stati prelevati da sommozzatori in punti opportunamente scelti nel quadro geomorfologica illustrato ad eccezione di quelli prelevati con benna Van Veen dalla N/O Bannock nel corso della crociera PL 81/1.

INDAGINE CHIMICA e CHIMICO-FISICA Materiali e Metodi

Le analisi sono state condotte sul sedimento totale e i risultati riferiti alla sostanza secca (Tabelle I e II).

Le concentrazioni dei metalli sono state determinate con spettrofotometro ad assorbimento atomico Perkin Elmer mod. 460, previa digestione con acqua regia (9HC1 - 3HNO<sub>3</sub>) di una aliquota del campione di sedimento (0,5 - 1 gr).

Le concentrazioni di Pb, Zn, Cr, Cu e Fe furono rilevate con fiamma aria-acetilene usando, quando necessario, il correttore di fondo; per il Hg totale si è seguita, invece, la tecnica dei vapori freddi.

Le analisi sono state ripetute tre volte e l'imprecisione media delle misure al livello di fiducia del 95% è risultata di  $\pm 10\%$  per il Pb, Hg, Zn, Fé e  $\pm 5\%$  per Cu e Cr.

Le sostanze organiche sono state valutate mediante combustione umida a temperatura ambiente. In presenza di dicromato di potassio e acido solforico.

La determinazione del fosforo totale è stata eseguita per via spettrofotometrica previo trattamento acido del campione.



Fig. 4 - Profilo Sub Bottom Profiler 3.5kHz. Depressione chiusa colmata da sedimenti fini.

La capacità di scambio cationico (C.S.C.) è stata misurata mediante scambio con cloruro di bario.

Le sostanze oleose sono state determinate per estrazione con tetracloruro di carbonio (Ariati et Al., 1979).

#### RISULTATI e DISCUSSIONE >

I risultati delle ricerche chimico-fisiche sui sedimenti campionati sono riportati per aree omogenee nelle Tabelle I, II e III. Nel settore indicato con GF 1 l'inquinamento cloacale trova espressione nelle rilevanti concentrazioni di sostanze organiche. Esse dal massimo dell'11,6% in prossimità delle sorgenti e dei serbatoi dei contaminanti tendono a diminuire con la distanza da essi.

La contaminazione di origine industriale espressa in. modo significativo dalle concentrazioni delle sostanze oleose e grasse segue la stessa linea diminuendo dal massimo di 1300 p.p.m, della zona portuale sino al minimo di 94 p.p.m. di Capo S. Elia.

Anche i metalli pesanti raggiungono le concentrazioni massime nella zona portuale (Pb = 860 p.p.m.; Cr = 49 p.p.m.; Hg = 2,3 p.p.m.; Cu = 180 p.p.m.; Zn = 658 p.p.m.; Fe = 2,27%).

Tuttavia, la contaminazione da metalli dovrebbe essere sostenuta prevalentemente dagli apporti della laguna di S. Gilla. Inspiegabile, però, l'origine del tasso elevato di cromo nella stazione 1/2 (100 p.p.m.) al traverso di Capo S. Elia.

Ancora più evidente è l'influenza negativa della laguna di S. Gilla e della zona portuale sull'area occidentale del Golfo (GF 2). In essa è possibile seguire una linea di contaminazione degradante dalla foce sino a Punta Zavorra con un salto notevole di concentrazione fra le stazioni 2/1 e 2/2, da attribuire alla presenza della zona interessata a fenomeni di decantazione, individuata dallo studio geomorfologico.

Invece il tasso delle sostanze oleose riscontrate nella stazione 2/3 starebbe ad indicare un ulteriore apporto di questi materiali dalla zona portuale ed industriale di Sarroch.

Particolarmente elevata la concentrazione dei metalli pesanti il cui tasso va tuttavia progressivamente abbassandosi dall'interno della laguna verso la punta estrema occidentale del Golfo a Punta Zavorra.

Le aree contraddistinte come GF 3, PL 81 e C, sono caratterizzate da valori relativamente bassi ed omogenei di tutti i contaminanti.

La loro entità potrebbe considerarsi corrispondente al background dell'intera area di studio.

Cosi nell'area GF 3 ed in particolare all'altezza della stazione 3/0 in un sedimento costituito quasi esclusivamente da sabbia fine sono stati trovati i valori più bassi di tutti i parametri chimici esaminati. La stazione 3/0 è peraltro ubicata in un punto protetto dalle correnti interessate al trasporto di materiali provenienti dalla laguna di S. Gilla.

	0,062	68	12	Ŀ	51	20	42	12	3	12	44	£	9	11	N	2	37	24	45	м	M
lometria(mm) or costo	0,5 + 0,062	32	67	78	57	51	51	82	1	84	77	52	78	73	30	68	62	52	52	37	33
Granu]	2 <b>.</b> 0 <b>.</b> 4	•	16	7	22	8	9	4	14	3	9	31	12	10	42	18	٣	۴	2	48	30
j.C	N	a.	5	10	ï	51	-	2	69	۴	£	41	4	9	26	4		ï	Ţ	12	34
Profandità	Ħ	4	6	4	۲-	5	19	21	18	16	20	13	16	26	45	58	65	101	32	20	18
Longitudine		9-0618	1.20.6	4.80.6	9.05.5	9°05'2	9°05'1	9,40°9	6*0317	9.11.0	9=1315	9°1418	9°1611	9°08'2	9.00.6	9°11'5	9-1211	9-1118	9°2917	9°31'7	9°32'1
Latitudine		39°12'6	5.01.65	0.01.65	39°13'0	59°11'0	7.80-95	\$,90.65	39°02'3	39°10'7	3907712	39°72'0	6.11.65	29°05'7	30.0514	39°03'8	39°02'3	39°02'0	6.90.62	2.20-65	39°06'3
Campagne		$\leq$	$\triangleleft$	$\triangleleft$	$\triangleright$	Δ	$\triangleright$	$\triangleright$	$\triangleright$		CJ		ß	0	0	0	0	0	۲		ŧ
Stazione		1/0	2/2	1/2	2/0	2/1	2/2	2/3	2/4	3/0	3/1	3/2	3/3	۲/4	4/2	٤/۶	4/4	4/5	5/1	5/2	5/3
Årea		6F_1			6F <sub>2</sub>	ч.				6F 3	,			PL81					U		

Tab. 1: Localizzazione delle stazioni e dati sedimentologici.

Sostanze Dienee	Edd	1300	137	54	190	192	122	150	60	60	88	80	98	94	74	64	59	64	34	60	60
Sostanze Organiche	2 3 9 4	11,6	5,7	2,6	9,5	10,1	7,5	3,1	1,2	0,2	2,7	2,1	2,6	0,3	1,0	0,8	0,7	0,7	0,9	0,5	6'0
P(tot)	38	0,040	0,020	0,010	040	0,033	0,023	400*0	0,013	0,005	0,025	0,030	0,020	0,004	0,005	0,005	0,004	400,0	410,0	0,026	0,005
C. S. C.	m.moli	17,0	14,0	8,7	18,0	25,3	19,5	2,3	3,4	5,3	3,1	2,3	2,8	0,5	0,8	6'0	6*0	2,0	3,8	3,4	3,8
5 G	28	2,72	1,36	0,20	2,25	1,86	1,07	0,28	0,33	0,08	0,24	0,26	0,28	0,22	0,79	0,60	0,77	0,87	0,43	0,12	0,24
Zn	wdd	658	95	60	240	101	70	27	22	10	25	22	18	23	26	29	34	65	25	23	19
Сu	udd	180	19	88	94	18	20	4.9	8.6	3,1	7,5	6,7	8,8	<b>6*†</b>	8,4	1,7	10,1	11,9	6,3	8,6	5,7
нд	шdd	2,30	1,48	0,82	2,70	1,32	0,50	0,22	0,16	0,16	0,06	0,20	0,22	0,08	0,07	0,12	0,05	0,07	0,15	0,07	0,16
Ç,	mqq	49	45	100	60	22	18	26	12	1,3	6,5	5,3	6,7	4,4	11,1	1,2	19,2	10,0	6,2	10,8	7,2
βħ	шdd	860	62	47	304	151	44	21	35	8-8	35	38	36	30	37	61	57	56	21	44	28
Stazione		1/0	۲/۲	1/2	2/0	2/1	2/2	2/3	2/4	3/0	3/1	3/2	3/3	۲/4	4/2	4/3	4/4	4/5	5/1	5/2	5/3
Area		GF <sub>1</sub>			GF <sub>2</sub>					PL81									ى		

Tab. 2: Parametri chimici e chimico-fisici.

C.S.C.	C.S.C. 1.00	Sostanze Organiche	Pb	Ħg	Cr	Cu	Zn	Fe
Sostanze Organiche	0.92	1.00			r 2 - 1 r 2 - 1 r 2 - 1	679; P< 561; P< 515; P<	.001 .01 .02	
РЬ	0.52	0.72	1.00		r <u>2</u> .'	+44; p <	.05	
Hg	0.81	0.90	0.78	1.00				
Cr	0.48	0.40	0.40	0.68	1.00			
Cu	0.46	0.68	0.99	0.75	0.37	1.00		
Zn	0.63	0.74	0.99	0.82	0.44	0.99	1.00	
Fe	0.78	0.90	0.81	0.92	0.54	0.76	0.83	1.00

Tab. 3: Matrice di correlazione.

All'interno dell'area PL81 abbiamo evidenziato tassi di Pb e Fe sensibilmente superiori all'ipotetico "background" in sedimenti in cui prevale la frazione fine, sopratutto verso le profondità maggiori.

Infine intorno all'isola I Cavoli, nelle stazioni 5/1; 5/2; 5/3 dell'area C, sano state riscontrate concentrazioni relativamente basse ed in linea di massima omogenee, salvo un valore leggermente superiore per il Pb nella stazione 5/2, anche in questo caso in sedimenti a granulometria varia da sabbie ghiaiose a peliti sabbiose.

# CONCLUSIONI

Le indagini geomorfologiche eseguite nel Golfo di Cagliari hanno individuato la presenza di un'area favorevole a processi di decantazione corrispondente alla depressione sita alla profondità di 25 metri tra Capo S. Elia e Punta Zavorra.

In'essa possono accumularsi i materiali interessati a fenomeni di immobilizzazione dei metalli con formazione di complessi metallo-organici, adsorbimento nel materiale organica o coprecipitazione con ossidi idrati di ferro o infine associazioni con materiali argillosi.

Anche a profondità più elevata, in corrispondenza della progradazione del bordo, ove sedimentano gli ultimi apporti terrigeni della piattaforma continentale, si nota un aumento del ferro e del piombo.

Lo studio della concentrazione dei metalli pone in evidenza differenze nella loro distribuzione che potrebbero riportarsi ad alcune caratteristiche fisiche e chimiche dei sedimenti: è stata riscontrata infatti una correlazione diretta tra esse e la capacità di trattenere i metalli (Tab. III).

Un coefficiente di correlazione significativo è stato rilevato fra le sostanze organiche ed il C.S.C.(r = 0.92) confermando rapporti stretti fra i due parametri.

Altrettanto significativa la correlazione tra C.S.C, e Pb, Hg, Cu, Zn, Fe, mentre meno chiara è quella rilevata tra sostanza organica e Cr; ciò potrebbe attribuirsi al fatto che questo elemento non viene trattenuto dal potere assorbente del sedimento nella forma di ione cromato in cui si trova negli strati superficiali, e giustificherebbe la maggiore mobilità del cromo rispetto agli altri metalli all'interno dell'area esaminata.

Nel Golfo di Cagliari si individuano quindi linee di contaminazione, il cui sviluppo pare dipendere dai caratteri morfologici della costa e della piattaforma, dal deflusso delle acque continentali e dalle correnti di fondo, mentre sembra che in generale sia più limitata l'importanza della tessitura e della distribuzione dei sedimenti.

\* Degli Autori, A. C., G. S., M. S. e P. M. hanno elaborato i dati chimici; L. L. e F. L. hanno collaborato alla raccolta dei dati in mare; A. U. ha fornito il quadro geomorfologico. A tutti gli Autori si devono la Introduzione e le Conclusioni.

### BIBLIOGRAFIA

- Anichini, C. 1965. Contributo alla conoscenza delle correnti del Mediterraneo: I e II (mesi maggio - giugno 1965) le correnti superficiali tra la Sardegna e la Tunisia. <u>Rend. Sem. Fac. Sc. Università di Cagliari</u>, 35, 200-203.
- Ariati, L. and P. Berbenni, 1979. Determinazione degli oli minerali nelle acque, nei terreni, nei sedimenti. Inquinamento, 2: 31-33.
- Cioglia, L., 1970. Hygiene situation of Sardinian coastal waters. <u>Rev. Intern. Oceanogr.</u> <u>Med.</u>, 18-19: 235-243.

Contu, A., G. Sarritzu, M. Sau, M. G. Ennas, 1979. Laguna di S. Gilla: Situazione attuale e programmi di risanamento. <u>Igiene Moderna</u>, 7: 741-755.

- Cottiglia, M., C. Mascia, A. M. Gamba, W. Cappone, V. Nissardi, M, Porcu, F. Spano, 1977. Studi preliminari sulla distribuzione dei fattori tossici immessi da scarichi industriali in una laguna salmastra. Nota 1: Mercurio. <u>Inquinamento</u>, 10: 51-56.
- Di Napoli Alliata, E., 1967. Il Quaternario del Golfo di Cagliari: studio di carote prelevate dalla piattaforma continentale. <u>Quaternaria</u>, 10: 83-93.
- Fanucci, F., G. Fierro, A. Ulzega, M. Gennesseaux, J. P. Rehaulth, L. Viaris De Lesegno, 1976. The continental shelf of Sardinia: structure and sedimentary characteristics. <u>Boll. Soc. Geol. Ital.</u>, 95: 1201-1217.
- Gandin, A., 1970. Dati preliminari sulle microforme di tre sondaggi nel Golfo di Cagliari. <u>Boll. Soc. Geol. Ital.</u>, 89: 507-512.
- Loi, A., M. Massacesi, P. Mulas, G. Sarritzu, 1980. A investigation on the condition of the coastal waters of the Gulf of Cagliari. <u>Rend. Sem. Fac. Sc. Università di</u> <u>Cagliari</u>, 50: 405-419.
- Picazzo, M., D. Tedeschi, G. Vannucci, 1981. Analisi di sedimenti marini superficiali della Sardegna Meridionale. Quad. Ist. Geol. Chim. Univ. di Genova, 2(2): 39-60.
- Pittau Demelia, P., C. Loi, 1981. Stratigrafia Palinologica del Golfo di Cagliari. <u>Geografia Fis. Dinam. Quatern.</u>, 5: 1-6.
- Segre, A. G., 1968. Linee di riva sommerse e morfologia della piattaforma continentale relativa alla trasgressione marina versiliana. Quaternaria, 11: 1-14.
- Ulzega, A., S. Fais, C. Ferrara, L. Lecca, F. Leone, 1980. Il significato delle linee di riva sommerse nella ricerca dei placers. <u>Convegno sui Placers Marini</u>, C.N.R., Trieste 26,27 giugno: 109-120.
- Ulzega, A., A. Ozer, 1982. The Versilian Trasgression in Sardinia. <u>I.G.C. P. 61</u> "Holocene sea level fluctuactions, magnitude and causes: 182-186.

# IDEE PER L'ELABORAZIONE DEI DATI FITOPLANCTONICI MEDIANTE MICROCOMPUTER

# P. CORDELLA, A. MIOLA

Istituto di Botanica e Fisologia Vegetale, Università di Padova

# SUMMARY

Many problems are to be solved in carrying out a computer program for the elaboration of phytoplankton counts. These are mainly a suitable coding system, the organization of a list, the introduction and sorting of the data and the options of elaboration. We adopted the numerical coding system proposed by Whitton, Diaz and Holmes (1979). The system uses a 6-digit number- two digits for the phylum, two for the genus, and the last for the species. The system is open-ended, allowing the insertion of new species and/or taxonomic changes. In this paper general problems of phytoplankton counts and results exposition are discussed and an attempt is made to provide some solution.

## INTRODUZIONE

Parallelamente all'aumentare dell'interesse per ricerche ambientali sul fitoplancton, emergono continuamente nuovi problemi riguardanti le strategie di campionamento, le metodiche di raccolta e analisi tassonomica, l'interpretazione dei risultati. Ciascuno dei tre fondamentali punti ora elencati è oggetto, in tutto o in parte, di una vasta serie di pubblicazioni scientifiche. Il collegamento tra il secondo e il terzo è un'operazione che i singoli ricercatori o gruppi di ricerca risolvono "in proprio". Si tratta sostanzialmente del passaggio dai conteggi microscopici "bruti" a una serie di tabelle e grafici rappresentanti una prima elaborazione standard dei dati.

Lo scopo di questo lavoro è quello di approfondire alcuni aspetti di questo problema, di non grande difficoltà teorica, ma pesante in termini di tempo ed energie necessari per risolverlo.

Sullo stesso argomento uno degli autori aveva presentato una dimostrazione in sede congressuale (Cordella, 1979). Ora vari motivi, tra i quali alcune oggettive limitazioni del programma allora proposto e l'opportunità di renderlo più flessibile e di uso maggiormente generalizzabile, consigliamo un riesame del problema.

# DEFINIZIONE DEL PROBLEMA

Il più comune sistema di conteggio del fitoplancton è basato sull'osservazione al microscopio invertito di campioni sedimentati in appositi cilindri (Lund, Kipling e Le Cren, 1958; Van Heusden, 1972). Durante l'analisi tassonomica e il conteggio delle specie algali presenti nel campione viene compilato un modulo nel quale sono normalmente riportati i dati che verranno usati nelle successive

elaborazioni:

- località, data, stazione di raccolta;

- quantità di campione osservato ed indicazione di eventuali diluizioni operate;

- indicazione della metodica di osservazione: intero fondo del cilindro, o transetti, o campi visivi;

- indicazione delle modalità di conteggio: cellule contate singolarmente, o per "unità di conteggio" - gruppi o colonie;

- elenco delle specie rinvenute e, per ciascuna, volume medio, unità conteggiate, numero di cellule per unità di conteggio.

Ulteriori complicazioni a questo schema possono derivare da metodiche che prevedano l'interruzione del conteggio delle specie più frequenti, superata una certa soglia fissata sulla base di considerazioni statistiche.

La prima elaborazione da effettuare è quella che porta alla determinazione del numero di cellule per unità di volume (generalmente per litro) di ciascuna specie. Avendo determinato il volume medio di ogni specie, è possibile ottenere un'altra espressione delle abbondanze: la biomassa (meglio sarebbe il biovolume), risultato della moltiplicazione del numero di cellule per il volume unitario. Un riordino tassonomico delle specie rinvenute consente poi di raggrupparle in taxa più ampi (Cianoficee, Cloroficee, Diatomee ecc.) e di calcolare anche di questi raggruppamenti (sommando le abbondanze delle specie che ad essi appartengono) la densità e la biomassa; infine, un'ultima sintesi è rappresentata da densità e biomassa totali dell'intero campione. Un altro tipo di riordino delle specie si può effettuare in base alle abbondanze (densità o biomassa); in questo caso i taxa vengono presentati dal più al meno abbondante. Questa presentazione dei dati si presta bene a considerazioni sulle specie dominanti e a calcoli di diversità. In tutti i casi descritti, si possono effettuare calcoli di percentuali e produrre grafici. Va infine tenuta presente la necessità di archiviazione di dati mediante la creazione di opportuni files su nastro.

L'elaborazione sopra descritta richiede, se eseguita manualmente con calcolatrici, un tempo superiore a quello richiesto dal lavoro di individuazione dei taxa e di conteggio al microscopio. La diffusione ormai raggiunta dai microcalcolatori e l'accessibilità della spesa rendono ora conveniente la messa a punto di un sistema che risolva i problemi citati.

Partendo da queste considerazioni e per rendere più efficiente l'attività del gruppo di ricerca in cui siamo inseriti, abbiamo realizzato un programma in BASIC, "ELALCO" (ELaborazione dati ALgali Codificati), che esegue le operazioni sopra descritte. Il programma non pretende di risolvere ogni problema di interpretazione e sintesi di dati, ma semplicemente, come sopra accennato, di fornire una prima elaborazione, standard e minimale.

In questa sede non faremo riferimento alla struttura formale del nostro programma, condizionato dalla particolare versione di BASIC residente nella macchina da noi utilizzata (HP-85). Forniremo invece informazioni di più generale utilizzabilità su taluni aspetti delle procedure ideate. Alludiamo a particolari modalità di soluzione di problemi e a requisiti desiderabili di cui durante il la-

voro di stesura e verifica, abbiamo rilevato l'importanza.

# CODIFICA DELLE SPECIE

Il problema di base nell'ideazione di procedure per l'elaborazione di dati tassonomici è quello di trovare un adeguato sistema di codifica (Pignatti, 1976). Per i nostri scopi si può adottare il sistema proposto da Whitton, Diaz e Holmes (1979). Esso prevede quale codice per ogni specie un numero di sei cifre - due per il phylum, due per il genere e due per la specie. D'ora in poi ci si riferirà a questo codice numerico di sei cifre come CONUM. Il sistema risulta "aperto" sensu Pignatti (1976) - è cioè possibile codificare taxa non compresi nell'elenco fornito dagli autori (relativo a mille alghe delle acque interne delle isole britanniche). Ma, se dal punto di vista dell'efficienza e della velocità di calcolo l'uso del codice numerico è pressoché indispensabile, dal punto di vista dell'operatore non è certamente comodo inserire i taxa sottoforma di codice numerico, né ottenere come uscita tabelle dove le specie siano individuate solo da tale codice. L'ideale sarebbe poter usare nella fase di introduzione dei dati il binomio linneano completo, che il sistema svolgesse l'elaborazione sul dato codificato, e che le stampe fossero di nuovo espresse con il binomio in chiaro. Tutto questo non è consigliabile usando un microcalcolatore, poiché causerebbe difficoltà nella stampa, grande dispendio di memoria, lentezza nell'esecuzione. Il compromesso applicabile per aggirare il problema viene descritto di seguito. Il binomio completo introdotto dall'operatore è trasformato mediante una subroutine di codifica in una stringa di otto caratteri, quattro per il genere e quattro per la specie. Le regole operanti nella codifica sono facilmente deducibili dagli esempi in Tab. 1. Questo codice alfabetico verrà da adesso indicato con CODAL.

Il requisito fondamentale di un sistema di codifica è che esista una corrispondenza biunivoca tra il nome esteso e il suo codice. Purtroppo la codifica da noi ideata per passare dal binomio al CODAL non riesce nello scopo in alcuni casi. Ad esempio, <u>Cymbela turgida</u> e <u>Cymbella turgidula</u> vengono entrambi codificate CYMB TRGD; <u>Gymnodinium cornutum</u> e <u>Gymnodinium cornutum</u> vengono entrambi codificati GYMN CPNT. Praticamente tale evento ha luogo quando, come nei due esempi, all'interno dello stesso genere si hanno nomi di specie che vengono codificate ugualmente; non abbiamo invece trovato specie appartenenti a generi diversi che provochino un simile inconveniente.

A quanto ci risulta, i generi tipici di acque interne per i quali può verificarsi l'evento discusso sono un numero ridotto; sulla base della letteratura tassonomica citata da Trevisan (1977) ne sono stati individuati circa due dozzine. Il problema si risolve nei termini seguenti: una volta individuati, nelle opere tassonomiche utilizzate, tali generi, se ne appronta un elenco. In base a tale lista si prevede nel programma di procedere ad una codifica differenziata nei rari casi in cui questo si rende necessario.

binomio linneano	CODAL	CONUM
Euglena gracilis	EGLN GRCL	030203
Euglena granulata	EGLN GRNL	030204
Phacus pyrum	PHCS PYRM	030504
Asterionella formosa	ASTR FRMS	120601
Fragilaria crotonensis	FRGL CRTN	122104
Rhopalodia gibba	RHPL GIBB	123601
Rhopalodia gibberula	RHPL GBRL	123602

#### ORGANIZZAZIONE DELLA RUBRICA

Si crea un file "rubrica" all'interno del quale ad ogni CODAL viene associato il relativo CONUM; le coppie così formate vi vengono registrate in ordine di valori crescenti di CONUM. L'elenco ottenuto contiene generi e specie disposti alfabeticamente all'interno dei phyla.

L'aggiornamento della rubrica, cioè l'inserimento in essa delle specie non contenutevi, va previsto nella fase di introduzione dei dati. La rubrica è quindi costantemente aggiornata, e, oltre a rappresentare un ausilio per l'introduzione dei dati (evitando di inserire CONUM già residenti), costituisce anche l'elenco completo delle specie rinvenute in tutti i campioni nella cui elaborazione è stata utilizzata. E' evidente che può risultare vantaggioso creare più rubriche, da utilizzare in ambiti diversi.

La rubrica consente due fondamentali operazioni. La prima è la ricerca di una determinata specie, cioè di un determinato CODAL; il CONUM associato contiene le informazioni tassonomiche relative. Tecnicamente, la ricerca di un CODAL consiste nella localizzazione di una stringa di otto caratteri. La seconda operazione è il riordino su base tassonomica; tale riordino viene effettuato mettendo in ordine crescente i CONUM, cioè una schiera di numeri. Una schematizzazione di queste operazioni è in Fig. 1.



Funzioni principali di CODAL e CONUM all'interno del programma.

#### INTRODUZIONE DEI DATI

E' una fase particolarmente delicata; bisogna mettere in grado l'operatore alla tastiera di effettuare correttamente le operazioni, di avere possibilità di correzione, di non venire distratto o costretto a manovre complesse. Il pedaggio che si paga se non si rispettano queste indicazioni è il noto effetto GIGO.

Un accorgimento importante è quello di evitare, nella fase di input, rallentamenti avvertibili dall'operatore dovuti alle elaborazioni allora effettuate. I tempi morti in questa fase interrompono il ritmo e distraggono.

La sequenza delle operazioni va ideata in accordo con la disposizione dei dati nel modulo di conteggio. I dati da inserire sono sostanzialmente quelli elencati nel capitolo "definizione del problema".

Va previsto in questa fase che un sistema di codifica generi, a partire dalle informazioni di ambiente, stazione, data, una stringa di caratteri da usare come nome del file di archiviazione del campione in esame.

#### ELABORAZIONE E PRESENTAZIONE DEI DATI

In questa fase vengono eseguiti i calcoli aritmetici, i vari ti pi di riordino, le stampe di tabelle e grafici, l'archiviazione di dati elaborati relativi ad un determinato campione. Vanno previste diverse opzioni, ciascuna delle quali basata su un determinato tipo di elaborazione. Nel nostro lavoro ne abbiamo individuate quattro, che raggruppano la serie di operazioni descritte in "definizione del problema". Una prima opzione comporta il riordino tassonomico. Le stampe relative riguardano:

- elenco e numero delle specie rinvenute (raggruppate per phylum);

- specie e loro densità, sia singole che cumulate per phylum, con

relative percentuali sul totale;

- specie e loro biomasse, analoga alla precedente (se si è introdotto per ogni specie il volume medio);

- sintesi di densità e biomassa per phylum, con valori numerici, percentuali relative e diagrammi circolari (pie chart).

Due opzioni, completamente analoghe, riguardano presentazioni di dati ordinati per densità (cellule/litro) o per biomassa (mm/litro). Partendo da una di queste due espressioni di abbondanza, si prevedono le seguenti uscite:

- elenco delle specie rinvenute ordinate per abbondanze decrescenti e con percentuale sul totale;

- identificazione delle specie costituenti una data percentuale sul totale (es. 90, 95, 99 %);

- calcolo di indici di diversità (ad es. con le note formule di Shannon e Simpson);

- curve dominanza-diversità (Hallegraeff e Ringelberg, 1978).

Al termine della elaborazione va effettuata l'archiviazione del file, identificato da un nome ottenuto codificando le caratteristiche del campione interessato, come detto sopra. I dati fondamentali da archiviare sono l'elenco delle specie in ordine tassonomico, il loro volume specifico e le relative densità. Non sembra opportuno conservare altri dati, che possono in qualsiasi momento essere ottenuti rielaborando quelli appena citati.

# SVILUPPI

Il logico sviluppo di questo sistema di elaborazione andrà verso la realizzazione di programmi che sintetizzino i dati relativi a più campioni. Due tipi di insiemi di files possono essere interessati all'uso di tali programmi:

- insiemi di files relativi a campioni prelevati quasi contemporaneamente in stazioni o a profondità diverse;

- insiemi di files relativi a campioni prelevati in tempi diversi

- nella stessa stazione.

Entrambi i casi sono l'espressione di modalità di raccolta consuete in indagini ambientali: rispettivamente, lo studio di differenze nello spazio e lo studio di fluttuazioni e cicli. Alcune delle possibili elaborazioni su tali insiemi di files potrebbero portare:

- alla compilazione dell'elenco di specie comuni tra tutti i campioni;

- alla compilazione dell'elenco complessivo delle specie (cioè la lista delle specie contenute in almeno uno dei campioni considerati);

- alla compilazione degli elenchi delle specie peculiari di ogni singolo campione;

- al calcolo di indici di somiglianza o diversità biotica tra campioni;

- alla descrizione delle variazioni di abbondanza della stessa specie in campioni diversi;

e l'elenco potrebbe continuare.

#### CONCLUSIONI

Abbiamo presentato questa breve nota con due scopi principali.

Il primo e più immediato è quello di esporre le soluzioni da noi ideate ai problemi che ci si sono posti durante la stesura del programma ELALCO. Speriamo che la nostra presentazione dell'argomento possa essere utile a chi intende occuparsi di elaborazioni di conteggi algali.

Il secondo scopo è quello di stimolare negli algologi qualche riflessione sulle problematiche del conteggio. Esistono infatti molte informazioni sui trattamenti statistici; molte meno, a quanto ci risulta, su problemi più elementari, quale quello qui trattato. Se l'approccio statistico alla elaborazione dei dati richiede un certo approfondimento teorico, nessuna riserva dovrebbe invece esistere sul vantaggio che si può conseguire delegando ad una macchina la produzione di tabelle e grafici.

Secondo noi, il guadagno di tempo che così si realizza influisce favorevolmente sulla disponibilità del ricercatore ad effettuare quelle importanti prove preliminari che talvolta vengono tralasciate. Alludiamo ad esempio alla valutazione di differenze nei risultati derivanti sia da diversi metodi di campionamento e conteggio che da analisi di operatori diversi sullo stesso campione.

Inoltre già i risultati di questa prima elaborazione possono in dirizzare sulle più opportune tra le tecniche maggiormente sofisticate per l'analisi dei dati.

Non va taciuto che, se l'utilizzo del programma da i vantaggi descritti, la sua realizzazione richiede tempo e lavoro. Tuttavia anche lo sforzo fatto in questa fase è, a nostro parere, pagante. Il ricercatore viene infatti spinto a formulare i problemi con chiarezza, a riesaminare aspetti tecnici, a razionalizzare la fase di raccolta dei dati.

#### BIBLIOGRAFIA

- Cordella, P. 1979. Un programma in BASIC per il calcolo della biomassa fitoplanctonica. <u>Giorn. Bot. Ital.</u>, 113: 443-444.
- Lund, J.W.G., C. Kipling and E.D. Le Cren. 1958. The Inverted Microscope Method of Estimating Algal Numbers and the Statistical Basis of Estimations by Counting. <u>Hydrobiologia</u>, 11: 143-170,
- Hallegraeff, G.M. and J. Ringelberg. 1978. Characterization of species diversity of phytoplankton assemblages by dominance-diversity curves. <u>Verh. Internat. Verein.</u> <u>Limno</u>., 20: 939-949.
- Pignatti, S. 1976. A System for coding plant species for data -processing in phytosociology. <u>Vegetatio</u>, 33: 23-32.
- Trevisan, R. 1977. Fluttuazione stagionale della densità e della biomassa fitoplanctonica del Lago Trasimeno (luglio 1976 agosto 1977). <u>Riv. Idrobiol.</u>, 16: 297-331.
- Van Heusden, G.P.H. 1972. Estimation of the Biomass of Plankton. <u>Hydrobiologia</u>, 39: 165-208.
- Whitton, B.A., B.M. Diaz and N.T.H. Holmes. 1979. A computer orientated numerical coding system for algae. <u>Br. phycol. J.</u>, 14: 353-360.

# RELAZIONI TRA QUALITÀ DELL'ACQUA E MACROBENTOS DI ALCUNI TORRENTI PREALPINI MEDIANTE CLUSTER E DISCRIMINANT ANALYSIS

#### M. COTTA RAMUSINO°, B. ROSSARO°

° Università di Milano, Dipartimento di Biologia, Sez. Ecologia.

# SUMMARY

In order to study the impact of hexavalent chromium on macrobenthos in two prealpine streams (Acqualba and Grua), a field research was carried out in order to discover whether the high chromium concentrations observed in the downstream stations of the Grua have any evident effect on stream populations, composed by aquatic insects above all, provided that differences in species composition are observed in different months, bound to seasonal cycles and different water flow.

Cluster analysis has been carried out in searching for groups of observations with similar physical and chemical characteristics, while discriminant analysis has been carried out in searching for taxa with high discriminating power among groups defined by cluster analysis. Chromium has shown to be a leader variable in clustering groups, and the most discriminating taxa are: Eukiefferiel1a claripennis (Diptera, Chironomide), Amphinemura sp. (Plecoptera) and Ephemerella ignita (Ephemeroptera).

#### INTRODUZIONE

La letteratura italiana e straniera in merito allo studio della interazione tra i differenti parametri che determinano la qualità delle acque e la struttura delle comunità macrobentoniche è ricca di esempi (Ghetti e Bonazzi, 1981). Anche questo lavoro è stato condotto nell'intento di mettere in evidenza mediante cluster e discriminant analysis i rapporti di correlazione tra qualità dell'acqua e comunità macrobentoniche in 2 torrenti prealpini: l'Acqualba e il Grua, situati in provincia di Novara. Il primo nasce a 917 m .s.l.m. dall' alpe Crotaccio e, dopo un percorso di 5,6 km, affluisce nel lago d'Orta. Il Grua, che nasce dalle pendici del monte Zuccaro (850 m s.l.m.) si getta nel torrente Agogna presso Borgomanero, dopo un percorso di circa 13 km. L'Acqualba è caratterizzato, nel suo tratto più a valle, da un inquinamento di natura organica, mentre l'altro torrente è interessato nelle stazioni a valle da immissioni di cromo esavalente, dovute a numerose rubinetterie

presenti nella zona.

# STAZIONI DI PRELIEVO

L'Acqualba ed il Grua sono stati studiati rispettivamente dal gennaio al dicembre 1976 e dal gennaio al dicembre 1977. I campioni di acqua e bentos sono stati raccolti con frequenza mensile per 11 mesi in 10 stazioni, 5 nell'Acqualba e 5 nel Grua,

1 - torrente Acqualba: la stazione 1 è in prossimità della sorgente, il fondo è formato da ciottoli frammisti a sabbia. La stazione 2 è in un tratto con poca pendenza ed è simile alla prima. Le ultime 3 stazioni non differiscono dalle prime 2 per la natura del substrato e, particolarmente la 4 e la 5, sono interessate da un inquinamento di natura organica. Maggiori dettagli sulle stazioni sono riportati in Bielli, Cotta Ramusino, Rossaro e Segrada (1978).

2 - torrente Grua: la stazione 1 è situata a circa 2 km dalla sorgente; il fondo è composito: grossi ciottoli, sassi e sabbia. La stazione 2, situata a 3,5 km dalla sorgente, ha un fondo simile alla precedente. La stazione 3, fissata a circa 1 km dopo l'abitato di Pogno, ha anch'essa un fondo a sassi e sabbia. La medesima situazione si presenta anche per la stazione A (circa a metà del corso del torrente) e la stazione 5 (situata a 1 km da Borgomanero). Le stazioni 3,4,5 sono quelle che risentono degli scarichi contenenti cromo (Cotta Ramusino, Pacchetti e Lucchese, 1981). In tutte le stazioni i punti di campionamento sono stati scelti in maniera che le caratteristiche del fondo fossero simili, onde ottenere campioni di bentos il più possibile comparabili.

# MATERIALI E METODI.

Per quanto riguarda le analisi chimiche e fisiche, sono stati presi in considerazione i seguenti parametri: temperatura dell'acqua, ossigeno disciolto, percentuale di saturazione di ossigeno, pH, conducibilità, durezza, alcalinità, COD, e cromo esavalente disciolto. Il bentos è stato raccolto utilizzando una rete Surber (14 maglie per cm) di 50 cm di lato, trascinata sul fondo in modo da coprire una superficie di raccolta di circa 1 m.

I campioni di materiale biologico sono stati fissati in formalina al 10%: in laboratorio è stata condotta la determinazione tassonomica ed il conteggio di tutti i taxa.

# ANALISI DEI DATI

I dati sono stati tabulati in una matrice avente i casi come righe e le variabili come colonne: per caso si intende un prelievo in una stazione in uno dei due torrenti in un determinato mese (110 casi). L'insieme delle variabili è dato da 9 variabili fisicochimiche
dell'acqua e da 95 variabili biologiche, vale a dire 12 specie di Plecotteri, 15 di Efemerotteri, 13 di Coleotteri, 47 di Chironomidi, 8 appartenenti ad altri Ditteri, delle quali si è calcolata la densità per  $m^2$ .

Dei 95 taxa rinvenuti sono stati utilizzati per l'analisi dei clusters solo quelli con densità media maggiore di 1 ind/m<sup>2</sup>; 31 taxa sono risultati rispondere a tale requisito.

Al fine di stimare la correlazione tra i dati ambientali ed i dati delle comunità i prelievi dell'acqua ed i rilevamenti del macrobentos sono stati classificati separatamente mediante il metodo di Ward (error sum of squares clustering). Il programma impiegato fa parte della libreria CLUSTAN (Wishart, 1978). Il confronto tra le due classificazioni consente di ottenere una tabella di contingenza il cui  $\chi^2$  da una misura della correlazione tra le variabili chimico-fisiche e le variabili delle comunità.

Al fine di valutare se i fattori fisico-chimici considerati hanno una qualche influenza sulla distribuzione delle specie osservata, è stata condotta una discriminant analysis utilizzando le densità dei singoli taxa dopo trasformazione dei dati in log (x+1): le osservazioni sono state raggruppate come suggerito dalla cluster analysis condotta con le 9 variabili fisico-chimiche dell'acqua. Per i calcoli è stata utilizzata la procedura DISCRIMINANT dell'SPSS (1975). L'analisi fornisce dei suggerimenti circa l'influenza dei vari fattori considerati sulla distribuzione dei taxa. E' stata utilizzata una procedura stepwise: come criterio per la selezione delle variabili da includere nell'analisi, è stata scelta la misura della distanza generalizzata di RAO.

### RISULTATI

Dall'analisi dei clusters condotta utilizzando 9 variabili fisico-chimiche dell'acqua è risultato che raggruppando le 110 osservazioni in 7 clusters si ottenevano gruppi omogenei interpretabili da un punto di vista ecologico.

Nella Tab. 1 sono riportate le medie delle variabili dell'acqua nei diversi clusters. Nella Tab. 2 è messa in evidenza la disposizione nello spazio (stazioni) e nel tempo (mesi) dei clusters ottenuti. La stazione 1 del torrente Acqualba nel gennaio 1976, non ha potuto essere raggiunta per neve: i valori per tale stazione sono stati considerati dati mancanti nell'analisi statistica.

Il secondo cluster comprende 35 osservazioni: caratteristiche sono la bassa temperatura e conducibilità (Tab. 1). Il cluster comprende più osservazioni nel torrente Acqualba in rapporto al fatto che nel 1976 l'inverno è stato più rigido che nel 1977 (Tab. 2). Il cluster 3, include solo la stazione 5 del torrente Acqualba con elevata conducibilità. Il cluster 4 è simile al 3, ma le variabili

Cluster n°	n°osser vazioni	т	0 <sub>2</sub>	الا sat.	рн	Cond.	alc	dur	C.D.O.	Cr <sup>6+</sup>
2	35	3.8	13.1	99.4	7.3	28.2	11.2	14.0	3.6	12.2
3	1	3.0	12.1	89.3	7.3	316.0	67.0	36.0	30.0	0.0
4	4	2.9	13.6	100.4	7.0	143.3	14.8	23.5	27.5	15.0
5	30	13.0	11.1	105.3	6,9	43.4	12.6	18.5	5.4	10.1
6	4	15.2	8.6	88.3	6.8	293.8	25.1	37.8	23.5	44.8
7	33	19.8	10.9	98.3	7.0	33.8	8.1	9.8	1.6	93.9
8	2	11.0	13.0	109.5	6.9	43.0	10.0	16.5	4.0	852.0
	13							ES .		

Tab. 1 - Valori medi delle variabili fisico-chimiche nei diversi clusters. T =°C;  $O_2 = mg/1$ ; conducibilità =  $\mu$ S (a 20 °C-) ; alcalinità e durezza = mg/1 CaCO<sub>3</sub>; C.O.D. - mg/1  $O_2$ ; Cr<sup>6+</sup> =  $\mu$ g/1.

				TOLL	. Acqua	iDa				
		A			MESI			B	a	
Î	2	З	4	5		1	2	3	4	
52	2	2	2	3	I		1	2	1	
2	2	2	2	4	II	3	1	2	1	
2	2	2	2	4	III	2	3	2	1	
2	2	2	2	2	IV	3	3	3	1	
5	5	5	5	5	v	3	1	4	1	
5	5	5	5	6	VI	5	6	3	1	
5	5	5	5	6	VII	5	6	3	1	
5	5	5	5	5	VIII	3	1	1	1	
5	5	5	5	5	IX	3	1	1	1	1
2	2	2	5	2	XI	3	3	З	1	
2	2	2	2	4	XII	3	3	3	1	
				Torr	: Grua					
					MESI					
1	2	3	4	5		1	2	3	4	
2	2	7	7	7	I	7	7	1	1	
7	5	7	8	8	II	1	2	1	1	
7	7	7	7	7	III	1	1	1	1	
7	7	7	7	7	IV	1	2	1	1	
7	7	7	7	5	V	1	8	1	1	2013
7	7	5	6	5	VI	8	8	1	1	1
7	7	7	7	5	VII	1	1	1	1	1
7	7	7	7	5	VIII	7	1	1	1	5
7	7	7	7	6	IX	7	7	1	1	100
2	2	2	2	2	XI	7	7	1	1	
			100	14	121212-001	- 2		1.411		

Tab. 2 - Distribuzione delle 110 osservazioni nei clusters ottenuti partendo dalle variabili fisico-chimiche (A) e dalle densità dei Taxa (B). Le 2 tabelle in alto si riferiscono al torrente Acqualba, la 2 in basso al Grua; le 2 a sinistra (A) all'analisi fisico-chimica, le 2 a destra (B) a quella biologica. Le 5 colonne di ogni rettangolo rappresentano le 5 stazioni, le 11 righe,le 11 date di prelievo. I numeri esprimono il n° del cluster in cui è stata inclusa un'osservazione (cfr. tab. 1).

non raggiungono valori così estremi. Il cluster 5 con 30 osservazioni, include quelle con temperatura, elevata. Comprende in prevalenza stazioni dell'Acqualba perché la magra del '76 ha determinato temperature estive più alte che nel '77. Il cluster 6, con 4 osservazioni (Tab. 2), presenta sia temperatura che conducibilità elevata. Il cluster 7 include 33 osservazioni, soprattutto stazioni del torrente Grua, con temperatura su valori medio-elevati, bassa conducibilità e concentrazioni di cromo elevate (93,3  $\mu$ g/1). Il cluster 8, infine, include solo 2 osservazioni con concentrazioni di cromo elevatissime (852  $\mu$ g/1; Tab. 1).

La cluster analysis condotta utilizzando solo le abbondanze dei taxa del macrobentos ha messo in evidenza un cluster che include 71 osservazioni; vi sono inserite, soprattutto, le stazioni più a valle dei due torrenti, nessuna specie è presente con densità superiore alla media, mentre alcuni taxa presentano densità significativamente inferiori. Gli altri clusters includono solo poche osservazioni (Tab. 2) che comprendono stazioni a monte del torrente Acqualba. Come si può osservare (Tab. 3), esiste un notevole disaccordo tra la classificazione ottenuta utilizzando le variabili fisico-chimiche e quelle biologiche; il valore di  $\chi^2$  è pari a 51,11 con 49 G.L. (Feoli et al., 1982).

L'analisi discriminante ha dato i seguenti risultati: 7 taxa (Tab. 4) sono discriminanti fra gli 8 gruppi di rilevamenti. I coefficienti delle funzioni discriminanti ed i centroidi dei gruppi delle medesime (Tab. 4) mettono in evidenza rispettivamente i taxa più discriminanti e i gruppi più discriminanti. In particolare, la funzione discriminante separa da tutti gli altri il cluster 6, che include stazioni con temperatura media elevata (15,2°C, Tab. 1), conducibilità assai alta ( $\mu$ S 294) e COD di 23,5 mg/1 O<sub>2</sub>, a causa dell'elevata densità di alcuni Chironomidi (<u>E. claripennis</u> ed <u>E. olivaceus</u>). La 2<sup>a</sup> funzione discriminante contrappone il cluster 2 (con temperatura dell'acqua pari a 3,8°C, conducibilità di 28,2  $\mu$ S) ai clusters 7-8, che presentano temperatura media più elevata (10,9°C) e concentrazioni di cromo assai alte; i taxa più discriminanti sono qui il plecottero <u>Amphinemura</u> sp., che è abbondante nel cluster 2, ed i coleotteri <u>E. angustatus</u> ed <u>H. italica</u> che sono più abbondanti nel cluster 7 (tab. 5). La 3<sup>a</sup> funzione discriminante, infine, contrappone i cluster 5-6 al 7, per l'abbondanza di <u>E. ignita</u> nei clusters 5-6.

## DISCUSSIONE

La differenza risultata tra analisi chimico-fisiche e biologiche è dovuta al fatto che le prime operano una discriminazione più particolareggiata nelle stazioni a valle, mentre le seconde separano

	7	5	2	4	6	8	3	1
1	26	19	14	4	4	2	1	1
3	0	5	12	0	0	0	O	0
7	3	0	5	0	0	0	0	0
2	1	1	4	0	0	0	0	0
8	3	0	0	0	0	0	0	0
5	0	2	0	O	0	0	0	0
6	0	2	0	0	0	0	0	0
4	0	1	0	0	Ō	0	0	0

Tab. 3 - Confronto tra risultati dell'analisi dei clusters condotta sulle variabili fisicochimiche e sulle variabili biologiche  $\chi^2$ =51.1. Le colonne sono i clusters fisico-chimici, le righe quelli biologici. In ogni casella è riportato, il n° di osservazioni che appartengono contemporaneamente ad un determinato cluster fisico-chimico e biologico.

Funzione nº	Autoval	ore va	۹ rianza	% var. cumulativa	Wilk'\	x <sup>2</sup>	G.L. S	lignifica- lività
1	1.1	0	46.6	46.6	.17	176	62	.00
2	. 7	2	30.7	77.3	.37	101	30	.00
3	. 4	3	10.2	95.5	.63	46	20	.00
4	. 1	0	4.1	99.6	.90	10	12	.59
5	.0	1	.4	100.0	.99	1	6	.99
Coefficienti delle funzioni	discrim	inanti	l.	Incremento	Valori (	dei centroidi	dei grup	oi sulle pr
standardizzati,dopo rotazio	ne varim	ax		V-RAO	me 3 fur	nzioni discri	minanti	2
standardizzati,dopo rotazio	ne varim 1	ax 2	3	V-RAO	me 3 fur	nzioni discri 1	minanti 2	3
standardizzati,dopo rotazio Amphinemura sp.	ne varim 1 .05	2 1.31	3 .36	<b>V-RAO</b> 72	me 3 fur	nzioni diseri 1	minanti 2	3
standardizzati,dopo rotazio Amphinemura sp. Baetis gemellus	ne varim 1 .05 10	2 1.31 02	3 .36 ~.07	V-RAO 72 11	me 3 fur 2	nzioni discri 1 23	minanti 2 1,19	3
standardizzati,dopo rotazio Amphinemura sp. Baetis qumellus Ephemerella ignita	ne varim 1 .05 10 07	2 1.31 02 .19	3 07 1.14	V-RAO 72 11 43	me 3 fur 2 3	nzioni discri 1 23 19	minanti 2 1.19 50	3 29 22
standardizzati,dopo rotazio Amphinemura sp. Baetis gemellus Ephemerella ignita Esolus angustatus	ne varim 1 .05 10 07 09	2 1.31 02 .19 47	3 07 1.14 37	V-RAO 72 11 43 11	me 3 fur 2 3 4	nzioni discri 1 23 19 16	minanti 2 1,19 -,50 -,21	3 29 22 15
standardizzati,dopo rotazio Amphinemura sp. Baetis gemellus Ephemerella ignita Esolus angustatus Rydraena italica	ne varim 1 .05 10 07 09 .10	2 1.31 02 .19 47 11	3 07 1.14 37 13	V-RAO 72 11 43 11 24	me 3 fur 2 3 4 5	23 19 16 00	minanti 2 1.19 50 21 38	3 29 22 15 1.01
standardizzati,dopo rotazio Amphinemura sp. Baetis gomellus Ephemerella ignita Esolus angustatus Hydraena lizalica Eukiefferiella claripennis	ne varim 1 .05 10 07 09 .10 .77	2 1.31 02 .19 47 11 03	3 07 1.14 37 13 .08	V-RAO 72 11 43 11 24 35	me 3 fur 2 3 4 5 6	1 23 19 16 00 4.37	minanti 2 1.19 50 21 38 49	3 29 22 15 1.01 .55
standardizzati,dopo rotazio Amphinemura sp. <u>Haetis gemellus</u> <u>Ephemerella ignita</u> <u>Esolus angustatus</u> <u>Hydraena italica</u> <u>Bukiefferiella claripennis</u> Eudactylocladius olivaceus	ne varim 1 .05 10 07 09 .10 .77 .76	2 1.31 02 .19 47 11 03 .00	3 07 1.14 37 13 .08 01	V-RAO 72 11 43 11 24 35 44	me 3 fur 2 3 4 5 6 7	1 23 19 16 00 4.37 25	minanti 2 1.19 50 21 38 49 78	3 29 22 15 1.01 .55 63

Tab. 4 – Risultati dell'analisi della discriminazione multipla (step-wise analysis)

luster] n°	Amphi= nemura sp.	Baetis gemellus	Ephemerella ignita	<u>Esolus</u> angustatus	Hydraena italica	Eukiefferiella claripennis	Eudactyl. olivaceus
1	-		-	-	-	-	-
2	1.00	.83	.00	1.13	.44	.01	.00
3	.00	.00	.00	.00	.00	.00	.00
4	.12	.00	.00	.00	.08	.00	.00
5	.20	.77	.74	. 76	.55	.08	.00
6	.00	.23	.25	.00	.00	.50	.25
7	.08	.91	.00	.53	.45	.01	.00
8	.00	.00	.00	.24	.00	.00	.00

Tab. 5 - Valori medi (dati trasformati in log (x+1)) dei taxa più discriminanti nei gruppi definiti dall'analisi dei clusters condotta utilizzando le variabili fisico-chimiche.

meglio gruppi di stazioni a monte(Tab. 2). L'elevato grado di inquinamento delle stazioni a valle è bene evidenziato da misure di COD e cromo esavalente disciolto, mentre non lo è altrettanto dalla analisi tassonomica in quanto agisce soprattutto nel senso di una drastica riduzione di specie. Ciò è vero in particolare per quanto riguarda Plecotteri ed Efemerotteri, nel caso dei Coleotteri e dei Chironomi di invece dato che esistono alcune specie tolleranti sia all'inquinamento organico che tossico da cromo, è possibile caratterizzare, almeno parzialmente, anche alcune stazioni inquinate. La temperatura dell'acqua, espressione del ciclo stagionale, separa nettamente i clusters (Tab. 1): le diverse abbondanze dei taxa osservate nei diversi clusters (Tab. 5) sono pertanto in parte imputabili alla vicenda stagionale, con massimi di specie stenoterme fredde nei mesi invernali (cluster 2 ad esempio); tuttavia, confrontando i clusters 7-8 (Tab. 1), si osservano sostanziali differenze soprattutto nei valori di cromo esavalente disciolto; si può pertanto concludere che le specie come <u>E. ignita</u>, che presentano differenze in questi due gruppi di osservazioni, possono essere considerate sensibili alle concentrazioni elevate del metallo.

### BIBLIOGRAFIA

- Bielli E., M. Cotta Ramusino, B. Rossaro, F. Segrada 1978. Inquinamento e variazioni del benthos in un torrente subalpino (torrente Acqualba, prov. di Novara). <u>Ist.</u> <u>Lomb. (Rend. Sc.)</u> B., 112: 17-61
- Cotta Ramusino M., G. Pacchetti, A. Lucchese 1981. Influence of Chromium (VI) upon Stream Ephemeroptera in the Pre-Alps. <u>Bull. Environm. Contam. Toxicol.</u>, 26: 228-232
- Feoli E., M. Lagonegro, A. Zampar 1982. <u>Classificazione e ordinamento della</u> <u>vegetazione.</u> Metodi e programmi di calcolo. CNR AQ/5/35: 1-192.
- Ghetti P.F. & G. Bonazzi 1981. <u>I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua.</u> Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/127, Roma, 175 pp.
- King. J.M. 1981. The distribution of invertebrate cummunities in a small South-African river. <u>Hydrobiol.</u>, 83(1); 43-66.
- Norman H.N., C. Hadlai Hull, J.G. Jenkins, K. Steinbrenner, D.H. Bent 1975. <u>S.P.S.S.</u> <u>Statistical Package for the Social Sciences</u> 2nd ed. Mc Graw-Hill Book Company, New York, 675 pp.
- Wasson J.G. 1977. Quelques aspects de l'écologie d'une rivière polluée: l'Isère dans la région de Grenoble. <u>Trav. Lab. Hydrobiol Grenoble</u>, 66-78: 119-161.
- Wishart D. 1978. <u>CLUSTAN</u>. Program Library Unit, Edinburgh, 175 pp.

# COMPOSIZIONE DELLA POPOLAZIONE BATTERICA ETEROTROFICA DI ALCUNI SEDIMENTI MARINI COSTIERI (+)

### E. CRISAFI, L.S. MONTICELLI.

Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina - Università di Messina

### SUMMARY

The results of a taxonomic study on the aerobic etherotrophic bacterial population of coastal marine sediments sampled in Messina Straits, Southern Thyrrenian Sea, Sicily Channel and Northern Ionian Sea are referred.

Bacterial strains genus identification was performed according to the scheme of Scholes and Shewan (1964). We have identified, as a whole, 269 strains from 6 marine sediments.

<u>Bacillus</u> sp., <u>Micrococcu</u>s sp. and Coryneforms group were considered to be prevalent..

### INTRODUZIONE

Come puntualizzato da vari Autori (Kriss A.E., Mishustina I.E., Mitskevich N., Zemtsova E.V., 1967; Rodina A.G., 1972; Genovese S., 1981) un determinato ambiente marino è caratterizzato da una peculiare popolazione batterica, dipendente da un insieme di fattori propri dell'ambiente stesso. E' interessante quindi studiare la naturale flora autoctona, non solo in termini di biomassa o di potenziale attività fisiologica, ma anche dal punto di vista della sua composizione in specie.

Nel Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, in cui da lungo tempo vengono condotte ricerche di ecologia microbica, è stato intrapreso un programma di ricerca per caratterizzare da un punto di vista tassonomico le popolazioni batteriche eterotrofe aerobie presenti nelle acque e nei sedimenti marini di alcune zone costiere dell'Italia meridionale. Primi risultati sull'argomento sono stati già riferiti da Monticelli e Crisafi (1983).

La presente nota riporta i risultati di un'indagine sulla flora batterica di alcuni sedimenti marini prelevati lungo le coste siciliane e la costa jonica calabrese.

### MATERIALI E METODI

I campioni di sedimento sono stati prelevati nel corso di. campagne di studio effettuate da ricercatori del Dipartimento nelle stazioni indicate in Fig. 1. In particolare i campioni delle stazioni A e B (campagne UNEP) sono stati prelevati mediante benna Van Veen avente una superficie di 273 cm<sup>2</sup> su un fondale di 7 metri, mentre nelle altre stazioni (campagne P.F. "Ambiente") è stato im-

(+) Ricerca parzialmente svolta nell'ambito del Progetto Finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente". Contratti n. 80.01741.90 e 81.01233.90.



Figura 1: Ubicazioni delle stazioni di prelievo

piegato, su fondali di circa 100 metri, un apparecchio similare avente però 1250 cm<sup>2</sup> di superficie di campionamento. L'aliquota da analizzare è stata prelevata mediante un tubo graduato sterile di vetro introdotto per tre centimetri nel sedimento indisturbato. I campioni sono stati trattati a bordo subito dopo il prelievo ponendo cura nello scartare la parte più superficiale venuta a contatto con la parete della benna. L'insemensamento è stato effettuato secondo la metodica dello "spread plate" (Bruck e Cleverdon, 1960) dopo diluizioni successive in acqua di mare sterile di un cc di sedimento. Le piastre allestite con i terreni "M" e ZoBell 2216E sono state incubate a 20-22 °C per 15 giorni.

Per quanto concerne le metodiche di isolamento e purificazione dei ceppi batterici ed il successivo studio tassonomico si rimanda a quanto descritto in precedenza da Monticelli e Crisafi (1983). Per l'identificazione sono stati seguiti Scholes e Shewan (1964) ed il Bergey's Manual (1974).

## RISULTATI E CONSIDERAZIONI

La composizione qualitativa della flora batterica dei sedimenti studiati è riportata nella Tab. 1.

La metodica utilizzata ha permesso l'identificazione del 76,9% dei ceppi batterici isolati. La percentuale di gram-positivi è stata del 36,1% mentre la componente gram-negativa ha costiuito il 46,1% dei ceppi esaminati. Il rimanente 17,8% ha mostrato caratteristiche di variabilità nei confronti della colorazione.

Il genere maggiormente rappresentato è risultato<u>Bacillus</u> sp. (33,8% del totale) in accordo peraltro a quanto riscontrato da altri Autori in campioni di sedimento prelevati nel Mare del Nord (Boeyé A.. Wavenbergh M., Aerts M., 1975; Dartevelle z., 1979) e negli oceani Atlantico (Bensoussan<u>et al.</u>, 1979) ed Indiano (Bensoussan<u>et al.</u>, 1981). Ben rappresentati anche <u>Micrococcus</u> sp. ed il gruppo dei Coryneforms (rispettivamente 11,9 e 11,5%). Gli Attinomiceti hanno costituito il 2,2% del totale dei ceppi isolati. Le percentuali ottenute per i suddetti ceppi gram-positivi trovano riscontro con i dati riferiti da Boeyè <u>et al.</u> (1975) per il Mare del Nord.

Tra i batteri gram-negativi sono stati riscontrati <u>Vibrio</u> (8,2%), <u>Pseudomonas</u> (4,8%), <u>Achromobacter-Alcaligenes</u> (2,6%) e <u>Flavobacterium-Cytophaga</u> (1,9%). Sono da segnalare ancora tra i gram-negativi bacilli e cocchi non identificabili che incidono sul totale dei ceppi rispettivamente per il 22,7 e per lo 0,4%.

I risultati ottenuti, se confrontati con quanto da noi già riferito (1983), mostrano un identico gradiente nei generi identificati in seno ai due raggruppamenti definiti dalla colorazione di gram. Sensibilmente più bassa è risultata però la componente gram-negativa. Tale differenza potrebbe essere in relazione al maggior numero di campioni e di ceppi esaminati.

2	e e			8 9 8 800					5 101	1000	
2	33,8	11,9	11,5	2,2	4,8	8,2	2,6	1,9	0,4	22,7-	
u	16	32	31	9	13	22	7	ŝ	C	19	269
2	47,6	0	9,5	0	14,3	0	0	0	4,8	23,8	
ц	10	0	2	0	e	0	0	0	, ii	2	21
2	0'05	32,0	12,0	0	0	8,0	0	0	0	8,0	
u	10	80	e	0	0	2	0	0	0	2	25
R	3,3	50,0	43,3	0	0	0	0	0	0	3,3	
ц	н	15	13	0	0	0	0	0	0	٦	30
24	73,7	0	0	6,3	3,8	1,3	6,3	0.0	0	8,8	
u	59	0	0	ŝ	e	н	S	o	0	~	80
20	10,8	4,3	10,8	1,1	3,2	20,4	2,2	4,3	0	43,0	
ď	10	4	10	H	ę	19	5	4	0	40	93
8	5,0	25,0	15,0	0	20,0	0	0	5,0	0	30,0	200
đ	1	5	ñ	0	4	0	0	Ч	0	9	20
GENERE	Bacíllus	Micrococcus	Coryneforms	Attinomiceti	Pseudomonas	Vibrio	Achromobacter Alcalígenes	Flavobacterium Cytophaga	Cocchi gram-negat.	Bacilli gram-negat. non identificati	Totale ceppi
	GENERE n Z n Z n Z n Z n Z n Z n Z n Z n Z n	GENERE      n      z <td>GENERE      n      z      z      z<td>GENERE      n      z<td>GENERE      n      z<td>GENERE      n      <math>\mathbb{Z}</math>      n</td><td>GENERE      n      <math>\mathbb{Z}</math>      n</td><td>GENERE      n      <math>\overline{z}</math>      n</td><td>GENERE      n      z<!--</td--><td>GENER      n      z<td>GENEREnZnZnZnZnZnZBacillus15,01010,85973,713,31047,69133,8Micrococcus525,044,3001550,0832,0003211,9Coryneforms315,01010,8001343,3312,029,53111,5Attinomiceti0011,1,156,30000062,2Pseudomonas420,033,233,312,000062,2Pseudomonas420,011,1,156,300000072,6Vibrio0011,34,30000072,68,2Achromobacter0011,30000072,68,2Achromobacter00000000072,68,2Actophaga15,044,30000072,6Actophaga15,031,1,30000072,6Actophaga15,044,300&lt;</td></td></td></td></td></td>	GENERE      n      z      z      z <td>GENERE      n      z<td>GENERE      n      z<td>GENERE      n      <math>\mathbb{Z}</math>      n</td><td>GENERE      n      <math>\mathbb{Z}</math>      n</td><td>GENERE      n      <math>\overline{z}</math>      n</td><td>GENERE      n      z<!--</td--><td>GENER      n      z<td>GENEREnZnZnZnZnZnZBacillus15,01010,85973,713,31047,69133,8Micrococcus525,044,3001550,0832,0003211,9Coryneforms315,01010,8001343,3312,029,53111,5Attinomiceti0011,1,156,30000062,2Pseudomonas420,033,233,312,000062,2Pseudomonas420,011,1,156,300000072,6Vibrio0011,34,30000072,68,2Achromobacter0011,30000072,68,2Achromobacter00000000072,68,2Actophaga15,044,30000072,6Actophaga15,031,1,30000072,6Actophaga15,044,300&lt;</td></td></td></td></td>	GENERE      n      z <td>GENERE      n      z<td>GENERE      n      <math>\mathbb{Z}</math>      n</td><td>GENERE      n      <math>\mathbb{Z}</math>      n</td><td>GENERE      n      <math>\overline{z}</math>      n</td><td>GENERE      n      z<!--</td--><td>GENER      n      z<td>GENEREnZnZnZnZnZnZBacillus15,01010,85973,713,31047,69133,8Micrococcus525,044,3001550,0832,0003211,9Coryneforms315,01010,8001343,3312,029,53111,5Attinomiceti0011,1,156,30000062,2Pseudomonas420,033,233,312,000062,2Pseudomonas420,011,1,156,300000072,6Vibrio0011,34,30000072,68,2Achromobacter0011,30000072,68,2Achromobacter00000000072,68,2Actophaga15,044,30000072,6Actophaga15,031,1,30000072,6Actophaga15,044,300&lt;</td></td></td></td>	GENERE      n      z <td>GENERE      n      <math>\mathbb{Z}</math>      n</td> <td>GENERE      n      <math>\mathbb{Z}</math>      n</td> <td>GENERE      n      <math>\overline{z}</math>      n</td> <td>GENERE      n      z<!--</td--><td>GENER      n      z<td>GENEREnZnZnZnZnZnZBacillus15,01010,85973,713,31047,69133,8Micrococcus525,044,3001550,0832,0003211,9Coryneforms315,01010,8001343,3312,029,53111,5Attinomiceti0011,1,156,30000062,2Pseudomonas420,033,233,312,000062,2Pseudomonas420,011,1,156,300000072,6Vibrio0011,34,30000072,68,2Achromobacter0011,30000072,68,2Achromobacter00000000072,68,2Actophaga15,044,30000072,6Actophaga15,031,1,30000072,6Actophaga15,044,300&lt;</td></td></td>	GENERE      n $\mathbb{Z}$ n	GENERE      n $\mathbb{Z}$ n	GENERE      n $\overline{z}$ n	GENERE      n      z </td <td>GENER      n      z<td>GENEREnZnZnZnZnZnZBacillus15,01010,85973,713,31047,69133,8Micrococcus525,044,3001550,0832,0003211,9Coryneforms315,01010,8001343,3312,029,53111,5Attinomiceti0011,1,156,30000062,2Pseudomonas420,033,233,312,000062,2Pseudomonas420,011,1,156,300000072,6Vibrio0011,34,30000072,68,2Achromobacter0011,30000072,68,2Achromobacter00000000072,68,2Actophaga15,044,30000072,6Actophaga15,031,1,30000072,6Actophaga15,044,300&lt;</td></td>	GENER      n      z <td>GENEREnZnZnZnZnZnZBacillus15,01010,85973,713,31047,69133,8Micrococcus525,044,3001550,0832,0003211,9Coryneforms315,01010,8001343,3312,029,53111,5Attinomiceti0011,1,156,30000062,2Pseudomonas420,033,233,312,000062,2Pseudomonas420,011,1,156,300000072,6Vibrio0011,34,30000072,68,2Achromobacter0011,30000072,68,2Achromobacter00000000072,68,2Actophaga15,044,30000072,6Actophaga15,031,1,30000072,6Actophaga15,044,300&lt;</td>	GENEREnZnZnZnZnZnZBacillus15,01010,85973,713,31047,69133,8Micrococcus525,044,3001550,0832,0003211,9Coryneforms315,01010,8001343,3312,029,53111,5Attinomiceti0011,1,156,30000062,2Pseudomonas420,033,233,312,000062,2Pseudomonas420,011,1,156,300000072,6Vibrio0011,34,30000072,68,2Achromobacter0011,30000072,68,2Achromobacter00000000072,68,2Actophaga15,044,30000072,6Actophaga15,031,1,30000072,6Actophaga15,044,300<

Tabella 1: Distribuzione per generi della popolazione batterica dei campioni esaminati.

Pur avendo osservato sensibili differenze nella composizione qualitativa e quantitativa della popolazione batterica dei differenti campioni ci sembra prematuro voler tentare relazioni con le caratteristiche topografiche, tessituraii e chimiche dei sedimenti esaminati. Le presenti ricerche saranno proseguite a tal fine nello spirito della ecologia microbica.

### BIBLIOGRAFIA

- Bensoussan, M., A. Bianchi, M. Bianchi, A. Boudabous, M.L. Lizzaraga-Partida, D. Marty, S. Roussos. 1979. Bactériologie des eaux et des sédiments profonds en Atlantique intertropical est. I. Distribution et structure des populations bactériennes. In: <u>Géochimie organique des sediments marins profonds</u>, Orgon III, Maurianie, <u>Sénegal, iles du Cap Vert.</u> C.N.R.S. ed., Paris,13-25.
- Bensoussan, M., A. Bianchi, J.L. Bonnefont, A. Boudabous, D. Marty, L. Sohier. 1981. Les communautés bactériennes des eaux et des sédiments profonds du Golfe d'Amen et de la Mer d'Oman. I. Distribuiton. In: <u>Géochimie organique des sediments marins profonds, Orgon IV, Golfe d'Aden, Mer d'Oman. C.N.R.S. ed., Paris, 13-22.</u>
- Buchanan, R.E. and N.E. Gibbons (eds.). 1974. <u>Bergey's manual of determinative</u> <u>bacteriology</u>. 8 th. ed. Baltimore: Williams and Wilkins, 1268.pp.
- Boeyé, A., M. Wayenbergh and M. Aerts. 1975. Density and composition of heterotrophic bacterial populations in North Sea sediments. <u>Mar. Biol.</u>, 12: 263-270.
- Buck, J.D. and R.C. Cleverdon. 1960. The spread plate as a method for the enumeration of marine bacteria. <u>Limnol. Oceanogr.</u>, 5: 78-80.
  Dertavella, Z. 1970. La flora microbianne seprenbute du film de surface des

Dartevelle, Z. 1979. La flore microbienne saprophyte du film de surface des sédiments cotiers, mer du Nord. <u>Rapp. Comm. int. Mer Médit.</u>, 25/26: 19-21.

- Genovese, S. 1981. Distribuzione microbica negli ambienti marini in rapporto alle condizioni idrologiche. <u>Math. Models Mar. Ecosystem</u> Messina Oct. 1978, 41-48.
- Kriss, A.E., I.E. Mishustina, N. Mitskevich and E.V. Zemtsova. 1967. Microbial population of Oceans and Seas. E. Arnold. Publ., London, 287 pp.
- Monticelli, L.S., E. Crisafi. 1983. Sulla identificazione di batteri eterotrofici aerobi isolati da acque e sedimenti marini. <u>Atti IV Cogresso AIOL</u>,16-1 16-8.
- Rodina, A.G. 1972. Methods in aquatic microbiology. Univ. Park Press, Baltimore, 461 pp.
- Scholes, R.B., J.M. Shewan. 1964. The present status of some aspects of marine microbiology. Adv. Mar. Biol., 2: 133-169.

# STUDIO DEI SEDIMENTI DEL GOLFO DI POZZUOLI: 1) INDIVIDUAZIONE DELLE FACIES GRANULQMETRICHE (+)

# V. DAMIANI°, F. SERENA°°, E. AMBROSANO°, S. DE ROSA°, P. CIAVOLELLA°°

° Istituto "G. Donegani" Centro Ricerche Napoli °° Université de Genève Laboratoire de Geologie.

### SUMMARY

Sedimentological results concerning fifty-six surface-sediment samples taken in the Gulf of Pozzuoli (Naples) between Capo Miseno and Posillipo are reported of use for accurately assessing pollution levels in the area. There are three petrographic components prevailing in the Gulf: a vitrous one in which volcanic glass is accompained by slag of industrial origin, a detrial one constituted by both light and heavy minerals and by rock fragments, and a biodetrial one both benthonic and planktonic in origin. Results of granulometric analyses enable the sample to be classified into three groups characterized by different granulometric facies and whose distribution in the Gulf is apparently controlled by the coast morphology, the floor bathymetric profile, and the prevailing hydrodynamical conditions.

#### INTRODUZIONE

Questo studio è parte di una più ampia ricerca condotta sui sedimenti del Golfo di Napoli al fine di caratterizzarli dal punto di vista sia sedimentologico che chimico e microbiologico. Nel presente lavoro vengono esposti i risultati sedimentologici relativi all'area del Golfo di Pozzuoli per fornire una descrizione dettagliata della distribuzione delle facies granulometriche che consenta una più completa interpretazione dei fenomeni di accumulo di metalli pesanti verificatisi nei sedimenti.

<sup>(+)</sup> Lavoro eseguito nell'ambito del Progetto Finalizzato "Oceanografia e Fondi Marini" del C.N.R.

Il Golfo di Pozzuoli appartiene al sistema vulcanico nominato "Campi Elegrei". In questo bacino tettonicamente attivo trovano sede, lungo le coste, importanti insediamenti urbani, industriali e ricreazionali e nelle sue acque si praticano attività di mitilicultura e di pesca di molluschi.

Dato il molteplice utilizzo di questo corpo d'acqua, è stato sempre necessario conoscere a fondo le condizioni ambientali ed i fenomeni cui è soggetto - Colantoni et al. (1972); Muller et al. (1958) -. Questo studio in tende fornire le informazioni sedimentologiche utili per un'accurata valutazione dei suoi livelli di contaminazione.

### MATERIALI E METODI

Nell'agosto del 1979 sono stati prelevati 56 campioni di sedimenti marini superficiali, con una benna tipo Shipek installata a bordo della motobarca "Rinaldo Dohrn"della Stazione Zoologica di Napoli. Ci si è riferiti ad una griglia di campionamento chilometrica partendo da un punto di coordinate LAT. N 40°47'21", LONG. E 14° 06'00" (Staz. 32). Tale griglia è stata infittita in prossimità dell'area industriale di Bagnoli per avere in quella zona una più accurata descrizione delle distribuzioni areali delle variabili esaminate (Fig. 1).

Le analisi granulometriche di tutti i campioni sono state condotte per setacciatura ad umido per le frazioni più grossolane (D>0.0625 mm) e con l'ausilio di un



Fig. 1 Stazioni di campionamento.

conta-particelle Coulter Counter TA (Coulter Electronics 1974) per la determinazione delle frazioni fini.

I dati ottenuti sono stati elaborati al calcolatore UNIVAC 1108 dell'Università di Ginevra utilizzando un opportuno programma di calcolo che oltre a determinare le percentuali in peso di ghiaia, sabbia, silt e argilla - Wentworth (1922) -, fornisce i parametri statisti ci relativi alla distribuzione granulometrica di ogni singolo campione. Lo stesso insieme di dati è stato sottoposto ad un' analisi della varianza del sistema utilizzando il programma "ORDINATION" di Davaud (1976), che rappresenta graficamente i coefficienti positivi della matrice di correlazione, traformandoli in distanze, ed il programma di analisi gerarchica (Cluster Analysis) "CLUST" di Parks (1970) che rappresenta i campioni in un dendogramma che ne consente il raggruppamento in famiglie.

Per una prima analisi mineralogica qualitativa, sono stati esaminati a microscopio 11 campioni di sedimenti superficiali, opportunamente selezionati, per riconoscere le principali componenti mineralogiche presenti nell'area.

### RISULTATI

La distribuzione dei punti rappresentativi dei campioni nel diagramma ternario sabbia/silt/argilla (Fig. 2) evidenzia la maggiore presenza nei sedimenti superficiali del Golfo di Pozzuoli, delle frazioni più grossolane (sabbia e silt). L'argilla è molto scarsa e non supera mai il 13% del totale il che è imputabile alla recente formazione del complesso vulcanico flegreo che ne costituisce il bacino imbrifero e non ha ancora prodotto in seguito ai processi di erosione, particelle molto fini.



La batimetria riportata in Fig. 3a e la distribuzione del diametro medio e delle frazioni sabbiosa, siltosa e argillosa nelle Figg. 3b, 3d, 3e, e 3f mostrano come la granulometria dei sedimenti sia controllata dalla morfologia costiera e dall'andamento batimetrico dei fondali, mentre la presenza della ghiaia (Fig. 3c) è limitata a quelle zone del litorale caratterizzate da una costa alta, ad eccezione dell'area innanzi alla foce del lago d'Averno a testimonianza degli effetti della

Fig. 2 Diagramma triangolare: Sabbia/Silt/Argilla.



Fig. 3: Batimetria (a); Distribuzione areale del diametro medio (b), della ghiaia (c), sabbia (d), silt (e), argilla (f) nel Golfo di Pozzuoli.



Fig. 4 "ORDINATION della matrice di correlazione

rottura del collettore di Cuma verificatasi nel 1978.

In Fig. 4 sono riportati i punti rappresentati delle diverse classi granulometriche che compongono ogni campione di sedimenti, come li colloca in un piano il programma "ORDINATION" di Davaud (1976)che fa sì che le loro distanze reciproche siano proporzionali alle correlazioni mutue.

Si possono identificare quattro gruppi di classi granulometriche: il primo (1) rappresentativo delle sabbie grossolane e della ghiaia (D>0,250 mm), il secondo (2) delle sabbie

medio-fini (0,063 mm < D < 0,250 mm), ed un ultimo distinguibile in due sottogruppi, a sua volta rappresentativo del silt (3) e del silt fine con argilla (4).

Ogni campione dei sedimenti del Golfo di Pozzuoli è risultato costituito da differenti proporzioni di queste quattro popolazioni granulometriche: la prima, più grossolana, trae origini dagli apporti detritici costieri e dal biodetritismo carbonatico costituito da resti di lamellibranchi e gasteropodi; la seconda da vetro vulcanico, largamente presente nei sedimenti superficiali di tutto il Golfo ed in quantità minore da materiale detritico e biodetritico (Foraminiferi); l'ultima, più sottile, rappresentativa degli apporti più fini (minerali delle argille).

Le osservazioni al microscopio dei sedimenti superficiali hanno consentito di distinguere in ognuno di essi tre componenti principali:

- una componente vetrosa, costituita prevalentemente da vetro vulcanico (vetro chiaro) e scorie (vetro scuro);

- una componente detritica, costituita da minerali leggeri e pesanti e da frammenti di rocce;

- una componente biodetritica costituita da resti di origine sia bentonica che planctonica.

La componente vetrosa risulta essere quella maggiore, raggiungendo anche i 60 - 80% nei campioni : di questa i



Fig. 5 Analisi gerarchica (basata sulle % in peso)

i vetri chiari sono, di origine vulcanica, mentre quelli scuri sono stati idenficati come scorie di origine industriale. Nella componente detritica sono stati individuati granuli di quarzo, feldspati, carbonati e minerai i pesanti (prevalentemente ferrosi) mentre la componente biodetritica è risultata costituita sia da resti materiale bentonico di (lamellibranchi, gasteropodi, echinodermi) che da gusci di foraminiferi per lo più integri.

La differente proporzione del le tre componenti individuate in ogni campione è risultata espressione della diversa entità degli apporti terrigeni naturali ed antropici e di quella dell'attività biologica (biodetrismo).

La cluster analysis, il cui dendrogramma è riportato, in Fig. 5, e lo studio delle curve cumulative dei campioni esaminati (Fig. 6), hanno consentito di individuare, nei sedimenti del Golfo di Pozzuoli, tre facies granulometriche, di cui due suddivisibili in tre sub-facies, associabili ad un ambiente di sedimentazione a livelli di rocedendo dalla facies A alla C

energia diversi, decrescenti procedendo dalla facies A alla C.

La facies A, costituita da 22 campioni, appare caratteristica di ambienti dominati dai maggiori livelli di energia ed è distinguibile, in base alle diversità presenti negli andamenti delle curve cumulative, nella sub-facies Al (4 campioni) ove prevalgono sabbi e grossolane e ghiaia, nell'AZ (6 campioni) caratterizzata da composizioni granulometriche variabili e nella A3 (12 campioni) dove prevalgono le sabbie medio-fini.

La facies B, caratterizzata da un regime idrodinamico variabile, è costituita da 21 campioni ed è anch'essa divisa in sub-facies: nella B1 (7 campioni) in cui sono presenti, con le sabbie, anche piccole quantità di ghiaia, nella sub-facies B2 (8 campioni) costituita da sabbie medio-fini e silt, e nella B3 (6 campioni) caratterizzata prevalentemente da silt e da tracce di argilla.





Fig. 6 Facies e sub-facies granulometriche



Fig. 7 Distribuzione areale delle facies granulometriche.

La presenza di argilla contraddistingue la facies C (13 campioni), i cui sedimenti sono dominati dalla frazione siltosa, rappresentativi di un ambiente di deposizione poco perturbato e a bassa energia.

In Fig. 7 è riportata la distribuzione areale di queste facies nel Golfo di Pozzuoli ove si può osservare la prevalete zonazione della facies A nell'ambiente litorale, della facies B sia in ambiente litorale più protetto che in quello più distale, e della facies C in ambiente di tipo batiale.

### DISCUSSIONE

La caratterizzazione dei sedimenti superficiali del Golfo di Pozzuoli ha consentito di evidenziare oltre che la recente età di formazione del bacino afferente, l'origine prevalentemente vulcanica dei sedimenti, gli effetti degli apporti detritici di origine antropica provenienti dalla zona industriale ed il regime idrodinamico particolarmente intenso nelle zone costiere.

I sedimenti sono risultati costituiti prevalentemente da: una componente vetrosa in cui al vetro vulcanico si accompagnano scorie di origine industriale, una componente detritica costituita da minerali leggeri e pesanti e da frammenti di roccia, e da un ultima componente bio-detritica sia bentonica che planctonica.

E' stato possibile distinguere raggruppando i campioni esaminati in famiglie, tre diverse facies granulometriche: una tipica di ambienti litorali, distribuita prevalentemente lungo la linea di costa e la cui distribuzione granulometrica risulta controllata dalla morfologia costiera che crea aree più o meno protette; una seconda caratteristica di un ambiente di sedimentazione di tipo batiale dominato da un regime idrodinamico debole e non perturbato; ed una terza di transizione tra le due precedentemente descritte, soggetta ad un regime idrodinamico variabile.

### RINGRAZIAMENTI

Gli autori ringraziano la dott. Ornella Ferretti del Dipartimento di Protezione Ambientale del ENEA-Casaccia per l'aiuto prestato nell'indagine petrografica.

## BIBLIOGRAFIA

- Colantoni, P., M. Deal Monte, A.Fabbri, P. Gallignani, E. Selli, L. Tomadin. 1972. Ricerche geologiche nel Golfo di Pozzuoli. In: <u>"Relazione sui rilievi effettuati</u> <u>nell'area Flegrea, del 1970-71"</u>. C.N.R. ed., Quad. "La Ricerca scientifica, 83: 26 - 44.
- Davaud, E. 1976. Contribution a l'étude géochimique et sédimentologique des dépôts lacustres recents (Lac de Morat, Suisse). <u>Thèse N° 1745, Univ. Genève</u>, 129 pp. Muller, G. 1958. Vie Rezenten Sedimenta im Golf von Neapel 1 : Vie Sedimente des Golfes von Pozzuoli, Geo 1. Rundschau, 47: 117 150

- Parks, J.M. 1970. Fortran IV program for Q-mode cluster analysis on distance function with printed dendrogram. <u>Computer contribution N°46</u>, <u>State geol.Surv. Univ.</u> <u>Kansas.</u> Lawrence, 32 pp.
- Papiri, F. 1980. Les sédements del Baies de Nice et de Villefranche-surmer:(Méditerranée, France). Etude sèdimentologique et geochimique. <u>Thèse N°</u> <u>1990, Univ. Genève</u>, 139 pp.
- Wentworth, C.K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. J. Geol., 30: 377 392.