ATTI DEL 9° CONGRESSO

DELLA

ASSOCIAZIONE ITALIANA DI OCEANOLOGIA E LIMNOLOGIA

S. Margherita Ligure 20 -23 Novembre 1990

a cura di

Giancarlo Albertelli, Walter Ambrosetti
Mauro Piccazzo e Teresa Ruffoni Riva

E

ATTI

DELL'ASSOCIAZIONE ITALIANA

DI

OCEANOLOGIA E LIMNOLOGIA

(A.I.O.L.)

(dal 1° Gennaio 1989 al 31 Dicembre 1990)

Volume stampato con il contributo
del Consiglio Nazionale delle Ricerche

Genova 1992

Ditta Giuseppe Lang s.r.l.
Arti Grafiche
Salita delle Fieschine, 30 r.
16122 Genova

A.I.O.L.

CONSIGLIO DI PRESIDENZA

per gli anni 1989-1990

Presidente	RICCARDO DE BERNARDI
Consiglieri	GIANCARLO ALBERTELLI GIOVANNI PAOLO FANZUTTI SERENA FONDA UMANI PAOLA GIORDANI MAURO PICCAZZO MARIO TOMASINO
Segretario	WALTER AMBROSETTI

PRESENTAZIONE

Con la pubblicazione di questo volume che raccoglie gli atti del suo IX Congresso Nazionale, l'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia dimostra di aver raggiunto un grado di maturità scientifica e di presenza nella ricerca oceanologica e limnologica certamente apprezzabili anche se non ancora pari alle esigenze del Paese.

Un obbiettivo è certamente stato raggiunto, quello di operare un maggior raccordo ed un più vivace scambio di conoscenze tra coloro che in Italia si occupano dello studio del mare, dei suoi problemi ambientali e di un razionale utilizzo delle sue risorse. Pur tuttavia è ancora da lamentare una non indifferente dicotomia di interessi, pur nello studio di problemi affini, tra coloro che si occupano di mari e coloro che si occupano di laghi, quasi che le differenti salinità degli ambienti si ergano a barriera scientifica ed intellettuale. Su questo aspetto il lavoro futuro dell'Associazione si dovrà indirizzare per creare una integrazione sempre più proficua e produttiva tra i cultori delle differenti discipline.

Con la mente rivolta a questo obbiettivo non può che destare soddisfazione il presentare questo corposo volume nel quale attraverso i testi delle relazioni e delle comunicazioni presentati al IX Congresso Nazionale si possono ritrovare tutta la potenzialità culturale che anima questi settori della ricerca italiana in campo ambientale e la grande varietà di espressioni scientifiche che la animano.

Certamente con esso si presentano alle giovani leve, che si avvicinano alla ricerca in campo ambientale, importanti spunti di riflessione e di approfondimento, e a coloro che hanno il compito di gestire la risorsa acqua un contributo scientificamente corretto alla pianificazione di risposte valide per la soluzione dei numerosi e gravi problemi che ancora affliggono i mari, i laghi ed i fiumi italiani.

Riccardo de Bernardi

L'associazione desidera ringraziare il Comune di Santa Margherita Ligure per aver messo a disposizione Villa Durazzo e la Ditta Informatica Bottazzi di Rapallo per l'assistenza tecnica fornita durante lo svolgimento del Congresso.

ATTI

DEL IX CONGRESSO NAZIONALE

della

ASSOCIAZIONE ITALIANA DI

OCEANOLOGIA E LIMNOLOGIA

(A.I.O.L.)

S. Margherita Ligure 20-23 Novembre 1990

ELENCO DEI PARTECIPANTI AL IX CONGRESSO A.I.O.L.

S. Margherita Ligure 20-23 Novembre 1990

ATRO' Silvia	Dip. di Genetica, Sez. Ecologia, Università, Pavia
ALBERTELLI Giancarlo	Dip. Biol. Animale, Ecol. Marina, Univ., Messina
ALBERINI Carlo	Università, Urbino
ALLEGRA Antonina	C.N.R.-Istituto Talassografico, Messina
AMORE Concetto	Ist. Oceanologia e Paleolimnologia, Univ., Catania
AMBROSETTI Walter	C.N.R.-Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza
ARGENTESI Flavio	C.C.R-Euratom, Ispra
ARNAUD PatrickM.	Centre Océanol.MarseiUe-Stat.Marine d'Endoume
ARTEGIANI Antonio	C.N.R.-I.R.Pe.M., Ancona
BARBANTI Luigi	C.N.R.-Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza
BARONE Rossella	Dipartimento Scienze Botaniche, Università,Palermo
BASSO Daniela	Dipartimento Scienze della Terra, Università,Milano
BATTAGLIA Bruno	Istituto di Biologia Animale, Università, Padova
BAUDO Renato	C.N.R.-Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza
BELLOTTI Piero	Dip. Scienze della Terra, Univ. La Sapienza, Roma
BIANCHI Carlo Nike	ENEA-CREA, S. Teresa La Spezia
BISOL Paolo Maria	Dipartimento di Biologia, Università, Padova
BOERO Ferdinando	Dipartimento di Biologia, Università, Lecce
BOLDRIN Alfredo	C.N.R.-Istituto Biologia del Mare, Venezia
BONI Laurita	Dipartimento di Biologia, Università, Bologna
BORSETTI AnnaMaria	Via Di Dalmasio, Bologna
BREGANT Davide	C.N.R.-Ist. Sperimentale Talassografico, Trieste
BRUNI Vivia	Dip. Biologia Animale, Ecol. Marina, Univ.,Messina

GAGNOLI Erica	Via Garibaldi, S. Terenzo La Spezia
CALLIERI Cristiana	C.N.R.-Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza
CALVO Sebastiano	Dipartimento Scienze Botaniche, Università,Palermo
CAMBIAGHI Massimo	C.I.S.E. S.p.A., Segrate, Milano
CANESI Laura	Via Salgati, Genova Pegli
CAROLLO Alfredo	C.N.R.-Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza
CARRADA Giancarlo	Stazione Zoologica di Napoli
CASAZZA Gianna	Università, Genova
CASTELLUCCIO Giuseppe	ENEA, Policoro Matera
CATALANO Giulio	C.N.R.-Ist. Sperimentale Talassografico, Trieste
CATTANEO Riccardo	Istituto di Zoologia, Università, Genova
CATONI Elena	Via Rodi, Genova
CINELLI Francesco	Dipartimento Territorio Ambiente, Università, Pisa
CICERI Giovanni	C.I.S.E. S.p.A., Segrate, Milano
CIOCE Fabrizio	C.N.R.-Istituto di Biologìa del Mare, Venezia
COCITO Silvia	ENEA, S. Teresa, La Spezia
COLANTONI Paolo	C.N.R.-Istituto Geologia Marina, Bologna
COLOMBO Bruno	Carlo Erba Strumentazione, Rodano, Milano
CORRADI Nicola	Dip. Scienze della Terra, Università, Genova
CORSELLI Cesare	Dipartimento Scienze della Terra, Università,Milano
COSTANZO Giuseppe	Dip. Biologia Animale, Ecol. Marina, Univ.,Messina
COVRE Stefano	Via Leopardi, La Spezia
CRISCIANI Fulvio	C.N.R.-IstSperimentale Talassografico, Trieste
CRISAFI Ermanno	C.N.R.-Ist.Sperimentale Talassografico, Trieste
CUNSOLO A.	ENEA-CREA, S. Teresa, La Spezia
DAMIANI Vincenzo	ENEA-CREA, S. Teresa, La Spezia
DE BERNARDI Riccardo	C.N.R.-Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza
DELLA CROCE Norberto	Ist. Scienze Ambientali Marine, S. Margherita

DE MAIO Arturo	Istituto Universitario Navale, Napoli
DE STROBEL Federico	Saclant Center, S. Bartolomeo, La Spezia
DI PIETRO Andrea	Carlo Erba Strumentazione, Rodano, Milano
ELEFTHERIOU A.	Institute of Marine Biology of Crete, Grecia
FABIANO Mauro	Istituto di Zoologia, Università, Cagliari
FANUCCI Francesco	Ist. di Geodinamica e Sedimentologia, Univ., Urbino
FANZUTTI Giovanni P.	Ist. di Geologia e Paleontologia, Univ., Trieste
FARANDA Francesco	Istituto Scienze Ambientali Marine, S. Margherita
FERRARA Romano	C.N.R.-Istituto di Biofisica, Pisa
FERRARI Ireneo	Istituto di Ecologia, Università, Parma
FERRARI Carla Rita	Regione Emilia Romagna, Cesenatico, Forlì
FERRETTI Ornella	ENEA, Roma
FIRPO Marco	Dip. Scienze della Terra, Università, Genova
FONDA UMANI Serena	Dipartimento di Biologia, Università, Trieste
FRACHE Roberto	Ist. Chimica Generale e Inorganica, Univ., Genova
GENCHI Gioacchino	Assessorato Reg. Territorio Ambiente, Palermo
GHIRARDELLI Elvezio	Dipartimento di Biologia, Università, Trieste
GIACOBBE Salvatore	Dip. Biologia Animale, Ecol. Marina, Univ.,Messina
GIORDANI Paola	C.N.R.-Istituto dì Geologia Marina, Bologna
GIUSSANI Gianluigi	C.N.R.-Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza
GOFFARD Anne	Unite d'Ecohydrodynamique, Univ. Liège, Belgio
GRASSO Sofia	Dip. Biologia Animale, Ecol. Marina, Univ.,Messina
GUERZONI Stefano	C.N.R.-Istituto di Geologia Marina, Bologna
GUGLIELMO Letterio	Dip. Biologia Animale, Ecol. Marina, Univ.,Messina
HECQ Jean Henri	Unite d'Ecohydrodynamique, Univ. Liège, Belgio
INNAMORATI Mario	Dip. di Biologia, Lab. Ecologia, Università, Firenze
LA PERLA Rosa Bruna	C.N.R.-Ist. Sperimentale Talassografico, Messina
LANGONE Leonardo	C.N.R.-Istituto di Geologia Marina, Bologna

LAZZARA Luigi	Lab. di Ecologia Vegetale, Università, Firenze
MAGAZZU' Giuseppe	Dip. Biologia Animale, Ecol. Marina, Univ.,Messina
MANCA Marina	C.N.R.-Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza
MANCUSO Amilcare	Via Rigola, Genova
MANZONI Cinzia	Istituto di Ecologia, Università, Parma
MARINO Donato	Stazione Zoologica di Napoli
MARHNOTTI Walter	ENEL-CRTN, Milano
MASERTI Bianca Elena	C.N.R.-Istituto di Biofisica, Pisa
MAURILLO	Stazione Zoologica di Napoli
MAZZELLA Lucia	Stazione Zoologica di Napoli
MAZZOCCHI Maria G.	Stazione Zoologica di Napoli
MELIS Romana	Ist. di Geologia e Paleontologia, Univ., Trieste
MICHELATO Antonio	Osservatorio Geofisico Sperimentale, Trieste
MONTANARI Giuseppe	Regione Emilia Romagna, Cesenatico, Forlì
MORI Giovanna	Lab. di Ecologia Vegetale, Università, Firenze
MORRI Carla	Istituto di Zoologia, Università, Genova
MOSELLO Rosario	C.N.R.-Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza
NALDI Maria Chiara	Istituto di Ecologia, Università, Parma
NASELLI FLORES L.	Dip. Scienze Botaniche, Università, Palermo
NONNIS MARZANO F.	Dipartimento di Biologia, Università, Parma
OCCHIPINTI AMBROGI A.	Ist. di Ecologia Animale ed Etologia, Univ., Pavia
ORESTANO Carla	Dipartimento Scienze Botaniche, Università,Palermo
PAGNOTTA Romano	C.N.R.-Istituto Ricerca sulle Acque, Roma
PANE Luigi	Istituto Scienze Ambientali Marine, S. Margherita
PAPA Lorenzo	Via Padre Semeria, Genova
PEIRANO Andrea	CRE, Studio Prof. Associato, Lavagna, Genova
PERDICARO Renato	Laboratorio Centrale Idrobiologia, Roma
PIOVAN Giuliano	C.N.R.-Istituto Biologia del Mare, Venezia

PICCAZZO Mauro	Dip. Scienze della Terra, Università, Genova
PUGNETTI Alessandra	C.N.R.-Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza
PURINI Roberto	C.N.R.-I.F.A.,Roma
RABOTI Sandro	C.N.R.-Istituto Biologia del Mare, Venezia
RD3ERA Maurizio	Stazione Zoologica di Napoli
ROSSI Giorgio	ENEA, La Spezia
ROSSI Valerla	Istituto di Ecologia, Università, Parma
RUSSO Giovanni	Stazione Zoologica di Napoli
SAGGIOMO Vincenzo	Stazione Zoologica di Napoli
SCONFIETTI Renato	Dip. di Genetica e Microbiologia, Università, Pavia
SECHI Nicola	Istituto di Botanica, Università, Sassari
SECHI Patrizia	Istituto di Igiene, Università, Cagliari
SETTI Massimo	Dipartimento Scienze della Terra, Università, Pavia
SOCAL Giorgio	C.N.R.-Istituto Biologia del Mare, Venezia
STELLA Emilia	Dip. Biologia Animale, Università, Roma
TATICCHIMarial.	Istituto di Idrobiologia, Università, Perugia
TOMASI	Università di Genova
TOMASINO Mario	ENEL-D.S.R., Mestre, Venezia
TUNESI Leonardo	ICRAP, Roma
TUCCI Sergio	Dip. Scienze della Terra, Università, Genova
TRIULZI Cesare	Ist. di Zoologia e Radioecologia, Università, Parma
VACCA Sergio	Ente Autonomo del Flumendosa, Cagliari
VACCHI Marino	ICRAP, Roma
VAROTTO Vittorio	Dipartimento di Biologia, Università, Padova
VIAROLI PierLuigi	Istituto di Ecologia, Università, Parma
VIEL Monique	EPTA, La Spezia
ZINGONE Adriana	Stazione Zoologica di Napoli
ZUNINI SERTORIO T.	Ist. Scienze Ambientali Marine, S.Margherita

INDICE

Consiglio di Presidenza pag. I

Presentazione pag. III

Atti del IX Congresso Nazionale AIOL pag. V

Elenco dei Partecipanti al IX Congresso Nazionale AIOL pag. VII

RELAZIONI AD INVITO

ARNAUD P.M. - Attitudine ed adattamento degli invertebrati bentonici antartici. pag. 3

ELEFTHERIOU A. - Preliminary results of the macro benthos of the Eastern Mediterranean continental shelf, slope and abyssal plain. pag. 9

COMUNICAZIONI

COLANTONI P. - Evoluzione morfo-sedimentaria recente del Mare Adriatico. pag. 17

BREGANT D., ALLEGRA A., AZZARO F., CIVITARESE G., CRISAFI E., LA FERLA R., LUCHETTA A., RABITTI S. - Condizioni idrobiologiche nell'Adriatico meridionale. Aprile 1990. pag. 25

GIORDANI P., ASIOLI A., BORSETTI A.M., FRIGNANI M., LUCCHINI F. - Geochemical and biostratigraphic records of historical environmental stresses in sediments of North-Western Adriatic. pag. 35

FERRARA R., MASERTI B.E., MORELLI M. - Livelli di mercurio nelle acque, materiale particellato, plancton e sedimenti del Mare Adriatico. pag. 45

ALBEROTANZA L., CARBOGNIN L., RAMASCO C., T ARON I G. - Approccio statistico all'analisi dati sulla qualità delle acque della Laguna di Venezia. Sintesi delle caratteristiche del bacino centrale**.** pag. 55

GUERZONI S., QUARANTOTTO G., RAMPAZZO G. - Rapporto tra input atmosferico e fluviale di metalli pesanti nei Mari Adriatico e Tirreno. pag. 63

TATICCHI M. I., MANTILACCI L., ELIA A.C., TALESA V., PRINCIPATO G.B., GIOVANNINI E., ROSI G. - Stato trofico ed inquinamento in due ecosistemi lacustri. Possibile utilizzazione di dosaggi enzimatici nel monitoraggio ambientale pag. 71

SCONFIETTI R., AIRÒ S. - Misure sperimentali di produzione primaria in uno stagno mesotrofo sulla base delle variazioni nictemerali di ossigeno disciolto. pag. 81

VIAROLI P., ROSSI V., CLERICI A., MENOZZI P. - Caratteristiche litologiche ed idrochimiche dei principali laghi dell'Appannino Tosco-Emiliano: risultati preliminari (maggio-ottobre 1989). pag. 93

OCCHIPINTI AMBROGI A., ARLOTTI D. - Stato trofico di un ecosistema stagnale pavese: produzione primaria e nutrienti in soluzione. pag. 105

MANZONI C., ROSSETTI C,., VIAROLI P., FERRARI I., CAGNOLARO L. - Idrochimica e popolamenti zooplanctonici dei laghi e delle pozze del Monte Aiona (Appennino Ligure). pag. 119

ROSSI D., BAUDO R., BO F., MUNTAU H. - L'evoluzione dei metalli in traccia nei sedimenti del Lago Maggiore dal 1963 al 1986. pag. 131

DE MAIO A. - I programmi internazionali di oceanografia fisica e lo studio del Mar Tirreno. pag. 143

CARRADA G.C., RIBERA D'ALCALÀ M., SAGGIOMO V. - The pelagic System of the Southern Tyrrhenian Sea. Some comments and working hypothesis. pag. 151

CORSELLI C., GIACOBBE S. - II progetto TSM nel Tirreno settentrionale; dati preliminari. pag. 167

FONDA UMANI S., MONTI M., CASARETTO L. - Popolamenti microzooplanctonici del Tirreno settentrionale (novembre '86, marzo '87, aprile '88, novembre ' 88). pag. 179

PERDICARO R., DE ANGELIS G. - Studio del bioaccumulo di alcuni metalli pesanti in *Posidonia Oceanica* (L.) Delile dell'Alto Lazio. pag. 193

INNAMORATI M., LAZZARA L., NUCCIO C-, MORI G., MASSI L., CHERICI V. – Il fitoplancton dell'Alto Tirreno: condizioni trofiche e produttive. pag. 199

MICHELATO A. - La circolazione generale del Mediterraneo Orientale alla luce dei risultati del programma POEM pag. 207

MAZZUCOTELLI G., RIVARO P., ABELMOSCHI M.L., SOGGIA F., OSTREGA P., HULANICKI A. - Spectrochemical determination of trace elements in the selective dissolution of marine sediments. pag. 215

MAZZUCOTELLI G., FRAGHE R., MAGI E., RIVARO P., SOGGIA F., VIARENGO A., PONZANO E., VANDENBERG C.M.G., PEREZ-PENA J., HERNADEZ-BRITO J. - Determinazione di composti organometallici nell'ecosistema marino mediante cromatografia liquida ad alta pressione con rivelatori UV-Diode Array, elettrochimici e spettrochimici. pag. 221

FRACHE R. - Chimica oceanografica in Mar Ligure. pag. 237

ZUNINI SERTORIO T. - Circolazione superficiale e biomasse planctoniche in Mar Ligure. pag. 249

TUCCI S., FIRPO M., PICCAZZO M. – Caratterizzazione e dinamica del materiale in sospensione nelle acque marine tra le foci dei fiumi Var e Roia. pag. 263

FERRETTI O., IMMORDINO F., GIORGI L., SETTI M. - Studio sedimentologico nell'area costiera della foce del Fiume Centa (Mar Ligure). Risultati preliminari. pag. 275

PICCAZZO M., FIRPO M., CORRADI N., CAMPI F. - Evoluzione recente dei litorali liguri: le spiagge di Albissola Marina e di Albisola Superiore (Savona). pag. 287

PAPA L. - Low frequency pressure waves at coastal stations of Italy. pag. 303

CORRADI N., SETTI M., TUCCI S. – Distribuzione dei minerali argillosi nei sedimenti della piattaforma continentale compresa tra Sestri Levante e La Spezia. pag. 315

PERONCINI P., FABIANO M., FRACHE R. - Copper, zinc and particulate organic matter in coastal waters (Ligurian Sea). pag. 325

GATTINI E., ABBATE M., CEPPODOMO I., NAIR R., PERONI C., ROSSI G. – Caratterizzazione idrologica e trofica delle acque dell'estuario del Fiume Magra (Studio preliminare) pag. 333

COGITO S., COVRE S., MORRI C., BIANCHI C. N. - Dinamica stagionale di una comunità di sabbie fini ben calibrate nel Mare Ligure orientale. pag. 341

ALBERTELLI G., FRASCHETTI S. - Observations on the structure of three different communities of the continental shelf in the Ligurian Sea. pag. 351

MORRI C., GAGNOLI E., BIANCHI C.N. - Distribuzione delle comunità marine bentiche tra La Spezia e Livorno. pag. 363

ZUNINI SERTORIO T., OSSOLA C. - Biomassa e contenuto in carbonio e azoto dello zooplancton in acque liguri costiere. pag. 379

ALBERTELLI G., FABIANO M., DANOVARO R., FRASCHETTI S. - Bacteria and macrofauna in different biocoenoses (Ligurian Sea). pag. 387

BOVOLENTA S., BAUDO R., BO F., MUNTAU H. - Valutazione dell'inquinamento del Lago Vegoritis (Grecia). pag. 395

MOSELLO R., CALDERONI A., QUIRCI A. - La prima fase dell' intervento di liming nel Lago d'Orta. pag. 405

SECHI N., VACCA S. - Problemi, metodologie di studio e prospettive di recupero degli invasi del sistema del Flumendosa (Sardegna centro-meridionale). pag. 421

AMBROSETTI W., BARBANTI L, - Evidenza di situazioni olo-oligomittiche nel Lago d'Orta. pag. 433

CERADINI S., CICERI G., COGLIATI N., MARTINOTTI W., PORTALUPPI D. - Alcuni aspetti del ciclo dell'azoto all'interfaccia acqua-sedimenti del Lago d'Orta. pag. 445

BACHIORRI A., ROSSI V., MENOZZI P. – Selezione clonale nella ricolonizzazione del Lago d'Orta da parte di *Daphnia obtusa.* pag. 459

HAMZA W., MANCA M., COZZA R., RUGGIU D. - Stima dell'attività di "grazing" in comunità plancloniche in ricostruzione a seguito di interventi di liming. pag. 465

LUGLIÉ A,, SECHI N. - L'evoluzione trofica del Lago Mulargia dal 1985 al 1989. pag. 475

CONTU A., SECHI P., COIS A., BORDIGONI M., MELONI P., SCHINTU M. - Possibilità di utilizzo di acque eutrofizzate per l'approvvigionamento idrico-potabile: il sistema Flumendosa-Mulargia in Sardegna. pag. 483

CALVO S., BARONE R., NASELLI FLORES L., GENCHI G. - Lo stato trofico dei laghi siciliani. pag. 491

BARONE R., NASELLI FLORES L., CALVO S., GENCHI G. - Indagine conoscitiva sui laghi artificiali siciliani. II. Nutrienti e fitoplancton. pag. 503

MURA M., SECHI N., LUGLIÉ A. - L'evoluzione trofica del Lago Simbirizzi dal primo anno di invaso (1986) al 1989. pag. 513

GIUSSANI G., DE BERNARDI R. - La biomanipolazione di catene alimentari lacustri quale promettente ecotecnologia per il recupero ambientale. pag. 521

MORABITO G., PUGNETTI A., RUGGIU D. - Distribuzione e produzione del fitoplancton in un piccolo lago del Nord Italia (Lago di Candia). pag. 533

BERTONI R., CALLIERI C., CAMPAGNOLI A., CONTESINI M. - Un nuovo approccio metodologico alla stima della produzione e del consumo di Carbonio Organico applicato in un ambiente sottoposto a biomanipolazione. pag. 547

FARANDA F. - La seconda campagna antartica per l'oceanografia biologica, chimica e fisica. pag. 555

BATTAGLIA B., BISOL P.M. - La ricerca biologica in Antartide. pag. 559

BRAMBATI A., FANZUTTI G.P. - Primi risultati della spedizione di oceanografia geologica in Antartide nell'estate australe 1987-88. pag. 565

FRIGNANI M., LANGONE L., RAGAGLIA L., RAVAIOLI M. - Organic matter and biogenic silica in bottom sediments of the Western Ross Sea (Antarctica). pag. 573

TRIULZI C., NONNIS-MARZANO F., MORI A. - Aspetti radioecologici della Baia di Terra Nova in Antartide. pag. 583

CATALANO G., BENEDETTI F., BOLDRIN A. - Le condizioni idrologiche a Baia Terra Nova: ossigeno disciolto, nutrienti ed alcuni elementi maggiori nell'estate australe 1987/88. pag. 593

INNAMORATI M., LAZZARA L., MORI G., NUCCIO C , SAGGIOMO V. - Spatial and temporal distributions of phytoplankton size fractions in antarctic waters: biomass and production, summer 1989/90. pag. 605

NALDI M., BENASSI G., FERRARI I., MENOZZI P.. McKENZIE K.G. - Distribuzione degli Ostracodi planctonici nella Baia di Terra Nova. pag. 613

CARLI A., FELETTI M., MARIOTTINI G.L., PANE L. - Distribuzione di *Metridia gerlachei* Giesbrecht, 1902 (Copepoda, Calanoida) nella Baia di Terra Nova (Mare di Ross). pag. 623

DI GERONIMO I., CATTANEO-VIETTI R., GAMBI M.C., CASAZZA G., CORMACI M., SCAMMACCA B. - Prime osservazioni sulle comunità ben toniche costiere di Baia Terra Nova (Mare di Ross, Antartide): bionomia e distribuzione. pag. 635

GAMBI M.C., BUIA M.C., LORENTI M., MAZZELLA L., RUSSO G.F., SCIPIONE M.B. - Prime osservazioni sulle comunità bentoniche costiere di Baia Terra Nova (Mare di Ross, Antartide): aspetti quantitativi e funzionali. pag. 647

VACCHI M., LA MESA M., TARULLI E. - Investigation by fixed gears on ichthyofauna of Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). pag. 659

HECQ J.H., MAGAZÙ G., GOFFART A., CATALANO G., VANUCCI S., GUGLIELMO L. - Distribution of planktonic components related to structure of water masses in the Ross Sea during the Vth ITALIANTARTIDE expedition. pag. 665

BRUNI V., ACOSTA POMAR M.L.C., MAUGERI T.L., TESTA L., PERINI A., MAGGI O. - Indicatori di contaminazione fecale nelle acque effluenti dal depuratore della Base Italiana in Antartide (1989-90). pag. 679

BIANCHI F., CIOCE F., SOCAL G, - Note sull'oceanografia biologica della confluenza Weddel/Scotia e del ghiaccio marginale (EPOS Leg 1). pag. 689

BOLDRIN A., RABITTI S. - Oceanografia biologica del Mare di Weddel orientale (EPOS Leg 3). pag. 697

INTERVENTI PROGRAMMATI ALL' ASSEMBLEA DEL 22-11-1990

DELLA CROCE N. - Rifondere, rifondare, affondare, fondare. pag. 711

DAMIANI V. - Terzo programma quadro per azioni comunitarie nel settore R&S Tecnologico nel campo ambientale pag. 717

Indice per Autori pag. 729

Atti dell'AIOL dal 1 gennaio 1989 al 31 dicembre 1990 pag. 733

Bilancio Finanziario AIOL anni 1989-1990 pag. 751

Elenco Soci AIOL al 30 giugno 1992 pag. 753

RELAZIONI AD INVITO

Atti del 9° Congresso A.I.O.L.
S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990
da pag. 3 a pag. 8

ATTITUDINE ED ADATTAMENTO DEGLI INVERTEBRATI BENTONICI ANTARTICI

Patrick M. ARNAUD

Centre d'Oceanologie de Marseille, Station Marine d'Endoume, 13007 Marseille, France.

SUMMARY

An analysis of the principal "aptitude criteria" required for the colonization of the Antarctic benthic environment and adaptation to it is proposed. The benthic invertebrates are more exposed to the environmental consequences of low temperatures than to these temperatures themselves: ice, effects on hydrological and substrate conditions, and seasonality. The trophic, reproductive and ethological effects of the different kinds of ice, of the relatively weak abiotic barriers and of the seasonally contrasting food input are discussed. The intrinsic effects of low temperatures are more breafly treated. It is shown that the present composition and characteristics of the Antarctic benthic invertebrate fauna are resulting more from a natural selection of species able to fit the environmental conditions than from an arising of new biological strategies fitting the natural constrains.

INTRODUZIONE

II freddo è molto spesso considerato un fattore avverso per le proprie caratteristiche intrinseche. Tuttavia, le specie antartiche sono molto numerose e sarebbero danneggiate da temperature più elevate.

Clarke (1983) e Arnaud (1985) hanno dimostrato come la vita alle basse temperature, contrariamente a quanto si potrebbe ritenere a priori, non è condizionata soltanto da problemi di metabolismo. Nell'Antartide, infatti, gli effetti delle basse temperature non possono essere completamente dissociati da diversi altri importanti fattori che ne costituiscono un corollario, ed in particolare:

- la presenza di ghiaccio permanente o stagionale;
- la debolezza delle barriere abiotiche nelle acque e sui fondi;
- il carattere stagionale della produzione primaria;

E' bene sottolineare che questi tre fattori hanno un importante punto in comune con il freddo: la prevedibilità.

Infatti, si ritiene che "l'adeguamento" delle specie bentoniche alle condizioni antartiche sia il risultato ottenuto più dall' "attitudine" che non dall' "adattamento" o da "strategie" (che molti autori immaginano e qualificano come "adattative", cosa che rappresenta un evidente pleonasma). In altri termini, l'ipotesi di una selezione delle specie naturalmente adattate alle condizioni antartiche (per le loro modalità riproduttive e di sviluppo, per il loro regime alimentare e/o metabolico) può rendere conto della maggior parte delle particolarità ecobiologiche che esse posseggono attualmente. Ciònondimeno, alcuni processi adattativi più complessi restano probabili, in particolare a livello metabolico.

Una rapida analisi delle implicazioni di ognuno dei 4 fattori dell'ambiente antartico precedentemente citati, permetterà di mettere in evidenza i principali "criteri di attitudine" che sono stati richiesti per colonizzare l'ambiente bentonico antartico o per "adattarvisi" in senso stretto.

I GHIACCI

Le coste antartiche sono costituite sia da ghiacci (limite della calotta glaciale, ghiacciai terrestri, piattaforme di ghiaccio) sia da substrati rocciosi coperti di ghiaccio (ad opera di "ice foot" e ghiaccio di mare) per 9 mesi all'anno o più. Non esistono invertebrati intertidali (zone soggette a periodica emersione) permanenti: solo alcuni individui delle popolazioni infralitorali del Patellidae *Nacella concinna* possono "risalire", per breve intervalli di tempo, nella zona intertidale della penisola Antartica prima di raggiungere l'infralitorale libero dal ghiaccio (Walker, 1972). Questo comportamento opportunista è senza dubbio favorito dalla produzione, da parte di questa specie, di un muco crioprotettore in grado di abbassare la temperatura di formazione di cristalli di ghiaccio extracellulare fino a - 10 °C (Hargens & Shabica, 1973).

Su fondali fino ai 30 metri di profondità è possibile la formazione di ghiaccio ("anchor ice") sotto forma di grandi cristalli capaci d'imprigionare alghe, invertebrati e pesci (Dayton et al., 1969). Nel momento in cui frammenti di questo ghiaccio vengono a staccarsi dal fondo, "risalendo" trasportano i loro "ospiti" fino al margine inferiore del ghiaccio marino. Al momento dello scioglimento del ghiaccio, questi organismi potranno così essere trasportati a distanze anche considerevoli e ridepositati su nuovi fondali. Tale curioso fattore ambientale non richiede alcuna particolare attitudine; costituisce esso stesso un "vantaggio" per le specie coinvolte, spiegandone, almeno in parte, l'ampia distribuzione (spesso circumantartica).

Il ghiaccio di mare, per proprio conto, determina una attenuazione della luce verso il fondo, causa una certa abrasione alle coste (leviga la parte superficiale delle

rocce) e svolge un ruolo di "vettore" degli organismi sollevati dal fondo ed in esso imprigionati (processo precedentemente descritto). Nessuno di questi tre effetti sembra implicare una speciale attitudine da parte degli invertebrati bentonici.

Tali effetti sono causati anche dagli "icebergs" i quali, nel momento in cui si arenano, schiacciano i popolamenti bentonici o li rimuovono dal substrato. Si tratta di "catastrofi" estremamente localizzate contro le quali nulla possono gli organismi bentonici ed in particolare quelli sessili.

Nel loro complesso quindi, gli effetti biologici dei diversi tipi di ghiaccio possono essere sia nefasti (rimozione, schiacciamento locale o eliminazione degli organismi bentonici) sia estremamente vantaggiosi (trasporto), ma in ogni caso non implicano alcuna attitudine particolare da parte degli invertebrati che li "subiscono" più o meno passivamente.

DEBOLEZZA DELLE BARRIERE ABIOTICHE

Le variazioni verticali, orizzontali ed annuali dei fattori abiotici, ad eccezione dei ghiacci e della luce, sono relativamente deboli. Le condizioni idrologiche sono favorevoli a delle ampie distribuzioni orizzontali e verticali degli invertebrati. Ciò si verifica anche a livello dei substrati, molto mescolati e spesso disposti a mosaico. Per questa ragione molte specie sono circumantartiche e più o meno euribate.

Questo fattore non è assolutamente limitante ed anch'esso non richiede alcuna attitudine o adattamento particolare.

CARATTERE STAGIONALE DEGLI APPORTI TROFICI

Tenuto conto delle alte latitudini e del ciclo annuale della glaciazione marina, la produzione primaria antartica presenta forti differenze nel corso dell'anno: distrofia per un breve periodo (2-3 mesi) ed oligotrofia per un periodo molto più lungo 9-10 mesi.

Clarke (1983) attribuisce un ruolo più importante alla prevedibilità degli apporti trofici che non ai lunghi periodi di oligotrofia, al rallentamento del metanolismo, al ritardo della maturazione ed alla produzione di forme giovanili in avanzato stadio di sviluppo.

L'oligotrofia stagionale impone alle specie bentoniche antartiche diverse attitudini assai particolari, sia dal punto di vista trofico che da quello del ciclo riproduttivo e di sviluppo (Arnaud, 1977; 1985).

a. Punto di vista trofico

Tre soluzioni sono possibili per sfuggire al problema dell'oligotrofia stagionale:

- approfittare dei brevi periodi di distrofia per accumulare delle riserve e superare il periodo di oligotrofia quasi senza alimentazione in condizioni di vita rallentate. Tale soluzione è utilizzata da moltissime specie sospensivore (Spongiari, Cnidari, Briozoi, Crinoidi, Oloturoidi Dendrochiroti...) che sono particolarmente abbondanti nelle acqua antartìche.

- approfittare direttamente o indirettamente delle condizioni distrofiche per poi adottare un regime alimentare opportunista o necrofago: fenomeno che si verifica frequentemente presso Asteroide! e Ofiuroidei;

- avere un regime alimentare opportunista e/o necrofago durante tutto l'anno: caratteristica riscontrata nei crostacei.

b. Punto di vista della riproduzione e dello sviluppo

Dal momento che le condizione oligotrofe sottopongono le larve e gli stadi giovanili all'inanizione si rendono possibili tre soluzioni principali:

- coincidenza tra la liberazione delle larve ed il periodo di distrofia. Sembra che alcune specie siano riuscite ad adattarsi realmente a tali condizioni.

- sviluppo diretto (ovoviviparità, incubazione) in modo tale da non comportare la liberazione di larve libere nell'ambiente. L'emissione di forme giovanili in stadio di avanzato sviluppo è un fenomeno assai frequente in molti gruppi bentonici antartici. Ma tale emissione non deve essere considerata una strategia; in tutti i gruppi interessati da questo fenomeno si conoscono uno o più casi dì ovoviviparità anche al di fuori della regione antartica (Arnaud, 1974). Ciò che stupisce nelle acque antartiche è la frequenza eccezionale dì questi casi che costituiscono, molto probabilmente, il risultato della selezione naturale.

- produzione dì uova ricche di vitello, in grado di assicurare il nutrimento per le larve e le forme giovanili fino ad uno stadio avanzato di sviluppo come abitualmente si verifica in diversi gasteropodi (Buccinidae, Muricidae, etc.).

Pearse et al. (1991) hanno dimostrato che le modalità riproduttive ed il "timing" erano relativamente vari presso gli invertebrati antartici.

IL FREDDO

I suoi effetti eventuali riguardano il congelamento degli organismi ed il loro metabolismo.

a. Congelamento

Gli invertebrati bentonici antartici sono isosmotici o iperosmotici rispetto all'acqua di mare e quindi non possono congelare fino a quando sono immersi in acqua (Clarke, 1983). Come è già stato riportato in precedenza, nessun invertebrato vive per tutto l'anno nella zona intertidale ed una sola specie raggiunge stagionalmente tale area grazie alla produzione di un muco "antigelo".

b. Metabolismo

Per un organismo vivente la via più semplice per lottare contro il freddo è quella di ridurre al minimo le sue spese energetiche. Una attività molto ridotta, con movimenti lenti e, per esempio, una predazione del tipo "sit and wait" o la necrofagia sono quindi assai comuni.

Più "difficile" risulta essere l'adattamente metabolico che è stato oggetto di un interessante lavoro di Clarke (1983), anche se alcuni aspetti restano ancora poco conosciuti (per esempio il ruolo delle eventuali riserve lipidiche). Unendo la sua azione a quella della prevedibilità, il rallentamento delle reazioni biochimiche sotto l'azione del freddo contribuisce senza alcun dubbio a ritardare la maturità ed a prolungare la crescita. Tale crescita può prolungarsi fino al "gigantismo" in diversi gruppi di invertebrati bentonici antartici. Tuttavia è stato dimostrato che questo fenomeno era almeno in parte dipendente da altri fattori ambientali (Arnaud, 1974). Il relativo gigantismo, infatti, si manifesta realmente solo presso gli invertebrati antartici che utilizzano poco o niente il carbonato di calcio e, in particolare, gli organismi caratterizzati da scheletro siliceo (Spongie Hexactinellidae) e quelli sprovvisti di scheletro cificato (Nemertini). Ciò è dovuto al fatto che il carbonato calcio precipita con difficoltà nelle acque antartiche mentre la silice vi abbonda. Così i problemi di calcificazione trasformano la tendenza al gigantismo in una forte tendenza al nanismo in alcuni gruppi quali i Molluschi sprovvisti di conchiglia (principalmente gasteropodi e bivalvi).

CONCLUSIONI

Si può ora trarre delle conclusioni sui "criteri attitudinali" alla vita bentonica in antartide. Essi consistono essenzialmente in:

1) evitare periodi di emersione;

2) economizzare l'energia (nel movimento, nella crescita, nella predazione...) e/o adattare il metabolismo;

3) mangiare ciò che si trova, anche organismi morti (opportunismo alimentare) e/o resistere al digiuno;

4) evitare il rilascio di stadi larvali liberi nei periodi di oligotrofia.

I primi tre criteri sono facili da realizzare per quanto concerne gli aspetti etologici; ma gli aspetti fisiologici e biochimici dell'eventuale adattamento metabolico hanno probabilmente giocato un ruolo selettivo importante tenuto conto della loro complessità e delle loro implicazioni evolutive.

Quanto al quarto criterio, esso ha evidentemente eliminato le specie bentoniche a vita pelagica lunga. Molte altre specie hanno potuto rispondere con diversi tipi di riproduzione o di sviluppo.

Queste sono le ragioni per le quali noi attualmente pensiamo che sia stata la selezione naturale basata su questi criteri ad avere il ruolo più importante, fatta eccezione per il dominio metabolico. Si può così comprendere come la fauna antartica sia più diversificata di quanto si potrebbe pensare. Cosa che si comprende ancora meglio se si considera che una parte importante di questa fauna è originaria delle acque fredde batiali dove era già stata selezionata sulla base di criteri quasi identici a quelli descritti.

RINGRAZIAMENTI

L'Autore desidera ringraziare il Dr. R. Danovaro, Istituto di Scienze Ambientali Marine, per aver curato la traduzione del testo.

BIBLIOGRAFIA

ARNAUD, P.M., 1974. Contribution a la bionomie marine benthique des régions antarctiques et subantarctiques. *Téthys*, 6(3): 465-656.

ARNAUD, P.M., 1977. Adaptations within the Antarctic marine ecosystem. pp 135-157, in : Llano G.A. (Ed.), *Adaptations within Antarctic ecosystems*. Houston, Texas, GulfPubl.Co.

ARNAUD, P.M., 1985. Essai de synthese des particularités écobìologiques (adaptations) des invertébrés bentniques antarctiques. *Oceanis*, 11(2): 117-124.

CLARKE, A., 1983. Life in cold waters: the physiological ecology of polar marine ectotherms. *Oceanogr. mar. Biol, Annu. Rev.*, 21: 341-453.

DAYTON, P.K., ROBILLIARD, G.A. and DEVRIES, A.L., 1969. Anchor ice formation in McMurdo sound, Antarctica, and its biological effects. *Science*, USA, 163: 273-274.

HARGENS, A.R. and S,V. SHABICA, 1973. Protection against lethal freezing temperatures by mucus in an Antarctic limpet. *Cryobiology*, USA, 10 (4): 331-337.

PEARSE , J.S., McCuNrocK, J.B. and BOSCH I., 1991. Reproduction of antarctic invertebrates: tempos, modes, and timing. *Amer. Zool.*, 31 (1): 65-80.

WALKER, A.J.M., 1972. Introduction to the ecology of the Antarctic limpet *Patinigera polaris* (Hombron and Jacquinot) at Signy island South Orkney islands. *Brit. ant. Surv. Bull.*, 28: 49-69.

Atti del 9° Congresso A.I.O.L.
S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990
da pag. 9 a pag. 13

PRELIMNARY RESULTS OF THE MACRO BENTHOS OF THE EASTERN MEDITERRANEAN CONTINENTAL SHELF, SLOPE AND ABYSSAL PLAIN

by

A. ELEFTHERIOU

Institute of Marine Biology of Crete, P.O. Box 2214,
71 003 Iraklion, Crete, Greece

INTRODUCTION

The Eastern Mediterranean marine ecosystem has been only scantily investigated which lead to a poor perception of the structure and function of this ecosystem. Those studies which do exist are both limited in scope and in space and indicate a limited growth and production characteristics of an oligotrophic environment. However, as such speculation requires verification, a multifaceted programme of research was initiated in order to identify the elements of the Eastem Mediterranean ecosystem and to provide reliable data on the qualitative and quantitative data of the benthic macrofauna of the soft sediments in the shelf area (200m), the adjacent continental slope and the abyssal plain reaching a maximum depth of 4800m. This would constitute the first phase of a more extensive programme which has as a goal to investigate the dynamic processes and the energy transfer from the surface to the ocean floor.

For the implementation of the first phase of this project, selected areas in the Cretan shelf and the deep basins in the Aegean and the Libyan Seas (Fig. 1) were investigated by means of grab (Smith-Mclntyre, 0.1 m^2), box corers (USNEL 0.25, 0.1 m^2) and various trawls and dredges. At each station three to five samples were taken for the determination of the biotic indices (diversity, abundance, biomass) of the benthic macrofauna while additional samples for the determination of particle size, particulate organic carbon and chlorophyllous pigments content, temperature and the redox potential at different depths in the sediments were atso taken at each station.

All samples were analysed as described in Mclntyre & Eleftheriou (1968), and Holme & Mclntyre (1984). For the purpose of this preliminary presentation only a brief acount is presented here for a small number of stations from representative depths.

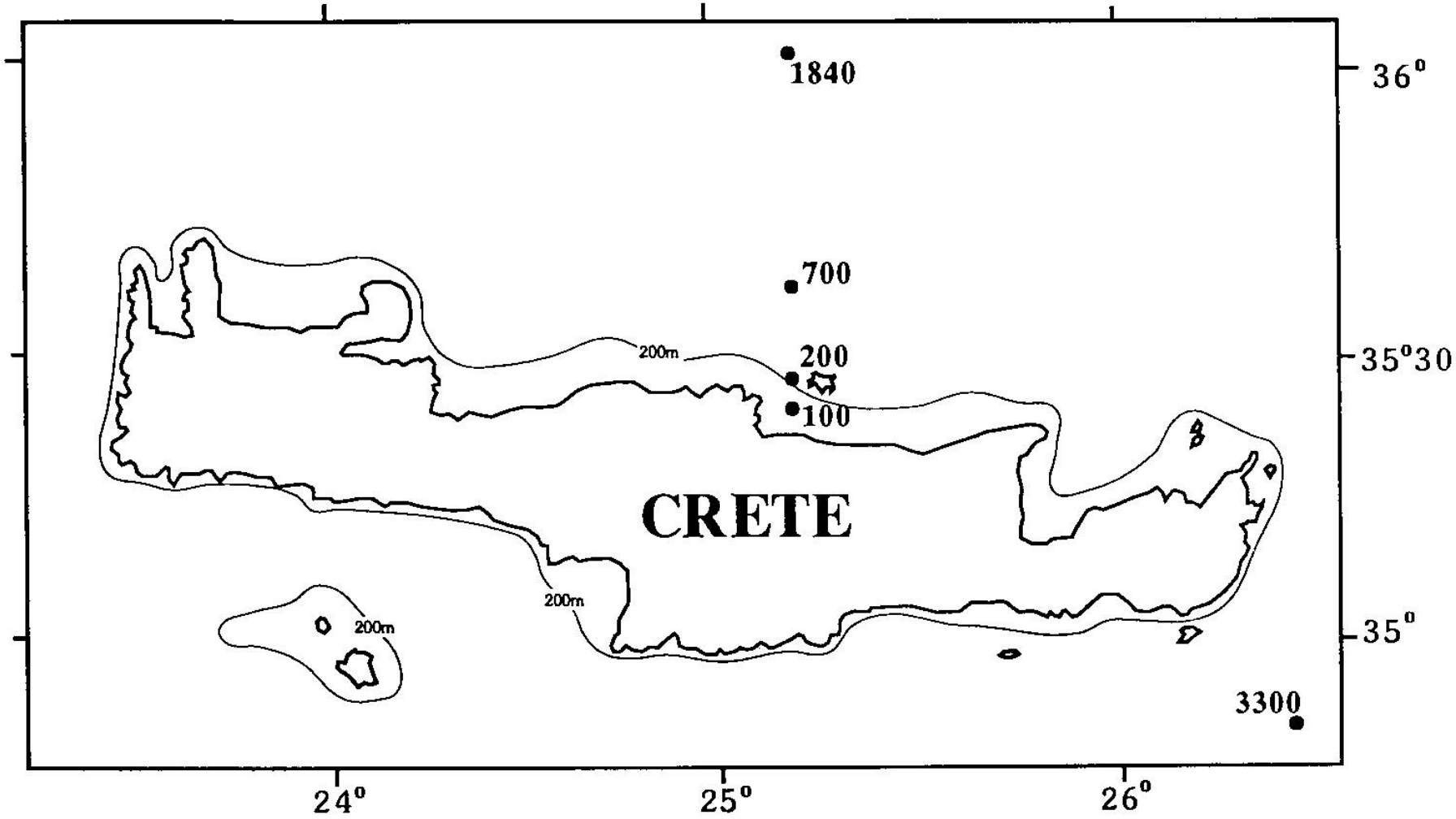


Fig. 1

RESULTS

The distribution of the sediments showed a bathymetric gradient with a significant increase in the silt-clay fraction which exceeded 75% below a depth of 70m. A corresponding gradient in the organic carbon and the plant pigments of the top 2cm of the sediments was evident with depth being barely detectable at the Continental slope and the abyssal plain and trenches (Table 1).

The benthic fauna which had a strong North Atlantic affinity, was dominated by polychaetes which in most cases accounted for at least 50% of the total fauna. Complements of small peracarid crustaceans, bivalves and sipunculids made up most of the remaining fauna. There was an exponential decrease in the faunal diversity, abundance and biomass from shallow to deep. (Fig 2 and 3). However it should be pointed out that while diversity in absolute terms decreased with depth, evenness remained high indicating that numbers were equally distributed between species. The exception was the abyssal plain and trenches where an oligospecific fauna was in evidence reaching an extreme scarcity in depths in excess of 3000m.

The distribution of the main feeding types was closely associated with the amount of organic carbon and plant pigments available in the sediments. Thus surface and subsurface deposit feeders were dominant in the shallower areas of the continental shelf, gradually being replaced in the continental slope and the abyssal plain by carnivorous and omnivorous feeding types.

Table 1
Macrobenthic biotic indices and levels of available food

Depth	N° of sp	Abundance N°-m^{-2}	Biomass 9- m^{-2}DW	Org - C mg-g^{-1}	Chl µg-g^{-1}
100	43.6	1230	1.15	4.7	1.45
200	28.4	582	0.41	3.91	0.152
700	8.2	156	0.0946	2.77	0.018
1840	8.0	115	0.022	7.5	0.08
3300	1	4	+	3.3	0.038

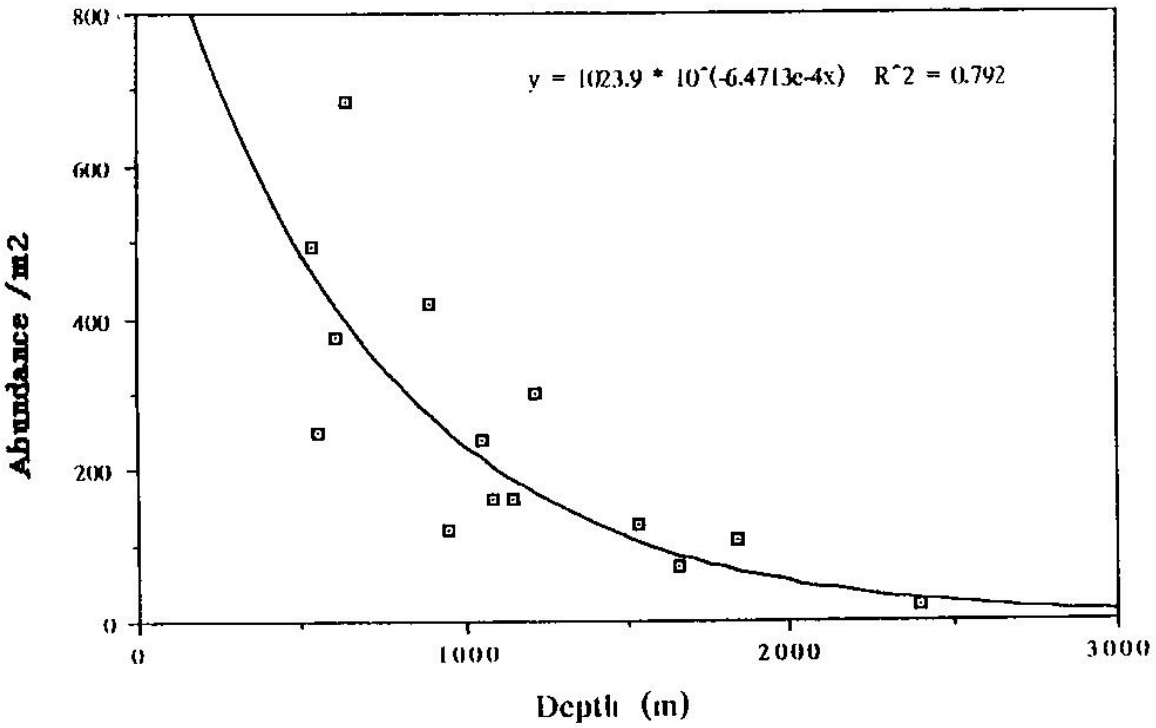

y = 1023.9 * 10^(-6.4713e-4x) R^2 = 0.792
Abundance /m2
800
600
400
200
0
0
1000
2000
3000
Depth (m)

Fig. 2

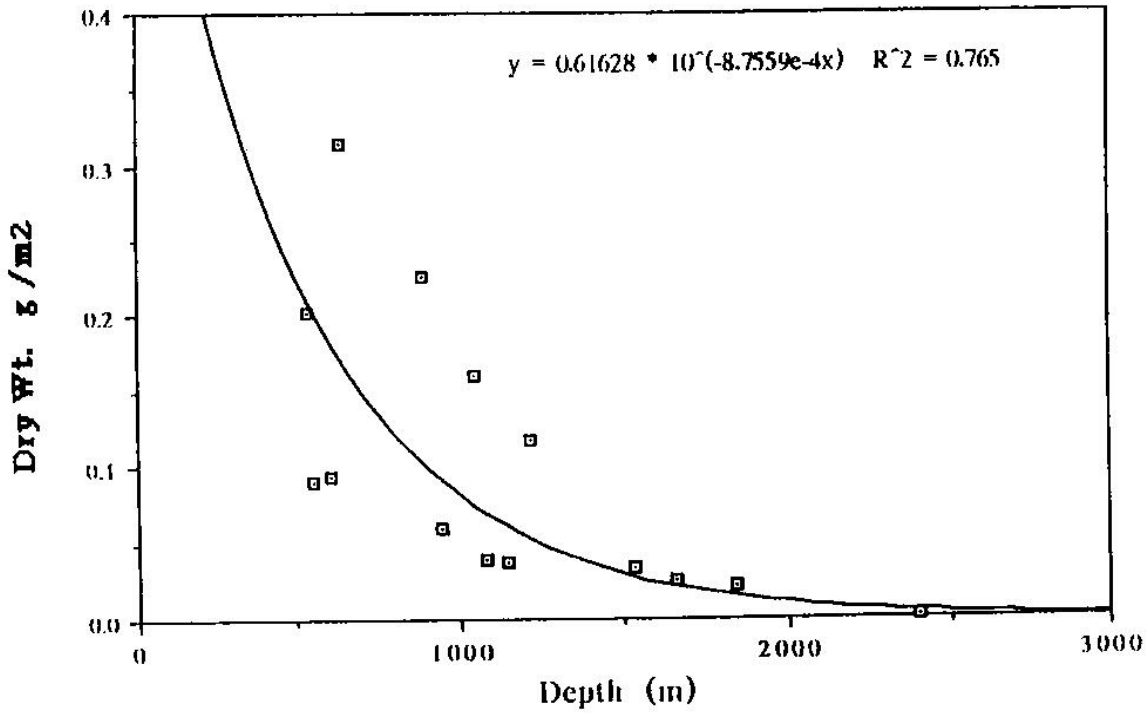

y = 0.61628 * 10^(-8.7559e-4x) R^2 = 0.765
Dry Wt. g /m2
0.4
0.3
0.2
0.1
0.0
0
1000
2000
3000
Depth (m)

Fig. 3

DISCUSSION

The Eastern Mediterranean is characterized by narrow shelves and great depths. The physicochemical and biotic parameters show high salinities and temperatures, low nutrients and a relatively low primary productivity. The overall decrease of the biotic indices such as the reduction in the number of species, the depleted abundance and biomass of all the taxa of macrobenthic infauna along the bathymetric gradient from shallow to deep requires an interpretation in which several of the above mentioned factors could have a determining role. As it has been pointed out by many authors (see Gray 1981) the processes which are responsible for the regulation of the biotic indices of the benthic assemblages soft sediments are environmental stability, disturbance through competition or predation, environmental heterogeneity, recruitment and food availability. Tselepides and Eleftheriou (1992) stressed the remarkable stability of the Eastern Mediterranean environment in terms of sediment composition, the oxygen level and the temperature (14° - 14.5° C) in and above the sediment.

However the bathymetric decrease in the amounts of the organic content and plant pigments lead us to conclude as to the overriding importance of food availability in sustaining benthic production in oligotrophic areas. The severe depletion of food with depth reaching very low levels in the deeper areas of the continental slope and the abyssal plain was reflected upon the very reduced diversity and abundance of the fauna in areas beyond the Continental shelf of the Eastern Mediterranean.

REFERENCES

GRAY, J.S. (1981). The ecology of marine sediments, Cambridge University Press, Cambridge.

HOHNE, N.S & A.D. McINTYRE (eds) (1984). Methods for the study of Marine Benthos, Blackwell Scientific Publications, Oxford.

McINTYRE, A.D. & A. ELEFTHERIOU, 1968. The bottom fauna of a flatfish nursery ground. - J. Mar. Biol. Ass. UK. **48** : 113 - 142.

TSELEPIDES A. & A. ELEFTHERIOU (1992). South Aegean (Eastern Mediterranean). Continental slope Benthos : Macroinfaunal - environmental relationships. In : G.T. Rowe & V. Partente (eds) Deep - Sea Food Chains and the global carbon cycle, 139 - 156, Kluwer Acad. Publs., Netherlands.

COMUNICAZIONI

Atti del 9° Congresso A.I.O.L.
S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990
da pag. 17 a. pag. 24

EVOLUZIONE MORFO-SEDIMENTARIA RECENTE DEL MARE ADRIATICO

P. Colantoni
Istituto di Geodinamica e Sedimentologia, Università di Urbino

con il contributo di **A'. Asioli** e **A.M. Borsetti**
Istituto per la Geologia Marina del CNR, Bologna

SUMMARY

A short review of the modern knowledge about the depositional aspects and recent evolution of the Adriatic Sea is here presented. Detailed bio-stratigraphy established in numerous cores and different faunal assemblages allows to reconstract the paleoenvironmental conditions during Upper Pleistocene and Holocene and to recognize depositional sequences.

1. INQUADRAMENTO GEOLOGICO GENERALE

II Mare Adriatico è un bacino relativamente poco profondo, sviluppato in senso NW-SE, e stretto da tre lati da catene montuose (Appennini, Alpi, Dinaridi ed Ellenidi). Solo verso SE comunica, attraverso il canale di Otranto ed il Bacino di Corfù, con le zone profonde del Mar Ionio.

Da un punto di vista geologico generale, la maggioranza degli Autori è concorde nel ritenere che il Mar Adriatico e le catene peri-adriatiche occupino un'area un tempo emersa e facente parte del cratone africano. E' stato individuato cioè un promontorio africano, o micro-placca adriatica, che ha agito come avampaese mediano all'orogenesi peri-adriatica (MORELLI 1985 , D'ARGENTO, HORVATH e CHANNEL 1980). La maggior pane di questo avampaese stabile è ora abbassata sotto il livello del mare, ma ampi lembi emergono a formare i blocchi dell'Istria, di Puglia (e degli Iblei).

La parte meridionale del bacino Adriatico è un'area strutturalmente connessa e solidale con l'avampaese apulo abbassata secondo un sistema di faglie a gradinata e parzialmente sovrascorsa sul margine orientale dalle unità deformate delle Dinaridi e delle Ellenidi.

Lo stile tettonico della parte centrale dell'Adriatico settentrionale mostra invece deboli pieghe e faglie di compressione, alle quali si sommano faglie trascorrenti trasversali al bacino. Ai due lati domina un'intensa tettonica tangenziale con ingenti sovrascorrimenti che interessano anche le serie plioceniche e quaternarie. E' qui più

evidente che l'Adriatico rappresenta la zona rigida e stabile contro la quale si sono addossate, con movimento centripeto, le aree instabili dei margini (Appennini e Dinaridi) (Fig, I).

L'Adriatico può quindi essere diviso da un punto di vista strutturale in una zona a Nord interessata dalle compressioni appenniniche e dinariche e in una zona a Sud caratterizzata da tettonica distensiva sul margine italiano e da tettonica compressiva su quello dinarico ed ellenico.

La deformazione dei margini periadriatici avvenne in tempi diversi. Nel settore orientale (Ellenidi e Dinaridi) è incominciata nel Giura ed è durata per tutto il Terziario, mentre nel settore occidentale, rimasto stabile fino al Cretaceo super i ore-Terziario inferiore, i movimenti hanno interessato i terreni fino al Quaternario.

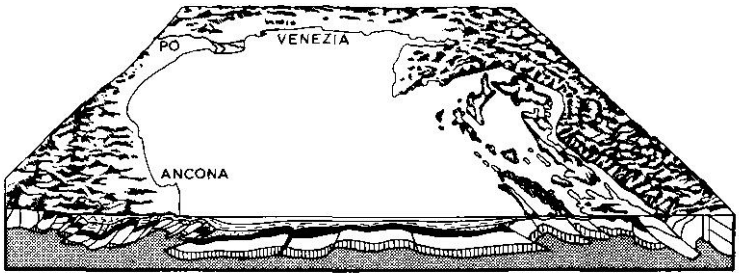


Fig. 1 - Sezione attraverso l'Adriatico settentrionale. E' evidenziata la tettonica tangenziale ai due lati del bacino (ridisegnata da AGIP, fideMORELLI 1985).

2. MORFOLOGIA ATTUALE E ULTIME FASI DEPOSIZIONALI

II limite tra Adriatico settentrionale e meridionale è comunemente posto in corrispondenza dell'alto strutturale Gargano-Tremiti-Lagosta (soglia di Pelagosa, profonda circa 130 m).

L'Adriatico settentrionale è diviso in Alto Adriatico, situato a Nord della congiungente Ancona ed Isola di Pag, e in Medio Adriatico che da questa linea si spinge a Sud fino alla soglia di Pelagosa. L'Alto Adriatico ha una profondità molto ridotta ed i suoi fondali immergono regolarmente e dolcemente verso Sud-Est; le uniche irregolarità sono dovute a modeste elevazioni (1-2 m) imputabili a resti di morfologie subaeree e di spiaggia. Molti A.A. hanno infatti evidenziato che durante l'ultimo abbassamento eustatico legato alla glaciazione wurmiana l'Adriatico era emerso fino al bordo della Depressione Meso-Adriatica (D.M.A.): un bacino profondo 226 m che costituisce la particolarità morfologica saliente dell'Adriatico medio.

L'origine di questa depressione, ad andamento anti-appenninico, è morfo-sedimen-

taria essendo l'assetto dei fondali attuali legato agli ultimi eventi deposizionali che caratterizzano i riempimenti delle avanfosse.

L'Adriatico Meridionale, detto anche Basso Adriatico, che si estende a Sud dell'allineamento Gargano-Lagosta, raggiunge la profondità di 1200 m nel bacino sud-adriatico e quella di 1500 m nel Bacino di Corfù. Il fondo dei bacini presenta una morfologia generalmente dolce e regolare interrotta solo da rari rilievi sottomarini (come il Monte Dauno al largo di Bari) associati a probabili strutture diapiriche dovute ad evaporiti triassiche. La piattaforma continentale è generalmente stretta e seguita da una scarpata ripida solcata da canyons e sede di scivolamenti gravitativi di sedimenti.

Secondo DONDI, RIZZIMI e ROSSI (1985) nell'Adriatico medio le ultime fasi di sedimentazione evidenziate dalla sismica indicano che sopra una serie di terreni depositatisi in strati piano-paralleli si è andato formando un grande corpo progradante con clinoformi di origine appenninica seguito da un analogo episodio deposizionale di origine dinarica. Questi depositi sarebbero quindi ricoperti da un ultimo corpo progradante proveniente da Nord di origine prevalentemente padana. Gli spessori dei depositi sarebbero sempre ingenti con valori per il solo Quaternario generalmente superiori a 1000 metri (Fig.2).

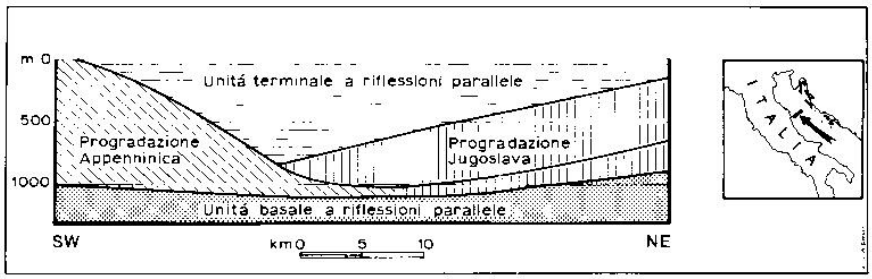


Fig. 2 - Schema delle progradazioni che caratterizzano le ultime fasi deposizionali dell'Adriatico settentrionale (ridisegnalo da Dondi, Rizzini e Rossi 1985).

La D.M.A. rappresenterebbe quindi quanto resta di un bacino in via di colmamento.

La distribuzione dei sedimenti attuali rispecchia il sistema deposizionale che si è instaurato solo quando per effetto della trasgressione post-glaciale il mare ha raggiunto il livello attuale (2-3000 anni fa). In particolare, sulla piattaforma al largo delle coste italiane è ben evidente una fascia di limi, dello spessore fino a qualche decina di metri, che ricopre sedimenti continentali e di spiaggia e che divide le sabbie delle spiagge attuali dai sedimenti prevalentemente sabbiosi largamente affioranti al largo.

I limi ricoprono poi logicamente anche le parti più profonde del bacino, mentre al largo delle coste iugoslave e albanesi sabbie costiere si mescolano a sabbie relitte senza una possibile distinzione e sono state indicate come "Sabbie di Piattaforma" (Fig. 3).

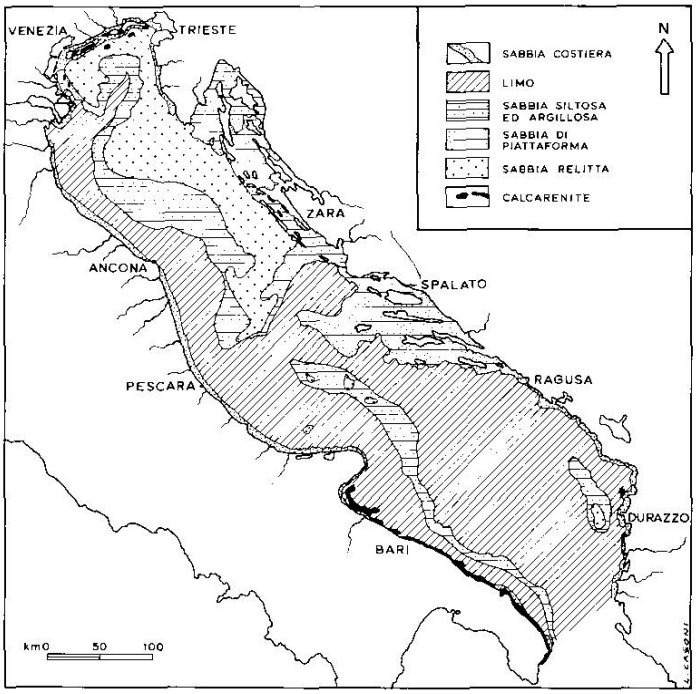


Fig. 3 - Schema della distribuzione dei sedimenti superficiali in Adriatico (dai dati dell' I.G.M. di Bologna).

3. LE RECENTI ACQUISIZIONI

Sul quadro generale di conoscenze sopra tratteggiato si sovrappongono le ultime acquisizioni ottenute con ricerche di Geologia Marina svolte dalle U.O. del C.N.R. e dell'Università che hanno continuato ad operare anche dopo la fine del P.F. Oceanografia e Fondi Marini.

I metodi di studio impiegati sono generalmente sismica ad alta risoluzione e campionature superficiali, che hanno permesso di dettagliare le ultime fasi deposizionali legate agli avvenimenti climatici del Pleistocene superiore e Olocene. Di solo questo breve lasso di tempo tratteremo quindi in seguito.

Secondo dati pubblicati da CIABATTI, CURZI e RICCI LUCCHI (1986), la Depressione Meso Adriatica (D.M.A.) è legata alla crescita di un corpo deltizio per progradazione. In particolare, nell'area si sarebbe dapprima impostato un sistema deltizio

proveniente da Sud ricoperto successivamente in trasgressione da un drappo pelitico che a sua volta giace sotto un corpo deltizio che avanzava da Nord e che rappresenta "l'estremo sviluppo del delta padano nel Pleistocene medio-superiore".

I profili sismici mostrano quindi una successione di progradazioni meridionali e settentrionali, mentre il fianco settentrionale della D.M, A. può essere interpretato come una scarpata di prodelta formata quando il Po aveva impostalo la sua foce sul bordo della depressione, ora a 140 m di profondità. Per spiegare il perdurare nel tempo dei diversi episodi progradazionali occorre tuttavia ammettere che i fondali siano sempre rimasti molto prossimi al livello marino per permettere la stessa *accomodation* (JERVEY, 1988) in un equilibrio tra eustatismo, subsidenza e apporto sedimentario.

Lo studio dettagliato di profili ecografici a bassa frequenza (S.B.P.) e di numerose carote prelevate nel medio Adriatico (COLANTONI et al. 1989), ha permesso di riconoscere nella D.M.A. ambienti prossimi alla linea di riva coevi con la massima regressione eustatica dell'ultimo glaciale, ora a 200 metri di profondità. Questo permette di stimare la subsidenza dell'area, che, per gli ultimi 18-20.000 anni, sarebbe stata di ben 3,8-3,5 m/1000 anni. Si deve inoltre ipotizzare che la soglia di Pelagosa si sia sollevata. Considerando infatti il solo abbassamento eustatico medio mondiale, si dovrebbe ammettere che la soglia durante l'acme glaciale doveva essere praticamente emersa, bloccando la circolazione delle acque. Ciò è tuttavia in contrasto con quanto osservato nelle carote che indicano come nel pieni-glaciale nella D.M.A. viveva un abbondante fauna planctonica e bentonica.

Nel Pleistocene super io re-Olocene tutta l'area avrebbe quindi subito un basculamento generale, probabilmente ancora in atto, con sollevamento della zona meridionale (Gargano-Tremiti) e abbassamento di quella settentrionale. Le progradazioni meridionali potrebbero quindi avere un origine prevalentemente tettonica (sollevamento), mentre quelle settentrionali sarebbero piuttosto legate a fattori eustatici e climatici in una zona nella quale Tingente apporto sedimentario del Po e degli altri fiumi sarebbe riuscito a bilanciare la subsidenza.

Gli stessi dati indicano anche che l'ultima fase progradazionale settentrionale (padana) giace in downtap sui sedimenti di età glaciale. Se questo è giusto ne consegue che:

- il ciglio della D.M.A. non corrisponde alla linea di riva glaciale ma a quella del deglaciale;
- l'ultima progradazione osservata è quindi interpretabile come cuneo di stazionamento ancora basso, ma legato alla prima rapida risalita del livello marino dovuta all'eustatismo e alla subsidenza;
- la progradazione del pleniglaciale sarebbe sepolta e spostata più a NW della D.M.A.;
- i sedimenti di spiaggia e di mare basso rappresentati dalle sabbie relitte sulla piattaforma corrisponderebbero ai depositi trasgressivi post-glaciali piuttosto che a quelli regressivi glaciali;
- le sabbie litorali e la coltre limosa oloceniche che ricoprono in *downlap* le sabbie relitte rappresentano il cuneo dì stazionamento alto.

Uno schema illustrativo della situazione e della relativa interprelazione è riportata in Fig.4

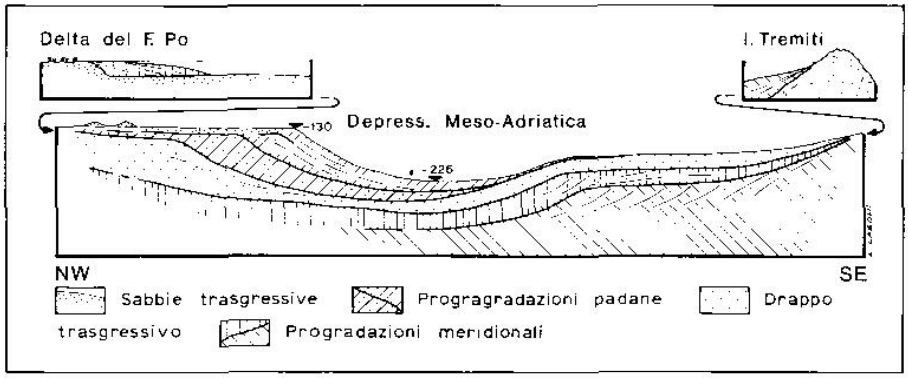


Fig. 4 -Schema delle progradazioni adriatiche in una sezione rappresentativa non in scala dal Della del PO alle Isole Tremiti attraverso la Depressione Meso-Adriatica.

Le fasi della trasgressione post-glaciale sono registrate da litosomi costieri che sono migrati sulla piattaforma. Al largo di Ravenna, in particolare, COLANTON1, PRETI e VILLANI (1990) hanno evidenziato una linea di riva di circa 8000 anni fa corrispondente ad un sistema deposizionale cordone-laguna. Sistemi simili avrebbero caratterizzato le fasi della trasgressione che sarebbe avvenuta con rapidi avanzamenti e pause durante le quali si potevano costruire cordoni litorali, in seguito conservati per la rapida sommersione.

Lo studio particolareggiato delle microfaune contenute nelle carote prelevate nel medio e basso Adriatico ha permesso di dettagliare la stratigrafia del Pleistocene superiore e dell'Olocene ed in particolare di individuare con chiarezza le fasi deposizionali corrispondenti all'ultimo glaciale, al de-glaciale, allo *Younger Dryas* e all'Olocene (ultimi 10.000 anni). In quest'ultimo intervallo un'alta frequenza di *G. ruber* rosa è equivalente al livello del Sapropel 1 de! Mediterraneo orientale (8000 anni fa), mentre un picco di frequenza di *G. trilobus* e *G. scculifer* indica l'ottimo climatico di 6000 anni fa.

Il confronto di questa stratigrafia e delle associazioni micro-faunistiche che caratterizzano l'Adriatico con quelle stabilite in carote prelevate nei bacini occidentale ed orientale del Mediterraneo, permette inoltre di individuare risposte biologiche locali alle variazioni climatiche generali del Mediterraneo (Fig. 5) e di evidenziare variazioni nella circolazione generale delle masse d'acqua.

In particolare il basso Adriatico, oggi soggetto ad una netta influenza di acque di origine levantina, durante l'ultimo glaciale sarebbe stato piuttosto alimentato da acque di origine atlantica, mentre il de-glaciale sarebbe stato caratterizzato da un mescolamento delle acque (ASIOLI, BORSETTI, CAPOTONDI, COLANTONI e D'ONOFRIO, 1990)

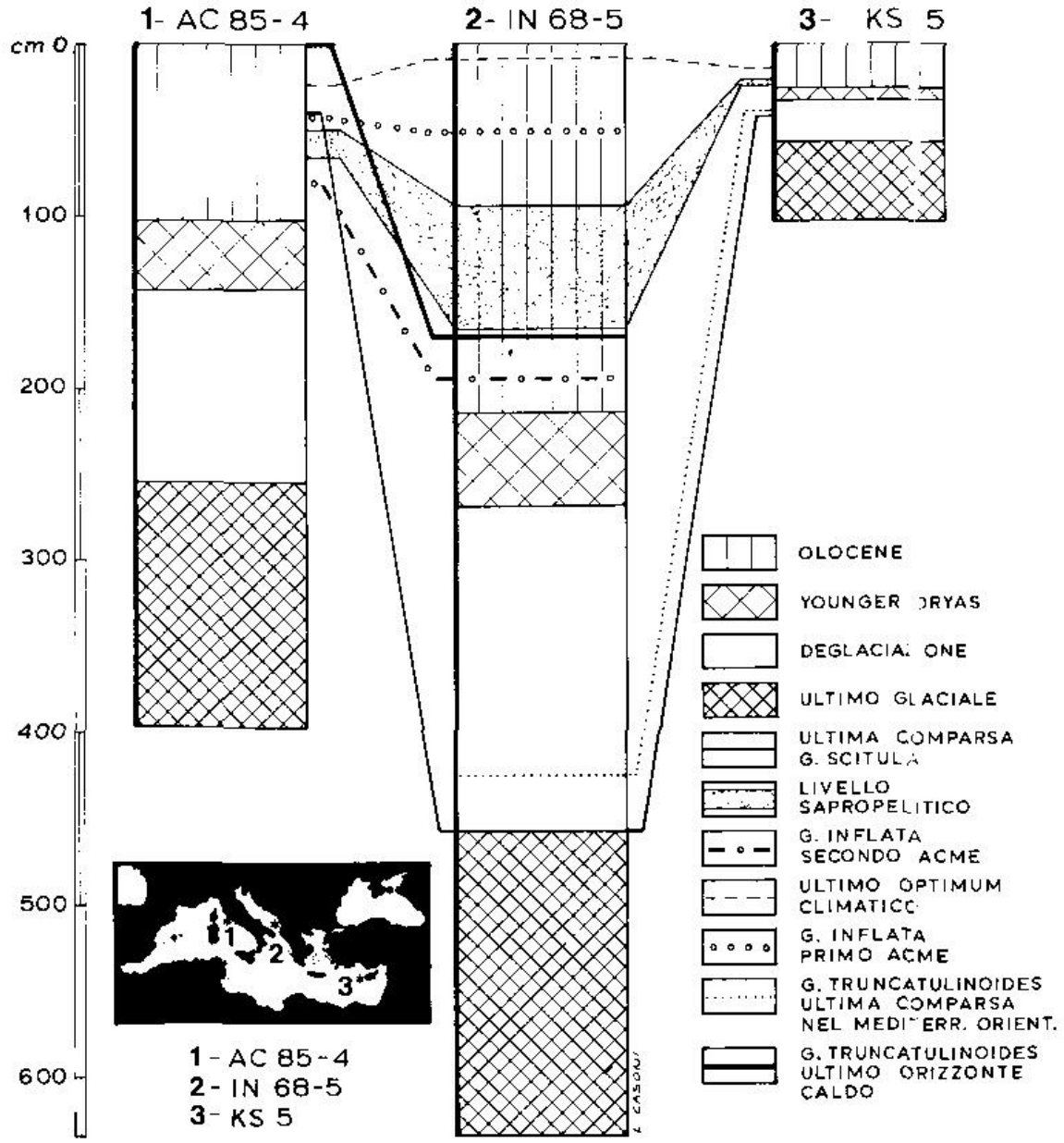


Fig. 5 - Stratigrafia della carota IN 68-5 prelevata nel basso Adriatico messa in confronto con una carota del Tirreno {AC 85-4) o del Bacino levantino (KS 5).

Sono evidenziate le correlazioni tra i maggiori eventi bio-stratigrafici.

La stratigrafia di dettaglio permette anche di stabilire che i grandi apporti detritici dei fiumi nelle zone più profonde sono drasticamente diminuiti negli ultimi 3-4000 anni. Nella D.M.A., in particolare, la sedimentazione detritica attuale sarebbe quasi nulla, come d'altra pane è anche testimoniato dall'origine, solo locale, della sostanza organica presente sui fondali (FAGANELLI, PEZDIC, OGOLEREC e MISIC, 1990).

Nelle carote prelevate nelle zone profonde sono inoltre conservate le prove di ingenti *blooms* algali e di estinzioni di Foraminiferi bentonici che hanno caratterizzato la storia del bacino negli ultimi millenni (AS1OLI, BORSETTI, CAPOTONDI e COLANTONI, 1990).

Sui fondali meno profondi, ed in particolare su quelli influenzati dagli apporti padani, resti di diatonice e di silico-flagellate messi in relazione alla scala temporale assoluta relativa agli ultimi secoli definita dai profili di ^{210}Pb, ^{137}Cs e ^{134}Cs contenuti nei sedimenti, permettono infine di ricostruire la storia della produttività primaria e dei fenomeni di eutrofizzazione e di anossia delle acque a scale temporali minori (Vedi ad es. PUSKARIC, BERGER e JORISSEN, 1990).

BIBLIOGRAFIA

Asioli A., Borsetti A.M., Capotondi L., Colantoni P., D'Onofrio S.. 1990.I Foraminiferi planctonici quali indicatori paleo-oceanografici: ipotesi di variazioni di circolazione nel Mare Adriatico dall'ultimo glaciale ad oggi. *Atti 8' Congr. AIOL*, Pallanza 1988. 95-113.

Asioli A., Borsetti A.M., Capotondi L. e Colantoni P.. 1990. Past Diatom's Bloom and Foraminifera Extinction detected in old Adriatic sediments. Atti Convegno "*Marine coastal eutrophication*", Bologna 21-24/3/1990.

Ciabatti M., Curzi P.V., Ricci Lucchi F.. 1987. Quaternary sedimentation in the Central Adriatic Sea, *Giornale di Geologia* 49/1, 113-125.

Colantoni P., Asioli A., Borsetti A.M., Capotondi L., Vergnaud-Grazzini C.. 1989. Subsidenza tardo-pleistocenica ed olocenica nel Medio-Adriatico evidenziata dalla geofisica e da ricostruzioni paleoambientali. Convegno Soc. Geol. It. "*Morfogenesi e Stratigrafia dell'Olocene*", Bari 1989. In stampa su Memorie S.G.I.

Colantoni P., Preti M., Villani B.. 1990. Sistema deposizionale e linea di riva olocenica sommersi in Adriatico al largo di Ravenna. *Giornale di Geologia*, 3, 52/1, 1-18.

D'Argenio B., Horvath F., Channell J.E.T.. 1980. Palaeotectonic evolution of Adria, the African Promontory. in: Geologie des chaines alpines issues de la Téthys. *Memoire du B.R.G.M.*, 115,331-351.

Dondi L., Rizzini A., Rossi P., 1985. Recent geological evolution of the Adriatic Sea. In: *Geological evolution of the Mediterranean Basin,* D.J. Stanley e F.C. Wezel Eds,, 193-214.

Faganeli J., Pezdic J., Ogolerec B., Misic M., 1990. Source of sedimentary organic matter in the Adriatic Sea. *Rapp. Comm. int. Mer. Medit.*, 32, 1,284.

Morelli C., 1985. Promontorio africano o microplacca adriatica?. *Boll. Ocean. Teor. Appl*, 11,2,151-168.

Puskaric S., Berger G.W. Jorissen F.J., 1990. Successive appearance of subfossil phytoplankton species in Holocene sediments of the northern Adriatic and its relation to the increased entrophication pressure. *Eustuarine, Coastal and Shelf Science,* 31, 177-187.

Atti del 9° Congresso A.I.O.L.
S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990
da pag. 25 a pag. 33

CONDIZIONI IDROBIOLOGICHE NELL'ADRIATICO MERIDIONALE. APRILE 1990.

D. Bregant*, A. Allegra**, F. Azzaro**, G. Civitarese*, E. Crisafi**, R. La Ferla**, A. Luchetta*, S. Rabitti***

* C.N.R. Istituto Sperimentale Talassografico di Trieste

** C.N.R. Istituto Sperimentale Talassografico di Messina

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

ABSTRACT.

Results concerning a first interdisciplinary oceanographic campaign carried out in Southern Adriatic Sea in April 1990, are reported.

The aim of the cruise was to contribute to the still scanty and fragmentary knowledge of such a sea.

In addition to the oceanographic parameters, in opportune samples, particulate matter and its dimensional distribution, POC, PON, microbial ATP and AODC were determined.

We tried to assess the relationships existing among the various examined parameters with the attempt to define the possible correlations and the corresponding trends.

The hydrological measurements evidentiated the existence of three water masses, with different characteristics.

Significant correlations exist among the studied parameters.

1. INTRODUZIONE.

Alla fine del mese di aprile 1990, l'Istituto Talassografico di Trieste ha organizzato una campagna interdisciplinare di misure nell'Adriatico Meridionale, con la collaborazione dell'Istituto dì Biologia del Mare di Venezia e dell'Istituto Talassografico di Messina.

Lo scopo della campagna, in preparazione ad un programma più generale di ricerche sulla fenomenologia fisica, chimica e biologica dell'Adriatico Meridionale, e' stato quello di acquisire, in via preliminare, informazioni sulla distribuzione dei parametri chimici (ossigeno disciolto, nutrienti) lungo la colonna d'acqua con una elevata risoluzione verticale. A quote discrete, scelte in base alla distribuzione delle caratteristiche del campo di massa, il set di misure e' stato ampliato con la determinazione della quantità di materiale particellato, della sua distribuzione dimensionale, del contenuto in carbonio e azoto organici particellati, dell'ATP (adenosin-trifosfato) e della carica microbica.

Questo set di misure, integrato con l'acquisizione dei dati idrologici classici mediante l'utilizzazione di un profilatore verticale di pressione, conducibilità, temperatura ed estinzione del fascio collimato, e' stato raccolto per valutare le possibili correlazioni ed analogie di comportamento delle variabili, tenendo in considerazione anche la limitatezza e frammentarietà delle informazioni che attualmente si hanno per l'Adriatico Meridionale su queste tematiche (Artegiani et al., 1989; Buljan et al., 1976; Hydr. Inst.Yug.Navy 1982).

La presente nota descrive i risultati preliminari e le osservazioni su alcuni dei parametri misurati.

2. MATERIALI E METODI.

La campagna sperimentale, effettuata con la n/o Bannock del Consiglio Nazionale delle Ricerche, si è svolta dal 25 al 28 aprile 1990. Alcuni problemi tecnici hanno contratto i tempi di lavoro, per cui e' stato possibile coprire solamente il reticolo di stazioni riportato in Fig. 1.

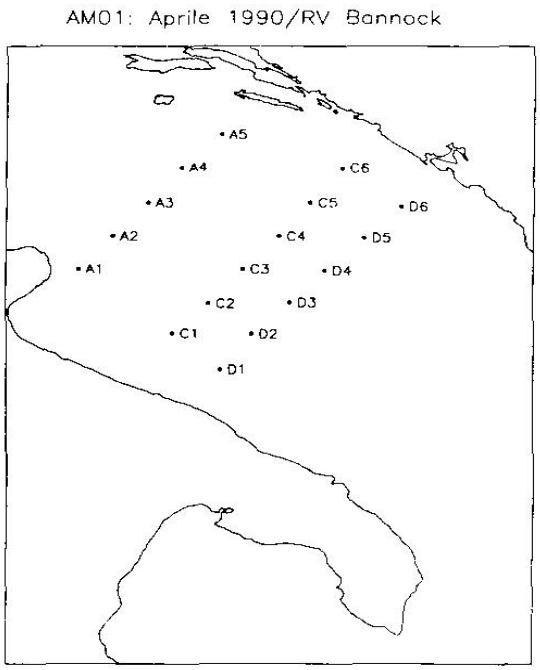


Figura 1: Ubicazione delle stazioni di prelievo.

Per la raccolta dei campioni d'acqua si e' usato un campionatore tipo Rosette General Oceanics a 12 posti, dotato dì bottiglie di tipo Niskin da 5 litri, interfacciato ad un CTD Mark V Neil Brown. L'acquisizione dei dati da CTD e' stata fatta utilizzando un PC IBM serie PS/2, mediante software di acquisizione Neil Brown. Per il calcolo delle proprietà derivate si sono utilizzati gli algoritmi standard UNESCO (FofonoffeMillard,1983).

La determinazione della concentrazione di ossigeno disciolto è stata effettuata immediatamente dopo il prelievo, cosi come l'analisi degli spettri dimensionali del materiale particellato. I campioni per la determinazione dei nutrienti sono stati conservati a -20 °C per le successive analisi di laboratorio, così come i campioni su filtro per la determinazione del peso secco, del carbonio e dell'azoto particellati.

L'ossigeno disciolto è stato determinato usando il metodo di Wìnhler come descritto da Strickland e Parson (1972).

I nutrienti sono stati analizzati, seguendo quanto riportato da Hansen e Grasshoff (1983), con un sistema automatico a flusso della Technicon AutoAnalyzer.

II peso secco totale (range: 1 - 200 //m) è stato determinato dopo filtrazione su filtri Whatman GFC (Strie kland e Parsons, 1972), utilizzati anche per la filtrazione del materiale da sottoporre all'analisi elementare di carbonio e azoto organici, effettuata mediante un analizzatore CHN Perkin Elmer 2400, dopo eliminazione della frazione carbonatica inorganica mediante esposizione a fumi di HC1 (Hedges e Stern, 1984).

La concentrazione in numero e la distribuzione di mensionate del materiale particellato sono state determinate, immediatamente dopo il prelievo, mediante conteggio elettronico al Coulter Counter mod. TA II.

Le determinazioni microbiologiche sono state effettuate su 30 campioni di acqua prelevati a varie quote, nelle stazioni CI, C3, C4, D2, D3 e D4. Opportune aliquote d'acqua, prefiltrate su 250 µm, sono state utilizzate per la valutazione dell'ATP microbico, secondo la metodica di Holm- Hansen e Paerl (1972).

I campioni sono stati filtrati attraverso membrane sterili Nuclepore con porosità 2e 0.2µm, montate su un apposito dispositivo a doppia filtrazione. La lettura della reazione luminescente e' stata effettuata con luminometro ATP 3000 della Biospherical Instruments. Per il conteggio diretto in epiflucrescenza (AODC) e' stata adottata la metodica ASTM (1985).

Le metodologie e la strumentazione usate per le misure e analisi sono riassunte in Tab. 1.

METODI ANALITICI E STRUMENTAZIONE

Parametro	Metodo	Strumentazione	Riferimento
Idrologia:			
pressione			
conducibilità			
temperatura	profilatore	CTD Mark V Neil Brown	Fofonoff and Millard, 1983
idrochimica:			
ossigeno	titolazione	burretta Metrohm 635	Strickland and Parsons, 1972
nitrati	fotometria	Technicon Autoanalyzer	Hansen and Grasshof, 1983
silicati	fotometria	Technicon Autoanalyzer	Hansen and Grasshof, 1983
Materiale particellato:			
peso secco	filtrazione	filtri Whatman GFC	Strickland and Parsons, 1972
distribuzione dimensionale	Coulter	Coulter Counter TA II	
POC, PON	analisi elem.	CHN Perkin-Elmer 2400D	Henges and Stern, 1984
Microbiologia:			
ATP	luminescenza	Biospherical ATP 3000	Holm-Hansen and Paerl, 1972
carica microbica	epifluorescenza	micr. Zeiss Axioplan	ASTM, 1985

Tabella 1: Metodi analitici e strumentazione.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE.

I dati di CTD sia per quanto riguarda la temperatura che la salinità non mostrano variazioni accentuate. La colonna d'acqua risente ancora delle condizioni invernali e in superficie inizia la fase di riscaldamento. Le temperature osservate sono comprese tra 16.5 e 12.86 °C circa, con acque leggermente più fredde dalla parte italiana rispetto a quelle verso la costa jugoslava. La salinità è compresa tra 38.11 e 38.74 PSU, con una zona centrale, tra 150 e 800 db, avente un nucleo di salinità maggiore di 38.7 PSU (Fig.2).

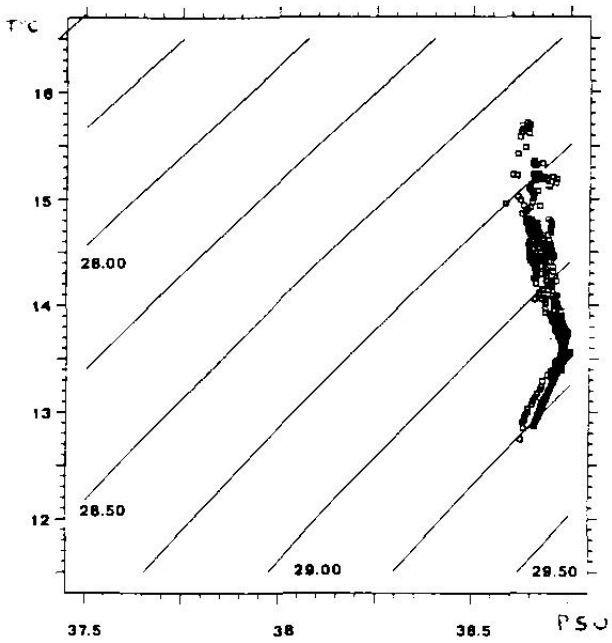


Figura 2: Diagramma TS riferito alla sezione D .

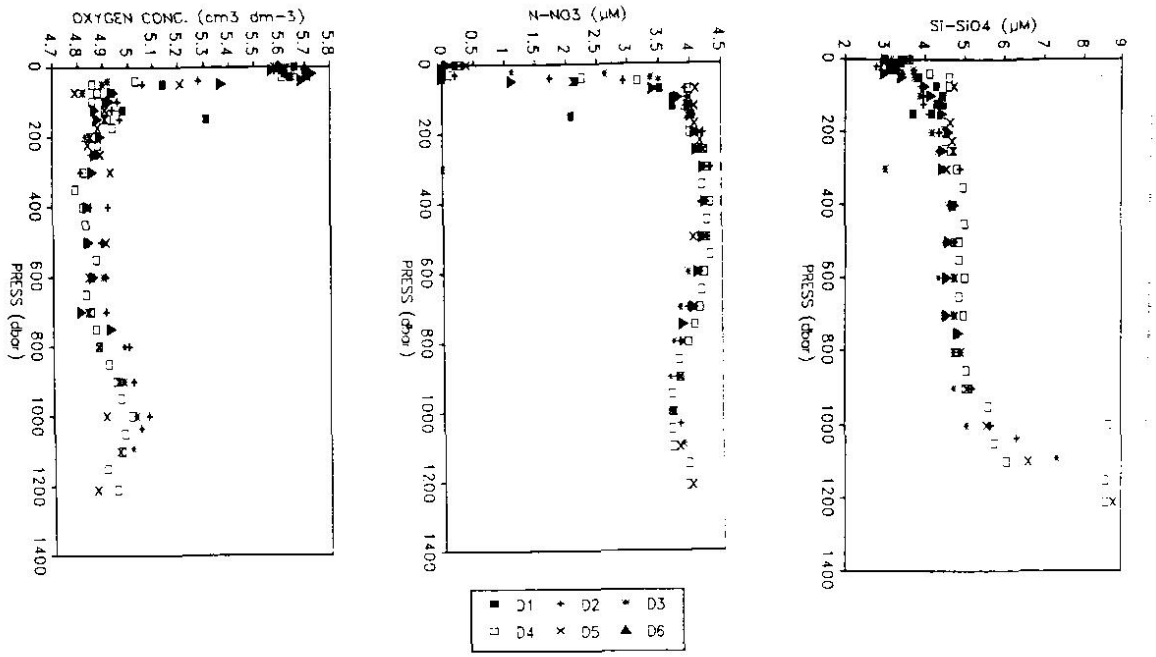


Figura 3: Distribuzione verticale dell'ossigeno disciolto, dei nitrati e dei silicati nella sezione D.

Stat.	Press. dbar	Temp. °C	Sal. PSU	Dens. rt	Oxygen cm3 dm-3	N-NO3 µM dm-3	Si-SiO4 µM dm-3	POC µg dm-3	PON µg dm-3	Part. concen. N cm-3	Part. volume µm3 dm-3	ATP >2 µm ng dm-3	ATP <2<0.2 µm ng dm-3	Biomass Carbon µg dm-3	AODC cells cm-3
C2	10	15.406	38.668	28.712	5.64		3.24					10.67	1.37	3.01	19000
C2	20	14.770	38.660	28.851	5.70		3.13			80603	0.59	18.80	1.82	5.16	18000
C2	250	13.545	38.749	29.195	4.85	4.27	4.58			5855	0.08	3.35	0.97	1.08	20000
C2	400	13.546	38.751	29.200	4.86	4.22	4.72			2883	0.03	2.35	1.14	0.87	19000
C2	500	13.422	38.729	29.213	4.89	4.11	4.58			11210	0.19	1.04	1.34	0.59	14000
C3	10	15.278	38.666	28.739	5.69	b.d.l.	3.07			68738	0.60				2900
C3	20	14.924	38.672	28.825	5.71	b.d.l.	3.19	88.80	13.50	79972	0.64	5.89	2.02	1.98	15000
C3	500	13.557	38.750	29.201	4.85	4.23	4.73	23.70	2.30	7002	0.06	1.39	0.74	0.53	7300
C3	900	13.046	38.679	29.265	4.97	3.72	4.91	17.00	2.10	4787	0.07	0.18	0.36	0.14	5800
C3	1000	12.897	38.663	29.286	4.99	3.80	6.15			1892	0.04	0.39	0.35	0.18	13000
C4	10	15.197	38.650	28.746	5.66		2.99	154.40	21.90	68018	0.93	15.26	1.77	4.26	9200
C4	20	14.992	38.643	28.787	5.67		2.99			74822	0.62	13.13	1.76	3.72	10000
C4	500	13.550	38.750	29.202	4.86	4.14	4.40			3412	0.04	2.71	2.08	1.20	36000
C4	1000	12.952	38.668	29.278	4.95	3.72	5.48			2537	0.04	0.22	1.10	0.33	6800
C4	1100	12.892	38.661	29.289	4.92	3.85	6.78			5272	0.08	0.96	0.34	0.33	7800
D2	10	14.976	38.620	28.772	5.71	b.d.l.	2.91			70632	0.94	9.66	3.67	3.33	6600
D2	20	14.589	38.685	28.910	5.72	b.d.l.	2.77			73766	0.74	10.77	1.26	3.01	10000
D2	500	13.547	38.743	29.198	4.89	4.26	4.74			3791	0.04	1.72	1.40	0.78	8800
D2	900	13.051	38.675	29.261	5.02	3.77	5.20			5155	0.06	1.22	0.82	0.51	8000
D2	1000	12.972	38.666	29.273	5.08	3.69	5.66					0.61	0.73	0.33	7300
D3	10	14.884	38.637	28.807	5.69	b.d.l.	3.00					13.04	1.70	3.68	32000
D3	20	14.604	38.648	28.878	5.71	1.11	3.28	102.90	15.40	57239	0.58	20.90	3.79	6.17	34000
D3	500	13.549	38.748	29.201	4.83	4.13	4.47	64.50	8.60	3192	0.04	1.14	1.04	0.54	5100
D3	900	13.066	38.680	29.262	4.98	3.65	4.74	48.10	6.00	7783	0.11	0.76	0.63	0.35	5100
D3	1000	12.966	38.671	29.278	5.03	3.64	5.05	46.80	5.40	2178	0.02	0.99	1.04	0.51	3700
D4	10	15.225	38.685	28.767	5.66	b.d.l.	3.36					12.46	2.60	3.76	29000
D4	20	14.675	38.663	28.874		b.d.l.	3.24	91.20	13.10	63973	0.57	13.74	1.79	3.88	36000
D4	650	13.529	38.742	29.205	4.83	4.16	4.85	45.30	5.70	4611	0.05	0.74	0.35	0.27	11000
D4	1000	12.998	38.673	29.273	5.01	3.69	8.65	24.10	2.50	2658	0.03	0.35	0.77	0.28	2900
D4	1150	12.867	38.657	29.292	4.91	3.94	8.54					0.49	0.33	0.20	9700

NOTE :b.d.l. = below detection limit.

Tabella 2: Risultati delle determinazioni effettuate.

	press	temp	sal	den	ox	no3	sio4	poc	pon	num	vol	atp1	atp2	bio	aodc
press	1	-0.943	0.121	0.910	-0.788	0.248	0.879	-0.823	-0.852	-0.848	-0.823	-0.830	-0.728	-0.842	-0.493
temp	-0.943	1	-0.348	-0.992	0.902	-0.499	-0.826	0.894	0.917	0.945	0.927	0.867	0.715	0.873	0.392
sal	0.121	-0.348	1	0.462	-0.656	0.585	0.123	-0.503	-0.521	-0.591	-0.618	-0.479	-0.309	-0.472	0.034
den	0.910	-0.992	0.462	1	-0.942	0.735	0.799	-0.906	-0.931	-0.969	-0.956	-0.886	-0.720	-0.892	-0.369
ox	-0.788	0.902	-0.656	-0.942	1	-0.985	-0.709	0.816	0.851	0.976	0.946	0.888	0.691	0.890	0.275
no3	0.248	-0.499	0.585	0.735	-0.985	1	0.217	-0.768	-0.808	-0.917	-0.893	-0.881	-0.707	-0.868	-0.390
sio4	0.879	-0.826	0.123	0.799	-0.709	0.217	1	-0.706	-0.724	-0.779	-0.767	-0.717	-0.649	-0.730	-0.386
poc	-0.823	0.894	-0.503	-0.906	0.816	-0.768	-0.706	1	0.996	0.834	0.926	0.829	0.694	0.822	0.498
pon	-0.852	0.917	-0.521	-0.931	0.851	-0.808	-0.724	0.996	1	0.869	0.943	0.848	0.729	0.843	0.540
num	-0.848	0.945	-0.591	-0.969	0.976	-0.917	-0.779	0.834	0.869	1	0.955	0.868	0.655	0.869	0.193
vol	-0.823	0.927	-0.618	-0.956	0.946	-0.893	-0.767	0.926	0.943	0.955	1	0.833	0.699	0.843	0.139
atp1	-0.830	0.867	-0.479	-0.886	0.888	-0.881	-0.717	0.829	0.848	0.868	0.833	1	0.734	0.996	0.564
atp2	-0.728	0.715	-0.309	-0.720	0.691	-0.707	-0.649	0.694	0.729	0.655	0.699	0.734	1	0.789	0.529
bio	-0.842	0.873	-0.472	-0.892	0.890	-0.868	-0.730	0.822	0.843	0.869	0.843	0.996	0.789	1	0.576
aodc	-0.493	0.392	0.034	-0.369	0.275	-0.390	-0.386	0.498	0.540	0.193	0.139	0.564	0.529	0.576	1

Tabella 3: Matrice di correlazione tra le variabili determinate.

Note: num = concentrazione delle particelle

vol = volume delle particelle

ATP1 = ATP 2 μm

ATP2 = ATP 0.2 μm

BIO = Biomassa C (ATPx250)

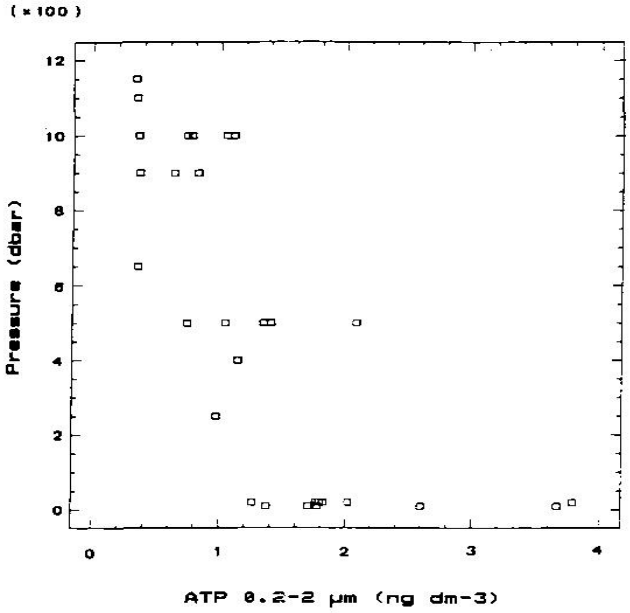


Figura 4: Relazione tra pressione e ATP relativo alla frazione compresa tra 2 e 0.2 μm.

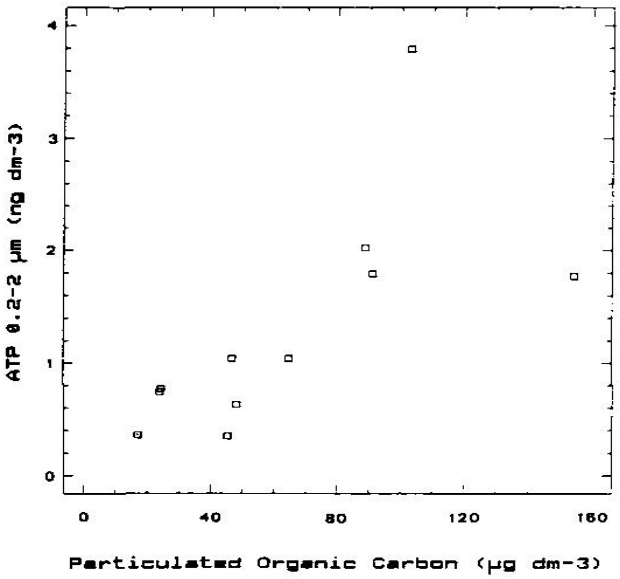


Figura 5: Relazione tra ATP relativo alla frazione compresa tra 2 e 0.2 μm e POC.

Nella Fig. 3 sono riportati i profili verticali dell'ossigeno disciolto, dei nitrati e dei silicati.

L'ossigenazione è buona lungo tutta la colonna d'acqua, con concentrazioni comprese tra 5.6 e 4.7 cm^3 dm^{-3}. I valori superficiali sono soprasaturi, mentre nel resto della colonna i valori di saturazione non scendono al di sotto dell'84%. Il massimo dell'ossigenazione si osserva tra i 20 e 40 db, mentre in corrispondenza del massimo di salinità si notano valori minimi. Verso il fondo i valori tornano ad aumentare leggermente.

I nitrati ed i silicati mostrano un progressivo incremento man mano che si procede verso il fondo. Le concentrazioni dei nitrati sono comprese tra 0 e 4.66 µM. Si osserva una zona, tra 100 e 800 db, con concentrazioni maggiori di 4 µM; poi i valori diminuiscono leggermente fino al fondo.

La concentrazione dei silicati varia tra 2.14 e 8.86µM; i valori massimi si hanno verso il fondo dopo i 1000 m.

Se confrontiamo questi risultati con i diagrammi TS delle singole trasversali possiamo individuare la presenza di tre corpi d'acqua con caratteristiche diverse.

Abbiamo dapprima un corpo d'acqua superficiale con salinità inferiore a 38.7PSU, dove si ha il massimo di ossigenazione ed il minimo di nutrienti.

Successivamente si osserva un corpo d'acqua centrale compreso tra 100-150 e 800 db, con salinità maggiore di 38.7 PSU, dove si notano i minimi di ossigenazione ed il massimo dei nitrati. Questo corpo potrebbe essere rappresentativo delle acque di origine levantina, ed esserne l'espansione nel bacino.

Infine il corpo di fondo con salinità nuovamente inferiore a 38.7 PSU, temperature inferiori a 13.1 °C e σ_t maggiore di 29.22. In queste acque si osservano un leggero incremento dell'ossigeno ed un forte incremento dei silicati, mentre i nitrati hanno concentrazioni leggermente inferiori di quelle del corpo d'acqua sovrastante. Queste potrebbero identificarsi come caratteristiche delle acque dense, anche se abbiamo pochi elementi per affermare che si siano formate nel bacino meridionale o che provengano dall'Adriatico settentrionale.

In Tab. 2 e 3 sono riportati rispettivamente il set principale di misure ottenuto durante la campagna e la matrice di correlazione calcolata tra le variabili.

I valori misurati di POC e PON mostrano variazioni significative tra le acque superficiali e quelle profonde; infatti nello strato eufotico il range osservato è 88.8 - 154.4 µg dm^{-3} per il POC, e 13.1-21.9 µg dm^{-3} per il PON. In profondità questi valori scendono rispettivamente a 17-46.8 e 2.1-5.4 µg dm^{-3}. Le medesime variazioni si osservano per quanto riguarda la concentrazione totale di particelle nel range dimensionale osservato da 1 a 40 µm.

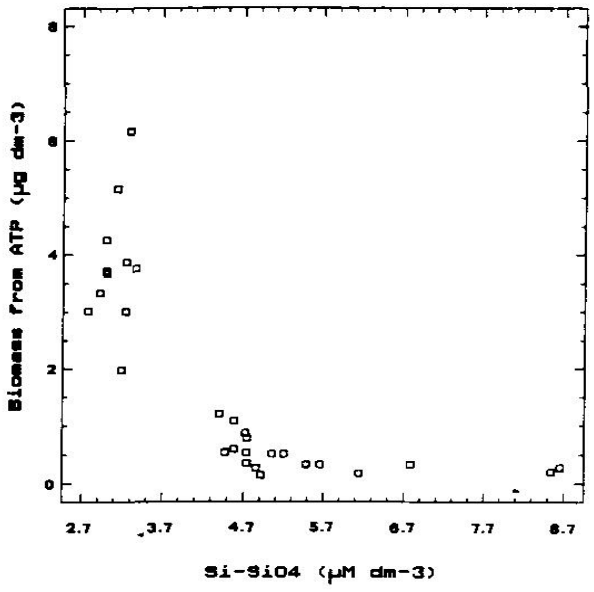


Figura 6: Relazione tra biomassa ricavata dall'ATP e silicati.

I valori di ATP totale variano da un massimo di 24.7 ng dm^{-3} ad un minimo di 0.55 ng dm^{-3}. L'ATP mostra valori normali per acque oligotrofiche e una distribuzione regolare lungo la colonna d'acqua in relazione con le zone fotiche e afotiche. I conteggi diretti delle cellule batteriche al microscopio (AODC) oscillano tra un massimo di $3.6x10^4$ cell cm^{-3} e un minimo di $2.9x10^3$ celi cm^{-3}. Dall'analisi dei risultati si evidenzia l'esistenza di una differenza di relazione tra le due frazioni dimensionali di ATP determinate e la profondità. Infatti nelle quote

superficiali l'ATP relativo alla frazione compresa tra 2 e 0.2 μm rappresenta circa il 10-20 % del totale, mentre nelle quote più profonde costituisce circa il 50-60 %. Questa differenza e' da attribuire alla presenza preponderante del fitoplancotn negli strati eufotici (confermato dal rapporto C/N osservato intorno a 6-7), mentre a quote inferiori predominano gli organismi del batterioplancton (Karl, 1980) (Fig. 4).

I valori di ATP di entrambe le frazioni dimensionali esaminate sono risultati correlati direttamente con quelli del POC e del PON, ed inversamente con l'azoto da nitrati e con il silicio da silicati, tuttavia le determinazioni relative all'ATP superiore ai 2 μm mostrano una migliore correlazione. In definitiva ad un aumento della biomassa corrisponde una diminuzione dei nutrienti, presumibilmente dovuta all'assimilazione di questi ultimi da parte dei microorganismi, con un conseguente aumento del particellato organico (Fig. 5 e 6).

Per quanto concerne il rapporto tra biomassa da ATP totale e POC, risulta che la frazione vitale rappresenta una minima parte del particellato organico in tutti i campioni esaminati. In genere invece, con l'aumentare della profondità, il detrito costituisce la frazione preponderante della sostanza organica (Karl, 1980). L'andamento del rapporto C/N costituisce una parziale conferma di ciò, in quanto solo nella stazione C3, alla profondità di 500 db, si raggiunge un valore superiore a 10, tipico di acque profonde e di una elevata frazione detritica. Tuttavia il basso riscontro del rapporto frazione vivente/detrito nei campioni studiati sembra relativo ad una particolare situazione stagionale lardo-invernale. Infatti anche Manuels e Postma (1974) hanno evidenziato per le acque del mare di Wadden (Mare del Nord), un'oscillazione di tale rapporto con l'andamento stagionale, variando la percentuale media di carbonio vitale da 20 a meno dello 0.1 % rispettivamente nel periodo estivo ed invernale.

BIBLIOGRAFIA.

Artegiani, A., R. Azzolini, E. Salusti. 1989. On the dense water in the Adriatic Sea. Oceanologia Acta, 12:151-160.

ASTM. 1985. Standard methods for enumeration of aquatic bacteria by epifluorescence microscopy counting procedure. Designation D4455/85, Filadelfia, 11, 02:632-634.

Buljan, M., M. Zore-Armanda. 1976. Oceanographical proper ties of the Adriatic Sea. in: Barnes H. (editor). Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev., 14:11-98

Fofonoff, N. P., R.C. jr. Millard. 1983. Algorithms for computation of fundamental properties of seawater. UNESCO Technical papers in Mar. Sci., 44,53 pp.

Hedges, J. I-, J. H. Stern. 1984. Carbon and nitrogen determinations of carbonate-containing solids. Limnol. Oceanogr., 29:657-663.

Holm-Hansen, O., H. W. Paerl. 1972. The applicability of ATP determination for estimation of microbial biomass and metabolic activity. Mem. Ist. Ital. Idrobiol., 29 suppl., 149-168.

Hansen, H. P., K. Grasshof. 1983. Automated chemical analysis, in: Grasshof K., M. Ehrardt, K. Kremling (editors). Methods of Sea water Analysis, Verlag Chemie, II ed. Weinheim, 347-395.

Hydrographic Institut of the Yugoslav Navy. 1982. Andrija Mohorovicic 1974-1976. Reports and results of the oceanographic investigations in the Adriatic Sea, Split, 239 pp.

Karl, D. N. 1980. Cellular nucleotide measurements and applications in microbial ecology. Microbial Reviews, 739 - 796.

Manuels, M.,H. Postma. 1974. Measurements of ATP and organic carbon in suspended matter of the Dutch Wadden Sea. Netherlands Journal of Sea Research, 8 (2-3): 292 - 311.

Strickland, J. D.H., T.R. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Bd. Canada, 167,2d ed., 311 pp.

UNESCO. 1988. The acquisition, calibration and analysis of CTD data. Technical papers in Mar. Sci.,54,94 pp.

Zoccolotti, L., E. Salustì. 1987. Observations of a vein of very dense marine water in the southern Adriatic Sea. Continental Shelf Res., 7: 535-551.

Atti del 9° Congresso A.LO.L.
S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990
da pag. 35 a pag. 44

GEOCHEMICAL AND BIOSTRATIGRAPHIC RECORDS OF HISTORICAL ENVIRONMENTAL STRESSES IN SEDIMENTS OF NORTH-WESTERN ADRIATIC

P. Giordani*, A. Asioli**, A.M. Borsetti*, M. Frignoni* and F. Lucchini***

* Istituto per la Geologia Marina del C.N.R., Via Zamboni, 65 - 40127 Bologna;
** Istituto di Geologia della Università, Viale delle Scienze - 43100 Parma;
*** Dipartimento di Scienze Mineralogiche della Università, Piazza di Porta S.Donato, 1-40127 Bologna.

RIASSUNTO

Sulla base delle indicazioni cronologiche derivate dai profili del 2l°Pb in eccesso sono stati confrontati dati geochimici e biostratigrafici di quattro carote prelevate nell'Adriatico N-occidentale. Lo scopo era verificare la possibilità di individuare nei sedimenti qualche record dei maggiori episodi che durante gli ultimi decenni hanno avuto incidenze più o meno macroscopiche sull'ambiente marino (alluvioni padane, fenomeni eutrofici, perforazioni di pozzi per la ricerca di idrocarburi).

Il periodo "umido", durante il quale si sono verificate le alluvioni, sembra aver lasciato tracce, evidenziate sia dai parametri chimici che biologici, soprattutto nella stazione più vicina alla costa. Negli altri casi soltanto variazioni nei profili di alcuni parametri chimici sembrano corrispondere agli eventi considerati. Dal confronto fra la cronologia del ^{210}Pb e la probabile datazione storica degli eventi, emergono interessanti considerazioni sulla risoluzione temporale dei records stratigrafici e sui processi deposizionali nelle stazioni campionate.

1. INTRODUCTION

Terrigenous and biogenic components of sediments are believed to retain some memory from the quality of the marine environment at the rime of their deposition. In this paper we report some results from a geochemical and micropalaeontological investigation of sediments aimed to recognize, if any, records of the major environmental stresses occurred during the ìast decades in the Northern Adriatic.

2. AREA OF INVESTIGATION

The sediment samples analyzed for this investigation were collected at four stations sited on a coast-offshore transect on the western side of the Northern Adriatic basin. This area is being affected by very frequent and massive eutrophication phenomena over the last fifteen years. Earlier a 25 year period of wet weather culminated into a

couple of dramatic flooding episodes involving the Po basin (1951 and 1966). Moreover this area is being exploited by AGIP oil company, which has been drilling wells for more than 20 years. Sampling stations sited off Cesenatico are reported and described in Giordani et al. (1991). They were selected as representative of different sedimentary regimes induced by hydrodynamic variability (Franco, 1989).

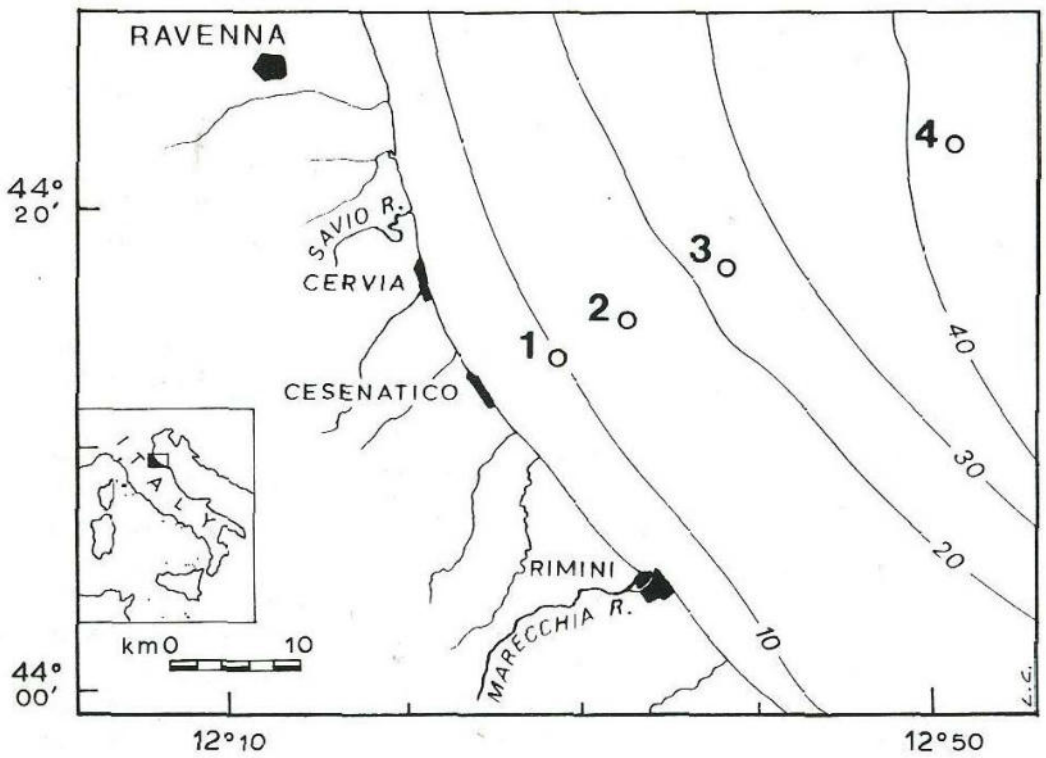


Fig. 1 - Sampling stations

3. MATERIALS AND METHODS

Eight short cores (15 - 25 cm, 6 cm i.d.), two for each station, were collected in September 1988 with a small gravity corer. Sediment was extruded and sectioned into slices of different thickness: 1 cm from the surface down to 4 cm; 2 cm between 4 and 10 cm; 4 cm below. Samples from one core were freeze dried and analyzed for main mineralogy by XRD, major and trace elements by XRF, organic carbon, nitrogen and sulfur by gas-chromatography (Carlo Erba 1108 CHNS analyzer), biogenic silica by the leaching method of DeMaster (1979).

Sediment accumulation rates at the tour stations were determined from excess ^{210}Pb profiles on a different set of cores. 210Pb activities were measured by gamma spectrometry, using a Ge detector with high resolution at low energies (Ortec GMX). Background corrections were made subtracting 2l2Pb activities, assumed to be in equilibrium with ^{226}Ra.

Forams were analyzed for species and frequency of different taxa on an optical microscope in the > 63 um fraction of the sediment, after washing through a sieve.

4. RESULTS

The interpretation of the chemo and bio stratigraphic data lies upon ^{210}Pb chronology which is commonly used, together with the artificial ^{137}Cs, to trace back the impact of man's activity on aquatic environments (Santschi, 1984) and their history of pollution.

Unfortunately the samples analyzed did not belong to the same cores where chemical and foram analyses were carried out, even if the sectioning resolution was the same. This sets some limits to the interpretation of the results and must be taken into account. Table 1 shows the sediment mean accumulation rates calculated from the profìles, together with the time range dated to the core lower end.

The ^{210}Pb method allowed to date the bases of the analyzed cores back to 70-90 years, covering the period in which the above mentioned environmental stresses occurred.

The stations show quite similar accumulation rates; station 4 shows the highest value where it should be the lowest, because of the high sand percentage. This result is rather puzzling, even because the 137Cs profile would suggest a limited influence by the most recent input, and a clear explanation would require a new sampling. As pointed out by Giordani et al. (1991) these samples do not seem affected by recent mixing processes; on the other hand, as suggested by Frignani and Langone (1991), the sedimentary pattern is probably more affected by exceptional events than by steady processes. As ìong as we cannot discriminate and quantify the effects of mixing, bioturbation, erosion and changes in deposition rates, these figures should be considered as apparent rates.

TABLE 1 - Sediment accumulation rates at the five stations calculated from excess ^{210}Pb vs depth profiles and time related to the analyzed sediment layers.

Core n.	Accumulation rate g/cm^2y	cm/y	time interval y
1	0.22+/-.08	0.18+/-.07	90+/-1
2	0.24+/-.14	0.19+/-.11	70+/-2
3	0.27+/-.14	0.22+/-.11	80+/-2
4	0.28+/-.09	0.22+/-.07	50+/-1

The sandy fraction, >63 um, never reaches values higher than 5 % in the first three cores, while core 4 contains as much as 40-50% of coarse sediment.

The bulk mineralogy of the samples shows no outstanding differences in the composition of the sediments collected at the four stations; quartz and carbonate contents make up together more than 40 % of the sample weights. Being rather inert in terms of adsorption capacity towards pollutants, these two minerals consistently dilute their absolute contents. On the other hand clay minerals, which are the most active adsorbers, make up approximately 50 % of the samples.

The element concentrations are reported in Table 2.

TABLE 2 - Average concentration values of major and selected trace elements in the analyzed cores and in shales (from Mason and Moore, 1982).

	Core 1	Core 2	Core 3	Core 4	Shales
%					
SiO_2	46.59	46.87	42.60	46.60	58.10
$A1_2O_3$	11.48	11.56	12.59	10.07	15.40
Fe_2O_3	4.60	4.56	5.14	3.73	6.74
MgO	3.60	3.70	4.15	3.65	2.44
CaO	13.00	12.81	12.31	14.46	3.11
Na_2O	1.84	1.85	1.96	2.01	1.30
K_2O	2.19	2.20	2.41	1.89	4.24
TiO_2	.55	.55	.56	.47	.65
MnO	.10	.10	.10	.08	.11
P_2O_5	.14	.14	.14	.12	.17
ug/g					
Ni	71	68	76	52	68
Cr	127	128	143	105	90
V	98	97	119	34	130
Cu	26	33	25	12	45
Zn	107	110	128	79	95
Pb	25	24	39	24	20
Ba	297	302	2239	237	580

These samples, compared to the average composition of shales, show a significant higher CaO content, due to the presence of as much as 25% of $CaCO_3$. This lowers the concentrations of the other oxides with the exception of MgO and Na_2O. Concentrations of trace elements are very similar for stations 1 and 2, and station 3 shows enrichments. In this case the concentration of Ba is one order of magnitudine higher, clearly from the disposal of drilling muds. The sandy sediment of station 4 shows the lowest trace element concentrations.

The concentrations of organic carbon, nitrogen and biogenic silica have been used

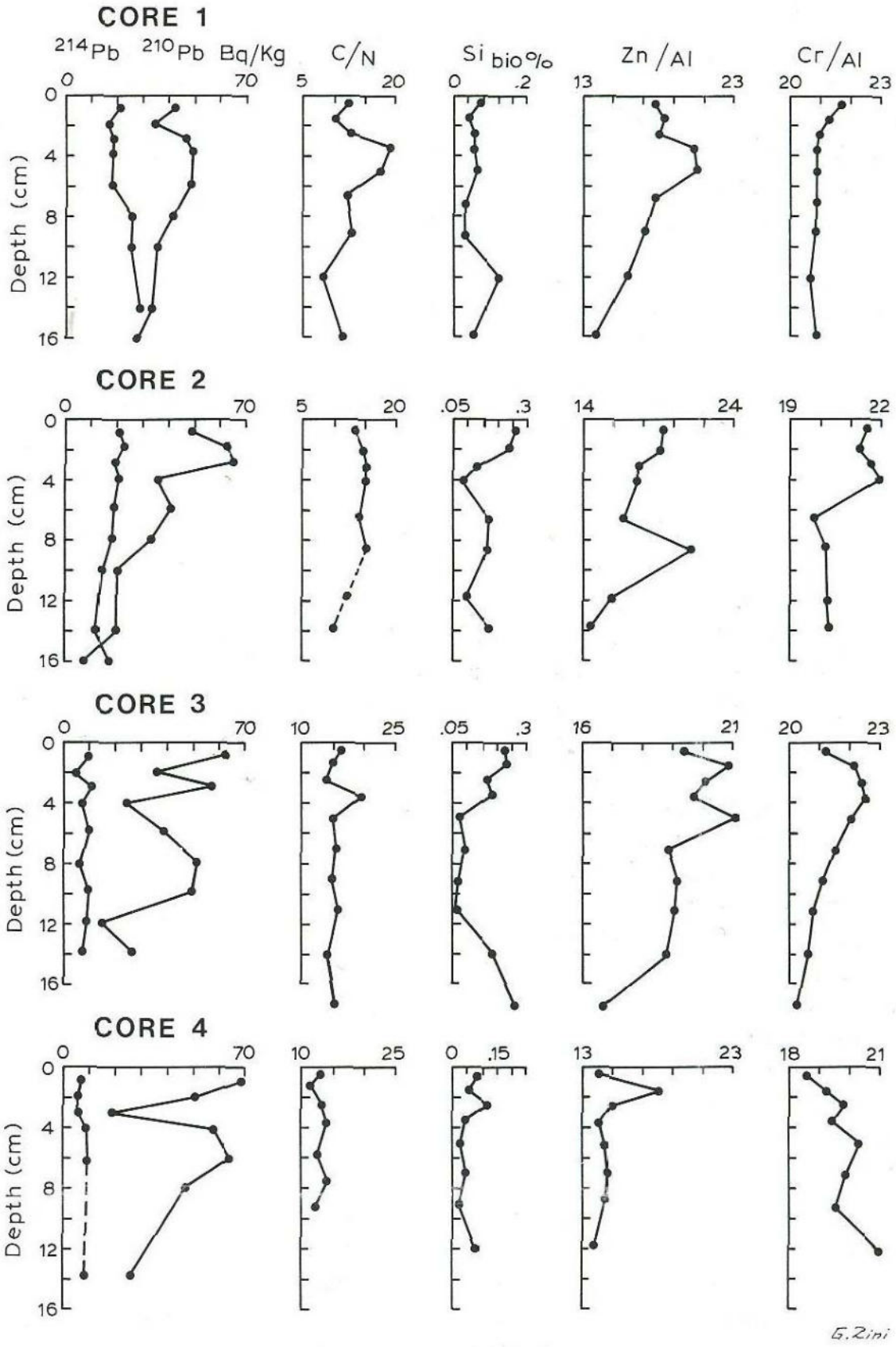


Fig. 2 - Depth profiles of selected chemical parameters in the sediment cores.

as chemical markers of the sediment biogenic component. The C/N ratios should mark the origin of the sediment organic matter, being normally accepted that marine organic debris is characterized by low C/N values (6- 7) compared to land derived (Giordani & Angiolini, 1983). Fig. 1 shows the depth profiles of these parameters with those of other land derived trace metals. Cr and Zn have been chosen as representative of different behavior towards diagenetic processes (Ridgeway and Price, 1987; Prohic and Juracic, 1989). Their ratios to Al are reported in order to avoid matrix effects and stress out enrichments from pollution. Fig. 1 also shows the depth profiles of ^{210}Pb. Their irregular shape could be ascribed to variability in the sedimentation regime.

These profiles have also been compared with the qualitative and semiquantitative distribution pattern of forams. Their assemblages appear the same in all the samples, with very few exceptions. The observed species are included in the list reported by Jorissen (1987), dominateti by Ammonia beccarii, Ammonia tepida. Ammonia perlucida, Elphidium sp. and valves of Lamellibranches. Radiolaria and Ostracoda are found in a limited number of samples. Ali the observations were made in the sandy fraction; its range for each core is reported in the following stratigraphic description, also shown in Fig. 2.

Station 1 - The analyzed sediment fraction ranges between 1 and 4 %. Al the lower end section (12-10 cm) a rich and diversified fauna is present. In the following 3 cm the faunal assemblages is the same with the addition of reworked specimens, which are ascribed to an increase of transported materials from land. At 5-6 cm a sharp change and only very rare Ammonia perlucida occur. In the 6-4 cm interval, the presence of vegetal remains matches the disappearance of any faunal species. In the above sediment layers the benthic faunal assemblages reappears, becoming richer and more diversified towards the sediment-water interface.

Station 2 - The significant sediment fraction is 1-5% . Below the top 2 cm, few specimens have been observed. Their associations do not allow to distinguish environmental changes, however the appearance of Radiolaria and, constantly, of Ammonia tepida, outlines a lower salinity water influence. The sediment looks reworked throughout with no stratiphication. Remains of molluscs and vegetation peats mixed with forams typical of different environments would support the occurrence of strong bioturbation or frequent physical mixing.

Station 3 - The analyzed fraction amounts to 1-3 %. The foram assemblage is very rich and diversified with abundant remains of molluscs. Radiolarians are found at the 4 - 6 cm level. Above it (3-4 cm) a level of quartz sand is observed.

Station 4 - These are sandy sediments (40-55%) with a prevailing quartz fraction. Faunal individuals are rather dispersed.

5. DISCUSSION

The main environmental stresses which have occurred in the investigated area and might have left some records in the sediments are a) two floods of the Po river in 1951

and 1966; b) massive eutrophication phenomena with consequent fish mortality in 1975-77 and 1983; e) spreading of huge quantities of drilling muds over the sea-floor, which has been carried out in proximity of station 3 in 1971, 1982 and 1986.

The effect of a flood is the discharge of an abnormous input of fresh water and terrestrial detritus into the coastal environment. This would immediately affect living organisms, due to a decrease in salinity and an increase in turbidity of the coastal waters. Depositional sites would receive an higher load of land derived materials, dominated by the allumino-silicatic minerals and associated elements. The mobilization of materials from heavily polluted sites not affected by normal dynamic conditions, would increase the average content of contaminants in the sediments. Moreover land derived organic matter would predominate.

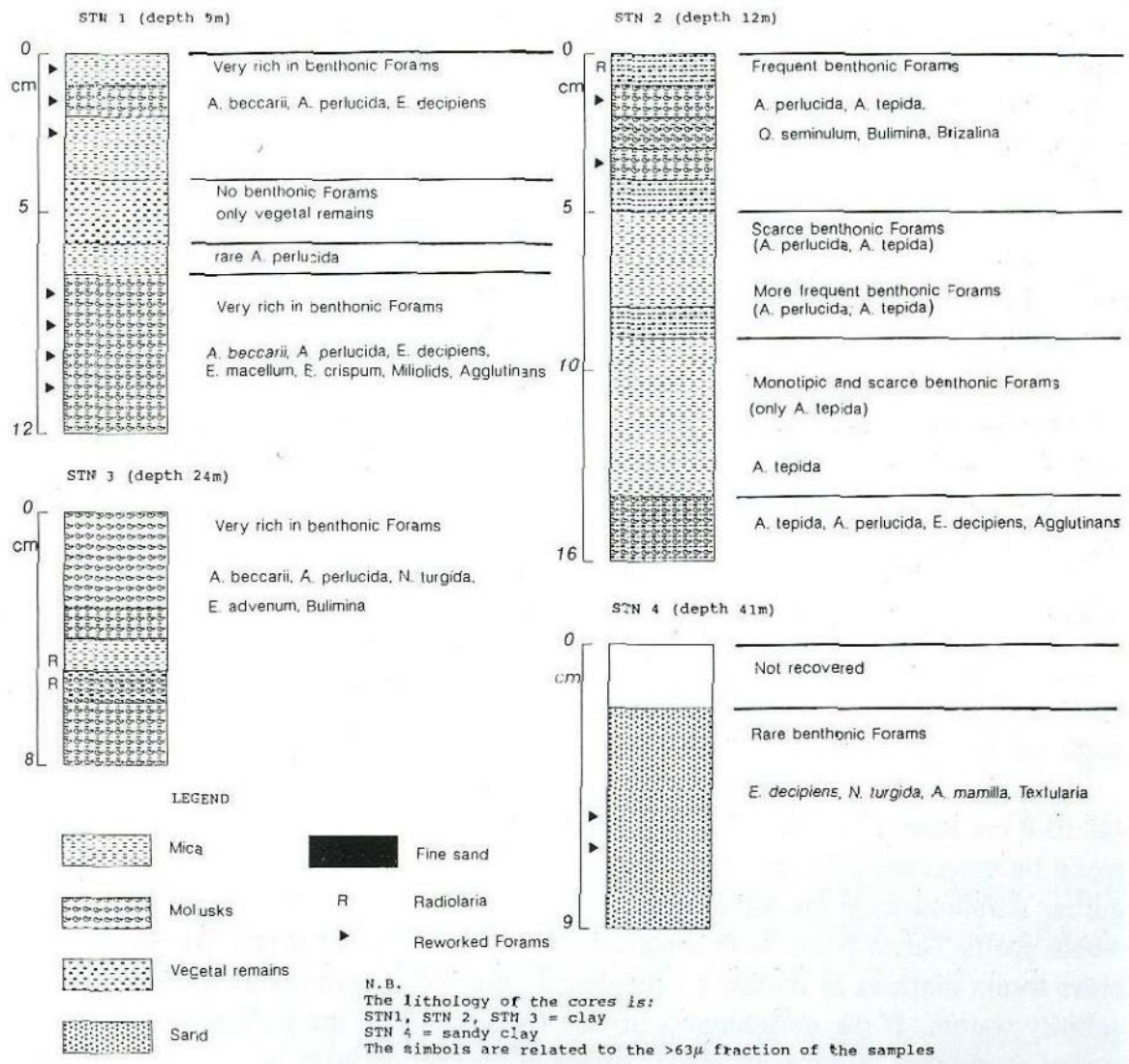


Fig. 3 - Micropalaeontological assembleages in the cores.

An increase in depth profiles of metal concentration/Al and C/N ratios are expected (Martincic et al., 1989; Giordani & Angiolini, 1983). The metals to be taken into account should not be affected by diagenetic mobility over the time scale considered.

An abnormal biological productivity in the water column implies more organic matter and elements involved in the biological cycles reaching the sea-floor. Algal blooms occuring in the Northern Adriatic are made up mostly of diatoms and dinoflagellates. According to Puskaric et al. (1990) only the most silicified taxa can be identified in the sediments, whilst the Chaetoceros and Skeletonema species, the most abundant in the Adriatic blooms, are very fragile and mostly dissolve in the water column. Other species than the above two have however massively appeared in different times during the years characterized by the biggest blooms, therefore an increased number of silicified organisms is anyway expected to reach the sediments, whilst lower C/N ratios would result from more abundant marine organic debris.

Finally the disposal of drilling muds affects sediment composition not only in the concentration of Barium, but also in that of other trace elements included in their composition. Increased concentrations of Cr, Pb, Zn and Cu were detected in the sediments of another area after similar drilling operations (Ceffa et al., 1989). Also the benthic communities would be expected to show some effect from the spreading of these materials over the sea floor.

The flood events could have left a signature in core 1 between 8 and 3 cm. The whole period of "wet weather" is believed to last between 1950 and 1975 (Marabini and Veggiani, 1991). Therefore the level 10-4 cm showing the above described sequence of foram assemblage, through disappearance and restoring of favourable conditions for their development, could be the sedimentary signature of this period. The Me/Al profiles show a coherent increase matching enrichments of trace elements bound to the fine, clayey fractions. Also the excess ^{210}Pb profile shows a peculiar shape, with higher activities in the same depth interval. This increase could result from higher ^{210}Pb atmospheric input, due to the persistency of bad weather conditions with increased frequency of rainfall. In this station the settling of low salinity foram species would prove a limited exchange between coastal low salinity and offshore high salinity water masses (Franco, 1989) long enough to affect water life.

At station 2, the same period might be located between 11 and 2 cm. In the interval 10-8 cm there is a clear increase of clay minerals and associated elements, which could be dated back to the 1951-1966 period.Like Zn also Cu, Pb, V to Al ratios outline enrichments at the same depth, whilst Cr shows a Constant ratio throughout the whole profile below 6 cm, with some enrichment in the upper layer. We do not have a clear foram mark as at station 1 : the distribution only shows some influence of low s alinity waters. If the enrichments of Zn, Cu and V and the C/N peak could be assumed as markers of the same events signed at the 8-4 cm level in core 1, the sediment dynamics at the two stations would be quite different.

Station 3 does not show any clear chemical marker of environmental stresses other than pollution from drilling muds, whilst station 4 shows a clear enrichment in Cu and Zn in the 2-3 cm layer. If this enrichment could be dated to 1951, the accumulation rate would be 0.05 cm/y, much lower than the figure coming from excess ^{210}Pb.

According to the approximate chronology deriving from sedimentation rates, eutrophication markers should be found in the surface 4 cm of the cores. The sequence of foram assemblages does not show any peculiarity, which could be ascribed to eutrophication stresses, like the one observed by Jorissen (1987). In sediments off the Po delta he related a peak frequency of species adaptable to low oxygen concentrations (Nonionella turgida and Valvulinerina bradiana) to the strong anoxia occurred in autumn 1977,after an abnormous algal bloom.

If we assume that sediment organic mailer is a mixlure of marine and land derived material, an higher marine input would lower the value of the ratio. At station 1 the increase in the C/N vs depth profile matches the "flood layer". Biogenic silica concentration shows as well an increase in the upper layer. This is more evident in core 2 and 3.

At station 3 the average C/N value is higher because of the organics from the drilling muds and the peak at the 2-3 cm layer would approximately mark the beginning of drilling operations. An interesting question arises about the measurements of sediment accumulation rate. If we look at the 210Pb profiles, we notice that the activity falls twice in the depth interval corresponding to the 1970-1986 period. Twelve wells were drilled at very close sites. Pive others were drilled in 1984 and finally one in 1986. Each drilling involved the spreading of 220 tons of mud and mixed additives over the seafloor. According to 210Pb profile, the interpolated lime would match the drilling operations and it would be possible to stress out how much these events affect sediment mixing, using Ba as a tracer.

ACKNOWLEDGEMENTS - We are endebted to Dr. L. Langone and M. Ravaioli for help in radiotracer analyses. XRF elemental analyses were carried out at Edinburgh University (U.K.) in 1988, during a period granted by the British Council to P.G. (B.C. grant n. ROM/984/5B/34) within the CNR/BC exchange scheme. The drawings were made by G. Zini.
This is contribution n.810 of the Istituto per la Geologia Marina - CNR / Bologna.

REFERENCES

Ceffa L., Peroni A. and Ratti S. eds. 1989. Studio delle alterazioni dei fondali marini interessati da scarichi di fluidi di perforazione. AGIP-GEDA/AMBI Rel, n. 1398. 45 PP-

DeMaster D.J. 1979. The marine budgets of silica and 32Si. PhD. dissertation. Yale University, New Haven.

Franco P. 1989/Caratteri Oceanografici e loro rapporti con lo con lo sviluppo dei fenomeni distrofici. In: Curzi P. and Tombolini F. Eds. : "L'eutrofizzazione nel Mare Adriatico". Proc. Nat. Meeting, Ancona, 21 - 31.

Frignani M. and Langone L. 1991. Accumulation rates and ^{137}Cs distribution in sediments off the Emilia-Romagna coast (Northwestern Adriatic Sea, Italy). Cont. Shelf Res. in press.

Giordani P. and Angiolini L. 1983. Chemical parameters characterizing the sedimentary environment in NW Adriatic coastal waters. Estuar. Coast. Shelf. Sci. 17: 159 - 167.

Giordani P., Hammond D.E., Berelson W.M., Montanari G., Poletti R., Milandri A., Frignani M., Langone L., Ravaioli M., Rovatti G. e Rabbi E. 1991. Benthic fluxes and nutrient budgets for the sediments in the Northern Adriatic sea: burial and recycling efficiencies. Proc. Internal. Meeting on Marine Coastal Eutrophication. Bologna (Italy) March 1990, in press.

Jorissen F.J. 1987. The distribution of benthic foraminifera in the Adriatic Sea. Mar. Micropalaeontol. 12: 21 - 48.

Marabini F. and Veggiani A. 1991. Evolutional trend of the coastal zone and influence of the climatic fluctuations. Proc. 2nd Internat. Symp. on Coastal Ocean Space Utilization (COSU). Long Beach, U.S.A., Aprii 1991, 1-17.

Martincic D., Kevokal Z., Stoeppler M. and Branica M. 1989. Trace metals in sediments of the Adriatic Sea. Sci. Tot. Environ. 84; 135 - 147.

Mason B. and Moore C.B. 1982. Principles of Geochemistry. Wiley & Sons, N.Y.

Prohic E. and Juracic M. 1989. Heavy metals in sediments- Problems concerning determinatìon of anthropogenic influ- ence. Study in the Krka river estuary, Eastern Adriatic coast, Yugoslavia. Environ. Geol. Water Sci. 13: 145-151.

Puskaric S., Berger G.W. and Jorissen F.J. 1990. Successive appearance in subfossil microplankton species in Holocene sediments of the Northen Adriatic and its relation to the increased eutrophication pressure. Estuar. Coastal Shelf Sci. 31: 177 - 187.

Ridgway I.M. and Price N.B. 1987. Geochemical associations and post-depositional mobility of heavy metals in coastal sediments: Loch Etive, Scotland. Mar. Chem. 21: 229 - 248.

Santschi P. 1984. Radionuclides as tracers for sedimentation and remobilisation processes in the ocean and lakes. In: Sly P. ed.: "Sediment and water interactions". Proc. 3rd Internal. Symp., Geneva, Switzerland, 437 - 449.

Atti del 9° Congresso A.I.O.L.
S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990
da pag. 45 a pag, 53

LIVELLI DI MERCURIO NELLE ACQUE, MATERIALE PARTICELLATO, PLANCTON E SEDIMENTI DEL MARE ADRIATICO.

R. Ferrara*, B.E. Maserti* e M. Morelli+

* C.N.R.- Istituto di Biofisica, Via S.Lorenzo, 26 -56100 Pisa (Italia).
+ Centro Interuniversitario di Biologia Marina, P.le Mascagni 1- 57100 Livorno (Italia).

RIASSUNTO. Sono stati valutati i livelli di mercurio nelle acque, nel materiale particellato in sospensione, nel plancton e nei sedimenti del Mare Adriatico. Il range delle concentrazioni del mercurio disciolto nelle acque è di 2.03-9.60 ng L^{-1} del mercurio associato al materiale particellato è di 0.09-15.35 ng L^{-1}; del mercurio nel plancton è di 0.02-0.14 µg g^{-1} ps ; del mercurio nei sedimenti e'di 0.02-8.63 µg g^{-1} ps .
I valori più elevati sono stati osservati ne11' Adriatico settentrionale in particolare di fronte alla Laguna di Marano , a quella di Venezia ed alla foce del fiume Isonzo dove sono stati misurati valori particolarmente elevati (1.6-12.0 U.N.) della torbidità delle acque.

SUMMARY. Mercury levels in waters , total suspended matter, plankton and sediments of Adriatic sea have been determined.
Mercury concentrations range for the dissolved fraction from 2.03 to 9.60 ng L^{-1} for TSM from 0.09 to 15.35 ng L^{-1}, for plankton from 0.02 to 0.14 µg g^{-1} d w, for the sediment from 0.02 to 8.63 µg g^{-1} d w. The highest values have been observed in the northern Adriatic, especially in front of Marano and Venezia lagoons, and at the mouth of river Isonzo, where elevated values of water turbidity (1.6-12.0 NU) were measured.

INTRODUZIONE

II mare Adriatico presenta delle caratteristiche particolari che lo rendono facilmente soggetto a fenomeni di inquinamento ed eutrofizzazione. Esso è, infatti, un mare semi chiuso e poco profondo in cui si immettono alcuni fra i più importanti fiumi italiani (Po, Adige, Brenta, Isonzo) e nel quale sversano la maggior parte delle intense attività agricolo-industriali dell' intera nazione.

Noti fenomeni fisici rallentano il rimescolamento delle masse d' acqua fra zone costiere e mare aperto portando il tempo di turn-over a circa sei anni (Benetti et al., 1979).
Molte ricerche sono state compiute sulle concentrazioni di numerosi inquinanti nel Mare Adriatico ma scarsi sono in letteratura gli studi sulle concentrazioni di mercurio e la maggior parte di essi prendono in considerazione solo il contenuto del metallo nei sedimenti (Majori et al, 1978; Selli et al., 1977; Stegnar et al., 1981; Donazzolo et al., 1978; Olio, 1986).

Il nostro gruppo di ricerca, che negli ultimi 10 anni ha organizzato e partecipato a numerose campagne oceanografiche nel Mar Tirreno, contribuendo allo studio del ciclo biogeochimico del mercurio nel Bacino

del Mediterraneo, nel mese di Aprile 1990 ha condotto una campagna di prelievi allo scopo di valutare la distribuzione del metallo nei diversi comparti (acque, materiale in sospensione, plancton e sedimenti) del Mare Adriatico.

DESCRIZIONE DELL' AREA DI STUDIO

La campagna di misure e' stata effettuata nel mese di Aprile 1990 nel Mare Adriatico con la N/0 "Minerva" del Consiglio Nazionale delle Ricerche. La rotta della nave e le stazioni di campionamento sono riportate in Figura 1.

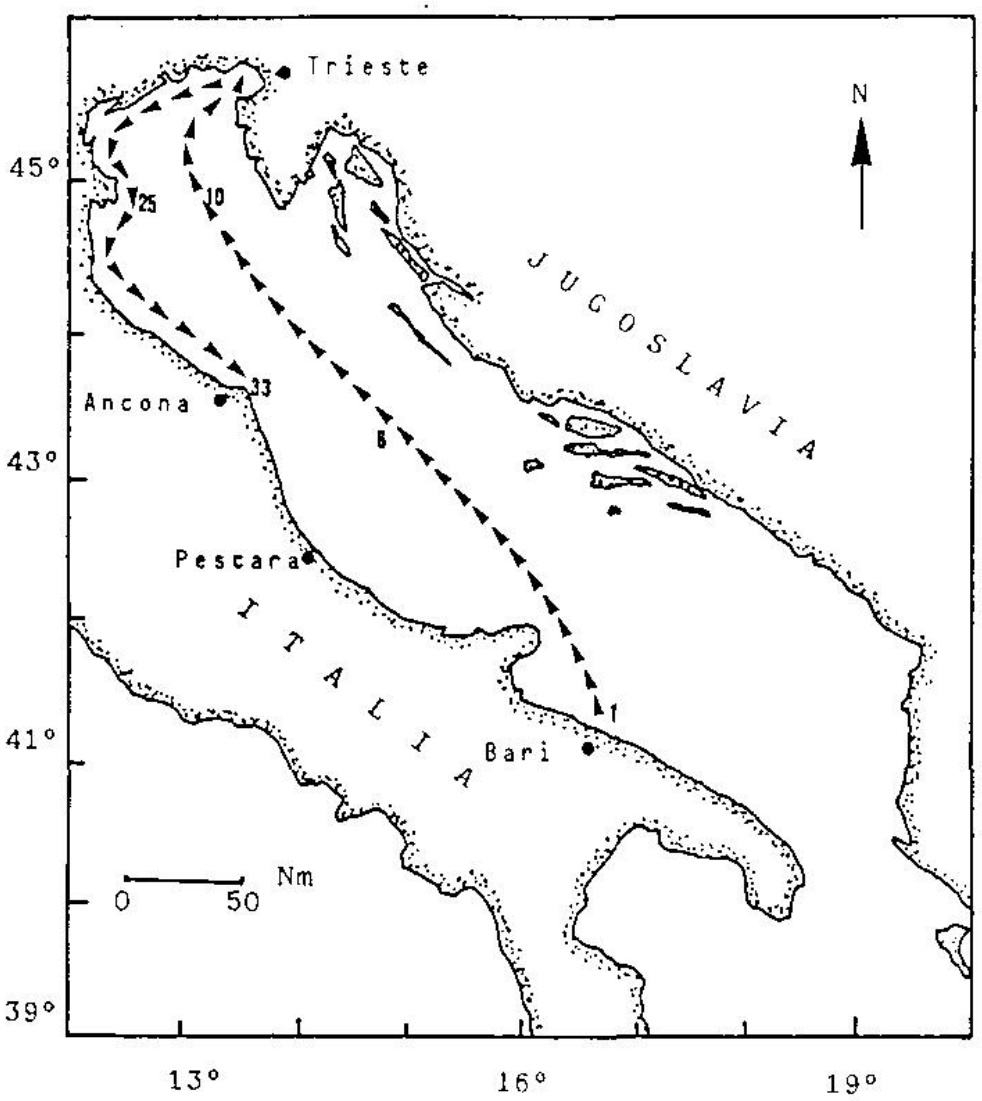


Figura 1 - Area di studio e stazioni di campionamento

L' area di studio scelta è rappresentativa di numerose e peculiari situazioni geografiche e/o ambientali e si è quindi cercato di collocare le stazioni di campionamento in zone opportune quali aree portuali, foci di fiumi, lagune e mare aperto. In particolare si sono effettuati numerosi campionamenti di fronte alla foce del fiume Isonzo, che drena la zona mineralizzata di Idria, alla Laguna di Marano dove sversano le acque di scarico di una fabbrica di cloro-soda e di fronte al delta del Po.

Le stazioni da 1 a 12 sono situate a circa 20 miglia dalla costa

all' interno della middle line e distano circa 20 miglia 1' una dall' altra. Le stazioni 13-33 si trovano a circa 3-5 miglia dalla costa ed a circa 6 miglia 1' una dall' altra.

I campionamenti sono stati effettuati dopo alcuni giorni di violente mareggiate, precipitazioni atmosferiche e forte vento di Bora.

MATERIALI E METODI

I prelievi di acqua superficiale sono stati effettuati con bottiglie di vetro pretrattate campionando a 200 m dalla nave per mezzo di un battello pneumatico .

I profili verticali sono stati effettuati dalla nave con bottiglie tipo Niskin pretrattate.

I prelievi di plancton sono stati effettuati con un retino con maglie di 200 µm ad una profondità di 2-5 m.

Un' aliquota di acqua (0.5-5 L) , variabile in funzione del contenuto in materiale sospeso, e' stata filtrata a bordo in sistema chiuso a pressione, usando un filtro a membrana di 0,45 µm di porosità (Sartorius SH 11306) precedentemente mantenuto in una soluzione all' 1% di HNO_3 . L' acqua filtrata, acidificata con 1 mi di HNO_3 (Merck selecti pur), è stata conservata a + 5 C fino al momento dell' analisi. I filtri contenenti il materiale particellato in sospensione sono stati conservati a - 20 °C.

La torbidità del campione, e' stata determinata con un turbidimetro Fisher DRT-15 . Dai valori della torbidità mediante una curva di calibrazione precentemente descritta (Ferrara et al., 1989) sono stati ricavate le concentrazioni del materiale particellato in sospensione espresso in mg L^{-1} peso secco.

Misure di conducibilità, temperatura e salinità sono state ottenute mediante sonda CTD.

I sedimenti ed il plancton sono stati conservati a -20 °C in sacchetti di PVC fino al momento dell' analisi.

II mercurio totale disciolto e' stato determinato con spettrometria di emissione atomica (limite di rilevabilitaà 0,01 ng) , dopo preconcentrazione su trappola ad oro, su 400 mi di acqua fotoossidata per 15 min (Seritti et al., 1980).

I filtri contenenti il materiale particellato in sospensione sono stati mineralizzati con 3 mi di HNO (Merck selecti pur) in sistema chiuso a pressione per 2 ore a 150 °C. Il mercurio e' stato determinato con spettrometria di assorbimento atomico (limite di rilevabilità 0.1 ng).

Il plancton ed i sedimenti sono stati essiccati per 96 ore a 40 °C. 500 mg di ciascun campione sono stati mineralizzati con 5 mi di HNO_3 (Merck selecti pur) in sistema chiuso a pressione per 2 ore a 160 °C. Il mercurio e' stato determinato con la metodica descritta per i filtri.

I risultati delle analisi su uno standard di riferimento (T6, Fresh water plankton) hanno fornito un valore di 0.178±0.03 µg g^{-1} in buon accordo con quello (0.185 µg g^{-1} riportato dal JRC Ispra Laboratori (Muntau et al . , 1983) .

RISULTATI e DISCUSSIONE

Nella tabella 1 sono riportate le coordinate geografiche, ed alcuni parametri fisici delle stazioni di campionamento insieme ai livelli di mercurio determinati nelle acque superficiali (frazione disciolta e associata al materiale particellato), nel plancton e nei sedimenti del Mare Adriatico.

ST	DATE	TIME	STATIONS	POSITION	DEPTH	S‰	T°C	T NU	MS mg/L	D ng/L	P ng/L	S µg/g	Pl µg/g
01	08.04.90	11.50	41 24.04N	16 43.63E	100	38.46	15.66	----	----	9.60	1.71	0.07	----
02	08.04.90	14.21	41 53.11N	16 32.41E	105	37.86	13.80	0.80	1.63	3.98	0.29	0.03	0.03
03	08.04.90	18.06	42 09.69N	16 03.51E	120	37.56	13.95	0.32	0.78	2.69	0.43	0.06	0.05
04	08.04.90	22.00	42 29.71N	15 28.04E	138	38.54	14.21	0.20	0.57	2.03	0.09	0.04	----
06	14.04.90	21.11	42 52.26N	14 42.82E	254	38.45	13.85	0.12	0.43	3.15	0.81	0.04	----
07	09.04.90	11.55	43 40.33N	14 10.08E	77	38.36	13.47	0.16	0.50	3.79	0.11	0.04	0.04
08	12.04.90	08.33	43 58.30N	13 36.82E	68	38.48	13.14	0.42	0.96	2.77	1.78	0.02	0.03
09	12.04.90	12.33	44 29.65N	13 24.11E	43	38.46	12.91	0.18	0.53	2.36	0.74	0.02	0.03
10	12.04.90	16.34	44 57.25N	12 59.32E	33	37.84	12.84	0.18	0.53	4.51	1.16	0.14	0.09
11	12.04.90	19.23	45 19.24N	13 07.82E	29	37.58	12.09	0.34	0.82	2.85	2.73	0.09	0.04
12	12.04.90	21.29	45 34.26N	13 14.50E	13	37.30	11.82	0.30	0.75	5.16	3.70	0.40	0.04
13	13.04.90	05.12	45 39.35N	13 40.70E	20	37.71	11.09	0.55	1.19	2.80	3.62	1.09	----
14	13.04.90	06.44	45 43.25N	13 35.21E	11	37.60	11.25	0.60	1.27	4.07	3.51	----	0.07
15	13.04.90	07.17	45 42.45N	13 35.14E	11	37.20	11.29	0.60	1.27	3.95	3.17	8.63	----
16	13.04.90	07.41	45 41.31N	13 34.22E	12	37.37	11.49	0.72	1.49	5.00	7.57	----	----
17	13.04.90	08.39	45 38.29N	13 22.75E	11	32.12	11.01	1.80	3.40	----	9.69	4.80	0.07
18	13.04.90	09.41	45 39.21N	13 12.00E	11	34.50	11.56	2.00	3.75	6.75	15.35	7.22	0.13
19	13.04.90	10.31	45 36.50N	13 06.66E	10	35.99	11.59	1.60	3.05	4.34	6.53	----	0.14
20	13.04.90	11.51	45 33.32N	12 53.57E	12	36.62	11.75	1.90	3.58	5.11	4.42	0.46	----
21	13.04.90	12.59	45 29.38N	12 43.63E	12	33.51	12.78	2.20	4.11	4.20	4.61	0.65	0.08
22	13.04.90	14.33	45 23.36N	12 25.68E	07	33.76	12.74	2.20	4.11	4.14	3.25	0.05	0.10
23	13.04.90	15.29	45 18.10N	12 21.42E	12	34.28	12.82	2.00	3.75	2.83	4.15	0.05	0.09
24	13.04.90	16.41	45 09.27N	12 21.49E	17	31.93	13.44	2.60	4.82	3.27	3.17	1.11	0.06
25	13.04.90	18.07	44 59.54N	12 31.23E	21	33.81	12.57	12.00	21.40	3.55	9.69	0.73	----
26	13.04.90	18.46	44 56.47N	12 36.05E	25	34.39	12.61	4.60	8.35	3.38	5.42	0.36	----
27	13.04.90	19.23	44 52.69N	12 31.79E	13	29.44	13.50	4.80	8.71	3.79	6.28	0.40	0.05
27A	13.04.90	20.24	44 53.37N	12 33.98E	17	31.23	12.93	6.00	10.83	3.85	4.72	1.04	----
28	13.04.90	22.00	44 44.55N	12 23.49E	11	27.84	13.23	2.80	5.17	5.24	1.68	0.25	0.05
29	14.04.90	06.01	44 40.52N	12 20.41E	14	30.09	12.67	4.40	8.00	2.70	1.14	0.36	0.06
30	14.04.90	08.47	44 23.29N	12 22.93E	12	34.99	12.56	4.00	7.29	2.92	1.14	0.13	0.11
31	14.04.90	10.45	44 06.66N	12 35.47E	11	34.03	12.63	4.60	8.35	3.98	1.13	0.20	----
32	14.04.90	13.02	43 53.29N	13 01.53E	14	36.07	13.21	3.00	5.52	3.88	0.85	0.05	----
33	15.04.90	05.58	43 38.09N	13 32.49E	18	35.46	12.83	1.80	3.40	6.02	0.79	0.09	0.02

TABELLA 1: ST=n. stazione di campionamento; DATA=giorno, mese, anno; ORA=ore, minuti TMG; POSIZIONE=coordinate geografiche; PROF=profondita'(metri) massima della stazione; S‰=salinita'(‰); T°C=temperatura acqua (°C); T UN=torbidita' del campione (Unita' Nefelometriche); Concentrazioni di mercurio nelle acque (D=disciolto, P=particellato), nei sedimenti (S), e nel plancton (Pl).

Tenendo conto delle diverse caratteristiche del bacino settentrionale da quello centro-meridionale, evidenziate dall' aumento dei valori della salinità e della profondità delle acque, nella tabella

2 sono riportati separatamente il range ed il valer medio delle concentrazioni di mercurio osservate per le due aree.

I valori della concentrazione di mercurio disciolto nelle acque (2.03-9.60 ng L^{-1}) mostrano una distribuzione omogenea per tutto il bacino Adriatico e sono del tutto simili a quelli osservati per altre aree del bacino del Mediterraneo (Copin-Montegut, 1986; Ferrara et al. 1988; Ferrara et al. 1990).

	Adriatico Settentrionale		Adriatico Centro Merid.	
	RANGE	$\overline{X}$±DS	RANGE	$\overline{X}$±DS
Hg disciolto ng/L	2.36- 6.75	3.94±1.04	2.03-9.60	4.19±2.07
Hg particellato ng/L	0.74-15.35	4.67±3.33	0.09-1.78	0.79±0.57
Hg plancton µg/g	0.02- 0.14	0.07±0.03	0.03-0.05	0.03±0.01
Hg sedimenti µg/g	0.02- 8.63	1.39±2.40	0.02-0.07	0.06±0.05

Tabella 2: Range, valor medio e deviazione standard della concentrazione di mercurio nelle acque, nel plancton e nei sedimenti dell' Adriatico Settentrionale (ST 9-30) e Centro Meridionale (ST 1-8, ST 31-33).

Una notevole differenza nella distribuzione dei livelli del mercurio associato al materiale particellato in sospensione nelle acque e' ben evidente nelle due aree del bacino Adriatico. I valori più elevati (15.35 ng L^{-1}) sono stati misurati nell' Adriatico Settentrionale che presenta un valor medio di 4.67 ng L^{-1}, mentre valori paragonabili a quelli medi del bacino del Mediterraneo sono stati osservati nell' Adriatico Centro Meridionale (0.09-1.78 ng L^{-1}, x=0.79 ng L^{-1}).

Questa differenza e' principalmente legata alle notevoli quantità di materiale particellato per litro (tabella 1) presente in sospensione nelle acque dell' Adriatico Settentrionale, come dimostrato anche dagli elevati valori della torbidità (0.18-12 UN, x=2.53 UN). La presenza di questo materiale in sospensione e' dovuta sia agli apporti fluviali sia ad una risospensione del sedimento causata dalle basse profondità delle acque di questa area.

Valori particolarmente elevati sono stati determinati di fronte alla foce del fiume Isonzo (9.69 ng L) che drena le aree mineralizzate dell' Idria, di fronte alla Laguna di Marano (15.35 ng L^{-1}) dove e' localizzata un industria produttrice di cloro-soda e di fronte al delta del Po (4.72-9.69 ng L^{-1}). In queste stesse aree il valore dei livelli di mercurio nei sedimenti e' superiore di un ordine di grandezza a quello delle altre zone di campionamento e raggiunge valori molto elevati di fronte alla foce dell' Isonzo (8.63 µg g^{-1}) ed alla Laguna di Marano (7.22 µg g^{-1}).

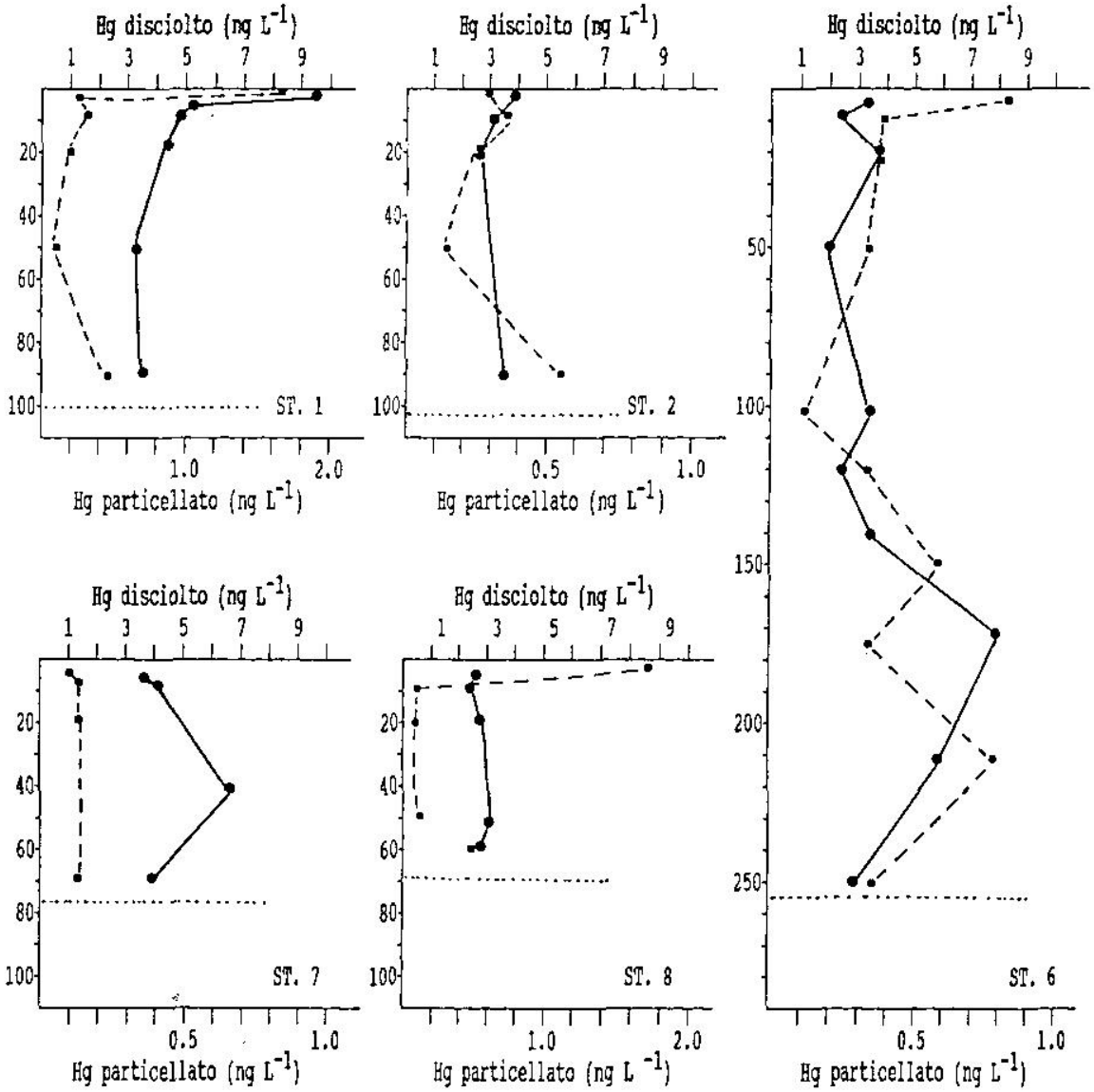
Le concentrazioni di mercurio da noi osservate nei sedimenti presentano un valor medio di 1.39 µg g^{-1} per 1' Adriatico Settentrionale e di 0.06 µg g^{-1} per quello Meridionale. Questi dati sono in buon accordo con quelli riportati in letteratura da Selli et al., 1977; Orio, 1986.

Per quanto riguarda i livelli di mercurio nel plancton e' stata

osservata una sostanziale omogeneità in tutto 1' Adriatico (0.02-0.14 µg g^{-1}) con valori più elevati lungo la fascia costiera settentrionale.

Questa omogeneità e' abbastanza aspettata in quanto, date la mobilità del plancton, le concentrazioni di mercurio ad esso associate non riflettono solo le caratteristiche della stazione di prelievo, ma rappresentano un valore mediato nel tempo e nello spazio. I valori della concentrazione da noi determinati sono più bassi di quelli osservati durante le crociere ASCOP (1,2,3), come riportato da Campesan et al., (1989).

Nella Figura 2 sono riportati i profili verticali del mercurio disciolto e di quello associato al materiale particellato in alcune stazioni di campionamento. Le concentrazioni di mercurio nelle due frazioni non mostrano alcuna significativa variazione in funzione della profondità, come da noi già osservato per altre aree del Mediterraneo (Ferrara and Maserti, 1983; Ferrara et al., 1990). Anche in funzione delle variazioni di salinità (non riportate nei grafici) non e' stata osservata alcuna correlazione con le concentrazioni di mercurio sia disciolto che particellato.



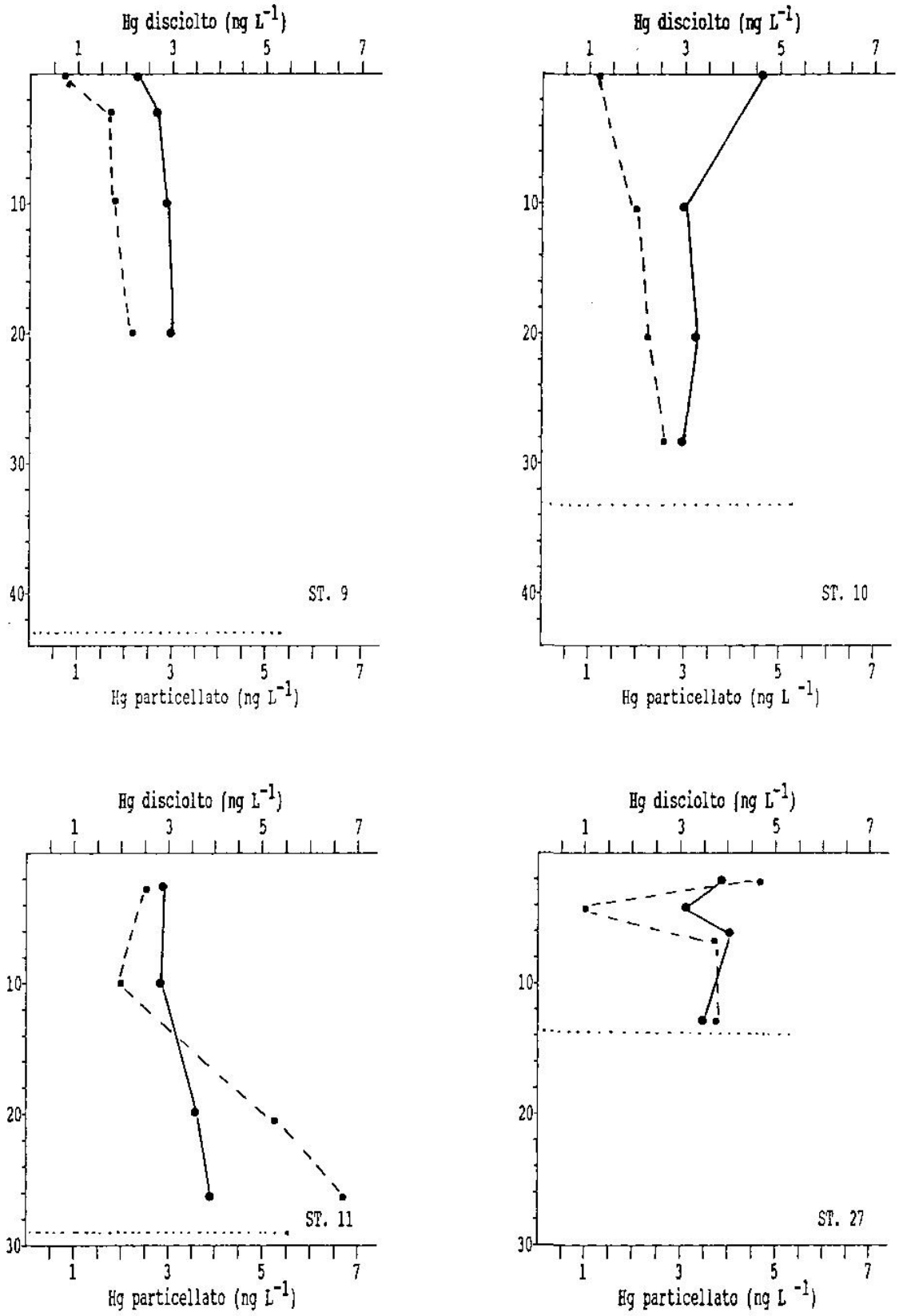


Figura 2 - Profili verticali delle concentrazioni di mercurio disciolto (—) ed associato al materiale particellato (---) in funzione della profondita' nelle acque del Mare Adriatico. ST=stazioni di campionamento; (.....) = profondita' massima della stazione.

CONCLUSIONI

- I valori della concentrazione di mercurio disciolto nel acque del mare Adriatico sono paragonabili a quelli del Tirreno e della restante parte del bacino del Mediterraneo.
- I valori della concentrazione di mercurio associato al materiale parcicellato in sospensione nelle acque dell' Adriatico sono di più di un ordine di grandezza superiori a quelli del Tirreno. Questo e ' particolarmente evidente nell' Adriatico Settentrionale, dove sono stati misurati alti livelli di materiale in sospensione.
- I valori della concentrazione di mercurio nel plancton dell' Adriatico sono dello stesso ordine di grandezza di del Tirreno ad eccezione di alcuni valori più' alti di fronte alla laguna di Marano.

I valori della concentrazione di mercurio nel sedimento sono dello stesso ordine di grandezza di quelli presenti nella restante parte del bacino del Mediterraneo, tranne che alcuni valori molto elevati determinati nella fascia costiera dell' Adriatico Settentrionale.
Non e' stata notata alcuna variazione dei livelli di mercurio (disciolto e particellato) ne' in funzione della profondità, ne' in funzione della salinità.

BIBLIOGRAFIA

Benetti, E., A. Bernardini, G. Pacioni, L. Mazzarini, S. Savini e E. Comunian. 1979. Contenuto in metalli pesanti delle acque di mare e dei sedimenti delle coste della provincia di Ancona. *Inquinamento*, 1: 31-38.

Campesan, G., V.U. Fossato e G. Stocco.1989. Metalli pesanti ed idrocarburi clorurati nel plancton dell' Adriatico Settentrionale e Centrale. *Boll. Oceanol. Teor. Appl.*n. spec.: 225-232 .

Copin-Montegut, G., Ph. Courau and F. Laumond. 1986. Occurrence of mercury in the atmosphere and waters of the Mediterranean. *FAO, FIPL/R325 (Suppl.)*: 51-57.

Donazzolo, R., 0. Hieke Merlin, L. Menegazzo Vitturi, A.A. Orio, G. Perin and G. Sernenzato. 1978. Mercury contamination in sediments of Venice's Gulf Preliminary Results,*IVes Journees Etud. Pollutions, C.I.E.S.M.*, Antalya 1978: 245-249.

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

Ferrara, R. and B.E. Maserti. 1988. Mercury exchange between outflowing and inflowing waters in the Strait of Gibraltar. *Mar. Pollut. Bull.*, 19: 387-388.

Ferrara, R., B.E. Maserti and C. Zanaboni. 1989. Mercury levels in total suspended matter and in plankton of the Mediterranean basin. *Sci. Total Environ.*, 84: 129-134.

Ferrara, R., B.E. Maserti, M. Morelli and M.A. Panichi. 1990. Dissolved and particulate mercury levels in the Ionian and Aegean seas. *Mar. Pollut. Bull.*, 21: 154-155.

Majori, L., G. Nedoclan, G.B. Modonutti and F. Daris. 1979. Level of metal pollutants in sediments and biota of the Gulf of Trieste: a long

term survey. *IVes Journees Etud. Pollutions, C.I.E.S.M.*, Antalya 1978: 237-243.

Muntau, K.P., P. Schramel, P. Bratter and G. Knapp, 1983. Trace element investigations on some new biological test materials. In: P. Bratter, P. Schramel (Eds), *Trace Elements-Analytical. Chemistry in Medicine and Biology.* Walter de Gruyter & Co., Berlin, New York, vol.2 : 819-831.

Orio, A.A. 1986. Mercury in sediments of the northern Adriatic sea. *FAO, FIPL/R325 (Sappl.)*: 125-127.

Selli, R., M. Frignani e P. Giordani. 1977. Inquinamento dei sedimenti marini. *Atti Conv. Accad. Naz. Lincei*, Roma 31: 169-198.

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

Stegnar, P., I. Vukadin, B. Smodis, A. Vakselj and A. Prosenc. 1981. Elements in sediments and organisms from Kastela Bay. *V^es^ Journees Etud. Pollutions, C.I.E.S.M.*. Cagliari, 1980: 595-600.

Atti del 9° Congresso A.I.O.L.
S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990
da pag. 55 a pag. 62

QUALITÀ' DELLE ACQUE DELLA LAGUNA DI VENEZIA. SINTESI DELLE CARATTERISTICHE DEL BACINO CENTRALE.

Luigi ALBEROTANZA, Laura CARBOGNIN, Claudia RAMASCO, Giancarlo TARONI

C.N.R.-Istituto per lo Studio della Dinamica delle Grandi Masse, Venezia

SUMMARY

The Lagoon of Venice is strongly affected by ecological and environmental problems (water eutrophication and anomalous algae growth), strictly connected to man's activities due to the numerous chemical plants and the very large agricultural region surrounding the lagoon.
The aim of this work is to quantify the different pollutants responsible for the present critical situation.
Statistical analyses were performed on 576 measurements taken monthly during a four year period and based on 14 physical and chemical parameters.
Four different co-existing environments, their location and their influence on the entire ecosystem, have been identified

1. INTRODUZIONE

Questo lavoro è una prima sintesi dell'attività di ricerca svolta dal CNR-ISDGM sulla qualità delle acque della Laguna di Venezia.
Tale ricerca persegue tre importanti obiettivi:
- Lo studio e la descrizione delle complesse fenomenologie che avvengono in quest' area, individuandone quindi i rapporti causa/effetto (quali, per esempio, l'apporto dei nutrienti ed il verificarsi di una situazione di eutrofia).
- L'acquisizione di una serie di dati che costituiscano un valido input da inserire in modelli matematici.
- Gli elementi base per la definizione di un piano per il controllo ambientale mediante una rete di centraline fisse.

Per conseguire queste finalità si è dovuta formulare una metodologia flessibile, utile per fornire dati sottolineandone i più significativi.
In base a questa è stata effettuata la scelta di strumenti che sono stati modificati in relazione alle esigenze pratiche, ed i dati sono stati raccolti in serie secondo frequenze temporali e spaziali giudicate si significative.

2. MATERIALI E METODI

Le analisi chimico-fisiche esistenti delle acque lagunari, sono state condotte con scopi e metodologie di lavoro diverse tra loro e risultavano quindi non omogenee per un'analisi complessiva.

Per questo motivo il CNR-ISDGM ha programmato campagne di misura specifiche che vengono condotte dal 1985 con cadenza mensile.

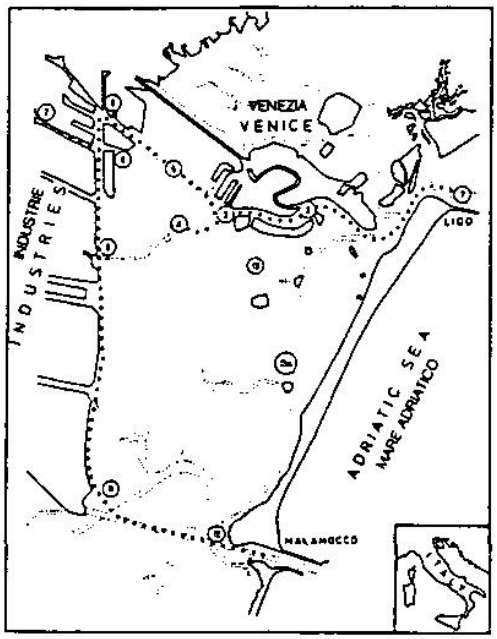


Fig. 1 - L'area investigata: Bacino Centrale della Laguna di Venezia.

Lungo un percorso prestabilito (fig. 1) che copre l'intero bacino centrale lagunare, vengono rilevati in continuo i seguenti parametri fisici: conducibilità, salinità, temperatura dello strato superficiale, fluorescenza, torbidità e pH. .

Inoltre in corrispondenza di 13 stazioni durante una breve sosta di alcuni minuti, vengono prelevati campioni di acqua nei quali, secondo le specifiche metodiche standardizzate in uso (Alberotanza, Zucchetta 1986), vengono determinati 22 parametri chimici e biologici.

Contemporaneamente ai prelievi delle acque vengono rilevati anche altri parametri oceanografici e meteorologici.

Per l'analisi qui presentata sono stati presi in considerazione i valori di solidi sospesi (mg/1), ammoniaca (mg/1 come NH_4), nitriti (mg/1 come NO_2), nitrati (mg/1 come NO_3), fosforo totale (mg/1 come P), C.O.D. (mg/1), B.O.D.5 (mg/1), pH, clorofilla (mg/mc come clorofilla A), disco di Secchi (metri), temperatura (gradi centigradi). salinità (unità standard), fluorescenza e torbidi* d'(FTU).

In funzione della mole dei dati (14 variabili pei 567 misure) e dello scopo

della ricerca, e stata effettuata un'analisi statistica che permette di ottenere una visione globale e sintetica della situazione.

In quest' ambito si sono dapprima eseguite statistiche elementari determinando così per ogni variabile la media, lo scarto quadratico medio, il valore minimo e quello massimo.

Tale operazione e' stata effettuata sia sull'insieme dei dati relativi alle tredici stazioni, sia riunendo queste ultime in sei gruppi, come verrà meglio spiegato in seguito.

A queste prime analisi è seguita l'analisi della varianza ad un criterio di classificazione per valutare la significatività delle differenze riscontrate.

In particolare si è fatto un confronto temporale suddividendo i dati prima solo nei quattro anni in esame e poi per i dodici mesi a disposizione.

Questo tipo di analisi unitamente alle precedenti, conclude l'esame sulla dipendenza temporale delle osservazioni.

Lo stesso metodo (analisi della varianza ad un criterio di classificazione) è stato impiegato per verificare l'ipotesi sulla equivalenza spaziale delle quattordici variabili, suddividendo i dati solo per stazione o per gruppi di stazioni.

Infine si sono cercati rapporti tra variabili, prima considerate nel loro complesso e quindi per i diversi gruppi di stazioni mediante l'analisi della correlazione.

3. RISULTATI

L'analisi statistica condotta sulla globalità dei dati delle 13 stazioni prese nel loro insieme, mostra l'esistenza di un trend temporale discendente, verificatosi nei quattro anni considerati, solo per il Fosforo Totale (Fig.2)

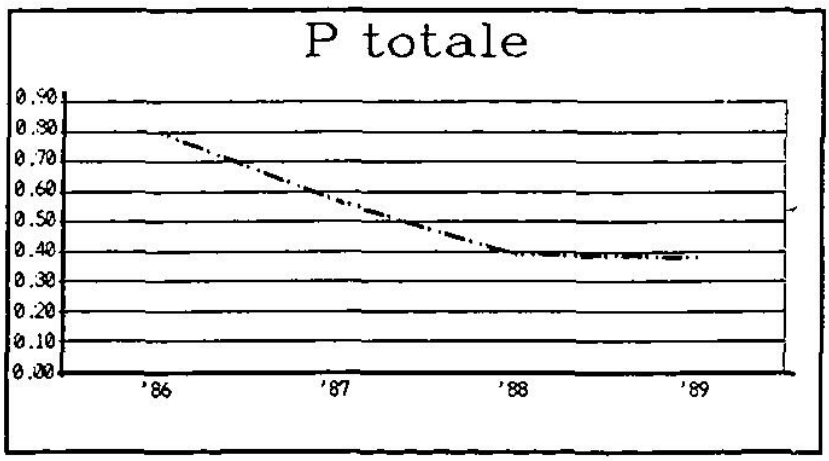


Fig. 2 - Andamento della concentrazione media del fosforo totale rilevata nei quattro anni considerati.

Tutti i rimanenti parametri non mostrano viceversa alcuna chiara variazione temporale in quest'arco di tempo.

Poiché 1' andamento medio mensile non rivela variazioni significative delle diverse variabili nell'arco dell'anno, si e' ritenuto opportuno conglobare i dati di tutti gli anni per verificare l'eventuale presenza nell'intero bacino di influenze stagionali sui diversi parametri

Pur non essendo emersa una variazione stagionale vera e propria, e' interessante tuttavia notare che:

1) La clorofilla e la fluorescenza (parametri teoricamente indicativi di uno stesso fenomeno) mostrano una netta differenza tra periodo invernale nel quale raggiungono i valori più1 bassi e periodo estivo, quando, particolarmente in luglio, viceversa si registrano le punte maggiori; I1 andamento di questi due parametri, risulta strettamente legato a quello della temperatura dell'acqua (Socal 1979).

2) I "nutrienti" quali NH4, NO2, NO3, P Tot.

si comportano invece in modo opposto a quello della clorofilla, toccando i valori minimi nei mesi di luglio ed agosto e viceversa i valori massimi in febbraio.

Tale andamento è spiegato dallo stato eutrofico della laguna di Venezia che registra una massiccia proliferazione di micro e macro alghe, con conseguente incremento dell'utilizzo di nutrienti principalmente in luglio ed agosto ed in misura minore in marzo e maggio.

3) Deboli veriazioni mensili mostrano infine parametri come COD e BOD5 che mantengono nell'arco dell'anno valori decisamente sostenuti e tipici di aree fortemente inquinate (Perin, Gabelli 1983), confermando la notevole presenza di carico organico in tutta l'area lagunare.

L'analisi dell'andamento medio dei parametri considerati riferita a ciascuna delle 13 stazioni, evidenzia chiaramente la presenza di una netta differenza di valori, per quanto riguarda quasi tutti i parametri, tra le stazioni 6, 7, 8 e 9, ubicate nell'area direttamente influenzata dagli scarichi industriali di Porto Marghera e tutte le rimanenti.

I risultati emersi dalle analisi dei dati fin qui illustrati, hanno evidenziato la presenza di alcune diverse realtà ambientali all'interno del bacino lagunare centrale.

Si sono quindi raggruppate le tredici stazioni in sei gruppi ("autoindividuatesi" in base all'andamento delle concentrazioni dei vari parametri nelle loro acque), quattro dei quali risultano rappresentativi di altrettante situazioni ben definite (Area industriale, Centro Storico, Bocche di Porto e Laguna) ed altri due tipici di aree topograficamente intermedie tra queste.

Questa suddivisione è coincisa con la loro posizione topografica, ed è stata confermata dall'analisi della varianza.

Emerge chiaramente come il 1° gruppo di stazioni, cioè quello particolarmente interessato da scarichi di tipo industriale, presenti delle caratteristiche sia fisiche che chimiche anomale rispetto a quelle degli altri 5 gruppi, sintomatiche di un' evidente situazione di stress ambientale.

Riferendosi alle tabelle per la classificazione delle categorie trofiche proposte

Dall' OECD nel 1982 sulla base del contenuto medio annuale del fosforo totale, della clorofilla e dei valori di trasparenza delle acque (espressa come profondità di estinzione del Disco di Secchi), emerge chiaramente come le acque della laguna debbano essere considerate eutrofiche ed addirittura ipereutrofiche soprattutto nella zona industriale e nelle aree a questa più prossime, confermando con ciò quanto già rilevato da oltre dieci anni a questa parte da più fonti (Fig.3 - 6).

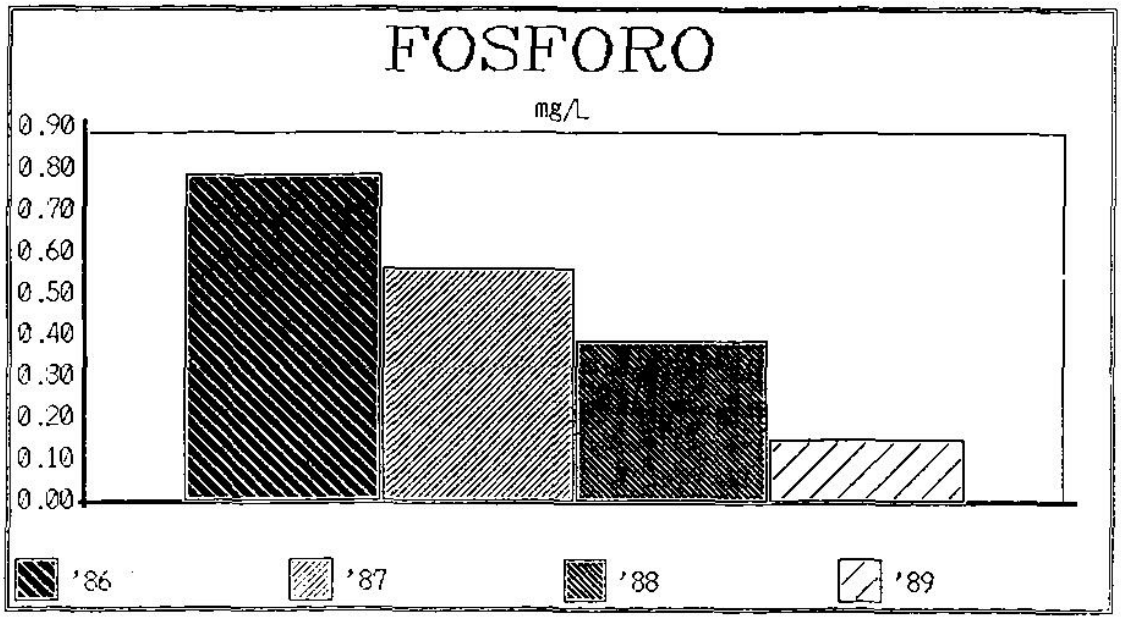
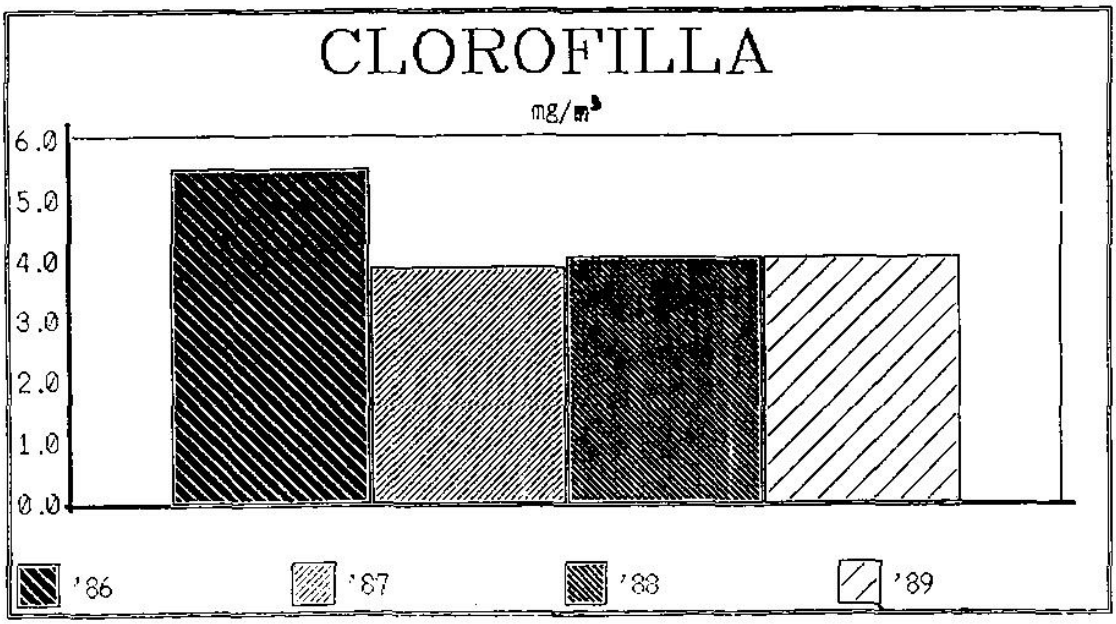


Fig. 3 e 4 - Concentrazioni medie del fosforo e della clorofilla nei quattro anni considerati



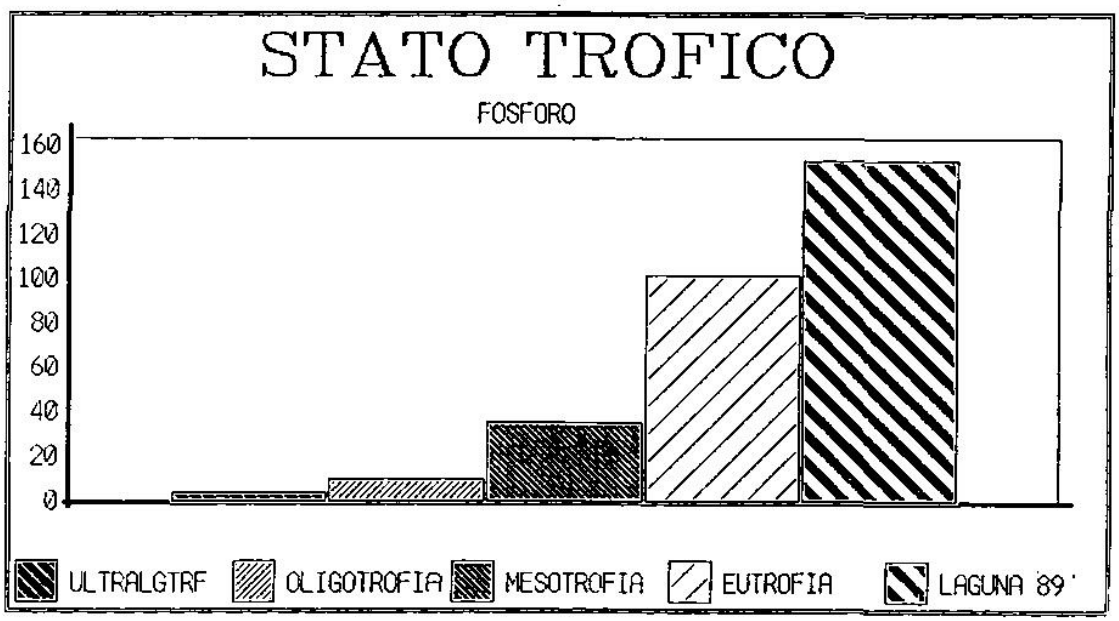
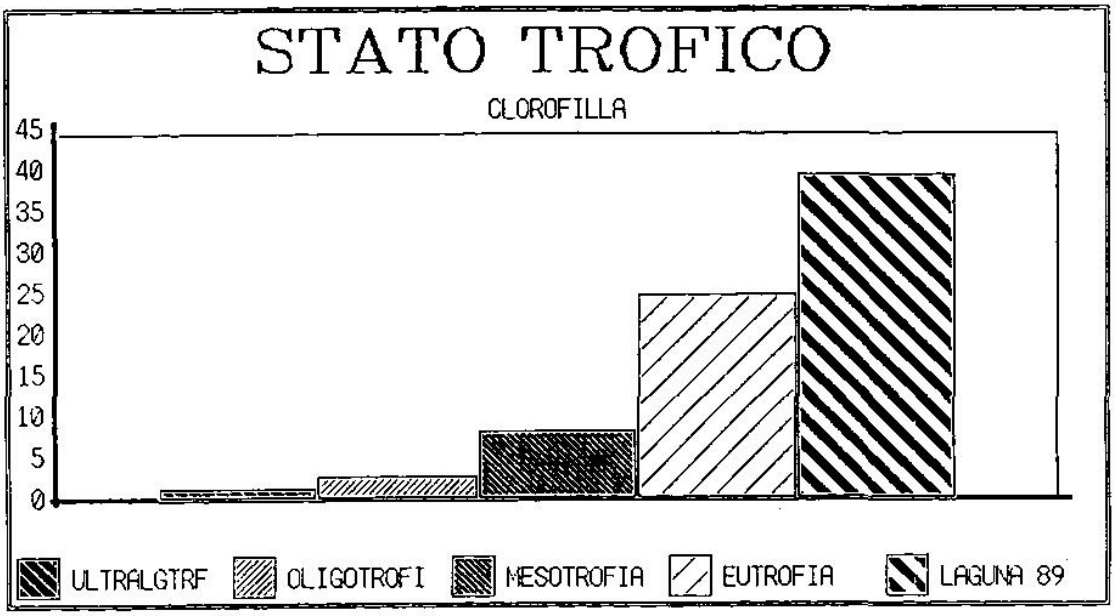


Fig. 5 e 6 - Definizione dello stato trofico delle cque in base alla concentrazione del fosforo (mg/l) e della clorofilla (mg/m3).



4. CONCLUSIONI

L'applicazione di una metodologia statistica all'analisi delle caratteristiche chimiche, fisiche ed oceanografiche delle acque del Bacino Centrale della Laguna di Venezia, suggerisce le seguenti conclusioni:

- Non si sono rilevate tendenze temporali monotone nell'intervallo dei quattro anni analizzati, bensì andamenti di tipo "altalenante" legati a momenti particolari, anche se non a tendenze stagionali.

Fa eccezione il fosforo che viceversa registra un netto trend temporale discendente.

- I valori registrati per i vari parametri sono sintomatici di una situazione di estremo stress ambientale e le concentrazioni dei nutrienti sono tipiche di acque ipertrofiche.

- La mancanza di decrementi significativi nei valori medi annui dei parametri fondamentali, mostra come l'attuale situazione non sia ancora influenzata dal miglioramento generale degli scarichi industriali ed urbani dovuto all'entrata in servizio, attorno agli inizi dell' '86, di alcuni grandi depuratori finanziati dalla Legge Speciale 171/73 per la Salvaguardia di Venezia e della sua Laguna.

- All'abbattimento del fosforo (sceso da 0,80 mg/1 dell'86 a 0,38 mg/1 registrati nell'89), non e' seguito alcun decremento della Clorofilla.

Le concentrazioni mediamente mantenute da questo elemento infatti sono ormai tali, per cui lo stesso non può più essere considerato il fattore limitante per la crescita algale.

Perchè il fosforo possa nuovamente assumere questo suo importante ruolo nell'equilibrio naturale dell'ecosistema, e' necessario un ulteriore abbattimento degli attuali valori dì concentrazione.

Ciò presuppone quindi non solo 1' intervento sugli scarichi ma pure la bonifica dei fondali lagunari, che sono infatti fortemente inquinati e costituiscono una delle maggiori fonti di cessione di questo ed altri elementi, agli strati d'acqua soprastanti.

Si evidenzia quindi la necessità di interventi più radicali e non solo settoriali, per il ripristino ecoambientale dell'area interessata.

- L'analisi statistica effettuata su gruppi omogenei di stazioni, ha evidenziato come la zona industriale di Porto Marghera, rappresenti nel suo complesso la più notevole fonte di inquinamento per l'intero bacino centrale lagunare.

Le acque di quest'area presentano infatti valori medi di nutrienti e di clorofilla almeno doppi rispetto a quelli degli altri settori considerati ed i parametri ottici le descrivono come particolarmente torbide e ricche di solidi in sospensione.

I risultati ottenuti con il presente lavoro, confermano l'importanza della prosecuzione della campagna di raccolta metodica dei dati, in modo da poter ottenere un'informazione globale e precisa, non falsata da particolari condizioni relative a situazioni momentanee determinate da eventi puntiformi eccezionali e dalle particolari condizioni dinamiche del bacino.

Solo cosi" sarà realizzabile una descrizione in tempi reali delle variazioni delle caratteristiche chimico-fisiche della laguna, rendendo possibile valutare l'effetto degli eventuali provvedimenti attuati in un'ottica di ripristino ambientale, ed applicare modelli matematici fondati su una raccolta sistematica di dati.

BIBLIOGRAFIA

Alberotanza L., G. Zucchetta 1986,1987,1988. Caratteristiche delle acque della Laguna di Venezia (Bacino Centrale).
C NR-I S D GM, C.C ID

Perin G., A. Gabelli 1983. Inquinamento chimico della Laguna di Venezia. Contaminanti di origine urbana e industriale nelle acque. "Acqua e Aria": n°6, 615-621.

Socal G. 1979. Nota sulla distribuzione quantitativa del fitoplancton nel bacino settentrionale della Laguna di Venezia, giugno 1977-78. "Rapporti e studi": vol. VIII, 105-119.

Atti del 9° Congresso A.I.O.L.
S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990
da pag. 63 a pag. 69

RAPPORTO TRA INPUT ATMOSFERICO E FLUVIALE DI METALLI PESANTI NEI MARI ADRIATICO E TIRRENO

S. Guerzoni*, G. Quarantotto*, G. Ramazzo**

* CNR, Istituto di Geologia Marina, Bologna
** Dip. Scienze Ambientali, Università di Venezia

Data of the atmospheric deposition of Cd, Pb and Zn in the Mediterranean area are presented. Dry and total fluxes were studied with two distinct approaches: the use of lakes as natural reservoirs and collection of aerosols onboard-ship by means of mesh-panels.

This study assesses the significance of the atmospheric input of trace metals, as compared to the riverine input into the Adriatic and Thyrrenian Seas. It shows the predominance of the wet over the dry fractions for all studied metals (70 to 90 % of the total).

The need of more data, to overcome the difficulties in delineating seasonal variations, is stressed as well.

1. INTRODUZIONE

L'importanza degli apporti atmosferici ai mari si è venuta evidenziando in maniera significativa specialmente negli ultimi 20 anni. Infatti, mentre gli inputs fluviali sono stati a lungo considerati la sorgente più importante di particene e di elementi chimici al mare, recentemente molti studi hanno sottolineato il ruolo centrale del trasporto atmosferico di materiali agli oceani (Pye, 1987). Questo trasporto è panico1armente importante nelle aree di piattaforma e in bacini semi-chiusi, come il Mediterraneo, che è prossimo a sorgenti potenziali di inquinamento provenienti dal Nord e Nord-Est Europa e al ben documentato influsso di polveri sahariane (Prospero, 1981; Goudie, 1983; GESAMP, 1989).

Risultali pregressi

I principali risultati di questi anni confermano che gli aerosol sopra il Mediterraneo Centrale possono essere descritti in termini di un semplice modello a due

"end-members" (Chester et al., 1984). Una analisi più dettagliata di questi ha poi permesso di ipotizzare un arricchimento di Pb, Cd e Cr associato a materiale di origine Europea e un arricchimento "naturale" di Ca, Al e Mg associato a "poussière" di polveri di provenienza sahariana (Tomadin et al., 1984; Guerzonietal., 1989). Il confronto poi dei valori di elementi in tracce trovati nelle polveri con quelli di sedimenti marini provenienti da bacini diversi (Tirreno, Canale di Sicilia, Ionio, Adriatico) ha evidenziato associazioni geochimiche distinte nelle quattro regioni geografiche, tali da suggerire una possibile "identificazione" de! contributo atmosferico crostale ai sedimenti profondi {Correggiari et al., 1989), confermando il ruolo preponderante della sedimentazione eolica in alcune di queste aree.

Il lavoro sulle carote del cinque laghi dell' Italia Centrale presi in esame (Trasimeno, Bracciano, Monterosi, Bolsena, Vico; v. Fig. 2) ha confermato la validità dell'uso dei sedimenti lacustri some collettori di depositi atmosferici, fornendo dei risultati di flussi molto simili tra loro (Guerzoni et al., 1989; Simpson et al, in stampa).

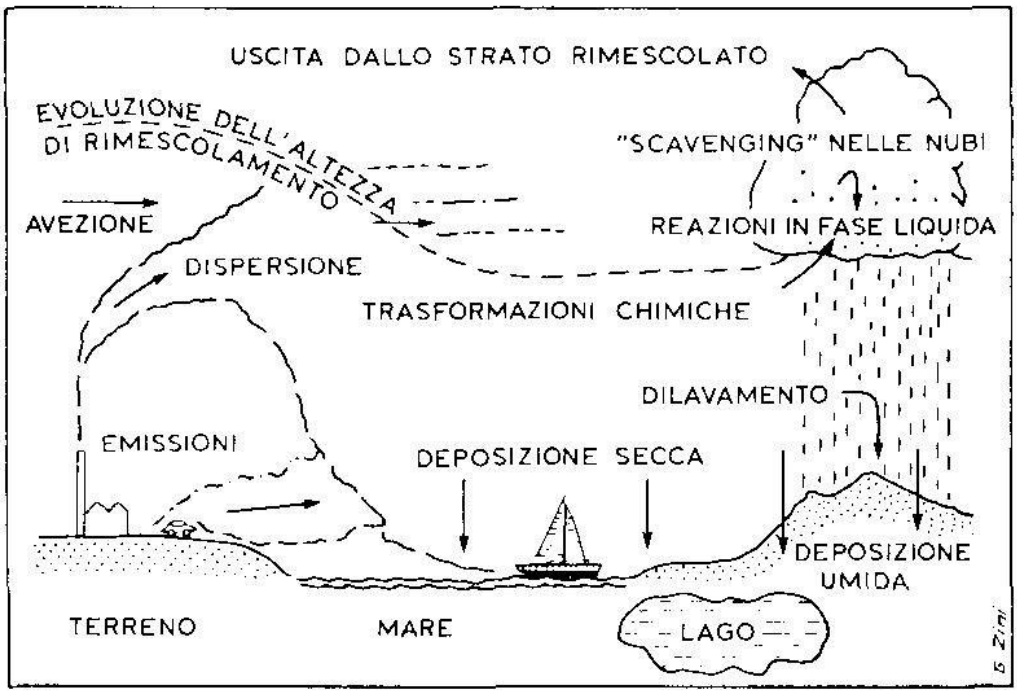


Fig. 1 - Schema dei processi che portano alla deposizione di inquinanti dall'atmosfera.

2. METODOLOGIA

Questo lavoro presenta quindi risultati preliminari per una caratterizzazione e quantificazione dei flussi di metalli dall' atmosfera (Fig. I), sia con metodi diretti (cattura di polveri), che indiretti (studio di carote di laghi). In particolare, i due approcci distinti si possono così sintetizzare :

a) analisi di polveri raccolte in mare con impattori passivi, e trasformazione delle concentrazioni dei metalli in flussi (frazione particolata, dry);
b) studio di carote di sedimenti di laghi, utilizzati come collettori naturali dell' input atmosferico totale (dry + wet).

I due metodi sono stati confrontati tra loro, per capire l'importanza della deposizione secca sul totale (e le differenze tra i due bacini).

Si è cercato poi di confrontare T importanza relativa dei fiumi e dell'atmosfera, in Adriatico e in Tirreno, relativamente agli apporti di tre metalli pesanti (Cd, Pb e Zn). Per questo calcolo i flussi totali dall'atmosfera sono stati confrontati con i dati dei carichi dei fiumi Po e Adige per 1' Adriatico e Arno e Tevere per il Tirreno.

Le prime stime, fatte con numerose approssimazioni, forniscono tuttavia dati interessanti, che confermano l'importanza dell' input atmosferico in mare, già sottolineata da altre ricerche nel Mediterraneo (Martin et al, 1989).

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

I risultati più significativi sono sintetizzati nelle Tabb. 1-4 e in Fig. 2 sono riportate le aree marine studiate e l'ubicazione dei laghi.

In particolare in Tab. 1 vengono presentati i valori medi di flusso totale (dry + wet) per Cd, Pb e Zn, ricavati dalle carote dei cinque laghi studiati. Sono riportati inoltre i valori medi dei flussi del particolato per l'Adriatico e il Tirreno, calcolati dalle medie dei valori delle polveri raccolte nei due bacini.

Dal confronto tra la deposizione secca e quella totale si notano notevoli differenze tra gli elementi: la frazione dry può variare dal 10% del totale per il Cd in Adriatico (0.3 e3.5ng/cm^2/anno, rispettivamente) a oltre il 40% per lo Zn nel Tirreno (115 e 250 ng/ cm^2/anno). Per la deposizione seccaci sono differenze tra i due bacini del 30-40% , con valori tutti più alti nel Tirreno.

	Cd	Pb	Zn
particolato			
- Adriatico	0.33	75	70
- Tirreno	0.55	125	115
totale (dry+wet)	3.50	350	250

Tab. 1 - Flusso di metalli pesanti (ng/cm^2/anno) dall'atmosfera verso il mare. Flusso totale calcolato da inventari di carote di lago, pe run input di ^{210}Pb di 0.16 pCi/cm^2/yr, equivalente a 355 mm di pioggia all' anno (Simpson et al., in stampa). Flusso del particolato calcolato coni valori medi di concentrazione di AD e TI (da tab. 3, Correggiari et al., 1989), moltiplicati per una v_d di 0.5 cm/sec e tenuto conto del numero di giornate secche sul totale all'anno (260/365 = 0.7).

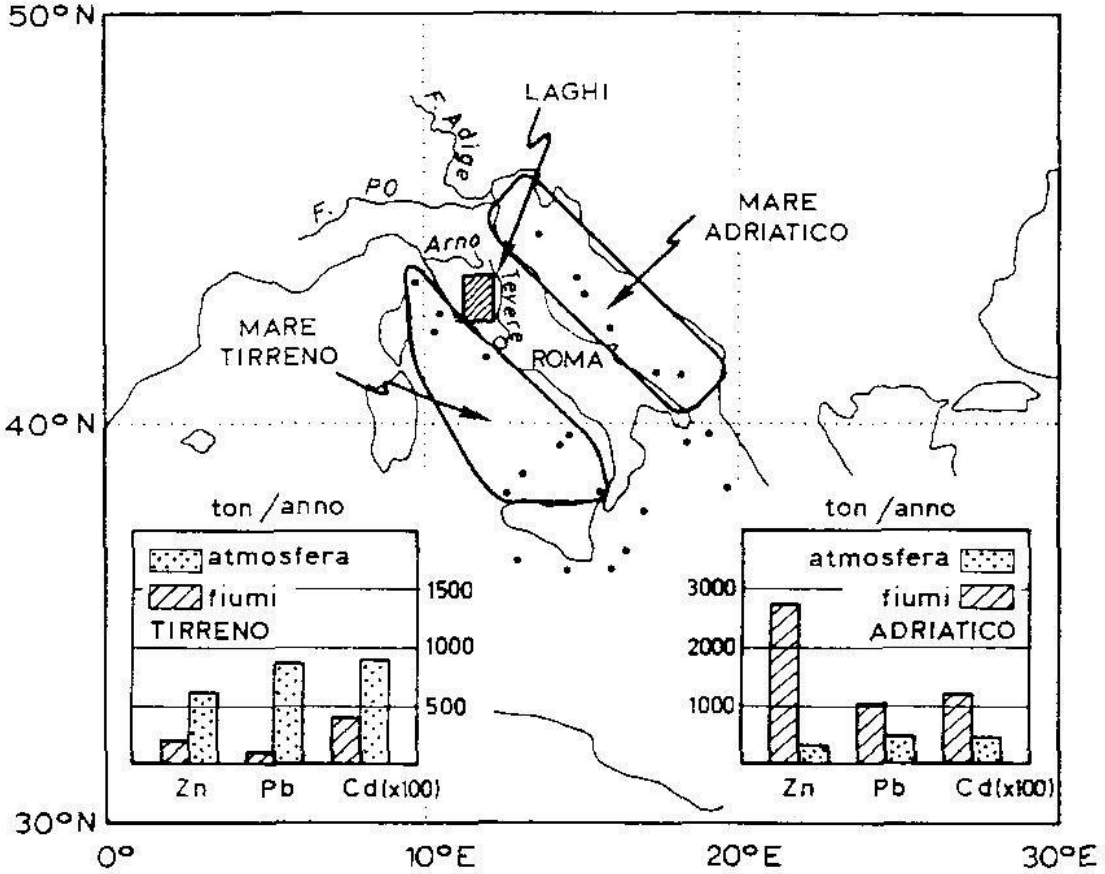


Fig. 2 - Localizzazione delle aree di studio e input atmosferico e fluviale (istogrammi) di metalli in Adriatico e Tirreno (v. anche tab. 3).

	Cd	Pb	Zn
Po	11.2	960	2520
Adige	0.8	62	230
fiumi	12.0 (72%)	1022 (69%)	2750 (89%)
atmosfera	4.6 (28%)	455 (31%)	325 (11%)
input totale	16.6	1477	3075

Tab. 2 - Input relativo di metalli nel mare Adriatico (ton/anno). Dati di Pb nel Po da Provini e Pachetti, 1982; Zn e Cd nel Po ricalcolato da Guerzoni et al.(1984) e Provini e Pachetti (1982); dati di Adige da Boldrmet al. (1989).

	Cd	Pb	Zn
Tevere	4.0	70	193
Arno	0.2	0.3	?
fiumi	4.2 (32%)	70 (7%)	193 (24%)
atmosfera	8.8 (68%)	875 (93%)	625 (76%)
input totale	13.0	945	818

Tab. 3 - Input relativo di metalli nel mare Tirreno (ton/anno). Dati Tevere da valori di concentrazione (da IRSA, 1983) moltiplicati per portata media ; dati Arno da Pagnotta et al. (1987).

Nelle Tabelle 2 e 3 sono riportati i carichi totali fluviali e atmosferici dei tre metalli pesanti per l'Adriatico e il Tirreno separatamente: i fiumi Po e Adige vengono confrontati con l'input atmosferico in Adriatico, e ì fiumi Tevere e Arno sono utilizzati per il confronto con l'input atmosferico in Tirreno (Fig. 2).

Si possono sottolineare alcune differenze significative tra i due bacini, in particolare:

a) Po e Adige assieme trasportano i 3/4 de! carico totale di metalli ali' Adriatico, con lievi differenze tra un elemento e l'altro (fino al 90% del totale per lo Zn). Questi dati sottolineano il ruolo preponderante dell'apporto fluviale su quello atmosferico in bacini di dimensioni limitate e in presenza di un grande fiume, risultato confermato anche in lavori nel golfo del Leone, di fronte alla foce del Rodano (Martin et al., 1989).
b) nel Tirreno, al contrario, dove manca un apporto fluviale significativo, 1' atmosfera sembra essere la sorgente più importante, contribuendo per circa i 4/5 alla deposizione totale di Cd, Pb e Zn. Questi ultimi risultati sono simili a quelli trovati da Martin et al.(1989) per il Mediterraneo occidentale, dove il flusso atmosferico di Cu, Pb e Cd supera di uno/due ordini di grandezza quello fluviale.

5. CONCLUSIONI

I dati preliminari, ottenuti con metodi diretti e indiretti, hanno messo in evidenza sia l'importanza di una definizione più precisa dei contributi atmosferici nello studio dei cicli dei metalli pesanti, che la difficoltà ad ottenere dati attendibili per la grande variabilità dei fenomeni connessi con il trasporto in atmosfera. In particolare, sono necessari campionamenti a lungo periodo di polveri e pioggia, fino ad ora inesistenti, per migliorare le stime del contributo atmosferico, ed essere in grado di quantificare l'estensione e il mescolamento delle due principali sorgenti di aerosols nel Mediterraneo Centrale.

Pubblicazione n. 801 dell' Ist. Geologia Marina. CNR. Bologna

BIBLIOGRAFIA

Boldrin, A., M. Juracic, L. Menegazzo Vitturi, S. Rabitti and G. Rampazzo. 1989. Geochemical consideration on trace element distribution in suspended matter and sediments at the river-sea interface, Adige River mouth, northern Adriatic Sta. *Appl._Geochem.*, 4: 409-421.

Chester, R., EJ.Shaiples and G.S.Sanders. 1984. Saharan dust incursion over the Tyrrhenian Sea. *Atmos. Env.*, 18: 929-935.

Correggiari, A., S. Guerzoni, R. Lenaz and G. Rampazzo. 1989. Dust deposition in the Central Mediterranean (Tyrrhenian and Adriatic Seas): relationships with marine sediments and riverine input. TERRA *Nova*, 1: 449-458.

GESAMP. 1989. Atmospheric input of trace specie to the world oceans. *GESAMP Report and Studies*, 28: 111 pp.

Goudie, A.S. 1983. Dust storms in space and time. *Prog. Phys. Geog.*, 7: 502-530.

Guerzoni, S., R. Lenaz, G. Quarantotto, G. Rampazzo, A. Correggiari and P. Bonelli. 1989. Trace metal composition of airborne particles over the Mediterranean Sea. *Giorn. Geol.* ,51: 117-130. 130.

Guerzoni,S., E. Molinaroli, G. Quarantotto, G. Ramazzo and H.J. Simpson. 1988. Geochemical associations and anthropogenic trace metals in lake sediments of Central *Italy. Chem. Geol.,* 70: 115(abs).

Guerzoni, S., M. Ravaioli, G. Rovatti and D.O. Suman. I984.Comparison of 210-Pb, trace metals profiles and river discharge in a core just off Po della Pila river mouth (Italy). In: *Proc. 7th Workshop on Marine Pollution*: 303-307.

IRSA. 1983. L'esperimento Tevere: influenza di un fiume sull' ecosistema marino prospiciente la sua foce. *Quad. IRSA*, 66: 93-114.

Martin, J.M., F. Elbaz-Poulichet, C. Guieu, M.D. Loye-Pilot and G. Han. (1989). *Mar. Chem.*, 28: 159-182.

Pagnotta, R., T. La Noce, M. Pettine and A. Puddu. 1987. Discharge and pollutants transport of major italian rivers. In: G. Giovannozzi-Sermanni and P. Nannipieri (eds.), *Current Perspectives in Environmental Biogeochemistry*": 395-404.

Prospero, J.M. 1981. Eolian transport to the World Ocean. In: C. Emiliani (ed.) "*The Oceanic Lithosphere*", 7: 801-874.

Provini, A. and G. Pachetti. 1982.Po e Adige: valutazione del carico trofico e tossico convogliato nell' Alto Adriatico*, Ing. Amb.*, 2: 173-183.

Pye K. 1981. Aeolian dust and dust deposits, Academic Press: 334 pp.

Simpson, H.J., F. Frascari, G. Bortoluzzi, S. Guerzoni, G. Quarantotto and G. Rampazzo (in stampa). Regional atmospheric depositionof trace metals derived from lake sediments of Central Italy (42'-43' N, 12' E).*_Mar. Chem.*

Tomadin, L. and R. Lenaz. 1984. Wind-blown dusts over the Central Mediterranean. *Oceanol. Acta*, l: 13-23.

Atti del 9° Congresso A.I.O.L.
S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990
da pdg. 71 a pag. 80

STATO TROFICO ED INQUINAMENTO IN DUE ECOSISTEMI LACUSTRI. POSSIBILE UTILIZZAZIONE DI DOSAGGI ENZIMATICI NEL MONITORAGGIO AMBIENTALE

M.I. Taticchi*, L. Mantilacci*, A.C. Elia**, V. Talesa**, G.B. Principato**, E. Giovannini**, G. Rosi**

* Istituto di Idrobiologia, Università di Perugia
** Sez. Biol. Celi, e Mol. , Dip. Med. Sper., Univ. di Perugia

This paper deals with a preliminary comparative analysis (May-September 1990) concerning two lakes of central Italy, Trasimeno and Chiusi, very close in geographic localization but markedly differing in the size (124 and 3,95 km2, respectively). Wide differences in the chemical-physical analyses as well as in phytoplankton and zooplankton populations, are reported. A much higher specific activity of glutathione S-transferase in samples of plankton in toto from Trasimeno suggests a stress condition possibly due to micropollution by xenobiotics.

1. INTRODUZIONE

II presente studio, della durata prevedibile di un anno, è parte di una ricerca più ampia sullo stato di conservazione dei corpi d'acqua interna dell'Italia centrale (tale studio rientra nel programma di ricerca del Centro Interuniversitario Milano-Perugia-Pavia dal titolo "Eutrofizzazione delle acque interne", finanziato dal MURST, quota 40%).

In particolare, a partire dal mese di maggio 1990 sono stati presi in considerazione i laghi di Chiusi e Trasimeno per un'analisi comparativa dei due biotopi, che, per la loro origine e morfologia della cuvetta lacustre,, sono molto simili, pur avendo estensione diversa (rispettivamente Km^2 3,95 e km^2 124). Anche la posizione geografica (distano tra loro non più di 10 km) fa sì che i due laghi siano confrontabili in quanto soggetti alle stesse vicissitudini climatiche.

La struttura delle loro comunità planctoniche, molto simili fino al 1987 (Mantilacci e Lorenzoni, 1987; Di Giovanni, Taticchi e Mantilacci, 1989), ha invece presentato recentemente alcune interessanti differenze soprattutto a carico dello zooplancton del lago Trasimeno (dati non pubblicati}. Tale lago è risultato inoltre mesotrofico

(Mearelli, Lorenzoni e Mantilacci, 1989), mentre il Chiusi si è mantenuto politrofico (Di Giovanni, Taticchi e Mantilacci, 1989).

La presente indagine, della quale riportiamo i primi risultati, è finalizzata a studiare l'evoluzione trofica dei due laghi, in rapporto non solo alle mutate condizioni meteorologiche (accentuata siccità), ma anche alla presenza di inquinanti dovuta ad attività antropiche.

A tale scopo sono state utilizzate, accanto alle tradizionali analisi limnologiche, anche analisi biochimiche. In particolare, il dosaggio dell'attività delle glutatione S-trasferasi (GST) si è già dimostrato in una nostra preliminare ricerca (Taticchi, Mantilacci, Elia, Talesa, Principato, Rosi e Giovannini, 1990) di piena validità nella individuazione delle cause di uno stato di inquinamento non rilevabili con i normali metodi di analisi chimica delle acque.

Le GST (Mannervik e Danielson, 1988; Hayes, Pickett e Mantle, 1990; Mannervik, Board, Berhane, Bjòrnestedt, Castro, Danielson, Xiao-Yong, Kolm, Olin, Principato, RidderstrÖm, Stenberg e Widersten, 1990) sono una famiglia di enzimi implicati in processi di detossificazione a livello cellulare che utilizzano due substrati : il glutatione ridotto (GSH) e un altro composto, generalmente uno xenobiotico proveniente dall'ambiente, dotato di un centro elettrofilo. La reazione catalizzata comprende l'attacco nucleofilo del GSH sul centro elettrofilo del secondo substrato:

$$\text{XENOBIOTICO} \quad + \quad \text{GSH} \xrightarrow{\text{GST}} \text{XENOBIOTICO-SG}$$

I coniugati del GSH così ottenuti, più polari ed usualmente meno tossici dei composti di partenza, possono essere escreti come tali o ulteriormente metabolizzati.

Le GST sono state estesamente studiate nei vertebrati e recentemente anche in invertebrati (Clark, 1989) . In base a quanto già noto da numerose ricerche su organismi animali e vegetali, tali enzimi possono costituire fino al 5-10% delle proteine complessive della cellula eucariotica. Inoltre, costituendo una famiglia multigenica, sono espressi in numerose forme isoenzimatiche con pattern tessuto-specifico e differenze nella specificità verso particolari xenobiotici. La presenza di queste sostanze comporta l'induzione di una o più forme isoenzimatiche. Tale fenomeno è reversibile e la scomparsa dello xenobiotico stesso ripristina le concentrazioni normali dell'enzima, come dimostrato in tutti gli organismi studiati, compresa Daphnia magna (Le Blanc e Cochrane, 1985).

2. MATERIALI E METODI

I sopralluoghi, con cadenza mensile, sono stati effettuati dal maggio al settembre 1990 nella zona centrale dei due laghi considerati.

Le analisi chimico-fisiche sono state eseguite secondo i metodi classici riportati in AWWA, APHA, WPCF (Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water, 1971.) e in Golterman (1971) .

II fitoplancton è stato conteggiato con microscopio rovesciato utilizzando un campione integrato, ottenuto mescolando campioni di 1 1 di acqua prelevati ogni 50 cm di profondità con bottiglia di Ruttner.

I conteggi dello zooplancton sono stati eseguiti su una frazione del campione originario (1/10, pari a 300 1 di acqua filtrata), raccolto con pompa aspirante munita di due retini (maglia di 56 e 180 µm).

L'attività di GST è stata valutata in sovranatanti ottenuti a 10.000 x*g*. da omogenati con sabbia di quarzo di organismi planctonici *in toto*. usando come substrati per tutte le isoforme di enzima l-cloro-2,4-dinitrobenzene (CDNB) e GSH, entrambi a concentrazione finale 1 mM. Le determinazioni sono state eseguite in tampone fosfato di sodio 100 mM, pH 6,5, registrando spettrofotometricamente a 340 nm la formazione del prodotto. L'attività enzimatica è stata calcolata usando un coefficiente di estinzione millimolare di 9,6 cm^{-1}.

La concentrazione di proteine è stata valutata con il metodo di Bradford (1976), usando siero albumina bovina come standard.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

Le due stazioni di prelievo avevano una profondità compresa tra 4 e 5 metri.

La trasparenza (Tab. 1) era sempre nettamente più elevata nel Trasimeno dove in maggio e giugno risultava totale. In agosto e settembre in ambedue i laghi si riduceva a circa un quarto, probabilmente per una fioritura di cianoficee e dinoficee.

In maggio, giugno e luglio 1'ossigeno disciolto nel Trasimeno superava il valore di saturazione, mentre in agosto e settembre tornava a valori inferiori al 100%. Quest'ultima condizione era invece costantemente osservata nel lago di Chiusi.

La concentrazione di sostanze riducenti, tranne che in settembre, era sempre più elevata nel Trasimeno, dove il notevole contenuto di ossigeno, anche al fondo, facilitava la

loro permanenza in soluzione.

Tabella 1 - Valori medi e intervallo di confidenza ($p < 0,05$) dei parametri fisico-chimici considerati.

	Lago Trasimeno	Lago di Chiusi
Profondità (m)	3,98 ± 0,39	4,98 ± 0,31
Trasparenza (m)	2,76 ± 1,83	1,15 + 0,81
Temperatura acqua (°C)	22,02 ± 2,58	22,96 ± 1,97
pH	9,46 ± 0,47	8,89 ± 0,44
Conducibilità (µS)	884,60 ± 104,21	480,60 ± 78,45
Ossigeno disciolto (mg/1)	8,69 + 2,64	6,54 + 0,89
Ossigeno % saturazione (mg/1)	100,91 ± 30,73	79,76 ± 7,27
Sostanze riducenti H_2S (mg/1)	4,07 ± 3,19	2,18 ± 0,53
Alcalinità P $CaCO_3$ (mg/1)	23,00 ± 12,85	10,50 ± 4,05
Alcalinità M $CaCO_3$ (mg/1)	137,50 ± 19,96	163,50 ±25,71
Cloruri (mg/1)	219,04+13,69	56,10 + 8,02
Solfati (mg/1)	38,40 ± 10,94	39,10 ± 6,75
Azoto ammoniacale (µg/1)	1,64 ±2,11	3,58 ± 1,80
Azoto nitrico (mg/1)	0,04 ± 0,06	0,09 + 0,06
Azoto totale disciolto (mg/1)	2,23 ± 0,69	2,23 ± 1,17
Fosforo totale disciolto (µg/l)	179,00 ± 102,91	280,00 ± 86,89

L'alcalinità P, che ripete gli andamenti delle sostanze riducenti, era sempre più elevata nel Trasimeno, indicando così un sistema tampone più debole; l'alcalinità M era sempre più elevata nel lago di Chiusi.

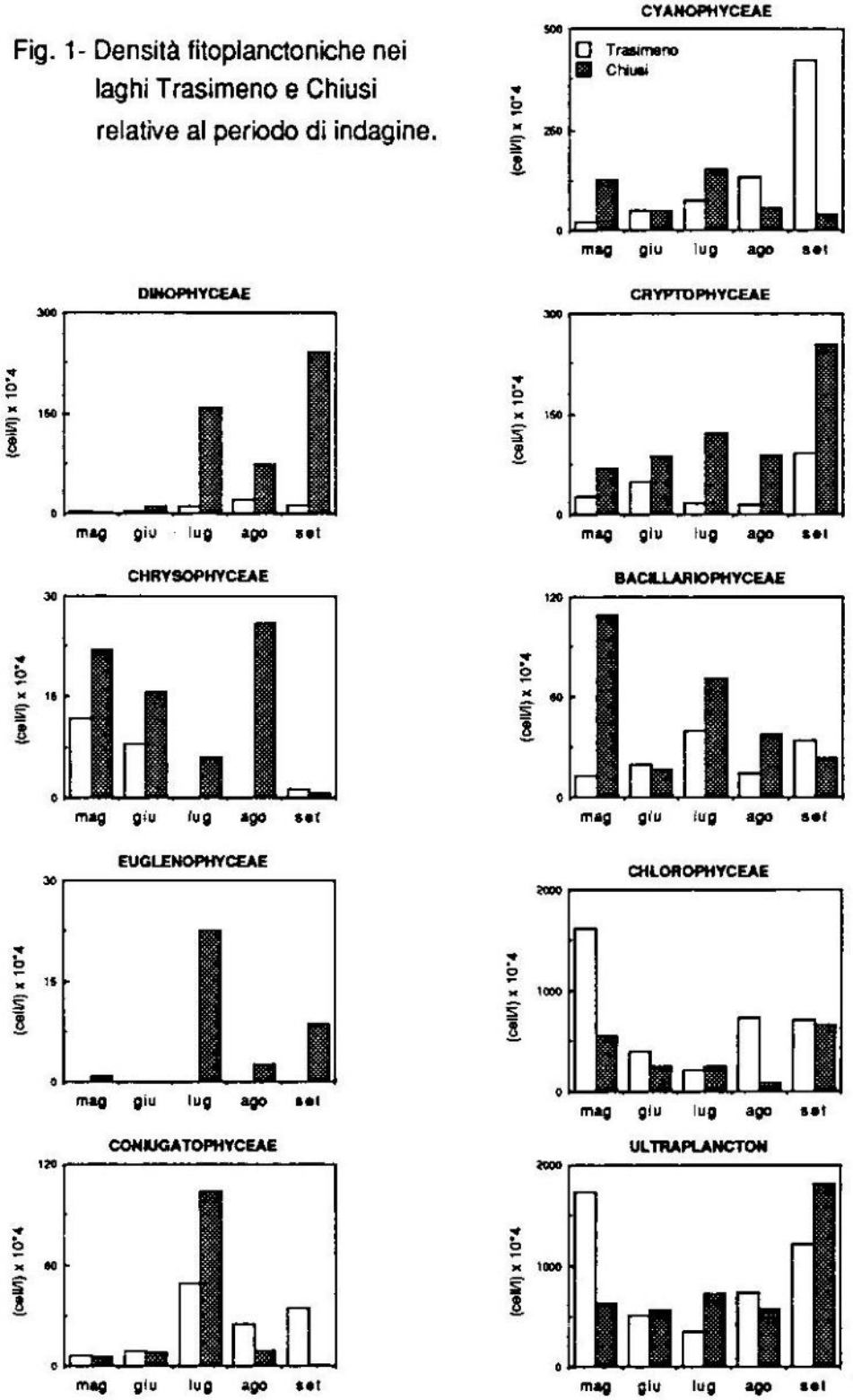
I cloruri risultavano costantemente più elevati nel Trasimeno, in conformità con l'elevata conducibilità delle sue acque.

Nei mesi di maggio e agosto, azoto ammoniacale e azoto nitrico erano assenti nel lago Trasimeno; pertanto, 1'azoto totale presente era presumibilmente di natura organica. I contenuti delle varie forme di azoto nei due laghi risultavano qualitativamente diversi.

I contenuti di fosforo totale, sempre più elevati nel lago di Chiusi, evidenziavano una situazione più favorevole ed un turnover più veloce.

II popolamento fitoplanctonico risultava costituito da 57 specie nel Trasimeno e da 65 nel lago di Chiusi. Nel primo caso si registrava una densità media mensile di fitoplancton pari a circa $18,83 \times 10^6$ cell/l e a $16,21 \times 10^6$

Fig. 1- Densità fitoplanctoniche nei laghi Trasimeno e Chiusi relative al periodo di indagine.

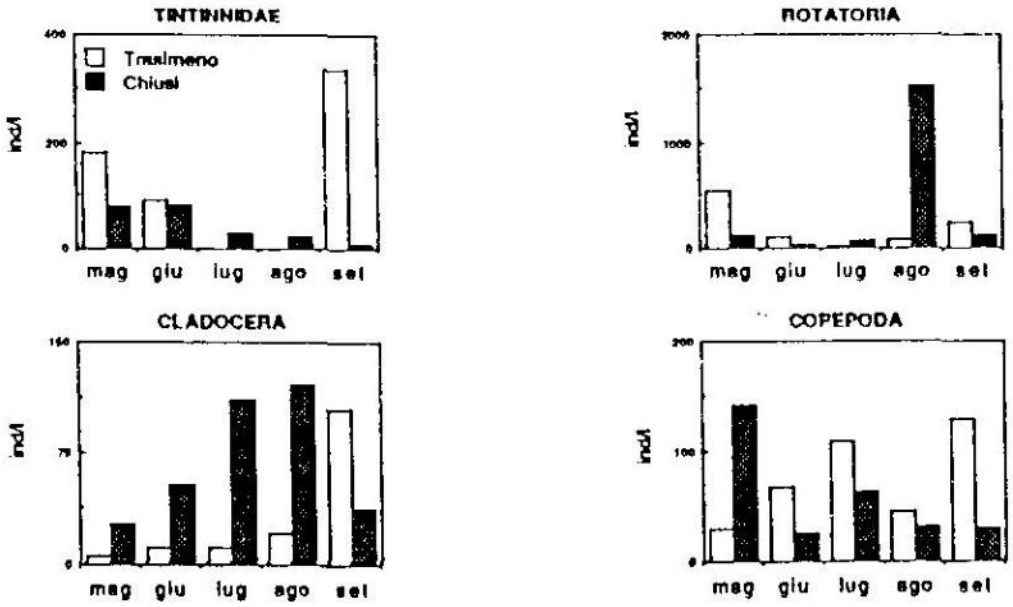


cell/l nel secondo. L'ultraplancton costituiva circa il 50% del fitoplancton in ambedue i laghi, ma nel Trasimeno la sua densità presentava una variabilità maggiore. Inoltre, considerato che Chlamydomonas sp. costituiva da solo circa il 15% del fitoplancton in entrambi i laghi, possiamo concludere che la metà della popolazione algale era costituita dalle forme più piccole ed ubiquiste. I risultati ottenuti per i due laghi sono riportati nella Fig. 1. In particolare, va notato che fra le cianoficee si registravano densità maggiori in settembre (Phormidiumi nel Trasimeno e in luglio (Microcystis e Chroococcus) nel Chiusi. In agosto, nel Trasimeno si osservava una accentuata presenza anche di Anabaena; per quanto riguarda le dinoficee, Peridinium prevaleva in agosto nel Trasimeno e Ceratium in settembre nel Chiusi, dove peraltro tale classe era sempre abbondante. Gli euglenini erano del tutto assenti nel Trasimeno, mentre nel lago di Chiusi presentavano la massima densità in agosto con Phacus pleuronectes; le crìsoficee e le criptoficee erano presenti in ambedue i biotopi, quasi esclusivamente con DinoijryQH e Rhodogionas minuta v. nannoplanctica. Fra le diatomee si evidenziava la quasi esclusiva presenza di Cyclotella nel Trasimeno durante il mese di luglio, e diverse specie di Navicala nel lago di Chiusi, dove peraltro si registrava in maggio la massima densità. Tra le cloroficee, oltre a Chlamydomonas, si trovavano abbondanti nel Chiusi anche Scenedesmus (in maggio) e T_gt.raedron (in settembre) , mentre nel Trasimeno 1'elevato valore di densità in agosto era legato esclusivamente a Tetraedron e Ankistrodesmus; le coniugate raggiungevano le massime densità in luglio nei due laghi, ma con Cosmarium nel Trasimeno e Staurastrum nel Chiusi.

La densità zooplanctonica media era di 418,6 ind/1 nel Trasimeno e di 533 ind/1 nel Chiusi. I rotiferi (Fig. 2) costituivano rispettivamente il 45,8% ed il 68,4% di tutto lo zooplancton ed erano rappresentati, in ambedue i biotopi, per 10 più dalle stesse specie. Interessante invece è stato il riscontro, tra i copepodi, di Eudiaptomus padanus etruscus nel solo lago di Chiusi e, tra i cladoceri, di Bosmina longirostris nel Trasimeno. In quest'ultimo lago, non comparivano più i generi Daphnia e Leptodora presenti fino a luglio 1989 e Diaphanosoma era scarsamente rappresentato (Tatìcchi e Artegiani, 1990). Si deve notare che, sebbene la densità media dei copepodi era notevolmente più alta nel Trasimeno che nel Chiusi (rispettivamente 74,8 e 57,0 ind/1), questa differenza era dovuta soprattutto alla quota di individui immaturi che nel primo lago rappresentavano circa i1 72% e nel secondo circa il 54% del totale.

E' chiaro che i dati relativi a questi primi cinque

Fig. 2 - Densità zooplanctonica nei laghi Trasimeno e Chiusi relative al periodo di indagine.



mesi di indagine sono ancora insufficienti per esprimere un giudizio globale sul trofismo dei due laghi. Tuttavia, nel Trasimeno già si nota una tendenza alla oligotrofia, in base alla elevata trasparenza, agli alti contenuti di D.O., per le contenute concentrazioni di azoto e fosforo totali e per la prevalenza, in alcuni mesi, di specie algali proprie di ambienti alcalini oligotrofi mineralizzati e ricchi di calcio : Cyclotella, Cosmarium. Nel lago di Chiusi si nota invece un trofismo più spinto, convalidato anche dalla dominanza di specie algali di ambienti eutrofi (Staurastrum, Navicula) (Hutchinson, 1967; Margalef, 1983).

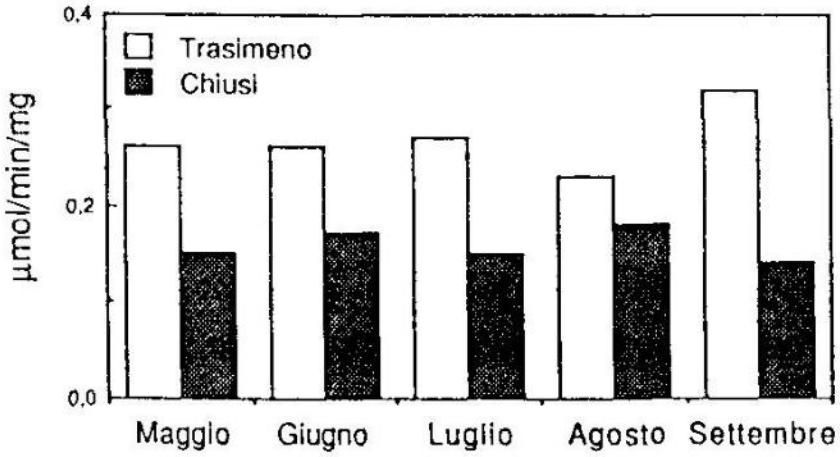
E' certo che la drastica riduzione delle precipitazioni (da 70,47 mm a 40,98 mm dal 1987 ad oggi) ha influito in misura molto diversa sui due laghi. In particolare, l'apporto salino alle acque del Trasimeno, conseguente al dilavamento, è stato comunque inferiore rispetto a quello relativo al lago di Chiusi, considerato che i valori del rapporto bacino imbrifero/bacino lacustre risultano pari a 3,14 per il primo e a 37,73 per il secondo.

Le ampie variazioni di densità, da un mese all'altro, in alcuni gruppi planctonici e la struttura stessa del fitoplancton rivelano, comunque, che i due biotopi si trovano in una situazione di equilibrio precario e strettamente dipendente dalle condizioni climatiche contingenti.

Tuttavia, nel lago di Chiusi si nota una relazione trofica tra composizione del fitoplancton, dominato da ultraplancton, e dello zooplancton, dominato da specie filtratrici e detritivore (cladoceri e roti féri). Tale relazione non appare invece evidente nel Trasimeno, dove non solo si osservano densità molto più contenute, ma addirittura si può constatare la scomparsa di alcune specie, caratteristiche in passato anche di questo lago.

L'attività di GST nel plancton in toto era sempre ben determinabile, anche a modeste concentrazioni di campione, indicando così che tali enzimi erano ben rappresentati anche in questa categoria ecologica. Inoltre, le attività specifiche risultavano dello stesso ordine di grandezza di quelle riscontrate in altri organismi, mammiferi inclusi. I livelli di attività, riportati nella Fig. 3, risultavano sempre notevolmente più elevati negli organismi planctonici prelevati dal lago Trasimeno rispetto a quelli prelevati dal lago di Chiusi. In ciascuno dei due laghi l'andamento delle variazioni nei singoli mesi ben si correlava con le densità zooplanctoniche. Tale più elevata attività enzimatica denunciava uno stato di stress dovuto probabilmente a sostanze tossiche di origine antropica, ancora da individuare, che potrebbero aver modificato la struttura del popolamento zooplanctonico.

Fig. 3- Attività specifiche di glutatione S-trasferasi su campioni di plancton dei laghi Trasimeno e Chiusi relativi al periodo di indagine.



I risultati così ottenuti sono ancora insufficienti per evidenziare possibili correlazioni statistiche tra attività

enzimatica (espressa come attività specifica) e densità zooplanctonica. Si può notare tuttavia che, quando il popolamento presentava le densità più elevate, anche l'attività enzimatica era più marcata. Questo risultato suggerisce che la probabile presenza di sostanze tossiche determini la pressoché totale scomparsa di specie non dotate dell'appropriata classe isoenzimatica di GST in grado di metabolizzarle (Daphnia). Al contrario, si verificherebbe un premio selettivo a favore di altre specie in grado di esprimere gli opportuni isoenzimi e neutralizzare quindi gli xenobiotici tossici con significativo incremento delle relative popolazioni (Bosmina).

BIBLIOGRAFIA

Bradford, M.M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. Anal. Biochem., 72: 248-254.

Clark, A.G. 1989. The comparative enzymology of the glutathione S-transferases from non-vertebrate organisms. Comp. Biorhem. Phvsiol.. 92B: 419-446.

Di Giovanni, M.V., M.I. Taticchi and L. Mantilacci. 1989. Limnology of lake Chiusi and lake Montepulciano (Siena-Italy). Verh. Internat. Verein. Limnol.. 24: 1058-1065.

Golterman, L.H. 1971. Methods for chemical analysis of freshwater. International Biological Program,. Oxford - 8, 3rd Ed.: 1-159.

Hayes, J.D., C.B. Pickett and T.J. Mantle. 1990. The glutathione S-transferases and their contributions to drug resistance in nature. In: Hayes J,D., Pickett C.B. and Mantle T.J. (Eds.), Glutathione Transferases and Drug Resistance. Taylor & Francis, London: 3-16.

Hutchinson, G.E. 1967. A Treatise on Limnoloay. Volume II. Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton,. Wiley and Sons Inc., New York, London, Sydney: 379-391.

Le Blanc, G.A. and B.J, Cochrane. 1985. Modulation of substrate-specific glutathione S-transferase activity in Daphnia magna with concomitant effects on toxicity tolerance. Comp. Biochem. Physiol.,. 82C: 37-42.

Mannervik, B. and U.H. Danielson. 1988. Glutathione transferases - Structure and catalytic activity. CRC C_ritical Review in Biochemistry. 23: 283-337.

Mannervik, B., P.G. Board, K. Berhane, R. Björnestedt, V.M. Castro, U.H. Danielson, H. Xiao-Yong, R. Kolm, B. 01in, G.B. Principato, M. Ridderström, G. Stenberg and M. Widersten. 1990. Classes of glutathione transferases.

Structural and catalytic properties of the enzymes..- In: Hayes J.D., Pickett C.B. and Mantle T.J. (Eds.), Glutathione Transferases and Drug Resistance. Taylor & Francis, London: 35-46.

Mantìlacci, L. e M. Lorenzoni. 1987. Analisi della comunità planctonica del lago Trasimeno. Riv. Idrobiol., 26 : 33-55.

Margalef, R. 1983. Limnologia. Ed. Omega, S.A./Platon, 26, Barcelona - 6: 317.

Mearelli, M., M. Lorenzoni e L. Mantilacci. 1989. Il lago Trasimeno. Atti III Convegno __._A^I.I.A.D. {Perugia 28-30 settembre): in press.

Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 1989. American Pubbl.Health Inc., New York, 17th Ed.: 1-6/5-82.

Taticchi, M.I.and C.I. Artegiani. 1991. Cladocera populations in Trasimeno lake (Italy) 16/07/87 to 28/12/88. Verh. Internat. Verein. Limnol.. 24: 1049-1057.

Taticchi, M.I., L. Mantilacci, A.C. Elia, V. Talesa, G.B. Principato, G. Rosi e E. Giovannini. 1990. Stato trofico ed inquinamento di due ecosistemi lacustri. Possibile utilizzazione di dosaggi enzimatici nel monitoraggio ambientale. Atti 53° Congresso U.Z.I. (Palermo 1-5 ottobre): 52.

Atti del 9° Congresso A.I.O.L.
S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990
da pag. Sia pag. 92

MISURE SPERIMENTALI DI PRODUZIONE PRIMARIA IN UNO STAGNO MESOTROFO SULLA BASE DELLE VARIAZIONI NICTEMERALI DI OSSIGENO DISCIOLTO.

R. SCONFIETTI & S. AIRO'
Dip.to di Genetica e Microbiologia, Sezione di Ecologia
Centro interuniversitario di Ecologia delle Acque interne
Piazza Botta, 10 1-27100 PAVIA

RIASSUNTO

Gli Autori utilizzano il classico metodo proposto circa 30 anni fa da ODUM (1956) per stimare la produzione fotosintetica sulla base della correzione delle curve nictemerali di ossigeno disciolto. Il metodo è stato applicato a ritmi nictemerali rilevati stagionalmente in microambienti sperimentali galleggianti, posti in uno stagno pavese, e confrontati con i ritmi in acqua libera. E' stato messo in evidenza il ruolo fondamentale svolto dalle idrofite in conseguenza della relativa povertà di fitoplancton, dimostrata dai modesti valori di clorofilla α.

SUMMARY - EXPERIMENTAL VALUATION OF PRIMARY PRODUCTION IN A MESOTROPHIC POND BY MEANS OF DIEL OXYGEN CURVES.

The classic method by ODUM (1956) has been adopted to estimate gross production and respiration by means of modified diel oxygen curves. Nycthemeral rhythms of temperature and dissolved oxygen were investigated seasonally in two stations within open tanks, floating in a mesotrophic pond in Northern Italy. In each station one of the two tanks was filled with the dorninant macrophyte available in the pond, to evaluate separately the balance of production of submerged macrophyte and of phytoplankton, under different conditions of illumination. The fundamental role of macrophytes was pointed out, in contraposition with the scarcety of phytoplankton, expressed by low chlorophyll α values.

1. INTRODUZIONE

La misura dell'ossigeno disciolto in ambiente acquatico esprime, di fatto, la sintesi di tutti i fenomeni metabolici che avvengono all'interno del sistema in esame, al netto

della produzione primaria, della respirazione e dei fenomeni di diffusione.

La registrazione di cicli nictemerali di ossigeno e di temperatura, indispensabile per calcolare la percentuale di saturazione, può quindi diventare strumento diretto per la valutazione del metabolismo complessivo in ambiente acquatico.

Molti Autori (WELCH, 1968; GANNING & WULFF, 1970) hanno discusso la validità della stima di produzione primaria giornaliera e di respirazione sulla base delle curve nictemerali di ossigeno rilevate direttamente in acqua libera piuttosto che sulla base di estrapolazioni di risultati ottenuti con il metodo classico delle bottiglie chiare e scure, che pur conserva una sua validità nelle indagini sulla produttività primaria. In questo secondo caso, infatti, si tratta di estrapolare per acque libere misure eseguite in microambienti in genere ristretti, chiusi, senza possibilità di scambi gassosi con l'atmosfera, all'interno dei quali non sono valutabili con precisione le modifiche nelle interazioni fra le diverse componenti biologiche sopravvenute proprio in conseguenza della mancanza di scambi con l'esterno.

Gli ambienti lentici si prestano particolarmente bene all'applicazione di questo metodo, in quanto l'uniformità e la staticità della superficie dell'acqua consentono una diffusione relativamente omogenea, dipendente solo dalle condizioni ambientali esterne. Nel nostro caso ci siamo posti lo scopo di valutare la produzione lorda e netta in uno stagno mesotrofo in funzione della presenza di idrofite, della diversa esposizione alla radiazione luminosa diretta e della ciclicità stagionale dei processi metabolici.

2. L'AMBIENTE

Lo stagno studiato si trova sulla sponda destra del fiume Ticino a ridosso dell'agglomerato urbano di Pavia (fig. 1). Relitto di un antico meandro, escluso artificialmente alla fine del XVIII secolo, è da tempo alimentato esclusivamente da risorgive di subalveo, anche se durante le piene importanti (l'ultima risale alla primavera 1986) viene ancora invaso dalle acque fluviali.

La profondità massima oscilla, secondo il livello idrometrico, intorno ai 2 metri e la media è di poco superiore al metro; la superficie è di circa 7000 mq.

Oltre ad un canneto plurispecifico che si estende lungo la sponda nord, lo stagno ospita abbondante vegetazione sommersa, che lascia comunque porzioni di acqua libera variabili nel tempo.

Sul lato sud l'attività della risorgiva mantiene sgombra dalla vegetazione una piccola area di pochi metri quadrati, caratterizzata dalla presenza di ghiaia grossolana a vista. Sullo stesso lato alcuni vecchi pioppi e l'argine determinano l'ombreggiamento di una ristretta porzione, che si contrappone alla piena esposizione lungo la sponda opposta.

Dal punto di vista del trofismo lo stagno si può definire mesotrofo (SCONFIETTI *et alii,* in stampa), anche se in tempi recenti sono comparsi alcuni sintomi di una evoluzione verso una condizione di eutrofia.

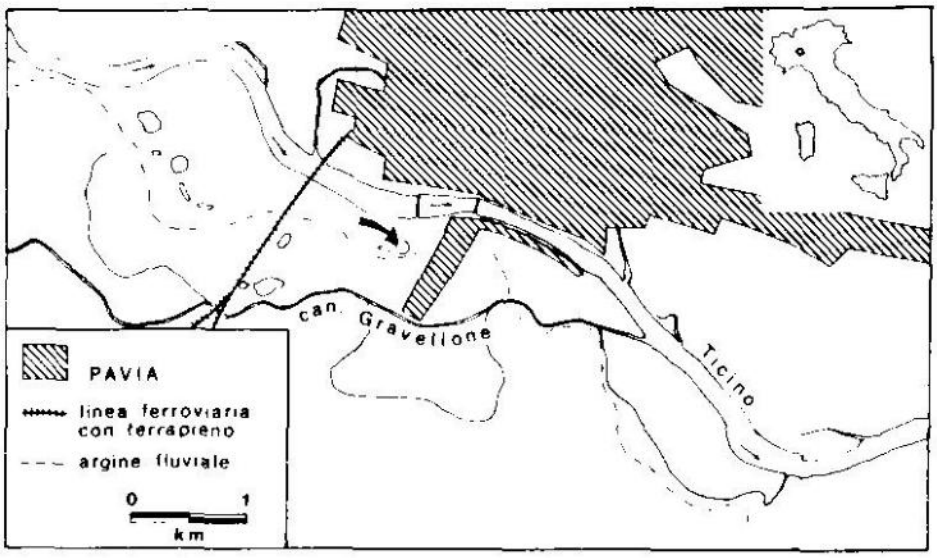


Fig. 1 - Localizzazione dello stampo.

3. MATERIALI E METODI

Con periodicità stagionale sono stati misurati i ritmi nictemerali di temperatura e di ossigeno discìolto (sonda Oxyliquid Mod. 22) all'interno di microambienti sperimentali collocati in 2 stazioni: st. A, esposta in piena luce, e st. B, in zona ombreggiata. Le misure venivano rilevate con frequenza bioraria.

Per ciascuna stazione sono state predisposte due vaschette di plexiglass aventi un volume dì 10 litri, contenenti I[1]una acqua libera raccolta a circa 20 cm di profondità, l'altra acqua e idrofite con densità analoghe a quelle osservate nei pressi delle stazioni. Le vaschette venivano immerse in acqua fino a 2-3 cm dal loro bordo

superiore e munite di un piccolo segnale fluorescente per la localizzazione durante le ore notturne.

Sono state utilizzate specie diverse di idrofite in funzione della disponibilità nell'ambiente: *Potamogeton luaens* L. (11-12/ 7/ '88); *Potamogeton nataus* L. (24-25/10/'88) ; *Myviophyllum spiaafum* L. (30-31/1 / '89), 3-4/5/'89).

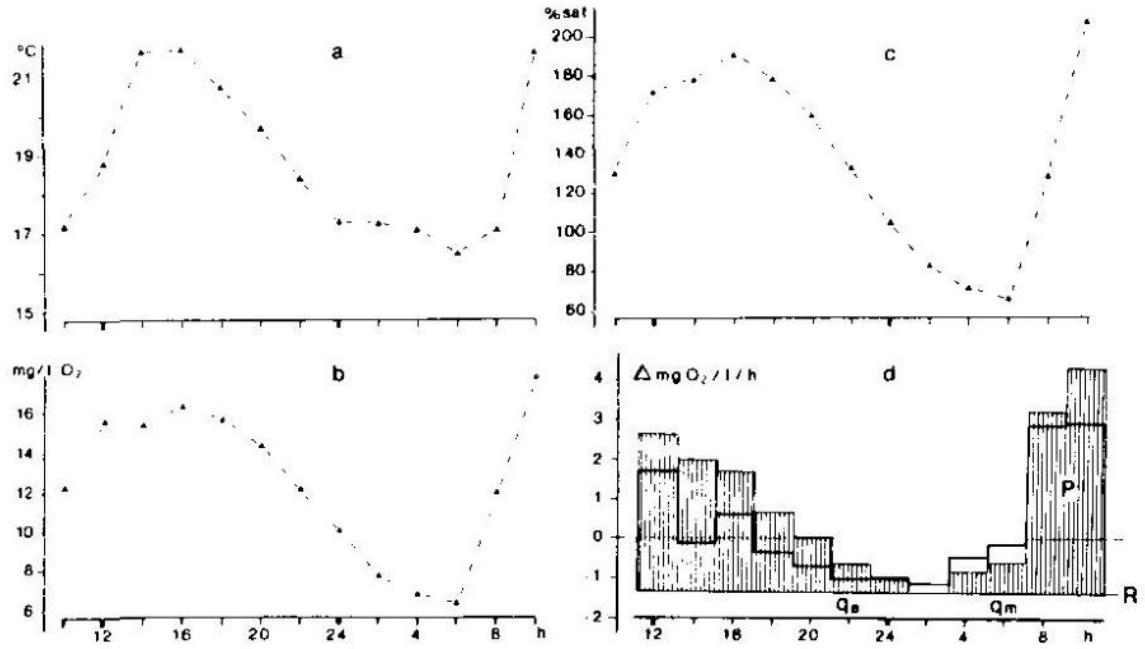


Fig. 2 - Maggio 1989, st. B, microambiente con vegetazione. Ricostruzione grafica dei passaggi previsti dal metodo di ODUM (1956) per il calcolo della produzione lorda P. Per i simboli, si veda nel testo.

Sulla base delle variazioni orarie di ossigeno nell'arco delle 24 ore, sono state calcolate la produzione lorda p e la respirazione R secondo il metodo rivisto e migliorato da ODUM (1956) e da ODUM & HOSKINS (1958). Questo metodo si basa sulla costruzione di una curva delle variazioni orarie di ossigeno (tratto marcato in Fig. 2d) e sulla correzione della stessa attraverso il calcolo della diffusione D, dato dal prodotto kS dove S è il deficit di saturazione (positivo se la saturazione è <100% e negativo se è >100%) e k un coefficiente di diffusione. Tale coefficiente viene empiricamente calcolato con la formula:

$$k = (qm - ge) / (Sm - Se)$$

dove qm è la variazione di ossigeno appena prima dell'alba, ge la variazione di ossigeno subito dopo il tramonto; Sm e Se sono i corrispondenti deficit di saturazione.

Il tasso di respirazione R viene assunto costante durante tutta la durata del giorno e corrisponde al minimo notturno della curva corretta delle variazioni di ossigeno. L'area compresa tra questa curva e la linea della respirazione basale indica la produzione lorda P (righe verticali in Fig. 2d). I passaggi fondamentali sono illustrati graficamente in Fig. 2.

La frequenza bioraria delle misurazioni ci ha suggerito di adottare intervalli discreti per la rappresentazione delle variazioni di ossigeno, per evitare arbitrarie interpolazioni grafiche dei dati sperimentali che già comportano, per la loro stessa natura, un errore intrinseco non valutabile. I diversi passaggi del metodo, quindi, si basano esclusivamente sui dati bruti.

L'eterogeneità dell'ambiente naturale {presenza o assenza di idrofite, differente densità e composizione specifica della vegetazione sommersa, differente esposizione alla radiazione solare, etc.) e la necessità del confronto tra i ritmi misurati nei microambienti sperimentali ed i ritmi in acqua libera (SCONFIETTI *et alii,* in stampa) hanno suggerito, inoltre, di mantenere il riferimento oggettivo all'unità di volume, anziché riferire le misure a unità di superficie, come previsto dal metodo. Tuttavia, per eventuali confronti si consideri una profondità media di circa 1,2 m per lo stagno e di 20 cm per le vaschette sperimentali.

4. RISULTATI

All'interno dei microambienti sperimentali con idrofite sono stati osservati ritmi nictemerali di ossigeno ben marcati in tutte le stagioni, con escursioni ovviamente più evidenti nella stagione calda (fig. 3), quando la saturazione raggiunge valori massimi intorno al 200% . In assenza di vegetazione, al contrario, i ritmi sono sempre attenuati, paragonabili a quelli misurati in acqua libera. Fra le due stazioni non si osservano sostanziali differenze, nonostante la diversa intensità della radiazione luminosa globale.

L'applicazione del metodo proposto da ODUM (cit.) viene sintetizzata graficamente in Fig. 4. Il valore medio calcolato per k è 1,48±0,86. Appare subito evidente

l'incidenza della vegetazione, per quanto riguarda sia la produzione lorda sia la respirazione basale; quest'ultima è particolarmente elevata in estate, quando il sistema si trova in piena attività.

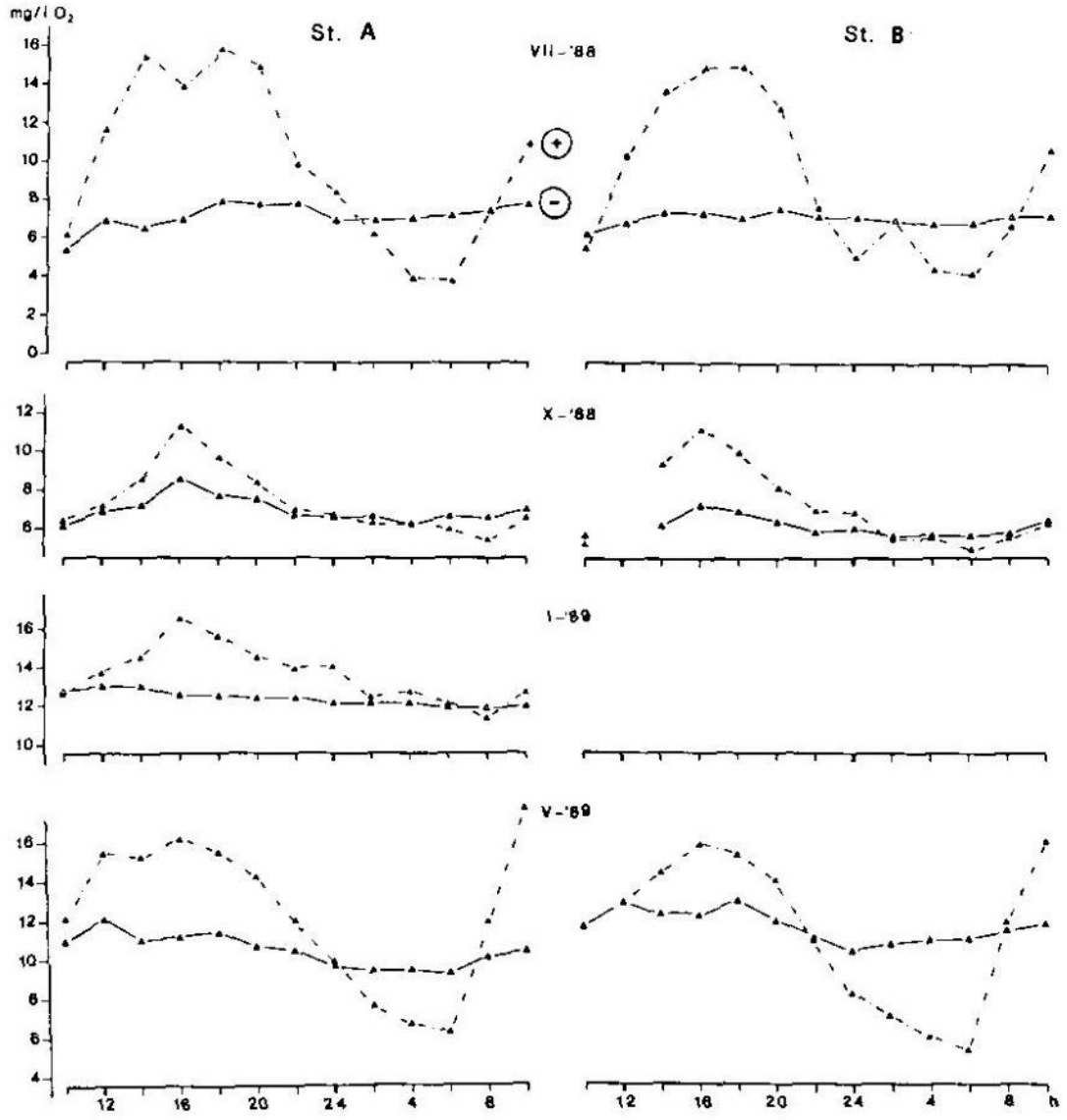


Fig. 3 - Ritmi nictemerali di ossigeno disciolto nei microambienti con (+) e senza (-) vegetazione.

A ottobre si osservano le conseguenze della crisi distrofica tardo-estiva: la produzione lorda è bassa anche in presenza di vegetazione e non è in grado di compensare la sottrazione di ossigeno dovuta alla respirazione. In questo periodo le macrofite presentano chiari segni di decomposizione, che ne riducono drasticamente il potenziale

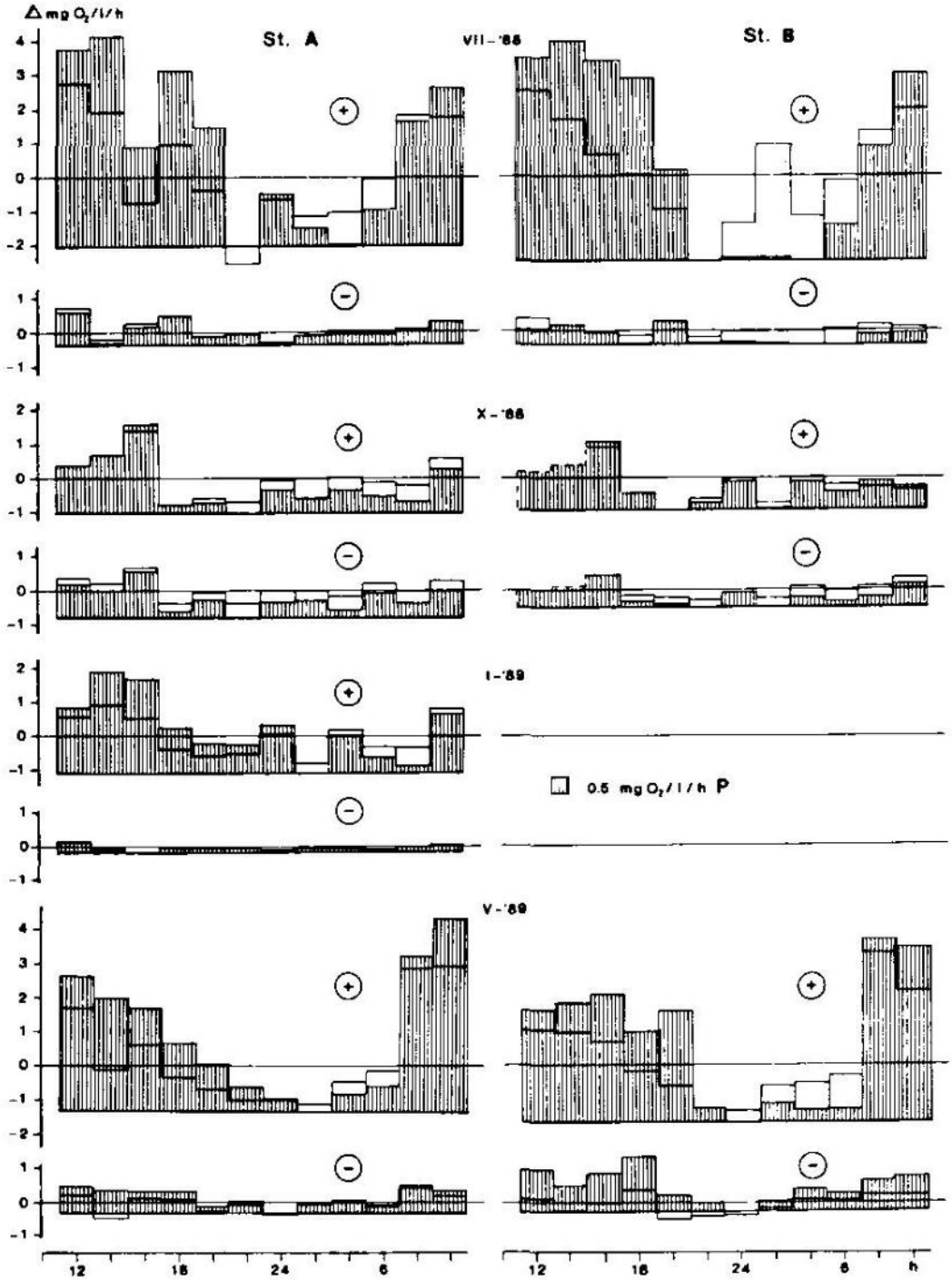


Fig. 4 - Variazioni orarie di ossigeno disciolto e loro correzione per il calcolo della produzione lorda P nei microambienti con (+) e senza (-) vegetazione.

fotosintetico.

A gennaio i dati sono stati raccolti solo nella stazione A; è interessante notare una discreta attività fotosintetica delle idrofite nonostante le rigide temperature (la superficie dello stagno era quasi completamente ghiacciata), contrapposta ad un ritmo pressoché assente nel microambiente senza vegetazione.

A maggio, tanto una maggiore produzione lorda quanto l'incremento della respirazione basale indicano una situazione di metabolismo attivo, ormai pienamente avviato dall'aumento della radiazione globale e della temperatura. In particolare, per la stazione B si noti la produzione, seppure modesta, nel microambiente senza vegetazione.

5. DISCUSSIONE

L'utilizzo del metodo di ODUM comporta indubbiamente alcune rigide assunzioni. Da un lato il calcolo del coefficiente di diffusione k_ presuppone che esso non subisca variazioni nel corso della giornata. In realtà fenomeni anche momentanei - quali, per esempio, improvvise raffiche di vento - possono modificare k anche drasticamente. Tuttavia, le giornate da noi scelte per i rilevamenti hanno mostrato una buona omogeneità, sia per l'assenza di vento che per il grado di serenità del cielo anche nei mesi invernali. La variabilità dei valori di k rientra nell'errore ammesso da WELCH (cit.). Si è preferito, quindi, mantenere pienamente il carattere sperimentale dei nostri dati ricalcolando k per ogni occasione, piuttosto che adottare, come indicato dallo stesso WELCH, un coefficiente standard teorico corrispondente a 1 per le acque ferme.

Dall'altro la respirazione viene assunta costante nell'arco delle 24 ore, méntre diversi Autori, fra i quali BEYERS (1963) e lo stesso ODUM (1960), hanno messo in evidenza un progressivo calo del tasso respiratorio durante le ore notturne, in contrapposizione ad una respirazione più intensa durante le ore di piena attività fotosintetica. Tuttavia, a parte la considerazione che questi fenomeni interverrebbero comunque anche adottando il metodo delle bottiglie chiare e scure, non esistono nella pratica altri metodi che consentano di stimare la respirazione giornaliera sul campo se non l'estrapolazione da quella notturna. Inoltre occorre tener presente che il calcolo della produzione netta non risente comunque di eventuali errori nella stima della respirazione.

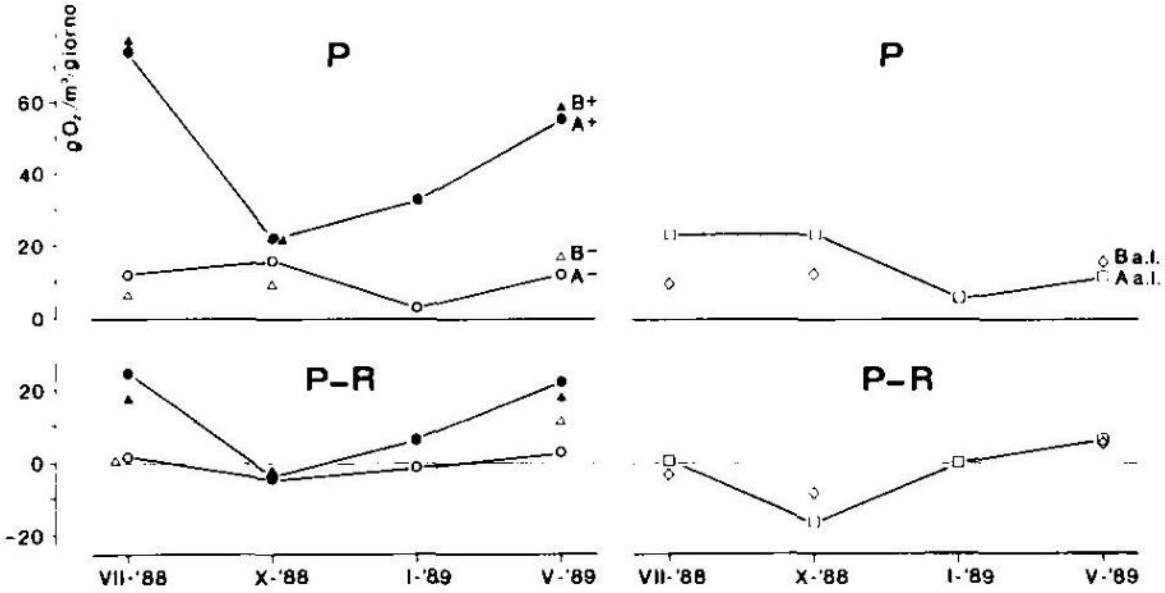


Fig. 5 - Produzione lorda (P) e produzione netta (P-R) in diverse situazioni sperimentali alle st. A e B: nelle vaschette con (+) e senza (-) vegetazione e in acqua libera (a.l.).

Tab. I - Dati di produzione (P) e respirazione (R) nelle vaschette sperimentali (v.s.) con e senza vegetazione (+ e -) ed in acqua libera (a.l.). Viene riportata anche la somma algebrica delle variazioni brute di ossigeno ($\Sigma\Delta O_2$).

		luglio '88			ottobre '88			gennaio '88			maggio '89		
		P	P/R	$\Sigma\Delta O_2$	P	P/R	$\Sigma\Delta O_2$	P	P/R	$\Sigma\Delta O_2$	P	P/R	$\Sigma\Delta O_2$
st. A	v.s.+	74,27	1,50	4,80	22,15	0,87	0,15	32,95	1,25	-0,30	55,52	1,69	5,62
	v.s.-	12,15	1,19	2,37	16,00	0,79	0,90	3,08	0,80	-0,80	12,28	1,33	-1,40
	a.l.	23,60	1,11	2,65	23,32	0,59	0,55	6,05	1,03	-1,10	11,66	2,07	0,70
st. B	v.s.+	77,67	1,29	5,20	21,66	0,93	1,90	non eseguito			59,10	1,44	5,40
	v.s.-	6,88	0,64	0,25	9,71	0,77	0,20				17,36	2,95	-1,80
	a.l.	9,31	0,77	0,80	12,43	0,61	-1,75				16,04	1,55	0,70

Le variazioni stagionali della produzione lorda nei microambienti con vegetazione sono molto ampie, e mostrano un minimo non in inverno, come a priori ci si potrebbe forse aspettare, ma in autunno, in conseguenza della crisi distrofica tardo-estiva (fig. 5). In questa fase il rapporto P/R è decisamente <1 in tutte le condizioni, comprese quelle in acqua libera (tab. I). L'ambiente, quindi, non è in grado di sostenere il proprio metabolismo: è interessante notare che ad ottobre il bilancio netto della produzione è negativo e praticamente identico nelle diverse situazioni sperimentali.

Naturalmente alla maggiore produzione lorda corrisponde un tasso respiratorio più elevato; è opportuno precisare, a questo proposito, che i vegetali collocati nei microambienti

venivano prelevati dallo stagno *in toto,* con il loro carico di fauna associata, proprio per ottenere una condizione il più vicino possibile a quella reale. La produzione netta rimane comunque elevata nelle vasche con vegetazione rispetto a quelle senza, nelle quali produzione e respirazione sono legate solo al metabolismo del plancton.

Giova ricordare che i valori di clorofilla α fitoplanctonica sono dell'ordine medio di $6,70 \pm 4,90$ (CANTONATI, in stampa), decisamente bassi per ambienti stagnali. Proprio i minimi di clorofilla spiegano il minimo invernale di produzione lorda nelle vasche senza idrofite.

La discreta attività fotosintetica osservata in gennaio è a carico di *Myriophyllum spicatum,* un'idrofita che a partire da questo periodo inizierà una rapida espansione nello stagno, probabilmente favorita da una maggiore valenza ecologica nei confronti delle basse temperature. E' questa, infatti, l'unica idrofita ad aver superato in buone condizioni vegetative il rigido inverno, che ha visto lo stagno ricoperto di ghiaccio per un lungo periodo.

Un risultato imprevisto emerso da questa ricerca è la mancanza di una distinzione netta fra la produzione osservata in diverse condizioni di illuminazione. La produzione lorda della vegetazione è circa la stessa nelle stazioni A e B e la produzione netta non mostra differenze regolari. Nelle vasche senza vegetazione la situazione è analoga, sebbene l'errore sperimentale assuma maggior peso a causa delle ridotte variazioni di ossigeno.

L'applicazione del metodo di ODUM ai ritmi nictemerali in acqua libera (da SCONFIETTI *et alii* , cit.) consente un confronto diretto con i ritmi osservati nelle vasche senza vegetazione. L'andamento stagionale della produzione è molto simile {fig. 5): si hanno, però, massimi e minimi più accentuati in acqua libera. Questo, probabilmente, è da mettere in relazione al fatto che il rilevamento nelle acque libere dello stagno risente comunque sia dei fenomeni di trasporto e diffusione interni alla massa d'acqua, sia della respirazione legata al fondo. Ne è conferma il minimo negativo di produzione netta ad ottobre, in relazione alla intensa sottrazione di ossigeno legata ai fenomeni di decomposizione sul fondo. Parallelamente i massimi di produzione risentono in parte della vivace produzione delle idrofite.

6. CONCLUSIONI

L'utilizzo di microambienti sperimentali ha consentito, rispetto alla misurazione diretta in acqua libera, di valutare separatamente l'apporto produttivo di fitoplancton e idrofite. Queste ultime hanno dimostrato un ruolo fondamentale nel sostenimento del metabolismo dell' intero ecosistema, troppo povero nella sua componente fitoplanctonica per sfruttarne l'apporto fotosintetico. D'altra parte le caratteristiche di raesotrofia dello stagno sarebbero in contrasto con valori elevati di clorofilla α fitoplanctonica.

In contrapposizione con differenze marcate di radiazione globale (fino ad un fattore 6 in estate), la produzione non ha mostrato sostanziali differenze nelle due stazioni considerate. Si può pertanto ipotizzare che la massima efficienza fotosintetica venga raggiunta a valori ancora relativamente bassi di radiazione e che fenomeni di saturazione luminosa intervengano nell' inibire la fotosintesi nella stazione maggiormente esposta. Peraltro tali fenomeni sono stati sperimentalmente verificati per le idrofite con il metodo delle bottiglie chiare e scure (dati non pubblicati).

I ritmi registrati in acqua libera hanno mostrato una buona corrispondenza con i microambienti privi di vegetazione, sebbene la relativa vicinanza del fondo e delle chiazze di idrofite influiscano sul bilancio complessivo dell'ossigeno disciolto. Questo è particolarmente evidente nel periodo successivo alla crisi distrofica, durante la quale in acqua libera si hanno i valori più bassi del rapporto P/R, intorno a 0,6.

I calcoli eseguiti prendono in considerazione la produzione e la respirazione di parcelle isolate, o comunque porzioni, dello stagno; il contenuto di ossigeno presente ali'interno dell'intero corpo idrico, quindi realmente disponibile per la biocenosi, è però il risultato dell'interazione fra i processi metabolici endogeni ed i fenomeni fisici che intervengono nel definire il bilancio finale degli scambi gassosi con l'atmosfera. Mentre la somma algebrica delle variazioni di 0_2 corrette con la diffusione D fornisce la produzione netta del sistema, la somma delle variazioni orarie dei valori bruti di ossigeno (tab. I) fornisce il bilancio reale al netto degli scambi gassosi con l'atmosfera. Durante i periodi di elevata produzione fotosintetica (luglio 1988 e maggio 1989) viene ceduto all'atmosfera ben il 70 - 80% della produzione netta,

calcolata all'interno dei microambienti con idrofite; all' opposto, in ottobre il deficit produttivo viene compensato dalla diffusione in senso inverso.

In quest'ottica appare evidente l'azione dominante dei fenomeni fisici, che tendono a mantenere il sistema acqua-aria in una situazione di equilibrio.

RINGRAZIAMENTI - Gli Autori ringraziano i colleghi Marco Cantonati, Sabrina Cattani e Paola Rossini, che hanno attivamente collaborato al lavoro di campagna.

BIBLIOGRAFIA

Beyers, R.J. 1963. The metabolism of twelve aquatic laboratory micro-ecosystems. *Ecol. Monographs,* 33: 291-306.

Cantonati, M. in stampa. Ricerche sul plancton di un ambiente laterale del Ticino: clorofille e "standing crop". *Atti Soc. ital. Sci . nat. Museo civ. Stor, nat. Milano .*

Ganning B. and F. Wulff. 1970. Measurements of metabolism community in some Baltic brackish water rockpools by means of diel oxygen curves. *Oikos,* 21: 292-298.

Odum, H.T. 1956. Primary production in flowing waters. *Limnol. Oceanogr.,*1: 102-117.

Odum, H.T. 1960. Analysis of diurnal oxygen curves for the assay of reaeration rates and metabolism in polluted marine bays. In E.A. Pearson (ed.), *Proo. Interri. Conf. Waste Disposal Marine Environ.,* 1st, Berkeley, Calif., 1959.

Odum, H.T. and C.M. Hoskins. 1958. Comparative stadies on the metabolism of marine waters. *Publ. Inst. Mar. Sci. Texas,* 5: 16-46.

Sconfietti, R., S. Airò, M. Cantonati, S. Cattani e P. Rossini. in stampa. Ricerche sul trofismo di ecosistemi stagnali lombardi: cicli stagionali e nictemerali in una lanca del Ticino. *Atti X Convegno Gruppo Ecologia di Base "G. Gadio",* Padova, 1990.

Welch, H.E. 1968. Use of modified diurnal curves for measurements of metabolism in standing water. *Limnol. Oceanogr. ,* 13: 679-687.

Atti del 9° Congresso A.l.O.L.
S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990
da pag. 93 a pag. 104

CARATTERISTICHE LITOLOGICHE ED IDROCHIMICHE DEI PRINCIPALI LAGHI DELL'APPENNINO TOSCO-EMILIANO: RISULTATI PRELIMINARI (MAGGIO-OTTOBRE 1989)

P. Viaroli1, V. Rossi1, A. Clerici2, P. Menozzi1

' Istituto di Ecologia Università di Parma ^Istituto di Geologia Università di Parma

SUMMARY

This paper deals with preliminary results of limnological research carried out in 1989 on 55 Northern Apennine lakes. About 77% of them are at relatively high altitude (1000 - 2000 m a. s. I.). Lithological features of each catchment area are described for 43 watersheds. In the western pan of the investigated area magmatic and metamorphic rocks prevail. Calcareous rocks and clay prevail in the eastern part of this district. Sandstone exceeds 90% of the total surface in the upper Parma, Enza and Secchia valleys. Hydrochemical parameters are in general predictable by the lithological characteristics of the watersheds. In the Parma Valley lakes total alkalinity and ionic concentrations show minimum values: these lakes could be classified as sensitive to acidification. Lakes of the eastern district area and of low altitude show high alkalinity and poor water quality.

1. INTRODUZIONE

Le conoscenze limnologiche relative ai laghi di alla quota delI'Appennino Settentrionale (Tosco-Emiliano) sono ferme, tranne rare eccezioni, alte informazioni raccolte da Moroni (1962a, 1962b, 1962c, 1966) e da Andrei & Gandolfì (1966). Ricerche più recenti sono state condotte sui laghi dell'alta Val d'Aveto (Cagnolaro 1971), sul Lago Santo Parmense (Ferrari *et al* 1975, Ferrari 1976), sul sistema lìmnico L. Suviana - L. Brasimene (Adami & Salmoiraghi 1985) e sul Lago Scuro di Val Parma (Antonietti era/. 1987).

Nella primavera 1989 è iniziato uno studio su 55 bacini lacustri dell'Appennino Settentrionale (Fìg. 1). La ricerca è stata articolata in due fasi:

a) analisi delle caratteristiche geologiche e litologiche dei bacini idrografici;

b) campagne di rilevamento dei principali parametri idrochimici.

In questa nota sono presentati i risultati preliminari relativi ai 43 laghi, naturali ed artificiali, di maggiore interesse limnologico.

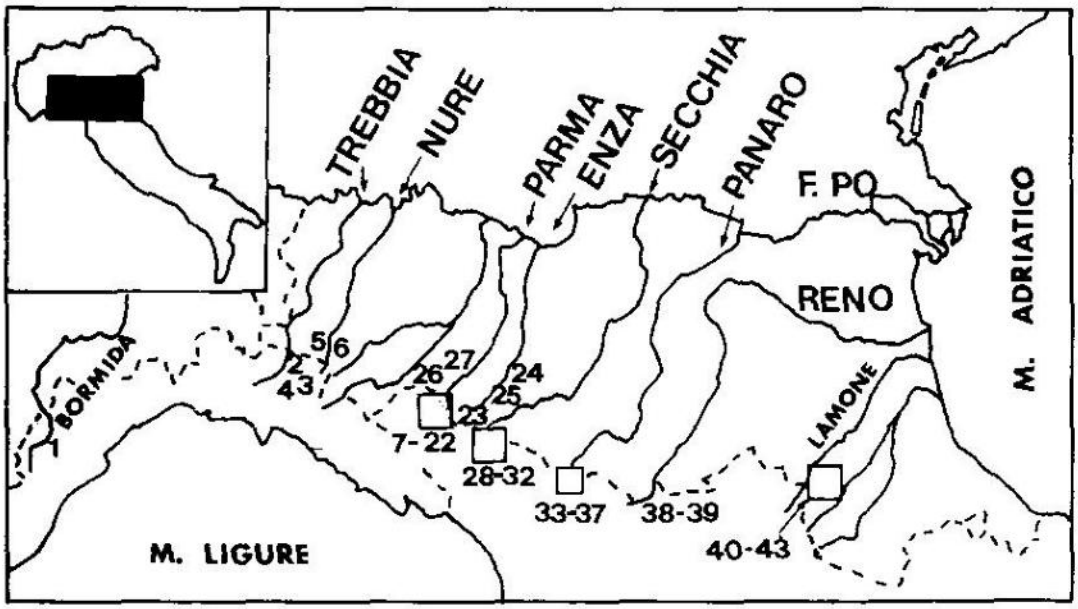


Figura 1. Distribuzione geografica dei laghi oggetto d'indagine. L'identificazione dei laghi può essere fatta a partire dai numeri riportati nella prima colonna di Tabella 1.

2. MATERIALI E METODI

MORFOMETR1A F LITOLOGIA -1 principali parameli morfomerici di ciascun lago sono stati desunti dalla documentazione bibliografica disponibile o calcolati su base cartografica (Moroni I960, I962a, 1962b, 1962c, 1966, Andrei & Gandolfi 1966, Cagnolaro 1971). La delimitazione e la misura delle aree di affioramento delle diverse classi litologiche sono state effettuale utilizzando la cartografia geologica esistente (Servizio Geologico d'Italia: carta geologica t : 100.000; Regione Emilia-Romagna: carta geologica dell'Appennino Emiliano-Romagnolo 1:10.000, carta litologica 1: 25.000). In alcuni casi sono state effettuate integrazioni e modifiche sulla base di informazioni

Tabella 1. Sintesi dei principali dati morfometrici e litologici. H: altitudine (m s.l.m.), AL: area del lago (m^2x10^3), Zmax: profondità massima (m). L'estensione della superficie di affioramento di ciascun litotipo (C1-C5, per la spiegazione si veda il testo) è espressa come percentuale della superficie totale del bacino emerso. ND: non determinato.

N°/LAGO	H	AL	Zmax	C1	C2	C3	C4	C5
1/OSIGLIA	637	600,00	73,0	0	0	22	77	1
2/DEGLI ABETI	1329	2,6	4,5	0	27	0	0	67
3/RIONDO	1328	1,19	2,5	0	35	0	0	58
4/DELLE LAME	1070	3,58	7,5	0	0	0	0	100
5/NERO	1540	6,50	2,5	0	2	4	94	0
6/BINO MAGGIORE	1298	20,00	3,0	0	1	2	0	84
7/SANTO PARMENSE	1507	81,56	22,5	0	10	89	0	0
8/BICCHIERE	1724	1,89	0,9	0	10	90	0	0
9/SCURO PARMENSE	1527	11,65	10,4	0	10	90	0	0
10/GEMIO SUPERIORE	1355	35,74	5,6	0	10	87	0	0
11/GEMIO INFERIORE	1339	32,51	7,4	0	10	87	0	0
12/PRADACCIO	1430	26,90	3,0	0	10	89	0	0
13/SILLARA SUPERIORE	1732	11,43	10,8	0	10	90	0	0
14/SILLARA INFERIORE	1731	11,36	10,0	0	10	86	0	0
15/COMPIONE SUPERIORE	1686	1,78	2,0	0	10	90	0	0
16/COMPIONE INFERIORE	1674	4,72	2,9	0	10	90	0	0
17/VERDE	1507	59,85	24,0	0	10	90	0	0
18/BALLANO	1341	73,37	19,0	0	10	90	0	0
19/PALO	1508	8,70	5,6	0	10	90	0	0
20/VERDAROLO	1390	11,31	3,0	0	10	90	0	0
21/SCURO DI RIGOSO	1392	4,00	3,0	0	10	90	0	0
22/SQUINCIO	1241	31,09	3,0	0	10	90	0	0
23/PADULI	1160	386,75	19,0	32	29	39	0	0
24/CALAMONE	1369	33,48	9,7	20	30	41	0	0
25/ACUTO OVEST	1576	7,98	8,1	0	10	88	0	0
26/DELLE ORE	1130	19,80	5,0	90	10	0	0	0
27/VESTANA	633	3,13	6,3	21	65	14	0	0
28/SCURO DEL CERRETO	1295	2,62	6,5	0	10	90	0	0
29/PRANDA	1250	30,00	ND	0	10	89	0	0
30/CERRETANO	1344	19,17	4,8	0	10	90	0	0
31/PADULE DEL CERRETO	1187	17,50	ND	0	10	90	0	0
32/LE GORE	1337	4,77	11,0	0	10	90	0	0
33/SANTO MODENESE	1501	68,33	13,7	5	10	85	0	0
34/SCAFFAIOLO	1554	11,76	2,4	0	0	100	0	0
35/BACCIO	1775	11,76	3,0	5	10	85	0	0
36/RIO LUNATO	660	40,00	20,0	31	10	59	0	0
37/GAZZANO	900	200,00	ND	37	18	45	0	0
38/BRASIMONE	829	900,00	29,5	41	18	41	0	0
39/SUVIANA	470	1680,00	88,0	31	0	49	0	0
40/OPPIO	600	3,70	5,0	50	0	50	0	0
41/DI PONTE	850	7,00	7,5	50	0	50	0	0
42/IBOLA	250	36,80	9,0	39	0	61	0	0
43/FIUMICELLO	830	ND	4,5	ND	ND	ND	ND	ND

bìbliografiche più recenti e più dettagliate (Losacco 1953, Amadesi 1964, 1965, Nardi 1964, Bertolli & Nardi 1966, Fazzini 1966, Bortolotti *et al*. 1970, Pagani *et al.* 1972, Sagri 1973, Dallan& Nardi 1974, Casnedi *et al*. 1983, Federici & Tellini 1983,Guenther &Reutter 1985, Andreozzi *et al*. 1987, Abbate & Sagri 1988, Cartona Panizza 1988).

I diversi litotipi sono stati attribuiti a cinque classi: calcari e marne (classe 1); argille (classe 2); sabbie e arenarie (classe 3); graniti, scisti e gneiss (classe 4); tufi e lave (classe 5) {Mosello *et al*. 1988). In aggiunta sono state considerate le aree occupate da depositi sartumosi o palustri, spesso presenti anche se su estensioni limitate. Sono state considerate anche informazioni relative alla giacitura degli strati e alla presenza di faglie, allo scopo di valutare le eventuali differenze fra bacino idrografico superficiale e sotterraneo.

La maggior parie delle formazioni geologiche considerale è costituita da rocce sedimentarie stratificate a composizione litologica eterogenea e con notevole variabilità areale. Sono generalmente presenti anche coperture detritiche la cui natura litologica non è indicata in cartografia. Di conseguenza le stime proposte presentano un diverso grado di attendibilità.

IDROCHIMICA. I rilevamenti dei dati idrochimici sono stati effettuati per 26 laghi dal 24 maggio all' 11 giugno e per 43 laghi dal 14 al 26 ottobre 1989. Su 26 laghi il campionamento è stato effettuato sia in primavera che in autunno. Il campionamento è stato di norma effettuato sull'emissario e/o dalla superficie del lago, sottoriva, dove l'acqua presentava una profondità superiore a mezzo metro.

Sui campioni d'acqua sono stati determinali i seguenti parametri: pH (TIM 90, Radiometer); conducibilità a 20aC (CDM 83, Radiometer); alcalinità totale mediante titolazione potenziometrica a punto finale (TIM 90, Radiometer) e linearizzazione secondo Rodier (1978); azoto nitrico (Rodier 1978), nitroso (APHA 1975) e ammoniacale (Koroleff 1970), fosforo reattivo, totale disciolto e particellato (Valderrama 1981), silicati reattivi disciolti (APHA 1975), solfati, cloruri (Mosello et ai. 1988); calcio, sodio e magnesio mediante spettrometria di emissione atomica (Philips PU 7450 ICP); potassio mediante spettrometria di assorbimento atomico alla fiamma (Perkin Elmer 303); clorofilla-a filoplancionica (APHA 1975). Separatamente sui dati litologici non trasformati e su quelli idrochimici relativi al campionamento autunnale, previa trasformazione logaritmica, è stata effettuata l'analisi delle componenti principali (PCA - Statwiev, Macintosh 512+).

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

MORFOMETRIA E LITOLOGIA. I principali dati morfometrici di ciascun lago sono riportati in tabella 1. In concomitanza con il periodo di prolungata siccità verificatosi nel 1989, sono state osservate importanti riduzioni del livello idrometrico di numerosi laghi.

Il quadro che emerge dall'indagine litologica e dai raggruppamenti determinati nel piano delle prime due componenti principali, che spiegano complessivamente il 60.4 % della varianza totale, consente di individuare almeno quattro grandi zone omogenee (Tab. I, Fig. 2). I bacini compresi tra la Val Bormida e la Val Nure sono caratterizzati dalla prevalenza dì affioramenti di rocce magmatiche e metamorfiche (classi 4 e 5), con importanti contributi, in alcuni casi, dì argille (classe 2).

La maggior parte dei bacini compresi tra l'alta Val Parma e l'alta Val Secchia è caratterizzata dalla prevalenza dì affioramenti dì arenarie (classe 3) e da modesti contributi di argille. La maggioranza dei bacini situati nella parte orientale dell'area di studio presenta prevalenti affioramenti di rocce dì natura calcarea (classe 1) e, in misura minore, di argille. Particolare interesse presentano gli affioramenti di rocce evaporitiche dell'alta Val Secchia. In alcuni ambienti si hanno interessanti affioramenti di depositi sartumosi ed organici, collegati a processi di graduale intorbamento.

IDROCHIMICA (Tab.2). Nel periodo primaverile i laghi, anche quelli meno profondi, presentavano già una evidente stratificazione termica, mentre in ottobre tutti i bacini erano in fase di piena circolazione. Per l'analisi dello stato trofico si è pertanto ritenuto opportuno considerare i dati relativi al solo periodo autunnale.

Le concentrazioni autunnali dei principali nutrienti, seppure con i limiti derivanti dal tipo di campionamento, sembrano complessivamente indicare condizioni di oligotrofia per la maggior parte dei laghi situati alle quote più elevate. L'n più elevato trofismo caratterizza i bacini situati a quote più basse e comunque interessati da un notevole impatto antropico, nonché quelli in avanzata fase di interramento.

I valori di pH rilevati in autunno sono mediamente superiori a quelli rilevati in maggio-giugno. In occasione di entrambi i campionamenti un elevato numero di laghi, situati prevalentemente nelle alte valli dei torrenti Parma e Cedra, ha presentato una bassa capacità tampone (T.A. < 0.4 meq l^{-1}). Più in particolare una decina di questi, situati in bacini con prevalenti affioramenti dì rocce acide, sono cara! I e rizzati da alcalinità inferiore a 0.2 meq l^{-1}, valore critico in corrispondenza del quale potrebbero innescarsi processi di acidificazione (Mosello *et al.*, 1988). I laghi delle province più orientali, situati in bacini

prevalentemente calcarci, presentano invece alcalinità più elevate (1-6 meq l^{-1})- Particolarmente elevati sono anche i valori di alcalinità dei laghi di Val d'Aveto e Val Nure. I laghi debolmente tamponati hanno conducibilità inferiori a 40 µS cm^{-1} mentre quelli dei bacini prevalentemente calcarei presentano valori superiori a 100 µS cm^{-1}. I valori di conducibilità sono significativamente correlati con quelli della somma delle concentrazioni dei principali ioni; ad esempio, per quanto concerne i dati di ottobre

$$\text{CONDUCIBILITA'} \ (\mu S\ cm^{-1}) = 6.4 + 40.7 - \sum \text{IONI} \ (meq\ l^{-1})$$

con r = 0.99 (pr <0.0001).

Le concentrazioni della somma degli ioni presentano un ampio intervallo di variazione e sono comprese tra 0.328 meq l^{-1} del L. Sillara Inferiore (Appennino Parmense) e 18.22 meq l^{-1} del L. Ibola (Appennino Romagnolo).

Nella composizione dello spettro ionico tra gli anioni prevalgono i bicarbonati. Lo ione calcio contribuisce mediamente a più del 50% del totale cationi. Una eccezione interessante è costituita dai laghi dell'alta Val Nure e della Val d'Aveto caratterizzati da un'importante presenza di magnesio (41-85% del totale dei cationi). Questo comportamento anomalo dipende probabilmente dalla notevole diffusione di terreni ofiolitici. Alcuni laghi dell'alta Val Secchia sono invece interessati da un'importante presenza di solfati che in alcuni casi (L. le Gore e L. Padule del Cerreto) contribuiscono a più del 40% del totale anioni .

L'ordinamento dei dati idrochimici nel piano delle prime due componenti principali, che complessivamente spiegano il 73.0 % della varianza totale, evidenzia una separazione dei laghi secondo un gradiente che rispecchia le concentrazioni dei principali ioni lungo il primo asse e quelle dei parametri di staio trofico lungo il secondo (Fig. 3). Questo raggruppamento si sovrappone, con buona approssimazione, a quello individuato dai parametri litologici (Fig. 2). I laghi in avanzala fase di intorbamento nell'analisi eseguita sui dati idrochimici tendono a costituire un cluslera parte.

4. CONCLUSIONI

Con questa ricerca è stata raccolta una prima cospicua serie di dati relativi ad un consistente gruppo dì laghi d'alta quota dell'Appennino Settentrionale. Emerge un interessante gradiente di condizioni lilologiche ed idrochimiche che si presta ad analisi comparate in relazione sia al rischio di acidificazione che a quello di eutrofizzazione.

I laghi dei distretti orientali (Appennino Bolognese e Romagnolo) sono situati in bacini prevalentemente calcarei e a quote inferiori ai 1000 m s.l.m. Le concentrazioni dei principali costituenti dello spettro ionico sono mediamente elevate con importanti contributi di calcio e bicarbonati. Sì osserva un avanzalo degrado della qualità delle acque, come probabile conseguenza del deterioramento dei bacini imbriferi.

I laghi dell'Appennino Modenese e del Passo del Cerreto, pur essendo ubicati ad altitudini relativamente elevate, risentono di un importante disturbo derivante prevalentemente dal turismo e dalle attività di pesca sportiva. Alcuni di essi presentano basse concentrazioni ioniche, altri sono soggetti ad interramento. Un degrado ancora maggiore interessa alcuni bacini situati nel basso Appennino Reggiano e Parmense in zone agricole e dì interesse turistico (L. Calamene, L. Vestana e L. delle Ore). I laghi delle valli più occidentali (Val Nure e Val d'Aveto) sono situati in bacini caratterizzati da affioramenti di ofioliti da cui dipende, probabilmente, l'elevato contenuto di magnesio delle acque.

In questo contesto regionale di progressiva compromissione degli ambienti lacustri di montagna, conservano condì/ioni di spiccata naturalità e caratteristiche di accentuata oligotrofia la maggior parte degli ambienti lacustri delle alte valli dei torrenti Parma e Cedra. Le acque di questi laghi, situati in bacini con copertura di rocce acide, presentano una scarsa capacità tampone e basse concentrazioni di soluti. Le loro condizioni litologiche ed idrochimiche denotano pertanto una certa sensibilità al rischio di acidificazione.

In conclusione, sembrano emergere due importanti fattori di rischio. Uno è rappresentalo dal rischio di acidificazione dei laghi situati in bacini con copertura di rocce acide, l'altro è costituito dalla pressione antropica e dalla fragilità strutturale dei bacini situati a quote inferiori.

RINGRAZIAMENTI. La ricerca è stata realizzata nell'ambito del contratto ENIfL N2RTLI0558 del 24.04.89. Gli Autori desiderano ringraziare il Prot. A. Mangia e il Sig. G. Foroni (Ist. Chimica Generale. Univ. dì Parma), il Prof. 1. Ferrari (Ist. di /.oologia. Univ. di Ferrara), il Sig. G. Benassi, il Sig. M. Cavalca, il Doti. S. Leonardi, il Don. C.M. Paris (Ist. di Ecologia. Univ. di Parma), il Doti. M. Rabesco (Ist. di Geologia, Univ. di Parma). Un valido contributo nella fase di campionamento è stato inoltre fornito dal corpo delle Guardie Ecologiche della Provincia di Parma, dal corpo delle Guardie Ecologiche Volontarie della Lega Ambiente di Parma e dal C.A.I. di Parma.

Tabella 2. Risultati relativi ai principali parametri idrochimici determinati in occasione del campionamento autunnale. CD: conducibilità a 20°C ($\mu S\ cm^{-1}$), TA: alcalinità totale ($meq\ l^{-1}$), NO_3: azoto nitrico ($\mu gN\ l^{-1}$), NH_4: azoto ammoniacale ($\mu gN\ l^{-1}$), TP: fosforo totale ($\mu gP\ l^{-1}$), DRSi: silice reattiva disciolta ($mg\ l^{-1}$), Ch-a: clorofilla-a fitoplanctonica ($\mu g\ l^{-1}$). Le concentrazioni di solfati (SO_4), cloruri (Cl), sodio (Na), potassio (K), magnesio (Mg), calcio (Ca) sono espresse in $mg\ l^{-1}$.

N°/LAGO	pH	CD	TA	SO_4	Cl	NO_3	NH_4	Na	K	Mg	Ca	TP	DRSi	Ch-a
1/OSIGLIA	7,37	54	0,418	4,8	3,6	107	66	2,81	1,61	1,98	6,01	3	6,50	2,15
2/ABETI	7,71	93	0,987	5,8	2,6	<50	108	1,91	0,25	5,63	11,40	<2	2,76	0,33
3/RIONDO	7,17	54	0,407	3,2	3,4	72	113	2,31	<0,10	3,86	4,17	5	2,07	4,37
4/LAME	8,30	110	1,047	7,4	2,4	104	23	1,90	0,35	9,94	8,51	7	4,97	2,07
5/NERO	7,59	61	0,563	4,3	2,0	<50	<10	1,35	0,23	8,45	1,13	7	4,27	3,11
6/BINO MAGGIORE	7,85	119	1,336	4,9	2,3	252	13	2,00	0,49	12,50	8,36	6	5,47	6,98
7/SANTO PARMENSE	7,30	35	0,230	3,9	2,7	110	48	1,95	0,30	0,58	4,13	<2	0,46	0,83
8/BICCHIERE	7,26	37	0,242	5,3	2,4	153	63	1,60	0,37	0,46	4,23	2	0,06	0,85
9/SCURO PARMENSE	6,82	28	0,124	3,2	2,6	95	63	1,75	0,27	0,56	1,95	2	0,34	0,77
10/GEMIO SUP.	7,08	34	0,204	5,2	2,0	196	36	1,86	0,26	0,65	3,07	<2	0,62	0,66
11/GEMIO INF.	7,17	33	0,195	5,1	1,9	182	36	1,85	0,23	0,61	2,85	<2	0,50	2,06
12/PRADACCIO	7,37	53	0,455	6,3	2,6	153	48	2,30	0,33	0,90	7,22	<2	0,96	0,96
13/SILLARA SUP.	6,70	22	0,059	4,3	2,3	134	33	1,51	0,26	0,36	0,95	8	0,42	0,40
14/SILLARA INF.	6,57	20	0,045	4,4	1,9	50	26	1,40	0,33	0,36	0,67	8	0,36	0,71
15/COMPIONE SUP.	7,49	45	0,335	3,0	2,2	<50	12	1,85	0,36	0,54	4,22	<2	0,65	0,26
16/COMPIONE INF.	7,40	35	0,232	4,3	1,8	<50	<10	1,63	0,20	0,50	3,06	<2	0,62	<0,20
17/VERDE	7,49	45	0,367	4,4	1,9	114	48	1,90	0,36	0,72	5,57	<2	0,85	0,87
18/BALLANO	7,42	39	0,281	3,5	2,5	126	35	1,98	0,32	0,63	5,26	<2	0,72	0,65
19/PALO	7,16	27	0,159	3,3	1,6	<50	<10	1,78	0,35	0,49	2,05	<2	0,77	0,65
20/VERDAROLO	6,89	26	0,087	3,3	2,4	<50	<10	2,02	0,31	0,49	1,70	<2	0,26	1,39

Tabella 2. Continuazione.

N°/LAGO	pH	CD	TA	SO_4	Cl	NO_3	NH_4	Na	K	Mg	Ca	TP	DRSi	Ch-a
21/SCURO RIGOSO	6,96	29	0,142	4,9	2,0	<50	18	1,82	0,28	0,61	2,70	7	0,28	1,81
22/SQUINCIO	6,32	24	0,038	3,3	3,7	<50	18	2,33	0,33	0,49	1,60	11	1,26	117,40
23/PADULI	7,94	159	1,477	13,9	3,8	192	193	3,78	1,88	2,05	28,40	6	1,26	3,58
24/CALAMONE	8,03	175	1,814	11,1	3,1	65	20	3,67	0,47	4,15	32,50	6	0,24	3,69
25/ACUTO OVEST	7,25	26	0,124	3,8	3,3	<50	23	2,06	0,25	0,49	1,50	2	0,42	55,10
26/DELLE ORE	8,12	250	2,968	8,1	2,9	109	33	12,70	0,48	2,62	51,20	<2	1,30	3,45
27/VESTANA	8,03	462	3,445	53,1	5,1	<50	18	2,60	3,51	25,50	56,70	3	1,10	1,51
28/SCURO CERR.	6,65	22	0,055	1,9	3,9	<50	<10	2,09	0,34	0,46	0,80	<2	0,24	43,30
29/PRANDA	7,79	108	0,895	1,6	3,4	144	18	2,77	<0,10	1,89	17,40	3	0,86	7,14
30/CERRETANO	7,67	99	0,846	12,5	2,9	185	48	2,44	0,40	1,64	16,30	<2	0,42	<0,20
31/PADULE CER.	7,37	122	0,464	36,6	3,1	78	13	2,51	0,31	2,25	18,80	<2	1,30	3,83
32/LE GORE	7,78	210	1,097	42,3	3,3	70	54	2,54	0,59	3,65	39,70	5	0,56	7,35
33/SANTO MOD.	7,84	79	0,568	6,5	2,5	<50	<10	1,90	0,30	1,00	8,70	5	0,38	0,88
34/SCAFFAIOLO	7,94	108	1,052	4,8	1,9	158	<10	1,35	0,62	0,67	19,40	3	<0,02	0,51
35/BACCIO	7,48	41	0,327	4,2	2,5	<50	<10	1,82	0,27	0,73	6,07	5	0,42	0,44
36/RIO LUNATO	8,19	222	2,389	17,8	3,8	138	22	6,36	2,01	5,54	36,70	7	3,50	0,44
37/GAZZANO	8,10	204	2,248	14,1	3,0	98	18	5,41	2,01	5,23	38,60	<2	3,40	2,81
38/BRASIMONE	8,16	202	1,972	14,4	5,8	286	46	4,25	1,88	6,28	32,70	<2	3,20	1,26
39/SUVIANA	8,16	202	2,014	13,6	5,5	301	19	4,18	1,88	6,36	32,60	<2	3,00	0,81
40/OPPIO	8,07	672	6,091	12,0	7,1	922	11	22,30	3,22	44,30	51,50	<2	3,36	0,78
41/DI PONTE	8,18	398	4,392	36,1	10,1	153	213	11,60	2,27	21,90	62,60	4	2,76	2,30
42/IBOLA	8,00	701	6,025	133,8	14,5	1.181	193	31,30	4,26	45,40	73,90	<2	4,23	0,98
43/FIUMICELLO	8,29	381	3,943	41,0	7,2	<50	33	9,50	<0,10	20,20	54,40	7	2,85	1,54

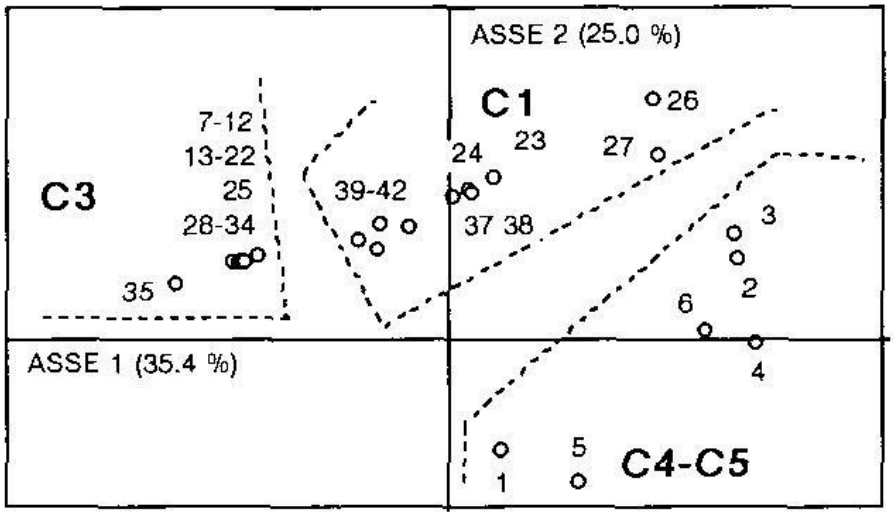


Figura 2. Distribuzione dei punti nel piano delle prime due componenti principali della PCA condotta sui dati litologici. L'identificazione dei laghi può essere fatta a partire dai numeri riportati nella prima colonna di tabella 1.

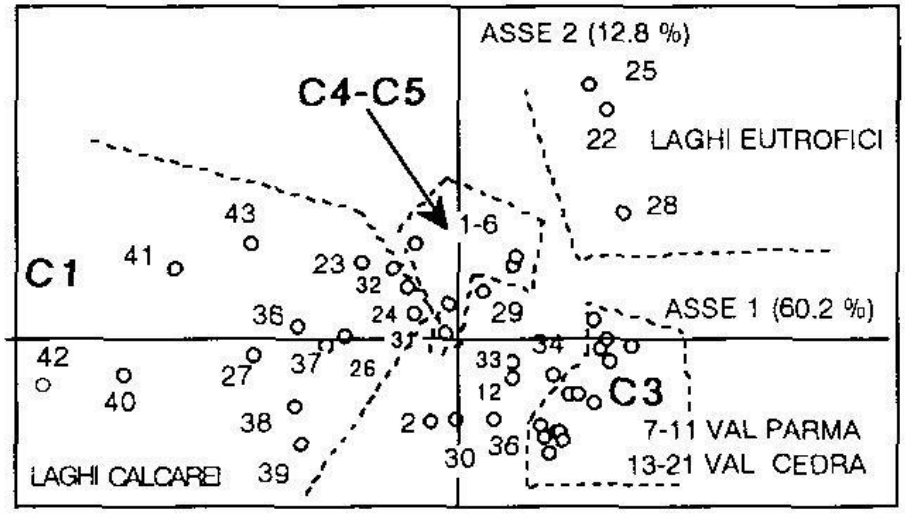


Figura 3. Distribuzione dei punti nel piano delle prime due componenti principali della PCA condotta sui dati idrochimici. L'identificazione dei laghi può essere fatta a partire dai numeri riportati nella prima colonna di tabella 1.

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

Abbate E. e Sagri M., 1988 - The eugeosynclinal sequences.In Sestini G. (ed.) *Development of the Northern Apennines geosyncline*. Sedimentary geology, 4: 251- 340.

Adami V., Salmoiraghi G., 1985 - Dinamica di popolazione e stima della produzione di Cladoceri nel sistema limnico Suviana-Brasimone. *S.IT.E. Atti* 5:255-258.

Amadesi E., 1964 - Nuove ricerche nei dintorni di Porretta Terme (Bologna). *Boll. Soc. Geol. It.* 83: 213-221.

Amadesi E., 1965 - Ricerche geologiche nei dintorni di Lizzano in Belvedere (Bologna). *Boll. Soc. Geol. It.,* 84: 5-18.

Andrei M. e Gandolfi C., 1966-1 laghi di Vai Nure {Appennino Piacentino): fìsiografìa e idrobiologia. *Boll. Pesca Pisc. Idrobiol.,* 40: 3-84

Antonietti R., Ferrari 1., Rossetti G., Tarozzi L.and Viaroli P., 1987-Zooplankton structure in an oligoltrophic mountain lake in Northern Italy. *Verh. Internal. Verein. Limnol.*, 23: 543-552.

Andreozzi M., Casanova S., Chicchi S., Ferrari S., Patterlini P. E., Pesci M.e Zanzucchi G., 1987 - Riflessioni sulle evaporiti triassich dell'alta val Secchia. *Mem. Soc. Geol. It.*, 39: 69-75.

A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F., 1975- *Standard methods far the examination of water and wastewater.* 14th edition, A.P.H.A., Washington. 1114pp.

Bertelli e Nardi, 1966 - Geologia delle valli del Dolo e de! Dragone (Appennino tosco-emiliano). *Mem. Soc. Geol. It.,* V(2): 139-164.

Bortolotti V., Passerini P., Sagri M., Sestini G., 1970 - The miogeosynclinal sequences. *Sedimentary geology*, 4: 341-444.

Cagnolaro L., 1971-1 lagheltì di Monte Aiona e le riserve naturali integrali Agoraie e Moggetto. *Natura e Montagna*, 4, dicembre 1971.

Carton A. e Panizza M.(a cura di), 1988 - *II paesaggio tisico dell'alto Appennino Emiliano.* Grafis ed., Bologna, 182 pp.

Casnedi R., Galbiati B., Gallo I:., Vernia L. e Zanzucchi C., 1983 - *Carta geologica dele ofioliti del gruppo di Monte Penna e Monte Aiona (Appannino Ligure-Parmense).* Selca, Firenze.

Dallan L. e Nardi R., 1974 - Schema stratigrafico e strutturale dell'Appennino Settentrionale. *Mem. Acc. Lunig. Sc.*, 42: 1-212.

Fazzini P., 1966 - La geologia dell'alta val Dolo. *Boll. Soc. Geol. It.,* 84: 213-238.

Federici P. R. e Telimi C., 1983 - La geomorfologia dell'alta Val Parma (Appennino Settentrionale). *Riv. Geogr. Ital.*, 90: 393-428.

Ferrari I., Bellavere C. e Camurri L., Catellani M., 1975-Limnologia fisica e chimica e contenuti di clorofiìla-a nel fitoplancton di un lago di montagna, il Lago Santo Parmense. *Riv. Idrobiol.*, 14: 13-49.

Ferrari L, 1976 - Winter limnology of a mountain lake: Lago Santo Parmense (Northern Apennines, Italy). *Hydrobiologia*, 51: 245-257.

Guenther K. e Reutler K. J., 1985 - 11 significato delle strutture di M. Modino-M. Cervarola tra il passo delle Radici e il Monte Falterona in relazione alla tettonica dell'Appennino settentrionale. *Giornale di Geologia*, sr. 3, 47(1-2): 15-34.

Koroleff, K., 1970.- *Direct determination of ammonia in natural waters as indophenol blue. Information on techniques and methods for seawater analysis.* I.C.E.S. Interlaboratory Rep. No. 3: 19-22.

Losacco U., 1953 - La struttura dell'Appennino Modenese tra la foce delle Radici ed il Passo dell'Abetone. *Boll. Soc. Geol. It.*, 70: 490-512.

Moroni A., 1960-Piano e metodi per uno studio sistematico dei laghi del versante Nord dell'Appennino Settentrionale (Colle di Cadibona-Bocca Semola). *Boll. Pesca Pisc. Idrobiol.,* 35:44-58.

Moroni A., 1962a-I laghi della Val Panare. *Boll. Pesca Pisc. Idrobiol.*, 37 (suppl. 1).

Moroni A., 1962b- *I laghi della Val Panna*. Ateneo Parmense, Monografìa 8, Parma.

Moroni A., 1962c-*I laghi di Val Secchia*. STB, Panna.

Moroni A., 1966-1 laghi della Val Cedra (Appannino Parmense). *Boll. Pesca Pisc. idrobiol.*, 21: 163-266.

Mosello R., 1984-Hydrochemistry of high altitude alpine lakes. *Schweiz. Z. Hydrol.,* 46: 86-99.

Mosello R., Marchette A., Tartari G.A. e Guzzi L., 1988-Acidificazione ed acidificabilità delle acque lacustri italiane. *Documenta Ist. Ital. Idrobiol.*, 15: 80 pp.

Nardi R., 1964 - Contributo alla geologia dell'Appennino Tosco-Emiliano. (3) I rapporti tra le arenarie di M. Cervarola ed il Macigno lungo la valle dello Scoltenna (prov. di Modena). *Boll. Soc. Geol. It.*, 83: 361-372.

Pagani G., Papani C., Rio D., Torelli L., Zanzucchi C. e Zerbi, 1972 – Osservazioni sulla giacitura delle ofiolili nelle alte valli del T. Ceno e del F. Taro. *Mem. Soc. Geol. Ital.*, 11: 531-546.

Rodier, J., 1978 - *L'analyse de l'eau*. Dunod, Orleans. 1 136 pp.

Sagri M., 1973 - Sedimentazione torbiditica nell'Appennino settentrionale: velocità di accumulo, litologia, morfologia del fondo. *Boll. Soc. Geol. It.*, 92: 233-272..

Valderrama, J. C., 1981 - The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.*, 10: 109-122.

Atti del 9° Congresso A.I.O.L.
S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990
da pag. 105 a pag. 118

STATO TROFICO DI UN ECOSISTEMA STAGNALE PAVESE: PRODUZIONE PRIMARIA E NUTRIENTI IN SOLUZIONE

A. OCCHIPINTI AMBROGI D. ARLOTTI

Dip.to di Genetica e Microbiologia, Sezione di Ecologia e Centro Interuniversitario di Ecologia delle Acque Interne
P.zza Botta, 10 1-27100 PAVIA

RIASSUNTO

E' stata studiata la dinamica annuale dei principali fattori chimico-fisici, dei nutrienti e della produzione primaria in una lanca di Po, che riceve apporti eutrofizzanti da due immissarì; questi drenano rispettivamente le acque dei campi circostanti, intensamente coltivati, e le acque reflue di un piccolo centro abitato.

Le variazioni della produzione primaria, misurate con il metodo dell'ossigeno (bottiglie chiare e scure) sono in stretta relazione -oltre che con le componenti climatiche- con la dinamica stagionale dei nutrienti. L'ossigenazione dell'acqua, seguita nelle sue variazioni cicliche anche nictemerali, non ha finora raggiunto livelli di marcata sottosaturazione. Tuttavia, gli elevati valori di clorofilla a., di fosforo e azoto totale registrati, indicano una decisa tendenza della lanca verso livelli di ipereutrofizzazione.

SUMMARY - TROPHIC CONDITIONS OF A POND NEAR PAVIA (NORTHERN ITALY) : PRIMARY PRODUCTION AND NUTRIENTS.

The annual dynamics of physical-chemical factors, nutrients and primary production in an ancient meander of Po River was analysed. This waterbody is influenced by eutrophic immissions of both urban and agricultural origin.

Primary production variations, measured with the oxygen light and dark bottle method, are strictly related to climatic factors and to seasonal nutrient dynamic.

Water oxygenation, monitored also during several nycthemeral rhythms, does not show critical values. Nevertheless the high chlorophyll a, total phosphorus and total nitrogen values indicate in this pond a trend towards hypertrophic conditions.

1. PREMESSA

Lo scopo della ricerca è la valutazione delle condizioni trofiche di un ecosistema stagnale pavese, nel tentativo di definirne il livello produttivo, in conseguenza dell'intensa attività agricola nel territorio limitrofo e dell'immissione di acque di origine domestica. Per tale valutazione ci si è basati sull'analisi della dinamica di alcuni dei più significativi indici di trofia (ossigeno disciolto, fosforo totale, azoto totale minerale, clorofilla a , trasparenza) ormai largamente diffusi ed utilizzati in ricerche sull'eutrofizzazione (IRSA, 1978 e 1980; OECD, 1982; Marchetti, 1989) e sullo studio della produzione primaria fitoplanctonica, particolarmente importante in guesto biotopo, privo di idrofite sommerse.

L'ambiente a cui si riferiscono i dati oggetto della presente nota è una lanca sita sulla sponda sinistra del Fiume Po, originatasi per isolamento di un antico meandro, attualmente in comunicazione con il fiume solo attraverso un canale emissario, mentre è alimentata in superficie da due canali: l'uno immette acque reflue dal piccolo incasato urbano di Vaccarizza, l'altro, che proviene da una lontana risorgiva, acque di derivazione dei campi e delle risaie circostanti. Ha una estensione di circa 14000 m e la profondità media non supera gli 80 cm. Una descrizione particolareggiata di questo ambiente si trova in Arlotti e Occhipinti Ambrogi (1990).

Quest'indagine si colloca nell'ambito di una ricerca più vasta, tuttora in corso, tendente a classificare da un punto di vista trofico e naturalistico numerosi ecosistemi lentici pavesi, in particolare lanche dei fiumi Po e Ticino (Sacchi, Occhipinti Ambrogi e Sconfietti, in stampa).

2. METODI

I campionamenti per lo studio della produzione primaria sono stati effettuati con periodicità circa mensile dal luglio '88 al dicembre '89, nella parte centrale del bacino, dove la maggiore profondità ha consentito di operare su tre livelli (10, 50 e 100 cm). Non è stato possibile effettuare il campionamento di dicembre ' 89 per la presenza di una copertura di ghiaccio dello spessore di circa 8 cm.
I dati di clorofilla sono disponibili a partire dal dicembre '88, mentre i dati relativi alle concentrazioni dei

nutrienti nei due canali immissari, dal marzo '89.

Sono stati misurati in superficie e in prossimità del fondo la temperatura dell'acqua, 1'ossigeno disciolto, il pH, i nutrienti in soluzione ($P-PO_4$, P-tot, $N-NO_3$, $N-NO_2$, $N-NH_4$), la silice (SiO_2) e il BOD_5. La clorofilla a ed il seston sono stati misurati sull'intera colonna d'acqua su campioni integrati ogni 50 cm. Nei canali immissari, profondi non più di 30 cm, i nutrienti sono stati misurati solo in superficie.

Le metodiche chimiche utilizzate, prevalentemente spettrofotometriche, sono quelle tradizionali riportate in Standard Methods (A.P.H.A., 1965), Strickland and Parson (1968) e Golterman, Clymo and Ohmstad (1978).

Con un piranografo bimetallico (SIAP 292503) si è misurata la radiazione globale incidente.

La produzione primaria fitoplanctonica è stata valutata *in situ* con il metodo dell'ossigeno in bottiglie chiare e scure (Vollenweider, 1969); è un metodo di facile esecuzione, che può talvolta dar luogo ad errori di valutazione; respirazione batterica, crescita della popolazione algale, formazione di bolle di ossigeno nella bottiglia chiara ed inibizione della fotosintesi sono alcuni fenomeni che si possono verificare per periodi di esposizione troppo lunghi (Vollenweider, 1969).

Il periodo di incubazione da noi utilizzato è stato in media di 5 ore intorno al mezzogiorno. Durante ogni esperimento due bottiglie di vetro da 250 mi di volume sono state collocate al centro della lanca in posizione orizzontale, ai tre diversi livelli (10-50-100 cm), fissate ad un supporto plastico ancorato sul fondo. Con il metodo di Winkler (A.P.H.A., 1965) si è misurato, inizialmente e dopo il periodo di esposizione, l'ossigeno disciolto nella bottiglia chiara e scura per ogni profondità. La produzione primaria lorda e netta viene espressa come mg di C assimilati per unità di volume e di tempo (mg $C/nr'/^n$) dalla comunità fitoplanctonica, moltiplicando i valori di ossigeno per 0.375 (Vollenweider, 1969).

La trasparenza dell'acqua è stata misurata con un disco di Secchi del diametro di 20 cm.

Per la misura della clorofilla a si è filtrato un campione integrato sulla colonna d'acqua, dalla superficie sino ad 1 metro di profondità, su filtri Millipore (0.45 um); i filtri sono stati messi in acetone al 90%, lasciati al buio a 4° C per circa 15 ore, centrifugati e l'estratto letto allo spettrofotometro, correggendo la concentrazione finale

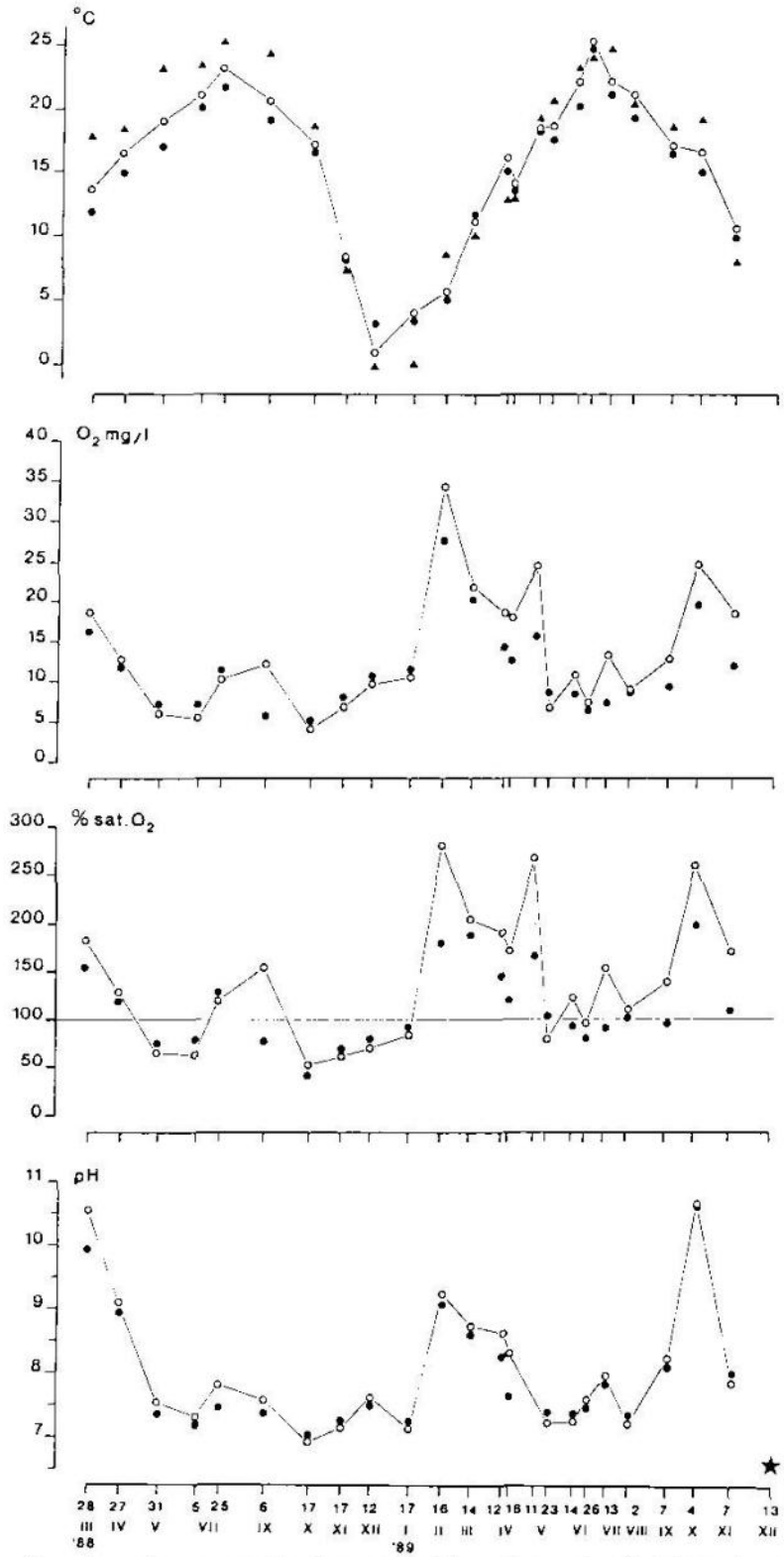


Fig. 1 - Variazione nel tempo di alcuni fattori chimico-fisici alla stazione "centro". (O)= valori in superficie; (●)= valori sul fondo; (▲)= temperatura dell'aria; (*)= ghiaccio.

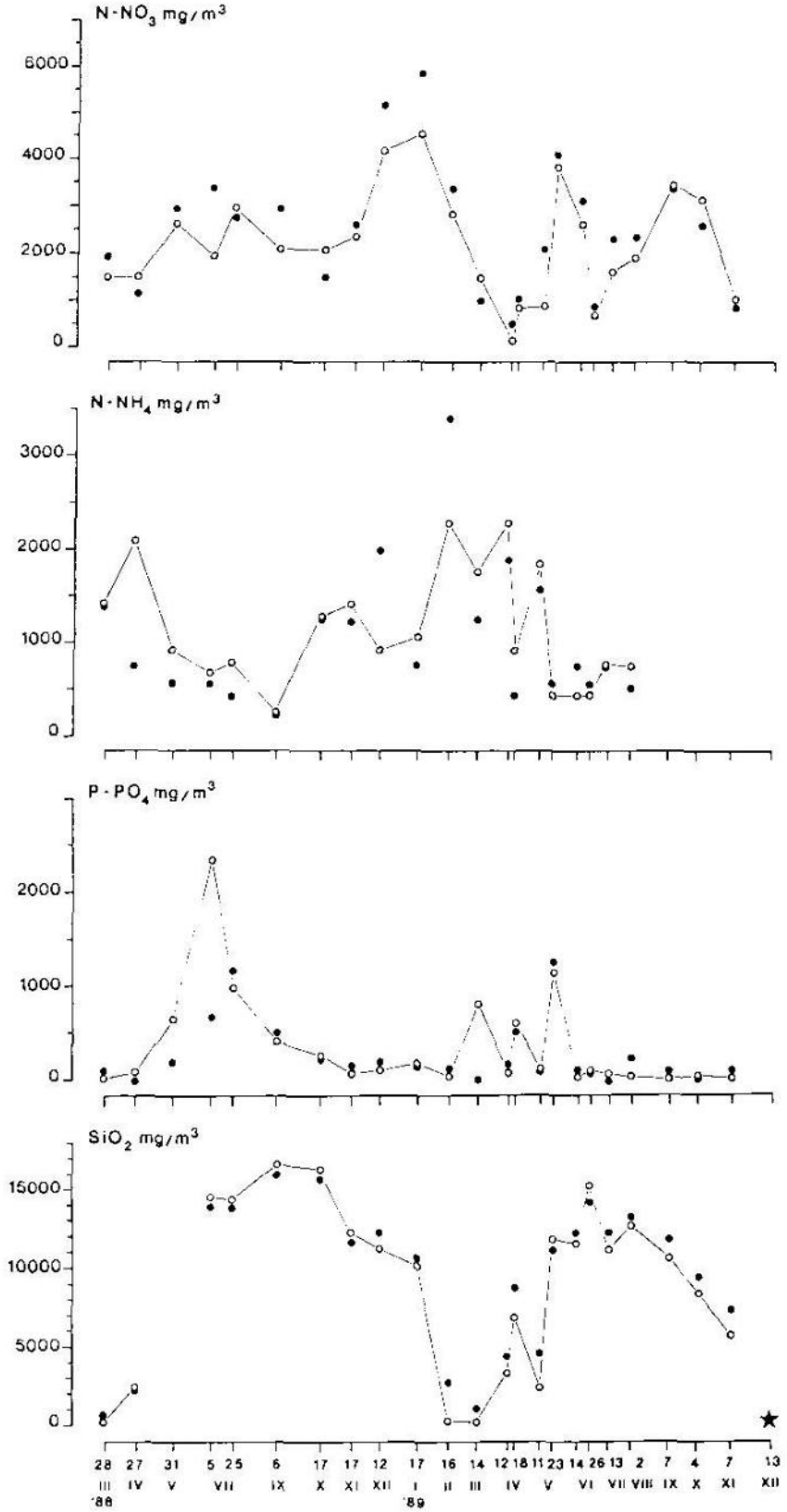


Fig. 2 - Variazioni nel tempo dei nutrienti alla stazione "centro". *Simboli come in Fig. 1.*

per i feopigmenti, determinati mediante acidificazione con HCl 10^{-2} N. Le equazioni spettrofotometriche usate sono quelle di Lorenzen (1967).

I dati pluviometrici sono stati raccolti dal Servizio Agrometereologico della C.C.I.A.A. di Pavia.

I campioni d'acqua necessari alla determinazione del BOD_5 sono stati incubati al buio in bagno termostatato per 5 giorni a 20° C e in alcuni casi diluiti secondo le metodiche riportate in IRSA (1972) e Fitzmaurice & Gray (1987) .

Per il seston totale, un campione è stato filtrato su filtri Millipore, successivamente essicati a 70° C per *6* ore e pesati con bilancia analitica.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

3.1 Dinamica annuale dei fattori chimico-fisici

L'analisi della dinamica annuale dei principali fattori chimico-fisici è stata ampiamente discussa in Arlotti e Occhipinti Ambrogi (1990); si vogliono qui ricordare solo alcuni aspetti caratteristici di questi ambienti che, per le ridotte dimensioni e la scarsa profondità, soggiacciono a brusche variazioni dei fattori ambientali, come segnalato da diversi Autori per ambienti comparabili (Hepher, 1962; Fott, 1970; Wrobel, 1970; Munavar, 1974; Vijayaraghanvan, 1971; Maganza, Sconfietti & Varei, 1985). La temperatura dell'acqua mostra una notevole escursione stagionale, con andamento simile a quello dell'aria. Le ampie variazioni stagionali dell'ossigeno, parametro sintetico del metabolismo dell'ambiente, della sua percentuale di saturazione, generalmente superiore al 100% (Fig. 1) e 1'elevate concentrazioni dei nutrienti disciolti nell'acqua (Fig. 2) costituiscono già da sole un indice di elevata produzione. I cicli di rigenerazione invernale e consumo estivo dei nutrienti sono spesso mascherati dalle repentine ed intense fioriture algali, favorite rispettivamente dalle temperature invernali particolarmente miti e dagli apporti esterni (immissari e coltivazioni vicine).

In Fig. 3 sono riportati i valori medi, massimi e minimi, in superficie e sul fondo, della percentuale di saturazione dell'ossigeno, calcolati sul ciclo di misurazioni nictemerali, a frequenza bioraria, effettuate ad ogni data di campionamento (Arlotti e Occhipinti Ambrogi, 1990).

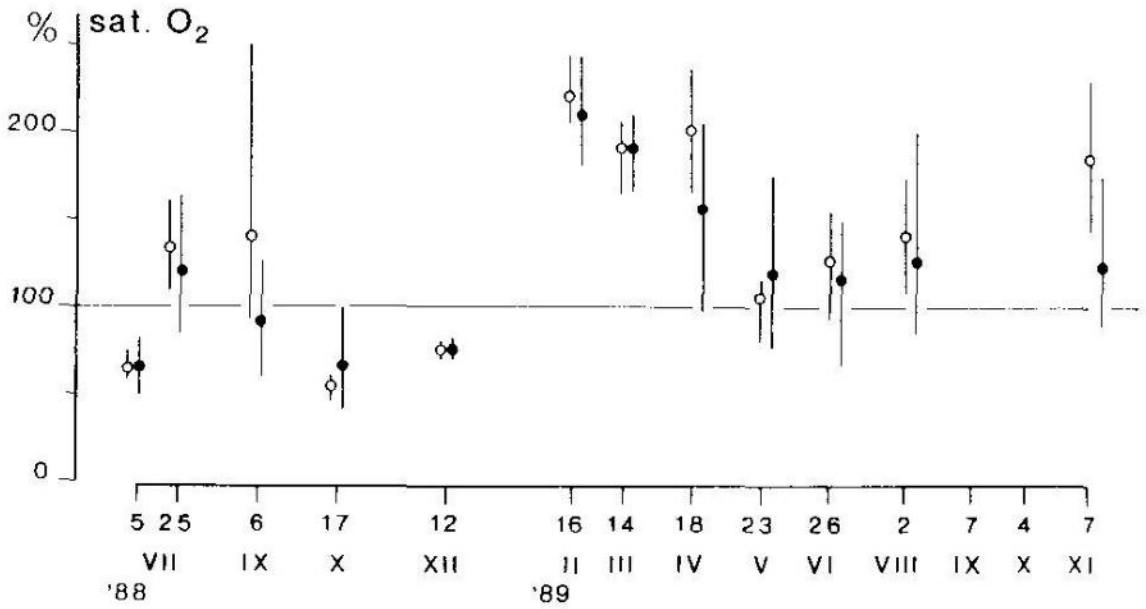


Fig. 3 - Valori medi, massimi e minimi in superficie (O) e sul fondo (●) della percentuale di saturazione dell'O_2, calcolati sul ciclo di misurazioni nictemerali a frequenza bioraria alla stazione "centro" (Arlotti e Occhipinti Ambrogi, 1990).

3.2 Produzione primaria

Le variazioni della radiazione globale oraria, delle precipitazioni, trasparenza, produzione primaria fitoplanctonica netta e lorda ai tre livelli, clorofilla a, seston e BOD_5 sono riportate in Fig.4.

La curva annuale della produzione primaria espressa in mg C/m /h, presenta un andamento in sostanziale accordo con le variazioni dell'ossigeno e del pH mostrate in Fig.1 e con la curva delle precipitazioni; è possibile riconoscere un andamento bimodale con massimi nel periodo autunnale (settembre '88 e settembre, ottobre e novembre '89) e tardo invernaie-primaverile (febbraio, marzo e aprile '89) con valori massimi rispettivamente di 637.5 e 528.7 mg $C/m^3/h$. I picchi autunnali e tardo invernali-primaverili sono il risultato della sinergia tra le temperature miti e la disponibilità di nutrienti. In questi periodi la produzione è risultata sostenuta da rigogliose fioriture di diatomee (confermate da un'analisi qualitativa del fitoplancton e

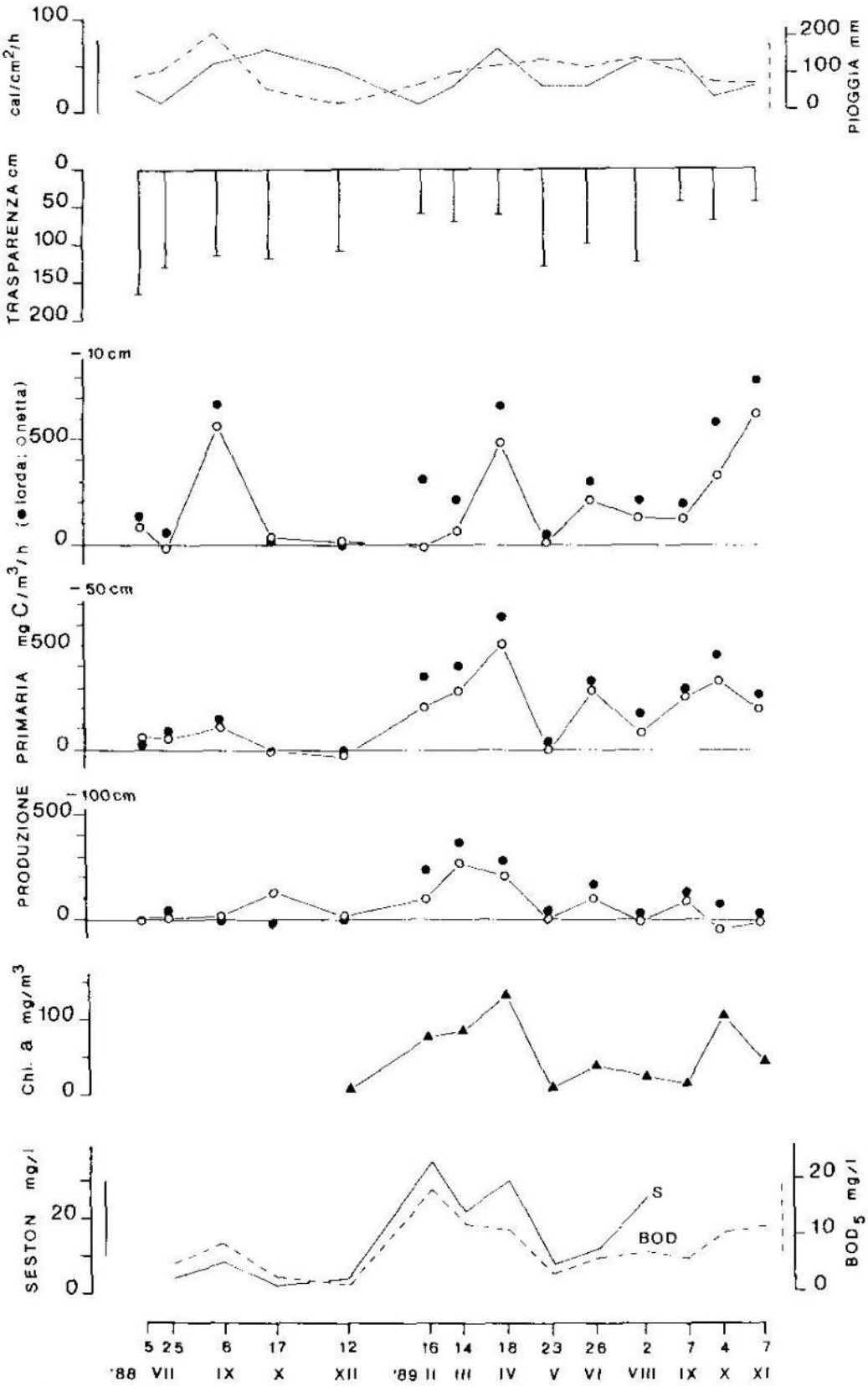


Fig. 4 - Variazioni nel tempo dei fattori indicati alla sta-
Fzione "centro".

dall'andamento del grafico relativo al contenuto di silice, riportato in Fig.2), cui corrispondono intense colorazioni delle acque e valori elevati di clorofilla a (126 mg/m in aprile e 108.94 mg/m^3 in ottobre '89). L'abbondanza fitoplanctonica limita la trasparenza dell'acqua riducendo la penetrazione della luce negli strati più profondi che diventano meno produttivi, come si vede dal grafico relativo al livello 100 cm. Nel periodo estivo, le temperature elevate ed una minor disponibilità di nutrienti si traducono in una ridotta produttività dell'ambiente.

Le variazioni del contenuto di clorofilla a mostrano un andamento analogo a quello della produzione primaria, e sostanzialmente simile alle curve relative al BODg e al seston. Sono state trovate correlazioni significative tra produzione primaria netta e biomassa, espressa come mg/m^3 di clorofilla a ($r = 0.83$), tra trasparenza e clorofilla a. ($r = -0.73$), tra BOD_5 e clorofilla a ($r = 0.92$), tra seston e clorofilla a ($r = 0.92$). Le variazioni di clorofilla sembrano quindi essere buone indicatrici non solo, come è noto, delle variazioni di produttività fitoplanctonica e della trasparenza (Russo, 1978; Kelly, Fitzpatrick and Pearson, 1978; Cordella, Paganelli, Cappelletti e Trevisan, 1982; Tilzer, 1988), ma anche della domanda biologica di ossigeno e del materiale in sospensione. Carpenter, Gurevitch e Adams (1979) associano l'aumento dei valori di BOD_5 a produzione di sostanza organica labile.

Non significativa è risultata la correlazione fra capacità fotosintetica (produzione primaria netta/clorofilla a) e radiazione luminosa, come verificato anche da Gelin (1975) e Russo (1978).

E' stato calcolato il rapporto fra produzione lorda e respirazione (P/R).11 valore medio trovato, pari a 3.6 è largamente superiore al valore 1.2 riportato da Kelly et alii (1978), e indica come la lanca sia fortemente autotrofa. Inoltre il valore medio del rapporto produzione netta/produzione lorda è pari a 0.7 ed in una sola occasione (agosto '89) è inferiore a 0.5; come riportato da Vollenweider (1969) valori superiori allo 0.5 sono tipici di acque ben illuminate con rapido turn-over. E' stata inoltre calcolata l'efficienza fotosintetica oraria, espressa come rapporto fra la produzione primaria lorda (kcal/m) ed il 50% della radiazione solare oraria ($kcal/m^2$) (Kelly et alii. 1978); questa varia da 0.13 in dicembre '88 a 2.84 in ottobre '89 con una media e deviazione standard di 1.14 ± 0.95; tali valori sono molto simili a quelli trovati da Kelly et alii

(1978) in uno stagno del Texas e da Sreenivasan (1976) in uno stagno indiano, entrambi fortemente produttivi.

Anche il valore medio della capacità fotosintetica o numero di assimilazione pari a 6.7 (con un minimo di 2.7 nel febbraio "89 e un massimo di 21.5 nel settembre"89) si colloca (Hepher, 1962) tra i valori caratteristici di ambienti ad elevata produttività.

3.3 Produzione primaria ed apporti esterni

In Fig. 5 sono stati messi a confronto i valori di produzione primaria misurata a 50 cm di profondità con quelli di azoto nitrico e fosforo ortofosforico registrati contemporaneamente in lanca (media del valore in superficie e in prossimità del fondo) e nei canali (la curva relativa ai canali corrisponde alla somma dei valori misurati contemporaneamente nei due immissari). Si nota chiaramente come siano i canali a determinare il livello dei nutrienti nella lanca e come in corrispondenza di elevate immissioni di fosforo ortofosforico ed azoto nitrico si abbiano picchi di produzione e conseguente consumo dei nutrienti in lanca.

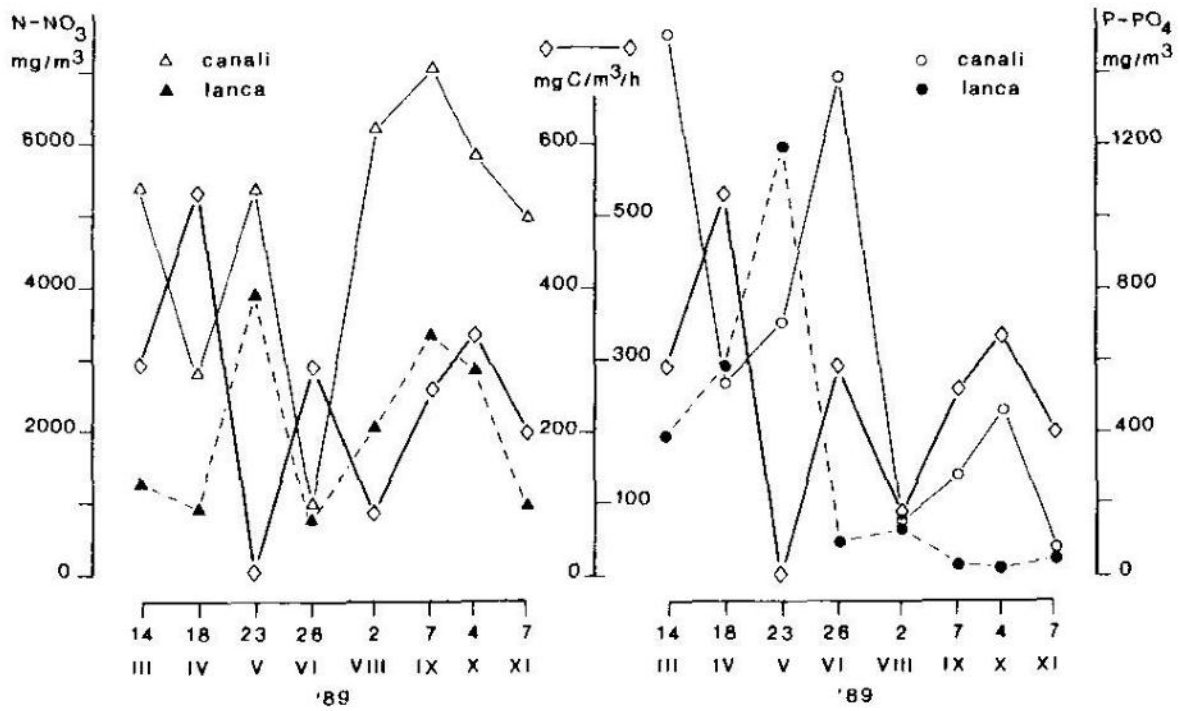


Fig. 5 - Produzione primaria alla profondità di 50 cm e valori di azoto nitrico e fosforo ortofosforico registrati in lanca e nei canali.

In maggio '89, nonostante le elevate concentrazioni sia

di fosforo che di azoto, la produzione risulta praticamente nulla. Questo fenomeno è verosimilmente da mettere in relazione con l'uso di erbicidi nelle risaie circostanti la lanca proprio tra la fine di aprile e gli inizi di maggio '89, periodo che è stato inoltre caratterizzato da intense precipitazioni (Fig. 4).

Si può osservare come in giugno la produzione sia elevata, nonostante la presenza di valori relativamente modesti di nitrati provenienti dai canali e sia invece fortemente ridotta in agosto, pur in presenza di elevati valori degli stessi. In questi periodi si hanno peraltro valori di fosforo molto elevati in giugno e scarsi in agosto; sembrerebbe guindi essere il fosforo il fattore limitante.

Secondo le tabelle riportate dall'OECD (1982), in agosto i valori del rapporto N-totale/P-PO_4 indicano una forte limitazione da fosforo sia nei canali (55), sia in lanca (20.5), mentre i valori del medesimo rapporto in giugno, 14.5 in lanca e 9.7 nei canali, sono compresi nell'intervallo (5-12), in cui 1'immissione di uno o dell'altro elemento dovrebbe indifferentemente dar luogo a crescita algale. Se calcolato sull'intero periodo di studio, questo rapporto è uguale a 11.76 in lanca e 15.56 nei canali.

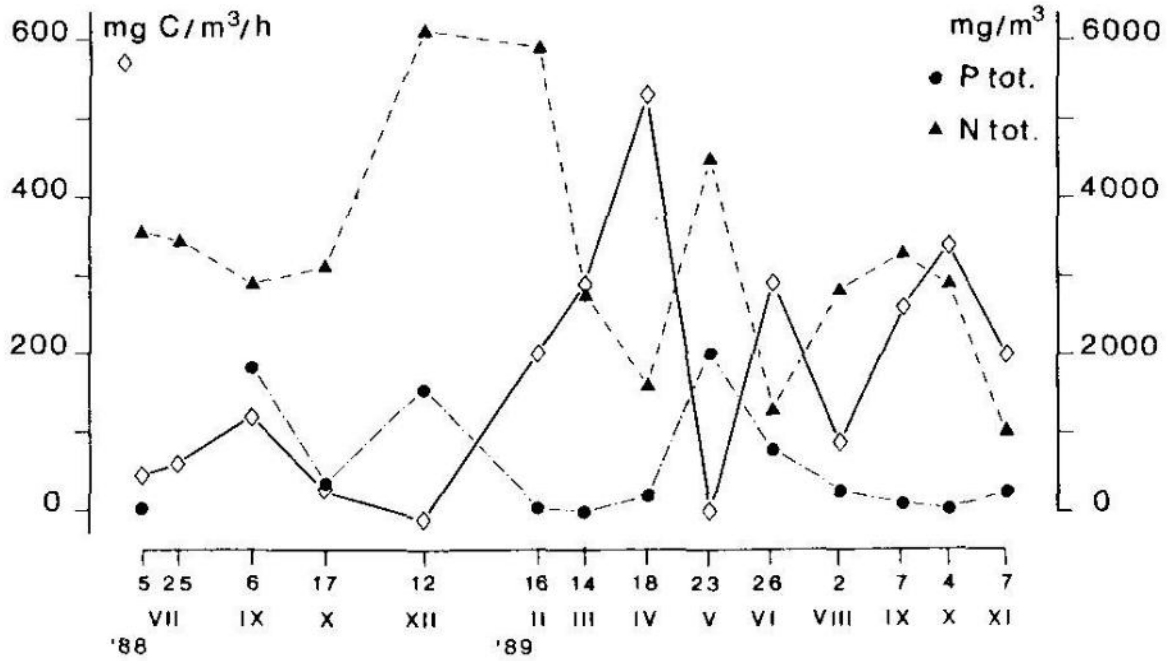


Fig. 6 - Produzione primaria alla profondità di 50 cm e valori di fosforo totale e azoto totale in lanca.

In Fig.6 sono riportati i valori di produzione primaria alla profondità di 50 cm, e la media del valore in superfi-

cie e in prossimità del fondo di azoto totale (somma delle tre forme azotate: $N-NO_3$, $N-NO_2$ e $N-NH_4$) e fosforo totale registrati in lanca dal luglio '88 al novembre '89. Si può osservare come le curve dei nutrienti abbiano un andamento inverso a quello della produzione primaria a 50 cm; in dicembre '88 e maggio '89 si hanno i valori più bassi di produzione e i più elevati di fosforo e azoto; in marzo, aprile e giugno '89 si verifica una situazione opposta.

4. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

L'analisi delle variazioni di produzione primaria -in accordo con la curva annuale dell'ossigeno- , della clorofilla, del BOD_5 e le rispettive correlazioni, mostrano come in questo ambiente la maggior parte della produzione e del consumo sia dovuta alle variazioni di biomassa della comunità fitoplanctonica.

Le variazioni di produzione seguono poi le fluttuazioni stagionali dei nutrienti. Immediatamente prima dei periodi di più intensa produzione sono presenti in lanca elevate quantità di nutrienti che sostengono tale produzione. Questi arrivano alla lanca in relazione alle precipitazioni, come conseguenza del dilavamento dei campi circostanti, ma soprattutto dai canali immissari. Sono infatti i canali a determinare il livello dei nutrienti nella lanca: in corrispondenza di forti immissioni, in particolare di fosforo, la produzione è elevata, anche in periodi di meno intensa radiazione luminosa. La lanca si presenta dunque come un ambiente eutrofo ad alta produttività capace di consumare i nutrienti che riceve dai suoi immissari, riducendone il carico eutrofizzante sulle acque del fiume.

Poiché i dati bibliografici per ecosistemi comparabili sono scarsi, per un giudizio sullo stato trofico dell'invaso si può ricorrere, con le dovute precauzioni, alle categorie trofiche stabilite per i laghi e alla distribuzione probabile delle classi di trofia secondo l'OECD (1982). In base alle concentrazioni medie annue del fosforo totale (558 mg/m^3) e della clorofilla a (49.6 mg/m^3) e alla concentrazione massima annua della clorofilla a (126 mg/m), questa lanca si collocherebbe con probabilità superiore al 50% negli ambienti ipertrofi. Tuttavia è interessante rilevare come a questi indubbiamente elevati livelli di trofia non corrispondano, almeno per quanto riguarda il 1989, deficit di ossigenazione notturna. L'analisi dei campionamenti nictemerali (Arlotti e

Occhipinti Ambrogi,1990), svolti alle stesse date delle misure di produzione, non mostra infatti forti cadute notturne in corrispondenza dei picchi di produzione primaria giornaliera . Tale fatto è probabilmente da mettere in relazione con l' assenza di idrofite sommerse e la modesta profondità del bacino che favorisce il mescolamento delle acgue.

BIBLIOGRAFIA

A.P.H.A., A.W.W., W.P.C.F. 1965. Standard Methods for examinations of water and wastewatet, including bottom sediments and sludge . Inc. New York 12th ed. American Public Health Association 769 pp.

Arlotti D. e A. Occhipinti Ambrogi. 1990. Ricerche ecologiche su ecosistemi stagnali lombardi: dinamica chimico-fisica di una lanca di Po. Riv. Idrobiol_., 29 (in stampa).

Carpenter S.R., A. Gurevitch and M.S. Adams. 1979. Factors causing elevated biological oxygen demand in the littoral zone of lake Vingra, Wisconsin. Hydrobioloqia. 67 : 3-9.

Cordella p., A. Paganelli, E.M. Cappelletti and R. Trevisan 1982. Primary production and chlorophyll "a" in the central zone of lake Iseo (Northern Italy). Mem. Ist. ital. Idrobiol.. 40 : 99 - 112.

Fitzmaurice G. and N.F. Gray. 1987. Biochemical oxygen demand : a proposed standard methodology for Irish laboratories (draft) .Water Technology Research Technical Report: 5. Trinity College, University of Dublin.

Fott J. 1970. Observations on primary productivity of phytoplankton in two fishponds. In: Proceedings IBP-Unesco Symposium on Productivity Problems in Freshwater, Kazimierz Dolny: 673 pp.

Gelin C. 1975 . Nutrients, biomass and primary productivity of nannoplankton in eutrophic Lake Vombsjon, Sweden. Oikos. 26 :121-139.

Golterman H.L., R.S.Clymo and M.A.N.Ohnstad. 1978, Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. Blackwell Scientific Publications, IBP Handbook n.8, 213 pp.

Hepher B. 1962. Primary production in fishponds and its application to fertilization experiments. Limnol.Qceanoqr. 7: 131-136.

I.R.S.A. 1972 . Metodi analitici jDer le acque. I.R.S.A. Quaderni, 11 Vol. I e II Ed.C.N.R., Roma.

I.R.S.A. (AA W). 1978. Il problema dell' eutrofizzazione in Italia. I.R.S.A. Quaderni, 42, 93 pp. Ed.C.N.R., Roma.

I.R.S.A. (AA W). 1980. Indagine sulla qualità' delle acque lacustri italiane. I.R.S.A., Quaderni, 43, 169 pp. Ed. C.N.R., Roma.

Kelly M.H., L.C. Fitzpatrick and W.D. Pearson. 1978. Phyto plankton dynamics, primary productivity and community metabolism in a north-central texas pond. Hydrobiologia, 58 (3): 245-260.

Lorenzen C. J. 1967 . Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. Limnol. Oceanoqr., 12 : 343-346.

Maganza M., R. Sconfietti e E. Varsi. 1985. Ritmi nictemerali di fattori ambientali in un ecosistema stagnale Riv.Idrobiol.. 24 (1-2): 19-40.

Marchetti R. 1989 . L'eutrofizzazione. , Franco Angeli Ed. Milano, 315 pp.

Munavar M. 1974. Limnological studies on freshwater ponds of Hyderabad, India. Hydrobiologia, 45: 1-32.

O.E.C.D. 1982. Eutrophication of waters_; monitoring assegsment and contro!. Organization for Economie Co-operation and Development, Paris, France, 154 pp.

Russo A.R. 1978. Some ecological observations on a permanent pond in southern England: primary production and planktoni seasonal succession. Hydrobiologia. 60 (1): 33-48.

Sacchi C., A. Occhipinti Ambrogi e R. Sconfietti. Gli ecosistemi stagnali pavesi: problemi e prospettive. Comunicazione presentata al IV Convegno Nazionale della Società Italiana di Ecologia. Arcavacata di Rende, 28 ottobre - 1 novembre 1990.

Strickland J.D. and T.R. Parson. 1968. A Practical Handbook of seawater Analysis, Bull.Fish.Res.Bd. Canada, 167: 311 pp.

Tilzer M. M. . 1988. Secchi disk - chlorophyll relationships in a lake with highly variable phytoplankton biomass. Hydrobiologia. 162 : 163-171.

Vijayaraghavan S. 1971. Seasonal variation in primary productivity in three tropical ponds. Hydrgbio1ogia, 38 (3-4) : 395-408,

Vollenweider R.A. 1969. A manual on methods for measuring primary production in acquatic environments. Blackwell Scientific Publications, IBP Handbook n. 12, 211 pp.

Wrobel S. 1970. Comparison of some methods of determining primary production of phytoplankton in ponds. In: Proceeding IBP-UNESCO Symposium on Productivity Problems in Freshwater, Kazimierz Dolny 1970: 733 pp.

Atti del 9° Congresso A.I.O.L.
S, Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990
da pag. 119 a pag. 129

IDROCHIMICA E POPOLAMENTI ZOOPLANCTONICI DEI LAGHI E DELLE POZZE DEL MONTE AIONA (APPENNINO LIGURE)

C. Manzoni*, G. Rossetti*, P. Viaroli*, I. Ferrari**, L. Cagnolaro***

* Istituto di Ecologia, Università di Parma
** Istituto di Zoologia, Università di Ferrara
*** Museo Civico di Storia Naturale di Milano

SUMMARY

A preliminary research on hydrochemical features and zooplankton structure of lakes and temporary ponds located in the Foresta Demaniale delle Lame (Monte Aiona, Northern Apennines), at altitudes ranging from 1070 to 1365 m a.s.)., was carried out. From 1988 to 1990 zooplankton samples were collected at the beginning and at the end of the open water season; hydrochemical and trophic state parameters we/e also recorded.

The three most important waterbodies are Lago degli Abeti. Lago Riondo and Lago delle Lame; their waters are well-buffered and particularly rich in magnesium.

The Lago delle Lame is strongly affected by human activities (fishing, tourism): in this lake zooplankton include mostly Rotifers and Cladocerans. In the Lago Riondo zooplankton are dominated by *Eudiaptomus intermedius* associated with *Daphnia longispina*. The Lago degli Abeti is a cold water ultraoligotrophic lake, where only one euplanktonic species lives, *Mixodiaplomus kupelwieseri*, a calanoid never before reported in high altitude lakes of other Northern Apennines valleys. This same species was found closely associated to *Daphnia obtusa* in three temporary ponds (Lagastro, Code d'Asino and Asperelle). In the Lagastro pond the occurrence of *Daphnia longispina* and *Daphnia obtusa* was observed.

1. INTRODUZIONE

Nella primavera del 1988 si è dato avvio a un programma di indagini naturalistiche sui laghi e sulle pozze temporanee della Foresta Demaniale delle Lame (Monte Aiona, Val d'Aveto, Provincia di Genova). Gli stessi ambienti sono stati inclusi in un programma di ricerche sulla sensibilità all'acidificazione dei laghi dell'Appennino Settentrionale (Viaroli et al. in stampa). Le conoscenze pregresse su questi corpi d'acqua so-io piuttosto scarse, essendo limitate alla descrizione di caratteristiche morfometriche e fisiografiche (Prete 1950; Gagnolare 1957, 1971), oltre che ad alcune interessanti note di Brian sui popolamenti planctonici, che risalgono agli anni venti.

In questo lavoro saranno illustrati alcuni risultati delle ricerche eseguite nel triennio 1988-1990, in particolare sulle caratteristiche idrochimiche e di stato trofico e sulla struttura dello zooplancton degli ambienti limnici più significativi.

2. L'AREA DI STUDIO

L'area di studio (Fig. 1) comprende numerosi corpi d'acqua, per lo più di origine glaciale, situati a quote comprese tra 1070 e 1365 m s.l.m. C'è anzitutto un importante gruppo di ambienti lacustri nella Riserva delle Agoraie: il Lago degli Abeti (con acque fredde e limpidissime) e il Lago Riondo (invaso da macrofite, in particolare da *Potamogeton*), distanti non più di 200 m l'uno dall'altro ma con bacini idrografici distinti, e i rispettivi emissari che sfociano nello Stagno Agoraie di Mezzo, che a sua volta è collegato alla Palude di Fondo. Fuori dalla riserva si trovano il Lago Scuro, una pozza perenne alimentata da acque sorgive, e poi le pozze temporanee Lagastro, Code d'Asino, Asperelle e Ortigaro. Il Lago delle Lame giace a più bassa quota; esso è relativamente profondo e risente pesantemente degli effetti di attività umane (pesca e turismo) che si svolgono sulle sue rive.

I principali parametri morfometrici dei tre laghi maggiori (Abeti, Riondo e Lame) e alcuni dati litologici di sintesi relativi ai bacini imbriferi rispettivi sono mostrati in Tab. 1. La maggior parte delle formazioni geologiche dei bacini emersi è costituita da rocce di origine magmatica con estesi affioramenti di ofioliti (Casnedi et al. 1983). Nella Riserva delle Agoraie è stata rilevata una quota importante di rocce sedimentarie, argille in particolare (Viaroli et al. in stampa).

Tab. I - Caratteristiche morfometriche e litologiche dei bacini imbriferi dei laghi Abeti, Riondo e Lame (A.B.I. / A.L. = area bacino imbrifero / area lago; Zmax = profondità massima).

		Abeti	**Riondo**	**Lame**
Altitudine	(m s.l.m.)	1329	1328	1070
Area	(m*)	2600	1190	3580
A.B.I. /A.L.		166.7	200.0	41.7
Z_{max}	(m)	6.5	2.5	7.5
Rocce sedimentarie	(%)	27	35	0
Rocce magmatiche	(%)	67	58	100

3. MATERIALE E METODI

Sopralluoghi ai laghi e alle pozze del Monte Aiona sono stati effettuati il 25 luglio e il 15 ottobre 1988, il 10 giugno e il 21 ottobre 1989, il 19 maggio e l'8 ottobre 1990. Nel corso di ciascun sopralluogo in ogni corpo idrico sono stati rilevati dati di trasparenza e di temperatura e sono stati prelevati campioni quantitativi di zooplancton. In occasione dei

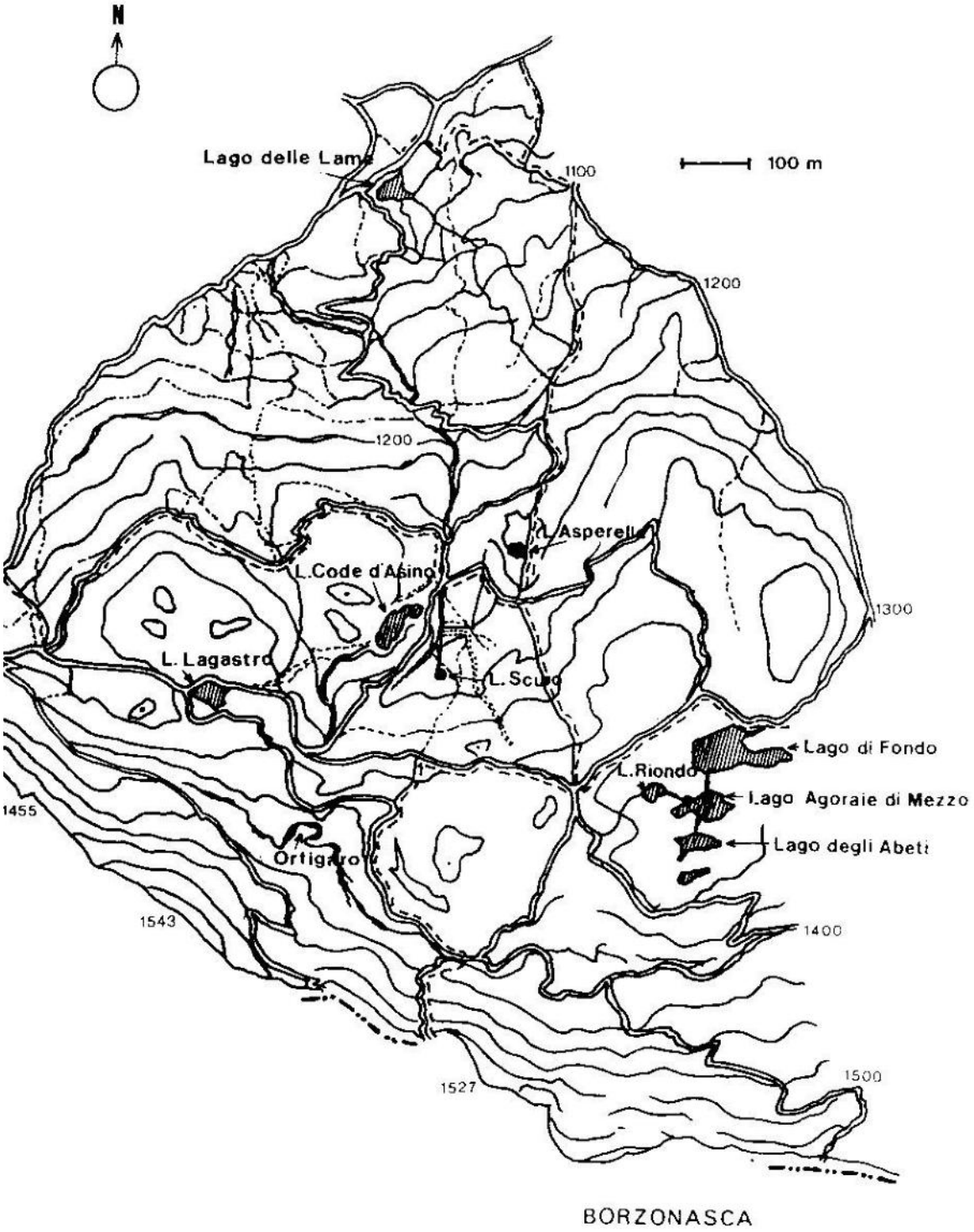


Fig.1- Carta della Foresta Demaniale delle Lame (Comune di Rezzoaglio, Genova). Sono indicati i corpi d'acqua interessati dalla ricerca.

sopralluoghi del 1989 e del 1990 nei laghi Abeli, Riondo e Lame sono stati determinati i seguenti parametri idrochimici: ossigeno disciolto, pH, alcalinità, conducibilità a 20°C, spettro ionico, fosforo totale, azoto inorganico disciolto, silice reattiva, clorofilla-a fitoplanctonica. Per il dettaglio dei metodi di analisi si rimanda al lavoro di Viaroli *et al.* (in stampa).

I campioni di zooplancton sono stati raccolti con trappola di Patalas filtrando, per ogni campione, centinaia di litri d'acqua attraverso una rete ad apertura di maglia di 50 µm. Durante tutti i sopralluoghi, campioni sono stati prelevati dai laghi Abeti e Riondo e dagli emissari relativi, dai laghi Lame e Scuro e inoltre dallo Stagno Agoraie di Mezzo e dalla Palude di Fondo; solo saltuariamente si è potuto campionare nelle pozze.

Sono stati conteggiati, per ora, solo i campioni raccolti nel 1988 e nel 1989, identificando a livello di specie Rotiferi, Cladoceri e Copepodi. Sui campioni del 1990 ci si è limitati al riconoscimento dei taxa presenti. Si è proceduto a una preliminare elaborazione dei dati di densità delle unità sistematiche più rappresentative di Copepodi e Cladoceri ricorrendo all'Analisi delle Componenti Principali. L'analisi è stata condotta separatamente per i campioni del 1988 (21) e per quelli del 1989 (19). Si ricorda che nelle tre pozze temporanee Lagastro, Code d'Asino e Asperelle si è potuto campionare solo nell'ottobre 1988 e nel giugno 1989; nell'ottobre 1989 esse erano completamente asciutte; nel luglio 1988 campioni si sono potuti prelevare dalle Code d'Asino (e anche dalla Pozza Ortigaro), ma non dal Lagastro e dalle Asperelle.

4. RISULTATI E DISCUSSIONE

4.1. Aspetti idrologici

Ci si limita ad alcune informazioni essenziali sui tre laghi più importanti: Abeti, Riondo e Lame. La temperatura delle acque nel Lago degli Abeti, che si caratterizza per l'apporto di abbondanti sorgive di acqua fredda, è decisamente bassa (Tab. 2).

Tab.2 - Dati di temperatura (DC) rilevati in superficie (s) e in prossimità del fondo (f) nei laghi Abeti, Riondo e Lame.

	Abeti		**Riondo**		**Lame**	
Data	**s**	**f**	**s**	**f**	**s**	**f**
25.07.88	14.0	8.2	20.0	16.0	22.5	6.8
10.06.89	12.0	9.0	15.5	9.5	14.0	8.5
21.10.89	5.8	5.2	7.3	5.9	8.7	6.7
19.05.90	7.9	5.3	10.4	6.6	13.0	6.8
08.10.90	7.6	5.0	9.6	7.8	12.0	6.0

Le concentrazioni di ossigeno disciolto sono generalmente buone (ma si deve ricordare che sono state rilevate solo in primavera e in autunno): le percentuali di saturazione oscillano tra un minimo del 78% nel Lago delle Lame e un massimo del 126% nel Lago Riondo (entrambi i dati si riferiscono a rilevamenti dell'ottobre 1990 nello strato d'acqua prossimo al fondo).

Le concentrazioni dei nutrienti e della clorofilla-a fitoplanclonica sembrano proprie di acque a basso grado di trofia (Tab. 3). Particolarmente spinta è la condizione di oligotrofia nel Lago degli Abeti, dove il contenuto di clorofilla-a è risultato inferiore a 1 mg $\cdot l^{-1}$ in tutte le date di rilevamento. D'altra parte, nel Lago delle Lame sono stati registrati valori assai modesti di trasparenza (la profondità di scomparsa del disco di Secchi varia da 1.4 a 3 m).

Tab.3 - Concentrazioni del fosforo totale, dell'azoto inorganico, della silice reattiva e della clorofilla-a fitoplanctonica nei campioni di acqua raccolti in superficie nei laghi Abeti, Riondo e Lame nella primavera e nell'autunno del 1989 e del 1990.

	FOSFORO TOTALE ($\mu g \cdot l^{-1}$)			AZOTO INORGANICO ($\mu g \cdot l^{-1}$)		
Data	**Abeti**	**Riondo**	**Lame**	**Abeti**	**Riondo**	**Lame**
10.06.89	< 2	< 2	< 2	358	141	136
21.10.89	9	21	16	468	185	127
19.05.90	< 2	< 2	< 2	328	125	79
08.10.90	21	37	32	292	38	111

	SILICE REATTIVA ($mg \cdot l^{-1}$)			CLOROFILLA-a FITOPLANCTONICA ($\mu g \cdot l^{-1}$)		
Data	**Abeti**	**Riondo**	**Lame**	**Abeti**	**Riondo**	**Lame**
10.06.89	2.50	2.21	4.79	<0.2	2.55	2.17
21.10.89	2.76	2.07	4.97	0.33	4.37	2.07
19.05.90	2.48	2.13	4.20	<0.2	4.93	2.32
08.10.90	4.03	3.12	6.74	0.68	4.67	2.62

Le acque sono ben tamponale e presentano un'elevata forza ionica (Tab. 4). In Tab.5 sono riportati i valori dei principali costituenti lo spettro ionico, determinati su campioni raccolti nell'ottobre 1989. I bicarbonati contribuiscono per oltre il 70% al totale degli anioni. Tra i cationi assume una notevole importanza il magnesio (40-60% circa del contenuto totale), in relazione alla presenza diffusa di rocce ofiolitiche.

Tab.4 - Valori di pH, alcalinità e conducibilità determinati nei campioni d'acqua raccolti nella primavera e nell'autunno del 1989 e del 1990 nei laghi Abeti, Riondo e Lame.

	pH			ALCALINITA' ($meq \cdot l^{-1}$)			CONDUCIBILITA' ($\mu S \cdot cm^{-1}$)		
Data	**Abeti**	**Riondo**	**Lame**	**Abeti**	**Riondo**	**Lame**	**Abeti**	**Riondo**	**Lame**
10.06.89	7.73	7.25	8.03	0.930	0.469	1.055	90	55	99
21.10.89	7.71	7.17	8.30	0.987	0.407	1.047	93	54	110
19.05.90	7.58	7.33	8.29	0.937	0.497	1.067	106	67	115
08.10.90	7.61	6.95	8.31	0.941	0.362	0.953	100	52	106

Tab.5 - Concentrazioni ($meq \cdot l^{-1}$) dei principali anioni e cationi determinate nei campioni d'acqua raccolti in superficie il 21.10.1989 nei laghi Abeti, Riondo e Lame.

	Abeti	**Riondo**	**Lame**
SOLFATI	0.121	0.067	0.154
CLORURI	0.073	0.096	0.068
BICARBONATI	0.987	0.407	1.047
NITRATI	0.026	0.005	0.007
Σ ANIONI	1.207	0.575	1.276
SODIO	0.083	0.100	0.083
POTASSIO	0.006	0.008	0.009
MAGNESIO	0.465	0.319	0.821
CALCIO	0.570	0.208	0.425
AMMONIO	0.008	0.008	0.002
Σ CATIONI	1.133	0.644	1.340

4.2 Composizione dello zooplancton

Nei campioni di zooplancton raccolti nei tre anni della ricerca sono state complessivamente identificate 21 specie di Rotiferi, 12 di Cladoceri e 9 di Copepodi (Tab. 6). Nel Lago Riondo, negli emissari dello stesso Riondo e del Lago degli Abeti, nello Stagno di Mezzo, nella Palude di Fondo e nelle pozze temporanee si osserva una ricorrente associazione di forme fitofile e bentiche tipiche di acque basse, comprendente Cladoceri Chidoridi, Copepodi Ciclopoidi e Arpacticoidi (le specie più frequenti e mediamente più abbondanti sono, rispettivamente, *Biapertura affinis*, *Eucyclops semilatus* e *Canthocamptus staphylinus*) e inoltre Nematodi, Oligocheti, Ostracodi, larve di Chironomidi, ninfe di Plecotteri. La componente euplanctonica è rappresentata da numerose specie di Rotiferi (dei generi *Keratella, Notholca*, *Ascomorpha*, *Synchaeta*, *Polyarthra*, *Asplanchna*, ecc.), dai Cladoceri *Bosmina longirostris, Ceriodaphnia*

Tab.6 - Elenco delle specie di Rotiferi, Cladoceri e Copepodi nei campioni raccolti nei laghi e nelle pozze del Monte Aiona durante il triennio 1988-1990.

ROTIFERI	CLADOCERI
Keratella gr. *quadrata*	*Bosmina longirostris*
Brachionus quadridentatus	*Ceriodaphnia reticulata*
Notholca gr. *acuminata-labis*	*Simocephalus vetulus*
Notholca squamula	*Daphnia obtusa*
Euchlanis sp.	*Daphnia longispina*
Colurella sp.	*Macrothrix hirsuticornis*
Lepadella sp.	*Eurycercus lamellatus*
Squatinella tridentata	*Pleuroxus truncatus*
Lecane sp.	*Chydorus sphaericus*
Lecane flexilis	*Alona guttata*
Lecane Hemimonostyla sp.	*Alona quadrangularis*
Lecane Monostyla sp.	*Biapertura affinis*
Lecane M. closterocerca	
Lecane M. lunaris	**COPEPODI**
Cephalodella sp.	*Eudiaptomus intermedius*
Trichocerca spp.	*Mixodiaptomus kupelwieseri*
Trichocerca longiseta	*Macrocyclops fuscus*
Ascomorpha ecaudis	*Eucyclops serrulatus*
Asplanchna priodonta	*Tropocyclops prasinus*
Synchaeta spp.	*Paracyclops affinis*
Polyarthra sp.	*Cyclops* sp.
Bdelloidei	*Megacyclops viridis*
Rotiferi non classificati	*Canthocamptus staphylinus*

reticulata, Daphnia obtusa e *Daphnia longispina* e dai Copepodi Catenoidi *Eudiaptomus intermedius* e *Mixodiaptomus kupelwieseri*. Si possono ritenere euplanctonici anche gli stadi di sviluppo, naupli in particolare, di Ciclopoidi e di Arpacticoidi, che in numerosi campioni compaiono con densità ragguardevoli.

4.3. Il ritrovamento di **Mixodiaptomus kupelwieseri**

Abbondanti popolazioni di *Mixodiaptomus kupelwieseri* sono insediate nel Lago degli Abeti e nelle pozze Lagastro, Code d'Asino e Asperelle. Il ritrovamento di questa specie è di notevole interesse: essa non era mai stata segnalata in precedenza in laghi alpini e dell'Appannino Settentrionale (Gianotti 1963; Moroni 1967; Giussani com. pers.) ed è considerata tipica di acque sia perenni che astatiche prevalentemente di pianura (Dussart 1967; Stella 1984). A Ravera (1951) si deve l'unica segnalazione nell'Italia del Nord, precisamente in una piccola raccolta d'acqua presso Cozzano in provincia di Novara (Lago La Mula). In realtà, più di sessantenni fa, Brian (1924, 1925, 1927, 1932) aveva dato notizia del ritrovamento di una specie nuova, da lui denominata dapprima *Diaptomus*

laciniatus var. *apenninica* e poi *Diaptomus apenninicus*, proprio in uno degli ambienti limnici che sono oggetto di questa ricerca, il Lago Giasparelle (che corrisponde evidentemente all'attuale toponimo Asperelle). Ma nelle più recenti revisioni sistematiche sui Calanoidi (Stella 1984) la specie *Diaptomus apenninicus* è stata assimilata a *Mixodiaptomus tatricus*.

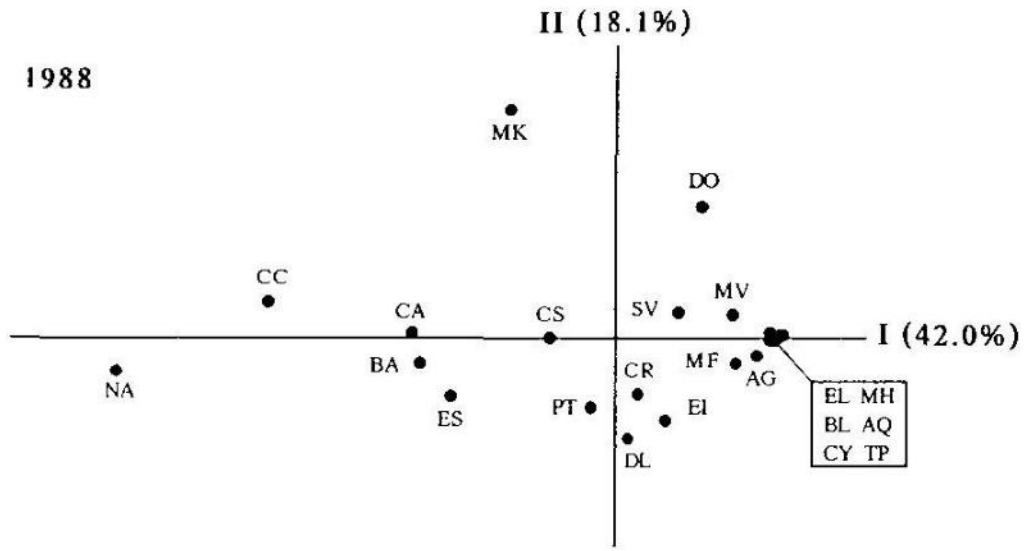
Mixodiaptomus kupelwieseri nelle pozze temporanee depone uova durature alla fine del ciclo biologico che si svolge nei periodi di invaso. Nel Lago degli Abeti invece la deposizione di uova durature si verifica presumibilmente prima del rigelo autunnale. La stessa strategia riproduttiva è adottata dalla specie congenerica *Mixodiaptomus tatricus* che vive nei laghi appenninici a quote oltre i 1600 m (Moroni 1962), dove la severità delle condizioni ambientali di tipo fisico è comparabile a quella del Lago degli Abeti.

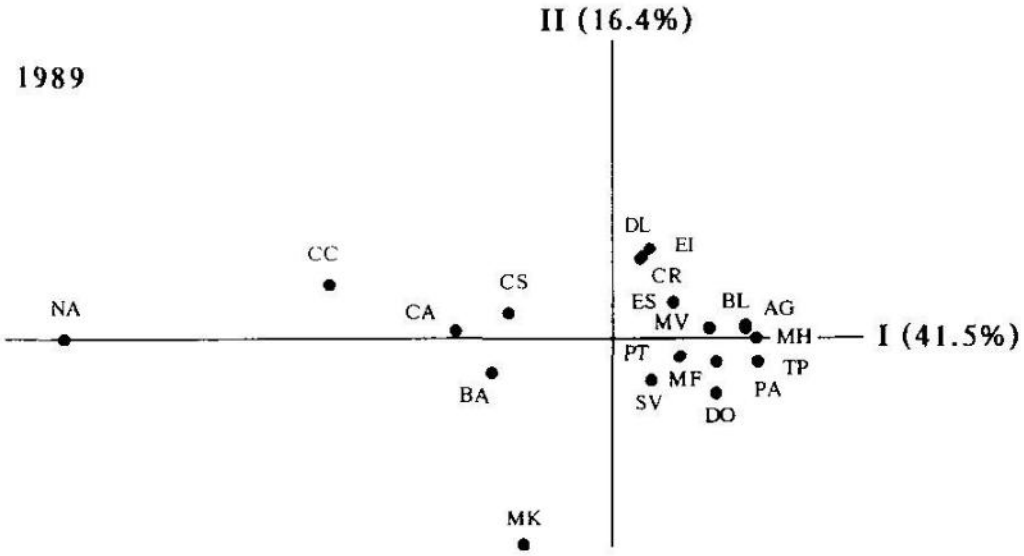
4.4. Tipologie zooplanctonicbe

L'analisi della distribuzione dello zooplancton nei diversi corpi d'acqua fa emergere quattro distinte tipologie.

1. Nel Lago degli Abeti Tunica forma euplanctonica è *Mixodiaptomus kupelwieseri*. Non ci consta che in altri laghi appenninici d'alta quota con caratteristiche morfometriche analoghe a quelle del Lago degli Abeti sia stata evidenziata una così estrema povertà di specie.
2. Nelle pozze Lagastro, Code d'Asino e Asperelle, oltre a *Mixodiaptomus kupelwieseri*, è presente *Daphnia obtusa*. Nel campione prelevato dal Lagastro nel maggio 1990 è stata notata la coesistenza di *Daphnia obtusa* e di *Daphnia longispina*. Tale riscontro appare di rilevante interesse: *Daphnia obtusa* infatti tende a non comparire in associazione con specie dello stesso genere (Fryer 1985).
3. Lo zooplancton del Lago Riondo è caratterizzato dalla dominanza di *Daphnia longispina* e *Eudiaptomus intermedius*, un'associazione assai diffusa nei laghi dell'Appennino Settentrionale; alla diversità della biocenosi contribuiscono altre forme euplanctoniche, in particolare *Ceriodaphnia reticulata* e *Synchaeta* sp,
4. Nel Lago delle Lame non compaiono Calanoidi e le specie dominanti sono rappresentate da Cladoceri (*Daphnia longispina* e *Bosmina longirostris*) e Rotiferi (*Synchaeta* sp., *Polyarthra* sp. e *Asplanchnapriodonta*).

Queste tipologie da un lato riflettono un gradiente di stato trofico, dall'altro sono espressione del determinismo delle costrizioni ambientali di tipo fisico, come le basse temperature (è il caso del Lago degli Abeti) e l'astatismo delle acque.





Canthocamptus staphylinus	CA	*Daphnia obtusa*	DO
Naupli Ciclopoidi e Arpacticoidi	NA	*Daphnia longispina*	DL
Copepoditi Ciclopoidi	CC	*Ceriodaphnia reticulata*	CR
Eucyclops serrulatus	ES	*Simocephalus vetulus*	SV
Macrocyclops fuscus	MF	*Chydorus sphaericus*	CS
Tropocyclops prasinus	TP	*Biapertura affinis*	BA
Paracyclops affinis	PA	*Alona quadrangularis*	AQ
Cyclops sp.	CY	*Alona guttata*	AG
Megacyclops viridis	MV	*Pleuroxus truncatus*	PT
Eudiaptomus intermedius	EI	*Eurycercus lamellatus*	EL
Mixodiaptomus kupelwieseri	MK	*Macrothrix hirsuticornis*	MH
Bosmina longirostris	BL		

Fig.2- Analisi delle Componenti Principali sui taxa zooplanctonici più rappresentativi nei campioni prelevati nei laghi e nelle pozze del Monte Aiona, rispettivamente nel 1988 e nel 1989.

L'Analisi delle Componenti Principali è stata eseguita sulle densità di 22 unità sistematiche di Copepodi e Cladoceri nei 21 campioni del 1988 e sulle densità di 20 unità sistematiche nei 19 campioni del 1989. L'ordinamento delle unità sistematiche è mostrato in Fig. 2. Sulla prima componente esse si dispongono secondo un gradiente di densità e di frequenza di comparsa nei campioni (dai naupli di Ciclopoidi e Arpacticoidi fino alle specie meno importanti che tendono a raggrupparsi in cluster piuttosto compatti). Più interessante è la dislocazione delle specie euplanctoniche sulla seconda componente, che stacca nettamente *Mixodiaptomus kupelwieseri* e *Daphnia obtusa* in contrapposizione a *Eudiaptomus intermedius* e *Daphnia longispina*.

La ricerca è stata in parie realizzata nell'ambito del contratto ENEL N2RTLI0558. Si ringraziano vivamente il Prof. B.H. Dussart (Station Biologique de l'Université de Paris VI) per il controllo sistematico di esemplari di *Mixodiaptomus kupelwieseri* raccolti durante questa ricerca e il Dr. A. Carrieri (Istituto di Zoologia dell'Università di Ferrara) per la collaborazione prestata nell'analisi statistica dei dati.

BIBLIOGRAFIA

Brian, A. 1924. La presenza di una fauna pelagica di origine artico-alpina nei laghi dell'Appennino Settentrionale. *Atti IX Congresso Geografico Italiano*, Genova, aprile 1924,: 1-4.

Brian, A. 1925. Laghi d' origine glaciale dell'Appennino Ligure-Emiliano. *Annuario della sezione ligure del C.A,I.*, Genova, : 21-25.

Brian, A. 1927. Copepodi raccolti in alcuni laghi delle Alpi e dell'Appennino e descrizione di nuove forme *di Diaptomus. Memorie Soc. Entomol. Ital.*, Genova, 4: 26-36.

Brian, A. 1932. Intorno alla distribuzione geografica di alcuni *Diaptomus* (Crostacei Copepodi) nei laghetti dell'Appennino Settentrionale. *Rivista Geogr. Ital.*, 39 (4-5): 121-128.

Cagnolaro, L. 1957. Una zona dell'Appennino Ligure-Emiliano di grande interesse naturalistico. *Monti e Boschi*, 10: 451-460.

Cagnolaro, L. 1971.1 laghetti del Monte Aiona e le Riserve Naturali Integrali Agoraie e Moggetto. *Natura e Montagna*, 4: 35-40.

Casnedi, R., B. Galbiati, F. Gallo, L. Vernia e G. Zanzucchi. 1983. Carta geologica delle ofioliti del gruppo di Monte Penna e Monte Aiona (Appannino Ligure-Parmense). Selca, Firenze.

Dussart, B. 1969. *Les Copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale*. I: Calanoides etHarpacticoides. Ed. Boubée & Cie, Paris: 500 pp.

Fryer, G. 1985. The ecology and distribution of genus Daphnta (Crustacea: Cladocera) in restricted areas: thepattern in Yorkshire. *Joumal of Natural History*, 19: 97-128.

Gianotti, F. S. 1963. La distribuzione geografica del *Mixodiaptomus kupelwieseri* Brehm. *Arch. Bot. Biogeogr. Ital.*, 39, 4: 78-85.

Moroni, A. 1962. *I laghi di Val Parma*. L'Ateneo Parmense, Monografia 8, Parma: 129 pp.

Moroni, A. 1967. *Ecologia delle biocenosi lacustri dei laghi e delle pozze temporanee del versante Nord dell'Appennino Settentrionale*. Ed. Studium Parmense, Parma: 44 pp.

Prete, M. R. 1950. Ricerche su alcuni laghetti dell'Appennino Ligure-Emiliano. *Boll. Soc. Geogr. Ital.,* 84: 5-19.

Ravera, O. 1951. Una nuova forma di *Mixodiaptomus kupelwieseri* Brehm in Italia. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol*., 6: 177-192.

Stella, E. 1984. *Copepoda: Calanoida*. Fauna d'Italia. Calderini, Bologna: 101 pp.

Viaroli, P., V. Rossi, A. Clerici e P. Menozzi (in stampa). Caratteristiche litogeologiche ed idrochimiche dei principali laghi dell'Appennino Tosco-Emiliano: risultati preliminari (maggio-ottobre 1989). *Atti IX Congresso A.I.O.L.*

Atti del 9° Congresso A.I.O.L.
S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990
da pag. 131 a pag. 142

L'EVOLUZIONE DEI METALLI IN TRACCIA NEI SEDIMENTI DEL LAGO MAGGIORE DAL 1963 AL 1986

D. Rossi*, R. Baudo**, F. Bo* e H. Muntau*

* CCR - Centro Comune delle Ricerche, Ispra
** CNR - Istituto Italiano di Idrobiologia, Pallanza

Lake Maggiore contamination by trace elements is documented by a research based on grab samples collected in 1963 (N = 196), in 1975 (N = 40), and in 1986 (N = 214). All samples have been analyzed for more than 30 elements by means of both destructive and non-destructive techniques (ICP, AAS, ASV, NAA, XRF). The comparison of the detailed distribution maps clearly shows the evolution in time of the sedimentary environment, which registered the decrease of the pollutant load and the relatively fast burial and/or displacement of the contaminated sediment.

1. INTRODUZIONE

La determinazione della composizione chimica dei sedimenti di un lago, effettuata su un elevato numero di campioni, si è dimostrata particolarmente efficace per evidenziare l'eterogeneità spaziale dei vari elementi e porre in risalto le eventuali fonti di immissione, siano esse naturali o antropogeniche.

Da tale studio si ricavano pertanto informazioni circa lo stato dell'intero corpo d'acqua, essendo i sedimenti il recettore finale di tutte le azioni cui sono sottoposti il lago e il suo bacino imbrifero.

Particolarmente complesso, nel caso del Lago Maggiore, risulta discernere gli apporti di origine antropica da quelli derivanti dalla naturale erosione delle rocce, essendo questo corpo d'acqua collocato in un'area ampiamente industrializzata ed urbanizzata, con un bacino di drenaggio molto vasto ed estremamente diversificato per composizione mineralogica.

D'altra parte, il Lago Maggiore è stato intensamente studiato dal punto di vista chimico, fisico e biologico, fin dagli anni '30, ed i numerosi lavori pubblicati hanno permesso di seguire il trend evolutivo di questo lago, facilitando una più corretta interpretazione dei dati ottenuti (Rugghi, 1988; Rossi, 1990).

2. MATERIALI E METODI

La raccolta mediante draga di sedimento superficiale del Lago Maggiore è stata effettuata una prima volta nel 1963 (174 campioni; Locht e Muntau, 1981) e ripetuta in seguito nel 1975 (N = 40; Baudo, Varini, Locht e Muntau, 1981) e nel 1986 (N = 214; Rossi, 1990), allo scopo di descrivere la distribuzione dei vari contaminanti in funzione della diversa litologia ed antropizzazione del bacino imbrifero. Lo schema di campionamento seguito (Fig. 1) è stato particolarmente denso, circa un campione per km^2, in quanto lo scopo di tale studio non è la semplice determinazione di un valore medio

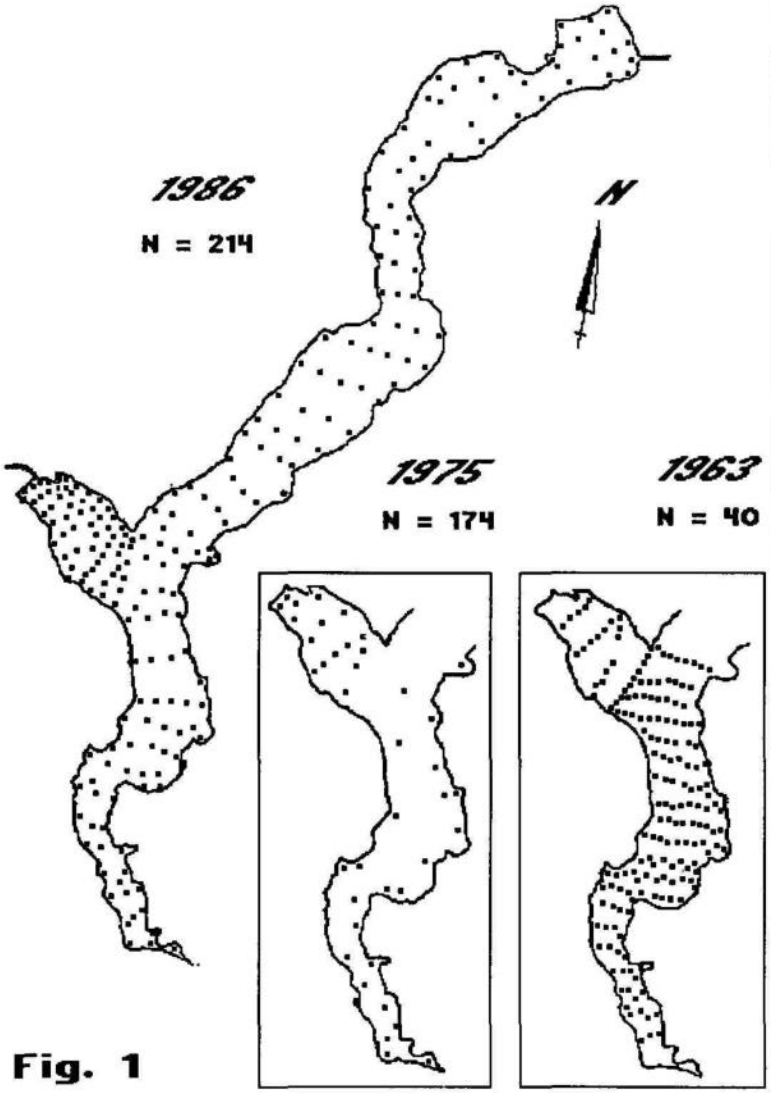

1986
N = 214
N
1975
N = 174
1963
N = 40

Fig. 1

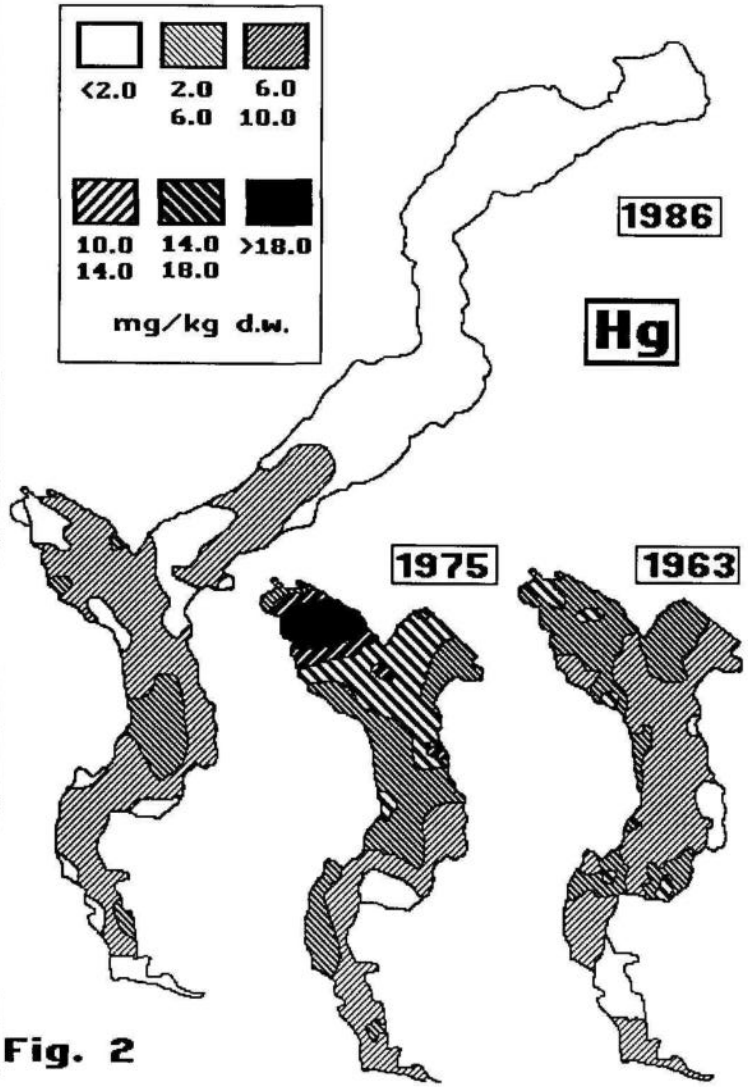

<2.0
2.0 6.0
6.0 10.0
10.0 14.0
14.0 18.0
>18.0
mg/kg d.w.
1986
Hg
1975
1963

Fig. 2

riferibile alle varie aree del lago, ma una accurata descrizione dell'eterogeneità spaziale dei vari elementi per evidenziare le fonti di immissione e le zone di accumulo.

Dopo essiccamento ed omogeneizzazione, tutti i sedimenti sono stati analizzati (Rossi, 1990) con tecniche di spettroscopia di assorbimento atomico con fornetto di grafite (Cd), oppure a vapori freddi (Hg), spettrometria di fluorescenza ai raggi X (Al, Ca, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Ni, P, Pb, Ti, S, Si, Zn), gascromatografia (C, N), e conduttimetria differenziale dopo combustione in corrente d'ossigeno (C organico).

L'accuratezza dei metodi è stata valutata analizzando di routine opportuni materiali di riferimento del Community Bureau of Reference (BCR).
Per ogni elemento sono state elaborate delle mappe dell'eterogeneità spaziale, utilizzando un programma di cartografia computerizzata (SURFER, 1990) basato sul metodo geostatistico del kriging universale che stima il valore più probabile in ciascuno dei punti da interpolare.

L'interpretazione di tali distribuzioni è sostenuta da conoscenze pregresse circa la geologia del bacino imbrifero, l'urbanizzazione e industrializzazione, ma anche da una estensiva analisi statistica delle associazioni e dei trends.

Al fine di poter meglio descrivere ed interpretare le diverse modalità di immissione e di distribuzione di ogni elemento, il Lago Maggiore è stato diviso arbitrariamente in quattro sub-bacini, tenendo conto tanto delle caratteristiche morfologiche del lago stesso e della differente geologia dei vari bacini imbriferi afferenti, che del diverso grado di antropizzazione gravitante sugli stessi. Sono stati quindi distinti un Bacino Nord, che si identifica con la porzione svizzera del lago, un Bacino Centrale, che si estende fino al transetto Intra-Laveno, un Bacino Sud che comprende la rimanente parte del lago fino al suo incile, eccetto il Bacino di Pallanza morfologicamente ben delineato dal Golfo Borromeo.

Una ulteriore elaborazione è stata condotta distinguendo, in ogni sub-bacino, una zona di erosione e trasporto e una zona di accumulo; tale distinzione è giustificata da una diversa idrodinamica della zona litorale e di quella profonda, che determina una differente composizione dei sedimenti nella zona in cui prevalgono i fenomeni di trasporto ed erosione (meno profonda) rispetto a quella in cui prevalgono i fenomeni di accumulo. Il limite tra queste due zone viene stabilito sulla base della formula empirica proposta da Hakanson e Jansson (1983), tenendo conto della superficie lacustre (a) e della profondità media (D):

$$\text{Area erosione} = 25\ (\sqrt{a}\ 57\ D)\ 41^{\ 0.061\ D/\sqrt{a}}$$

Inserendo i parametri morfometrici relativi al Lago Maggiore, si ricava una zona di accumulo sia nel bacino centrale che nel bacino sud, mentre il bacino di Pallanza e il Bacino Nord, per la loro peculiare morfologia, che presenta immissari di notevole portata e quindi una idrodinamica piuttosto vivace, risultano interamente soggetti alla sola azione di erosione e di trasporto.

I dati delle tre campagne sono stati analizzati su basi statistiche sia per l'intera area campionato sia disaggregando i dati per i diversi sub-bacini e per le zone di erosione e di accumulo.

I confronti statistici così effettuati consentono di interpretare le eventuali differenze in termini probabilistici. I test statistici utilizzati sono

stati un t di Student a due code e un'analisi della varianza, per confronti tanto in funzione della media che della deviazione standard (CSS, 1988).

Il grado di associazione tra i diversi elementi è stato infine valutato tramite l'analisi gerarchica dei clusters, riferita tanto all'intero lago che ai vari bacini. In questo modo è stato possibile distinguere sommariamente gli apporti di origine naturale da quelli legati ai fenomeni di inquinamento.

3. RISULTATI

Per alcuni elementi (Tab. 1) la distribuzione rispecchia la differente geochimica dei diversi bacini imbriferi afferenti (Al, Fé, Zn, Ca, K, Mg, Mn, Si, Ti). In questo caso, le differenze statisticamente significative sono infatti determinate unicamente dalla diversa natura del substrato: nel bacino centrale e in quello nord si riscontrano ad esempio distinte zone di immissione per il Ca, in prossimità del Fiume Tresa e Maggia rispettivamente. Parallelamente diminuisce la concentrazione di Ti, poiché questi immissari drenano bacini prevalentemente calcarei, e gli apporti degli altri elementi di origine naturale risultano proporzionalmente inferiori. Le variazioni in aumento riscontrate in alcuni casi per gli elementi che costituiscono la matrice minerale dei sedimenti possono essere attribuite ad un minor effetto di diluizione operato dal diminuito apporto di sostanza organica, ad una diversa dinamica di sedimentazione legata a fenomeni idrodinamici come correnti, ondazioni e fluttuazioni di livello, oppure ad un diverso utilizzo del territorio (disboscamento, urbanizzazione, ecc.).

Per altri elementi come Cd, Hg, Zn, Cu, Pb, Cr e Ni, le distribuzioni sono una diretta testimonianza della contaminazione da parte di scarichi industriali e, più in generale, dell'influenza antropica sul bacino, che si sovrappongono al normale carico dovuto alla mineralogia del territorio. Ad esempio, il Cd si distribuisce uniformemente nel bacino sud e nel bacino di Pallanza nei tre anni considerati, ma riflette il carico inquinante di tipo industriale gravitante sul bacino del Fiume Toce.

La distribuzione del mercurio presenta invece differenze marcate sia tra le varie parti del lago che tra i tre momenti (Fig. 2). Anche le immissioni di questo elemento sono di chiara derivazione industriale (scarichi di un impianto di cloro soda attivo dagli anni '50, che utilizza il mercurio come catodo nelle celle elettrolitiche) e la principale fonte inquinante è chiaramente identificabile nel Fiume Toce. La contaminazione evidenziata nel campionamento del 1963 a carico della Baia di Pallanza si è ulteriormente aggravata negli anni '70, ma è nettamente migliorata in seguito; i valori di concentrazione nella baia di Pallanza sono decisamente inferiori rispetto al passato, mentre i valori più elevati si ritrovano nella parte meridionale del lago, spostati verso l'emissario. Per quanto riguarda la differente modalità di sedimentazione, nel 1975 si rilevano maggiori concentrazioni nella zona profonda. Probabilmente questa è una conseguenza del trasporto verso le zone di accumulo del particellato contaminato immesso in quegli anni nel lago attraverso gli apporti della baia di Pallanza.

Significativi fenomeni di contaminazione si riscontrano anche per Cu, Pb, Zn, e Ni, la cui abbondanza viene spiegata da inquinamenti diffusi (Pb), oppure da episodi di inquinamento industriale protratti per lunghi periodi.
Anche nel caso del rame gli apporti sono di origine industriale e provengono dal Lago d'Orta, inserito nel bacino imbrifero del Verbano e

Tab. 1 - Concentrazioni medie dei vari elementi nei sedimenti del Lago Maggiore nei tre anni di campionamento. **BP** = Bacino di Pallanza; **BS** = Bacino Sud; **BN** = Bacino Nord; **BC** = Bacino Centrale.

		1963		1975		1986			
		BP	BS	BP	BS	BN	BC	BP	BS
Al	%	8,35	8,03	8,49	7,26	7,67	7,88	8,95	7,22
C	%	1,36	1,75	2,49	3,66	1,95	2,43	1,76	2,62
Ca	%	1,42	1,19	1,27	1,16	1,83	1,51	1,74	1,25
Cd	mg/kg	0,63	0,63	1,64	2,31	0,53	0,89	1,31	1,38
Cr	mg/kg	146	136	185	289	96,2	109	131	122
Cu	mg/kg	184	65,2	143	157	41,8	57,2	65,8	67,2
Fe	%	4,62	4,42	4,74	3,97	4,02	4,20	4,42	3,58
Hg	mg/kg	8,23	5,07	12,8	5,47	0,14	1,23	3,64	3,01
K	%	1,46	1,36	1,37	1,08	2,60	2,29	2,62	2,12
Mg	%	1,59	1,33	1,59	1,17	1,17	1,10	1,46	1,00
Mn	%	965	1176	951	1347	582	953	649	783
N	%	0,09	0,15	0,28	0,43	0,14	0,26	0,15	0,23
Ni	mg/kg	176	169	168	149	74,6	73,3	79,3	70,6
P	%	0,086	0,087	0,107	0,096	0,104	0,110	0,110	0,103
Pb	mg/kg	106	109	231	347	43,6	87,4	96,3	179
S	%	0,02	0,03	0,06	0,08	0,07	0,10	0,12	0,20
Si	%	27,5	28,6	27,5	30,1	27,7	28,5	28,5	28,3
Ti	%	0,43	0,42	0,42	0,38	0,39	0,40	0,42	0,36
Zn	mg/kg	222	185	492	623	151	254	278	323

soggetto ad un intenso inquinamento cupro-ammoniacale. La mappa di distribuzione relativa al 1963 (Fig. 3) mostra valori di concentrazioni elevati nella Baia di Pallanza, imputabili agli apporti del Fiume Toce. Nel 1975 la contaminazione si estende anche a gran parte del bacino meridionale, per ridursi significativamente nel 1986, quando non si evidenziano più differenze marcate tra i vari bacini.

L'esame delle mappe relative al cromo (Fig. 4) consente di localizzare due vistose fonti di immissione nel 1986 che, sulla base dell'economia della zona, risultano chiaramente di tipo industriale, rispettivamente a Laveno e Cannobio. Inoltre si evidenzia un progressivo incremento delle concentrazioni procedendo da nord a sud. Per i bacini sud e di Pallanza, le immissioni sono di origine mista, in parte industriale e in parte di natura geologica (Muntau, 1981); tali immissioni non sono particolarmente evidenti ma tali, comunque, da eguagliare quelle del bacino centrale. Come per il mercurio, i valori raggiungono un massimo significativo nel '75, per poi tornare a valori molto prossimi a quelli del '63 nel campionamento successivo.

Gli elementi mobili Fé, S e Mn (Fig. 5) presentano un diverso comportamento, perché come è noto sono influenzati dalle variazioni del potenziale di ossidoriduzione; il manganese, in particolare, risulta ben correlato con la profondità e tende appunto ad accumularsi nelle zone più profonde del bacino centrale e di quello sud.

Un terzo gruppo di elementi comprende N, P e C; in questo caso, l'inquinamento è evidentemente accelerato dall'urbanizzazione, dall'agricoltura e dalle attività industriali che interferiscono significativamente con i naturali cicli bio-geochimici. Sorgenti puntiformi sono ovviamente localizzate in prossimità di agglomerati urbani (Fig. 6); il confronto statistico dei valori medi dei vari bacini indica che il carico viene distribuito abbastanza uniformemente, con accumuli significativi nella parte terminale del lago, probabilmente in funzione dell'idrodinamica, o in corrispondenza dello sbocco di tributali uscenti da laghi pesantemente eutrofizzati (Bardelle, emissario del Lago di Varese; Tresa, emissario del Ceresio).

Per quanto concerne l'elemento limitante l'eutrofizzazione nel Lago Maggiore, il fosforo, la mappa di distribuzione mostra una sostanziale uniformità, con limitati accumuli litorali. Il bacino sud ha mediamente concentrazioni significativamente minori, probabilmente legate alla scarsa affinità dell'elemento per il substrato prevalentemente sabbioso. In ogni caso, la distribuzione del P non presenta variazioni statisticamente significative nei tre momenti: con ogni probabilità è stato raggiunto nei sedimenti un valore massimo che non può ulteriormente aumentare ma tende a fluttuare intorno a valori relativamente costanti in funzione di un equilibrio dinamico di interazione tra acqua e sedimenti.

4. CONCLUSIONI

I risultati ottenuti dal confronto dei dati sia tra i tre momenti che tra le diverse partì del lago offrono una attendibile interpretazione circa il comportamento seguito da elementi diversi per derivazione, abbondanza e reattività.

Una diagnosi cumulativa è stata ricavata ponendo a confronto i valori trovati con i limiti massimi tollerabili per questi ambienti proposti

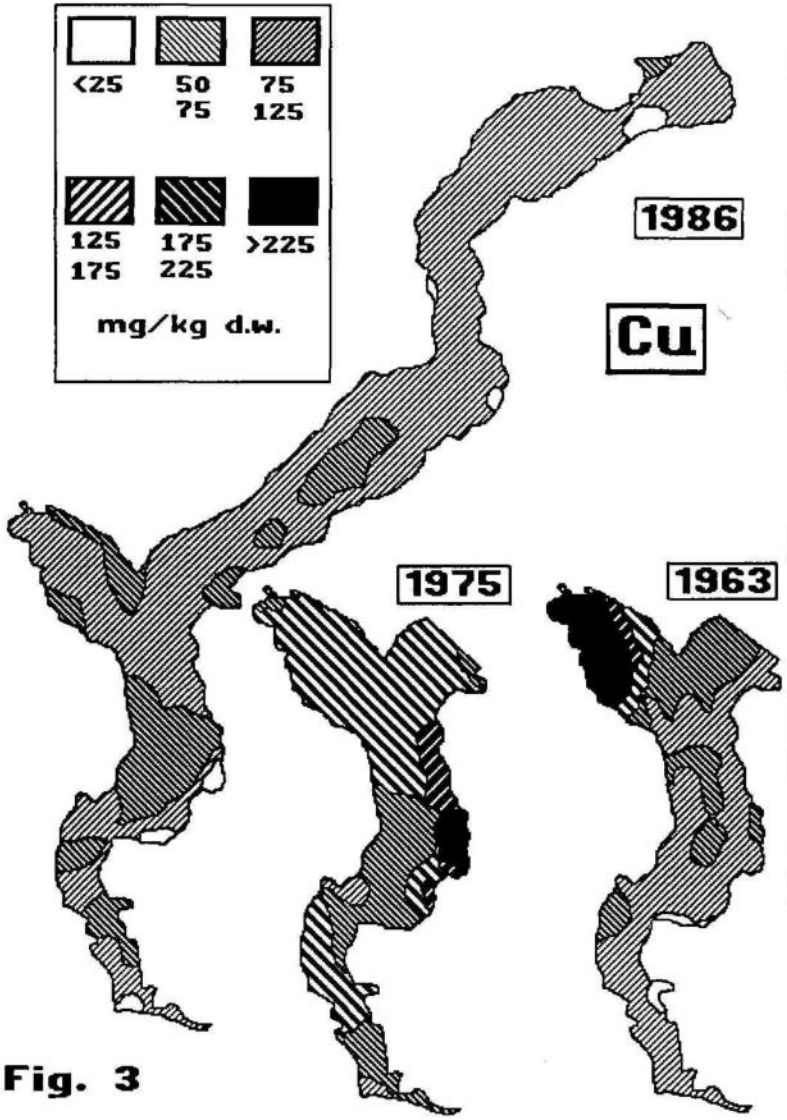

<25
50 75
75 125
125 175
175 225
>225
mg/kg d.w.
1986
Cu
1975
1963

Fig. 3

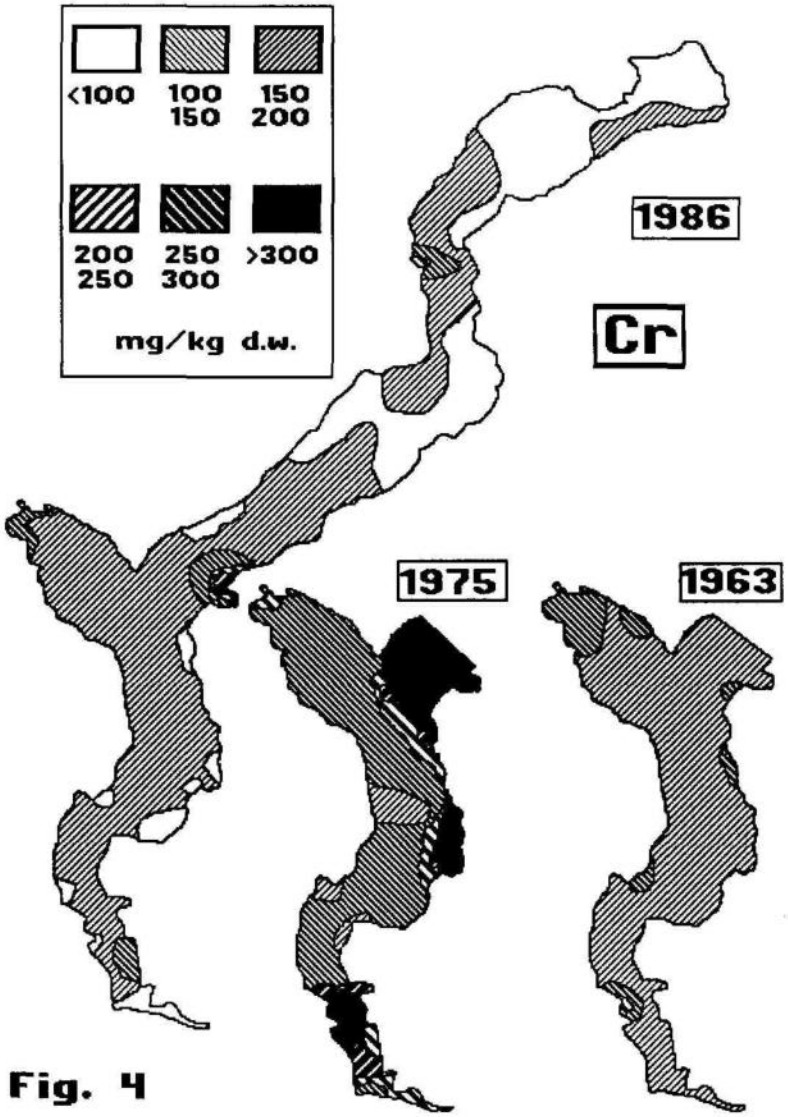

<100
100 150
150 200
200 250
250 300
>300
mg/kg d.w.
1986
Cr
1975
1963

Fig. 4

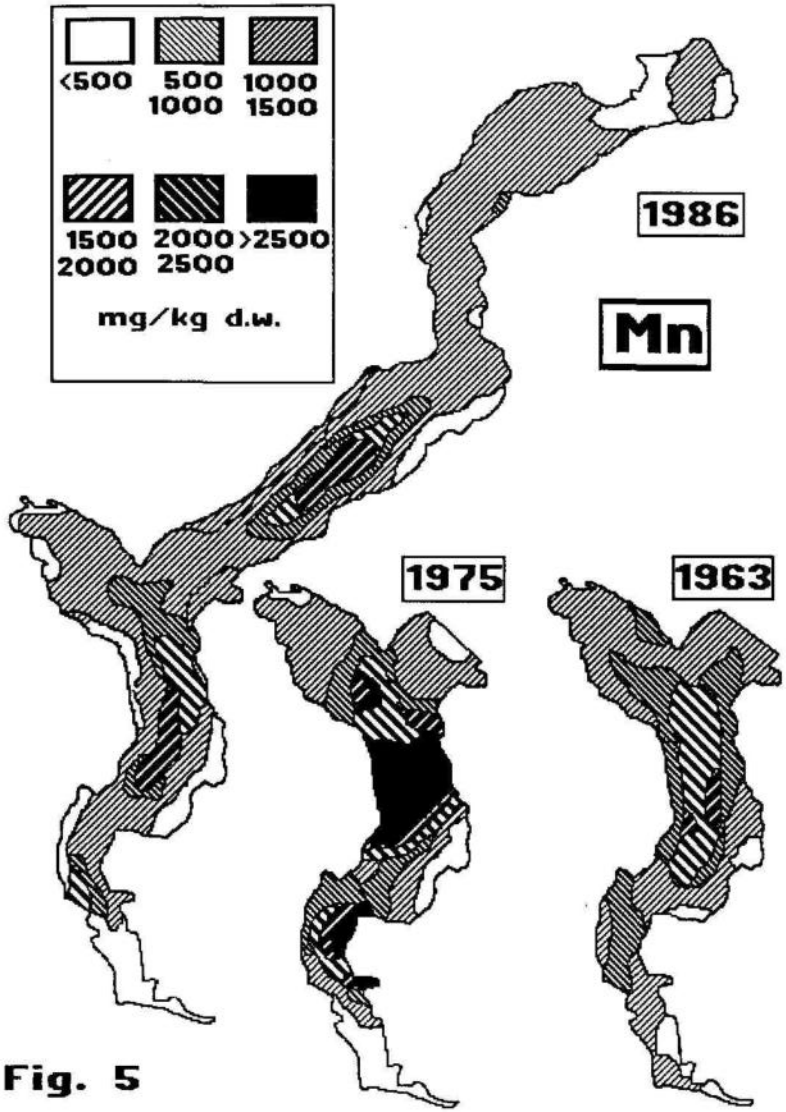

<500
500 1000
1000 1500
1500 2000
2000 2500
>2500
mg/kg d.w.
1986
Mn
1975
1963

Fig. 5

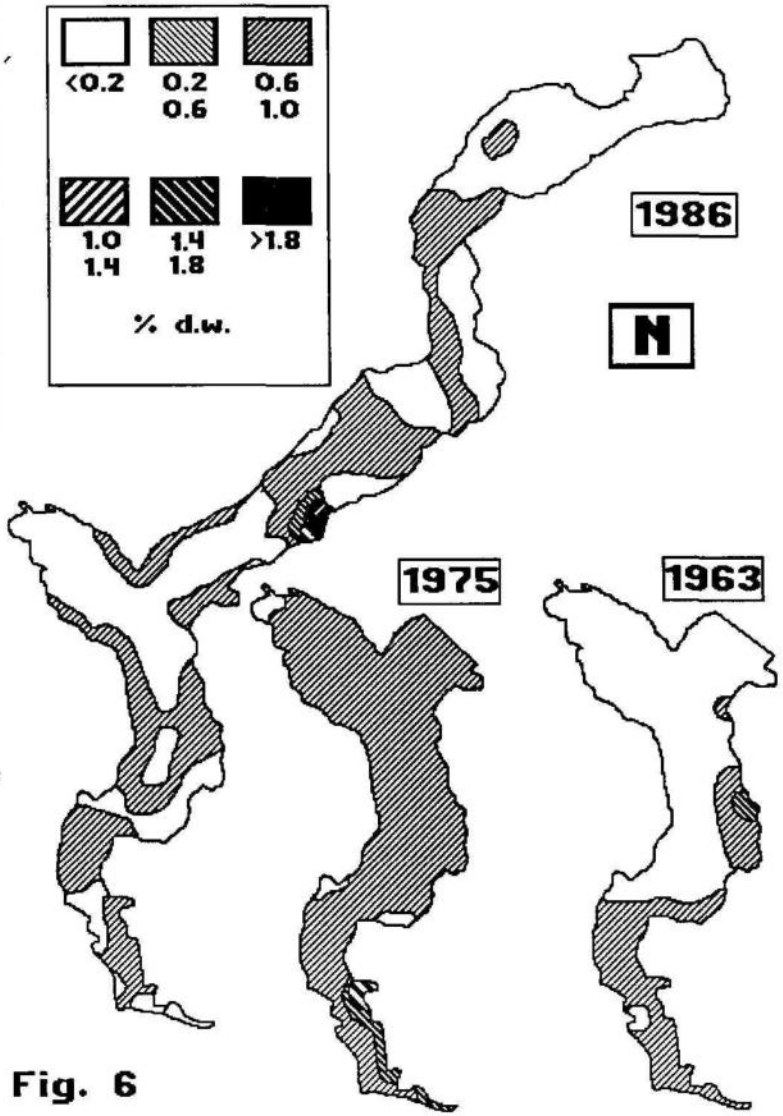

<0.2
0.2 0.6
0.6 1.0
1.0 1.4
1.4 1.8
>1.8
% d.w.
1986
N
1975
1963

Fig. 6

dall'Enviromental Protection Agency (EPA) e dal Ministero dell'Ambiente dell'Ontano (Giesy e Moke, 1990).

I grafici relativi a tale confronto, effettuato separatamente per i tre anni, vengono riportati in figura 7 e permettono di seguire l'evoluzione dello stato di contaminazione di questo lago negli ultimi 30 anni, rispetto ai criteri qualitativi proposti dalle organizzazioni citate.

Nel 1963 solamente tre elementi, e precisamente Hg, Cr e Ni, presentano valori di concentrazione superiori a quelli ritenuti critici, mentre per il cadmio risultano inferiori al limite di effetto minimo.

Nel 1975 la situazione è decisamente peggiorata, facendo registrare un maggior numero di elementi oltre i limiti di massima tollerabilità, precisamente Hg, Cu, Ni, Pb, Cr e Mn. Lo stesso cadmio in quegli anni supera il livello di effetto minimo.

In seguito ad opere di intervento mirate a limitare le immissioni di nutrienti e metalli al lago, la situazione si presenta decisamente migliorata nel 1986, anche se permangono valori superiori a quelli ritenuti critici per Hg e Cr; le concentrazioni degli altri elementi, sebbene elevate, sono comunque sempre inferiori alla soglia fissata dal ministero dell'Ontano.

In pratica, sia tali confronti che le analisi statistiche concordano nel collocare il periodo di massima compromissione intorno agli anni '70, identificando il picco di massimo sviluppo industriale e demografico che ha caratterizzato quella decade.

In particolare, la concentrazione del mercurio risulta ancora superiore al livello massimo tollerabile stabilito da entrambe le organizzazioni, ma il notevole decremento registrato nell'ultimo campionamento può far sperare, a ragione, in un recupero qualitativo di questo ecosistema. Va inoltre precisato, per una corretta interpretazione di tali confronti, che i dati qui riportati si riferiscono alla concentrazione totale degli elementi, e non consentono di distinguere la frazione effettivamente biodisponibile.

Inoltre, nel caso specifico del Lago Maggiore, i valori estremamente elevati per Ni e Cr, che potrebbero essere visti con un certo allarmismo, non necessariamente configurano una situazione di rischio poiché derivano in massima parte dai minerali presenti nel substrato geologico e, facendo parte della matrice cristallina, sono difficilmente rilasciati nell'ambiente in forma potenzialmente tossica (Muntau, 1981). L'origine naturale di questi due elementi è del resto confermata ulteriormente dall'analisi dei clusters, che permette di evidenziare le associazioni tra i diversi elementi e, di conseguenza, analogie di comportamento. H dendrogramma relativo al Bacino di Pallanza (Fig. 8), riportato a titolo di esempio, mostra infatti una stretta associazione tra Ni e Cr, e tra questi e il silicio, indicando una analogia di distribuzione delle particelle derivate dal bacino imbrifero. Nel medesimo cluster vanno sottolineate, a titolo dimostrativo, altre tendenze ricorrenti, quali quella tra carbonio e azoto che identificano la sostanza organica, tra alluminio e potassio, indicativa delle argille; l'associazione tra calcio e magnesio testimonia invece l'apporto di carbonati. I metalli pesanti Pb, Zn, Cu, Cd e Hg rappresentano un'altra associazione ricorrente, al pari di quella tra ferro e titanio e tra manganese e la profondità.

Clusters analoghi sono stati elaborati per le diverse aree del lago e per i tre momenti e consentono di approfondire questo tipo di esame (Rossi,1990).

Complessivamente questa indagine sottolinea dunque il progressivo recupero qualitativo del lago: le ridotte immissioni di contaminanti e la progressiva traslocazione dei sedimenti inquinati verso l'emissario, in seguito

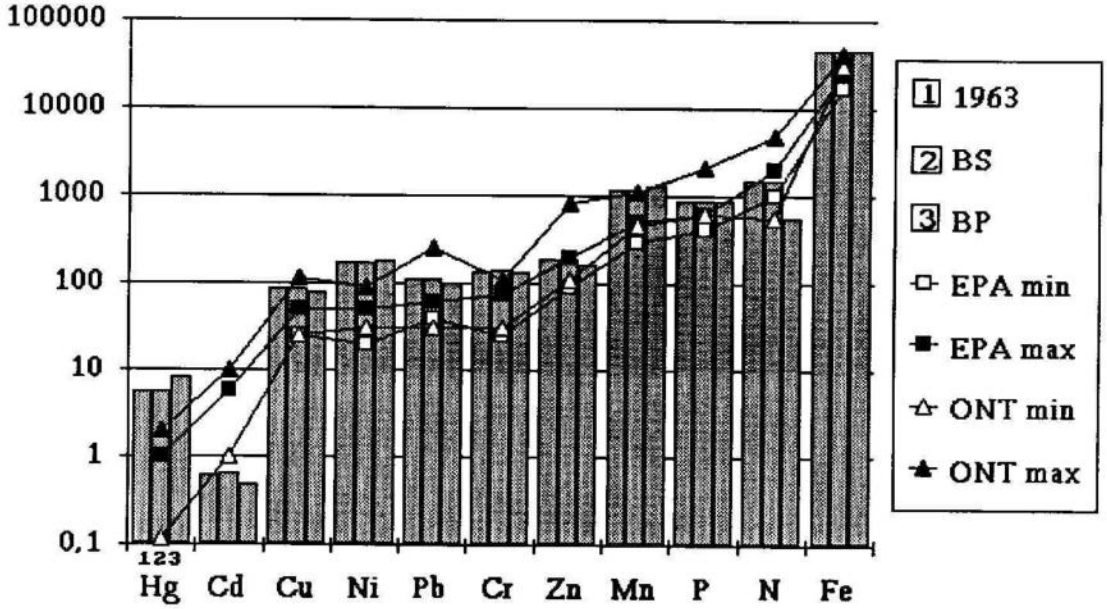


Fig. 7a - Campagna 1963: confronto con i criteri di qualita' per i sedimenti di acqua dolce.

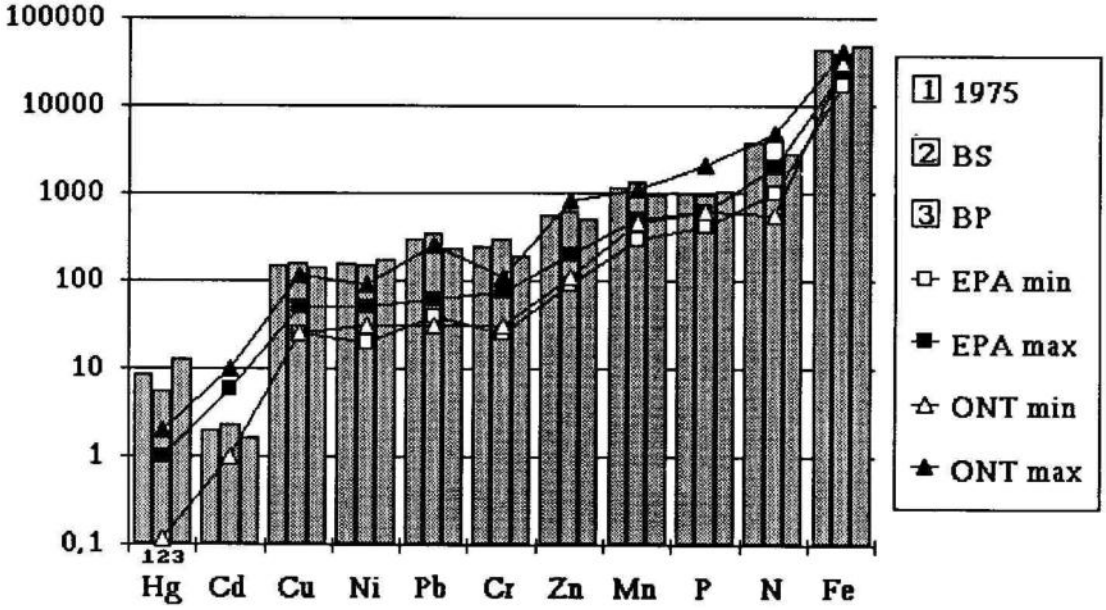


Fig. 7b - Campagna 1975: confronto con i criteri di qualita' per i sedimenti di acqua dolce.

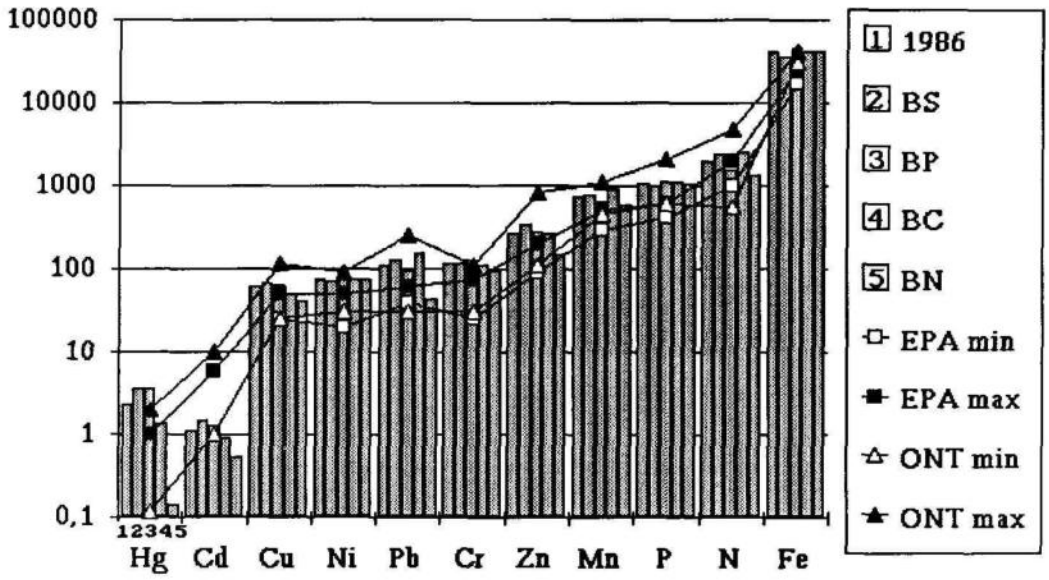


Fig. 7c - Campagna 1986: confronto con i criteri di qualita' per i sedimenti di acqua dolce.

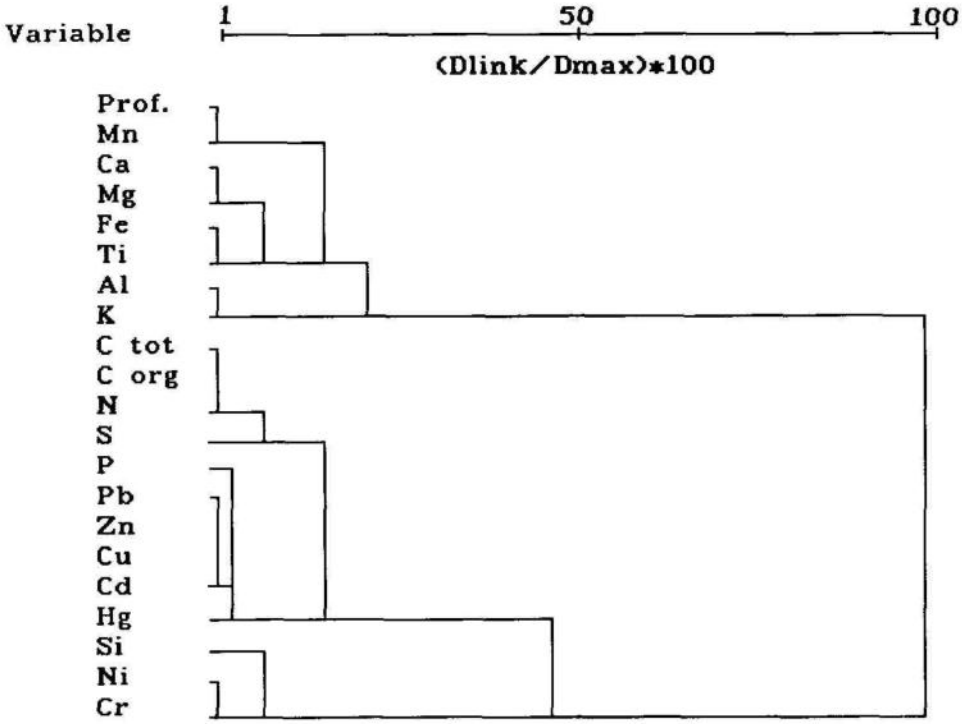


Fig. 8 - Dendrogramma relativo al Bacino di Pallanza nel 1986.

a fenomeni ciclici di risospensione e risedimentazione controllati dall'idro-dinamica del sistema, spiegano questo diminuito accumulo a livello dei sedimenti, al quale si somma l'effetto diluente e di seppellimento operato dalle particelle di nuova provenienza e generalmente a composizione chimica meno alterata da influenze antropiche.

RINGRAZIAMENTI

Desideriamo vivamente ringraziare il Dott. Michele Bianchi ed il Sig. Antonio Lattanzio per la collaborazione prestata in ogni fase di questa ricerca.

BIBLIOGRAFIA

Baudo, R., P.G. Varini, B. Locht and H. Muntau. 1981. Mercury levels in sediment from Southern Lake Maggiore. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.,* 38: 209-220.

CSS. 1988. *Complete statistical System with data base management and grafic*. STATSOFT: 1206 pp.

Giesy, J.P. and R.A. Hoke. 1990. Freshwater Sediment Quality Criteria: Toxicity Bioassessment. In: R. Baudo, J.P. Giesy and H. Muntau (Eds.). *Sediments: Chemistry and Toxicity of In-Place Toxicants*. Lewis Publ., Chelsea, MI: 265-348.

Hakanson, L. and M.Jansson. 1983. *Principle of lake sedimentology*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York Tokyo: 316 pp.

Locht, B. et H. Muntau. 1981. La composition chimique des sediments profonds du Lac Majeur. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol*., 38: 101-186.

Muntau, H. 1981. Heavy metal distribution in the aquatic ecosystem "Southern Lake Maggiore": II. Evaluation and trend analysis. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.,* 38: 505-529.

Rossi, D. 1990. *Tre momenti della sedimentazione del Lago Maggiore dal 1963 al 1986.* Tesi di Laurea, Univ. Milano: 310 pp.

Ruggiu, D. 1988. La limnologia del Lago Maggiore: studi e risultati recenti. In: L. Barbanti, G. Giussani e R. de Bernardi (Eds). *Documenta Ist. Ital. Idrobiol.,* 22: 57-73.

SURFER, 1990. *Reference Manual*. Golden Software, Inc., Golden, Colorado.

Atti del 9° Congresso A.I.O.L.
S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990
da pag. 143 a pag. 149

I PROGRAMMI INTERNAZIONALI DI OCEANOGRAFIA FISICA E LO STUDIO DEL MAR TIRRENO

Arturo DE MAIO

Istituto di Meteorologia e Oceanografia. Istituto Universitario Navale, Napoli

SUMMARY

While the world oceanographyc community is facing the big effort of participating to WOCE in order to provide marine data in WRCP, most of the Countries bordering the Mediterranean Sea are studying its cast and west basins with modern equipment methods and collaborations.

The general surface and subsurface circulation of the Tyrrhenian Sea, and the physical conditions of the deep water are outlined on the basis of past and recent data.

The seasonal variability of the Tyrrhenian water masses as it resulted from the hydrological data collected up to the sixtyes are receiving new inputs from POEM new data.

Il risveglio degli interessi per l'oceanografia, favorito dagli sviluppi tecnologici intervenuti a partire dalla seconda guerra mondiale, ha esteso le conoscenze ad aree oceaniche precedentemente poco o non ancora esplorate e mostrato che lo studio di fenomeni complessi come quelli marini non poteva avere successo senza lo sforzo cooperativo di tutti i Paesi del mondo e senza legami più stretti con altri settori del sapere, in primo luogo quello delle scienze dell'atmosfera.

La finalizzazione delle ricerche, intervenuta successivamente, ne ha orientato l'attenzione nel contesto più ampio di programmi mirati a risolvere problemi di importanza preminente. Di essi, i cambiamenti climatici sono diventati argomento di maggiore preoccupazione per il futuro della umanità imponendo lo studio di modelli di previsione climatica via via più elaborati. Si è visto presto però che essi non potevano essere proiettati al di là di qualche anno senza tenere in debito conto la dinamica degli oceani in tutta la loro estensione e profondità. Tale realtà ha condotto alla programmazione del WOCE (World Ocean Circulation Experiment) attualmente in atto per la raccolta su scala planetaria di dati oceanografici di elevata qualità e dettaglio senza precedenti allo scopo di definire la circolazione di tutte le aree oceaniche e gli scambi che avvengono fra di esse.

La realizzazione del WOCE, da poco iniziato e che opererà durante gli anni '90, ha richiesto una organizzazione complessa nell'ambito dell'ICSU (International Council for Scientific Unions), della WMO (World Meteorological Orgaization), e della IOC (Intergovernmental Oceanographic Commission). E' senza precedenti anche lo sforzo finanziario ed organizzativo di tutti i Paesi partecipanti.

Il Mare Mediterraneo è riconosciuto da tempo come area particolarmente favorevole allo studio di tutti i fenomeni che, scala a parte, sono presenti negli oceani. Per tale ragione esso è sede di nuove ricerche che stanno conducendo ad un quadro della sua circolazione a scala media via via più completa.

Attualmente vi sono in atto due programmi di ricerche: il WMCE (West Mediterranean Circulation Experiment) dedicato al bacino occidentale e il POEM (Physical Oceanography East Mediterranean) dedicato a quello orientale. Quest'ultimo è giunto al suo quinto anno di attività ed ha in programma l'assimilazione completa dei dati raccolti fino ad oggi e la loro integrazione con dati geofisici, chimici e biologici al fine di completare il quadro delle conoscenze nel modo più soddisfacente.

L'Italia sta partecipando al POEM con le Istituzioni della costa adriatica (Osservatorio Geofisico Sperimentale di Trieste, Istituto Sperimentale Talassografico di Trieste, Istituto per la Pesca del CNR di Ancona), che operano fino al Mar Ionio, e l'Istituto di Meteorologia e Oceanografia dell'I.U.N. di Napoli che opera dall'Isola di Malta a tutto il Canale di Sicilia e Mar Tirreno meridionale.

Fino al secondo dopoguerra le conoscenze riguardanti il Mar Tirreno erano sostanzialmente rimaste quelle delineate da Nielsen. La circolazione basata sulle osservazioni eseguite in seguito dai ricercatori di Paesi diversi, aveva portato al quadro medio a tutti noto che non può dare ovviamente indicazioni sulla variabilità. In esso è presente l'acqua Atlantica proveniente dal Mediterraneo Occidentale e l'acqua Levantina Intermedia proveniente da quello Orientale che caratterizzano le condizioni fisiche degli strati superficiali e subsuperficiali di tutto il bacino mediterraneo.

Il suo studio sistematico ebbe inizio con le campagne oceanografiche programmate dal Consiglio Nazionale delle Ricerche nel quadro delle sue attività per l'Anno Geofisico Internazionale 1957-1958. Esse furono compiute dall'Istituto Idrografico della Marina in collaborazione con il Centro Talassografico Tirreno di Genova a Nord, dall'Istituto di Meteorologia e Oceanografia dell'I.U.N. di Napoli al Centro e dall'Istituto Sperimentale Talassografico di Trieste a Sud. Esso fu continuato durante la successiva Cooperazione Geofisica Internazionale e nel 1963 con la campagna della Nave Bannock nell'ambito di un programma NATO. In seguito vi hanno condotto studi, in tempi ed aree diverse, i ricercatori dei paesi più avanzati che vi hanno eseguito osservazioni nel corso di proprie campagne di misura su ampie zone dei due bacini del Mediterraneo. Per esempio, nel 1962 la Woods Hole Oceanographic Institution, operando nel bacino mediterraneo occidentale con la Nave Atlantis, eseguì misure lungo una sua sezione Nord-Sud.

Dall'insieme di tutti i dati, ed in particolare con quelli quasi sinottici dell'AGI, si sono ottenuti quadri stagionali relativi a quel periodo.

Le carte dell'inverno e primavera 1958 indicano che la circolazione geostrofica delle acque superficiali del Mar Tirreno, in tale epoca dell'anno, non subisce cambiamenti rilevanti e che essa

può essere rappresentata dallo schema caratteristico della circolazione invernale. Parte delle acque atlantiche, portate dalla corrente nord africana, nell1 avvicinarsi alla Sicilia, entra nel Mar Tirreno e vi segue un ampio percorso ciclonico. In tale quadro compaiono alcune circolazioni minori cicloniche ed anticicloniche. La più forte e stabile di esse si trova nel Tirreno settentrionale, un'altra occupa la sua parte sud orientale ed una si trova fra la Sardegna e la Sicilia. Al largo delle coste orientali della Sardegna si formano vortici anticiclonici minori.

Negli strati subsuperficiali la circolazione invernale del Mar Tirreno è molto simile a quella della superficie. Una parte conoide-revole dell'acqua levantina che vi giunge dal Canale di Sicilia percorre in senso antiorario l'intero bacino con vortici locali minori.

In estate la circolazione del Mar Tirreno è molto più complicata di quella invernale ed in più è abbastanza variabile sia durante la stagione sia da un anno all'altro. In detta stagione l'acqua atlantica che entra nel Tirreno forma una circolazione ciclonica tra Tunisia, Sicilia e Sardegna; una sua parte segue le coste settenarionali della Sicilia raggiungendo il Mar Tirreno Sud orientale e continua la grande circolazione ciclonica dalle coste calabre al Canale di Corsica presentando vortici secondari anticiclonici fra la costa orientale della Sardegna e la costa Nord della Sicilia. Così che il moto ciclonico generale dell'acqua atlantica lungo le coste del Mar Tirreno, in estate, risulta frammentato. Anche la circolazione estiva delle acque intermedie del Mar Tirreno riflette quella delle acque superficiali.

La presenza di circolazioni secondarie cicloniche ed anticicloniche quasi stazionarie porta quindi ad un quadro di moti notevolmente complesso in tutte le epoche dell'anno con correnti in aree contigue abbastanza variabili conseguentemente allo sviluppo dell' una o dell' altra circolazione locale.

Naturalmente alla circolazione geostrofica si sovrappone l'azione dovuta agli eventi meteorologici. L'analisi delle carte del tempo invernali indica, per esempio, la presenza di un fascia di venti persistenti dal Canale di Sardegna a quello di Sicilia che, insieme alla topografia del bacino, sostiene il moto ciclonico generale dell'acqua nel Mar Tirreno. In estate, oltre alla fascia di venti suddetta, se ne presenta una seconda dalle Bocche di Bonifacio allo stretto di Messina e la presenza di entrambe contribuisce alla frammentazione della circolazione generale dell' acqua in vortici distinti, con moto dell'acqua che concorda qualitativamente col senso della vorticità del vento su entrambi i lati delle due fasce dei venti suddetti.

Attualmente la Stazione Oceanografica del CNR di La Spezia, in collaborazione con i ricercatori di varie istituzioni, sta sviluppando il progetto TEMPO (Tyrrhenian Eddy Multi-Platform Experiment) per lo studio dei vortici del Tirreno Settentrionale.
L'Istituto di Meteorologia e Oceanografia dell'I.U.N. di Napoli sta studiando, nell'ambito del POEM, l'ingresso dell'acqua levantina nella sua parte meridionale ponendo attenzione ai cambiamenti stagionali dei suoi trasporti.
Uno studio precedente della variabilità stagionale delle masse d'acqua tirreniche era stato basato sulla loro analisi volumetrica utilizzando i dati idrologici storici. Esso concludeva che i volumi

medi dell'acqua superficiale, intermedia e profonda rappresentavano rispettivamente il 5.8, il 39 ed il 55.2 % del volume totale del Mar Tirreno. I cambiamenti stagionali venivano attribuiti alle variazioni della quantità di acqua levantina intermedia, dal 33 al 43 % col massimo in inverno.

Gli studi dell'IUN, che nel Progetto POEM ha preso in considerazione particolare una sezione del Canale di Sicilia presso l'Isola di Pantelleria, hanno viceversa indicato negli inverni 1988 e 1990 flussi di acqua levantina intermedia più bassi rispetto a quelli estivi. Tale risultato è oggetto di ulteriori indagini in quanto le ragioni potrebbero risiedere nella particolare mitezza del clima di quegli anni, da fenomeni idrodinamici locali, o da entrambi.

Per quanto riguarda le acque profonde bisogna notare che, in assenza di aree importanti per la formazione di acque di fondo, gli interessi scientifici sono stati piuttosto modesti e che la loro circolazione risulta secondaria rispetto a quella delle acque profonde del Mediterraneo occidentale.

Difatti il Tirreno è in comunicazione con il bacino algero provenzale attraverso il Canale di Sardegna ed è più profondo di esso. La soglia si trova a profondità minore di 2000 m con una sezione di soli 50 km^2 al di sotto dei 500 m di profondità. Dal bacino algero provenzale acqua di fondo passa in quello tirrenico dove la colonna d'acqua sovrastante ha densità minore di quella del bacino occidentale.

Ne consegue una maggiore altezza del livello del Mar Tirreno ed il deflusso di acqua superficiale attraverso il Canale di Corsica e quello di Sardegna. La piccola profondità del primo consente la sola uscita di acqua verso il Mar Ligure; nel secondo si ha flusso in ingresso al fondo ed uscita in superficie.

Direttamente o indirettamente sono stati affrontati in diverse occasioni studi sul rinnovo dell'acqua di fondo, sui cambiamenti che intervengono nell'acqua levantina intermedia lungo il suo percorso nel Mar Tirreno, sui trasporti e bilanci per indicarne solo una parte quella più legata ai cambiamenti climatici ai quali oggi si è molto sensibili.

BIBLIOGRAFIA

Aliverti, G. 1959. I lavori talassografici in Italia durante l'AGI, 1957-1958. *Atti dell'VIII Convegno della Associazione Italiana*. Roma, 12-14 Febbraio.

Aliverti, G. 1959. Sulle crociere talassografiche nel Tirreno durante l'AGI 1957-58. *Associazione Geofisica Italiana*, N. 2.

Aliverti, G. 1959. I lavori talassografici in Italia durante l'Anno Geofisico Internazionale 1957-58. *Associazione Geofisica Italiana.*

Aliverti, G. 1963. Caratteristiche della Idrologia del M. Tirreno, *La Ricerca Scientifica* , 33 (II,A), CNR, Roma.

Aliverti, G., M. Canò e A. De Maio. 1960. Dati talassografici dell'Istituto Universitario Navale relativi alla quarta e quinta crociera tirrenica dell'AGI 1957-58. *Annali dell' I.U.N. di Napoli*, Vol. XXIX.

Aliverti, G., M. Canò, A. De Maio e C. De Pietri. 1958. Dati talassografici dell'Istituto Universitario Navale relativi alla prima crociera tirrenica dell'AGI 1957-58. *Annali dell'I.U.N. di Napoli,* Vol. XXVII.

Aliverti, G., M. Canò, A. De Maio e C. De Pietri. 1959. Dati talassografici dell'Istituto Universitario Navale relativi alla terza crociera tirrenica dell'AGI 1957-58. *Annali dell"l.U.N. di Napoli*, Vol. XXVIII.

Aliverti, G., M. Canò, A. De Maio e C. De Pietri. 1960. Dati talassografici dell'Istituto Universitario Navale relativi alla terza crociera tirrenica dell1 AGI 1957-58. *Annali dell'I.U.N. di Napoli,* Vol. XXIX.

Aliverti, G., A. De Maio e M. Picotti. 1959. Sulla evaporazione annua dal Tirreno Meridionale. *CNR-CNIAGI*, Roma.

Aliverti, G., M. Picotti, L. Trotti, A. De Maio, O. Lauretta e M. Moretti. 1968. Atlante del M. Tirreno. Isoterme ed Isoaline dedotte dalle misure eseguite durante le crociere per l'AGI 1957-58. *CNR- IUN*, Napoli.

Astraldi, M., G.P. Gasparini, T.S. Hopkins e G.M.R. Manzella. 1990. Temperal variability of currents in the Eastern Ligurian Sea. *J. Geophys. Res*., 95: 1515-1522.

Béthoux, J.P. 1980. Mean water fluxes across sections in the Mediterranean Sea, evaluated on the basis of water and salt budgets and of observed salinities. *Oceanol. Acta*, 3, 1: 79-88.

Brown, S., M. Moretti, L. Trotti e M. Vultaggio. 1979. The Tyrrhenian water masses, a seasonal volumetrie statislical analysis. *Annali dell'I.U.N. di Napoli*, Vol. XLVII-XLVIII: 185- 200.

Carmack, E. e K. Aagaard. 1972. The formalion of bottom water in the Greenland Sea. In: *Processus de formation des eaux océaniques profondes,* Colloq. Inter. CNRS, 215: 65-82.

Cortecci, G., P. Noto e R. Molcard. 1974. Tritium and sulfate-oxygen isotopes in the Mediterranean Sea. Some profiles in the low Tyrrheanian Basin. *Boll. Geofis. Teor. Appl*., 16: 292-298.

De Maio, A. 1959. Sulle condizioni di stabilità dell'acqua di mare mediterranea rispetto a spostamenti verticali. *Annali dell'I.U.N. di Napoli,* Vol. XXVIII.

De Maio, A. 1959. Su alcune misure dirette di corrente eseguite nell'ottobre 1959 a bordo della Corvetta Daino con il metodo del paracadute. *Annali dell'I.U.N. di Napoli*, Vol. XXVIII.

De Maio, A. 1961. Traiettorie semplici di raggi sonori nell'acqua di mare mediterranea. *Annali dell'I.U.N. di Napoli*, Vol. XXX.

De Maio, A. 1961. Il Rapporto di Bowen sul Tirreno meridionale durante l'AGI 1957-58. *Annali dell'I.U.N. di Napoli*, Vol. XXX.

De Maio, A., D. Bregant e E. Sansone. 1968. Oceanographic data of R.V. "Bannock" collected during the international NATO Cruise in the Tyrrhenian Sea (Sept-Ocl. 1963). *Cahiers Océanographique,* XXX anné e Suppl., Service Hydrographique de la Marine, Parigi.

De Maio, A. e M. Morelli. 1969. On a statistical index of Ocean Variability. *Progress in Oceanography*, Vol. V, Pergamon Press, Oxford.

De Maio, A. e M. Moretti. 1973. Contributo a un progetto di studio delle correnti nel Golfo di Napoli. *Fondazione Politecnica per il Mezzogiorno d'Italia*, Quaderno n. 71, Napoli.

De Maio, A., M. Moretti e E. Sansone. 1974. Risultati di ricerche idrologiche compiute nel Canale di Sicilia - Ottobre 1969. Lavoro presentato alla "*Conferenza di Fisica dei Mari*", Trieste, 1971. *Quaderno n. 206 della Accademica Nazionale dei Lincei*, Roma.

De Maio, A., M. Moretti, E. Sansone e D. Bregant. 1972. Idrologia del Canale di Sicilia, Nave DECTRA, ottobre 1969. in "*Studi in onore di G. Aliverti*", Istituto Universitario Navale Napoli 1972. (v. anche W.D.C.-A, Catalogue of Acc. Suppl. n. 6, 1973).

De Maio, A., M. Moretti, E. Sansone e L. Trotti. 1971. Idrologia del Canale di Sicilia, Nave DECTRA, 1970. *Annali dell'I.U.N. di Napoli,* Vol. XL.

Elliot, A.J. 1979. Low frequency sea level and current fluctuations along the coast of North-West Italy*, J. Geophys. Res*., 84.

Garzoli, S. e C. Maillard. 1979. Winter circulation in the Sicily and Sardinia straits region. *Deep Sea Res*., 26: 933-954.

Grancini, G.F. e A. Michelato. 1987. Current structure and variability in the Strait of Sicily and adjacent area. *Annales Geophysicae,* 5B, (1): 75-88.

Hopkins, T.S. 1977. The existence of the levantine intermediate water in the Gulf of Naples. *Rapp. Comm. Inter. Mer Medit*., 24, 2: 39-41.

Hopkins, T.S. 1985. Physics of the sea. In: R. Margalef (ed.): *Western Mediterranean*, Pergamon Press, Oxford, 100-125.

Hopkins, T.S. e P. Zanasca. 1988. Oceanographic data from the Southern Tyrrhenian Sea: August to October 1985. *Data Report*, Part I: Floats and moored instrumentations; Part II: Hydrography.

Krivisheya, V.G. 1983. Water circulation and structure in the Tyrrhenian Sea. *Oceanology*, 23, 2, 166-171.

Krivosheya, V.G. e I.M. Ovchinnikov. 1973. Pecularities of the geostrophic circulation of the water of the Tyrrhenian Sea. *Oceanology*, 13: 822-827.

Lacombe, H. e P. Tchernia. 1960. Quelques traits généraux de l'hydrologie méditerranéen. *Cah. Océnogr.* , 12: 527-547.

Lacombe, H., P. Tchernia e L. Gamberoni. 1985. Variable bottom water in the Western Mediterranean basin. *Progr. Oceanogr.,* 14.

Miller, A.R. 1972. Speculation concerning bottom circulation in the Mediterranean Sea. In D.J. Stanley (ed.): *The Mediterranean Sea: a natural sedimentation laboratory*, Dowden, Hutchinson and Ross, Stroudsburg, Penn.: 37-42.

Miller, A.R., P. Tchernia, H. Charnock e W.D. McGill. 1970. Mediterranean Sea Alias of temperature, salinity, oxygen profiles and data from cruises of R/V Atlantis and R/V Chain with distribution of nutrient chemical properties. The Woods Hole Oceanographic Institution *Atlas Series*, 3, Woods Hole, Massachussetts, 190 p.

Millot, C. 1987. Circulation in the Western Mediterranean Sea. *Oceanol. Acta*, Vol. 10, n. 2.

Moen, J. 1984. Variability and mixing of the surface layer in Tyrrhenian Sea: MILEX'80 (Final Report). *Saclantcen SR-75*, La Spezia, Italy, Saclant ASW Res. Cent.

Molcard, R. 1976. A review of the stepped structure in the Tyrrhenian Sea. *Rapp. Comm. Inter. MerMédit*., 23, 5: 21-31.

Molcard, R. e R.I. Tait. 1978. *The steady state of the step structure in the Tyrrhenian Sea. Saclantcen SR-24*, La Spezia, Italy, Saclant ASW Res. Cent.

Moretti, M. 1970. Su alcune caratteristiche dell'acqua intermedia del Tirreno meridionale dedotte dalle crociere AGI 1957-58. *Istituto Lombardo di Scienze e Lettere*, Milano.

Moretti, M. 1974-75. Sul confine fra acque Atlantiche e levantine nel canale di Sicilia. *Annali dell'I.U.N. di Napoli*, Vol. XLII-XLIV.

Moretti, M., E. Sansone, G. Spezie e M. Vultaggio. 1974. Batitermogrammi del Canale di Sicilia. *Annali dell'I.U.N. di Napoli,* Vol. XLI- XLII.

Moretti, M., E. Sansone, G. Spezie e M. Vultaggio. 1974. Distribuzione di T °C, S ‰, σ e O_2 nel Canale di Sicilia, Nave DECTRA 1969-70. *Annali dell'I.U.N. di Napoli*, Vol. XLI-XLII.

Moskalenko, L.V. 1983. Seasonal variability of integraded winddriven circulation in the Tyrrhenian Sea. *Oceanology*, 23, 4: 405-409.

Picotti, M. 1973. Cinque crociere Talassografiche nel Basso Tirreno e nel Canale di Sicilia con le corvette della Marina Militare Pomona, Urania e Sibilla. *Commiss. Italiana per l'Oceanografia*, CNR, Serie A, n. 62, Roma.

Pistek, P., F. de Strobel e C. Montanari. 1986. Low frequency recoverable acoustic Swallow floats for measuring mid and deep water circulation. *Atti 6° Congr. Ass. Ital. Oceanol. Limnol.*, 12-14 Aprile 1984, Livorno: 173-184.

Stocchino, C. e A. Testoni. 1968. Le correnti nel canale di Corsica e nell'Arcipelago Toscano. *Ist. Idrogr. Mar.*, F.C. 1036, Genova.

Tait, R.I. 1986. The physical ocenography of the Tyrrhenian and Ligurian Seas. *Atti 6° Congr. Ass. Ital. Oceanol. Limnol.*, 12-14 Aprile 1984, Livorno: 48-84.

Wust, G. 1961. On the vertical circulation of the Mediterranean Sea. *J. Geophys Res.*, 66, 10: 3261-3271.

Atti dei 9° Congresso A.I.O.L.
S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990
da pag. 151 a pag. 166

THE PELAGIC SYSTEM OF THE SOUTHERN TYRRHENIAN SEA. SOME COMMENTS AND WORKING HYPOTHESES.

G.C. CARRADA*, M. RIBERA D'ALCALA**, V. SAGGIOMO**

* Dipartimento di Zoologia, Università di Napoli "Federico II", Naples, Italy
** Laboratorio di Oceanografia Biologica, Stazione Zoologica "A. Dohrn", Naples, Italy

RIASSUNTO

II Tirreno è un bacino molto spesso trascurato dalle indagini oceanografiche, soprattutto per quanto riguarda i rilevamenti chimici e biologici. La sua morfologia e le caratteristiche delle sue coste ne fanno un mare tipicamente oligotrofico, dove però alcune aree costiere mostrano una dinamica ed un trofismo significativamente diversi da quelli del mare aperto. Sulla base dei pochi insiemi di dati disponibili vengono qui discussi alcuni problemi, non tutti peculiari del Tirreno meridionale, ma comuni a tutti i mari interni e profondi. Vengono in particolare analizzati i bilanci di azoto e fosforo in relazione ai bilanci termoalini ipotizzabili, i valori di produzione primaria misurati e quelli deducibili dagli andamenti della concentrazione subsuperficiale dell'ossigeno disciolto, le caratteristiche dei popolamenti filo- e zooplanctonici, soprattutto nell'ottica di verificare l'eventuale esistenza di caratteri peculiari delle due comunità, attribuibili alla fisiografia del bacino. Mentre dai dati disponibili, e più in generale da considerazioni di carattere oceanografico, sono probabilmente da escludere peculiarità di questo tipo, resta aperto il problema di comprendere i processi di fertilizzazione dello strato fotico, i loro effetti sulla fissazione del carbonio, il trasporto di quest'ultimo negli strati più profondi e le conseguenze che questo ha sulla distribuzione delle biomasse animali lungo la colonna d'acqua, che è, come noto, caratterizzata dalla presenza di strato intermedio di origine levantina, vero perno del funzionamento del bacino e, probabilmente, di tutto il Mediterraneo.

INTRODUCTION

The aim of this contribution is to highlight some puzzling questions and hypotheses on the chemical and biological characteristics of the Southern Tyrrhenian Sea (STS) (Fig.l), rather than listing a setof well established features. Indeed, the information available on this basin is so scanty and sparse to prevent a synthetic and exhaustive review of the STS.

With the exception of a NATO joint program in 1963 (Margalef *et al.*, 1966), no sy stematic observational programs for chemical and biological characteristics and dynamics bave been carried out in the basin.

The peculiar characteristics of STS – a large volume to surface ratio with

an apparently low vertical component of circulation; the limited continental shelf area without any significant riverine inputs of organic and inorganic substances, except for the small contribution of the Tiber River; a low concentration of industrial settlements along the coasts - derive directly from the morphology and produce a well known oligotrophy which, in turn, addresses for several controversial problems of biological oceanography, whose solution requires a more adequate information basis.

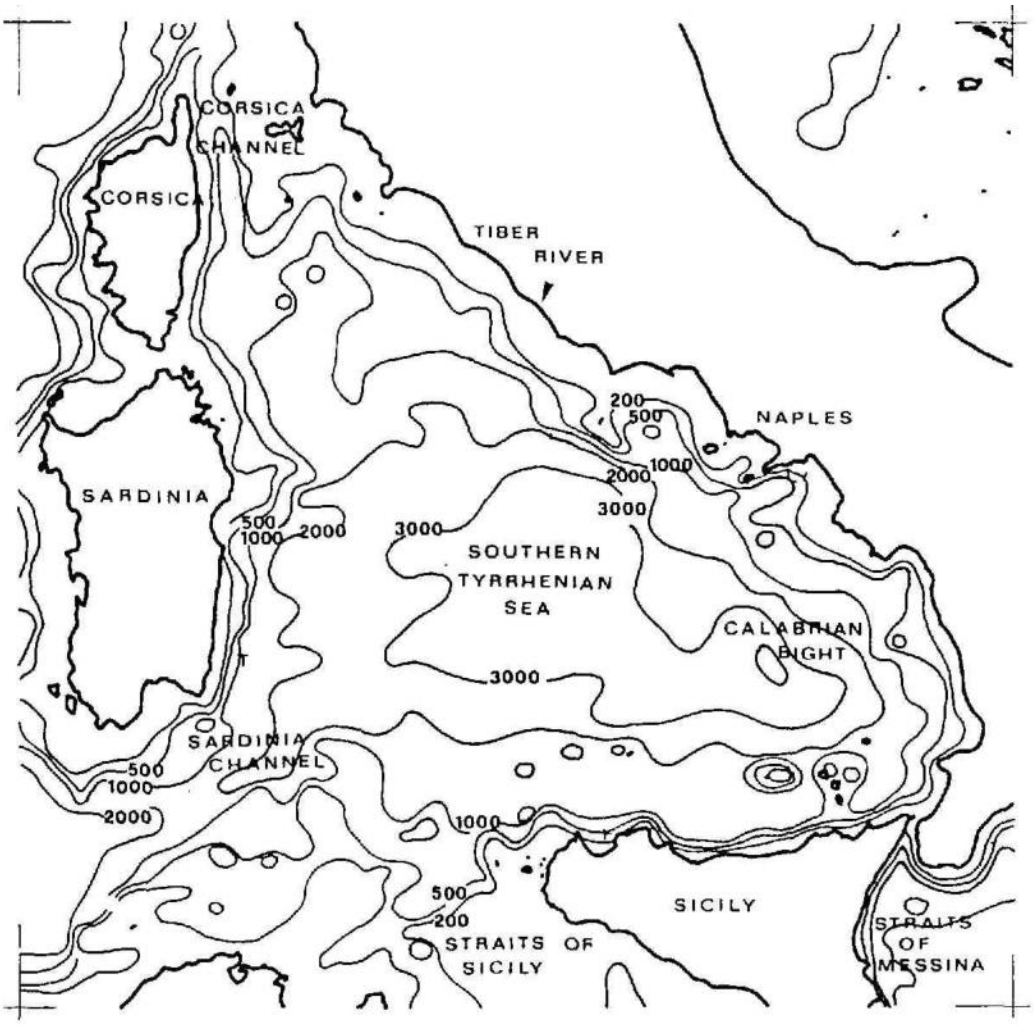


Fig. 1 General features of the Southern Tyrrhenian Sea, with names used in the text.

In fact, on one hand the rare cruises carried out in the STS are not sufficient to provide the description of large scale spatial distributions of hydrographic properties; on the other hand, temperal trends can be followed only for restricted coastal areas where research centers like the Stazione Zoologica "A. Dohrn" in Naples and the Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina at the University of Messina concentrate their studies.

DATA SOURCES

Due to the aim of this contribution, only references for chemical and biological data are included in the following passagc. In addition, we did not have access data collected during Soviet expeditions. Finally, data sets concerning exclusively T-S records and articles that refer to data published elsewhere are not reported.

Many of the large scale Mediterranean cruises failed to sample in the STS, and others did not carry out any chemical and biological observations. The first data set available for a biologically related parameter concerns the oxygen concentrations measured during the Danish Oceanographic Expeditions (Jacobsen, 1912). Subsequently, Thomsen (1931) reported oxygen concentrations and some nutrient data for the "Thor" cruise of the sanie Expeditions. The Danish Expeditions have entered the history of oceanographic science. However, given the accuracy and methodology for chemical analyses at the beginning of this century, the data are not entirely reliable. The work of Faganelli (1961), during a cruise promoted shortly after the International Geophysical Year (1957), reported poorly reliable nutrient concentrations and distributions probably due, again, to the analytical methods.

Some nutrient measurementsobtained during the "Atlantis" cruise no. 151 of the Woods Mole Oceanographic Institution are reported by Bumpus (1948) but only refer to areas surrounding the STS. More information on phosphate, total phosphorus, nitrate and silicate distributions in the Mediterranean Sea, with the exclusion of the Tyrrhenian Sea, are available from McGill (1961,1965,1969), who described and commented the "Atlantis" cruises nos. 242, 263, 275 and the "Chain" cruise no.7 in the years 1958,1961,1962 and 1959, respectively.

The first and only project aimed at an integrated study of the Tyrrhenian Sea look piace in autumn 1963 and wassupportedby NATO. Oxygen concentrations are reported by De Maio *et al*. (1968) and Henrotte-Bois (1968), while nutrients, chlorophyll and phytoplankton size distribution data are commented and partially reported in Margalef *et al*. (1966).

Only one station was sampled, for nutrients and productivity measurement, in the Tyrrhenian Sea during the "Thompson" cruise (Pastouzo, 1971).

Chemical data for the Sardinia Channel were obtained with the French project Hydromede II, and results were analyzed by Coste (1971).

The influence of anthropic activities on the marine environment constituted the focus of ali the projects which were funded by the Italian National Research Council (CNR) from 1975 to 1980. Sampling was concentrated to shore areas to obtain information on coastal dynamics and trends. Only two marine research centers were operating in the basin and the coverage was thus limited to the Gulf of Naples (GONEP Group, 1979) and the Strait of Messina (De Domenico, 1979; Magazzù *et al*., 1981).

In the last decade, observations have mainly focused on coastal areas. The only large-scale cruise for biological parameters was carried out by the Dipartimento di Biologia Animale e Ecologia Marina of the University of Messina in the area between the Sicilian coast and the Eolian Islands in 1982 (Anonymous, 1985).

Additional data are available for the Corsica Channel (Innamorati et al., 1989 and 1990) and for the Gulf of Salerno (Anonymous, 1983), while a data base for the Gulf of Naples has been created and updated at the Stazione Zoologica "A. Dohrn" by the authors and their colleagues.

Finally, three cruises organized in 1984 by the Saclant Underwater Centre, La Spezia, originated a small set of chemical data for the open waters of the STS (Hopkins & Zanasca, 1988).

Terrestrial inputs have been mapped for the whole Mediterranean Sea by UNEP (1977,1984), whose area IV roughly corresponds to the Tyrrhenian Sea but includes the pari between the Sardinia and Sicily Islands. UNEP data, along with direct measurements, are used by Coste & Minas (1981) to evaluate the contribution of terrestrial inputs to global fluxes of nitrogen and phosphorus.

A comprehensive study on the River Tiber has been published by the Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA, 1983). A study on the impaci of River Tiber on the nearby coastal System is going on since 1988 at the Centro Sperimentale di Difesa del Mare at Fiumicino, but no officiai report is yet available.

The NASA data bank deserves particular emphasis. It includes CZCS scanned images for 1978-1984 and Thematic Mapper imagcs for the period 1980-1990. A huge amount of Information would be available both for circulation and plankton dynamics should the raw data be treated according to the standard procedures.

THE PHYSICAL SETTING

The winter vertical structure of the Tyrrhenian Sea is characterized by the superposition of three water masses. The North Atlantic Water (NAW), modified during its flow within the Mediterranean Basin, occupies the surface layer down to 200 m. The Levantine Intermediate Water (LIW), issuing from the Strait of Sicily, occupies the depth range of 200 to 700 m. The Tyrrhenian Deep Water (TDW) is located beneath the LIW (Tait, 1984).

Hopkins (1988) and Povero *et al.*(1990) have provided a detailed hydrographic description of the area including several water types, produced by a slight modification of the water masses, which give some indications on the horizontal and vertical circulation pattern within the basin. The conclusions drawn by these authors, as well as those of Garzoli & Maillard (1979) and Bethoux (1980), which are directly relevant to our discussion, are summarized below.

Thermo-haline budgetsand dynamicconstraints strongly cali foran upward flux of LIW into NAW and viceversa within the Tyrrhenian Sea. Bethoux (1980) gives an estimate of approximately 8000 km3 for the amount of both upwelled LIW and downwelled NAW, while Hopkins (1988) supports an upward flux of LIW approximately twice the corresponding downward flux of NAW. On the basis of his budget computations, Hopkins hypothesizes a significant downward flux of LIW towards TDW. However, no direct evidence of such vertical flows has yet been reported. Apparently, the vertical structure of the Tyrrhenian Sea is very stable (Molcard, 1976) and the only quasi-permanent feature of upwelling is the Moen eddy

(1984) cast of the Bonifacio Straits.

The basin-wide stratification described by Hopkins (1988) during summer and autumn restricts any such exchange to the winter. Finally, it is not known whether this exchange takes piace in specific sites or whether it involves the whole basin.

BUDGETS

An estimate of the productive capacity of the Tyrrhenian Sea is based on different parameters. Of these we the focus is on phosphorus. The data available on phosphorus are much more consistent and numerous with respect to those, for instance, on nitrogen, because of the higher reliability of earlier analytical procedures for this parameter. Even more relevant, phosphorus availability in the water column does not depend on biological regulation. This will be discussed in detail below.

Bethoux (1981) computed a budget for phosphorus based on earlier estimates of water fluxes as well as on data for reactive phosphorus concentrations. This budget, updated on the basis of the 1984 data supplied by UNEP for the inputs, is illustrated in Figure 2A. We have computed a similar budget, shown in Figure 2.B., based on the phosphorus concentrations reported by Bethoux (cit.) and transports described by Hopkins (1988). If the slight differences in phosphate concentrations of the surface and intermediate waters between their entrance (through the Sardinian-Sicilian Channel) and their exit (through the Sardinian-Sicilian Channel and the Corsica Channel) are true, a nel flux of phosphate from LIW to Tyrrhenian NAW takes piace. The overall turnover of phosphorus is even more significant. To increase the phosphate concentration of both surface and intermediate waters at the expenses of land runoff, a fertilization-production-sinking mechanism must be assumed for the surface layer. This in tum restricts the lime and space scales for enrichment. In both figures the doublé arrow shows the amount of nutrient that returns to the intermediate layer.

Furthermore, the ratio between the amount of phosphorus supplied by the LIW and that supplied by land run-off shows that 60% to 70% of the phosphorus in surface waters is supplied by the LIW.

Lack of information available on the spatial distributions of chemical properties in the Tyrrhenian Sea prevents the formulation of hypotheses on the spatial diversity of fertilization mechanisms.

Margalef *et al*. (1966) found a slight increase of resident phytoplankton biomass (chlorophy 11 a and particle counts) in the Calabrian Bight, the South-Eastern area of the basin. This observation might suggest an active enrichment of the upper layer with the entrance of the LIW into the basin along the Sicilian coast. On the other hand, Hopkins (1988) argues that a significant amount of LIW, due to baroclinic constraints, might flow directly NE. This would result in a potenrial reduction of the amount of LIW and, thus, of phosphorus available for the Calabrian Bight during the stratified season. This again calls for an active vertical exchange in winter in the STS.

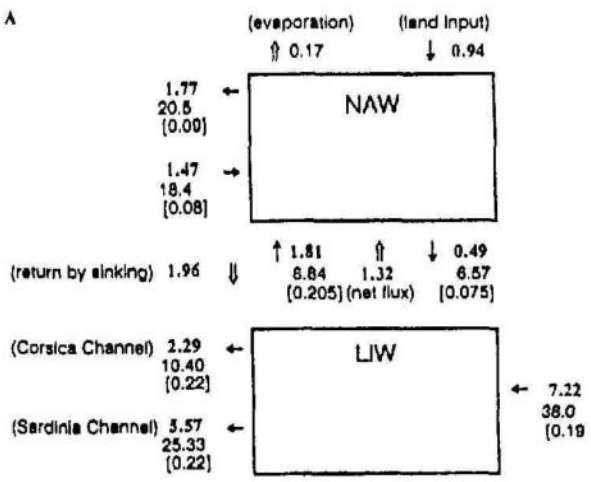
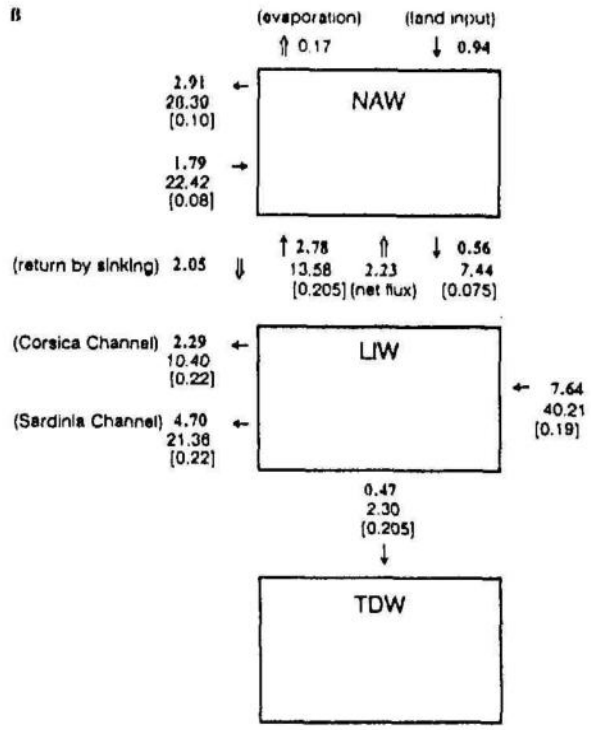


Fig.2 - A: Schematic representation of phosphorus budget according to Bethoux (1981) estimation of water transports. Bold figures show water transport in 1012 m^3/yr, roman figures phosphorus transport in Gmol/yr and valuesin parenthesesestimated concentration of the nutrient in /µmol/dm^3.

B: Sanie as A, but using Hopkins (1988) values for water transports.



The nitrogen budget is even more uncertain due to the existence of a "creation term" in the budget equations. We have outlined the relative independence of phosphorus from biotic activity. The ratios between the different chemical forms of phosphorus through assimilation and remineralization are biologicallydetermined, but there is no way for the biota to directly affect the fluxes through the sea boundaries (land and atmosphere). The opposite is true for nitrogen, which accounts for approximately 80% of the volume of the Earth's atmosphere, and can be fixed by bacteria both on land and at sea. In this sense nitrogen availability in the pelagic System is biologically controlled.

Rather than show a detailed budget for this element we shall focus on the main discrepancies.

Nitrate concentrations average 4 µmol/dm^3 in the entering LIW and show a 1.5- to 2-fold increase in the LIW exiting the STS through the Sardinian and Corsican Channels. In the surfacelayersnitrate concentrations neverexceed 1 µmol/ dm^3.

Lastly, vertical profiles of nitrate for the Mediterranean Sea (McGill, 1961,

1965, 1969) show an almost complete remineralization of nitrogen beyond the 600-800 meters level, i.e. the nitrogen dynamics in the LIW flowing through the Tyrrhenian Sea is indicative of the generai nitrogen dynamics.

Land sources of nitrogen (UNEP, 1984) only partially account for the nitrogen enrichment in the System. Organic nitrogen carried by the NAW (Coste, 1988) does not compensate for the difference.

Bethoux (1986) suggests that biotic fixation of nitrogen can be significant in the benthic environment. We argue that mere is an undercstimate of atmospheric input of nitrogen especially concerning the biotic contribution, as suggcsted also by Loye-Pilot *et al*. (1990). Special sampling programs aimed at better computing the Tyrrhenian nitrogen budget are required. A better understanding of the processes involved in nitrogen fluxes can shed light on many unanswered questions related to oligotrophic seas.

PRIMARY PRODUCTION

The data for primary production in the STS are reported in Table I. The upper part of this table shows the information available for coastal and off-shore production, while the lower one outlines the picoplankton contribution to the total production for the two sites for which this information is available.

The very few measurements for off-shore waters ali show a well marked oligotrophy for the Tyrrhenian Sea, Moreover, due to the characteristics of the basin, most of the coastal sites studied can be considered representative of an oligotrophic environment. On the other hand, the strikingly high values measured in some coastal embayments and the high variability recorded within and between these areas, confimi that the Tyrrhenian Sea cannot bc considered a uniform entity, but rather a mosaic of subregions on an uneven spatial scale in which different hydrographic patterns and locai terrestrial inputs result in conspicuously different production level s.

The limited number of coastal areas covered with a systematic in situ sampling does not allow an estimate of the contribution of coastal areas to the inorganic carbon fixation of the basin. Inductively, we could assume that the data reported in Table I include the highest levels reached in the region, as they have been measured in the vicinity of urban settlements discharging large amounts of untreated land run-off. A comparable production value might be hypothesized only in the vicinity of the mouth of the Tiber.

The foregoing considerations on the phosphorus and nitrogen budgets strongly suggest that the spring bloom constitutes a major contribution to the primary production of the basin. This assumption is also supported by the lack of evidence of summer and autumn nutrient enrichment of the surface layer.

The picoplankton contribution appears to be far from negligible as its ubiquitous distribution, along with a relevant photosynthetic capacity also at low light levels, should guarantee a basic level of primary production that accounts for at least 20% of the yearly primary production in the Bay of Naples (M. Modigh, Zoological Station "A. Dohrn" of Naples, personal communication). In the

Tab. I - Primary production in the Southern Tyrrenian Sea

Area	Production value	Remarks	Reference
Central Area	0,5-2,5 C $mg/m^2/d$	12 stations - Surface - April - July 1968	Kondratieva, 1970
NE Coast of Sicily	48,9 C $g/m^2/yr$	8 stations - Water column - July 1969 - August 1970	Magazzù, 1980
Calabrian Coast	73,0 C $g/m^2/yr$	1 station - Water column - July 1969 - August 1970	Magazzù, 1980
Outerport of Milazzo	113,1 C $g/m^2/yr$	1 station - Water column - July 1969 - August 1970	Magazzù, 1980
Calabrian Bight	251 C $mg/m^2/d$	1 station - Water column - May 1970	Pastouzo, 1971
Gulf of Palermo	470 C $mg/m^2/d$	1 station - Water column - May 1970	Genovese *et al.*, 1972
Gulf of Cagliari	466,2 C $mg/m^2/d$	1 station - Water column - May 1970	Genovese *et al.*, 1972
PA - CA Transect	50-80 C $mg/m^2/d$	3 stations - Water column - May 1970	Genovese *et al.*, 1972
Gulf of Palermo	62,9 C $mg/m^2/d$	1 station - Water column - August 1971	Magazzù & Andreoli, 1972
SE Area	0,17- 0,23 C $mg/m^3/h$	2 stations - Water column - March 1977	Magazzù *et al.*, 1981
SE Area	0,10-0,12 C $mg/m^3/h$	2 stations - Water column - May 1977	Magazzù *et al.*, 1981
Gulf of Naples	287,0 C $g/m^2/yr$	1 station - Water column - Feb. 1984 - Dec. 1984	Scotto di Carlo *et al.*, 1985
Gulf of Naples	369,0 C $g/m^2/yr$	1 station - Water column - Jan. 1985 - Dec. 1985	Internal Report SZN, 1989
Gulf of Naples	279,0 C $g/m^2/yr$	1 station - Water column - Feb. 1986 - Dec. 1986	Internal Report SZN, 1989
Bay of Milazzo	1,76 C $mg/m^3/h$	9 stations - Water column - May 1976	Magazzù *et al.*, 1989
Gulf of Naples	358,0 C $g/m^2/yr$	1 station - Water column - Jan. 1987 - Dec. 1987	Anonymous, 1989
Gulf of Naples	274,0 C $g/m^2/yr$	1 station - Water column - Jan. 1988 - Dec. 1988	Anonymous, 1989

Picophytoplankton ($<2\mu m$) Contribution to production

Area	% of total production	Remarks	Reference
Bay of Milazzo	61,8	9 stations - Water column - May 1976	Magazzù *et al.*, 1989
Gulf of Naples	40,0	1 station - Water column - June - November 1988	Modigh, personal comm.

oligotrophic ocean, autotrophic picoplankton is responsible for a major part of primary production and we can assume, on the basis of the hydrographic characteristics outlined above, that this is the case also for the open waters of the Tyrrhenian Sea. Magazzu *et al*. (1987) reported a mean value of 30% for the picoplankton contribution lo the primary production along the Sicilian Coast in October 1982.

Platt (1985) attcmpted an estimate of the net community production (Pc), which is the difference between the autotrophic production and the eterotrophic consumption, over a period of months on the basis of the apparent oxygen utilization data archi ved at the National Oceanographic Data Center in Washington, D.C., USA. His conclusion supports a rate of carbon fixation in the order of 200 $mg/m^2/d$ for the winter-spring period. In view of the difference between PC and what is normally measured with the C14 method, the Platt's values are slightly higher than those reported in Table I. Furthermore, this net production calls for an export, both in the vertical dimension and in lime, and might be ascribed to the plankton community of the subsurface layer below the thermocline.

A similar procedure has been followed by Povero *et al*. (1990) to determine the contribution of NAW nutrient supply to the primary production of the STS. They concluded that the net production for the subsurface layer is in the range of 3 to 5 $g/m^2/yr$, a very small amount indeed.

The formation of a subsurface oxygen maximum in late summer, as observed for the first lime by Jacobsen (1912), and the existence of a widespread subsurface chlorophyll maximum, raises the question of the importance of the subsurface contribution to total production (Ribera *et al*., 1985). On the basis of the foregoing, it would be important to evaluate this contribution both in absolute terms and in comparison with the surface production, the latter being mainly based on the spring bloom. This question is strictly connected with the role of different taxonomic groups and size fractions of autotrophic plankton in the trophic dynamics of the basin.

PHYTOPLANKTON

The only consistent set of phytoplankton samples for the STS was collected in 1963 within a NATO Project. The fate of these samples, as far as we know, remains unknown, except for a few species mentioned by Margalef (1966).

Furthermore, some of the other available information is semi-quantitative and concerns the fraction above 10-20 jtm.

Marino (1988) attempted a description of the biogeography of Mediterranean phytoplankton and stressed the point that a notably small number of species make up the major part of the phytoplankton communities of the Mediterranean Sea.

Diatoms show the highest species diversity and are, by far, the most studied group. Nevertheless, only sixty species have been regularly reported for different areas of the basin. Among dinoflagellates, the regularly reported species are sixteen, while coccolithophorids are represented by few species distributed throughout the Mediterranean Basin.

According to Marino (cit.) there is a definite increase in species richness moving from east to west. Approximately 80% of the species reported for the Mediterranean Sea live in the Western Basin.

The Tyrrhenian Sea would be expected to share the same trend as that described for the Mediterranean Sea, with a floristic composition closer to that of the western basin but with presumably lower abundances.

Magazzù & Andreoli (1971) showed that the lonian Subsurface Water entering through the Strait of Messina carries significant amounts of phytoplankton cells, which can be tracked along the water column in the SE corner of STS.

Canada *et al.* (1979) showed that the annual cycle of the Utermöhl phytoplankton at a fixed station in the Gulf of Naples follows the typical mid-latitude succession, with diatoms dominating spring bloom, followed by dinoflagellates during the summer, and coccolithophorids becoming more important in late autumn-winter period. The annotated list for the Diatoms included in the same data set has been reported by Marino & Modigh (1981). The station sampled was located on the top of a submarine canyon, in the oligotrophic part of the Gulf of Naples. By contrast, the spatial distribution, species succession and composition for the innermost part of the same Gulf shows a very complex dynamics, characterized by a continuous succession of blooms on different space and dine scales, with alternate dominance of fast reproducing small diatoms and flagellates (Zingone *et al*, 1990). The latter authors emphasized the poor correlation between water column stability and community structure for the shore area, in contrast with what was observed for the fixed station, which is located just a few miles off-shore. Their conclusion is that the high variability in nutrient enrichment and hydrodynamic processes of the coastal site results in a continuous and fast rencwal of the community.

In summary, the following points remain to be addressed:

- How mudi do the smaller size plankters (< 5 µm) contributo to both species abundance and diversity. This is particularly important in relation to oligotrophic seas, where it is widely assumed there is a lower diversity presumably caused by the extreme environmental characteristics. We hypothesize that in oligotrophic systems, it is the size spectrum of organisms that differ from normotrophic or eutrophic systems rather than the diversity.
- How widespread are the sites where the "classical" temperate species succession does not take piace as observed in the Gulf of Naples (Zingone *et al.*, 1990). This alternative type of succession is presumably associated with both coastal hydrographic dynamics and off-shore frontal structures or mesoscale features like the one described by Moen (1984).

ZOOPLANKTON

More information is available for the zooplankton, of which copepods attracted the attention of most groups (Vives, 1967; Hure & Scotto di Carlo, 1969; Scotto di Carlo et ai, 1975, 1984, 1991; Vaissière & Seguin, 1980).

An analysis of the literature reveals several interesting problems regarding mainly the copepod communities of deep waters: 1) the hypothesized poverty in

terms of zooplankton density and biomass of the deep waters of the Tyrrhenian Sea, as well as the deep regions of the whole Mediterranean, as compared with the Ocean; 2) the existence of a true zooplankton community in the Tyrrhenian Sea, as has been observed in the ocean deep region 3) the possible effect of the sills separating different sub-basins of the Mediterranean in originating different, isolated zooplankton communities.

Biomass values found in the Tyrrhenian Deep Water are very low, but the negative gradient of the biomass with depth in the Mediterranean is similar to that observed in tropical and subtropical Oceanie zones (Scotto di Carlo *et al*., 1985; Scotto di Carlo, 1985). Turning to the second aspect a true bathypelagic community has not been found in the Mediterranean. Its deep waters, at depths greater than 600 m, are occupied by a fauna characteristic of intermediate waters, with a wide vertical distribution and structured in a very stable community (Scotto di Carlo *et al*., 1984).

Regarding the structure of deep zooplankton communities, in terms of specific composition, the different deep basins of the Mediterranean are occupied by a very uniform copepod community, at least as far as the most abundant species are concerned (Scotto di Carlo *et al*., 1991).

The foregoing leads to the conclusion that there is not specificity in the deep zooplankton community of the Tyrrhenian Sea. By contrast, Vaissière & Seguin (1980), on the basis of their data collected from the Tyrrhenian and Ionian basins, hypothesize the presence of some differences, especially for the bathypelagic species. Much of the controversy arises because of the importance attributed to the so-called rare species (Scotto di Carlo, 1991), but little is known about the ecological meaning and relevance of the less abundant species, and their impact on the ecosystem evolution.

Finally, it is noteworthy that, while Scotto di Carlo *et al*. (1984) showed that the sharp decrease in both biomass and abundance with depth is not dissimilar from the trend of the open ocean, apart from the absolute values, this decrease is particularly evident, from their data, below the 800 m horizon. We speculate that this discontinuity could be attributed to the strong remineralizing activity of LIW which, together with the low levels of production in the surface and the poorer migrating activity of copepod species (Scotto di Carlo *et al*., 1984), constitutes a potential energy barrier.

By contrast, the effect on energy exchanges of the Liguro-Provencal deep water entering the Tyrrhenian through the Sardinia Channel deserves closer investigation. There might be a definite influence on patterns and dynamics of the deep zooplankton.

CONCLUDING REMARKS

In concluding we would like to offer a few suggestions that could be of some relevance for future research activity in STS.

- Seasonal observations of POC, N and P distribution in the water column could shed light on the energy flux between surface and deep layers.
- Late autumn-winter cruises, extended to the whole basin, integrated with

remote-sensing informaticil, could clarify the mechanism of the LIW upwelling.

- Cruises at the openings, carried out twice a year, could allow the computation of more precise phosphorus and nitrogen budgets, and eventually reveal the presence of any unbalance.

- Early CZCS images could unveil the spatial and temperal variability of some surface properties, namely primary production , which is particularly important in assessing eutrophication processes and risks.

- Pluriannual time series in off-shore waters could provide crucial Information about the Deep Chlorophyll Maximum.

- A systematic use of size fractionation, together with a multi-protocol approach to carbon flux study, could allow the determination of how much the < fraction production sustains the upper levels of the trophic chain.

REFERENCES

Anonymous. 1983. Controllo biologico delle qualità delle acque del Basso Tirreno. Contratto di Ricerca della Cassa per il Mezzogiorno No. PS35/6 AC. *Rapporto di attività* 1981-82.

Anonymous. 1985. Studio globale delle interrelazioni dinamiche dell'ecosistema pelagico dei mari meridionali d'Italia. *Dipt. Biol. Animal. Ecol. Mar. Univ. Messina, Rapporti,* 1: 1-54.

Anonymous, 1989, Stazione Zoologica di Napoli, *Internal Report to the Scientific Advisory Board.*

Bethoux, J.-P.. 1979. Budgets of the Mediterranean Sea. Their dependance on the local climate and on the characteristics of the Atlantic waters. *Oceanol. Acta,* 2: 157-163.

Bethoux, J.-P.. 1980. Mean water fluxes across sections in the Mediterranean Sea, evaluated on the basis of water and salt budgets and of observed salinities. *Oceanol. Acta*, 3: 79-88.

Bethoux, J.-P.. 1981. Le phosphore et l'azoteenMer Mèdi terranee, bilanci fertilité potentielle. *Mar. Chem.*, 10: 145-158.

Bumpus, D.F.. 1948. Notes on the productivity of the Mediterranean Sea. *WHOI Unpublished manuscript*. 9 pp. . Presented at ASLO meeting, 1 1 September 1948.

CarradaG.C., D. Marino, M. ModighandM. Riberad'Alcalà. 1979. Observations on the annual cycle of Utermòhl phy toplankton at a fixed station in the Gulf of Naples. *Rapp. Comm. int. MerMédit.*, 25/26: 75-76.

Coste B.. 1971. Les sels nutritifs entre la Sicile, la Sardaigne et la Tunisie. *Cah. océanogr.*, 23: 49-83.

Coste B. and H.J. Minas. 1981. Influence des apports continentaux sur le regime et le bilan des sels nutritifs de la Mediterranee. *Thalass. Jugosl.* , 17: 103-108.

De Domenico, E.. 1979. Le acque costiere della Sicilia e della Calabria. *Atti Convegno sull'Eutrofizzazione in Italia.* Roma 3-4 Ottobre 1978. AC/2/60:

257-267.
De Maio A., D. Bregant and E. Sansone. 1968. Oceanographic data of the R.V. "Bannock' ' collected during the International Nato Cruise in the Tyrrhenian Sea (16 September - 24 October, 1963). *Cah. Océanogr.*, 20 (suppl. 1): 1-64.
Faganelli, A.. 1961. Primi risultati relativi alla concentrazione dei sali nutritivi nelle acque del Mare Mediterraneo centrale e mari adiacenti. *Rapp. P.-V. Réun. Commn. int. Explor. scient. Mer Médit.*, 16: 675-686.
Garzoli, S. and C. Maillard. 1979. Winter circulation in the Sicily and Sardinia straits region. *Deep-Sea Res.*, 26: 933-954.
Genovese, S., G., Gangemi and E., De Domenico. 1972. Campagna estiva 1970 della N/O Bannock nel Mar Tirreno. Misure di produzione primaria lungo la transversale Palermo-Cagliari. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, 27: 139-157.
GONEP Group. 1979. Gulf of Naples Ecology Program Data Report - Part 1: Hydrography 1975,1976,1977; - Part 2: Phytoplankton 1976; - Part 3: Zooplankton 1976. *Informal Reports to Stazione Zoologica di Napoli*.
Henrotte-Bois M.. 1968. Résultatsdesmesuresfaitesàborddel'"Origny" enmer Tyrrhénienne - Campagne internationale de l'OTAN (17 septembre - 15 octobre 1963). Preséntation de résultats. *Cah. Océanogr.*, 20 (suppl. 1): 65-125.
Hopkins, T.S.. 1988. Recent observations in the intermediate and deep water circulation in the Southern Tyrrhenian Sea. In: H.-J. Minas and P. Nival (Eds), Océanographie pélagique méditerranéenne, *Oceanol. Acta*, N° sp.: 41-50.
Hopkins, T.S. and P. Zanasca. 1988. Oceanography data from the Southern Tyrrhenian Sea: August to October 1984. *SACLANTCEN SM-198*, La Spezia, Italy, 161 pp.
Hure, J. and B. Scotto di Carlo. 1969. Ripartizione quantitativa e distribuzione verticale dei Copepodi pelagici di profondità su una stazione del mar Tirreno ed una dell'Adriatico meridionale. *Publ. Staz. Zool. Napoli*, 37: 51-83.
Innamorati, M., L. Lazzara, C. Nuccio, M. De Pol, M. Mannucci and G. Mori. 1989. Popolamenti fitoplanctonici e condizioni idrologiche nell'arcipelago toscano. *Resoconti dei rilevamenti in mare del Laboratorio di Ecologia, Dipartimento di Biologia vegetale dell'Università di Firenze*, 6: 1-117.
Innamorati, M., L. Lazzara, C. Nuccio, M. De Poi, M. Mannucci and G. Mori. 1990. Biomassa fitoplanctonica e condizioni idrologiche nell'arcipelago toscano. *Resoconti dei rilevamenti in mare del Laboratorio di Ecologia, Dipartimento di Biologia vegetale dell'Università di Firenze*, 7: 1-95.
IRSA. 1983. "L'esperimento Tevere. Influenza di un fiume sull'ecosistema marino prospiciente la sua foce". *Quad. Ist. Ric. Acque.*, 66: 1-233.
Jacobsen, J.P.. 1912. The amount of oxygen in the water of the Mediterranean. *Report of the Danish Oceanographic Expeditions*, 1, 1908-1910: 207-236.

Kondratieva, T.M.. 1970. Raspredelenie pervitchnoi produktsii v poverkhnostnom sloe Sredizemnogo moria [Répartition de la production primaire dans la couche supeficielle de la Mer Mediterranee]. In Anonymous, ed.: Ekspeditsionnie issledovanija v Sredizemnom more v mae-ioune 1968 (62 reis nis "Akademik A. Kovalevski" [Résultats de l'expédition en mer Mediterranee, mai-juin 1968 (62e voyage del' Akademik A. Kovalevski)], *Izdat. "Nauka*", Kiev: 63-72.

Loye-Pilot, M.D., J.M. Martin and J. Morelli. 1990. Atmospheric input of inorganic nitrogen to the western Mediterranean. *Biogeochemistry*, 9:117-134.

McGill, D.A.. 1961. Apreliminary studyof the oxygen and phosphate distribution in the Mediterranean Sea. *Deep-Sea Res.,* 8: 259-269.

McGill, D.A.. 1965. The relative supplies of phosphate, nitrate and silicate in the Mediterranean Sea. *Rapp. P.-V. Réun. Commn. int. Explor. scient. Mer Médit*., 18: 737-744.

McGill, D.A.. 1969. A budget for di ssolved nutrient sai ts in the Mediterranean Sea. *Cah. Océanogr*., 21: 543-554.

Magazzù, G.. 1980. Primary production cycle in the south italian coastal seas. *Tethys*, 9: 207-213.

Magazzù, G. and C. Andreoli. 1971. Trasferimenti fitoplanctonici attraverso lo Stretto di Messina in relazione alle condizioni idrologiche. *Boll. Pesca Piscic. Idrobiol.*, 26: 125-193.

Magazzù G., D., Abate, S., Creazzo and S., Martella. 1981. Rapporto sulle crociere di studio CNR (1977) nell'area dello Stretto di Messina, Basso Tirreno e Alto Ionio. I. Idrografia, sali nutritivi e produzione primaria. *Atti X Congresso Soc. Ital. Biol. Marina, Quad. Lab. Tecnol. Pesca*, 3 (suppl.): 435-455.

Magazzù, G., V. Bruni, A. Picone, T. Platt and D.V. Subba Rao. 1987. Picoplankton contribution to phytoplankton production in the Strait of Messina. P.S.Z.N.I.: *Marine Ecology*, 8(1): 21-31.

Magazzù, G., V. Bruni, F. Decembrini and S. Panella. 1989. Contributo del picoplancton alla produzione primaria dei mari italiani. *Oebalia*,n.s., 15: 436-445.

Margalef, R., J. Herrera, M. Steyaert and J. Steyaert. 1966. Distribution et caractéristiques des communautés phytoplanctoniques dans le bassin Thyrrhénien de la Mediterranee en fonction des facteurs ambiantes et a la fin de la stratification estivale de Pannée 1963. *Bull. Inst. R. Sci. Nat. Belg.*, 42: 1-56.

Marino, D. 1990. Biogeografia del fitoplancton mediterraneo. *Oebalia*, 16(1 suppl.): 61-71.

Marino, D. and M. Modigh. 1981. An annotated check-Jist of planktonic Diatoms from the Gulf of Naples. P.S.Z.N. I: *Marine Ecology*, 2:317-333.

Marino, D., M. Modighand A. Zingone. 1984. General feal;ures of phytoplankton communities and primary production in the Gulf of Naples and adjacent

waters. In: O. Holm-Hansen, L. Bolis, R. Gilles (Eds), Marine phytoplankton and Productivity, Springer-Verlag, Berlin, *Lecti Notes Coastal Estuarine Stud.*, 8: 89-100.

Miller, A.R., P. Tchernia and H. Charnock. 1970. Mediterranean Sea Alias of temperature, salinity, oxygen profiles and data from cruises of R.V. Atlantis and R.V. Chain with distribution of nutrient chemical properties. *Woods Hole Oceanogr. Inst., Atlas Ser,*, 3, 190 pp.

Moen, J.. 1984. Variability and mixing of the surface layer in Tyrrhenian Sea: MILEX'80 (Finalreport). *SACLANTCENSR-75*, LaSpezia, Italy, Saclant A.S.W. Res. Cent.

Molcard, R.. 1976. A review of the stepped structure in the Tyrrhenian Sea. Rapp. *P.-V. Réun. Comma, int. Explor. scient. MerMédit*., 23(5): 25-31.t

Pastouzo. 1971. Data Report of R/V T. G. Thompson (Pastouzo). Part I: Hydrography and productivity. *Special Report* number 44. Department of Oceanography, University of Washington, 70 pp.

Platt, T.. 1985. Phytoplankton production in oligotrophic marine ecosystems: the Mediterranean Sea. In: Moraitou-Apostolopoulou M. and V. Kiortsis (Eds), *Mediterranean Marine Ecosystems*, Plenum Press: 231-246.

Povero, P., T.S. Hopkins and M. Fabiano. 1990. Oxygen and nutrient observations in the Southern Tyrrhenian Sea. *Oceanol, Acta*, 13: 229-306.

Ribera d'Alcalà, M., G.C. Carrada, R. Casotti, M. Modigh, V. Saggiomo and S. Vescia. 1985. Osservazioni sulla distribuzione verticale di ossigeno e clorofilla a nelle acque esterne del Golfo di Napoli. *Nova Thalassia*, 1, suppl. 3: 129-135.

Scotto di Carlo, B.. 1985. Appunti sullo zooplankton del Mediterraneo. *Nova Thalassia*, 7, suppl. 3: 83-97.

Scotto di Carlo, B., J Hure and A. Miralto. 1975. Bathypelagic Copepods collected off the Island of Ponza (Mediterranean Sea) in lune 1973 and Junc 1974. *Pubbl. Staz. Zool., Napoli*, 39: 176-186.

Scotto di Carlo, B., A. lanora. 1983. Oceanographic Characteristic of the Mediterranean. Standing stocksand species composition of Mediterranean Zooplankton. In: Carrada G.C., T.S. Hopkins, Lj. Jeftic' and S. Morcos (Eds), Quantitative analysis and simulation of Mediterranean coastal ecosystems: The Gulf of Naples, a case of study, *UnescoRep. Mar. Sci*., 20: 59-69.

Scotto di Carlo, B., A. Ianora, E. Fresi and J. Hure. 1984. Vertical zonation palterns for Mediterranean copepods from surface to 3000 m at a fixed station in the Tyrrhenian Sea. *J. Plankton Res*.,6: 1031-1056.

Scotto di Carlo, B., C.R. Tomas, A. Ianora, D. Marino, M.G. Mazzocchi, M. Modigh, M. Montresor, L. Petrillo, M. Ribera d'Alcalà, V. Saggiomo and A. Zingone. 1985. Uno studio integrato dell'ecosistema pelagico costiero del Golfo di Napoli. *Nova Thalassia*, 7: 99-128.

Scotto di Carlo, B., A. Ianora, M.G. Mazzocchi and M. Scardi. 1991. Atlantis II Cruise: uniformity of deep copepod assemblages in the Mediterranean Sea. *J. Plankton Res*., 13: 263-277.

Tait, R.I.. 1984. The physical oceanography of the Tyrrhenian and Ligurian Seas. *Atti VI Congresso Assoc. Ital. Oceanol. Limnol.*, Livorno, 12-14 aprile 1984, 48-84.

Thomsen, H.. 1931. Nitrate and phosphatecontentsof Mediterranean water. Repts. *Danish Oceanogr. Exped. 1908-1910 to the Mediterranean and adjacent seas,* 3: 1-14.

Vaissière, R. and G., Seguin. 1980. Elude préliminaire de peuplemcnts de Copépodes (julliet 1977) en relation avec l'hydrologie des mers Tyrrhénienne et Ionienne. *Oceanol. Acta*, 3: 17-29.

Vives, F.. 1967. 'Los copépodos planctonicos del mar Tirreno en septiembre y octubre de 1963'. *Invest. Pesq.,* 31: 539-583.

UNEP. 1977. Preliminary Report on the state of pollution in the Mediterranean Sca. *UNEP prelim. Rep. no*. IG11/INF.4, 209 pp.

UNEP. 1984. Pollutants from land based sources in the Mediterranean. *UNEP Regional Seas Reports and Studies*, no. 32

Zingone A., M. Montresor and D. Marino. 1990. Summer phytoplankton physiognomy in coastal waters of the Gulf of Naples. *P.S.Z.N.I: Marine Ecology*, 11: 157-172.

Atti del 9° Congresso A.I.O.L.
S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990
da pag. 167 a pag. 178

IL PROGETTO TSM NEL TIRRENO SETTENTRIONALE: DATI PRELIMINARI

Cesare CORSELLI* e Salvatore GIACOBBE**

* Dipartimento di Scienze della Terra, Università degli Studi di Milano
** Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina, Università degli studi di Messina

SUMMARY

The TSM project in North Thyrrenian Sea activity is exposed. Preliminary results concerning two circalittoral environments off W-Capraia Island are described. The biocoenoses and thanatocoenoses relationship shovvs some vanations on benthic population structure related to fine sedimentation rate increase.

1. INTRODUZIONE

Lo studio dei processi TAFONOMICI e SEDIMENTARI della piattaforma continentale del MEDITERRANEO (TSM) rappresenta la prima proposta ufficialmente formulata per mettere a frutto, in un approccio multidisciplinare, esperienze maturate nel campo della biologia marina e della paleoecologia. L'intento è di investigare sui rapporti reali intercorrenti tra biocenosi e tanatocenosi di biotopi di substrato mobile, di cui siano stati approfonditi anche gli aspetti chimici, fisici e sedimentologici. Il risultato atteso è la possibilità di rappresentare, mediante schemi pluridimensionali, singoli scenari dell'ecosistema bentonico, partendo da un'analisi contestuale di biocenosi, tanatocenosi e sedimento.

Il programma formulato per il quinquennio 1988-1992, prevede in prima istanza lo studio di biocenosi detritiche del Piano Circalitorale e delle transizioni con le biocenosi limitrofe. In questi biotopi, infatti, l'apporto degli organismi e dei loro resti scheletrici innesca meccanismi di retroazione che esaltano il ruolo interattivo tra organismi e substrato. Ciò detto, l'esigenza di limitare il più possibile il numero delle variabili da considerare, ha consigliato la scelta dell'Arcipelago Toscano quale prima area campione da destinare all'indagine. L'assenza di consistenti apporti terrigeni ed il favorevole regime idrodinamico, garantivano infatti la possibilità di operare in ambienti aventi le caratteristiche desiderate. La differenziazione morfologica dei siti e la loro diversa esposizione ai fattori meteomarini hanno sostenuto la validità della scelta.

I dati, preliminari, che si espongono in questa sede sono relativi a due campionamenti effettuati nell'isola di Capraia nel corso della prima campagna (giugno 1988). Le due stazioni in oggetto sono state scelte in quanto più di altre ritenute esemplificative, sotto diversi aspetti, delle tematiche affrontate e del relativo approccio metodologico.

2. MATERIALI E METODI

Scelta e ubicazione delle stazioni e posizionamento nave sono stati realizzati impiegando un programma di calcolo appositamente predisposto su computer HP 85, così come dettagliatamente descritto in Basso, Corselli e Giacobbe (1990).

Il campionamento è stato effettuato mediante draga di tipo Charcot-Picard modificata, con sacco di raccolta di capacità superiore a 50 dmc. Per ogni campione raccolto è stato estratto un sub-campione destinato alle analisi tessiturali. Dopo setacciatura su vaglio da 1 mm di luce, si è proceduto alla separazione degli organismi viventi, posti a conservare in alcool 70% o formalina 4%. Il sedimento rimanente è stato destinato allo studio delle tanatacenosi: per quanto concerne le specie rinvenute viventi si è proceduto alla determinazione di celenterati, molluschi, crostacei, brachiopodi ed echinodermi; per gli altri phyla ci si è fermati a livelli tassonomici superiori, salvo il caso di organismi di facile determinazione e rilevante significato bionomico. Per l'analisi della tanatocenosi si è proceduto alla quartazione del volume originario in sub-campioni omogenei (400 ml). Utilizzando tali sub-campioni si è proceduto alla determinazione del volume minimo (Di Geronimo e Robba, 1976). I taxa isolati (celenterati, molluschi, brachiopodi ed echinodermi) sono stati determinati a livello specifico e conteggiati secondo le abituali metodologie (Di Geronimo e Robba, 1976). L'analisi tessiturale dei sedimenti è stata condotta mediante setacciatura a secco, per le frazioni superiori a 2 mm e ad umido per quelle sabbiose. Sili e argille sono stati studiati con il metodo del fotosedimentografo (Analysette 20). I dati così ottenuti sono stati impiegati per la costruzione di curve probabilistico-logaritmiche ed il calcolo dei parametri sedimentologici di più comune impiego.

3. ANALISI BIONOMICA

Le aree investigate (stazioni D23 e D24) sono ubicate ad ovest dell'isola di Capraia (Fig.l), alle profondità medie di 84 m e 54 m rispettivamente. I dati relativi alle principali caratteristiche tessiturali del sedimento sono illustrati nella Tab.l. I risultati dell'analisi

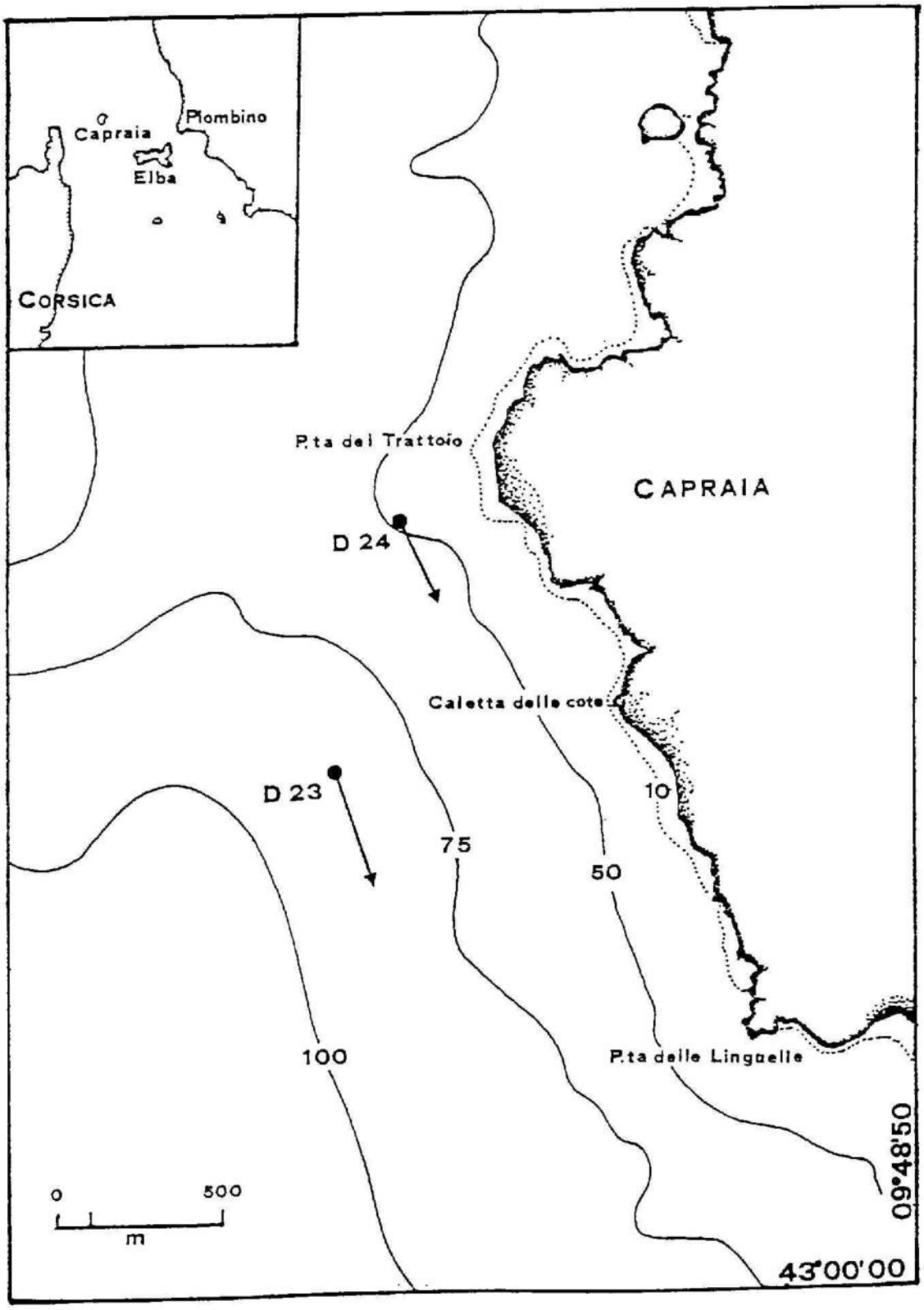


Fig. 1. Area geografica investigata e posizionamento delle stazioni D23 e D24.

bionomica, espressi in valori di abbondanza e dominanza delle singole specie, sono invece illustrati in Tab.2.

St.	Mz	σ	Sk	Kg
D23	0.58	0.91	0.85	1.21
D24	0.98	2.44	0.03	0.99

Tab.l. Diametro medio del granulo (Mz) in mm e coefficienti di cernita (O), asimmetria (Sk) e appuntimeno (Kg) nei sedimenti delle stazioni D23 e D24.

CAPRAIA D23

SPECIE	Ab	Dom
Caryophyllia smithii	2	16.666
Diplodonta rotundata	2	16.666
Ebalia deshayesi	1	8.333
Jujubinus spl	1	8.333
Astropecten spinulosus	1	8.333
Jassa marmorata	1	8.333
Galathea intermedia	1	8.333
Arca tetragona	1	8.333
Modiolula phaseolina	1	8.333
Genocidaris maculata	1	8.333
	12	

CAPRAIA D24

SPECIE	Ab	Dom
Macropipus zariquiei	3	13.635
Tellina balaustina	3	13.635
Pagurus sculptimanus	1	4.545
Trivia arctica	1	4.545
Pagurus oculatus	1	4.545
Chama gryphoides	1	4.545
Pagurus prideauxi	1	4.545
Ebalia tuberosa	1	4.545
Thia scutellata	1	4.545
Glans trapezia	1	4.545
Striarca lactea	1	4.545
Diplodonta rotundata	1	4.545
Divaricella divaricata	1	4.545
Laevicardium crassum	1	4.545
Calliostoma zizyphinum	1	4.545
Plagiocardium papillosum	1	4.545
Dentalium inaequicostatum	1	4.545
Astarte fusca	1	4.545
	22	

Tab. 2. Abbondanza e dominanza degli esemplari dei taxa viventi nelle stazioni D23 e D 24.

Nella stazione D23, il biotopo, caratterizzato da una sabbia medio-grossolana, è colonizzato per il 50% da specie ascrivibili al complesso delle biocenosi detritiche (Fig.2). Per contro, Diplodonta rotundata, specie pelofila tollerante, rappresenta da sola il 17% del popolamento. Tale apparente contraddizione viene risolta nel dettaglio considerando il diverso habitus delle specie. Le prime sono infatti epifaunali o al più semi-infaunali, mentre *Diplodonta rotundata* è specie infaunale. Ciò premesso la ricorrenza di *Caryophyllia smithii* in ambienti soggetti ad infangamento e l'affinità edafica di

Diplodonta rotundata permettono di ipotizzare l'esistenza di un biotopo in cui la componente fine gioca un ruolo non secondario. Nella stazione D24 (Fig.2) lo stock di

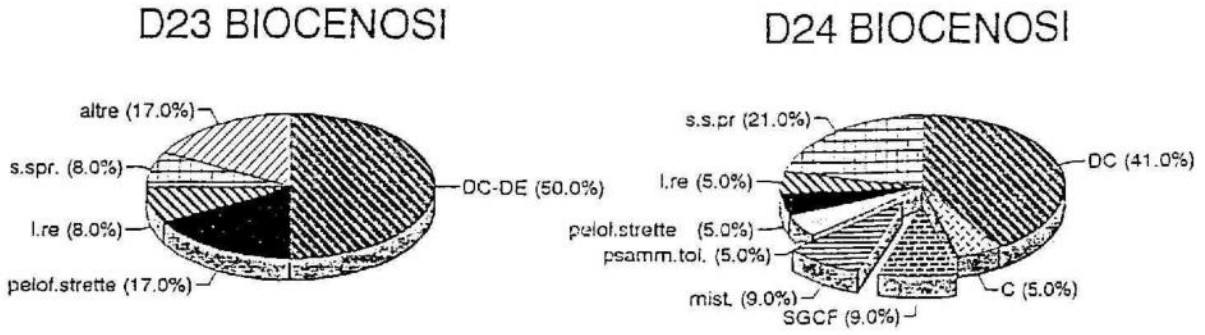


Fig. 2. Composizione delle Biocenosi nelle stazioni D23 e D24 in funzione dell'autoecologia dei taxa rinvenuti.

specie legate al complesso delle biocenosi detritiche contribuisce per il 41% alla composizione del popolamento, costituito anche da specie mistofile (9%), psefofile (9%), psammofile (5%), pelofile (5%) e legate alla Biocenosi del Coralligeno (5%). L'apparente eterogeneità della macrofauna è in accordo con la tessitura del sedimento, che risulta molto eterogeneo e privo di selezione. La frazione grossolana è rappresentata da concrezioni algali; la quantità della frazione fine, sabbioso-pelitica, è appena sufficiente ad occludere gli interstizi. L'*habitus* e il modo di vita dei taxa presenti documentano un ambiente relativamente diversificato, tale da soddisfare esigenze e nicchie ecologiche diverse. Le specie epifaunali vagili e le infaunali mistofile e psefofile risultano ben rappresentate. La presenza della specie pelofila stretta *Diplodonta rotundala* può avere carattere di accidentalità, ma anche rappresentare un primo sintomo di cambiamento nel regime sedimentario.

4. ANALISI DELLE TANATOCENOSI

La tabella 3 illustra l'abbondanza e la dominanza dei taxa a scheletro calcareo rinvenuti nelle due stazioni. A prescindere dai fattori che possono determinare o condizionare l'origine di una tanatocenosi (apporti laterali, variazioni nei fattori condizionanti il biotopo a breve e medio termine, ecc. ecc.) occorre considerare i problemi sollevati da specie ad alta dominanza, dal significato bionomico poco definito. Un esempio tipico è il caso di Dittiwn reticidatum che rappresenta la componente di gran lunga più rilevante dell'intera tanatocenosi (50,06% nella stazione D23 e 72,60% nella D24). Sulla base dei dati esposti nella tabella risulta evidente che le tanatocenosi esaminate sono

a

SPECIE	Ab	Dom
Bittium reticulatum	4053	56.742
Goodallia triangularis	371	5.194
Jujubinus striatus	217	3.038
Timoclea ovata	207	2.898
Turritella turbona	199	2.786
Echinocyamus pusillus	157	2.198
Bathyarca grenophia	125	1.750
Hyalopecten similis	103	1.442
Lepetella laterecompressa	98	1.372
Bathyarca philippiana	82	1.148
Gouldia minima	78	1.092
Striarca lactea	72	1.008
Turbona cimicoides	67	0.938
Turbona reticulata	51	0.714
Jujubinus montagui	50	0.700
Parvicardium minimum	46	0.644
Gonilia calliglypta	45	0.630
Clausinella brongniarti	35	0.490
Arca tetragona	34	0.476
Caecum trachea	32	0.448
Portlandia philippiana	32	0.448
Astraea rugosa	30	0.420
Triphora perversa	29	0.406
Homalopoma sanguineum	26	0.364
Cerithidium submamillatum	26	0.364
Modiolula phaseolina	24	0.336
Turbona cfr reticulata	24	0.336
Glans aculeata	22	0.308
Scissurella aspera	21	0.294
Pitar r.mediterranea	20	0.280
Gibberulina occulta	20	0.280
Chlamys varia	19	0.266
Calyptraea chinensis	19	0.266
Pododesmus squamula	18	0.252
Jujubinus ? miliaris	17	0.238
Limea crassa	17	0.238
Genocidaris maculata	17	0.238
Emarginula rosea	17	0.238
Kelliella abyssicola	16	0.224
Argyrotheca cuneata	16	0.224
Palliolum incomparabile	15	0.210
Plagiocardium papillosum	14	0.196
Clanculus corallinus	13	0.182
Barbatia scabra	13	0.182
Astarte fusca	11	0.154
Emarginula punctulum	10	0.140
Acmaea virginea	10	0.140
Raphitoma hystrix	8	0.112
Calliostoma zizyphinum	8	0.112
Turboella dolium	8	0.112
Calliostoma spl	8	0.112

SPECIE	Ab	Dom
Turbona spl	7	0.098
Fusinus rudis	7	0.098
Vexillum ebenus	6	0.084
Chauvetia turritellata	6	0.084
Opalia hellenica	6	0.084
Raphitoma linearis	6	0.084
Diplodonta rotundata	6	0.084
Peplum clavatum	6	0.084
Montacuta substriata	6	0.084
Mitrolumna olivoidea	5	0.070
Neolepton sulcatulum	5	0.070
Propeamussium fenestratum	5	0.070
Caryophyllia smithii	5	0.070
Parvicardium exiguum	4	0.056
Raphitoma purpurea	4	0.056
Lunatia pulchella	4	0.056
Gryphus vitreus	4	0.056
Copulabyssia cfr corrugata	4	0.056
Clanculus cfr corallinus	4	0.056
Cadulus jeffreysi	3	0.042
Ceriothiopsidae spl	3	0.042
Weinkauffia semistriata	3	0.042
Turbona cfr cimicoides	3	0.042
Taramellia zetlandica	3	0.042
Hiatella arctica	3	0.042
Psammobia costulata	3	0.042
Limatula gwyni	3	0.042
Divaricella divaricata	3	0.042
Hinia limata	3	0.042
Astarte sulcata	3	0.042
Venus casina	3	0.042
Limatula sulcata	3	0.042
Diodora italica	2	0.028
Strombiformis bilineatus	2	0.028
Glans trapezia	2	0.028
Gibberula miliaria	2	0.028
Clathromangelia quadrillum	2	0.028
Corbula gibba	2	0.028
Drilliola loprestiana	2	0.028
Acinopsis cancellata	2	0.028
Mangelia smithii	2	0.028
Cardiomya costellata	2	0.028
Lutraria spl	2	0.028
Rissoa spl	2	0.028
Mamilloretusa mamillata	2	0.028
Turbonilla rufa	2	0.028
Leptaxinus cfr tortuosus	1	0.014
Cingulinae spl	1	0.014
Nucula spl	1	0.014
Epitonium cfr pseudonanum	1	0.014
Cerithiopsis tubercolaris	1	0.014
Heliacus fallaciosus	1	0.014

SPECIE	Ab	Dom
Metaxia metaxae	1	0.014
Epitonium clathratulum	1	0.014
Mathilda cochlaeformis	1	0.014
Trophonopsis muricata	1	0.014
Capulus ungaricus	1	0.014
Aporrhais pespelecani	1	0.014
Ocenebra erinaceus	1	0.014
Abra longicallus	1	0.014
Tricolia pullus	1	0.014
Cylichna cylindracea	1	0.014
Arsenia punctura	1	0.014
Kellia suborbicularis	1	0.014
Arca noae	1	0.014
Argyrotheca cordata	1	0.014
Hyalina mitrella	1	0.014
Barleeia rubra	1	0.014
Comarmondia gracilis	1	0.014
Crepidula unguiformis	1	0.014
Entalina tetragona	1	0.014
Teretia teres	1	0.014
	6863	

Tab. 3. Abbondanza e dominanza degli esemplari dei taxa rinvenuti nelle tanatocenosi delle stazioni D23 (A) e D24 (B).

b

SPECIE	Ab	Dom
Bittium reticulatum	11168	67.008
Echinocyamus pusillus	417	2.502
Turbona reticulata	325	1.950
Gouldia minima	314	1.884
Turritella turbona	308	1.848
Jujubinus striatus	288	1.728
Striarca lactea	192	1.152
Astraea rugosa	143	0.858
Turbona cfr reticulata	139	0.834
Argyrotheca cuneata	107	0.642
Jujubinus ? miliaris	105	0.630
Jujubinus montagui	75	0.450
Timoclea ovata	71	0.426
Gibberulina occulta	70	0.420
Holoturioidoea sp1	69	0.414
Astarte fusca	65	0.390
Turbona cimicoides	64	0.384
Genocidaris maculata	50	0.300
Gonilia calliglypta	49	0.294
Divaricella divaricata	45	0.270
Glycymeris insubrica	43	0.258
Pododesmus squamula	41	0.246
Cerithidium submamillatum	37	0.222
Acmaea virginea	36	0.216
Calyptraea chinensis	35	0.210
Lunatia pulchella	30	0.180
Mitrolumna olivoidea	29	0.174
Rissoina bruguierei	29	0.174
Mazatlania cfr aciculata	28	0.168
Arca tetragona	28	0.168
Vexillum ebenus	28	0.168
Triphora perversa	27	0.162
Emarginula punctulum	27	0.162
Lepetella laterecompressa	26	0.156
Chlamys varia	25	0.150
Modiolula phaseolina	25	0.150
Argyrotheca cordata	25	0.150
Turbona cfr cimicoides	24	0.144
Clausinella brongniarti	23	0.138
Palliolum incomparabile	22	0.132
Gibbula fanulum	22	0.132
Caryophyllia smithii	22	0.132
Cerithium haustellum	21	0.126
Plagiocardium papillosum	21	0.126
Gibbula guttadauri	21	0.126
Raphitoma linearis	19	0.114
Hyalopecten similis	19	0.114
Turboella dolium	18	0.108
Bela fuscata	18	0.108
Glans trapezia	17	0.102
Columbellopsis minor	16	0.096
Hyalina mitrella	16	0.096

SPECIE	Ab	Dom
Barbatia scabra	14	0.084
Acinopsis cancellata	14	0.084
Tricolia pullus	13	0.078
Bathyarca philippiana	13	0.078
Raphitoma purpurea	13	0.078
Fusinus rudis	12	0.072
Ostrea edulis	12	0.072
Glans aculeata	12	0.072
Homalopoma sanguineum	12	0.072
Nassarius cfr mutabilis	11	0.066
Turbona sp1	10	0.060
Parvicardium roseum	10	0.060
Calliostoma conulum	10	0.060
Arca noae	9	0.054
Pitar r.mediterranea	9	0.054
Hiatella arctica	9	0.054
Comarmondia gracilis	9	0.054
Portlandia philippiana	9	0.054
Chama gryphoides	9	0.054
Tellina donacina	9	0.054
Raphitoma hystrix	8	0.048
Chlamys multistriata	8	0.048
Ctena decussata	7	0.042
Goodallia triangularis	7	0.042
Chlamys bruei	6	0.036
Diodora italica	6	0.036
Bathyarca grenophia	6	0.036
Mangelia smithii	6	0.036
Chauvetia turritellata	6	0.036
Bela cfr aegeensis	6	0.036
Acanthocardia echinata	6	0.036
Cyclopecten cfr brundisiensis	6	0.036
Jujubinus cfr striatus	5	0.030
Ceriothiopsidae sp1	5	0.030
Muricopsis aradasi	5	0.030
Barleeia rubra	5	0.030
Emarginula rosea	5	0.030
Parvicardium exiguum	4	0.024
Lucinoma boreale	4	0.024
Epitonium clathratulum	4	0.024
Limatula gwyni	4	0.024
Limea crassa	4	0.024
Odostomia unidentata	4	0.024
Nucula cfr nucleus	4	0.024
Alvanlidae sp1	4	0.024
Apicularia sp1	4	0.024
Trochidae sp.2	4	0.024
Haminoea navicula	3	0.018
Cerithium sp1	3	0.018
Dentalium sp1	3	0.018
Turbona cimex	3	0.018
Rissoa violacea	3	0.018

SPECIE	Ab	Dom
Ocenebra erinaceus	3	0.018
Laevicardium crassum	3	0.018
Calliostoma zizyphinum	3	0.018
Raphitoma nivea	3	0.018
Tellina balaustina	3	0.018
Epitonium tiberii	3	0.018
Kellia suborbicularis	3	0.018
Metaxia metaxae	2	0.012
Lunatia montagui	2	0.012
Gibberula miliaria	2	0.012
Clathromangelia quadrillum	2	0.012
Montacuta substriata	2	0.012
Crepidula unguiformis	2	0.012
Peplum clavatum	2	0.012
Mangelia rugulosa	2	0.012
Scissurella aspera	2	0.012
Naticidae sp1	2	0.012
Venericardia antiquata	2	0.012
Phasiphaeidea sp1	2	0.012
Turbonilla tenuis	2	0.012
Raphitoma sp2	2	0.012
Smaragdia viridis	2	0.012
Rissoa cfr variabilis	2	0.012
Lutraria sp1	2	0.012
Raphitoma sp1	2	0.012
Calliostoma cfr conulum	2	0.012
Philine catena	2	0.012
Calliostoma sp1	2	0.012
Epitonium cfr tiberii	1	0.006
Diodora sp1	1	0.006
Cerithium cfr haustellum	1	0.006
Eulimella cfr scillae	1	0.006
Gibbula cfr magus	1	0.006
Cardita calyculata	1	0.006
Actonia cfr testae	1	0.006
Arcidae sp2	1	0.006
Arca sp2	1	0.006
Bivalve sp1	1	0.006
Chrysallida sp1	1	0.006
Aclis sp1	1	0.006
Alvania cfr discors	1	0.006
Acinopsis cfr cancellata	1	0.006
Toledonia cfr seguenzae	1	0.006
Amphipoda sp1	1	0.006
Bittium cfr reticulatum	1	0.006
Arca sp1	1	0.006
Mangelia cfr rugulosa	1	0.006
Calliostoma cfr zyzyphinum	1	0.006
Epitonium sp1	1	0.006
Hinia sp1	1	0.006
Monomyces pygmaea	1	0.006
Terebratulina retusa	1	0.006

SPECIE	Ab	Dom
Megerlia truncata	1	0.006
Odostomia plicata	1	0.006
Evalea exilissima	1	0.006
Azorinus chamasolen	1	0.006
Rhizorus acuminatus	1	0.006
Gibbula magus	1	0.006
Pyrene svelta	1	0.006
Turboella sarsi	1	0.006
Mangelia cfr rugulosa	1	0.006
Cerithiopsis cfr tubercularis	1	0.006
Parvicardium sp1	1	0.006
Metaxia cfr horrida	1	0.006
Hinia cfr limata	1	0.006
Mangelia sp1	1	0.006
Chlamys cfr varia	1	0.006
Ringicula sp1	1	0.006
Clavagella melitensis	1	0.006
Emarginula elongata	1	0.006
Cingulinae sp1	1	0.006
Emarginula huzardii	1	0.006
Copulabyssia cfr corrugata	1	0.006
Muricopsis cfr cristata	1	0.006
Muricopsis cfr cristata	1	0.006
Limea loscombi	1	0.006
Eulimella scillae	1	0.006
Clanculus corallinus	1	0.006
Glycymeris glycymeris	1	0.006
Weinkauffia semistriata	1	0.006
Nuculana pella	1	0.006
Turbonilla rufa	1	0.006
Dentalium inaequicostatum	1	0.006
Abra prismatica	1	0.006
Kelliella abyssicola	1	0.006
Corbula gibba	1	0.006
	15380	

Tab. 3. Abbondanza e dominanza degli esemplari dei taxa rinvenuti nelle tanatocenosi delle stazioni D23 (A) e D24 (B).

formate da elementi provenienti da quasi tutte le biocenosi infra e circaliterali. E' evidente che l'analisi non può limitarsi all'esame immediato del solo dato numerico, sia esso di abbondanza o di dominanza, bensì prevedere una operazione di filtraggio che riduca all'essenziale il numero delle variabili in gioco. Del resto la soluzione di considerare solo i taxa ad alta dominanza viene a scontrarsi con la realtà numerica delle specie viventi, in genere rappresentate con basse percentuali in tanatocenosi. La semplificazione opposta di eliminare dal computo le specie ad alta dominanza ritenute ad ampia valenza ecologica, sottovaluta la realtà di ambienti dominati da specie r-selettive che con i loro alti valori numerici documentano l'affermarsi di fattori edafici particolari. Ciò considerato, pur trattandosi di ambienti detritici, nei quali le forme epifaunali rappresentano una notevole parte del popolamento, l'unico approccio possibile resta, nel nostro caso, quello di scorporare i taxa ad *habitus* infaunale, trattandoli per primi separatamente. Ciò consente di valutare in modo diretto uno tra i fattori edafici più importanti: la tessitura del sedimento.

La figura 3a è relativa all'affinità per il substrato delle forme infaunali presenti nella stazione D23. Gran parte delle 39 specie è rappresentata da forme mistofile, psammofile tolleranti e psefofile per un totale che supera il 92% della dominanza totale degli esemplari. In particolare, *Timoclea ovata*, *Turritella turbona*, *Goodallia triangularis* ed *Echinocyamus pusillus* presentano ciascuna valori di dominanza superiori al 10%. Se al dato relativo all'affinità per il substrato viene sostituita l'affinità biocenotica (Fig. 3b), si

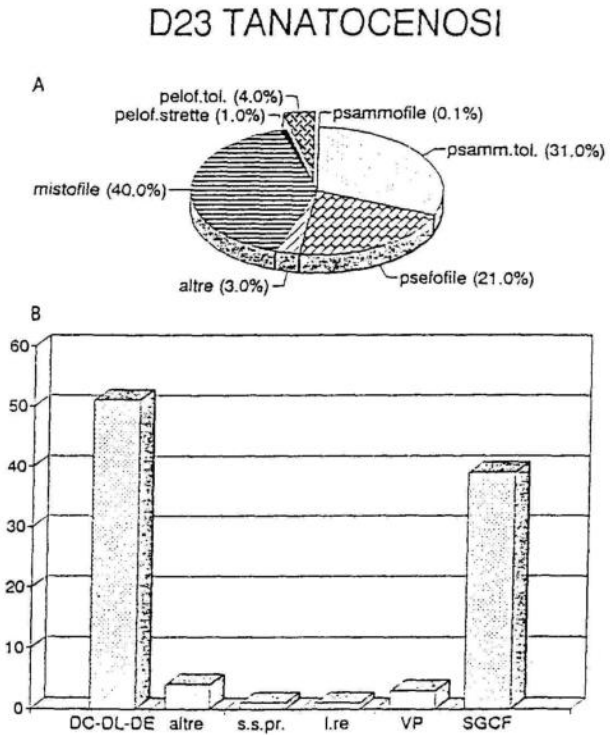


Fig. 3. Composizione dell'infauna nella stazione D23 in funzione della granulometria del sedimento (a) e in funzione bionomica (b).

osserva che le specie legate ai fondi detritici assumono una dominanza complessiva pari al 45%, mentre le specie correlabili con la Biocenosi delle Sabbie Grossolane con Correnti di Fondo superano di poco il 34%. Questi dati non concordano pienamente con quanto emerso dall'esame della biocenosi, rappresentata non solo dalle forme del Detritico Costiero, ma anche da forme francamente pelofile (Diplodonta rannidala). E' opportuno a questo proposito evidenziare che la presenza, con individui adulti, di tale specie, deve essere considerata non fortuita, ma quanto meno espressione di un ben definito fattore edafico. Questa osservazione è suffragata, a livello di tanatocenosi, dalla esistenza di un gruppo di otto specie legate a substrati fangosi, tra le quali spiccano *Abra longicallus*, *Entalina tetragona* e *Porllandia lenlicula philippiana*. Tale gruppo di specie ad affinità batiale conferma l'ipotesi, prima formulata, dell'attuale tendenza ali'infangamento del biotopo. Nella tanatocenosi i valori di dominanza dei taxa infaunali ed epifaunali, legati a biotopi detritici, sono pressocchè simili (18.19% e 15.92% rispettivamente). La biocenosi mostra, come si è visto, una realtà completamente diversa, caratterizzata da una quasi totale assenza di forme detritiche infaunali. Ciò fa ritenere l'infangamento un fenomeno recente.

La fig.4a mostra che nella stazione D24 l'incidenza delle specie psefofile, mistofile e psammofile tolleranti risulta prossima a 84%, lievemente inferiore quindi a quanto osservato nella stazione D23. Le specie la cui dominanza supera il 10% sono *Echinocyamus pusillus* (26%), *Goiddia minima* (19,5%) e *Turritella turbona* (19,1%).

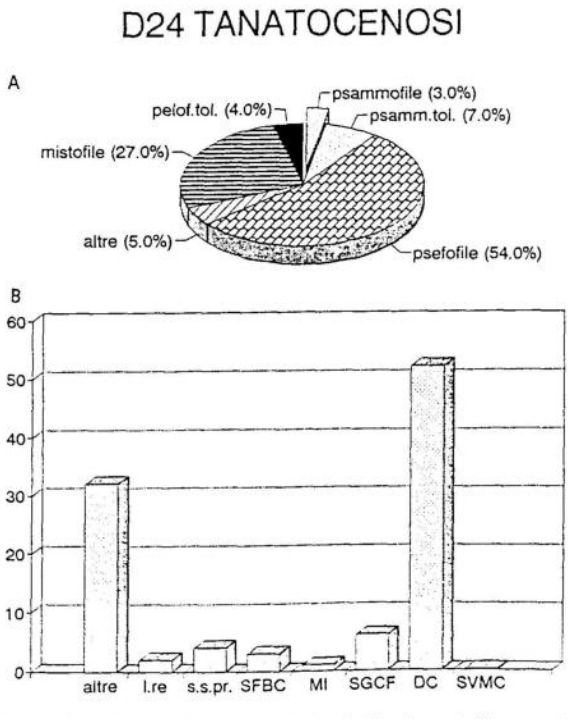


Fig. 4. Composizione dell'infamia nella stazione D24 in funzione della granulometria del sedimento (a) e in funzione bionomica (b).

L'affinità biocenotica delle specie infaunali vede una netta prevalenza dello stock legato al detritico costiero (54,3%). Lo stock delle specie legate alla Biocenosi SGCF è invece esiguo (6.3%), se si considera che le specie psefofile costituiscono da sole oltre la metà della dominanza degli esemplari infaunali. Il confronto con i dati della Biocenosi evidenzia a questo proposito una netta discrepanza; le specie infaunali viventi rappresentano solo l'8.5% del totale degli esemplari rinvenuti nella tanatocenosi e in quest'ultima risulta assente la specie *Diplodonta rotundata*. Nessuna, poi, delle tre specie dominanti nella tanatocenosi è stata ritrovata vivente. Da sottolineare infine la presenza in tanatocenosi di quattro specie indicatrici d'instabilità (*Corbula gibba*, *Lucinoma boreale*, *Myrtea spinifera*, *Nuculana pella*), anche se con bassi valori di dominanza (in totale 1.2%). Da tutto ciò emerge che la diversificazione strutturale del popolamento attuale è più apparente che reale, in quanto non sembra derivare da ricchezza di nicchie disponibili ma da instabilità ambientale. La registrazione delle vicende ambientali e climatiche che hanno interessato il biotopo, quale si può leggere nella tanatocenosi, mostra il succedersi di più fasi distinte. Nella prima fase il sedimento grossolano iniziale ed il suo popolamento, costituito da specie psefofile, si sono evoluti in un ambiente paragonabile alla Biocenosi del Detritico Costiero. In epoca più recente si è poi manifestata una tendenza ad un maggior infangamento, testimoniata, attualmente, dall'installarsi di specie pelofile. Da sottolineare che, a differenza di quanto visto nella stazione D23, qui l'infangamento del substrato e la colonizzazione da parte di specie pelofile sono chiaramente rallentate dalle caratteristiche tessiturali del substrato originario, più grossolano.

5. CONCLUSIONI

La mancanza, nelle faune identificate nelle due tanatocenosi, di sicuri ospiti freddi, e la batimetria delle due stazioni, permettono di correlare i tempi di evoluzione dei due biotopi al solo Olocene. Sulla base di questa attribuzione è possibile scandire nel tempo le variazioni subite dai due ambienti.

La fase iniziale della trasgressione olocenica vede l'instaurarsi nelle due aree di biotopi francamente circalitorali: uno ascrivibile ad un Biocenosi del Detritico Costiero (D23), l'altro ad un fondo grossolano sottoposto ad intenso idrodinamismo (D24). Il raggiungimento del livello marino attuale, probabilmente molto veloce, ha poi contribuito a stabilizzare le due aree. La stazione D23, poco soggetta ali'idrodinamismo e a batimetria troppo elevata per consentire una massicccia presenza di vegetali, ha rappresentato una facies profonda della Biocenosi del Detritico Costiero. La stazione D24 ha invece assunto le caratteristiche tipiche della Biocenosi del Detritico Costiero m *facies* di maerl, come

testimoniato anche dalle alghe calcaree abbondantemente presenti in tanatocenosi (Basso, in preparazione). Solo recentemente su entrambe le aree si è manifestata una variazione nella sedimentazione, con un incremento nel tasso della frazione più fine. Questo aumento della sedimentazione fine ha avuto nei due biotopi differenti risposte. La stazione più profonda ha cominciato a subire la colonizzazione delle specie pelofile legate al Piano Batiale, mentre quella più superficiale, con l'aumento della torbidità dell'acqua, ha visto un progressivo degrado della facies di maerl. Ad essa non è subentrata una colonizzazione massiccia delle specie pelofile del Piano Circalitorale, ma semplicemente una certa instabilità documentata non solo da specie tipiche dei popolamenti eterogenei ma anche dalla contemporanea presenza di una fauna eterogenea (fase 1 di Di Geronimo e Robba, 1989). Questa diversa risposta dei due biotopi ad un medesimo processo sedimentario deriva in ultima analisi dalle tessiture originarie del sedimento. Nella stazione D23 la frazione più grossolana del sedimento (diametro massimo 2 mm) è stata rapidamente colmata dall'apporto pelitico, con conseguente arrivo delle specie pelofile; nella stazione D24 (frazione più grossolana con diametro massimo decisamente maggiore), tale apporto non è stato sufficiente a determinare una sostanziale trasformazione del substrato. Circa le cause che possono aver determinato la variazione del regime sedimentario queste non sembrano essere locali. Infatti, un input di provenienza locale avrebbe fatto sentire maggiormente i suoi effetti nella stazione più superficiale. E' perciò ipotizzabile un fenomeno più generalizzato, comune, sulla base delle nostre esperienze, a tutta l'area tirrenica, ma forse riconducibile a tutto il Mediterraneo. Tale fenomeno può vedere come possibile origine l'attività antropica ed in particolare l'introduzione massiccia dell'agricoltura. Il disboscamento ad essa collegato e la conseguente denudazione dei suoli, privi di copertura vegetale per un certo periodo dell'anno, possono aver indubbiamente contribuito ad una più veloce ed aggressiva erosione; con maggior apporto, alle aree marine, da parte dei corsi d'acqua, specialmente di materiale fine in sospensione.

BIBLIOGRAFIA

Basso, D., C. (Torselli e S. Giacobbe. 1990. Processi tafonomici e sedimentali sulla piattaforma continentale del Mediterraneo. Arcipelago Toscano. Rapporto sui risultati delle crociere oceanografiche della N/O "Minerva". Giugno-luglio 1988. Dicembre, 1988. Dip. Biol. Animal. Ecol. Mar. Messina, *Rapporti*, 4: 40 pp.

Di Geronimo, I. e E. Robba. 1976. Metodologie qualitative e quantitative per lo studio delle biocenosi e paleocomunità marine bentoniche. Rapporto di lavoro n.l. Il

Paleobenthos in una prospettiva paleoecologica. CNR, Gruppo informale di ricerca Coordinata, Parma: 36 pp.

Di Geronimo I. e E. Robba. 1989. The structure of benthic communities in relation to basin stability. In A.Soriani, M. Bonafede, G.B. Piccardo & G.B.Vai edts.: "*The lithosphere in Italy. Advances in Earth Science Research*" , Roma: 341-352.

Atti del 9° Congresso A.I.O.L.
S. Margherita Ligure, 20-23 Novembre 1990
da pag. 179 a pag. 192

POPOLAMENTI MICROZOOPLANCTONICI DEL TIRRENO SETTENTRIONALE NOVEMBRE '86, MARZO '87, APRILE '88, NOVEMBRE '88.

S. Fonda Umani *, M. Monti **, L. Casaretto **

*Dipartimento di Biologia - Università di Trieste
**Laboratorio di Biologia Marina di Aurisina, Trieste

SUMMARY

The distribution of microzooplankton was studied in the North Tyrrhenian Sea during four cruises (November 1986, March 1987, Aprii 1988, November 1988).

Microzooplankton samples were collected at surface, intermediate and bottom depths.

The numerical abundance of microzooplankton populations (ranging between 0 and 1387 ind dm") was high mainly in the northern part of the Tyrrhenean Sea, during the spring and at intermediate depth.

Ciliates other than tintinnids and micrometazoa were not very abundant (respectively 10 % and 30 % of the total population) while tintinnids represented an average of 50 % of the total microzooplankton population.

152 tintinnids species were determinated, and *Stenosemella nivalis*, *S. ventricosa*, *Amphorella quadrilineata*, *Dadayiella ganimedes*, represented the dominant species in the area.

1. INTRODUZIONE

Vengono riportati i dati riguardanti la frazione microzooplanctonica relativa a quattro crociere effettuate nel novembre 86, marzo 87, aprile 88 e novembre 88 nel Tirreno settentrionale.

Negli ultimi anni lo studio dei popolamenti microzooplanctonici ha registrato un notevole impulso in relazione al ruolo fondamentale che essi rivestono nei trasferimenti energetici tra i produttori primari ed i successivi anelli della catena trofica (Margalef, 1963).

Ricerche eseguite con finanziamenti della Regione Toscana nell'ambito del "Progetto Mare".

I popolamenti microzooplanctonici, costituiti da organismi di dimensioni inferiori ai 200 µm, comprendono i tintinnidi, i ciliati diversi dai tintinnidi, le forme larvali di organismi planctonici e benctonici (micrometazoi), i foraminiferi, i radiolari e gli acantari.

Tale frazione planctonica è oggetto di studio già da parecchi anni in Adriatico ed in particolare nel Golfo di Trieste (Cabrini et al., 1989; Fonda Umani et al., 1989; Ghirardelli et al, 1989; Milani et al., 1987/88), mentre solo dal 1986 sono iniziate le ricerche nelF Alto Tirreno.

La letteratura esistente è quindi relativamente ampia per l'Adriatico (Krisinic, 1977, 1980, 1987; Revelante and Gilmartin, 1983; Revelante et al., 1985) mentre è quasi inesistente per il Tirreno (Fonda Umani et al., 1988).

L'area più prossima ampiamente esplorata in questo senso è il Mediterraneo nord occidentale (Rassoulzadegan, 1977), ed in particolare il Mar Ligure, il Golfo di Marsiglia e le zone limitrofe (Rampi, 1948, 1950; Posta, 1963; Travers, 1975; Travers et Travers, 1971,1975).

2. MATERIALI E METODI

Nel novembre 86 e nel marzo 87 l'area esplorata era compresa tra le longitudini 9° 45' e 11° 10' E e le latitudini 42° 12' e 43° N (fig.l).

Nell'aprile 88 e nel novembre 88 la zona di mare interessata è stata quella tra le longitudini 9° 23' e 10° 28' E e le latitudini 42° 56' e 43° 59' N (fig.l).

Nel novembre 86 sono state considerate 33 stazioni, 48 nel marzo 87, 59 nell' aprile 88 e 38 nel novembre 88 (tab.l).

Per ogni stazione sono stati prelevati 5 litri di acqua alla quota superficiale, intermedia e al fondo, con bottiglie GO Niskin della capacità di 10 litri (tab.l). I campioni sono stati immediatamente ridotti a 250 cc, mediante filtrazione con maglia da 10 µm, e fissati al 4 % con formalina neutralizzata con tetraborato di sodio ($Na_2B_4O_7$ * $10H_2O$).

I campioni sono stati successivamente analizzati al microscopio rovesciato secondo il metodo Utermohl (1958), considerando tutta l'area della vaschetta di sedimentazione (ingrandimento x 200).

Le specie sono state determinate seguendo le classificazioni di Brandt (1906, 1907); Corliss (1979); Kofoid and Campbell (1929, 1939); Krsinic (1977) e Rampi e Zattera (1982).

La rappresentazione grafica è stata effettuata utilizzando il programma Surfer considerando i valori a O m, quelli relativi alle quote intermedie comprese tra 1-49 m e tra 50-99 m e quelli di fondo per le quote > 100 m.

Vengono inoltre riportati i valori minimi, massimi e medi dei popolamenti microplanctonici riscontrati nelle diverse crociere e relativamente ai quattro strati precedentemente indicati (0 m, 1-49 m, 50-99 m e > 100 m) (tab.2).

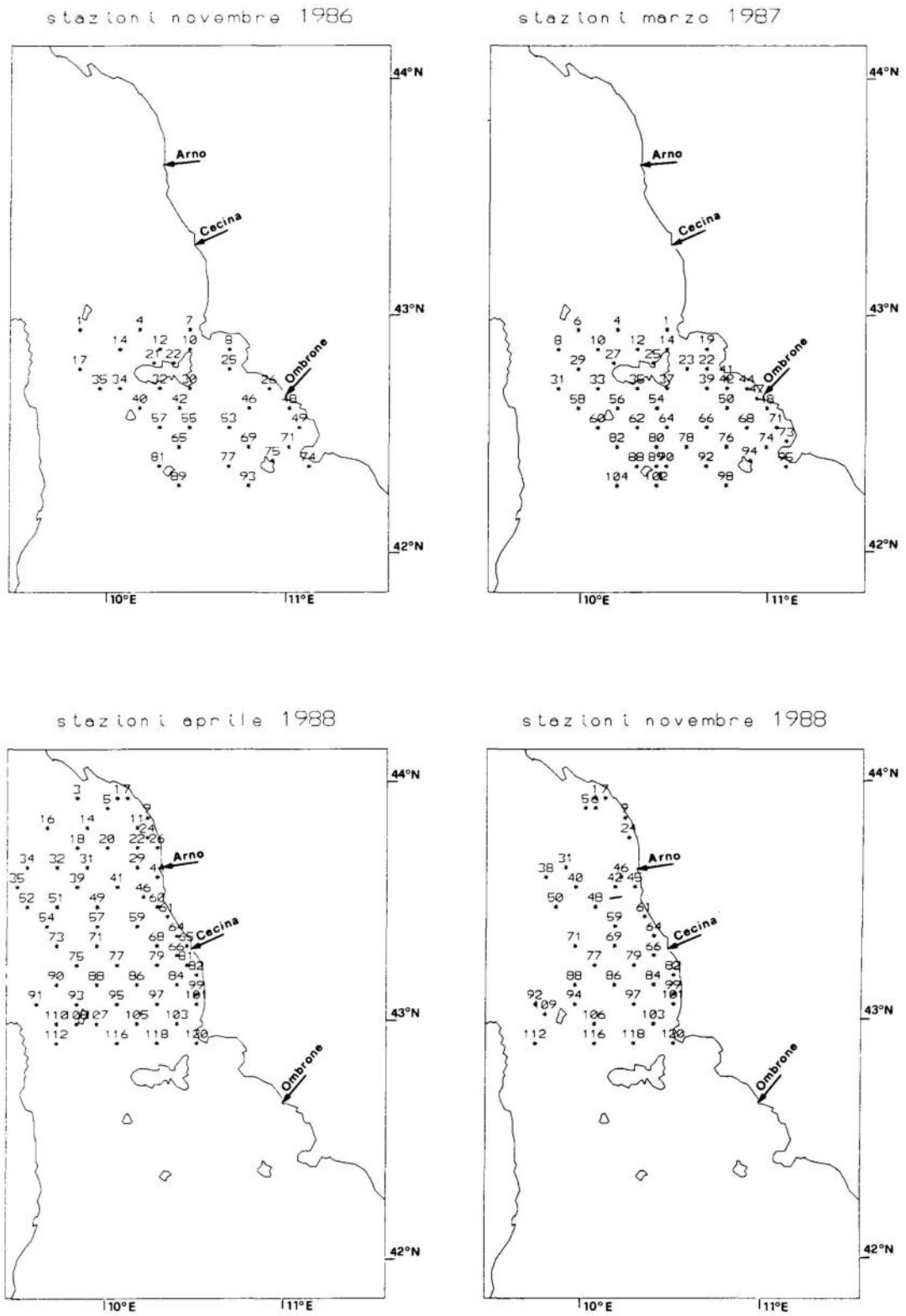


Fig.1 Aree e stazioni esplorate nelle quattro crociere.

NOVEMBRE 86		MARZO 87		APRILE 88		NOVEMBRE 88	
st.	quote (m)	st.	quote (m)	st.	quote (m)	st.	quote (m)
1	0-50-350	1	0-25-50	1	0-10	1	0-10
4	0-50-100	4	0-50-100	3	0-10-25	5	0-10
7	0-25-50	6	0-50-100	5	0-10	6	0-10
8	0-10-25	8	0-100-300	7	0-10	7	0-10
10	0-25-50	10	0-25-50	9	0-10	9	0-10
12	0-50-100	12	0-50-100	11	0-10	24	0-10
14	0-25-70	14	0-10-25	14	0-25-100	31	0-50-100
17	0-25-50	19	0-10-25	16	0-100-300	38	0-100-400
21	0-25-50	22	0-25	18	0-100-300	40	0-50-100
22	0-10	23	0-25-50	20	0-25-50	42	0-10-25
25	0-10-25	25	0-10-20	22	0-10	45	0
26	0-25-50	27	0-25-50	24	0-10	46	0-10
30	0-25-95	29	0-100-300-400	26	0-10	48	0-25-50
32	0-25-50	31	0-200-500	29	0-10-25	50	0-50-300
34	0-25-50	33	0-25	31	0-50-100	59	0-50-100
35	0-100-500	35	0-10	32	0-200-400	61	0-25
40	0-25-100	37	0-25-50	34	0-300-400-500	64	0-10-25
42	0-25-100	39	0-50-100	35	0-400-800	66	0-10
46	0-50-100	41	0-25-50	39	0-200-400	69	0-50-100
48	0-10	42	0-25	41	0-50-100	71	0-50-100
49	0-10-20	44	0-25	44	0-10	77	0-50-100
53	0-50-100	47	0-8	46	0-10	79	0-25-50
55	0-50-100	48	0-10	49	0-100-200	82	10
57	0-50-100	50	0-50-100	51	0-200-400	84	0-25-50
65	0-100-200	54	0-50-100	52	0-300-500	86	0-50-100
69	0-100-200	56	0-25-50	54	0-100-300	88	0-50-100
71	0-50-100	58	0-300-600	57	0-50-100	92	0-200-300
74	0-25-50	60	0-100-400	59	0-25-50	94	0-50-100
75	0-50-100	62	0-50-100	60	0-10	97	0-50-100
77	0-100-300	64	0-50-100	61	0-10-25	99	0-10-25
81	0-50-100	66	0-50-100	64	0-10-25	101	0-10-25
89	0-100-200	68	0-25-50	65	0-10-25	103	0-50-100
93	0-100-200	71	0-10-25	66	0-10-25	106	0-50-100
		73	0-10-25	68	0-25-50	109	0-25
		74	0-50-100	71	0-50-100	112	0-50-300
		76	0-25-50	73	0-200-500	116	0-25-50
		78	0-100-300	75	0-300-500	118	0-50-100
		80	0-50-200	77	0-50-100	120	0-25-50
		82	0-25-50	79	0-25-50	120	0-25-50
		88	0-50-100	81	0-10		
		89	0-50-200	82	0-10		
		90	0-200-400	84	0-25-50		
		92	0-50-300	86	0-50-100		
		94	0-50-100	88	0-50-100		
		95	0-25-45	90	0-100-300		
		98	0-50-100	91	0-100-300		
		102	0-50-100	93	0-50-100		
		104	0-50-100	95	0-50-100		
				97	0-50-100		
				99	0-10-25		
				101	0-10-20		
				103	0-50-100		
				105	0-50-100		
				107	0-25-50		
				108	0-25-50		
				110	0-200-400		
				112	0-100-300		
				116	0-25-50		
				118	0-50-100		
				120	0-25-50		

TAB. 1 Stazioni e quote dei prelievi

3. RISULTATI

3.1 Distribuzione del microzooplancton totale

Novembre 1986

II popolamento microzooplanctonico totale nel novembre 86 varia da un minimo assoluto di 3 ind dm^{-3} a 200 m nella st.89 ad un massimo assoluto di 298 ind dm^{-3} a 50 m nella st.53. In linea generale in questo periodo si riscontrano i valori più bassi di tutte e quattro le campagne (tab.2). I popolamenti superficiali presentano un massimo assoluto di 139 ind dm^{-3} nella st.69 (fig.2). I dati relativi alle quote comprese tra 1-49 m presentano valori mediamente superiori, con un massimo assoluto di 124 ind dm^{-3} nella st.25 (fig.3); i dati relativi alle quote comprese tra i 50-99 m sono generalmente ancora più alti, con un massimo assoluto nella st.53 di 298 ind dm^{-3} (fig.4). I dati relativi alle quote > 100 m invece sono dello stesso ordine di grandezza di quelli superficiali, con un massimo assoluto di 194 ind dm^{-3} nella st.69 (fig.5). In generale quindi, durante la campagna di novembre, a tutte le quote, i massimi si riscontrano nelle stazioni dell'area compresa a Sud-Est dell'isola d'Elba, soltanto per le quote comprese tra 1-49 m il massimo si situa nella regione costiera.

Marzo 1987

Nel marzo 87 i valori sono generalmente più alti di quelli riscontrati nella crociera precedente, soprattutto nella zona settentrionale del reticolo esplorato con un massimo assoluto di 309 ind dm^{-3} nella st.23 a 50 m, a cui segue il valore di 283 ind dm^{-3} nella st.l in superficie. Il minimo assoluto spetta alla st.44, situata alla foce dell'Ombrone, in cui non è stato trovato alcun individuo in superficie, mentre nelle st.27 e 54 a 50 m sono stati trovati 0.5 ind dm" (tab.2). In superficie il massimo si riscontra nella st.l con 283 ind dm^{-3} ed in genere le stazioni più ricche (1, 14, 22, 23, 25) sono comprese nell'area tra la parte nord orientale dell'Elba e la costa (fig.2). Per quanto attiene alle quote tra 1-49 m il massimo assoluto si situa nella st.23 con 248.5 ind dm^{-3} ed in generale le stazioni contermini (14,22,25) sono le più ricche (fig.3). Per quanto riguarda le quote comprese tra 50-99 m i massimi si situano ancora una volta nell'area costiera settentrionale e precisamente nella st.23 (fig.4) mentre per le quote > 100 m le stazioni più ricche sono quelle dell'area a nord-ovest dell'Elba (6, 8, 29,31) con un massimo di 156.5 ind dm^{-3} nella st. 12 (fig.5). In questa crociera quindi si notano i valori maggiori negli strati intermedi e nella zona a Nord- Est dell'Elba.

Aprile 1988

II microzooplancton totale nell'aprile 88 presenta mediamente valori più alti rispetto alle due precedenti crociere con un valore massimo assoluto a 10 m nella st.66, posta in corrispondenza alla foce del Cecina, di 1387 ind dm^{-3} , ed un valore minimo nella st.90 a 300 m di 8 ind dm^{-3} (tab.2). In superficie i massimi si riscontrano nell'area costiera e precisamente nella st.64, con un valore di 819 ind dm^{-3} ed è individuabile un chiaro gradiente decrescente dalla costa al largo (fig.2). Analogamente, per quanto riguarda le quote comprese tra 1-49 m, i massimi corrispondono alle st. 60, 61, 64 e 66, ed è inoltre molto evidente anche in questo caso il gradiente costa - largo (fig.3).

	minimo (ind/dm³)	massimo (ind/dm³)	media (ind/dm³)
NOVEMBRE 86			
0 m	7.00	139.00	58.96
1-49 m	39.00	124.00	80.99
50-99 m	11.00	298.00	97.83
⩾ 100	3.00	194.00	53.02
totale	3.00	298.00	70.05
MARZO 87			
0 m	0.00	283.00	82.04
1-49 m	4.50	248.50	96.42
50-99 m	0.50	309.00	74.86
⩾ 100	2.00	156.50	46.42
totale	0.00	309.00	75.09
APRILE 88			
0 m	11.00	819.00	108.74
1-49 m	38.50	1387.00	253.69
50-99 m	30.50	154.00	65.45
⩾ 100	8.00	141.50	45.26
totale	8.00	1387.00	119.02
NOVEMBRE 88			
0 m	26.00	225.00	90.00
1-49 m	31.00	498.00	128.56
50-99 m	22.00	111.00	54.33
⩾ 100	0.50	75.50	30.88
totale	0.50	498.00	82.53

TAB. 2 Valori massimi, minimi e medi dei popolamenti microzooplanctonici (espressi in ind/dm^3) alle diverse quote

Fig. 2 Distribuzione dei popolamenti microzooplanctonici (espressi in ind/dm^3)in superficie nelle quattro crociere.

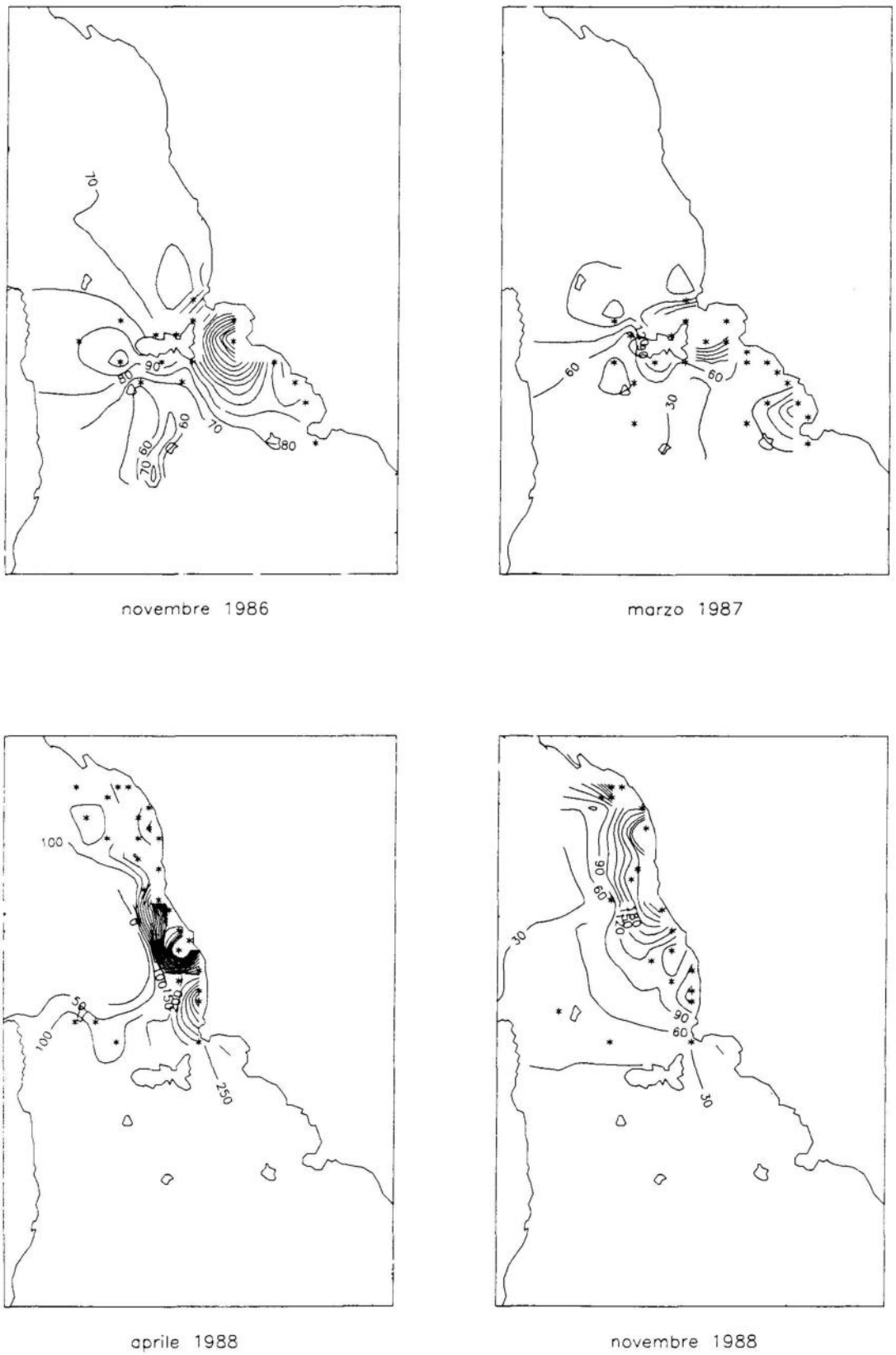


Fig. 3 Distribuzione dei popolamenti microzooplanctonici (espressi in ind/dm^3) tra 1-49 m nelle quattro crociere.

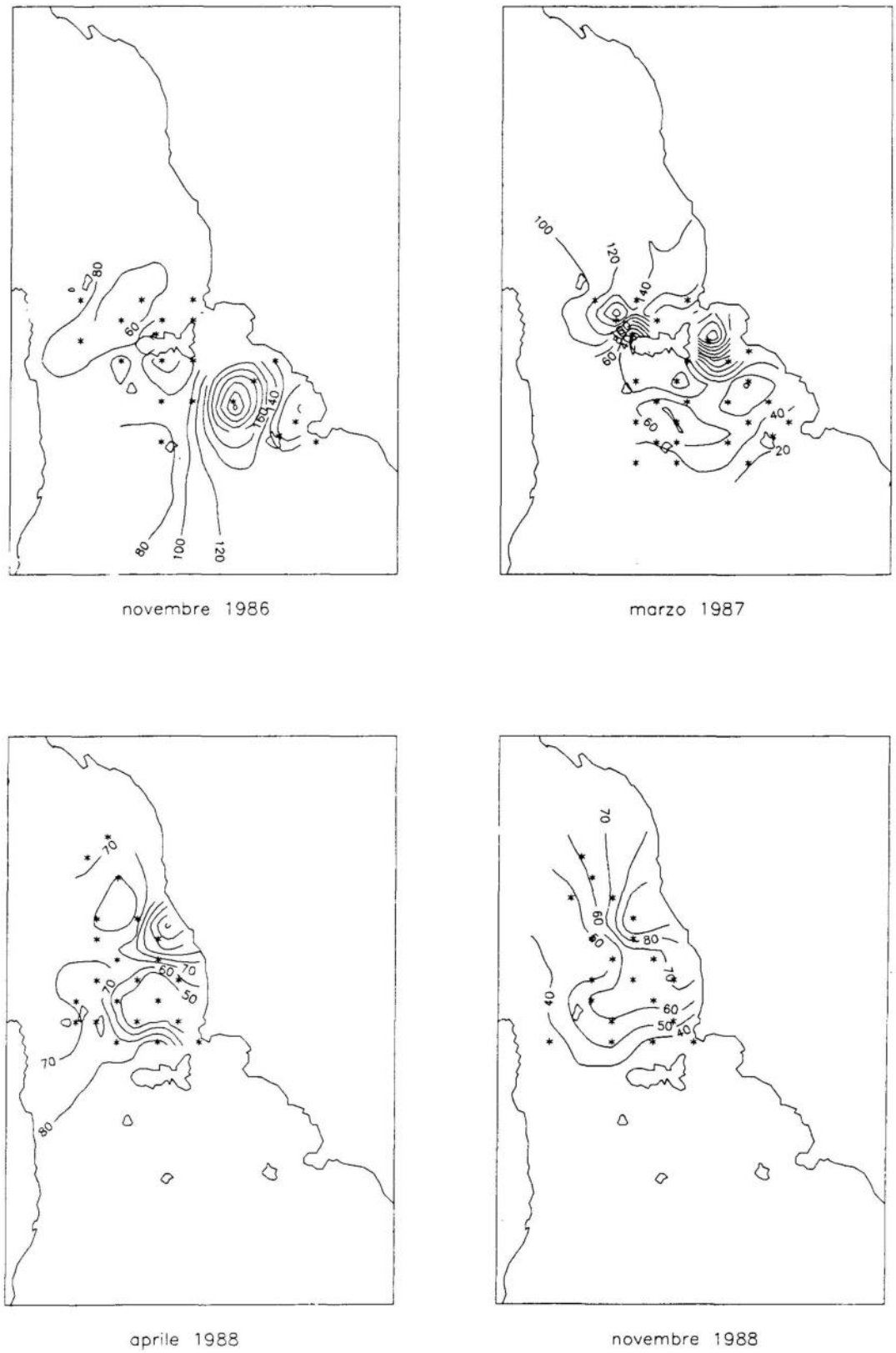


Fig. 4 Distribuzione dei popolamenti microzooplanctonici (espressi in ind/dm^3) tra 50-99 m nelle quattro crociere.

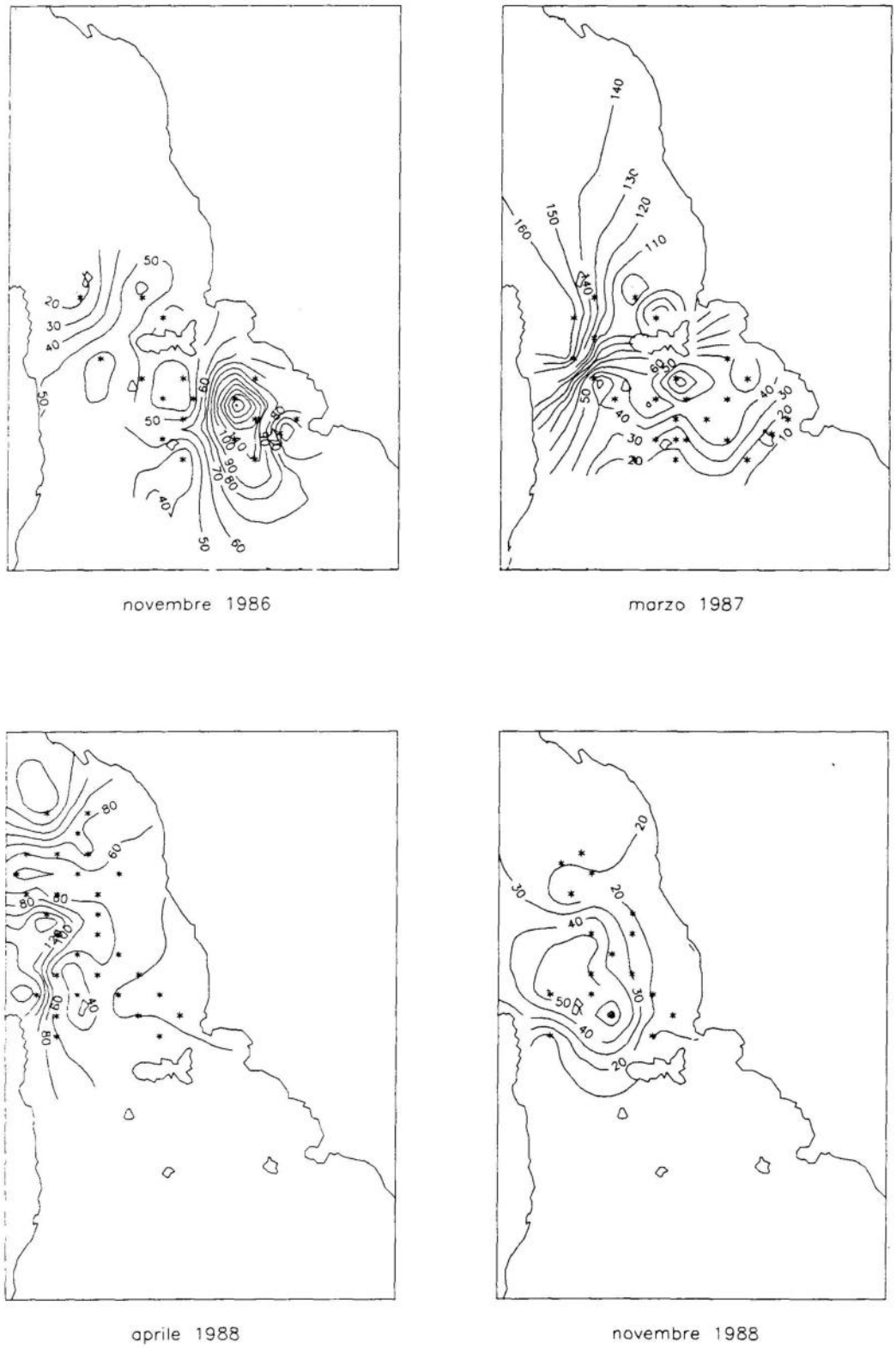


Fig. 5 Distribuzione dei popolamenti microzooplanctonici (espressi in ind/dm^3) alle quote $\geqslant$ 100 m nelle quattro crociere.

Anche per le quote comprese tra 50-99 m i massimi corrispondono alla stessa area con un massimo assoluto di 154 ind dm^{-3} nella st.68 (fig.4J. Per le quote > 100 m invece il massimo si riscontra nella st.16 con 141.5 ind dm^{-3} (fig.5). In linea generale quindi, i popolamenti risultano più abbondanti alla quote comprese tra 1-49 m e nell'area costiera centrale della zona, eccezione fatta per le quote più profonde per le quali i valori più elevati sono presenti nella zona nord occidentale.

Novembre 1988

Nel novembre 88 i valori totali variano da un minimo di 0.5 ind dm^{-3} al fondo nella st.38 ad un massimo di 498 ind dm^{-3} alla quota di 10 m nella st.24, posta a Nord della foce dell'Arno. I valori sono mediamente inferiori a quelli rilevati nella stessa area per la crociera precedente (tab.2). In superficie i massimi si riscontrano nella st.79, con un valore di 225 ind dm^{-3} , a cui segue la st.l con il valore di 214 ind dm^{-3} ; in questo caso quindi i massimi sono costieri nell'area più settentrionale mentre risultano spostati leggermente al largo nella regione più meridionale (fig.2). Per le quote comprese tra 1-49 m, come si è detto, il massimo corrisponde alla st.24 al quale segue la st.l con 313 ind dm^{-3} ; in questo caso i massimi si registrano nell'area costiera (fig.3); i valori per le quote comprese tra 50-99 m sono decisamente inferiori, con un massimo di 111 ind dm^{-3} in corrispondenza alla st.59, che è comunque una delle stazioni più costiere comprese in questo gruppo (fig.4). I valori relativi alle quote > 100 m sono ulteriormente più bassi, con un massimo di 75.5 ind dm^{-3} nella st.106 posta a nord dell'Elba (fig.5). In novembre quindi, le abbondanze maggiori si rilevano alle quote superficiali, per le quali è anche evidente, seppur in maniera meno marcata della crociera precedente, il gradiente costa - largo. Alle quote inferiori i valori sono decisamente più bassi ed i massimi si riscontrano nell'area più meridionale.

3.2 Composizione tassonomica dei popolamenti microzooplanctonici

I ciliati diversi dai tintinnidi, in gran parte non determinabili, ad eccezione dei generi *Strombidium* e *Lacrimaria*, rivestono in questo ambiente un' importanza limitatissima, non superando in genere il 10 % dell'intero popolamento. Maggiore importanza rivestono le larve dei metazoi, per lo più nauplius di copepodi, larve di bivalvi e larve indeterminabili di invertebrati, che possono rappresentare in alcuni casi più del 30 %.

Ben rappresentati sono invece i tintinnidi che costituiscono sempre più del 50 % del popolamento totale. Le specie di tintinnidi determinate durante le quattro crociere sono 152, tra queste *Stenosemella nivalis*, *S. ventricosa*, *Amphorella quadrilineata*, *Dadayiella ganimedes* e le specie appartenenti al genere *Salpingella* sono le uniche che possono considerarsi prevalenti.

4. CONCLUSIONI

I popolamenti microzooplanctonici, nelle aree da noi esplorate, presentano valori globalmente variabili tra 0 e 1387 ind dm^{-3} , con massimi primaverili, generalmente

localizzati nella parte settentrionale costiera. I valori riscontrati nel Tirreno settentrionale sono dello stesso ordine di grandezza di quelli segnalati per l'Adriatico centro-settentrionale (Fonda Umani et al., 1989), anche se decisamente inferiori a quelli riscontrati nella zona maggiormente influenzata dalla "piume" del Po (Ghirardelli et al., 1989). Ma, mentre in Adriatico, soprattutto nella sua parte più settentrionale e ad eccezione del periodo invernale, i popolamenti microzooplanctonici sono costituiti prevalentemente da ciliati diversi dai tintinnidi, con percentuali variabili dal 44 al 91 % (Fonda Umani et al., 1989), in Tirreno sono costituiti per più del 50 % da tintinnidi. L'abbondanza dei ciliati diversi dai tintinnidi in Adriatico è stata messa in relazione con la prevalenza della frazione nanoplanctonica su quella micro-fitoplanctonica (Revelante and Gilmartin, 1983; Revelante et al., 1985) e si è inoltre supposto che i ciliati possano svolgere un ruolo limitante su tale frazione (Cabrini et al., 1989). La distribuzione dei tintinnidi è meno correlata a quella della frazione vegetale di dimensioni inferiori ai 20 µm perché probabilmente questi possono gravare anche sulle classi dimensionali più piccole del micro-fitoplancton (Ghirardelli et al., 1989).

Alla luce dei risultati della presente ricerca, la biomassa microzooplanctonica risulta cospicua anche nel Tirreno settentrionale, anzi, per certi versi, essendo costituita prevalentemente da tintinnidi, che generalmente hanno dimensioni maggiori dei ciliati non loricati, potrebbe venir considerata maggiore di quella più volte riscontrata nell'Adriatico centro-settentrionale.

Si può inoltre osservare come, soprattutto per le quote più superficiali, i valori più alti si riscontrino prevalentemente in corrispondenza alle foci dei fiumi Cecina ed Arno a Nord, mentre l'Ombrone non sembra influenzare la distribuzione di questa frazione (se non, al limite, in senso negativo).

Si è riscontrata una corrispondenza perfetta tra la distribuzione del microzooplancton totale e quella dei soli tintinnidi; le poche differenze rilevate riguardano prevalentemente i periodi primaverili e sono da imputarsi all'apporto dei micrometazoi.

Il numero delle specie riscontrate nelle quattro crociere è decisamente alto rispetto a quanto precedentemente indicato, per la stessa zona, da altri autori come Kofoid and Campbell (1929, 1939); Rampi (1948, 1950); Rampi e Zattera (1982); Posta (1963); Travers (1975); Krsinic (1977, 1980) ed Abboud-Abi Saab (1989), ma tra queste soltanto alcune risultano caratterizzanti l'area in oggetto e precisamente *Stenosemella nivalis*, *S. ventricosa*, *Amphorella quadrilineata*, *Dadayiella ganimedes* e le specie appartenenti al genere *Salpingella*.

BIBLIOGRAFIA

Abboud-Abi Saab, M. 1989. Distribution and ecology of tintinnids in the plankton of Lebanese coastal waters (eastern Mediterranean). *J. Plankton Res.,* 11 (2):203-222.

Brandi, K. 1906. Die Tintinnodeen der Plankton Expedition. Tafelerklarungen nebst kurzer Diagnose der neuen Arten. *Ergebn. Plankton Exped.*, 3: 1-33.

Brandt, K. 1907. Die Tintinnodeen der Plankton Expedition. Sistematischer Teil. *Ergebn. Plankton Exped.*, 3: 1-499.

Cabrini, M., L. Milani, S. Fonda Umani e G. Honsell. 1989. Relazioni trofiche tra fitoplancton e microzooplancton nel Golfo di Trieste. *Oebalia,* 15 (1), N.S.: 383-395.

Corliss, J.O. 1979. The ciliated Protozoa: Characterization, Classification and Guide to the Literature, 2nd ed. *Pergamon Press*, 455 pp.

Fonda Umani, S., M. Monti and S. Sichenze. 1988. Tuscan Northern Tyrrhenian micfozooplankton: Autumn 1986. *Rapp. Comm. int. Mer Medit.*, 31 (2): 218.

Fonda Umani, S., E. Ghirardelli, L. Milani e M. Specchi. 1989. Zooplancton dell'Adriatico Settentrionale e Centrale. *Boll. Oceanogr. Teor. appl.,* N.S.: 127-137.

Ghirardelli, E., S. Fonda Umani e M. Specchi. 1989. Lo zooplancton dell'Adriatico. In: *Il Mare Adriatico: problemi e prospettive. Sogesta*, Urbino, 47-74.

Kofoid, C.A. and A.S. Campbell. 1929. A conspectus of the marine and fresh-water Ciliata belonging to the suborder Tintinnoinea, with description of new species principally from the Agassiz expedition to the eastern tropical Pacific, 1904-1905. *Univ. Calif. Publ. Zool.*, 34: 403 pp.

Kofoid, C.A. and A.S. Campbell. 1939. The Ciliata: the Tintinnoinea. *Bull Mus. comp. Zool. Harv. Coll*, 84: 473 pp.

Krsinic, F. 1977. Kvalitativna i kvantitativna istrazivanja tintinida uz istocnu obalu Jadranskog mora. *Doktorska disertacija. Prir. mat. fakultet Sveucilista u Zagrebu*, 130 pp.

Krsinic, F. 1980. Qualitative and quantitative investigations of the tintinnids along the eastern coast of the Adriatic.*Acta Adriat.*, 21 (1): 19-104.

Krsinic, F. 1987. Tintinnies (Ciliophora, Oligotrichida, Tintinnina) in Eastern Adriatic Bays. Estuar. *Coast. Shelf Sci.*, 24: 527-538.

Margalef, R. 1963. Role des cilies dans le cycle de la vie pelagique en Mediterranee. *Rapp. Proc. Verb. reun. CIESM*, 17 (2): 511-512.

Milani, L., M. Cabrini, S. Fonda Umani e G. Honsell. 1987/88. Il microzooplancton in una stazione del Golfo di Trieste da marzo 1986 a settembre 1988: Dati. *Nova Thalassia*, 9: 53-95.

Posta, A. 1963. Relation entre l'evolution de quelques Tintinnides de la rade de Villefranche et la temperature de l'eau. *Cah. Biol. Mar.*, 4 (2): 201-210.

Rampi, L. 1948.1 Tintinnoidi delle acque di San Remo. *Boll. Pesca, Pisc. Idrobiol*, 3: 50-56.

Rampi, L. 1950.1 Tintinnoidi delle acque di Monaco raccolti dell' Eider nell'anno 1913. *Bull. Inst. Oceanogr.*, 965: 1-7.

Rampi, L. e A. Zattera. 1982. Chiave per la determinazione dei Tintinnidi mediterranei. *ENEA-RT/BIO*, 82: 28 pp.

Rassoulzadegan, F. 1977. Evolution annuelle des cilies pelagiques en Mediterranee nord-occidentale. Cilies Oligotriches "non Tintinnides" (Oligotrichina). *Ann. Inst. oceanogr., Paris*, 53 (1): 125-134.

Revelante N. and M. Gilmartin. 1983. Microzooplankton distribution in the Northern Adriatic Sea with emphasis on the relative abundance of ciliated protozoans. *Oceanol. Acta*, 6 (4): 407-415.

Revelante N., M. Gilmartin and N. Smodlaka. 1985. The effects of Po River induced eutrophication on the distribution and community structure of ciliated protozoan and micrometazoan populations in the Northern Adriatic sea. *J. Plankton Res.*, 1 (4): 461-471.

Travers, M. 1975. Inventane des protistes du Golfe de Marseille et de ses parages. *Ann. Inst. Oceanogr.*, 51 (1): 51-75.

Travers, A. et M. Travers. 1971. Catalougue des tintinnides (Cilies Oligotriches) recoltes dans le Golfe de Marseille de 1962 a 1964. *Tethys*, 2 (3): 639-646.

Travers, A. et M. Travers. 1975. Catalougue du Microplancton du Golfe de Marseille. Int. *Revueges. Hydrobiol.*, 60 (2): 251-276.

Utermohl, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplankton Methodik. *Mitt. int. Ver. Theor. angew. Limnol.*, 9: 1-38.