ATTI

DELLA

ASSOCIAZIONE ITALIANA DI OCEANOLOGIA E LIMNOLOGIA

Proceedings of the Italian Association of Oceanology and Limnology

Volume 15

Genova 2002

Responsabile della Pubblicazione / *Editor in Chief*

Mauro PICCAZZO — Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse, Università di Genova

Comitato di Redazione / *Editorial Board*

Giancarlo ALBERTELLI	Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse, Università di Genova
Carlo Nike BIANCHI	Marine Environment Research Centre, ENEA Santa Teresa, La Spezia
Riccardo DE BERNARDI	Istituto Italiano di Idrobiologia, CNR, Verbania Pallanza
Roberto FRACHE	Dipartimento di Chimica e Chimica Industriale, Università di Genova
Giancarlo SPEZIE	Istituto di Meteorologia e Oceanografia, Istituto Universitario Navale, Napoli

Consulenti Editoriali / *Editorial Assistants*

Antonio ARTEGIANI, Ancona
Roberto BERTONI, Pallanza
Cristiana CALLIERI, Pallanza
Jordi CATALAN, Barcellona
Riccardo CATTANEO-VIETTI, Genova
Paul R. DANDO, Bangor
Manos DASSENAKIS, Athens
Marco FIRPO, Genova
Serena FONDA UMANI, Trieste
Jörn GEISTER, Bern
Josep-Maria GILI, Barcelona
Karl J. HESSE, Kiel
Lucien LAUBIER, Marseille
Cristophe LEBOULANGER, Thonon les Bains
Fiorenza MARGARITORA, Roma
Giuseppe MORABITO, Pallanza
Carla MORRI, Genova
Jean-Francois PAVILLON, Paris
Joandomènec ROS, Barcelona
Vincenzo SAGGIOMO, Napoli
Alan J. SOUTHWARD, Plymouth
Sergio TUCCI, Genova
Adolf WEBER, Hamburg
Karl WITTMANN, Wien

L'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia (AIOL) è un'associazione scientifica indipendente formata da ricercatori interessati allo studio di tutti gli ambienti acquatici, sia marini sia continentali, ed ha lo scopo di facilitare lo scambio culturale sia tra i membri sia nei confronti del resto della comunità scientifica. Gli *Atti dell'Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia* pubblicano contributi originali in tutti campi di ricerca pertinenti lo studio degli ambienti acquatici (biologia, chimica, fisica, geologia); i risultati di studi interdisciplinari sono particolarmente apprezzati. La pubblicazione è aperta sia ai membri sia ai non-membri dell'AIOL. I contributi possono o no essere stati presentati ad un Congresso AIOL o ad un altro convegno scientifico, ma non devono essere stati pubblicati, né presentati per la pubblicazione, altrove. I manoscritti inviati saranno rivisti da almeno due lettori indipendenti; la decisione finale in merito alla pubblicazione spetta al Responsabile della Pubblicazione.

The Italian Association for Oceanology and Limnology (AIOL) is an independent association made of scientists involved in the study of all aquatic environments, both marine and continental, and is aimed at facilitating cultural exchange both among members and towards the rest of the scientific community. The *Proceedings of the Italian Association for Oceanology and Limnology* publish original contributions in all the research fields related to the study of aquatic environments (biology, chemistry, geology, physics); results of interdisciplinary studies are particularly welcome. Publication is open to both members and non-members of AIOL. Papers may or may not have previously been communicated at an AIOL or other scientific meeting, but should not have been published nor submitted for publication elsewhere. Submitted manuscripts are reviewed by at least two independent peer referees; the final decision about acceptation will be taken by the Editor in Chief.

INDICE

ALIANI S., BERGAMASCO A., MELONI R. - Thermal vent mediterranei: una fabbrica di singolarità (caratteristiche ambientali). Pag. 1

SDRIGOTTI E., FONDA UMANI S. - Effects of suspended mussel culture on microphytobenthos community in the Gulf of Trieste (North Adriatic Sea). Pag. 11

GIORDANI G., AZZONI R., VIAROLI P. - Distribuzione del fosforo in una prateria di *zostera noltii* Hornem nella Baia di Arcachon (Francia). Pag. 25

BERTONI R., CALLIERI C., CORNO G. - Attività nella catena alimentare microbica del Lago Paione Superiore in presenza ed assenza di *daphnia longispina*. Pag. 35

DE BIASI A.M., ARDIZZONE, G.D. BIAGI F., DE RANIERI S., DEMESTRE M., KAISER M., NICOLETTI L., PACCIARDI L., SANCHEZ P., SARTOR P., VANNUCCI A. - Changes at very short time scale: an example from the marine benthic communties. Pag. 45

ENNAS C., MUGNAI C., KOZINKOVA L., BIGONGIARI N., PELLEGRINI D. - Applicazione di una batteria di saggi biologici per la valutazione della tossicità di sedimenti portuali contaminati da metalli pesanti. Pag. 53

COVAZZI HARRIAGUE A., SCHIAPARELLI S., PANCIROLI H., ALBERTELLI G. - Soft bottom mollusc communities of four South Tyrrhenian Archipelagos and Ustica Island (NW Mediterranean). Pag. 63

MAMELI R., BAZZONI A.M., CASIDDU P., SECHI N. - Evoluzione dello stato trofico del Lago Pattada. Pag. 75

MEREGALLI M., TREBINI F., MANCA B., LUGLIÉ A. - Stato trofico e fitoplancton nel Lago Alto Flumendosa. Pag. 87

CICERO A.M., ROMANO E., MAGALETTI E., NONNIS O., SCHIAVETTI A., CELIA MAGNO M., SCARPATO A., AUSILI A., GABELLINI M. - Caratteristiche chimiche dei sedimenti e livelli trofici delle acque costiere: risultati preliminari relativi ad una indagine nel Tirreno centro-settentrionale. Pag. 97

CAROPPO C. - Studio della variabilità spaziale del fitoplancton nelle Lagune di Lesina e Varano (Mar Adriatico). Pag. 111

PESCE G.L. - Gli ambienti anchialini. Pag. 123

CORTEMIGLIA G.C. - Ricostruzione da carte isobariche di superficie dei campi di vento sull'area mediterranea. Pag. 133

BRANDOLINI P., CORTEMIGLIA G.C., FIRPO M., PICCAZZO M., QUEIROLO C., TERRANOVA R. - Dinamica e caratteri evolutivi della spiaggia di Levanto (Liguria orientale). Pag. 147

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 15 pp. 1-9, luglio 2002

THERMAL VENT MEDITERRANEI: UNA FABBRICA DI SINGOLARITÀ (CARATTERISTICHE AMBIENTALI)

Stefano ALIANI[1], Andrea BERGAMASCO[2], Roberto MELONI[1]

[1] C.N.R. Istituto per lo Studio dell'Oceanografia Fisica,
Forte S.Teresa, I -19036 Pozzuolo di Lerici La Spezia
[2] C.N.R. Istituto per lo Studio della Dinamica delle Grandi Masse,
Cà Papadopoli I - 30125 Venezia,

ABSTRACT

Mediterranean thermal vents: a farm of singularities (environmental characteristics)

Hydrothermal vents are very particular sites in the marine environment where there is expulsion of volcanic fluids. Physical features of these areas are substantially different from unaffected marine environment. We present here some of the peculiar features of the physical environment at shallow water hydrothermal vents. Fluids include water as gas or vapour with different origin: marine, meteoric and hydrothermal-generated waters are usually found. The content of ions is different from standard seawater and caution is suggested in processing salinity/density data from conductivity measurements. Gas outflow is mainly CO_2 and is visible as spectacular columns of bubbles. They generate vertical movements that induce local micro-circulation in the water as well as in the sediments. Other gases are CH_4 and H_2S. Sulphur precipitates resulting in brine lake formation or plume advection by currents. Temperature of sediment can be up to 150°C and fluctuations at tidal frequencies are recorded.

RIASSUNTO

Le risorgenze idrotermali marine sono delle aree in cui si osserva emissione di fluidi di origine vulcanica. L'ambiente fisico di queste zone ha caratteristiche diverse da quelle di aree non vulcaniche. In questo lavoro sono presentate alcune delle peculiarità delle aree marine interessate da risorgenze idrotermali superficiali soffermandosi prevalentemente su aspetti oceanografici. I fluidi emessi contengono acqua allo stato di gas o di vapore la cui origine è complessa e riconducibile a infiltrazioni di acqua marina, pluviale e generata dai processi termali sotterranei. Gli ioni emessi dalle risorgenze possono alterare sensibilmente la composizione chimica dell'acqua di mare rispetto a quella delle acque non interessate da vulcanesimo. Questo fatto impone cautela nell'uso della conducibilità come stima della salinità/densità. Il gas emesso è soprattutto CO_2 che si manifesta con spettacolari colonne di bolle di gas che si

disperdono in atmosfera. L'acqua in ascesa genera una microcircolazione locale sia nella colonna d'acqua sia nell'acqua interstiziale. Altri gas emessi sono CH_4 e H_2S. Precipitati di zolfo si formano per reazione di H_2S con l'ambiente e possono depositarsi nelle vicinanze o essere trasportati dalle correnti. E' possibile registrare una temperatura di oltre 150°C nei primi centimetri di profondità dei sedimenti e l'analisi di serie temporali evidenzia che la temperatura dei sedimenti oscilla secondo frequenze tidali.

1. INTRODUZIONE

Le risorgenze idrotermali, o hydrothermal vents, sono aree del fondo marino associate a zone tettonicamente attive in cui si osservano emissioni di fluidi di origine vulcanica che rendono questi ambienti molto particolari ed unici nel loro genere. Infatti vi si osserva una particolare concentrazione di fenomeni e di processi normalmente non riscontrabili nell'ambiente circostante.

Le condizioni ambientali in queste zone sono definite estreme (Van Reusel *et al*., 1997) in quanto i fluidi emessi presentano concentrazioni di sostanze chimiche (soprattutto H_2S e metalli) normalmente considerate tossiche per gli organismi, oltre ad una temperatura straordinariamente elevata (fino a 300°C). La quantità di fluidi emessi varia nel tempo ed interessa aree di pochi chilometri, così che ha indotto a definire le aree sotto la loro influenza come effimere isole biogeografiche (Van Reusel *et al*., 1997; Sartoni & De Biasi, 1999).

I processi biogeochimici nelle zone di idrotermalismo superficiale differiscono considerevolmente da quelli nelle aree senza attività vulcanica e conferiscono caratteristiche funzionali più complesse anche di quelle dei vent profondi per la presenza contemporanea di produzione primaria fotosintetica e chemosintetica (Tarasov *et al*., 1999). Analogamente sono riscontrabili varie singolarità nelle caratteristiche fisiche ed oceanografiche dell'ambiente nelle aree idrotermali.

Lo scopo di questo lavoro è riportare alcune delle caratteristiche dell'ambiente fisico delle aree con risorgenze idrotermali in Mediterraneo mettendo in risalto alcune proprietà normalmente non presenti nell'ambiente marino e tipiche di queste zone.

Nel Mediterraneo la subduzione della placca africana sotto quella europea forma la dorsale mediterranea e i bacini di retroarco dove si osservano molte aree marine con emissioni vulcaniche (Fig. 1). La dorsale è un area molto attiva con diapirismi, vulcani di fango (mud volcano) e grandi bacini anossici. Associati ai bacini di retroarco si osservano archi insulari, quali l'arco eolico e l'arco ellenico interessati da idrotermalismo marino superficiale (vedi Dando *et al*. 1999 per una descrizione generale dell'idrotermalismo marino mediterraneo). Lungo l'arco ellenico in molte isole delle Cicladi, è stata segnalata attività vulcanica a bassa profondità (fino a circa 100 m). L'isola che è stata maggiormente di studiata è probabilmente Milos, che è anche l'unica dove siano stati fatti studi che includono aspetti di oceanografia fisica. La maggior parte delle descrizioni sull'idrotermalismo mediterraneo riportate in questo lavoro si riconducono essenzialmente agli studi effettuati a Milos.

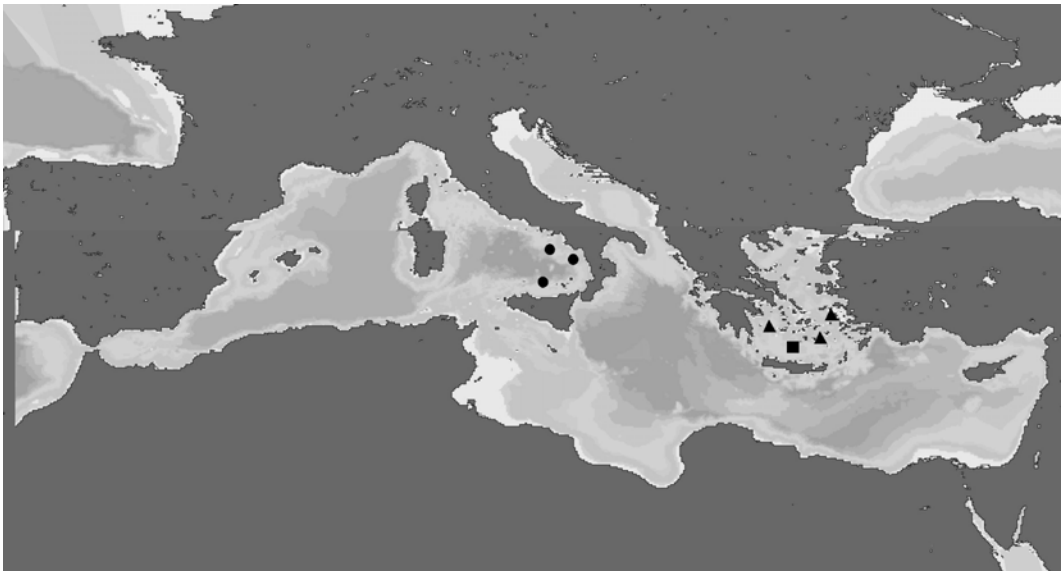


Fig. 1 - Distribuzione delle risorgenze idrotermali in Mediterraneo. I puntini neri indicano aree attive alle Isole Eolie, nel Golfo di Napoli e a Palinuro, i triangoli neri quelle di Kos, Santorini e Methana. Il quadrato nero indica l'Isola di Milos. Per una dettagliata descrizione della distribuzione delle risorgenze mediterranee riferirsi a Dando *et al*. (1999).

2. L'AMBIENTE FISICO

Le emissioni delle risorgenze idrotermali superficiali mediterranee sono essenzialmente di tipo gasidrotermale, cioè i fluidi espulsi contengono acqua (vapore o liquido), gas e calore (Dando *et al*., 2000). Le aree direttamente interessate dai fluidi sono dell'ordine di alcuni metri (Italiano & Nuccio, 1991; Aliani *et al*., 1998b) e tracce indirette del loro effetto si osservano a distanze dell'ordine del chilometro (Miquel *et al*., 1998). Per la loro ridotta dimensione non sono in grado di indurre modifiche a grande scala all'ambiente, tuttavia localmente si osservano alcuni fenomeni particolari.

2.1. Emissioni di acqua

L'acqua emessa dai vent può avere diverse origini: una certa quantità proviene da processi e reazioni chimiche interne alle rocce profonde e risale in superficie lungo le spaccature delle rocce stesse. Una porzione è acqua marina che penetra dentro cavità profonde delle rocce. Una parte è acqua di origine meteorica che si accumula nelle cavità subaeree e percola fino al basamento vulcanico impermeabile. Ne risulta un quadro complesso con emissioni di acqua con contenuto salino non omogeneo che può variare da sorgente a sorgente anche se situate a breve distanza tra loro.

La misura della salinità in queste zone presenta alcuni problemi. La salinità per scopi oceanografici viene comunemente calcolata attraverso la stima della conducibilità; per la sua conversione in salinità viene normalmente utilizzata la "pratical salinity scale" (PSS 78) sulla base della quale sono state ricavate equazioni e relative tabelle di conversione (Lewis & Perkins, 1981). Il presupposto teorico principale su cui si basano le tabelle del sistema PSS 78 è che il campione deve avere valori di conducibilità e

contenuto ionico confrontabili con l'acqua standard di Copenhagen e che la salinità è ricavata da diluizioni/concentrazioni dell'acqua standard senza però alterarne la composizione ionica. Nelle risorgenze idrotermali i presupposti di questo sistema di calcolo della salinità non sono sempre applicabili e possono esistere seri problemi a calcolare valori di salinità accurati ricavandoli dalle misure della conducibilità (Emery & Thompson, 1997). Ci sono molti motivi per spiegare queste limitazioni. Il primo presupposto teorico da cui si ricavano le tabelle di conversione è che la proporzione dei principali ioni rimanga costante nello spazio e nel tempo, ma nei vent questo non avviene in quanto l'acqua termale diluisce molto rapidamente in mare già a pochissima distanza dalle emissioni (Johnson *et al*., 1988) che oltretutto sono anche soggette a varie fluttuazioni e periodicità (Aliani *et al*., 1998a). Il secondo presupposto prevede che il valore di conducibilità rappresenti la maggior parte dei sali disciolti nell'acqua, ovvero che la salinità ricavata dalla conducibilità sia rappresentativa di tutti i sali contenuti nella massa d'acqua. Ci possono però essere composti chimici che non contribuiscono alla conducibilità in quanto elettricamente non carichi; essi non saranno misurati dal sensore di conducibilità, ma contribuiranno sostanzialmente al contenuto solido della massa d'acqua. Ad esempio è stato riscontrato (Mc Mannus *et al.,* 1992) che l'acido silicico, che è talvolta emesso in gran quantità dai vent, non viene misurato dal sensore di conducibilità ma può contribuire sostanzialmente al contenuto solido di silicati nell'acqua. Pertanto, prima di poter utilizzare la conducibilità per stimare la salinità è opportuno usare cautela ed effettuare delle analisi chimiche per stabilire la compatibilità tra l'acqua termale e quella prevista nelle comuni tabelle di conversione.

2.2. Emissioni di gas

Le emissioni gassose sono senza dubbio le più evidenti soprattutto quando si possono osservare colonne di bolle di gas del diametro di oltre un metro, come spesso avviene a basse profondità (Fig. 2).

Fig. 2 - Spettacolari emissioni gassose con colonne di bolle su un fondo sabbioso a 4 m di profondità nella baia di Paleochori, Isola di Milos (Cicladi).

Il gas emesso è essenzialmente CO_2 ma sono presenti anche CH_4, H_2S, H_2. L'anidride carbonica proviene sia da processi geologici interni, sia dalla degradazione acida dei carbonati dei sedimenti favorita dall'acidità dei fluidi, dall'alta temperatura e dalla ridotta solubilità in acqua a bassa pressione idrostatica. Il destino della maggior parte di questo gas è diffondere in atmosfera, ma il suo movimento di ascesa genera nella colonna d'acqua una particolare microcircolazione locale. Infatti le bolle in ascesa trascinano verso l'alto l'acqua presente in prossimità del vent. Questa viene rimpiazzata tramite ingressi laterali di acqua che scorre sul fondo verso il vent a sostituire quella che è salita (Dando *et al*., 2000). Praticamente si crea una cella di convezione. Questo fenomeno ha importanti implicazioni per le migrazioni degli organismi presenti nella zona (Southward *et al*., 1997).

Nel caso in cui la sorgente si trovi su un fondale sabbioso, anche all'interno dei sedimenti si crea un fenomeno di ricircolazione che genera un complesso meccanismo di circolazione dell'acqua interstiziale. Questo processo è stato descritto anche in altre situazioni in cui si osservano emissioni di gas dai sedimenti oltre che nei gas-hydrothermal vent (O'Hara *et al*., 1995). Quando dal fondo escono grandi quantità di bolle di gas aumenta la permeabilità dei sedimenti che risultano molto meno compatti del normale con aumentato ingresso e ricambio di acqua interstiziale.

Le concentrazioni di metano nelle bolle di gas sono molto minori di quelle di anidride carbonica tuttavia, poichè CH_4 diluisce in acqua meglio di CO_2 e poichè i sensori e le tecniche di misura della sua concentrazione sono più semplici di quelli necessari per le stime di anidride carbonica, esso risulta un tracciante abbastanza conservativo della diffusione dei fluidi idrotermali. Infatti, le anomalie nella concentrazione di metano disciolto in acqua sono usate per fornire indizi sulla localizzazione di un possibile campo di vent (Sauders & Francis, 1985).

H_2S è comunemente presente in gran parte delle emissioni vulcaniche e contribuisce al caratteristico odore delle fumarole subaeree. H_2S è consumato dai batteri solforiduttori che utilizzano la chemosintesi come fonte di energia. Lo zolfo emesso precipita in flocculi formando, insieme ad altri elementi emessi dai vent, dei precipitati e laghi di brine sulfuree (Fig. 3) conferendo al substrato un colore tipicamente giallognolo.

Il materiale precipitato contiene S, metalli e vari organismi particolarmente tolleranti tra cui batteri e archea. I laghi di brina sono attorno ai vent fino ad una distanza dell'ordine di decine di metri (Fitzsimons *et al*., 1997). In occasione di onde che arrivano ad interessare il fondale il materiale precipitato viene rimescolato dalle onde e trasportato dalle correnti a distanze dai vent di alcuni km (Miquel *et al*., 1998).

La sospensione forma delle nuvole (plumes) che si stratificano nella colonna d'acqua a seconda della galleggiabilità dei vari componenti la nuvola. Esplorando con uno scandaglio una zona attiva è possibile osservare, soprattutto regolando opportunamente il "gain" dello strumento, le colonne di bolle di gas che salgono dal fondo e le nuvole riflettenti costituite dai flocculi trascinati verso l'alto dalle bolle. Le particelle, esaurita la spinta verso l'alto galleggiano a mezzacqua ricadendo poi lentamente.

Se da un lato venti e mareggiate possono facilmente risospendere il particellato e modificare la struttura della cella di convezione in prossimità dei vent, è anche vero che

osservazioni ripetute effettuate prima e dopo mareggiate, confortate anche da modelli matematici in corso di elaborazione, hanno evidenziato che il sistema può ritornare alla situazione precedente già dopo poche ore dalla fine del fenomeno forzante.

Fig. 3 - Esempio di depositi sulfurei su fondo sabbioso a circa 8 m di profondità nella baia di Paleochori, Isola di Milos (Cicladi).

2.3. Emissioni di calore

In prossimità dei vent superficiali la temperatura dei sedimenti raggiunge anche i 130°C ed a bassa profondità l'acqua può bollire (Fitzsimmons *et al*., 1997). La misura della temperatura è un sistema semplice ed efficace per ottenere una stima dei flussi emessi da un vent. Oltre ad essere facilmente misurabile con sensori stabili in ambiente corrosivo, la temperatura è un buon tracciante della diluizione dell'acqua termale in mare in quanto dipende direttamente dalla quantità di fluido emesso (Johnson *et al*., 1988).

Di solito all'aumentare dei flussi la temperatura aumenta ed analizzando le serie temporali di temperatura dei sedimenti in prossimità dei vent è possibile stimare la variabilità dei flussi. Fluttuazioni di temperatura a frequenze tidali sono state rinvenute nelle serie di molti vent sia profondi (Johnson *et al*., 1988; Chevaldonnè *et al*., 1991) sia superficiali (Stüben *et al*., 1996). Nei pressi dell'isola di Milos è stata raccolta la più lunga serie temporale di temperatura di un vent (un anno) in contemporanea con vari parametri oceanografici. Le fluttuazioni della temperatura dei vent seguono le oscillazioni della marea con fase opposta; cioè si osserva che a massimi di pressione (alta marea) corrispondono minimi di temperatura (emissione del vent) (Aliani *et al*., 1998a). La particolare lunghezza della serie ha permesso di applicare le tecniche di

analisi spettrale evidenziando nelle serie di temperatura chiaramente le componenti diurnie e semidiurne della marea (Fig. 4).

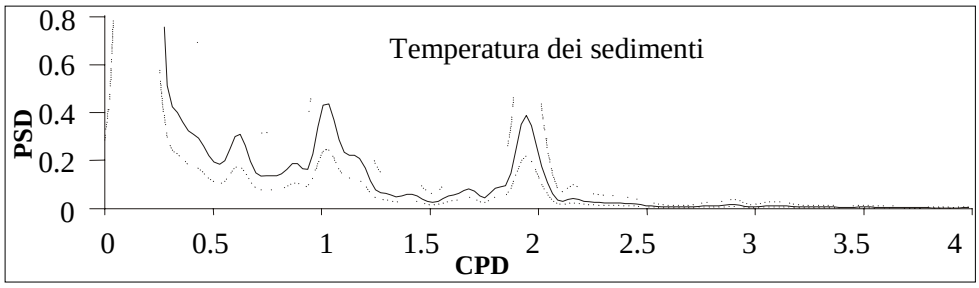


Fig. 4 - Principali frequenze di oscillazione della serie di temperatura dei sedimenti di un vent nella Baia di Palaeochori, Isola di Milos (Cicladi) individuate tramite analisi di densità spettrale (PSD = power spectral density). Le frequenze tidali diurne e semidiurne (1 e 2 cicli per giorno - CPD) sono le più evidenti nello spettro. La serie si riferisce al periodo giugno-settembre 1996.

3. CONSIDERAZIONI FINALI

Sono stati descritti alcuni fenomeni e processi che si trovano nell'ambiente delle risorgenze idrotermali superficiali e che sono diversi da quanto si riscontra normalmente in ambiente marino; come nel deserto le oasi differiscono dall'ambiente estremo circostante, analogamente possiamo considerare le risorgenze idrotermali simili ad oasi in cui però le condizioni estreme sono all'interno.

Queste oasi estreme sono tutto sommato relativamente poco studiate e ci riservano probabilmente ancora molte singolarità da approfondire. In quanto ambienti unici, sono da preservare sia per il potenziale contributo all'aumento della nostra conoscenza scientifica, sia per mantenere la diversità degli ambienti (oltre che quella delle specie) con il suo potenziale contributo di sfruttamento economico e biotecnologico.

RINGRAZIAMENTI

Questo lavoro riporta alcuni dei risultati del progetto EC-MAST3 950021. Si ringraziano tutti i colleghi che hanno partecipato al progetto ed il coordinatore P. Dando (Bangor UK). Mireno Borghini, Franco Lazzoni, Carlo Galli (La Spezia) hanno messo a punto la strumentazione, Francesco Degl'Innocenti ha curato la logistica e l'esecuzione delle campagne ocenaografiche.

BIBLIOGRAFIA

Aliani S., Amici L., Dando P.R. & Meloni R. 1998a. Time series of water pressure and bottom temperature in a marine shallow water hydrothermal vent of Milos Island (Aegean Volcanic Arc): preliminary results. *Rapports et Procés Verbaux de la*

Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée, 35, 2: 46-46.

Aliani S., Bianchi C.N., Cocito S., Dando P.R., Meloni R., Morri C., Niemeyer A., Peirano A. & Ziebis W. 1998b. A map of seagrass meadow in Palaeochori Bay (Milos Island, Greece) a marine area with hydrothermal activity. *Rapports et Procés Verbaux de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, 35: 512-513.

Chevaldonné P., Desbruyères D. & Le Haitre M. 1991. Time-series of temperature from three deep-sea hydrothermal vent sites. *Deep-sea Research*, 38, 11: 1417-1430.

Dando P.R., Stüben D. & Varnavas S.P. 1999. Hydrothermalism in the Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography*, 44: 333-367.

Dando P.R., Aliani S., Arab H., Bianchi C.N., Brehmer M., Cocito S., Fowler S.W., Gundersen J., Hooper L.E., Kölbl R., Kuever J., Linke P., Makropoulos K.C., Meloni R., Miquel J.C., Morri C., Müller S., Robinson C., Schlesner H., Sievert S., Stöhr R., Stüben D., Thomm M., Varnavas S.P. & Ziebis W. 2000. Hydrothermal studies in the Aegean Sea. *Physics and Chemistry of the Earth*, (B), 25(1): 1-8.

Emery W.J. & Thomson R.E. 1997. Data analysis and methods in physical oceanography Pergamon press. London. 1–634.

Fitzsimons M.F., Dando P.R., Hughes, J.A., Thiermann F., Akoumianaki I. & Pratt S.M. 1997. Submarine hydrothermal brine seeps off Milos, Greece: observations and geochemistry. *Marine Chemistry*, 57: 325-340.

Italiano F. & Nuccio P.M. 1991 Geochemical investigations of submarine volcanic exhalations to the East of Panarea. *Journal of Vulcanology and Geothermal research*, 46: 125-141.

Johnson K.S., Childress J.J. & Beehler C. 1988. Short-term temperature variability in the Rose Garden hydrothermal vent field: an unstable deep-sea environment. *Deep-Sea Research*, 35 (10/11): 1711-1721.

Lewis E.L. & Perkin R.G. 1981. The practical salinity scale 1978: conversion of existing data. *Deep Sea Research*, 28A: 307-328.

McManus J., Collier R.W., Chen C.-T.A. & Dymond J. 1992. Physical properties of Crater Lake, Oregon: a method for the determination of conductivity- and temperature- dependent expression of salinity. *Limnology and Oceanography*, 37: 41-53.

Miquel J.C., Fowler S.W., La Rosa S., Aliani S. & Meloni R. 1998. Particulate and organic fluxes in a coastal hydrothermal area off Milos, Aegean Sea. *Rapport et Procés Verbaux de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, 35: 276-277.

O'Hara S.C.M., Dando P.R., Schuster U., Bennis A., Boyle J.D., Chui F.T.W., Hatherell T.V.J., Niven S.J. & Taylor L.J. 1995. Gas seep induced interstitial water circulation: observations and environmental implications. *Continental Shelf Research*, 15, 8: 931-948.

Sartoni G. & De Biasi A.M. 1999. A survey of the marine algae of Milos island, Greece. *Cryptogamie Algologie*, 20 (3): 271-283.

Saunders P.M. & Francis T.J.G. 1985. The search of hydrothermal sources on the Mid

Atlantic Ridge. *Progress in Oceanography*, 14: 527-536.
Tarasov V.G., Gebruk A.V., Shulkin V.M., Kamenev G.M., Fadeev V.I., Kosmynin V.N., Malakhov V.V., Starynin D.A. & Obzhirov A.I. 1999. Effects of shallow water hydrothermal venting on the biota of Matupi harbour (Rabaul Caldera, New Britain Island, Papua New Guinea). *Continental Shelf Research*, 19: 79-126.
Southward A.J., Southward E.C., Dando P.R., Hughes J.A., Kennicut M.C., Alcalà-Herrera J. & Leahy Y. 1997. Behaviour and feeding of the nassariid gastropod *Cyclope neritea*, abundant at hydrothermal brine seeps off Milos (Aegean Sea) *Journalof the marine biology Association UK*, 77: 753-771.
Stüben D., Sedwick P. & Colantoni P. 1996. Geochemistry of submarine warm springs in the limestone cavern of Grotta Azzurra, Capo Palinuro, Italy: evidence of mixing zone dolomization. *Chemical Geology*, 131: 113-125.
Van Reusel A., Van de Bosche I. & Theirmann F. 1997. Free living marine nematodes from hydrothermal sediments: similarities with communities from diverse reduced habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 157: 207-219.

Ricevuto 19 febbraio 2002; revisionato 9 marzo 2002; accettato 19 aprile 2002.

Lavoro presentato al XIV Congresso AIOL, Garda (VR), 25-28 settembre 2000.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 15 pp. 11-23,luglio 2002

EFFECTS OF SUSPENDED MUSSEL CULTURE ON MICROPHYTOBENTHOS COMMUNITY IN THE GULF OF TRIESTE (NORTH ADRIATIC SEA)

Elisabetta SDRIGOTTI, Serena FONDA UMANI

Marine Biology Laboratory, IT-34010 Santa Croce, Trieste, 54 Via Auguste Piccard

ABSTRACT

In a coastal area of the Gulf of Trieste (North Adriatic Sea) were monitored from May 1998 to April 1999 two stations, in order to identify possible changes in microphytobenthos community due to the presence of mussel farms. Marked variations in microphytobenthic species composition, abundance and biomass were observed. The disturbed environmental conditions, beneath the mussel farms, seemed to select among the characteristic species only the more adaptable diatoms enhancing also the preferential species growth. Biodiversity statistical analyses indicated the development, under mussel farms, of a poorly structured microphytobenthos community. Clusters analysis provided a clear separation between sites, confirming the establishment on investigated sediments of deeply different communities.

RIASSUNTO

Modificazioni della comunità microfitobentonica in presenza di mitilicolture nel Golfo di Trieste (Alto Adriatico)

Osservazioni condotte in due stazioni costiere del Golfo di Trieste (Nord Adriatico), site rispettivamente all'interno di una mitilicoltura e al di fuori di essa, hanno evidenziato differenze sia quantitative che qualitative della comunità microfitobentonica. Le condizioni disturbate del substrato, sotto agli allevamenti, sembrano selezionare tra le specie caratteristiche, solamente quelle più tolleranti ad ampia valenza ecologica, favorendo inoltre lo sviluppo di specie preferenziali. Le sostanziali differenze evidenziate dagli indici statistici di diversità e dominanza suggeriscono lo stabilirsi, nella stazione interessata dalle mitili, di una comunità microfitobentonica strutturalmente meno diversificata. Dall'analisi statistica multivariata emerge una netta separazione tra i due siti confermando un'influenza negativa delle molluschicolture sulla comunità microfitobentonica che risulta infatti chiaramente modificata rispetto a quella presente in sedimenti indisturbati.

1. INTRODUCTION

The community of phototrophic microorganisms living on the sediment surface, better known as microphytobenthos, plays an important role as primary producer in the carbon cycle of nearshore sediment ecosystems, affecting also the exchange of oxygen and inorganic nutrients across the sediment-water interface (Sundbäck *et al*., 1991; Sdrigotti *et al*., 2002; Welker *et al*., 2002). In the past, much research has been carried out into spatial and seasonal distribution patterns of microphytobenthos, highlighting that composition, abundance and biomass of benthic microalgal community are largely controlled by interactions among light, nutrient availability, and grazing pressure (Sundbäck, 1986; Miller *et al*., 1987; Sundbäck & Soeijs, 1991; De Jonge & Colijn, 1994).

Recent studies have been investigated the enviromental impacts of bivalve cultures on physico-chemical sediment characteristics and structural properties of the benthic biological components (Hatcher *et. al*, 1994; Sdrigotti *et al*., 1999; Aleffi *et al*., 2000; De Vittor *et al*., 2000). Although the importance of microphytobenthic primary production in mussel culture areas has been well studied (Barranguet, 1997), there are still little studies on the possible changes in microphytobenthic community structure induced by the presence of mussel farms (Sdrigotti *et al*., 1999). *Mytilus galloprovincialis* is intensively cultivated in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea) using the long-line technique, which means that mussel larvae settle on ropes hanging down from long horizontal anchored lines, suspended by buoys. The mussel culture activities are undergoing, in the last twenty years, to a rapid expansion and increasing production, inducing an increasing interest on the evaluation of their impact, mainly, on benthic communities. In order to assess the effects of mussel farming on sediment-associated microalgae, abundance, biomass, species composition and biodiversity were investigated comparing the impacted area with a near reference station, unaffected by bivalves presence.

2. MATERIAL AND METHODS

The study sites were located in a coastal area of the Gulf of Trieste, at about 80 m off shore: the station M (st. M) was situated under a suspended mussel cultures and the control station (st. B), was situated away from the mussel farm in an area of similar depth and sediment type (Fig. 1). The water depth

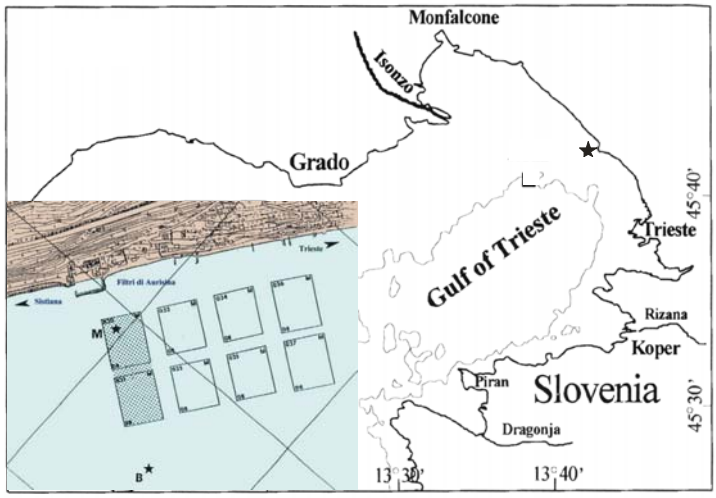


Fig. 1 - Study area (**star**) and sampling site: st. **M** (farms), st. **B** (control).

in the sampling sites was of 12 and 13 m respectively, while the sediments are composed of 70-71% of clay and 30-29% of silt. Temperature and salinity were measured at the bottom water layer by means of a Multiparameter Idronaut Ocean Seven mod. 401 probe simultaneously with the biological sampling. Measurements of transparency were carried out using a white Secchi disk. Sediment samples were monthly collected, from May 1998 up to April 1999, by SCUBA diving using plexiglas cores (8 cm I.D., 20 cm length). For each station, the sediment cores were subsampled using three cut-off plastic syringes (1.0 cm I.D.) and then the microphytobenthos abundance was estimated as cells g^{-1} in according to Welker *et al*. (2002). The relative abundance expressed as frequency percentage (R.A., %) was also calculated for each species. The biomass was estimated by measuring the cell dimensions of a minimum of 30 cells per diatom species and average cell volume and carbon content for each species were calculated using geometric formulae according to Edler (1979) and expressed as µgC g^{-1}. The different growth forms (epipelic, epipsammic, ect.) were also identified using the literature and experimental observations (Welker & Nichetto, 1996) and expressed as frequency value (%). Scanning electron microscopy (SEM) was performed on a LEIKA CAMBRIDGE STEREOSCAN-430i at the Department of Biology, Trieste University for a better species identification. The species richness index (S), the Pielou's evenness index (J), the Shannon-Wiener index (H) and the Simpson index (L) were calculated from relative abundance, using the STADIV program. Multivariate statistical analysis were performed by application of the cluster analysis method to the matrices abundance after standardisation. The hierarchic classification algorithm was determined according to the method of complete linkage applied to the similarity matrix (Bray-Curtis percentage similarity) between samples, using the PRIMER program.

3. RESULTS

The mean temperature at the bottom layer was slightly higher in the mussel station (14.8 ± 5.3°C) than in the control station (14.4 ± 5.0°C) and ranged from 8.1 to 21.8°C in the st. M and from 7.9 to 21.1°C in the st. B. A similar temporal pattern was displayed at the bottom water for the two stations, evidencing mostly in the st. M a strong and sharp increasing trend of about 6°C from May to June. The investigated stations were characterised, at the bottom layer, by comparable mean salinity, ranging from 35.87 to 37.85 in the mussel site and from 35.87 to 37.88 in the control site. The transparency varied from 4.5 to 11 m in the st. M and from 4 to 13 m in the st. B, showing higher values during the summer, while in autumn

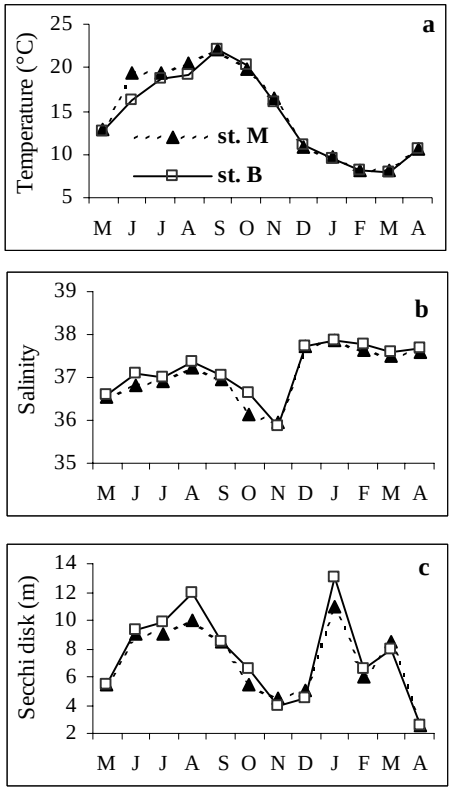


Fig. 2 - Temporal patterns of temperature (a) and salinity (b) at the bottom, and transparency values (c).

and spring it reached the lowest vales in both stations (Fig. 2).

Microphytobenthos abundance and biomass annual variations were very similar at different stations (Figs. 3, 4). Mean cell density and carbon content were generally higher at the reference site ($3.2 \pm 1.7 \times 10^4$ cell g^{-1} and 14.69 ± 8.38 µgC g^{-1}) than at the mussel site ($2.3 \pm 1.9 \times 10^4$ cell g^{-1} and 10.91 ± 9.91 µgC g^{-1}). Nevertheless, station M temporal pattern showed the highest abundance and biomass values ($7.2 \pm 1.5 \times 10^4$ cell g^{-1} and 34.77 µgC g^{-1} respectively) in August. Also the lowest values were always recorded at mussel site with an absolute minimum of both abundance ($0.5 \pm 0.1 \times 10^4$ cell g^{-1}) and biomass (0.82 µgC g^{-1}) in January.

The impacted station was characterised by smoother variations in abundance and biomass, with an evident peak only during the summer, while relatively constant and low values were found during the rest of the year. On the contrary, the control site showed stronger temporal variations evidencing a clear seasonal variability with significant peaks at the end of spring and autumn. Although the autumn peak of both abundance and biomass was detected during the same time, the spring peak was observed in different months: the absolute maximum of abundance was recorded in May, while the highest value of carbon content was found in June. An increasing trend of abundance and biomass was also observed from January, when a minimum was reached ($0.6 \pm 0.08 \times 10^4$ cell g^{-1} and 1.57 µgC g^{-1}), up to April (Figs. 3, 4).

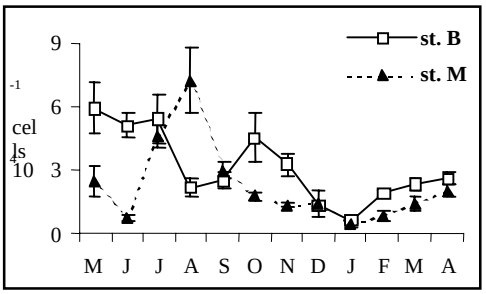


Fig. 3 - Temporal pattern of microphytobenthos abundance at mussel farm site (st. M) and at contro site (st. B).

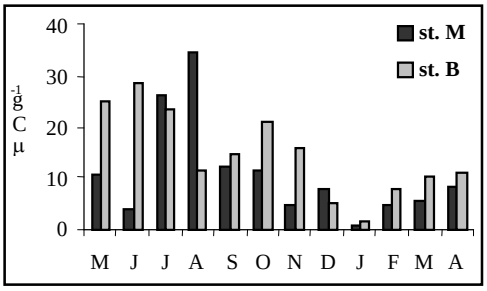


Fig. 4 - Temporal pattern of microphytobenthos biomass at mussel farm site (st. M) and at control site (st. B).

The microphytobenthos communities were mainly constituted by diatoms, primarily belonging to the pennate forms. The diatom assemblages were prevalently composed of epipelic species, followed by epipsammic growth forms (Fig. 5).

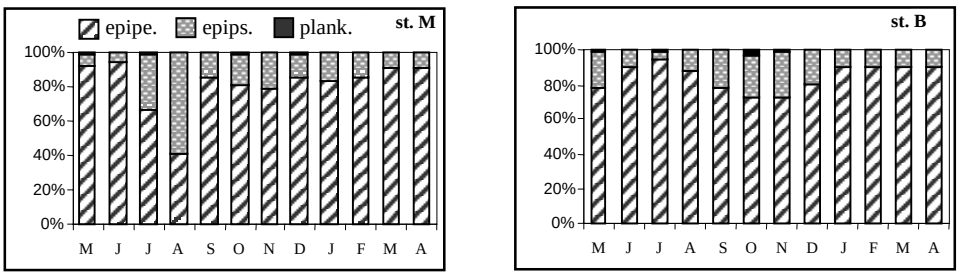


Fig. 5 - Trends of life forms frequency under suspended mussel culture (st. M) and away from it (st. B).

The epipelic diatoms varied in frequency from 41.7% to 94.2% at station M and from 71.9% to 94.1% at station B. The epipsammic diatoms appeared with a mean frequency ranging from 5.7% to 58.8% at the mussel site and from 4.9% to 26.9% at the control. Living planktonic cells were only occasionally present in both stations with a frequency never higher than 2.5%. Both study sites were characterised by the following epipelic species: *Navicula directa* (W. Smith) Ralfs, *Diploneis smithii* (de Brébisson.) Cleve and *Paralia marina* (W. Smith) Heiberg (Fig. 6). *N. directa* and *D. smithii* are motile pennate diatoms with "raphe system" allowing cells to migrate actively through the fine sediment. These species showed at station B the highest relative abundances in May (R.A. 26.4%) and in January (R.A. 26.4%) respectively, while beneath the mussels they were less abundant showing their maximum frequency of 10.9% and 14.1% in May and in February respectively. Contrarily to the other characteristic species, *P. marina* is, a non-motile filamentous centric diatom loosely associated with the sediments but not creeping on and between the substrates particles. This species showed, at station B, relative abundance similar to those observed for the other dominant species, reaching its maximum in December with 26.0%. Conversely, at station M, it appeared among the characteristic species as the greatest prevalent diatom, showing a maximum relative abundance in June (R.A. 48.6%) (Fig. 7).

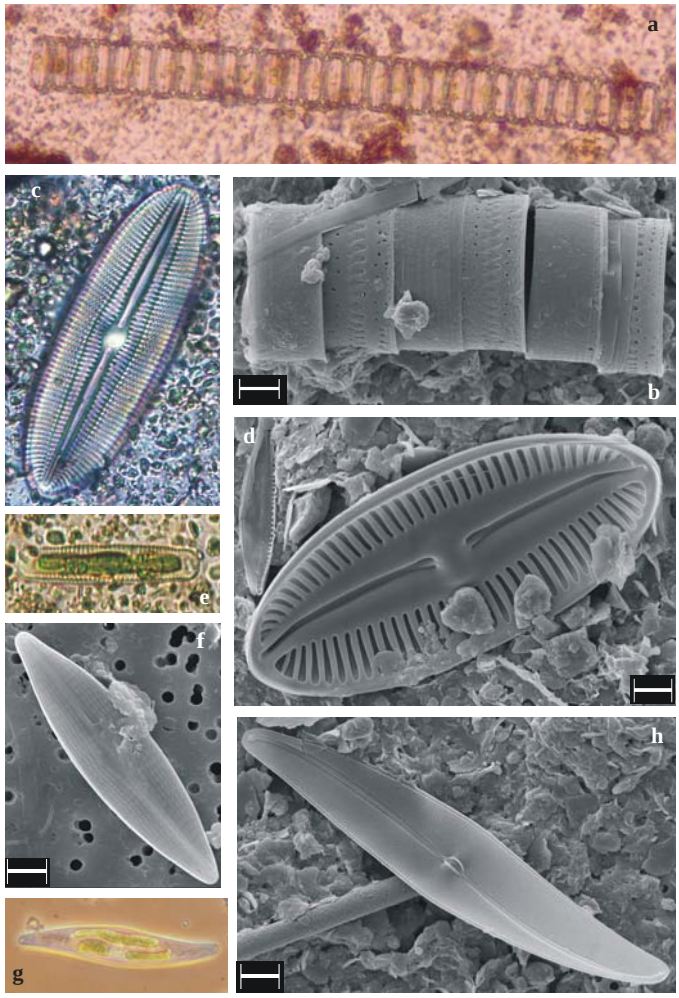


Fig. 6 - Micrographs under light and scanning electron microscopy showing some characteristic species of microphytobenthos communities: *Paralia marina* (a; 320X), (b); *Diploneis smithii* (c; 400X), (d); *Navicula directa* (e; 320X); *Navicula veneta* (f); *Pleurosigma angulatum* (g; 320X), (h). b, d, h scale bar = 2 μm; f scale

The epipsammic growth forms, consisting of diatoms living firmly attached to the coarser sediment grains, were detached with a large amounts at the impacted site mostly during the summer, while at the control site these life forms were most abundant during the autumn. They were mainly represented by diatoms belonging to the *Amphora* and *Navicula* genus. Particularly, at station M, *Amphora ostrearia* (de Brébisson) was the

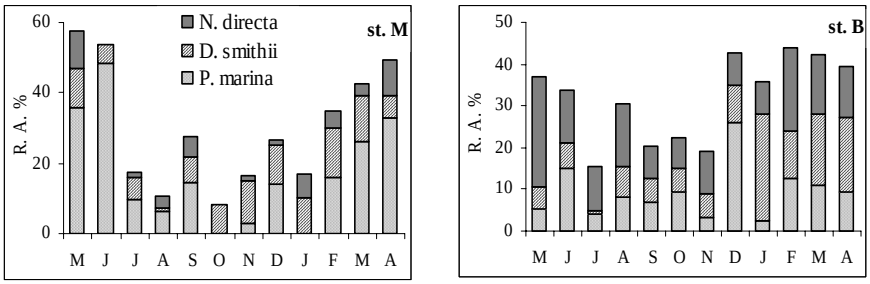


Fig. 7 - Temporal pattern of characteristic species relative abundance (R.A.%) at st. M and at st. B.

most prevalent species, which appeared in August with a substantial percentage accounting for 52.6% of the total. This species strongly decreased from September and then from October it was never found. At the reference site the presence of *A. ostrearia* was also negligible and the epipsammic diatoms were mainly constituted by small-sized naviculoid forms.

The microphytobenthic community species richness differed significantly between two study sites. The absolute maximum was recorded, at station M, in July (S=3.2) and in November (S=3.9) at station B, whereas the absolute minimum was noticed in June (S=1.1) and in January (S=1.4) at station M and B, respectively. Higher values of richness index was found, at mussel site, during the summer-autumn period. The species number progressively decreased from October up to January and then it clearly increased towards spring season. At the control site, the species richness was maintained nearly constant and higher compared to the mussel site during the summer-autumn period. From November, when the species largest amount was found, the richness index sharply decreased for increasing again from January towards April (Tab. 2; Fig. 8). The evenness index ranged between 0.4 to 0.7 at the mussel site while at the control it varied from 0.5 to 0.7. Species abundance was unevenly distributed in June (J=0.4) and in January (J=0.5) at M and B sites respectively, as resulted by very low values of Pielou's index. A better abundance distribution among species was rather evident in July at station M and in May, October and in November at station B to which corresponded J-values near to one. The Shannon-Wiener's diversity (H) index varied between 1.8 and 3.0 at site M whereas at site B the same index varied

Tab. 2 - Values of richness, evenness, diversity and dominance statistical indices at mussel farm site (st. M) and at control (st. B).

	Species richness		Evenness (J)		Shannon - Wiener (H)		Simpson (L)	
	st. M	st. B	st. M	st. B	st. M	st. B	st. M	st. B
M	2.1	4.3	0.5	0.7	2.2	3.0	0.18	0.10
J	1.1	2.6	0.4	0.6	1.8	2.9	0.27	0.07
J	3.2	3.3	0.7	0.6	3.0	2.9	0.08	0.08
A	2.4	2.7	0.5	0.6	2.1	2.9	0.29	0.08
S	2.4	2.5	0.6	0.6	2.8	3	0.08	0.06
O	2.6	3.2	0.6	0.7	2.9	3.1	0.07	0.06
N	1.5	3.9	0.5	0.7	2.3	3.2	0.12	0.05
D	1.9	2.3	0.6	0.6	2.6	2.7	0.09	0.10
J	1.4	1.6	0.5	0.5	2.1	2.3	0.17	0.13
F	1.8	2.2	0.6	0.6	2.6	2.7	0.08	0.09
M	2	2.1	0.5	0.6	2.5	2.7	0.12	0.09
A	2.2	2.4	0.5	0.6	2.5	2.8	0.14	0.07

between 2.3 and 3.2. The H-values, depending about equally on species richness and evenness, showed at station M an evident temporal instability during the whole year round. Comparing the affected site with the control, higher H-value was appeared only in July, when the maximum diversity also reached (Fig. 8). On the contrary, at the control site the diversity index was very high and constant during the almost all year round.

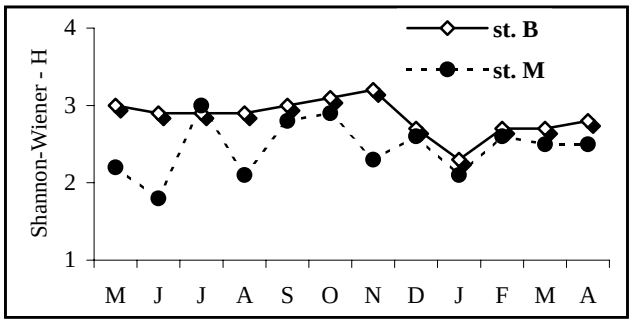


Fig. 8 - Diversity index trends at mussel farm site (st. M) and at control (st. B).

Nevertheless, a clear decreasing trend was found during the winter even followed by a quickly recovery towards the spring. Simpson's index (L) appeared with a clear opposite temporal trend on respect to Shannon-Wiener's index. The lowest L-values, observed in October and in November (L=0.07 and L=0.05 at station M and B, respectively), usually corresponded to the highest H-values, indicating the absence of any dominant species. Conversely, the highest L-values such as found in August (L=0.29) and in January (L=0.13) at station M and B respectively, indicated a clear dominance of few species inside the microphytobenthos communities. Likewise to H-values, the dominance index, at site M, was characterised by a marked temporal variability and by values almost always higher than those observed at site B. In the similar way the microphytobenthos community at the control site showed L-index values rather low and constant during almost all year round (Tab. 2).

On the basis of the dendrogram of hierarchic classification (percentage of similarity) obtained by processing microphytobenthic abundance data, it was possible to distinguish two principal clusters: the first cluster predominantly included almost all mussel site samplings, while the second cluster was mostly constituted by control site samplings (Fig. 9). Nevertheless, two control

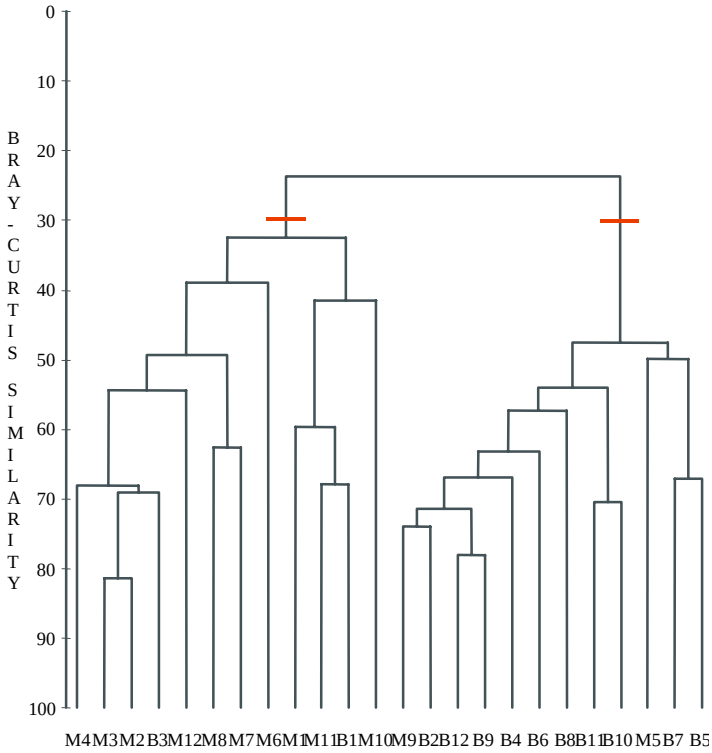


Fig. 9 - Cluster representing the microphytobenthos sampling periods at mussel farm site (**M**) and at control (**B**).

site samplings (January and March) were grouped together with mussel site samplings inside the first cluster. In particular, January sampling of control site was linked to November of station M owing to the scarce number of species and cells, while March sampling was linked to March and February of mussel site probably for the presence of station M exclusive species (*Surirella* sp.). Similarly, two mussel site sampling (May and September) were included in the second cluster grouping the samplings of control site. In this case, May was bound to May and July of station B owing to the presence of control site exclusive species such as *Pleurosigma angulatum* (Fig. 6), whereas September sampling resulted very similar both in abundance and in richness species to February sampling of station M.

4. DISCUSSION

The physical features of the study area, characterised by seasonal changes in temperature and salinity, are typical of the shallow coastal water of the Gulf of Trieste. Transparency displayed minimum values during the rainfall periods indicating the presence of suspended material in the water column due to the large Isonzo river inputs, as also indicated by low salinity (<30) recorded at the surface layer in both stations (Convenzione Regione FVG-LBM, 1999).

The between-site differences both in abundance and in biomass seem to indicate that benthic microalgae living under the suspended mussel cultures were growth limited in spite of enhanced organic matter sedimentation and furthermore active nutrients regeneration at the water-sediment interface (Hatcher *et. al*, 1994). On the other hand, the sediments are usually considered an inexhaustible source of inorganic nutrients for benthic algae so that nutrient limitation should not arise (Sundbäck, 1986).

The lower microphytobenthos abundance and biomass, at the mussel site, could be explained considering the possible role of other controlling factors. As already seen by several authors (Sundbäck, 1986; De Jonge & Colijn, 1994) light is considered a more limiting growth factor for subtidal microphytobenthos. Nevertheless, benthic microalgae are able to survive for long periods in the dark, even in anoxic conditions, without damage to their photosynthetic capacity which allow us a sharp recover when irradiance conditions are improved (Sundbäck, 1986). The mussel site seemed to be unfavourable to phototrophic organisms presumably for a diminished irradiance availability at the bottom layer. This limitation might be due to the shading effect of floating rafts, hanging long line mussel systems and biodeposition of organic matter (faeces and pseudofaeces) continuously released by mussels. As far as, irradiance availability is concern, a study in a Mediterranean area highlights that lower incident light percentages under a suspended mussel culture represent a limiting factor for microphytobenthic primary production (Barranguet, 1997). Moreover, enriched sediments by biodeposition, are usually inhabited by a quantitatively rich associated fauna consisting of both infauna and epifauna attached on the fallen down mussel shells (Aleffi *et al*., 2000; Sdrigotti *et al*., 1999). Therefore, the microphytobenthos community living beneath the mussel cultures, might be controlled, as already observed for the diatom assemblage at the sediment overlying water (Sdrigotti *et al*., 1999), by a higher grazing pressure owing to the increase of benthic invertebrates biomass (Aleffi *et al*., 2000).

In general, seasonal fluctuations of abundance and biomass, at reference site, appeared to be more likely controlled by nutrient availability coupled with light both of which are mediated through changes in the water column. Therefore, the spring-summer peak of both abundance and biomass was likely associated to the seasonal increase of irradiance values as suggested by the highest values of disappearance Secchi disk depth (Convenzione Regione FVG-LBM, 1999). Since in autumn, the irradiance near the sediment was probably lower owing to the increase of water column turbidity following to the intense freshwater riverine inputs, the October peak of abundance and biomass was more likely enhanced to the higher nutrients availability. In this period, the inorganic phosphorous concentration, in the surface sediment layer, showed in fact the highest value (De Vittor *et al*., 2000). Compared to the mussel site, the control microphytobenthic biomass was also positive correlated with the inorganic phosphorous concentration ($r=0.57$; $p<0.05$) suggesting that the nutrient availability might constitute, an important factor regulating the microalgal growth. These results are in agreement with recent observations carried out on sublittoral microphytobenthos in the Gulf of Trieste (Welker *et al*., 2002; Sdrigotti *et al*., 2002) indicating as inorganic nutrients are able to promote a microalgal recovery even in low irradiance conditions. The October peak was also determined by the prevalence of small-sized epipsammic diatoms belonging to the genus *Navicula* that, as already reported by Sundbäck & Snoeijs (1991) have generally a high surface to volume ratio and so are capable of fast absorption of nutrients compared with large naviculoids and sigmoids cells.

The microphytobenthic abundance and biomass values, found in this study, are generally comparable to those reported by Sdrigotti *et al*. (2002) and Welker *et al*., (2002) for a subtidal site in the centre of the Gulf of Trieste, while are significantly lower than those observed in an intertidal lagoon of the Northern Adriatic Sea (Sdrigotti & Welker, 2002). Moreover, biomass values appeared similar to those reported by Livingston (2001) for a lower depth coastal ecosystem.

Although, the microphytobenthos biomass and function appear to be determined by interaction among light, nutrients and grazing activity, its species composition seem to be more affected by sediment type (Watermann *et al*., 1999). The prevalence in both sites of epipelic diatoms should be due to their mobile lifestyle which requires a smaller grain size such as mud. With larger grain size, the increased interstitial space becomes too large to support raphe-based gliding. The epipsammic species, firmly bound to the substrate, were more abundant, at the reference site, proceeding from summer stability to fall unfavourable conditions presumably more well resistant to export and physical disturbance increase (Miller *et al*., 1987). Besides, the greater epipsammic diatoms frequency at mussel station than control, prevalently during the summer, might be due to changed substrate conditions. Direct underwater observations showed, in fact, that the soft-bottom under the investigated mussel farms was covered not only by living mussels, fallen down from the rafts, but also by their empty shells and harvesting remains (nylon string ect.) which could act as an additional support of adhesion for epipsammic growth forms (Fig. 10).

Similar results were obtained in a Mediterranean area (Barranguet, 1997), where microphytobenthos community living below suspended mussel cultures, was mainly composed of diatoms, with a high abundance of sessile forms.

As regards species composition, the microphytobenthos communities described in this study are typical assemblages of subtidal mud sediments in the Gulf of Trieste (Welker & Nichetto, 1996; Welker *et al*., 2002; Sdrigotti *et al*., 2002). However, substrate disturbed conditions, below the mussel cultures, seemed to select, among the characteristic species only one of these. In particular, the more opportunistic and tollerant *P. marina* species seemed to be enhanced. Since, variation in diatom species composition is a good indicator of environmental condition (Snoeijs *et al*., 1990) the large amounts of epipsammic species *A. ostrearia* found at the mussel culture site only, suggests that this species should prefer sediments with higher organic carbon content (Sdrigotti *et al*., 1999). On the other hand, *A. ostrearia* was often found, in large quantities, in oyster-bed culture (Maestrini & Robert, 1987), perhaps favoured, by a facultative photoheterotrophic growth at low light intensities (Admiraal *et al*., 1987). Additionally, compared to other growth forms, the adnate epipsammic species are more resistant to mechanical forces and less responsive to the larger grazing impact (Hillebrand *et al*., 2000) such as occurred under the mussel cultures. Moreover, similarly to the other epipsammic species the presence on soft-bottom of shells and nylon strings functioning as an hard substrate, might also affect the growth of these diatoms.

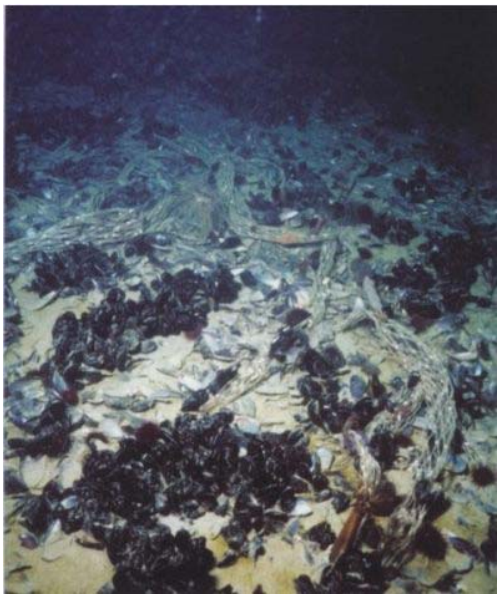


Fig. 10 - Soft-bottom, under mussel farms, covered by bivalves empty shells, living mussels fallen down from the hanging longline systems and harvesting remains (nylon string).

The mussels disturbance effect on microphytobenthos community structure was clearly pointed out by values of Shannon-Wiener index (H): lower at the impacted area than the control indicating the presence of a structuraly less diversified community. Likewise, species richness and evenness were both reduced by a combination of several factors such as the occurrence of significant bottom modifications, grazing pressure, shading effect and high organic content; following to the mussel cultures activity. The modified substrate conditions, in particular, seemed to reduce the interspecies competition enhancing the opportunistic and preferential species growth (*P. marina* and *A. ostrearia*), as also confirmed by Simpson's index values which were always higher at the mussel site than the other one. The highest L-values observed in June and August were, in fact, determined by the strong dominance of *P. marina* (R.A. 48.6%) and *A. ostrearia* (R.A. 52.6%), inside the microphytobenthos community. From previous studies, is risen that a slight decrease in diversity near the shore, could perhaps be interpreted as an indicator of stress such as from organic pollution (Sundbäck, 1986). Decrease in diversity has also been observed in benthic diatom communities under eutrophic conditions (Sullivan, 1976). Although few studies overlook microphyto-benthos communities diversity of mud substrates, our Shannon-Wiener diversity values

appear well comparable to those previously reported for diatom communities of sandy sediments (Sundbäck & Snoeijs, 1991).

The cluster analysis confirmed the variations of the microphytobenthos community structure living beneath the mussel farms compared to that living on undisturbed sediments. Dendrogram of hierarchic classification (Bray-Curtis similarity) suggested, in fact, that benthic microalgae were negatively affected by the mussel farm activity, able to shift species composition selecting so a structurally different community. More information exists on the response to pollution of microphytobenthos from freshwater than from marine environments, whereas measures on quantitative diatom species composition have been shown to be a useful tool in freshwater quality estimation (Lange Bertalot, 1979; Kuhn *et al*., 1981). Therefore, in the future it clearly appears important, for an improved assessment of suspended mussel cultures effects on sediment biological components, to consider even the modifications of microphytobenthos communities, enhancing that these sediment associated microalgae might be used as good indicators in detecting and monitoring disturbance due to intensive aquaculture.

ACKNOWLEDGEMENTS

Research was supported by REGIONE AUTONOMA-Friuli Venezia Giulia. Thanks are due to Dr. C. Welker for constructive criticism and microphytobenthos analysis and to Dr. P. Rossin for technical assistance.

REFERENCES

Admiraal W., Riaux-Gobin C. & Laane R.W.P-M. 1987. Interactions of ammonium, nitrate, and D- and L-aminoacids in the nitrogen assimilation of two species of estuarine benthic diatoms. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 40: 267-273.

Aleffi F., Bettoso N., Tamberlich F. & Fonda Umani S. 2000. Effects of suspended mussel culture on benthic communities in the Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea. Aquatic Sciences Meeting of American Society of Limnology and Oceanography (ASLO), February 12-16, Albuquerque, New Mexico, 17 pp.

Barranguet C. 1997. The role of microphytobenthic primary production in a Mediterranean mussel culture area. *Estuar. cst. Shelf Sci.*, 44: 753-765.

Convenzione Regione FVG-LBM 1999. Progetto di Ricerca per lo studio dell'impatto delle mitilicolture sull'ambiente marino.

De Vittor C., Falconi C., Predonzani S. & Fonda Umani S. 2000. Mussel culture impact on sea floor sediments in the Gulf of Trieste. *Biol. Mar. Medit*., 7(1): 85-92.

Edler L. 1979. Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea. Phytoplankton and chlorophyll. *Baltic Mar. Biol*., 5: 1-38.

Hatcher A., Grant J. & Schofield B. 1994. Effects of suspended mussel culture (*Mytilus* spp.) on sedimentation, benthic respiration and sediment nutrient dynamics in a coastal bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 115: 219-235.

Hillebrand H., Worm B & Lotze H.K. 2000. Marine microbenthic community structure regulated by nitrogen loading and grazing pressure. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 204: 27-38.

Jonge V.N. de & Colijn F. 1994. Dynamics of microphytobenthos biomass in the Ems estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 104: 185-196.

Kuhn D.L., Plafkin J.L., Cairns Jr. J. & Lowe R.L. 1981. Qualitative characterization of aquatic environments using diatom life-form strategies. *Trans. Am. Microsc. Soc*., 100: 165-182.

Lance-Bertalot H. 1979. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nowa Hedwigia, Beith*., 64: 285-304.

Livingstone R.J. 2001. Eutrophication processes in coastal systems. CRC Press LLC: 327 pp.

Maestrini S.Y. & Robert J.M. 1987. La production micro-algale des claires a huitres: particularites nutritionnelles: importance de l'azote organique dissous. In: Production et Relations Trophiques dans les Ecosystémes marins. 2° Coll. Franco-Soviétique. YALTA, 1984-IFREMER Act. Coll. n°5: 185-214.

Miller A.R., Lowe R.L. & Rotenberry J.T. 1987. Succession of diatom communities on sand grains. *J. Ecol.*, 75: 693-709.

Sdrigotti E., Barbariol V. & Welker C. 1999. Diatom assemblages in coastal shallow waters at the water-sediment interface (Gulf of Trieste, North Adriatic Sea). *Annales*, 2(17): 191-202.

Sdrigotti E. & Welker C. 2002. The role of a macroalgal covering event on the microphytobenthos community in intertidal sediment (Marano Lagoon, Northern Adriatic Sea). *P. S. Z. N. Mar. Ecol.*, (in print).

Sdrigotti E., De Vittor C., Bettoso N., Aleffi F., Del Negro P. & Fonda Umani S. 2002. Microalgal production influences nutritional value of Northern Adriatic Sea coastal sediment. *Biol. Mar. Medit*., (in print).

Snoeijs P., Leskinen E., Sundbäck K., Kuylenstierna M., Witkowsky A. & Hällfors G. 1990. Microphytobenthic cell density and species composition in the surface sediment in a shallow brackish-water bay (Gulf of Finland). *Aqua Fenn.*, 20, 1: 103-114.

Sullivan M.J. 1976. Long-term effects of manipulating light intensity and nutrient enrichment on the structure of a salt marsh diatom community. *J. Phycol*., 12: 205-210.

Sundbäck K. 1986. What are the benthic microalgae doing on the bottom of Laholm bay? *Ophelia* Suppl. 4: 273-286.

Sundbäck K., Enoksson V., Granéli W & Pettersson K. 1991. Influence of sublittoral microphytobenthos on the oxygen and nutrient flux between sediment and water: a laboratory continuous-flow study. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., 74: 263-279.

Sundbäck K. & Snoeijs P. 1991. Effects of nutrient enrichment on microalgal community composition in a coastal shallow-water sediment system: an experimental study. *Bot. Mar.*, 34: 341-358.

Watermann F., Hillebrand H., Gerdes G., Krumbein W.E. & Sommer U. 1999. Competition between benthic cyanobacteria and diatoms as influenced by different grain sizes and temperatures. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 187: 77-87.

Welker C. & Nichetto P. 1996**.** The influence of mucous aggregates on the microphyto-benthic community in the Northern Adriatic Sea. *P. S. Z. N. Mar. Ecol.*, 17 (1-3): 473-489.

Welker C., Sdrigotti E., Covelli S. & Faganeli J. 2002. Microphytobenthos in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea): relationship with labile sedimentary organic matter and nutrients. *Estuar. Coast. Shelf Sci*., 56 (in print).

Ricevuto 31 dicembre 2001; revisionato 26 marzo 2002; accettato 29 aprile 2002.

Lavoro presentato al XIV Congresso AIOL, Garda (VR), 25-28 settembre 2000.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 15 pp. 25-34,luglio 2002

DISTRIBUZIONE DEL FOSFORO IN UNA PRATERIA DI *ZOSTERA NOLTII* HORNEM. NELLA BAIA DI ARCACHON (FRANCIA)

Gianmarco GIORDANI, Roberta AZZONI, Pierluigi VIAROLI

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Parma

ABSTRACT

Phosphorus distribution in a* Zostera noltii *Hornem meadow in the Arcachon Bay (France, Atlantic Coast)

The fate of dissolved inorganic phosphorus was investigated in the *Zostera noltii* meadow of the Arcachon Bay, South-Western Atlantic coast of France.

Two experiments were carried out early summer 1997 and 1998, respectively. Soluble Reactive Phosphorus (SRP) was added to intact sediment cores with and without phanerogams. Changes of SRP concentrations were monitored over approximately 24 hours and phosphorous speciation was determined at the beginning and at the end of each experiments.

In the vegetated sediment cores up to 60% of the added SRP was removed from the water column and stored mainly in the rizosphere, whilst in the bare sediment SRP uptake was approximately 4 times lower. SRP removal was also low in sediment cores with defoliated *Zostera*. These results suggest that *Zostera* can efficiently remove P from the water column and, considering the wide distribution of Z. *noltii* in the bay, we can conclude that one of the main pathways of the P cycle in the Arcachon Bay is channelled through the biotic compartments and reaches the sediment as bounded P (organic or polyphosphates).

RIASSUNTO

Il ruolo svolto dalla rizofita *Zostera noltii* nel ciclo del fosforo è stato studiato nella Baia di Arcachon, un vasto sistema macrotidale situato lungo la costa atlantica meridionale francese e caratterizzato da un elevato idrodinamismo e da un basso grado di trofia. Nel 1997 e nel 1998, presso il laboratorio di Oceanografia Biologica dell'Università di Bordeaux (Arcachon, Francia), sono state svolte due serie di esperimenti per analizzare la capacità del sistema bentico di sequestrare fosforo reattivo solubile (SRP) dalla massa d'acqua. Questi esperimenti sono stati eseguiti tramite incubazioni di carote intatte di sedimento con e senza vegetazione, al buio e in condizioni controllate. Durante questi esperimenti, la concentrazione di SRP nella colonna d'acqua è stata

misurata per un periodo di 24 ore e la speciazione del fosforo nel sedimento e nella pianta è stata analizzata all'inizio e alla fine di ciascun esperimento.

Nelle carote con *Zostera* più del 60% dell'SRP è stato rimosso dalla massa d'acqua e trasferito nella rizosfera, mentre in quelle con sedimento non vegetato, l'abbattimento dell'SRP è stato circa 4 volte inferiore.

Z. noltii può quindi efficacemente sottrarre SRP dalla colonna d'acqua anche se le concentrazioni considerate negli esperimenti erano molto più alte di quelle osservate *in situ* e non è stata considerata l'assimilazione fotosintetica. Data l'elevata affinità di *Zostera* per SRP e la sua ampia distribuzione nella Baia di Arcachon, possiamo considerare che la vegetazione acquatica sia in grado di controllare il ciclo del fosforo trasferendolo dalla massa d'acqua al sedimento.

1. INTRODUZIONE

Negli ultimi decenni, negli ecosistemi costieri europei, è stato osservato un progressivo declino delle praterie di fanerogame marine come *Zostera* e *Ruppia*, attribuito principalmente all'incremento degli apporti di nutrienti derivanti da attività antropiche (Nienhuis, 1992; Hemminga, 1998). L'eccesso di nutrienti nella colonna d'acqua favorisce infatti la crescita di fitoplancton e macroalghe flottanti opportuniste (*Ulva*, *Cladophora*, *Enteromorpha*) che presentano tassi di crescita superiori a quelli delle rizofite (Kemp *et al*., 1983; Sand-Jensen & Borum, 1991). La presenza di questi produttori primari incide sulla torbidità della colonna acqua e la conseguente attenuazione della penetrazione della luce inibisce l'attività fotosintetica delle rizofite (Duarte, 1995; Hemminga, 1998); inoltre, episodi di anossia e crisi distrofiche, caratteristici di ambienti eutrofici, hanno un elevato impatto negli strati più profondi della colonna d'acqua e quindi sulle piante radicate (Koch *et al*., 1990; van Wijck *et al*., 1992; Goodman *et al*., 1995).

Gli ambienti colonizzati da fanerogame sessili sono caratterizzati da un basso livello di nutrienti, da una buona stabilità e da un'elevata biodiversità. Le rizofite presentano un'elevata capacità di assimilare i nutrienti dal sedimento, per cui negli ambienti oligotrofici sono competitive rispetto a fitoplancton e pleustofite che dipendono dalla disponibilità di azoto e fosforo disciolti nella colonna d'acqua (Pérez-Lloréns & Niell, 1995; Borum, 1996). Questo vantaggio viene a mancare quando la colonna d'acqua si arricchisce di nutrienti e la torbidità aumenta (Duarte, 1995). In alcuni casi è stato anche dimostrato che il sistema costituito da foglie ed epifiti è in grado di prelevare i nutrienti direttamente dalla colonna d'acqua per poi traslocarli all'apparato radicale (Touchette & Burkholder, 2000). L'importanza di questo processo nelle lagune non è stato ancora valutato con precisione anche perché la cinetica di assimilazione dei nutrienti risulta piuttosto complessa (Pérez-Lloréns & Niell, 1995) e le interazioni tra macrofite ed epifiti, come l'influenza delle rizofite sugli scambi acqua-sedimento, sono difficilmente valutabili (Touchette & Burkholder, 2000). La capacità del sistema fogliare di prelevare nutrienti dalla colonna d'acqua può garantire un controllo particolarmente efficiente sulla disponibilità di azoto e fosforo che sono immagazzinati nelle biomasse vegetali e nel sedimento.

In questo lavoro viene analizzato il ruolo svolto da *Zostera noltii* ed epifiti nella rimozione del SRP dalla colonna d'acqua e nella distribuzione del fosforo particellato nel sedimento. Lo studio è stato condotto in laboratorio attraverso incubazioni di carote intatte di sedimento. Gli esperimenti sono stati condotti al buio, per un periodo di 24 ore, con elevate concentrazioni di SRP per valutare la capacità potenziale di rimozione al netto dell'assimilazione fotosintetica e in condizioni di elevati apporti di SRP nella colonna d'acqua.

2. AREA DI STUDIO

La Baia di Arcachon (44°40'N e 1°10'W) è un ampio sistema macrotidale (155 km^2) di forma triangolare, situato lungo la costa atlantica francese a 80 km da Bordeaux (Fig. 1). L'escursione tidale è di 2-3 m ed in bassa marea circa il 75% della superficie totale è emersa. Le zone intertidali sono colonizzate principalmente dalla fanerogama *Zostera noltii* Hornem., mentre i canali e le zone più profonde da *Zostera marina* L.. Negli ultimi 30 anni, la baia ha subito un arricchimento di nutrienti, in particolare di nitrati, non accompagnato da un corrispondente declino della prateria di fanerogame (Castel *et al*., 1996). L'aumento dello stato trofico si è manifestato principalmente verso la fine degli anni '80 con la comparsa di alghe opportuniste come *Enteromorpha clathrata* e *Monostroma obscurum* (Auby *et al.*, 1994).

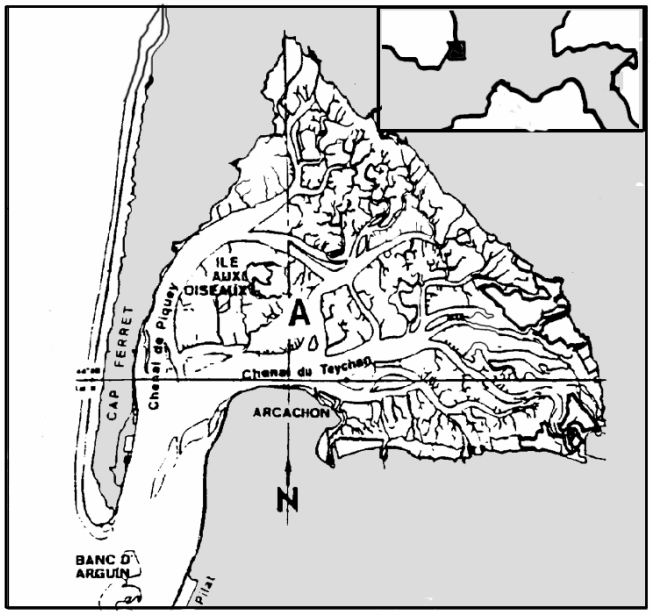


Fig. 1 - Mappa della Baia di Arcachon con indicata la stazione di campionamento (Staz. A)

L'apporto annuale di fosforo dal bacino, misurato nel quinquennio 1988-93, è stato valutato in 17-25 t come fosforo minerale e in 65-135 t come fosforo totale (Auby *et al*. 1994). Malgrado questi apporti elevati, le concentrazioni di fosforo reattivo

solubile nella colonna d'acqua si sono mantenute costantemente su valori inferiori a 1 µM (Auby *et al*., 1994; Welsh D.T. comm. pers.). Questi bassi valori di concentrazione sono imputabili al rapido turnover dell'acqua nella laguna e ai processi di rimozione dei nutrienti (precipitazione nei sedimenti, uptake delle piante, ecc.). I sedimenti della Baia di Arcachon sembrano avere una buona affinità per il P inorganico che viene accumulato principalmente nel pool legato al Ca; i pool più reattivi (PO_4 scambiabile e PO_4 legato al ferro) sono invece presenti in piccole percentuali (Azzoni *et al*., 1999).

3. MATERIALI E METODI

In questo studio è stata considerata la stazione A, situata al centro della laguna (Fig. 1), dove sono state individuate due zone adiacenti: una colonizzata da una prateria apparentemente uniforme di *Zostera noltii* (Z) e l'altra caratterizzata da sedimento non colonizzato da macrofite (N).

Il 7 luglio 1997, in ciascuna delle zone Z e N della stazione A sono state raccolte otto carote di 30 cm d'altezza: cinque carote con un diametro interno di 5 cm e tre con un diametro interno di 20 cm. Nell'area Z sono state prelevate ulteriori tre carote da 20 cm, in cui le foglie di *Z. noltii* sono state tagliate a livello della superficie del sedimento ed essiccate per le misure della biomassa epigea e del contenuto di fosforo.

Le dieci carote più piccole sono state immediatamente sezionate per le analisi dei pool sedimentari di fosforo e ferro. Nello strato di sedimento 0-1 cm, sono stati determinati porosità, contenuto di sostanza organica e concentrazioni di ferro labile e chimicamente reattivo, PO_4 scambiabile (Exch. PO_4), PO_4 legato al Fe (Fe~PO_4), PO_4 legato al Ca autigenico (Auth. Ca~PO_4) e detritico (Detr. Ca~PO_4). Le metodiche analitiche sono descritte in Azzoni *et al*. (1999).

Le nove carote da 20 cm sono state utilizzate per valutare la capacità di assimilazione del fosforo in tre diverse condizioni: sedimento colonizzato da *Zostera*, sedimento nudo e sedimento colonizzato da *Zostera* ma con piante inattivate (le foglie sono state rimosse). Queste carote sono state mantenute immerse in un vascone con un flusso continuo di acqua della baia, al buio ed alla temperatura ambiente di 22-23°C. Dopo 6 ore, il livello dell'acqua nel vascone è stato abbassato per isolare la massa d'acqua di ogni carota ed una soluzione di KH_2PO_4 (30 mM) è stata aggiunta all'acqua delle carote, ottenendo una concentrazione finale di 80 µM. Le carote sono state successivamente incubate per 24 ore al buio mantenendo la colonna d'acqua costantemente rimescolata ed areata. Durante l'incubazione sono stati prelevati in tempi successivi 9, 7 e 5 campioni d'acqua per le rispettive condizioni per la determinazione della concentrazione di SRP e del pH. Da queste misure sono stati calcolati i flussi di SRP con la seguente formula:

$$F = \frac{(c_f V_f) - (c_i V_i)}{a \Delta t}$$

Dove F è il flusso di SRP in µmol m^{-2} h^{-1}, c_i, c_f, V_i e V_f sono le concentrazioni di SRP in µM e i volumi della massa d'acqua in litri all'inizio e alla fine dell'intervallo

considerato, *a* è l'area della sezione della carota e Δt è l'intervallo di tempo in ore.

Alla fine dell'incubazione sono stati prelevati tre sottocampioni di sedimento dello strato più superficiale (0-1 cm) di ogni carota per la determinazione dei pool sedimentari del fosforo. Le foglie di *Zostera* sono state rimosse e quindi lavate ed essiccate per la determinazione del contenuto totale di fosforo. Il lavaggio non ha apparentemente rimosso la copertura epifitica delle foglie come è stato possibile osservare da campioni raccolti prima e dopo il trattamento ed esaminati al microscopio elettronico a scansione (Donnelly A.P., comm. pers.). Foglie ed epifiti sono stati quindi considerati congiuntamente.

Il 30 giugno 1998, nella parte della stazione A colonizzata da *Zostera* sono state raccolte dieci carote con un diametro di 5 cm e tre carote con un diametro di 20 cm. In cinque carote da 5 cm sono state misurati i pool di fosforo e ferro come descritto in precedenza. Nelle altre cinque carote, il sedimento è stato setacciato e le radici sono state prelevate per misurarne la densità e il contenuto di fosforo. Le altre carote sono state lasciate stabilizzare per sei ore al buio in un vascone con un flusso continuo di acqua salata prelevata dalla baia a 22-23°C, poi il livello dell'acqua nel vascone è stato abbassato per isolare la massa d'acqua delle carote. Successivamente, in ogni carota è stata fatta fluire una soluzione di KH_2PO_4 75 µM, utilizzando una pompa peristaltica con un flusso costante di 3 ml min^{-1}. In queste condizioni le carote sono state incubate al buio per 24 h mantenendo la massa d'acqua areata e rimescolata. I flussi sono stati misurati ogni cinque ore interrompendo temporaneamente l'alimentazione, sigillando le carote con un tappo di plexiglas e misurando la variazione di concentrazione di SRP nel corso di un'ora d'incubazione. In questo esperimento, è stata aggiunta alla fine dell'incubazione una quantità di SRP simile a quella aggiunta nell'esperimento eseguito l'anno precedente. Alla fine dell'incubazione, le foglie di ogni carota sono state campionate per la determinazione del contenuto di fosforo totale. Dopo la rimozione delle foglie, tre sottocampioni di sedimento superficiale (0-1 cm), sono stati prelevati per l'estrazione sequenziale del fosforo. Il resto del sedimento è stato setacciato per la misura del contenuto di fosforo totale nelle radici.

4. RISULTATI E DISCUSSIONE

Nell'esperimento svolto nel 1997, il flusso netto di SRP è diminuito nel corso dell'incubazione in tutte le condizioni, a causa probabilmente della progressiva saturazione della capacità di accumulo delle piante e del sedimento e della diminuzione della concentrazione di fosfato nella colonna d'acqua (Fig. 2). Nell'arco delle ventiquattr'ore il flusso medio è stato di 9.7 ± 1.1 mmol m^{-2} d^{-1} nelle carote con *Z. noltii* e 2.5 ± 0.3 mmol m^{-2} d^{-1} nelle carote con solo sedimento. I valori misurati sono dello stesso ordine di grandezza di quelli riportati da Pérez-Lloréns & Niell (1995) per *Z. noltii* nell'estuario del Palmones, nella Spagna meridionale. L'elevato accumulo osservato nelle carote Z intatte dipende dall'attività di *Z. noltii* poiché nel sedimento colonizzato da *Z. noltii* ma senza foglie il flusso medio è stato di 2.4 ± 0.5 mmol m^{-2} d^{-1} simile a quello del sedimento non vegetato. Questo fa supporre che le foglie siano di notevole importanza nel processo di rimozione del SRP dalla colonna d'acqua anche al

buio. Il contenuto di P nelle foglie campionate dopo l'incubazione è considerevolmente più alto rispetto a quello misurato nelle foglie delle carote prima dell'aggiunta (105.1 ± 6.6 e 72.0 ± 6.0 µmol g^{-1} d.w., rispettivamente).

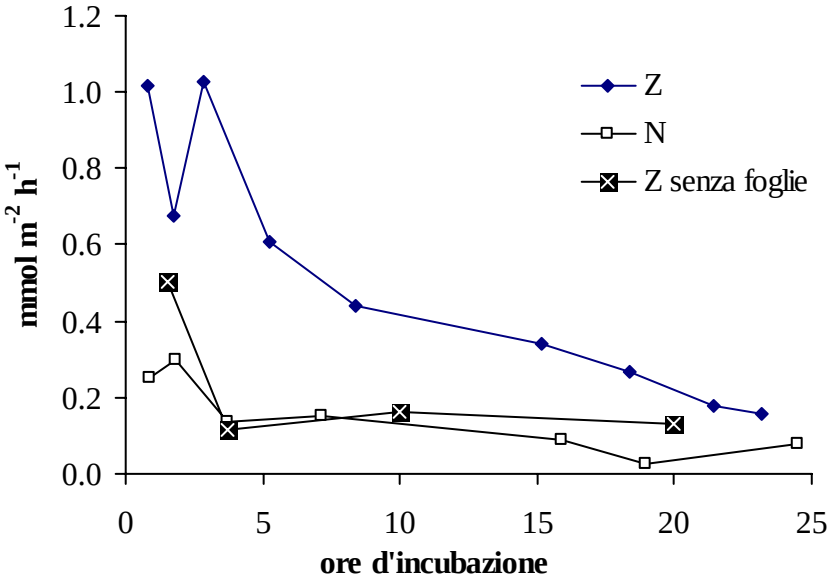


Fig. 2 - Variazioni temporali del flusso netto di PO_4 nelle carote con *Zostera* (Z), senza *Zostera* (N) e con *Zostera* senza foglie (Z senza foglie) nell'esperimento eseguito nel 1997.

I risultati osservati nel 1997 sono stati in parte confermati nell'esperimento condotto nel 1998. Nella figura 3 sono indicati i flussi e le concentrazioni di SRP misurati

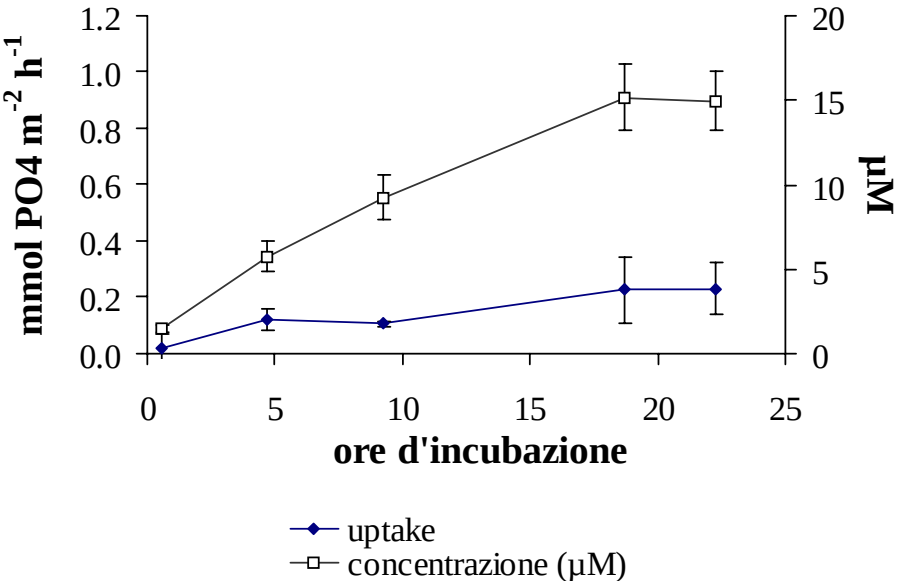


Fig. 3 - Flussi e concentrazioni di SRP misurati nella massa d'acqua di carote intatte raccolte nella zona Z durante l'esperimento eseguito nel 1998.

nell'esperimento condotto con carote intatte di sedimento raccolte nella zona Z. In questo esperimento sono state misurate concentrazioni massime di SRP di 17 µM, valori molto più bassi di quelli misurati l'anno precedente ma comunque molto elevati rispetto alle concentrazioni misurate *in situ*. In parallelo, sono stati osservati flussi di SRP inferiori rispetto all'anno precedente che però raggiungono i valori massimi alla fine dell'incubazione, in corrispondenza delle concentrazioni più elevate. Anche in questo esperimento, i flussi sono largamente influenzati dalla disponibilità di SRP nella massa d'acqua.

Considerando le diverse condizioni di colonizzazione di *Z. noltii*, nell'esperimento condotto nel 1997 sono state analizzate le vie di accumulo del fosforo inorganico (Fig. 4). Nel sedimento dell'area N, dopo 24 ore di incubazione al buio, circa il 19% delle 10 mmol m^{-2} di fosforo aggiunto è stato accumulato nel sedimento, mentre il resto è rimasto nella massa d'acqua (Fig. 4b). La distribuzione dell'SRP aggiunto è simile nelle carote Z defogliate malgrado le caratteristiche sedimentologiche e la composizione chimica dei due sedimenti siano diverse (Azzoni *et al.*, 1999). Per entrambe le aree investigate l'SRP rimosso dalla massa d'acqua in assenza di foglie, corrisponde ad un accumulo nello strato di sedimento 0-1 cm di circa 0.2 µmol ml^{-1}. Le variazioni di concentrazione dei pool di fosforo in questo strato di sedimento sono indicati in tabella 1. Nel sedimento non vegetato una larga parte del SRP si accumula nel pool del PO_4 scambiabile mentre nel sedimento colonizzato da *Z. noltii* non è stato osservato nessun incremento di PO_4 scambiabile, probabilmente a causa di una saturazione di questo pool già all'inizio dell'incubazione. Il pool del Fe~PO_4 è rimasto costante nelle 24 ore di incubazione in tutte le condizioni e non sembra quindi in grado di intrappolare SRP in tempi così brevi, nonostante la presenza di ferro ferrico labile e altamente reattivo (17.7 ± 8.5 µmol ml^{-1} nella Z e 4.3 ± 3.1 µmol ml^{-1} nella N). Anche nel pool del Ca~PO_4 autigenico, che può essere considerato la parte del Ca~PO_4 più reattiva, non vi sono variazioni apprezzabili anche se bisogna considerare che la quantità di SRP accumulato è molto bassa rispetto alla quantità di Ca~PO_4 autigenico presente e che la variabilità spaziale di questo pool è elevata. Come ci si aspettava nessuna variazione è stata osservata nel pool del Ca~PO_4 detritico che rappresenta la parte più inerte del P sedimentario.

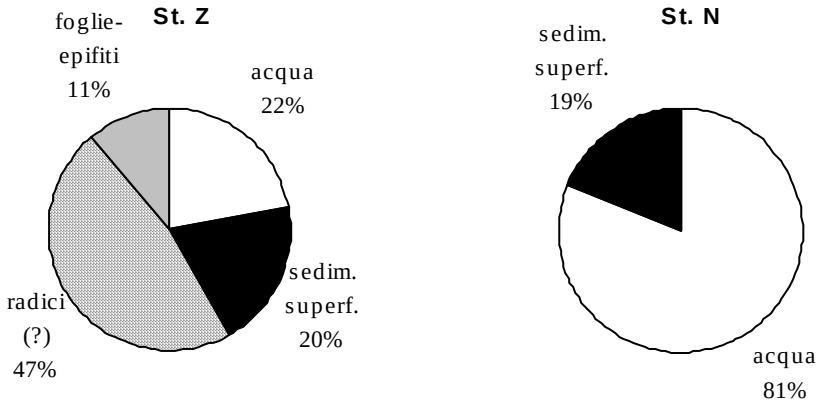


Fig. 4 - Distribuzione percentuale del SRP nei diversi comparti dopo 24 ore di incubazione nelle carote con (Z) e senza *Zostera* (N).

Quindi, l'SRP si accumula principalmente come ortofosfato scambiabile nel sedimento N mentre nel sedimento con *Zostera*, l'SRP si distribuisce nei vari pool. Lo studio del destino del fosforo presente nella massa d'acqua necessità però di tecniche di analisi più precise quali l'uso di radiotraccianti (Di *et al*., 1997).

La presenza di *Z. noltii* con foglie attive influisce pesantemente sui flussi di fosforo. Nelle carote Z intatte, i flussi di SRP sono stati superiori di circa 4 volte rispetto a quelli delle carote N, anche se l'aumento della concentrazione di fosforo nelle foglie e negli epifiti rappresenta solo l'11% del fosforo aggiunto alla colonna d'acqua all'inizio dell'incubazione. In 24 ore, il 20% dell'SRP aggiunto viene accumulato nel sedimento e una larga frazione, pari al 58%, viene rimossa dalla colonna d'acqua solo se le foglie di *Z. noltii* sono attive. Siccome solo l'11% rimane nelle foglie, il rimanente 47% viene trasferito in altri tessuti, probabilmente nell'apparato radicale. Misure dirette eseguite nella stazione colonizzata da *Zostera* (Z), nell'esperimento dell'anno successivo non hanno però rilevato un significativo accumulo di fosforo nelle radici, probabilmente a causa dei bassi flussi misurati e dell'elevata variabilità spaziale. Traslocazione acropetala del SRP viene comunque riportata da Brix and Lyngby (1985).

Tab. 1 - Concentrazioni in µmol ml^{-1} dei vari pool sedimentari di P nello strato di sedimento 0-1 cm prima e dopo (+SRP) l'incubazione nelle carote con (Z) e senza (N) *Zostera*.

	Z	**Z +SRP**	**N**	**N +SRP**
Exch.PO_4	0.29±0.06	0.20±0.08	0.06±0.01	0.21±0.05
Fe~PO_4	0.06±0.03	0.04±0.02	0.08±0.05	0.08±0.03
Auth. Ca~PO_4	1.47±0.13	1.30±0.34	0.84±0.13	0.74±0.09
Detr. Ca~PO_4	3.67±0.43	3.60±0.48	4.60±1.20	4.50±0.84

Il comparto biotico risulta quindi essere molto importante nel ciclo del fosforo nella Baia di Arcachon poiché *Z. noltii* può efficientemente rimuovere SRP dalla colonna d'acqua. Questi risultati vanno naturalmente considerati come una stima potenziale in quanto le concentrazioni di SRP considerate in questo esperimento sono molto più elevate di quelle misurate nell'ambiente naturale. L'elevata disponibilità di SRP può aver reso molto favorevole l'utilizzo di SRP disciolto nella colonna d'acqua rispetto a quello dell'acqua interstiziale, amplificando la reale capacità di assimilazione delle piante (Touchette & Burkholder, 2000). Bisogna inoltre considerare che l'uptake misurato è dovuto solo alla capacità delle piante di immagazzinare fosforo nei tessuti di riserva poiché la costruzione di nuovi tessuti ed il conseguente consumo di fosforo sono stati inibiti dall'assenza di luce durante l'incubazione.

Misure dirette effettuate su carote non manipolate hanno comunque evidenziato un'elevata attività fosfatasica ed una elevata densità batterica nel sedimento colonizzato da *Z. noltii*, maggiori di quelle del sedimento non vegetato (Donnelly & Herbert, 1999). Le radici possono essere quindi una sorgente di fosforo organico che viene utilizzato dai batteri nella rizosfera. La relazione tra le piante e i batteri può essere mutualistica se le piante riassimilano il fosforo inorganico prodotto della mineralizzazione batterica, o competitiva se piante e batteri competono per il fosforo inorganico nella rizosfera.

Queste considerazioni indicano che la mineralizzazione può avere importanti effetti sul ciclo del fosforo nella Baia di Arcachon e che può regolare le interazioni tra piante e batteri.

Il fosforo inorganico rilasciato durante la decomposizione del fosforo organico può inoltre legarsi abioticamente al sedimento dove la sua rimobilizzazione è legata a complesse interazioni tra i pool sedimentari e alle condizioni chimiche fisiche e di ossidoriduzione del sedimento. Una perdita netta di fosforo dal sistema si potrebbe verificare attraverso l'accumulo nel sedimento di composti organici fosforati particolarmente refrattari come acidi umici e fitati (Golterman, 1995).

Questo studio ha evidenziato l'elevata affinità di *Z. noltii* per il fosforo ortofosfato poiché circa il 60% di SRP aggiunto nella colonna d'acqua è stato rimosso in 24 h e al buio. Considerando l'ampia distribuzione di *Z. noltii* nella Baia d'Arcachon si può concludere che il fosforo può essere canalizzato attraverso il comparto biotico e raggiungere il sedimento. Durante la fase di senescenza della pianta il fosforo viene lentamente rilasciato e può essere utilizzato dalle piante e dalla comunità microbica.

BIBLIOGRAFIA

Auby I., Manaud F., Maurer D. & Trut G. 1994. Etude de la prolifération des algues vertes dans le Bassin d'Arcachon. Rapport IFREMER-CEMAGREF-SSA, SABARC, IFREMER, Arcachon, France, 163 pp.

Azzoni R., Giordani G., Gazzola S. & Bonoli M. 1999. Accumulation of phosphorus in relation to iron and sulphur contents in the surficial sediments of three coastal lagoons: Sacca di Goro, Valle Smarlacca (Italy) and Arcachon Bay (France). Atti del XIII Congresso AIOL, 13(1): 75-84.

Borum J. 1996. Shallow waters and land/sea boundaries. In: Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems (Jorgensen B.B. & Richardson K. eds*). Coastal and Estuarine Studies*, American Geophysical Union., 52: 179-203.

Brix H. & Lyngby J.E. 1985. Uptake and translocation of phosphorus in eelgrasses (*Zostera marina*). *Marine Biology*, 90: 111-116.

Castel J., Caumette P. & Herbert R. 1996. Eutrophication gradients in coastal lagoons as exemplified by the Bassin d'Arcachon and the Étang du Prévost. I: Coastal Lagoon Eutrophication and Anaerobic Processes (C.L.E.AN.) (Caumette P., Castel J. & Herbert R. eds). *Hydrobiologia*, 329: ix-xxviii.

Di H.J., Condron L.M. & Frossard E. 1997. Isotope techniques to study phosphorus cycling in agricultural and forest soils: a review., *Biol. Fertil Soils,* 24: 1-12.

Donnelly A.P. & Herbert R.A. 1999. Bacterial interactions in the rhizosphere of seagrass communities in shallow coastal lagoons. *Journal of Applied Microbiology Symposium Supplement*, 85: 151S-160S.

Duarte C.M. 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia*, 41: 87-112.

Golterman H.L. 1995. The labyrinth of nutrient cycles and buffers in wetlands: results based on research in the Camargue (southern France). *Hydrobiologia*, 315: 39-58.

Goodman J.L., Moore K.A. & Dennison W.C. 1995. Photosynthetic responses of eelgrass (*Zostera marina* L.) to light and sediment sulfide in a shallow barrier island lagoon. *Aquatic Botany*, 50: 37-47.

Hemminga M.A. 1998. The root/rhyzome system of seagrasses: an asset and a burden. *Journal of Sea Research*, 39: 183-196.

Kemp W.M., Twilley R.T., Stevenson J.C., Boynton W.R. & Means J.C. 1993. The decline of submerged vascular plants in upper Chesapeake Bay: Summary of results concerning possible causes. *Marine Techn. Soc. J.*, 17: 78-89.

Koch M.S., Mendelssohn I.A. & McKee K.L. 1990. Mechanism for the hydrogen sulphide growth limitation in wetland macrophytes. *Limnol. Oceanogr*., 35: 399-408.

Nienhuis P.H. 1992. Eutrophication, water management, and functioning of Dutch estuaries and coastal lagoons. *Estuaries,* 15: 538-548.

Pérez-Lloréns J.L. & Niell F.X. 1995. Short-term phosphate uptake kinetics in *Zostera noltii* Hornem: a comparison between excised leaves and sediment-rooted plants. *Hydrobiologia*, 297: 17-27.

Sand-Jensen K. & Borum J. 1991. Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwater and estuaries. *Aquatic Botany*, 41: 137-175.

Touchette B.W. & Burkholder J.M. 2000. Review of nitrogen and phosphorus metabolism in seagrasses. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250: 133-167.

van Wijck C., De Groot C.-J. & Grillas P. 1992. The effect of anaerobic sediment on the growth of *Potamogeton pectinatus* L.,: the role of organic matter, sulphide and ferrous iron. *Aquatic Botany*, 44: 31-49.

Ricevuto 31 dicembre 2001; revisionato 6 marzo 2002; accettato 3 maggio 2002.

Lavoro presentato al XIV Congresso AIOL, Garda (VR), 25-28 settembre 2000.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 15 pp. 35-43, luglio 2002

ATTIVITÀ NELLA CATENA ALIMENTARE MICROBICA DEL LAGO PAIONE SUPERIORE IN PRESENZA ED ASSENZA DI *DAPHNIA LONGISPINA*

Roberto BERTONI [1], Cristiana CALLIERI [1], Gianluca CORNO [2]

[1] C.N.R. - Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, Pallanza, Italia
[2] Max-Planck-Institut für Limnologie, Plön, Germany

ABSTRACT

Activities in the microbial food web of Lago Paione Superiore with and without Daphnia longispina

We studied the relationships between microorganisms and zooplankton in Lago Paione Superiore (LPS) a fishless oligotrophic alpine lake. From July to September 1999, bacterial grazing by mixotrophic flagellates (MxFl), autotrophic carbon fixation, extracellular production (EOC), dissolved organic carbon (DOC) concentrations, bacterial production and zooplanktonic carbon were measured weekly. After ice melting, MxFl, which constitute 94% of total phytoplankton number, increase until the appearance of *Daphnia longispina*, the dominant crustacean zooplankton species in LPS. EOC represents from 45 to 90% of total autotrophic production and at 9 m reaches a value of 1.8 µgC l^{-1} h^{-1}. The photosynthetic efficiency of MxFl increases in the late summer and reaches a maximum of 245 ngC $cell^{-1}$ h^{-1} in September. Community grazing rate of MxFl is higher at 9 m in comparison with 1 m and ranges from 3 to 62 x 10^3 batt ml^{-1} h^{-1}. MxFl ingest from 0.2% to 8% of the natural bacterioplankton in one hour, in summer. When *Daphnia* abundance is low the prevailing mixotrophic species are *Dinobryon sertularia* and *Gymnodinium ordinatum*; afterwards *Ochromonas* sp. and *Rhodomonas* sp. appear; conversely, *Chromulina* spp. is constantly present. Initially, the *Daphnia* appearance causes a rapid drop of both bacteria and MxFl and of their activities. We speculated that the subsequent development of *Daphnia* population eventually stimulates algal production, due to phosphorus (P) mobilization from the sediment induced by *Daphnia* feeding on those organisms living at the water-sediment interface.

RIASSUNTO

In un lago alpino oligotrofo (Lago Paione Superiore: LPS) con una rete trofica semplificata per l'assenza di pesci, si sono studiate le relazioni tra microrganismi e zooplancton. Con frequenza settimanale da luglio a settembre 1999, periodo di assenza della copertura di ghiaccio, si è misurato il *grazing* dei flagellati mixotrofi (MxFl) a carico dei batteri, l'attività autotrofa della frazione > 2 µm nonché la produzione di

carbonio organico extracellulare (EOC), la concentrazione di DOC, la produzione batterica ed il carbonio zooplanctonico. I microrganismi coinvolti in tali attività sono stati contati e misurati. Si è stimata l'attività fotosintetica con il metodo radiochimico di incorporazione di ^{14}C inorganico e l'attività batterica con l'incorporazione di ^{3}H-Timidina dopo un'ora di incubazione al buio.

Dopo lo scioglimento della copertura di ghiaccio, i MxFl, che costituiscono il 94% del popolamento fitoplanctonico, aumentano progressivamente di numero fino alla comparsa di *Daphnia longispina*, specie zooplanctonica dominante. Il carbonio organico escreto (EOC) rappresenta dal 45 al 90 % della produzione primaria lorda e ai 9 m raggiunge il valore di 1.8 µgC l^{-1} h^{-1}. Il tasso di grazing della comunità dei MxFl è molto più elevato ai 9 m rispetto a 1 m e varia da 3 a 62 x 10^3 batt ml^{-1} h^{-1}. Nel periodo estivo i MxFl ingeriscono dallo 0.2 all'8% del popolamento batterico per ora. Quando il popolamento di Daphnia è ancora numericamente poco consistente prevalgono *Dinobryon sertularia* e *Gymnodinium ordinatum* e successivamente *Ochromonas* sp. e *Rhodomonas* sp. E' invece sempre costantemente presente *Chromulina* spp. che raggiunge alti tassi di ingestione. L'efficienza fotosintetica aumenta in tarda estate e raggiunge il massimo agli inizi di settembre con 245 ng C $cell^{-1}$ h^{-1}. Quest'aumento di efficienza è legato al repentino aumento di P reattivo, in agosto. La comparsa di *Daphnia* causa all'inizio una diminuzione del numero dei microrganismi, sia batteri che flagellati mixotrofi, e della loro attività. Il successivo sviluppo della popolazione di *Daphnia* potrebbe indirettamente stimolare la produzione algale, grazie ad una mobilitazione del fosforo (P) dai sedimenti, indotto dall'ingestione (e successiva escrezione di P) da parte di *Daphnia* di organismi presenti all'interfaccia acqua-sedimento.

1. INTRODUZIONE

Il Lago Paione Superiore (LPS) è un lago alpino d'alta quota (2269 m s.l.m.) situato nelle Alpi Centrali (Val Bognanco, Alpi Pennine), con una superficie ridotta (0.014 km^2) ed una profondità massima di 11.7 m. E' un lago oligotrofo e senza pesci; inoltre è acido, a causa della sua bassa alcalinità e del processo di acidificazione che ha interessato molti laghi europei (The MOLAR Water Chemistry Group, 1999). Il LPS è stato studiato molto in anni passati perché inserito come sito delle Alpi italiane in diversi progetti della Comunità Europea con lo scopo di valutare gli effetti delle piogge acide sui laghi (Progetto MOLAR). Studi pregressi (Callieri & Bertoni, 1999) hanno mostrato che nel LPS circa il 75% del carbonio organico totale si trova nella forma disciolta e mostra grandi variazioni di concentrazione tra il periodo di copertura di ghiaccio e quello di acque libere. La catena microbica è composta principalmente da batteri e flagellati mixotrofi, mentre ciliati, flagellati eterotrofi e autotrofi obbligati sono decisamente inferiori come numero e biomassa (Callieri & Bertoni, 1999; Pugnetti & Bettinetti, 1999).

Appena dopo lo scioglimento della copertura di ghiaccio i batteri ed i flagellati mixotrofi sono gli organismi prevalenti che, successivamente, rendono possibile lo sviluppo di una ingente biomassa zooplanctonica, principalmente costituita da *Daphnia*

longispina (Manca & Comoli, 1999).

Vengono qui presentati i risultati di una ricerca, effettuata durante l'estate 1999, che aveva lo scopo di studiare le variazioni dell'attività batterica nonchè dell'attività fotosintetica e fagotrofica dei flagellati mixotrofi prima e durante lo sviluppo della popolazione di *Daphnia.*

2. MATERIALI E METODI

I campioni sono stati raccolti nel 1999 durante il periodo estivo di acque libere nel punto di massima profondità del lago (per le date di campionamento vedere la figura 1) a due profondità, 1 m e 9 m (corrispondente a circa un metro al disopra del fondo). Nella stessa stazione si sono misurate la radiazione subacquea e la temperatura. I campioni per il conteggio degli organismi sono stati fissati come illustrato nei protocolli presentati in Straškrabová *et al.* (1999). Dello zooplankton, campionato con pescate verticali con rete da 126 µm, è stato determinato il peso secco ed il contenuto in carbonio (analizzatore CHN, ANA 1500). Il carbonio organico disciolto (DOC) è stato analizzato con TOC Analyser 5000 (Shimadzu). L'attività fotosintetica è stata misurata dopo incubazione di 4 ore, *in situ,* dei campioni prefiltrati su 126 µm e la successiva misura dell'incorporazione del ^{14}C inorganico nella frazione > 2 µm e nella frazione escreta (EOC) (Steeman Nielsen, 1951). L'attività batterica eterotrofa è stata stimata con l'incorporazione di ^{3}H-Timidina dopo un'ora di incubazione al buio alla stessa temperatura del lago. Il grazing dei flagellati mixotrofi è stato stimato contando in tempi successivi i batteri fluorescenti (FLB) ingeriti (Sherr & Sherr, 1993). I batteri sono stati marcati con DTAF (6-(4,6-diclorotriazina-2-yl) amminofluoresceina) e aggiunti al campione in modo da non superare il 10-25% dei batteri naturali. Il fitoplancton totale era contato, discriminando le specie autotrofe da quelle mixotrofe, con microscopio invertito (metodo Utermöhl). Tutti gli organismi venivano anche misurati con un analizzatore di immagini (Optimas, Bioscan). I fattori di conversione per il carbonio ed altri particolari metodologici sono ampiamente descritti in Straskrabová *et al.* (1999).

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

La maggior parte del carbonio non detritico della catena trofica del LPS deriva dal contributo dei batteri, dei mixotrofi e dello zooplancton (Bertoni *et al.*, in stampa).

I batteri del LPS, sia i cocchi che i bacilli, hanno dimensioni abbastanza costanti, comprese tra 0,2 e 2 µm se si escludono i batteri filamentosi che compaiono nel lago dopo le piogge e che non superano il 5% del numero totale.

Il fitoplancton estivo del LPS è composto prevalentemente da specie potenzialmente mixotrofe con dominanza delle Chrysophyceae (*Chromulina* spp., *Dinobryon sertularia* e *Ochromonas* sp.); fa eccezione la *Mallomonas alveolata* che è una specie esclusivamente autotrofa. Sono anche presenti Dinophyceae (*Gymnodinium ordinatum, Peridinium* sp.), Chlorophyceae (*Chlamydomonas* sp.) e Criptophyceae (*Rhodomonas* sp. e *Cryptomonas* sp.).

Lo zooplancton del LPS è composto da rotiferi (*Keratella quadrata*) copepodi (*Cyclops abyssorum tatricus*), ma si può dire che il cladocero *Daphnia longispina* sia la

specie dominante, capace di controllare molti degli organismi della catena microbica (Manca & Comoli, 1999). Nella Figura 1 è mostrata la ripartizione del carbonio organico nella catena microbica del LPS (valori medi 1 - 9 m) e nello zooplancton da retino. I batteri costituiscono una riserva di carbonio pressoché costante durante tutta l'estate, mentre i MxFl, importanti come numero e biomassa fino alla fine di luglio, sono poi consumati dallo zooplancton. Fino al 17 agosto la maggior parte della biomassa è confinata ai 9 m dove arriva dall'8 al 18% della radiazione misurata alla superficie e che costituiscono uno strato d'acqua al riparo dalla radiazione UV e dai possibili effetti inibenti delle elevate intensità di PAR (radiazione fotosinteticamente attiva). A 1 m (dati non riportati) il carbonio microbico raggiunge concentrazioni inferiori a quelle dei 9 m ed in tarda estate sia a 1 che a 9 m le concentrazioni di carbonio sono più basse e tra loro simili (Bertoni *et al.,* in stampa).

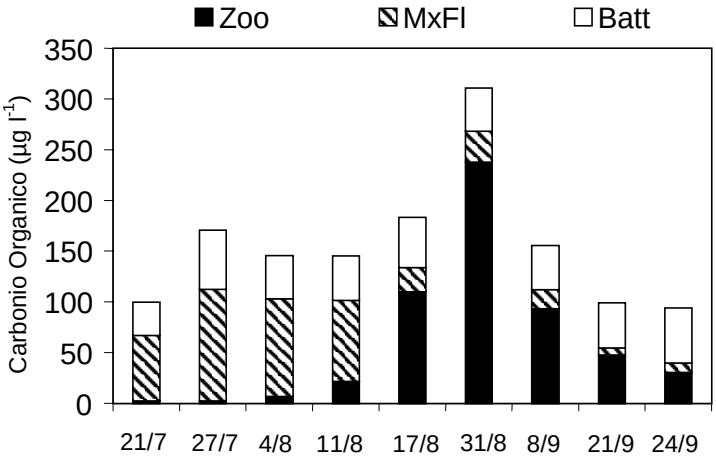


Fig. 1 - Distribuzione del carbonio organico, mediato sulla colonna d'acqua, nei principali compartimenti della catena alimentare del LPS nell'estate 1999. Zooplancton (Zoo), flagellati mixotrofi (MxFl) e batteri (Batt).

L'attività fotosintetica e batteriofaga dei MxFl ha mostrato un andamento parallelo con attività di grazing più elevate in corrispondenza dei picchi di produzione della frazione > 2 µm e del carbonio escreto (EOC) (Fig. 2). Questa corrispondenza esiste anche con il DOC autoctono come è quello reperito nel periodo dal 27 luglio all'8 settembre. Prima e dopo queste date la concentrazione di DOC nel LPS è stata assai elevata perché determinata da input alloctoni conseguenti ad eventi climatici temporalmente ben individuabili: lo scioglimento del ghiaccio in giugno e forti piogge dopo metà settembre.

Mediamente i tassi fotosintetici misurati ai 9 m sono più elevati di quelli a 1 m e la produzione di EOC è dal 45 al 90% della produzione primaria totale. Quest'ultimo dato sembra essere una caratteristica dei laghi oligotrofi montani (Straskrabová *et al.*, 1999) dove il rilascio di EOC può essere tuttavia molto variabile, se si considera anche il periodo invernale, come avviene nel lago Redó (EOC: 5-80% della produzione totale, Camarero *et al.*,1999). Il tasso di grazing della comunità dei mixotrofi è molto più elevato ai 9 m rispetto a 1 m e varia da 3 a 62 x 10^3 batt ml^{-1} h^{-1}. Nel periodo estivo i MxFl ingeriscono dallo 0.2 all'8% del popolamento batterico per ora, il che non è

trascurabile.

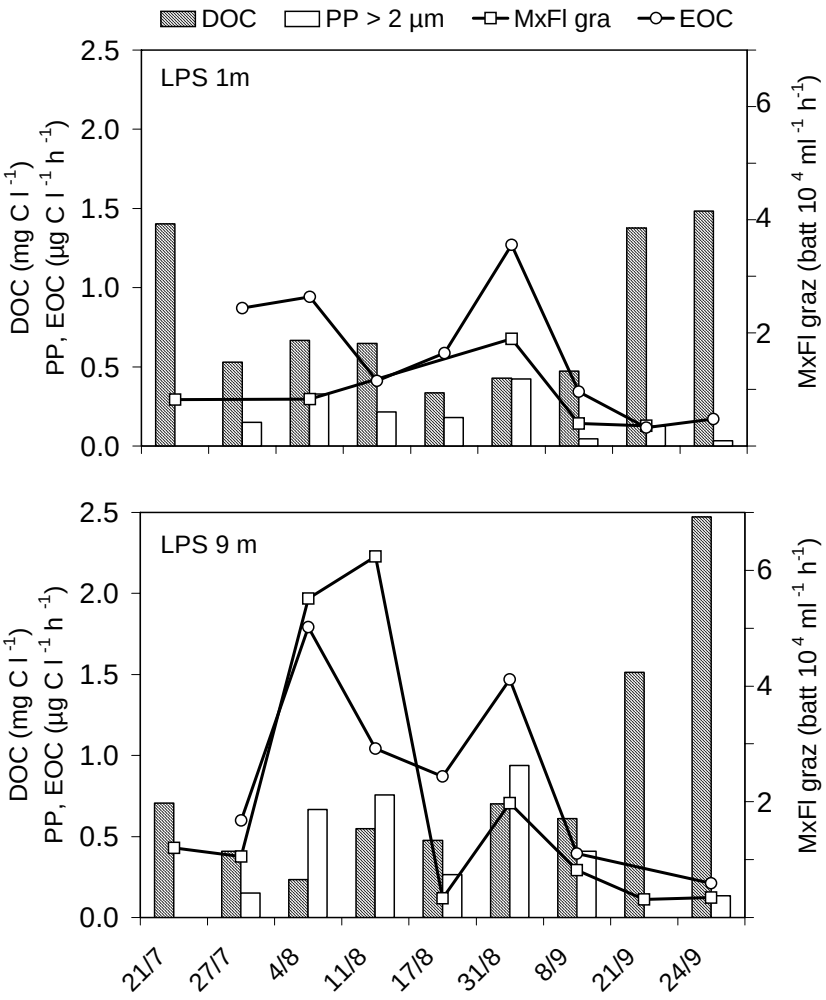


Fig. 2 - Concentrazioni di carbonio organico disciolto (DOC, mg C l^{-1}) e attività dei flagellati mixotrofi: produzione di carbonio nella frazione > 2µm (PP, µg C l^{-1} h^{-1}), di carbonio escreto (EOC, µg C l^{-1} h^{-1}) e tasso di grazing della comunità (batt 10^4 ml^{-1} h^{-1}) a 1 e 9 m, nel LPS (1999).

Abbiamo analizzato più in dettaglio la profondità dei 9 m dove, durante il giorno, si trova la maggior parte dello zooplancton e dove avvengono i cambiamenti più significativi in termini di biomassa e di attività. A tale profondità sia la produzione batterica specifica per cellula che il tasso di ingestione batterica dei flagellati mixotrofi hanno un picco massimo nei primi quindici giorni di agosto mentre la produzione primaria specifica per cellula ha un picco alla fine di agosto (Fig.3). Per capire la successione degli eventi verificatesi nel LPS è necessario analizzare l'evoluzione del popolamento zooplanctonico che, come riportato da Riccardi (in stampa), risulta principalmente composto dal cladocero *Daphnia longispina*. In termini numerici la *Daphnia* passa da 1 ind. l^{-1} (4 agosto) a 8 ind. l^{-1} (30 agosto) con un corrispondente aumento della biomassa che, espressa in carbonio, arriva a 238 µg C l^{-1} (Fig.4).

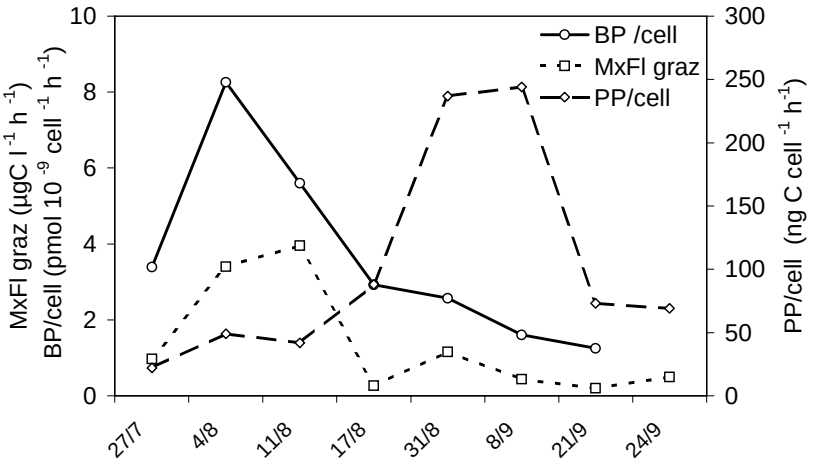


Fig. 3 - Attività batterica specifica per cellula (BP/cell), tasso di grazing dei mixotrofi (MxFl graz) e produzione primaria specifica per cellula (PP/cell) ai 9 m del LPS (1999).

Una tendenza inversa ha mostrato il carbonio delle catene microbiche (batteri più flagellati mixotrofi) che subisce una netta diminuzione da luglio a settembre, dovuta al consumo da parte di *Daphnia* sia dei batteri che dei mixotrofi. Il grazing della *Daphnia*, misurato in paralleli esperimenti (Riccardi, in stampa), variava da 19 a 192 x 10^3 cell ind^{-1} h^{-1} (per le alghe) e da 700 a 3300 x 10^3 cell ind^{-1} h^{-1} (per i batteri). Al 17 agosto, in tutta la colonna, si raggiunge il minimo di biomassa e di attività degli organismi della catena microbica e si verifica una situazione di *clear-water phase.*

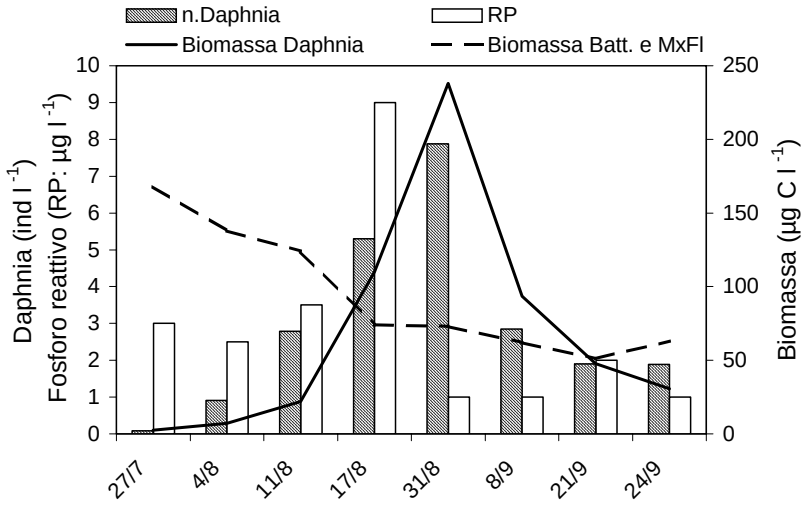


Fig. 4 - Densità di popolazione di *Daphnia* (n. Daphnia), fosforo reattivo (RP), biomassa dello zooplancton e biomassa dei batteri e dei flagellati mixotrofi in carbonio (µg C l^{-1}) ai 9 m del LPS (1999).

L'aumento del fosforo reattivo (RP) trovato a 1 e 9 m il 17 agosto non è spiegato da apporti alloctoni (Bertoni *et al.*, in stampa) ma può essere derivato da una mobi-

litazione del P presente a livello del sedimento operata da *Daphnia*. La capacità di *Daphnia* di utilizzare sorgenti di cibo bentoniche è stata già in passato riportata (Lampert, 1987) e più recentemente proposta in uno studio sullo zooplancton del LPS (Manca & Comoli, 1999). E' verosimile che la sopravvivenza di *Daphnia*, dal 17 agosto in poi, sia dovuta alle sue capacità di sfruttare le risorse di cibo presenti all'interfaccia acqua-sedimento. L'escrezione di fosforo da parte di *Daphnia* durante le sue migrazioni verticali, potrebbe spiegare l'aumento di tale elemento sia ad 1 m che a 9 m. Il contributo di altri organismi a questa mobilitazione del P potrebbe essere comunque modesto visto che *Daphnia* rappresenta, come carbonio, oltre l'80% del plancton di rete in agosto e settembre (N. Riccardi, comunicazione personale) e che il microzooplancton presente in agosto (contato nel campione volumetrico e composto principalmente da *Keratella quadrata*; N. Riccardi, dati non pubblicati) era attorno a 9 ind. l^{-1}.

Immediatamente dopo lo scioglimento del ghiaccio di superficie il popolamento batterico è l'unico capace di sfruttare l'ingente quantità di DOC alloctono presente nel lago (Bertoni *et al.*, in stampa). In primavera si hanno valori del rapporto C:P nel seston alti, ad indicare una evidente limitazione da fosforo (Hochstädter, 2000). Il popolamento fitoplanctonico, composto prevalentemente da mixotrofi, deve necessariamente affiancare all'attività fotosintetica l'attività fagotrofa per ovviare a tali limitazioni. E' infatti noto che il batterioplancton compete efficacemente con il fitoplancton per l'utilizzo di P inorganico in situazioni limitanti (Currie & Kalff, 1984; Jansson, 1993) e quindi le specie mixotrofe, capaci di ottenere il P dall'ingestione di batteri, sono favorite. Una situazione simile a questa del LPS è stata descritta per un lago umico svedese (Jansson *et al.*, 1999), per certi aspetti simile ad un lago alpino oligotrofo, dove i flagellati mixotrofi dominano perché sono capaci di utilizzare i batteri come fonte di nutrienti, non altrimenti disponibili.

Nella seconda parte dell'estate il P, sebbene molto basso, risulta comunque meno limitante e i batteri, meno attivi, potrebbero non entrare in competizione con i mixotrofi, permettendo una più elevata attività fotosintetica di questi ultimi. L'efficienza fotosintetica aumenta nella seconda parte dell'estate e raggiunge il massimo agli inizi di settembre con 245 ng C $cell^{-1}$ h^{-1}.

L'andamento bimodale dell'attività dei flagellati mixotrofi, con prevalenza di fagotrofia in luglio e agosto e di attività fotosintetica in settembre coincide con una successione di diverse specie fitoplanctoniche. Dapprima prevalgono *Dinobryon sertularia* e *Gymnodinium ordinatum* e successivamente *Ochromonas* e *Rhodomonas.* E' invece sempre costantemente presente *Chromulina* spp. che raggiunge il tasso di ingestione massimo il 21 luglio (7 batt ind^{-1} h^{-1}; C. Callieri, dati non pubblicati).

Mentre *Ochromonas* è considerata una specie mixotrofa del gruppo A (Jones, 2000) ovvero prevalentemente eterotrofa, *Rhodomonas* è considerata da alcuni autori solo potenzialmente mixotrofa (Jansson *et al.*, 1996) e quindi prevalentemente autotrofa.

4. CONCLUSIONI

La mancanza di pesci nella catena trofica del LPS rende questo lago alpino oligotrofo l'ambiente ideale per studiare le interazioni tra gli organismi del *microbial*

loop e lo zooplancton. La ricerca condotta sul LPS nell'estate 1999 ha chiarito diversi punti, riguardanti il ruolo dei batteri, dei flagellati mixotrofi e dello zooplancton, riassunti qui di seguito:

- Immediatamente dopo il disgelo, i batteri sono gli organismi più attivi e in un ambiente relativamente ricco in carbonio organico disciolto alloctono e povero in fosforo vincono la competizione con il fitoplancton.
- Il fitoplancton può svilupparsi per la presenza di flagellati mixotrofi che acquisiscono nutrienti fagocitando batteri.
- L'incremento dei mixotrofi rende possibile il successivo sviluppo dello zooplancton, in particolare di *Daphnia longispina*, che crea una condizione di *clear-water phase*.
- L'aumento di P in tutta la colonna d'acqua crea le condizioni favorevoli per una ripresa dell'attività fotosintetica dei mixotrofi.
- Poiché sono da escludere apporti alloctoni di P e risulta poco rilevante la componente del microzooplancton, si può verosimilmente ipotizzare che la mobilitazione del P possa essere mediata da *Daphnia* che pascola sul fondo alla ricerca di cibo oramai scarso nella colonna d'acqua.

In definitiva si può concludere che nel LPS gli organismi del *microbial loop* rendono possibile l'utilizzo del DOC alloctono e della biomassa batterica e quindi sono essenziali per il riavvio delle attività dopo il disgelo. Tuttavia la *Daphnia* rimane l'organismo chiave di questo lago alpino perchè la sua capacità di accedere ad un ampio spettro dimensionale di prede e la sua mobilità le conferiscono un ruolo importante nella mobilitazione del fosforo e, quindi, nella successiva ripresa dell'attività fotosintetica.

BIBLIOGRAFIA

Bertoni R., Callieri C. & Corno G. In press. The mixotrophic flagellates as key organisms from DOC to *Daphnia* in a oligotrophic alpine lake. *Verh. int. Ver. Limnol.*, 28.

Callieri C. & Bertoni R. 1999. Organic carbon and microbial loop assemblages in a oligotrophic high mountain lake. *J. Limnol.*, 58 (2): 136-143.

Camarero L., Felip M., Ventura M., Bartumeus F. & Catalan J. 1999. The relative importance of the planktonic food web in the carbon cycle of an oligotrophic mountain lake in a poorly vegetated catchment (Redó, Pyrenees). *J. Limnol.*, 58 (2): 203-212.

Currie D.J. & Kalff J. 1984. A comparison of the abilities of freshwater algae and bacteria to acquire and retain phosphorus. *Limnol. Oceanogr.*, 29: 298-310.

Hochstädter S. 2000. Seasonal changes of C:P ratios of seston, bacteria, phytoplankton and zooplankton in a deep, mesotrophic lake. *Fresh. Biol.*, 44: 453-462.

Jansson M. 1993. Uptake, exchange and excretion of orthophosphate starved *Scenedesmus quadricauda* and *Pseudomonas* K7. *Limnol.Oceanogr.*, 38: 1162-1178.

Jansson M., Bergström A.K., Blomqvist P., Isaksson A. & Jonsson A. 1999. Impact of allochthonous organic carbon on microbial food web carbon dynamics and structure in Lake Örträsket. *Arch. Hydrobiol.*, 144: 409-428.

Jansson M., Blomqvist P., Jonsson A. & Bergström A.K. 1996. Nutrient limitation of

bacterioplankton, autotrophic and mixotrophic phytoplankton, and heterotrophic nanoflagellates in Lake Örträsket. *Limnol. Oceanogr.*, 41: 1552-1559.

Jones R.I. 2000. Mixotrophy in planktonic protists: an overview. *Freshwater Biol.*, 45: 219-226.

Lampert W. 1987. Feeding and nutrition in *Daphnia. Mem. Ist. Ital.Idrobiol.*, 45: 143-192.

Manca M. & Comoli P. 1999. Studies on the zooplankton of Lago Paione Superiore. *J. Limnol.*, 58 (2): 131-135.

Pugnetti A. & Bettinetti R. 1999. Biomass and species structure of the phytoplankton of an high mountain lake (Lake Paione Superiore, Central Alps, Italy). *J. Limnol.*, 58 (2): 127-130.

Riccardi N. In press. *In situ* measurement of *Daphnia longispina* grazing on algae and bacteria in a high mountain lake (Lake Paione Superiore, Northern Italy) using fluorescently labelled cells. *Water, air and soil pollution.*

Sherr E.B. & Sherr B.F. 1993. Protistan grazing rates via uptake of fluorescently labeled prey. In: Handbook of methods in aquatic microbial ecology. (Kemp P., Sherr B., Sherr E. & Cole J. eds.). Lewis Pub Boca Raton, FL: 695-701.

Steeman Nielsen E. 1951. Measurement of the production of organic matter in the sea by means of carbon-14. *Nature*, 167: 684-685.

Straskrabová V., Callieri C., Carrillo P., Cruz-Pizarro L., Fott J., Hartman P., Macek M., Medina-Sánchez J.M., Nedoma J. & Simek K. 1999. Investigations on pelagic food webs in mountain lakes - aims and methods. *J. Limnol.*, 58 (2): 77-87.

The MOLAR Water Chemistry Group 1999. The MOLAR project: atmospheric deposition and lake water chemistry. *J. Limnol.*, 58(2): 88-106.

Ricevuto 18 gennaio 2002; revisionato 4 marzo 2002; accettato 28 marzo 2002.

Lavoro presentato al XIV Congresso AIOL, Garda (VR), 25-28 settembre 2000.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 15 pp. 45-51, luglio 2002

CHANGES AT VERY SHORT TIME SCALE: AN EXAMPLE FROM THE MARINE BENTHIC COMMUNTIES

Anna Maria DE BIASI[1], Gian Domenico ARDIZZONE[2], Franco BIAGI[1], Stefano DE RANIERI[1], Montse DEMESTRE[3], Michel KAISER[4], Luisa NICOLETTI[1], Lorenzo PACCIARDI[1], Pilar SANCHEZ[3], Paolo SARTOR[1], Andrea VANNUCCI[1]

[1] Centro Interuniversitario di Biologia Marina, 57127 Livorno - I
[2] Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università La Sapienza, 00185 Roma - I
[3] Centro Instituto de Ciencias del Mar - Renewable resources Department, Bacellona - ES
[4] Centre for Environment, Fishery and Acquaculture Science, Conwy Gwynedd - UK

ABSTRACT

The present paper reports data obtained from a study carried out in October and November 1998 in a marine area off S. Vincenzo (LI) along the Tuscany coast (South Ligurian Sea, Italy) between 29 and 36 meters depth.

The benthic community corresponds to the Biocénose de la Vase Terrigène Côtière (VTC) confirming previous authors who described the VTC biocoenoses as the dominant assemblage in this area. According to nMDS this community showed a well defined temporal gradient which appeared quite clear if a monthly interval is taken into account.

Such an interval resulted long enough to record modifications in composition and structure of the benthic community as well as in the textural characteristic of the sediments which showed, in the last sampling date, an increase of the clayed component with a parallel decrease of silt.

RIASSUNTO

Cambiamenti a breve scala temporale: un esempio dalle comunità marine bentoniche

Nel presente lavoro sono riportati i risultati emersi da uno studio condotto fra l'ottobre ed il novembre 1998 in un'area marina tra i 29 ed i 36 metri di profondità al largo di S. Vincenzo (Mar Ligure Meridionale). L'indagine ha consentito di ascrivere il popolamento bentonico alla Biocenosi dei Fanghi Terrigeni Costieri e di rilevare cambiamenti nella sua composizione e struttura nell'arco di un mese. Nel medesimo periodo sono state rilevate modificazioni nella composizione dei sedimenti per l'incremento della percentuale di argilla ed il decremento di silt.

1. INTRODUCTION

In the last decades a wide literature has been published stressing the importance of long-term studies (Heip *et al*., 1988) and considering them a non-substituitable tool to extrapolate information on large scale processes (De Biasi, 1997). Long-term studies are indeed valuable to examinate for correlations with some suspected climatological changes (Coull, 1985) and to construct provisional model for a correct environmental management. In addition the increasing anthropogenic pressure forced the scientists to re-evaluate the importance of long-term studies and historical data to discriminate the human-induced changes from the complex not well known natural dynamics.

Less attention had been focused on very short time (or space) scale studies, even if their existence has been demonstrated by different authors (Morrisey *et al.*, 1992), because small scale experiments or local observations provide limited insights into regional or global phenomena and it is no clear if they are relevant at larger spatial or temporal scale (Warwick, 1997).

However, small scale dynamic may represent a small, but significant source of variation which, if underestimated, could alter the interpretation of an observed pattern or may confound larger-scale comparisons (Underwood, 1991).

The present paper is a part of project funded by European Commission ("*Environmental impact of trawling on benthic system on two different sea beds of the NW Mediterranean Sea*" study proposal n° 97/0020) aimed to investigate the impact of repeated experimental trawl disturbance induced by an otter bottom trawler.

In this paper the attention was focussed only on those results wich suggest the existence of a short-temporal gradient on a macrozoobenthic community without reporting any information about the trawl-induced impact.

2. MATERIALS AND METHODS

The study was carried out in October and November 1998 in a marine area off S. Vincenzo (LI) along the Tuscany coast (South Ligurian Sea, Italy) between 29 and 36 meters depth.

This area was selected after a preliminary survey carried out from 26st June to 1st August 1998. The benthic community was homogeneous in species composition and it was typical of muddy or muddy-sand sediment areas. In addition the species/area cumulative curves were performed to calculate the minimum sampling area to investigate benthic communities. Six replicates resulted adequate to provide an accurate estimate of the species present in the area.

Samples for sediment and benthic community analyses were collected in 5 stations by box-corer (0.04 m^2). Sampling was repeated 4 times (0, 24, 48 hours and one month after).

For the textural analysis sediments were analysed for their particle size according to the Udden-Wentworth Phi classification. Each sample, after washing in 16% hydrogen peroxide for 24 hours, was wet sieved on a 63 μm mesh to sort the fine fraction. The sand fraction was sieved through a stack of geological test-sieves ranging from 0 Phi to +4 Phi. The fine fraction was then analysed by sedigraph.

For the benthic communities analysis sediments were sieved through 1mm mesh sieve and then fixed in 10% buffered formalin. Samples were sorted in laboratory, macrofauna species were identified at the lowest possible taxonomical level.

The *PRIMER* statistical software package was used to perform analyses of the community data (see Clarke & Warwick 1994 for a full description). The dataset contained a total number of 173 taxa or species. Since such a large number of species occurred at low abundance, we sequentially reduced the taxonomic resolution of the dataset. The reduced dataset contained a total of 35 taxa or species. A cluster analysis, using the Bray-Curtis similarity index was performed on double square root transformed data, and dendrograms were done using the group average clustering method. The similarity matrices were used to perform non-metric multidimensional scaling in order to extrapolate separate clusters from the dendrograms (nMDS). To establish which taxa contributed most to either the similarity or dissimilarity between groupings of data, the SIMPER routine was carried out (Clarke 1993). The contribution of each species to the Bray-Curtis measure was calculated after double root transformation and the species ranked according to their contribution to separate each group (Warwick & Clarke 1991).

Abundance data matrix was tested for differences between each time interval using pair-wise *t*-tests or oneway ANOVA on double square root transformed data.

3. RESULTS

3.1. Grain size

The bottom surficial sediments were cohesive and mostly constituted by silt in all the samples. The relative percentage of sand, silt and clay and their temporal changes are reported in fig. 1. Sediment size did not show a strong variation during the study period, except for the decrease of the silt percentage with a parallel increase of clay observed in the last sampling. This variation is probably a consequence of the hydrodynamic conditions of the area which seems to provoke different sedimentation dynamic, but it is not possible to identify which environmental or seasonal factors are directly involved in this process.

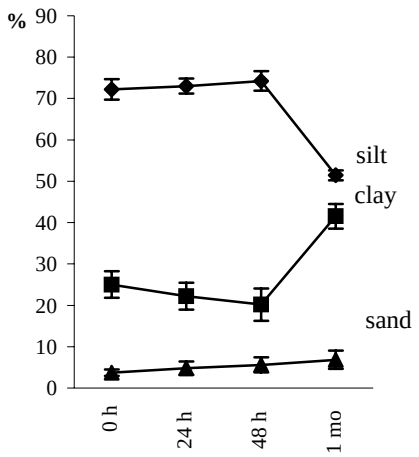


Fig. 1 - Percentage (averaged values) of sand, silt and clay during the study period. Bars indicate standard error.

3.2. Benthic communties

A total of 5382 individuals belonging to 173 taxa were collected. About 60% of the species identified were polychaetes, 20% crustaceans, 15% molluscs, 5% echino-

derms. These percentages do not include nemerteans, nematods and cnidarians because the were not identified at a taxonomic level lower than phylum.

In Tab. 1 the most important taxa, recorded in at least 50% of the samplings were reported.

Tab.1 - Most important taxa recorded in at least 50% of the sampling

Polychaeta	
Ampharete acutifrons (Grube)	*Magelona* sp.
Aphelochaeta marioni (Saint-Joseph)	*Maldane glebifex* Grube
Aricidea sp.	Maldanidae ind.
Brada villosa (Rathke)	*Melinna palmata* Grube
Chaetozone setosa Malmgren	*Monticellina dorsobranchialis* (Kirkegaard)
Cirratulidae ind.	*Myriochele oculata* Zachs
Clymenura clypeata (Saint-Joseph)	*Nephtys hystricis* Mc Intosh
Cossura soyeri Laubier	*Nereis* juv.
Diplocirrus glaucus Haase	*Notomastus aberans* Day
Drilonereis filum (Claparède)	*Notomastus latericeus* M. Sars
Glycera rouxii Audouin & Milne-Edwards	*Paraprionospio pinnata* (Ehlers)
Heteromastus filiformis (Claparède)	*Pectinaria auricoma* (O.F. Muller)
Laonice cirrata (M. Sars)	*Pilargis verrucosa* (Saint-Joseph)
Levinsenia gracilis (Tauber)	*Pseudoleiocapitella fauveli* Harmelin
Lumbrineris emandibulata mabiti Ramos	Spionidae juv.
Lumbrineris gracilis (Ehlers)	*Sternaspis scutata* (Renier)
Lumbrineris latreilli Audouin & Milne-Edwards	*Terebellides stroemi* M. Sars
Echinodermata	
Amphiura chiajei Forbes	*Ophiura* juv.
Crustacea	
Ampelisca diadema (A.Costa)	*Iphinoe serrata* Norman
Apseudes echinatus Sars	*Pagurus* sp.
Mollusca	
Corbula gibba (Olivi)	*Phaxas adriaticus* (Coen)
Myrtea spinifera (Montagu)	*Thyasira flexuosa* (Montagu)
Nucula nitidosa Winckworth	*Turritella communis* Risso

Many of them have been considered in literature species with muddy sediments affinity (*Monticellina dorsobranchialis*, *Apseudes echinatus*, *Terebellides stroemi*, *Amphiura chiajei*) or 'exclusive characteristic' of Picard's VTC (de la Vase Terrigène Côtière Biocénose, Picard, 1965) such as *Sternaspis scutata*, *Nephtys hystricis*, *Turritella communis*. In addition the list enumerates some species such as *Glycera rouxii*, *Terebellides stroemi* called by Pérès & Picard (1964) 'companions' in the VTC community. The existence of a temporal gradient affecting the benthic community is well evidenced in the ordination plot (Fig. 2) obtained by nMDS on the abundance matrix. In this plot stations (=F) located in disturbed area (centroids) were reported together with controls (C) to show that the experimental disturbance partly affects the time gradient.

The station-points are distributed in the ordination plot according to their sequential time-sampling.

An ANOSIM test of the differences between each time interval revealed that there

were no significant differences in C0 *vs* C24 (R = 0.060, P = 0.25), C24 *vs* C48 (R = -0.036, P = 0.47) C48 *vs* C1mo (R = -0.026, P = 0.49). The only significant difference was detected testing C0 *vs* C1mo (R = 0.392, P = 0.008).

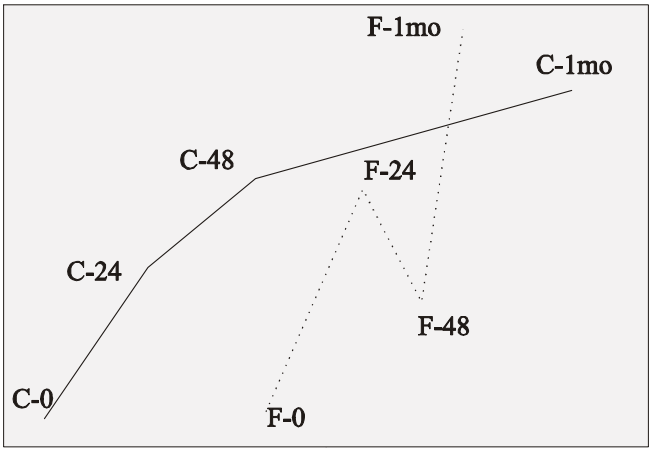


Fig. 2 - Ordination plot from nMDS. 0; 24; 48 = hours; mo=month. C = control; F=fished.

A general decrease of abundance was observed parallel to a slightly decrease of the number of species despite the high standard error (Tab. 2).

From the SIMPER analysis Cirratulidae, Maldanidae, Spionidae mostly contribute to community variability. Their mean abundances decrease from the first to the last sampling.

Tab. 2 - Trend on the total abundance. h=hours; mo=month.

Time	N	C.I. 95%
0 h	337	55,1
24 h	324	110
48 h	250	94
1 mo	204	74,5

4. DISCUSSION

The studied community corresponds to the Biocénose de la Vase Terrigène Côtière (VTC) confirming previous authors (Aliani *et al.*, 1995) who described the VTC biocoenoses as the dominant assemblage in this area. According to nMDS this community showed a well defined temporal gradient which appeared quite clear if a monthly interval is taken into account.

Such an interval resulted long enough to record modifications in composition and structure of the benthic community as well as in the textural characteristic of the sediments which showed, in the last sampling date, an increase of the clayed component.

Different factors, direct and indirect, stochastic or deterministic, have been invoked to understand the mechanisms involved in seasonal and monthly community dynamics: biological cycles of each species, different recruitment modalities, adult-juvenile interactions, changes in some environmental constraints that can affect

community composition and/or structure (Lopez-Jamar *et al.*, 1986; Buchanan & Moore, 1986).

In our study an additionally daily temporal gradient was detected in the community composition by the MDS although no statistical differences were obtained by ANOSIM.

This means that the variability among units really exists but of insufficient magnitude to be detected or the experiment, being not planned *ad hoc*, is not powerful enough.

This small variability can not be ignored because it could hide important ecological information or can suggest issues for a more appropriate sampling design or clues for a correct interpretation of a higher resolution community analysis. It is difficult to explain this variation from an ecological or biological point of view. The mechanisms implied in the monthly dynamics acting at a different temporal scale to be invoked.

Despite their importance, small scale studies are uncommon because they are labour intensive, expensive and the results can be too local for a large consensus among scientists.

A more common practise forced researchers to identify statistical correlations between an observed benthic community pattern – i.e. in space and/or time – and some environmental constraints first of all grain size, organic carbon content, depth, but results often come from series of observations (*a posteriori* test) rather than from experimental studies planned (*a priori* hypothesis) to demonstrate cause/effect relationships.

We think that there is still nowadays much to do for the comprehension of the community variability and its scale of action because it provides valuable information and an important start point for a future interpretation of community-environment relationships.

The knowledge of the appropriate spatial and temporal scale variability is absolutely needed before any attempt to invoke a cause/effect relation between an observed pattern and any environmental factor.

REFERENCES

Aliani S., Bianchi C.N. & Morri C. 1995. Lineamenti del benthos dei mari toscani. *Atti Società Toscana di Scienze Naturali*, Serie A suppl. Vol CII: 77-92.

Buchanan J.B. & Moore J.J. 1986. A broad review of variability and persistence in the Northumberland benthic fauna. 1971-85. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 66: 641-657.

Clarke K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.*, 18: 117-143.

Clarke K.R. & Warwick R.M. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, UK, 144 pp.

Coull B.C. 1985. The use of long-term biological data to generate testable hypotheses. *Estuaries*, 8 (24): 84-92.

De Biasi A.M. 1997. Stability in a fine sand community: seven years of observations. *Atti XII Congr. AIOL*.: 255-263.

Heip C., Warwick R.M., Carr M.R., Hermann P.M.J., Huys R., Smol N. & Van Holsbeke K. 1988. Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundfjord. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., 46: 171-180.

Lopez-Jamar E., González C. & Mejuto J. 1986. Temporal changes of community structure and biomass in two subtidal macroinfaunal assemblages in La Coruña bay, NW Spain. *Hydrobiol.*, 142: 137-150.

Morrisey D.J., Underwood A.J., Howitt L. & Stark J.S. 1992. Temporal variation in soft-sediments benthos. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., 164: 233-245.

Pérès J.M. & Picard J. 1964. Nouveau manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume*, 42: 3-113.

Picard J. 1965. Recherches qualitatives sur les biocoenoses marines des substrats meubles dragables de la région marseillaise. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume*, 52: 5-160.

Underwood A.J. 1991. Beyond BACI: experimental design for detecting human environmental impact on temporal variations in natural Populations. *Aust. J. Mar. Fresh. Res*., 42: 569-587.

Warwick R.M. 1997. The ecology of soft-bottom habitats: matching spatial patterns with dynamic processes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol*., 216.

Warwick R.M. & Clarke K.R. 1991. A comparison of some methods for analysing changes in benthic community structure. *J. Mar. Biol. Ass. U.K*., 71: 225-244.

Ricevuto 28 dicembre 2001; revisionato 8 febbraio 2002; accettato 28 febbraio 2002.

Lavoro presentato al XIV Congresso AIOL, Garda (VR), 25-28 settembre 2000.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 15 pp. 53-62, luglio 2002

APPLICAZIONE DI UNA BATTERIA DI SAGGI BIOLOGICI PER LA VALUTAZIONE DELLA TOSSICITÀ DI SEDIMENTI PORTUALI CONTAMINATI DA METALLI PESANTI

Camilla ENNAS[1], Cristian MUGNAI[1], Ludmila KOZINKOVA[2], Nicola BIGONGIARI[2], David PELLEGRINI[1]

[1]Istituto Centrale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica Applicata al Mare, Roma
[2]Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata, Livorno

ABSTRACT

Application of a bioassay battery for toxicity assessment of harbour sediments contaminated by heavy metals

A bioassay battery was carried out to estimate the toxicity of harbour sediments contaminated with different metals. For their capability in evaluating ecotoxicological effects on marine organisms, bioassays give important information about the bioavailability of pollutant mixtures, like harbour sediments. Moreover bioassays are becoming of fundamental importance at management and legislative levels to assess the risk and the quality of the different environmental compartments. The battery is composed of organisms belonging to different habitat, life stage, trophic group and evolutive level. In particular three tests were performed using the following species: the amphipod *Corophium orientale* to test short term mortality; the echinoid *Paracentrotus lividus* to evaluate the fertilization; the bacterium *Vibrio fischeri* (Microtox ® system) to verify the reduction of bioluminescence. Finally, some bioaccumulation experiments using polychaete *Hediste diversicolor* were also conducted. The results allow us to discriminate toxicity of different samples and to compare different tests. A first interpretation of bioaccumulation results is also given.

RIASSUNTO

E' stato condotto uno studio per valutare la tossicità di sedimenti portuali a varia contaminazione utilizzando una batteria di saggi biologici. Questi, consentendo di stimare gli effetti tossici su singole specie test, forniscono valide informazioni circa la biodisponibilità di miscele di contaminanti in matrici complesse quali i sedimenti portuali. I saggi stanno assumendo un ruolo fondamentale a livello gestionale e normativo per la definizione del "rischio" e della "qualità" dei diversi comparti ambientali.

La batteria utilizzata ha preso in esame organismi di categoria trofica, livello evolutivo, stadio vitale e habitat differenti. In particolare sono stati eseguiti 3 saggi utilizzando i seguenti organismi: l'anfipode *Corophium orientale* sul quale è stato eseguito un test di mortalità a breve termine, l'echinoderma *Paracentrotus lividus* con il quale è stata saggiata la capacità di fecondazione dei gameti e il batterio *Vibrio fischeri*

del quale è stata valutata la riduzione della bioluminescenza utilizzando il sistema Microtox®. In alcuni casi sono state eseguite prove di bioaccumulo utilizzando il polichete *Hediste diversicolor*.

I risultati dei saggi biologici hanno permesso di discriminare campioni con diversa tossicità e di confrontare le differenti prove. Viene proposto altresì un approccio per la valutazione dei dati di bioaccumulo.

1. INTRODUZIONE

I sedimenti rappresentano un comparto ambientale d'importanza strategica, giocando un ruolo fondamentale nell'accumulo degli inquinanti provenienti dalla colonna d'acqua e nella loro rimobilizzazione che può trasferirli nuovamente al comparto acqua e renderli disponibili al comparto biotico (Burton, 1992).

I sedimenti portuali destinati al dragaggio sono spesso fortemente contaminati da un'ampia varietà di sostanze inorganiche ed organiche. Generalmente in Italia la caratterizzazione qualitativa dei materiali da movimentare viene effettuata in via prevalente sulla base di analisi chimico-fisiche. Tuttavia è ormai accertato che la corretta valutazione della qualità dei sedimenti marini necessita di un approccio multidisciplinare integrato (chimico, biologico e tossicologico) (Chapman, 1990), con particolare riguardo all'applicazione di saggi biologici (EPA/USACE, 1991 e 1994; Stronckhorst *et al*., 1996). La sola analisi chimica, che di per sé può consentire di identificare e quantificare le sorgenti di contaminazione, non permette né di valutare la biodisponibità né di considerare effetti sinergici e/o antagonisti tra i contaminanti. Utilizzando i test di tossicità in combinazione con le analisi chimiche e ricercando anche eventuali correlazioni tra effetti tossici e concentrazione di specifici inquinanti, è possibile avere una misura indiretta della loro biodisponibilità. I saggi, infatti, sono in grado di misurare un'ampia varietà di risposte biologiche (endpoints) e di determinare gli effetti tossici di varie sostanze sul biota. E' fondamentale che i saggi siano di rapida e semplice esecuzione, standardizzabili (Volpi Ghirardini & Pellegrini, 2001) e che le specie utilizzate siano ecologicamente rilevanti, a breve ciclo vitale e sensibili ad un ampio spettro di contaminanti (Giesy & Hoke, 1989; Burton, 1992).

E' peraltro necessario sottolineare che una singola specie non è sufficiente per la valutazione della qualità ambientale. Quindi, per una corretta stima dei livelli di tossicità dei sedimenti, è opportuno impiegare una batteria di specie (Pellegrini *et al.,* 2001) in grado di coprire un ampio spettro di ruoli trofici, livelli evolutivi, habitat e vie di esposizione ai contaminanti.

In generale, la procedura dei saggi prevede l'esposizione degli organismi ai campioni di sedimento (o matrici di esso) da testare, in condizioni sperimentali controllate, per verificare se si manifestano effetti tossici. Per l'esecuzione del test si possono scegliere diverse matrici (sedimento tal quale, elutriato, acqua interstiziale, sedimento centrifugato), ciascuna corrispondente ad una diversa via di esposizione ai contaminanti.

Esistono comunque anche casi in cui i saggi biologici possono non rivelare in maniera evidente la contaminazione del sedimento messa in luce dalle analisi chimiche (Pellegrini *et al.,* 1997), o viceversa l'evidente tossicità espressa dai saggi biologici non

necessariamente trova corrispondenza in elevate concentrazioni dei contaminanti usualmente ricercati (Ennas *et al*., 2001), richiedendo quindi indagini chimiche più approfondite.

La batteria utilizzata in questo studio è composta dal batterio *Vibrio fischeri* (sistema Microtox®), dall'anfipode *Corophium orientale* e dal riccio di mare *Paracentrotus lividus*. Nel presente lavoro il saggio con *V. fischeri* è stato applicato sull'elutriato e sulla fase solida centrifugata del sedimento. Il saggio sulla mortalità a breve termine in *C. orientale* è stato effettuato sul sedimento tal quale, essendo stata precedentemente dimostrata l'idoneità di questa specie all'impiego in saggi biologici (Bigongiari *et al*., 1998; Onorati *et al*., 1999a). Infine, tra i saggi biologici è stato utilizzato *P. lividus* poiché, presentando fecondazione esterna, il suo successo riproduttivo dipende in larga misura dalle condizioni ambientali (Kobayashi, 1984; Pagano *et al.*, 1986; Dinnel *et al*., 1988; Pinto *et al*., 1995).

Nel presente lavoro sono stati indagati sedimenti provenienti da diverse zone portuali. La differente tossicità a breve termine dei campioni è stata discriminata impiegando una scala di tossicità che considera l'intera batteria dei test per fornire un giudizio il più possibile integrato. Inoltre l'indagine ha preso in esame anche il test di bioaccumulo con il polichete *Hediste diversicolor*, cercando di effettuare un confronto preliminare con la tossicità determinata per le altre specie.

2. MATERIALI E METODI

2.1. Raccolta e trattamento dei campioni

La batteria dei test è stata applicata a campioni prelevati all'interno del porticciolo di Arenzano (Ge) e del Canale Industriale del porto di Livorno; una precedente caratterizzazione ha evidenziato un'elevata contaminazione da metalli specifici in entrambe le zone.

In particolare i sedimenti di Arenzano sono caratterizzati da concentrazioni di Cromo e Nichel estremamente alte, tali da ipotizzare effetti tossici sul biota. Sono stati considerati tre campioni (AZ1, AZ2, AZ3) ottenuti omogeneizzando le aliquote degli strati 0-40 cm, 40-80 cm, 80-120 cm dei sedimenti prelevati in 2 stazioni di campionamento da un operatore subacqueo.

Nel Canale Industriale di Livorno sono state prelevate 6 carote (A, B, C, D, E, F), successivamente suddivise nei livelli 0-50 cm (a) e 50-100 cm (b); le aliquote di ciascun livello sono state poi omogeneizzate e accorpate fornendo i seguenti campioni: Aab, Bab, Cab, Da, Dab, Ea, Fa. I campioni così preparati sono stati divisi in due parti: quella per l'analisi chimica dei metalli (Pb, Cu, Cd, Hg, Zn) è stata posta in contenitori di vetro, congelata e conservata a -18 °C fino al momento delle analisi mentre quella per le analisi ecotossicologiche è stata posta in contenitori di PVC e conservata a 4 °C fino all'esecuzione dei test, effettuati entro 2 settimane.

2.2. Saggi biologici

Per quanto riguarda il saggio con *V. fischeri*, per ciascun campione sono state analizzate 2 diverse matrici: elutriato e sedimento centrifugato (Onorati & Volpi Ghirardini, 2001).

L’elutriato fornisce informazioni circa la frazione dei contaminanti che per agitazione meccanica viene estratta dal sedimento. Esso costituisce, pertanto, una delle matrici più indicative delle potenzialità tossiche di sedimenti destinati ad operazioni di movimentazione. L’elutriato è stato ottenuto per filtrazione del sovranatante proveniente dalla centrifugazione di un’aliquota del campione di sedimento, diluito in acqua di mare sintetica EPA e agitato per un’ora a temperatura ambiente. Il rapporto di diluizione del campione è di 1:4 in peso secco/volume. Tale campione è stato successivamente centrifugato e il sovranatante, dopo filtrazione, è stato utilizzato per il saggio. Il risultato del test tossicologico, eseguito in 5 repliche e con 2 letture, viene espresso come differenza percentuale della bioluminescenza del campione ad una concentrazione del 90 % rispetto al controllo (acqua di mare sintetica).

Il test sul sedimento centrifugato, invece, fornisce informazioni circa la frazione di contaminanti che per natura chimica, idrofobicità, adsorbimento e grado di complessazione con la sostanza organica rimane legata alle particelle di sedimento. Il saggio è stato applicato su un’aliquota di sedimento fresco, prelevata dopo la fase di agitazione.

Il risultato del saggio viene espresso, per l’elutriato, come differenza di bioluminescenza e per il sedimento centrifugato come S.T.I. (Sediment Toxicity Index), che permette di esprimere la reale tossicità acuta del campione rispetto alla tossicità naturale di un sedimento di riferimento, prelevato in un’area non contaminata, avente le medesime caratteristiche granulometriche (Onorati *et al.*, 1999b). Sulla base di questi valori sono state elaborate due scale di tossicità associando a ciascuna dei valori numerici (Tab. 1) (Onorati & Volpi Ghirardini, 2001).

Il saggio con l’anfipode *C. orientale* è stato eseguito secondo le linee guida elaborate dalla PARCOM (1995) per *Corophium sp.*, modificato secondo quanto riportato da Bigongiari *et al.* (2001). Gli anfipodi, prelevati in ambiente estuarino e selezionati in base alla taglia (2 - 4 mm), sono stati inseriti in un recipiente con il loro sedimento nativo e adattati gradualmente alla salinità marina. I test sono stati eseguiti in 4 repliche e come end-point è stata considerata la mortalità dopo 10 giorni di esposizione. Il saggio è considerato valido se la mortalità degli anfipodi nel sedimento di controllo è minore del 15 ± 5 % mentre il sedimento è considerato tossico se differisce significativamente dalla mortalità del controllo (t–test; $p < 0,05$). In particolare è stata adottata una scala di tossicità basata sulla differenza di mortalità (Δm), attribuendo un valore numerico ad ogni classe (Tab. 1) (Bigongiari *et al.*, 2001).

Il saggio con l’echinoide *P. lividus* valuta come indice di tossicità acuta la percentuale di uova non fecondate in seguito alla loro esposizione per almeno 20’ allo sperma previamente tenuto immerso in 9 ml di elutriato per 60’ in condizioni standard (ASTM, 1995; Arizzi Novelli *et al*., 2001).

Il test è stato eseguito sull’elutriato ottenuto con la stessa metodica riportata per il *V. fischeri*, ma utilizzando come diluente acqua di mare filtrata. Per ciascun campione sono state eseguite 3 repliche e sono stati allestiti controlli con acqua di mare filtrata. Il test è ritenuto accettabile quando i campioni di controllo raggiungono una percentuale di fertilità compresa tra il 70 % e il 90 %.

Al fine di considerare la percentuale di uova che nel controllo non vengono fecondate è stata calcolata la "correzione di Abbott" (A) mediante la seguente formula.

$$A = \frac{X - Y}{100 - Y} \cdot 100$$

X = % di uova non fecondate (o embrioni non sviluppati) nel campione da testare;
Y = % di uova non fecondate (o embrioni non sviluppati) nel controllo.

La valutazione della tossicità si basa sui valori di A e sulla significatività statistica della differenza percentuale di fecondazione tra ciascun campione ed il controllo.

Le scale di tossicità dei 3 saggi considerati sono riportate in Tabella 1.

Tab. 1 - Scale di tossicità dei saggi che compongono la batteria (da Pellegrini *et al.* 2001).

V. fischeri		***P. lividus***		***C. orientale***		**Tossicità**
Diff. Biolum. (Δb %)	S.T.I.	Correz. Abbott (A)	Significat.	Diff. Mort. (Δm %)	Significat.	
0 ≤ Δb ≤ 10	0 ≤ STI ≤ 1	A ≤ 0 0 < A ≤ 8	non appl. p ≥ 0,05	Δm < 10	p ≥ 0,05	**Assente (0)**
10 < Δb ≤ 20	1< STI ≤ 3	0 < A ≤ 8 A > 8	p < 0,05 p ≥ 0,05	Δm ≤ 10 Δm ≥ 10	p < 0,05 p ≥ 0,05	**Bassa (1)**
20 < Δb ≤ 40	3 < STI ≤ 6	8 < A ≤ 24	p < 0,05	10 < Δm ≤ 20	p < 0,05	**Media (2)**
40 < Δb ≤ 80	6 < STI ≤ 12	24 < A ≤ 56	p < 0,05	20 < Δm ≤ 40	p < 0,05	**Alta (3)**
Δb > 80	STI > 12	A > 56	p < 0,05	Δm > 40	p < 0,05	**Molto alta (4)**
Elutriato	**Fase solida**	**Elutriato**		**Sedimento tal quale**		

Il criterio utilizzato per l'integrazione dei risultati dei saggi biologici consiste in un'elaborazione delle scale di tossicità di ciascun saggio, ricavata empiricamente attribuendo ad ogni singolo risultato valori numerici interi (da 0 a 4). Esso rispetta il "principio di cautela", secondo il quale è sufficiente che un solo saggio dia un responso positivo affinché complessivamente il sedimento considerato risulti tossico, anche se con diversa tossicità: bassa, media, alta o molto alta. Sono state elaborate le seguenti espressioni che tengono conto dei valori di tossicità dei singoli saggi:

$$\mathbf{Y = 0{,}374 \sum T_i}$$ (valido nel caso di n. 4 saggi biologici)

$$\mathbf{Y = 0{,}5 \sum T_i}$$ (valido nel caso di n. 3 saggi biologici)

dove:

Y = valore di tossicità integrato;

T_i = valore di tossicità espresso da ciascun saggio biologico.

Il giudizio di tossicità complessivo è riportato in Tabella 2.

Le analisi granulometriche e dei metalli pesanti (Cr e Ni per Arenzano; Pb, Cu, Cd, Hg e Zn per il Canale Industriale di Livorno) sono state eseguite secondo le metodiche riportate in Pinto *et al.* (1995).

Tab. 2 - Valore di Y e corrispondente giudizio di tossicità.

Valore di Y	TOSSICITÀ
Y = 0	**Assente (0)**
0 < Y ≤ 1	**Bassa (1)**
1 < Y ≤ 2	**Media (2)**
2 < Y ≤ 3	**Alta (3)**
3 < Y < 6	**Molto alta (4)**

2.3. Test di bioaccumulo

Il test di bioaccumulo da metalli con il polichete nereide *Hediste diversicolor* è stato eseguito secondo il protocollo proposto da Dillon *et al.* (1993) per *Nereis arenaceodentata* e utilizzando la metodica riportata in Mugnai *et al.* (2001).

Sono stati utilizzati organismi prelevati *in situ*, di taglia compresa tra 3 e 5 cm. Il sedimento da testare (2 cm di spessore) è stato posto in becker da 1 litro con 500 ml di acqua di mare. Una volta fatto decantare il materiale in sospensione, sono stati aggiunti gli organismi. Per garantire una sufficiente ossigenazione, i becker sono stati aerati per tutta la durata del test. Ciascun campione è stato testato in tre repliche inserendo in ogni becker 5 individui. Per l'intera durata del test (28 giorni), gli organismi sono stati mantenuti alla temperatura di 20 ± 2 °C, in condizioni di illuminazione naturale non fornendo alcun tipo di alimentazione. Alla fine del test gli organismi sono stati messi a spurgare in acqua di mare per almeno 3 giorni, essiccati in stufa a 60 °C ed omogeneizzati prima delle analisi chimiche (Mugnai *et al.*, 2001).

Dopo aver determinato le concentrazioni dei metalli nei tessuti e nei sedimenti è stato calcolato il fattore di bioaccumulo (BAF) come rapporto tra le due concentrazioni.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

I sedimenti di Arenzano sono caratterizzati da una granulometria prevalentemente sabbiosa e presentano concentrazioni elevate dei metalli indagati (Tab. 3).

Tab. 3 - Composizione granulometrica e concentrazione di Cr e Ni (mg kg^{-1} d.w.) dei campioni di sedimento prelevati ad Arenzano.

Campione	**Ghiaia** (%)	**Sabbia** (%)	**Pelite** (%)	**Cr**	**Ni**
AZ1	0,80	97,96	1,24	2359	449
AZ2	0,37	98,87	0,77	2931	464
AZ3	3,34	95,46	1,21	2443	803

Il risultato integrato dei saggi biologici (Tab. 4) mostra una bassa tossicità per il campione AZ1, mentre i campioni AZ2 e AZ3 risultano mediamente tossici. In ogni caso, il contributo alla tossicità è fornito esclusivamente dal saggio con *C. orientale*, che valuta gli effetti tossici del sedimento tal quale.

I due saggi eseguiti sull'elutriato, invece, non hanno mostrato alcuna tossicità. Questo suggerisce che i contaminanti sono legati alla matrice del sedimento e non presentano un'elevata affinità per la fase acquosa. Tuttavia l'ampliamento dell'indagine col test con *H. diversicolor* non mostra evidenze di biaccumulo in nessuno dei tre campioni.

Tab. 4 - Risultati dei singoli test di tossicità a breve termine, giudizio integrato della batteria e fattori di bioaccumulo (BAF) relativi ai campioni di sedimento prelevati ad Arenzano.

Campione	***V. fischeri*** (elutriato)	***C. orientale***	***P. lividus***	**Giudizio sintesi**	**BAF**	
					Cr	**Ni**
AZ1	0	2	0	1	0,043	0,007
AZ2	0	4	0	2	0,036	0,007
AZ3	0	3	0	2	0,026	0,008

Si può quindi ipotizzare che i metalli considerati non si trovino in una forma biodisponibile per gli organismi utilizzati nella batteria, ad eccezione di *C. orientale*.

I campioni di sedimento prelevati nel Canale industriale di Livorno mostravano una contaminazione piuttosto elevata per alcuni metalli (Tab. 5).

Tab. 5 - Composizione granulometrica e concentrazione di metalli (mg kg^{-1} d.w.) dei campioni di sedimento prelevati nel Canale Industriale di Livorno.

Campione	**Ghiaia** (%)	**Sabbia** (%)	**Pelite** (%)	**Pb**	**Cu**	**Cd**	**Hg**	**Zn**
Aab	0,03	15,08	84,89	205	1935	0,97	0,55	623
Bab	0,51	25,1	74,39	126	58	3,75	0,4	403
Cab	8,87	37,6	53,53	459	67	5	0,45	1283
Da	8,56	27,14	64,3	320	103	6,4	0,65	305
Dab	1,61	20,5	77,89	184	175	3,2	0,5	891
Ea	0,85	44,63	54,52	104	49	2,2	0,4	350
Fa	0,35	20,53	79,12	99	78	2,2	0,4	393

Integrando i saggi biologici (Tab. 6), si evidenzia una tossicità a breve termine generalmente alta e, in alcuni casi, molto alta (Dab, Fa). Questi risultati, comunque, non

Tab. 6 - Risultati dei singoli test di tossicità a breve termine e giudizio integrato della batteria relativamente ai campioni di sedimento del Canale Industriale di Livorno.

Campione	***C.orientale***	***P. lividus***	***V. fischeri*** (fase solida)	***V. fischeri*** (Elutriato)	**Giudizio sintesi**
Aab	3	0	2	2	3
Bab	0	1	2	2	2
Cab	1	3	2	2	3
Da	3	0	1	2	3
Dab	1	4	3	2	4
Ea	0	-	3	2	3
Fa	2	-	3	3	4

sempre corrispondono all'andamento delle concentrazioni dei metalli e le risposte di ciascun campione variano sensibilmente in relazione ai saggi della batteria.

I risultati ottenuti col test di bioaccumulo (Tab. 7) fanno presupporre una biodisponibilità elevata di alcuni metalli in sedimenti altamente contaminati. In particolare il campione Bab evidenzia un discreto accumulo di Cd negli organismi, così come il campione Fa per il Cu. Un discorso a parte merita lo Zn, i cui elevati BAF sembrano risultare da necessità fisiologiche piuttosto che da un biaccumulo vero e proprio. Precedenti lavori hanno infatti dimostrato che lo Zn riveste un ruolo fondamentale nella struttura delle mascelle di questi policheti (Brian & Gibbs, 1979). Negli altri casi i BAF risultano tutti inferiori a 1, anche se le concentrazioni di questi metalli nei tessuti si presentano rilevanti.

Tab. 7 - Fattori di bioaccumulo (BAF) relativi ai campioni di sedimento del Canale Industriale di Livorno.

CAMPIONE	Pb	Cu	Cd	Hg	Zn
Aab	0,03	0,03	0,38	0,42	0,67
Bab	0,06	0,94	**1,95**	0,45	1,10
Cab	0,01	0,65	0,08	0,42	0,46
Da	0,02	0,35	0,05	0,23	1,41
Dab	0,03	0,20	0,09	0,22	0,42
Ea	0,02	0,67	0,24	0,53	1,55
Fa	0,04	0,60	-	**1,63**	1,97

4. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

L’applicazione di una batteria di saggi biologici a breve termine su sedimenti provenienti dalle due zone portuali ha permesso di discriminare campioni con diversa tossicità acuta, anche se per i contaminanti indagati non è sempre possibile evidenziare una relazione di causalità tra tossicità e contaminazione.

A tal scopo sarebbe opportuno estendere l'indagine chimica ad altre sostanze inquinanti come IPA e composti organoclorurati, pur se esse, da indagini pregresse sui sedimenti delle stesse aree, erano risultate in concentrazioni meno significative dei metalli (Canale Industriale di Livorno) o addirittura assenti (Arenzano). Inoltre sarebbe opportuno valutare anche gli effetti tossici a lungo termine (mortalità a 28 giorni in *C. orientale* e anomalie dello sviluppo in *P. lividus*) per evidenziare effetti sub-acuti o cronici.

Nel caso di sedimenti molto contaminati per numero e concentrazione di contaminanti, la batteria può essere uno strumento per differenziare effetti diversi per le differenti matrici (fase liquida o solida del sedimento) al fine di trarre utili considerazioni per le attività di gestione (dragaggio, tipo di trattamento, ecc.).

Il giudizio di tossicità, unitamente alle valutazioni sul bioaccumulo, può essere

impiegato in tutti i campi in cui è richiesta una valutazione della qualità dei sedimenti marini (monitoraggi costieri, dragaggi portuali, bonifiche di siti contaminati). E' evidente, comunque, che l'esperienza in campo nazionale dovrà essere ulteriormente ampliata. Il riferimento all'applicazione dei saggi biologici sui sedimenti nel recente D.Lgs. 258/2000 rappresenta una prima opportunità per il raggiungimento di tale scopo.

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano la Dott.ssa Rossana Scerbo (Istituto di Biofisica, CNR di Pisa) per la collaborazione nell'allestimento e interpretazione dei risultati del test di bioaccumulo e il Dott. Fulvio Onorati (ICRAM, Roma) per l'applicazione del saggio con il sistema Microtox®.

BIBLIOGRAFIA

Arizzi Novelli A., Volpi Ghirardini A., Giuliani S., Falugi C., Pagano G. & Iaccarino M. 2001. Valutazione della tossicità di acque e sedimenti costieri con gameti e embrioni di specie autoctone di ricci di mare utilizzando metodiche differenziate. *Biol. Mar. Med.,* 8(2) (in stampa).

ASTM 1995. Standard guide for conducting static acute toxicity tests with echinoid embryos - E 1563-95: 1029-1046.

Bigongiari N., Giuliani S., Pellegrini D. & Meschini P. 1998. Studio preliminare per l'utilizzo dell'anfipode *Corophium orientale* nei saggi biologici su sedimenti marini. *Acqua & Aria,* 1: 63-66.

Bigongiari N., Braida T. & Pasteris A. 2001. Saggio biologico con l'anfipode *Corophium orientale*: metodiche ed esempi di applicazione ai sedimenti marini. *Biol. Mar. Med.,* 8(2) (in stampa).

Brian G.W. & Gibbs P.E. 1979. Zinc-A major inorganic component of nereid polychaete jaws. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.,* 59: 969-973.

Burton G.A. Jr. (ed.) 1992. Sediment Toxicity Assessment. Lewis publishers, 457 pp.

Chapman P.M. 1990. The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. Sci. Tox. Environ., 97 (8): 815-825.

Dillon T.M., Moore W.D. & Gibson A.B. 1993. Development of a chronic sublethal bioassay for evaluating contaminated sediments with the marine polychaete worm *Nereis (Neanthes) Arenaceodentata*. Environ. Tox. Chem., 12: 589-605.

Dinnel P.A., Pagano G. & Oshida P.S. 1988. A sea urchin test system for marine environ-mental monitoring. In: Echinoderm Biology (Burke R.D., Mladenov P.V. & Parsley R.L. eds.). Proceedings of the Sixth International Echinoderm Conference, Balkema, Rotterdam: 611-619.

Ennas C., Ferrari S., Giuliani S., Kozinkova L. & Pellegrini D. 2001. Prove sulla fertilizzazione e sullo sviluppo embrionale di *Paracentrotus lividus* con sedimenti portuali a diverso tipo di contaminazione. Submitted.

EPA/USACE 1991. Evaluation of dredged material proposed for ocean disposal. Testing manual EPA-503/8-91/001, Washington DC.

EPA/USACE 1994. Evaluation of dredged material proposed for discharge in water of the U.S. Testing manual (DRAFT) EPA-823-F-94- 002, Washington D.C.

Giesy J.P. & Hoke R.A. 1989. Freshwater sediment toxicity bioassessment: rationale for species selection. *J. Great Lakes Res.*, 15: 539-569.

Kobayashi N. 1984. Marine ecotoxicological testing with echinoderms. In: Ecotoxicological testing for the marine environment (Persoone G., Jaspers E. & Claus C. eds.). State Univ. Ghent and Inst. Mar. scient. Res., Bredene, Belgium: 341-405.

Mugnai C., Braida T., Pellegrini D., Barghigiani C., Scerbo R., Volpi Ghirardini A. & Bigongiari N. 2001. Test di bioaccumulo con il polichete *Hediste diversicolor*. *Biol. Mar. Med.*, 8(2) (in stampa).

Onorati F., Bigongiari N., Pellegrini D. & Giuliani S. 1999a. The suitability of *Corophium orientale* (Crustacea, Amphipoda) in harbour sediment toxicity bioassessment. Aquatic Ecosystem Health and Management 2: 465-473.

Onorati F., Pellegrini D. & Ausili A. 1999b. Valutazione della tossicità naturale nel saggio Microtox® in fase solida: la normalizzazione pelitica. *Acqua & Aria*, 6: 83-91.

Onorati F. & Volpi Ghirardini A. 2001. Informazioni fornite dalle diverse matrici da testare con i saggi biologici: applicabilità di *Vibrio fischeri*. *Biol. Mar. Med.*, 8(2) (in stampa).

Pagano G., Cipollaro M., Corsale G., Esposito A., Ragucci E., Giordano G.G. & Trieff N.M. 1986. The sea urchin: Bioassay for the assessment of damage from environmental contaminants, In: Community Toxicity Testing, ASTM STP 920 (Cairns J. Jr. ed.). ASTM, Philadelphia, PA: 67-92.

PARCOM 1995. Protocols on methods for the testing of chemicals used in the offshore industry. Oslo and Paris Commission.

Pellegrini D., Giuliani S., Onorati F., Bigongiari N., De Ranieri S. & Meschini P. 1997. Impiego di due saggi biologici per la valutazione della tossicità di sedimenti del porto di Piombino. *Biol. Mar. Medit.*, 4 (1): 490-492.

Pellegrini D., Ennas C., Bertolotto R.M. & Bigongiari N. 2001. Utilizzo di una batteria di saggi biologici sui sedimenti marini e valutazione dei risultati: un caso di studio. *Biol. Mar. Medit.*, 8(2) (in stampa).

Pinto B., Pellegrini D., Gabellini M. & Ausili A. 1995. Harbour and coastal sediments chemistry and toxicology: a preliminary study in dredging activities. *J. Aquat. Ecosyst.*, Health 4: 249-255.

Stronckhorst J., Van Den Hurk P., Bowmer C.T., Gerritsen A.M.M. & Klamer H.J.C. 1996. Toxicity assessment of slightly contaminated dredged material from the port of Rotterdam. In: Development and Progress in Sediment Quality Assessment: Rationale, Challenges, Techniques & Strategies (Munawar, M. & Dave G. eds.). SPB Academy Publishing BV, Amsterdam: 115-126.

Volpi Ghirardini A. & Pellegrini D. 2001. I saggi di tossicità nella valutazione della qualità di acque e sedimenti di ambienti marini e di transizione: indicazioni per la scelta, la messa a punto, la valutazione e l'utilizzo dei metodi. *Biol. Mar. Med.*, 8(2) (in stampa).

Ricevuto 23 gennaio 2002; revisionato 18 aprile 2002; accettato 15 maggio 2002.

Lavoro presentato al XIV Congresso AIOL, Garda (VR), 25-28 settembre 2000.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 15 pp. 63-74, luglio 2002

SOFT BOTTOM MOLLUSC COMMUNITIES OF FOUR SOUTH TYRRHENIAN ARCHIPELAGOS AND USTICA ISLAND (NW MEDITERRANEAN)

Anabella COVAZZI HARRIAGUE, Stefano SCHIAPARELLI, Hervè PANCIROLI, Giancarlo ALBERTELLI

Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle Sue Risorse (DIPTERIS), Università degli Studi di Genova.

ABSTRACT

Mollusc communities from the four Archipelagos of the South Tyrrhenian Sea and Ustica Island were classified at the specific level and compared. Sampling was carried on during two oceanographic cruises of the research vessel "Bannock"; the first cruise took place along the coasts of Ustica Island, Egadi and Aeolian Archipelagos (July-August 1983), while the second one took place in the Partenopean and Pontine Archipelagos (October 1984).

On the whole 137 stations between 15 and 540 m depth were investigated by means of a grab; a total of 527 living specimens was sorted out, leading to the recognition of 90 species.

The cluster analysis evidenced a low similarity between the archipelagos and the absence of a "typical" insular fauna. Only two species were present in all of the archipelagos and in the Ustica Island: the bivalve *Tellina balaustina* L., 1758 and the pliplacophoran *Lepidopleurus* (*Parachiton*) *africanus* Nierstrasz, 1906. Curiously, the Poliplacophoran *L. (P.) africanus* is considered among the most rare Mediterranean chiton species. Notwithstanding the distance from the coast and the general absence of main rivers, molluscs indicating bottom instability and/or organic matter presence, were found in the islands of Vulcano & Palmarola.

RIASSUNTO

Comunità di fondo mobile a molluschi di quattro arcipelaghi del Sud Tirreno e dell'Isola di Ustica (Mediterraneo nord-occidentale)

Le comunità a molluschi di quattro arcipelaghi del Sud Tirreno e dell'isola di Ustica sono e classificati a livello specifico e confrontati. I campionamenti sono stati condotti durante due campagne oceanografiche a bordo della nave "Bannock". La prima campagna (luglio-agosto 1983) ha interessato l'isola di Ustica e gli arcipelaghi delle Egadi e delle Eolie, la seconda (ottobre 1984) gli arcipelaghi delle Pontine ed il Partenopeo. Nel complesso i molluschi sono risultati presenti in 137 stazioni comprese

tra i 15 ed i 540 m. Complessivamente sono stati isolati e classificati 527 individui appartenenti a 90 specie così ripartiti: 112 individui e 32 specie nelle Eolie, 111 individui e 40 specie nelle Egadi, 20 individui e 11 specie a Ustica, 155 individui e 34 specie nelle Pontine e 129 individui e 37 specie nell'arcipelago Partenopeo.

L'analisi multivariata ha evidenziato una scarsa somiglianza tra le isole suggerendo la mancanza di una fauna tipicamente insulare. Solo due specie risultano presenti in tutti gli arcipelaghi e nell'isola di Ustica: il bivalve *Tellina balaustina* L., 1758 ed il poliplacoforo *Lepidopleurus* (*Parachiton*) *africanus* Nierstrasz, 1906, che, curiosamente, è ritenuto uno tra i più rari chitoni del Mediterraneo.

Nel caso dell'Isola di Vulcano e di Palmarola sono state rinvenute specie indicatrici di instabilità ed arricchimento organico, nonostante eventi di impatto antropico siano da escludere data l'assenza di grossi corsi d'acqua.

1. INTRODUCTION

The South part of the Tyrrhenian Sea is characterised by the presence of many islands and archipelagos. In 1982 thanks to the law 979/'82 many of these sites were proposed as marine protected areas (MPAs).

The first to be effectively instituted was Ustica Island in 1986, followed by the Egadi Archipelago in 1996, Ventotene and Santo Stefano Islands (Pontine Archipelago) in 1997; Ponza, Palmarola and Zanone Islands (Pontine Archipelago), Aeolian Archipelagos, Capri Island and Ischia and Procida Islands (Regno di Nettuno), are to be instituted in the near future.

Notwithstanding the great importance played by these marine protected areas as reserves for the conservation of unaltered stocks of organisms, very little is known about their benthic fauna.

Few papers concerning bathyal macrofauna (Giacobbe *et al*., 1997), echinoderms and tunicates (Matarrese *et al*., 1995; 1996) exist for the Aeolian Archipelago, while most of the literature available for the Partenopean Archipelago regards the *Posidonia* meadows of the coastal area of Ischia (Russo *et al*., 1983-84; Terlizzi & Russo, 1995 and 1996).

Mollusc assemblages were studied only in Ustica Island (Milazzo *et al*., 2000; 2001), Pontine Archipelago (Gravina *et al*., 1992) and Lipari (Giacobbe & Spanò, 1998), while no data at all exist for the Egadi Archipelago.

Aim of the paper is:

- to characterise the molluscs populations of the four South Tyrrhenian archipelagos (Pontine, Egadi, Aeolian, Partenopean) and Ustica Island;
- to verify if these archipelagos show a "typically insular" fauna or if they share any particular molluscan taxon;
- to furnish a data-set of the mollusc associations present in these areas before the institutions of MPAs for future studies on reserves' effectiveness in the protection of biodiversity.

2. MATERIALS AND METHODS

Sampling was carried on during two oceanographic cruises of the research vessel "Bannock".

Samples were collected by a Van Veen grab (12 l) and sieved throughout a 2 mm mesh net. Living molluscs were sorted, fixed in buffered formaldehyde (10% in seawater) and then preserved in ethanol (75%). Tanatocoenoses were not taken into account for this study.

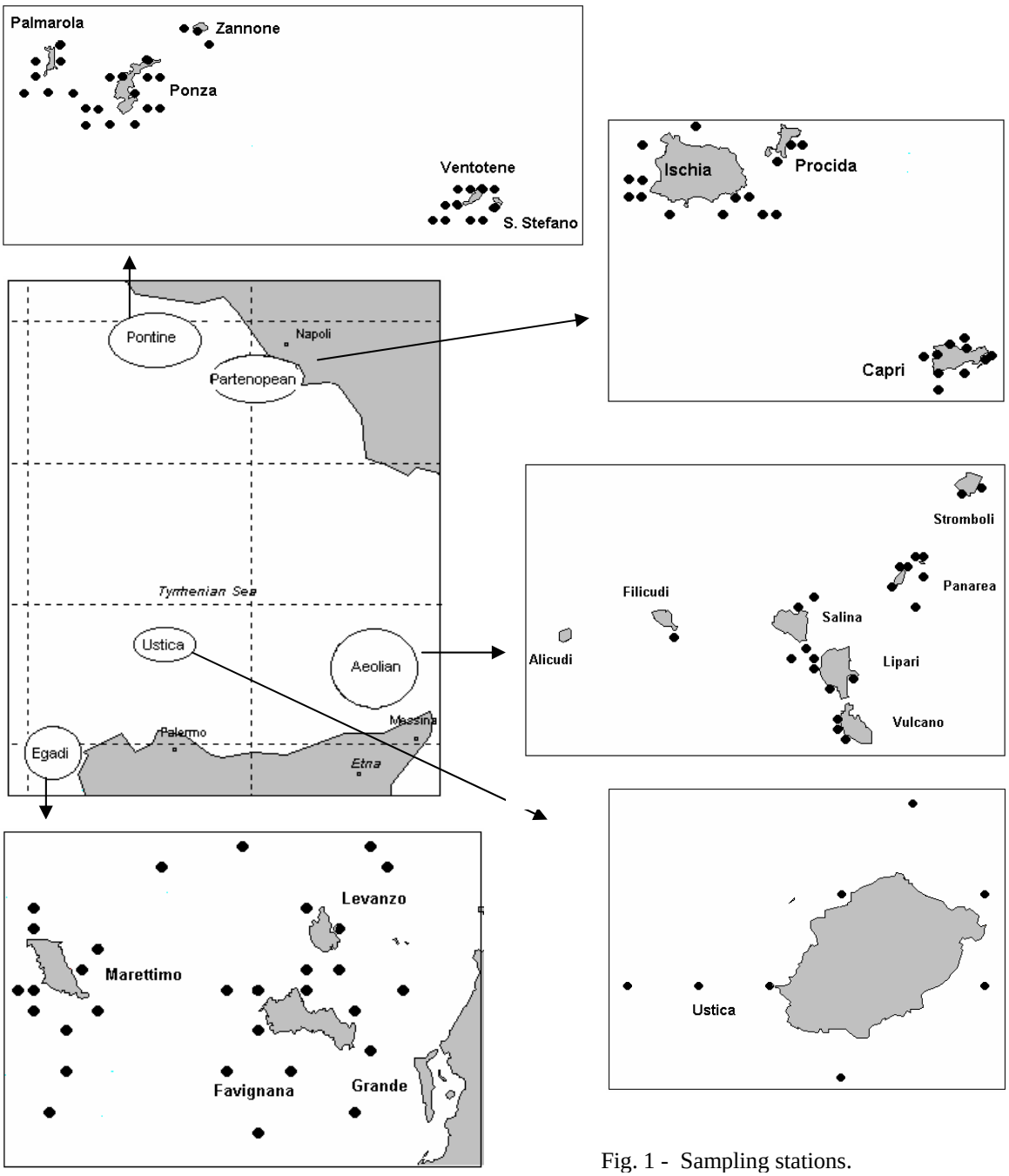


Fig. 1 - Sampling stations.

The first cruise took place between July and August 1983 along the coasts of Ustica Island, Egadi and Aeolian Archipelagos. A total of 270 grab samples were collected in 134 stations between 15 and 540 m (station lists and bottom features in Albertelli *et al*., 1987); 20 specimens and 13 species were found at Ustica, 111 specimens and 40 species in the Egadi Archipelago and 112 specimens and 35 species in the Aeolian Archipelago.

The second cruise took place in October 1984 in the Partenopean and Pontine Archipelagos for a total of 263 grab samples collected in 123 stations between 22 and 152 m depth (Fig. 1). In this case 155 specimens and 34 species were found in the Pontine Archipelago and 129 specimens and 37 species in the Partenopean one.

Cluster analysis was performed using the software PRIMER on a matrix of presence/absence transformed data.

Bionomical features of the species considered in this work are reported according to Pérès & Picard (1964), Febvre-Chevalier (1969), Albertelli & Drago (1976), Albertelli *et al*. (1992). Mollusc nomenclature follows Sabelli *et al*. (1990).

Text abbreviations used in tables and figures are:
Egadi Archipelago: MA = Marettimo, FA = Favignana, LE = Levanzo, GR = Grande; **Aeolian Archipelago**: LI = Lipari, SA = Salina, VU = Vulcano, PN = Panarea, ST = Stromboli, FI = Filicudi; **Partenopean Arcipelago**: PR = Procida, CA = Capri, IS = Ischia; **Pontine Arcipelago**: VE = Ventotene, SS = Santo Stefano, PO = Ponza, PA = Palmarola, ZA = Zannone; **Ustica Island** = US.

3. RESULTS AND DISCUSSION

In Ustica Island (Table 1) 20 specimens, belonging to 13 species, were found. Sea bottoms showed a coarse, detritic sediment until 130 m, followed thereafter by a muddy mixed sediment. On a total of 26 stations investigated, only 10 had living molluscs.

Tab. 1 - Species list, bionomical features and total number of specimens (TNS) of Ustica Island. In brackish is reported the number of stations investigated around the Island were molluscs were found.

Species list	Bionomical features	TNS (10)
Chlamys sp.		1
Cuspidaria cuspidata (Olivi)	Sab.toll.	1
Digitaria digitaria (L.)		1
Diodora italica (Defrance)	AP	1
Emarginella huzardii (Payraudeau)	SD	2
Lepidopleurus (P.) africanus Nierstrasz	DC	6
Mactra stultorum (L.)	SFBC excl	1
Modiolula phaseolina (Philippi)	DC excl	1
Palliolum incomparabile (Risso)		1
Sepiola sp		1
Tellina balaustina L.	Mixt	1
Tellina crassa Pennant	SGCF excl	2
Thracia papyracea (Poli)	SFBC excl	1

In the Aeolian Archipelago (Tab. 2) 112 specimens, belonging to 35 species, were found. In this archipelago on a total of 66 investigated stations only 24 had living molluscs. Panarea was the island with the greatest diversity (18 species), followed by Lipari and Salina (both with 7 species), Vulcano and Filicudi (both with 6 species) and Stromboli (2 species). In this case, the soft bottoms were characterised by coarse sediments with presence of volcanic sand until 45 m depth.

Tab. 2 - Species list, and total number of collected specimens (TNS) in the Aeolian Archipelago. In brackish is reported the number of stations investigated were molluscs were found.

Species list	Bionomical features	LI (6)	SA (2)	VU (4)	PN (9)	ST (2)	FI (1)	TNS
Abra alba (Wood)	Lim. toll.	1						1
Abra prismatica (Montagu)	DC excl	4	1					5
Astarte fusca (Poli)	Glar		2		1		1	4
Bivalvia indet.		1		1	1			3
Bolinus brandaris (L.)	Sspr		1					1
Calyptraea chinensis (L.)	SD		1	1				2
Cardiomya costellata (Deshayes)	DC pref				2			2
Chiton corallinus (Risso)					1			1
Clausinella fasciata (Da Costa)	DC pref			1			2	3
Cuspidaria rostrata (Spengler)	DL pref		1					1
Dentalium vulgare Da Costa	SGCF excl				3			3
Diplodonta rotundata (Montagu)	lim. Str.				3			3
Euspira catena (da Costa)					1			1
Glycymeris glycymeris (L.)	SGCF						1	1
Gonilia calliglypta (Dall)	DC pref				1			1
Hyalopecten similis (Laskey)						1		1
Lepidopleurus (P.) africanus Nierstrasz	DC		2		1			3
Lepidopleurus (L.) cancellatus (Sowerby)					1			1
Limatula subovata (Jeffreys)		1	1		12			14
Limea loscombi (Sowerby)	DC excl				3			3
Lucinella divaricata (L.)	SFBC			1				1
Myrtea spinifera (Montagu)	Ind.SO	1		1				2
Nassarius sp.		1						1
Palliolum incomparabile (Risso)					1			1
Pitar rudis (Poli)	DC pref				1			1
Plagicardium papillosum (Poli)	DC pref				1		1	2
Prosobranchia indet.		1						1
Striarca lactea (L.)	SD						1	1
Tellina balaustina L.	mixt.	1				1		2
Tellina donacina L.	DC excl				2			2
Tellina pulchella Lamarck	SFBC			1				1
Timoclea ovata (Pennant)	DC-DE-DL	1			10		1	12
Thracia papyracea (Poli)	SFBC excl				1			1
Thyasira flexuosa (Montagu)	Ind.SO-lim.str.			29				29
Trophon muricatus (Montagu)					1			1

The bivalve *Thyasira flexuosa* reached a remarkable high density (~100 ind./m^2) in one spot around the Vulcano Island (station 38, 90m depth). This species is typically found in muddy sediments with a high organic load and/or presence of sulfides where it

can dwell thanks to the presence of symbiotic bacteria (Reid & Brand, 1986; Southward, 1986) which lead to a sulphide-oxidising methabolism in the bivalve (Dando &

Tab. 3 - Species list, and total number of collected specimens (TNS) in the Egadi Islands. In brackish is reported the number of stations investigated for each island.

	Bionomical features	**MA (12)**	**LE (5)**	**FA (11)**	**GR (2)**	**TNS**
Abra alba (Wood)	Lim. toll.	1				1
Acantochitona crinita (Pennant)		2		2		4
Acantochitona fascicularis (L.)		1				1
Anomia ephippium L.	LRE			1		1
Astarte fusca (Poli)	Glar		2	1		3
Bivalvia indet.				8		8
Bulinus brandaris (L.)	Sspr			1		1
Callochiton septemvalvis (Montagu)		1				1
Calyptraea chinensis (L.)	SD	1		2		3
Cardita calyculata (L.)	AP excl				1	1
Chiton corallinus (Risso)		8				8
Chiton sp.		1	2			3
Chlamys varia (L.)	DC pref.		2			2
Clausinella fasciata (Da Costa)	DC pref		3			3
Corbula gibba (Olivi)	ind.inst.-SO		1	2		3
Digitaria digitaria (L.)		1				1
Gibberula sp.		1				1
Glans aculeata (Poli)	Mixt.			1		1
Gonilia calliglypta (Dall)	DC pref	1				1
Hiatella arctica (L.)	SD			7		7
Ischnochiton rissoi (Payraudeau)		1				1
Laevicardium crassum (Gmelin)	SGCF pref			1		1
Lepidopleurus (P.) africanus Nierstrasz	DC	1		1		2
Limatula subovata (Jeffreys)		3				3
Limea loscombi (Sowerby)	DC excl	2				2
Modiolula phaseolina (Philippi)	DC excl	1				1
Musculus discors (L.)	LRE			3		3
Myrtea spinifera (Montagu)	Ind.SO			1		1
Mytilidae indet.				5		5
Neverita josephinia Risso	SFBC/SFBC excl		1			1
Nucula sulcata Bronn	ind.inst.-lim.str.	1	1	3		5
Nuculana commutata (Philippi)	Mixt.			3		3
Pitar rudis (Poli)	DC pref			1		1
Polyplacophora indet				1		1
Plagiocardium papillosum (Poli)	DC pref	2		2		4
Prosobranchia indet.				1	1	2
Psammobia costulata Turton	SGCF excl	2	1	1		4
Pteromis minuta (Scacchi)					1	1
Tellina balaustina L.	Mixt.	2		1		3
Tellina donacina L.	DC excl		1			1
Tellina serrata Brocchi	DL	1				1
Timoclea ovata (Pennant)	DC-DE-DL	2		5		7
Trivia pulex (Solander in J.E.Gray)					1	1
Venericardia antiquata (L.)	SVMC pref			1		1
Venus verrucosa L.	HP excl			1		1
Volvarina mitrella (Risso)		1				1

Southward, 1986). A particular redox situation in that area is confirmed by the presence, in the same station of *Myrtea spinifera* (one specimen.) and *Lucinella divaricata* (one specimen), all bivalves which have symbiotic H_2S-oxidant bacteria in the gills (Dando *et al*., 1985; Dando *et al*., 1986).

In the Egadi Archipelago (Tab. 3) 139 individuals, belonging to 42 species, were found. On the 42 station investigated, only 24 had living molluscs.

Tab. 4 - Species list, and total number of collected specimens (TNS) in the Partenopean Archipelago. In brackish is reported the number of stations investigated for each island.

	Bionomical features	**PR (4)**	**CA (12)**	**IS (14)**	**TNS**
Abra nitida (O.F.Müller)	VTC excl			1	1
Anadara diluvii (Lamarck)	DC pref		1		1
Anomia ephippium L.	LRE	1			1
Arca tetragona Poli	DC			1	1
Astarte fusca (Poli)	Glar	1	6	8	15
Astarte sulcata (Da Costa)	DL excl		1	1	2
Bivalvia indet.		3		1	4
Callista chione (L.)	LRE-lim toll			1	1
Calyptraea chinensis (L.)	SD	1	1		2
Chamelea gallina (L.)	SFBC pref	1			1
Clausinella fasciata (Da Costa)	DC pref	1		4	5
Corbula gibba (Olivi)	Ind.inst.-SO	3		1	4
Cuspidaria rostrata (Spengler)	DL pref		1		1
Emarginula adriatica O.G.Costa	SD		1		1
Glans aculeata (Poli)	Mixt.	1	1		2
Haminea sp.			1		1
Lepidopleurus (P.) africanus Nierstrasz	DC		1	2	3
Lima (L.) marioni Fischer				1	1
Limatula subauriculata (Montagu)	DC pref			1	1
Myrtea spinifera (Montagu)	Ind.SO	7	1		8
Neverita josephinia Risso	SFBC/SFBC excl			1	1
Nucula sulcata Bronn	Ind.inst.-lim.str.	18	3	4	25
Nuculana commutata (Philippi)	DC-DE-DL	1		1	2
Opistobranchia indet.			1	1	2
Pitar rudis (Poli)	DC pref		2	2	4
Plagicardium papillosum (Poli)	DC pref	4	1	2	7
Prosobranchia indet.				1	1
Psammobia costulata Turton	SGCF excl		1	1	2
Psammobia (P.) fervensis (Gmelin)	DC excl			1	1
Pteromeris minuta (Scacchi)				2	2
Solemya togata (Poli)	HP			2	2
Tectonatica filosa Philippi			1		1
Tellina balaustina L.	Mixt.	1	4	7	12
Tellina donacina L.	DC excl	1	2	1	4
Tellina pulchella Lamarck	SFBC/SFBC excl		1		1
Tellina serrata Brocchi	DL			2	2
Thracia papyracea (Poli)	SFBC excl			1	1
Timoclea ovata (Pennant)	DC-DE-DL		1		1
Venus casina L.	SGCF excl			1	1
Volvarina mitrella (Risso)			1		1

Generally in this archipelago the sea-bottom is covered by *Posidonia* meadows until 40 m depth, followed by detritic sediment down to 100 m; only between 100 and 400 m detritic assemblages are interested by the presence of mud.

The richest mollusc community was found in the Favignana Island (29 species), followed by Marettimo (22 species), Levanzo (9 species) and Grande (3 species). Only two species (*Nucula sulcata* and *Psammobia costulata*) were present in three out of the four islands (Marettimo, Levanzo and Favignana), while the other molluscs were found only in single stations.

In the Partenopean Archipelago (Tab. 4) 129 individuals, belonging to 38 species, were found. On 46 investigated stations, only 30 had living molluscs. The richest island

Tab. 5 - Species list, and total number of collected specimens (TNS) in the Pontine Archipelago. In brackish is reported the number of stations investigated for each island.

	Bionomical features	**VE (10)**	**SS (5)**	**PO (23)**	**PA (6)**	**ZA (3)**	**TNS**
Abra prismatica (Montagu)	DC excl	1		2	1		4
Acantochitona fascicularis (L.)						1	1
Aequipecten opercularis (L.)	DC	1					1
Astarte fusca (Poli)	Glar			1	2		3
Astarte sulcata (Da Costa)	DL excl	2	1	1	1		5
Barbatia clathrata (Defrance)	SD	1					1
Barbatia scabra (Poli)	SD	1					1
Bathyarca philippiana (Nyst)	Lim toll			1			1
Bivalvia indet.				1	1		2
Callista chione (L.)	lim toll				1	1	2
Calyptraea chinensis (L.)	SD	2	1	3	1		7
Cardiomya costellata (Deshayes)	DL pref			1			1
Chiton sp.				2			2
Clausinella fasciata (Da Costa)	DC pref	2		2	4	2	10
Corbula gibba (Olivi)	Ind.inst.-SO	1		24	24		49
Diplodonta apicalis Philippi	SGCF excl	1			1		2
Glans aculeata (Poli)	mixt.	1					1
Gouldia minima (Montagu)	DC-glar			2			2
Kellia suborbicularis (Montagu)	DC			1			1
Lepidopleurus (P.) africanus Nierstrasz	DC		2				2
Limatula subovata (Jeffreys)			1				1
Limea loscombi (Sowerby)	DC excl			1			1
Modiolus barbatus (L.)	Sspr	1					1
Nuculana commutata (Philippi)	DC-DE-DL			1			1
Nuculana pella (L.)	Ind. Inst.			2			2
Opistobranchia indet.						1	1
Pitar rudis (Poli)	DC pref		1	2			3
Plagicardium papillosum (Poli)	DC pref			2		1	3
Psammobia costulata Turton	SGCF excl	3	1	1	1	1	7
Pteromeris minuta (Scacchi)		1		1	1		3
Scrobicularia plana (Da Costa)	LEE	1					1
Sepiolidae indet.				1			1
Tellina balaustina (L.)	Mixt.		1	1	1	1	4
Tellina crassa Pennant	SGCF excl			1			1
Tellina donacina L.	DC excl		1	2			3
Tellina incarnata L.	Sspr			1			1
Tellina pulchella Lamarck	SFBC/SFBC excl	1		1			2
Tellina sp.		3					3
Timoclea ovata (Pennant)	DC-DE-DL	6	1	11			18

was Ischia with 25 species, followed by Capri (20 species) and Procida (13 species). Also in this case, *Posidonia* meadows characterised the sea bottom down to 40 m depth. Five species (*Astarte fusca*, *Nucula sulcata*, *Plagiocardium papillosum*, *Tellina balaustina* and *Tellina donacina*) were found in all the islands. Similarly to the others archipelagos, the majority of the sampled species was typical of coarse and detritic sediments.

In the Pontine Archipelago (Tab. 5), 155 individuals, belonging to 36 species, were found. On 77 investigated stations only 47 had living molluscs. The higher number of species was observed at Ponza Island (24 species), followed by Ventotene (17 species), Palmarola (11 species), Santo Stefano (9 species) and Zanone (6 species). Only one species (*Psammobia costulata*) was present in all the islands of this archipelago.

The presence of 24 individuals of *Corbula gibba* (~56 ind./m^2) at Palmarola island (station 21, 67 m depth) is noteworthy, since *Corbula gibba* is an indicator of areas interested by a high organic load (Ghirardelli & Pignatti, 1968; Pearson & Rosenberg, 1978). The presence of the bivalve in this station cannot be explained with an organic enrichment due to human activities, since major inhabited centres are absent in this island; a natural phenomenon of organic matter accumulation, to explain the observed anomaly, cannot be excluded.

Of particular interest is the presence of *Lepidopleurus (Parachiton) africanus* Nierstrasz, 1906, one of the most rare Mediterranean chiton (Bedulli *et al*., 1987; Cesari, 1987), in all of the four archipelagos and in Ustica Island. This species was described from a single individual in 1906 and it was only after 70 years that a second specimen (from Gallipoli) was studied (Kaas, 1977). Only few records (reviewed in Bedulli *et al*., 1987) are know for the Tyrrhenian Sea: Corsica (Calvi Bay), Capraia, Palmarola, Le Formiche of Grosseto, Aeolian Islands (Lipari), Messina Strait. This species seems to prefer detritic bottoms with a strong organic component, at depths of 25-150 m. The specimens were found in coastal detritic biocoenoses (DC), and in particular in the maerl *facies* in our cases too (Tab. 6).

Tab. 6 - Site, number of stations, depth (m), number of individuals and bottom where *Lepidopleurus (Parachiton) africanus* was found.

Island	Number of stations	Depth	Number of specimens	Bottom type
Ustica	5	60-122	6	SGCF, DE + maerl
Ischia	2	36-45	2	SGCF
Capri	1	40	1	SGCF + maerl
Marettimo	1	46	1	DC + maerl
Favignana	1	33	1	DC
Santo Stefano	2	94-104	2	SVMC + maerl
Salina	1	48	2	SGCF + maerl
Panarea	1	70	1	SGCF + maerl

Cluster analysis (Fig. 2) has shown a low similarity either between archipelagos and amongst the islands belonging to the same archipelago, not highlighting the

presence of a typical “insular” fauna; *Tellina balaustina* and *Lepidopleurus (P) africanus* were the unique two species found in all archipelagos and Ustica island. Only Partenopean and Pontine archipelagos were relatively associated, with 17 species in common.

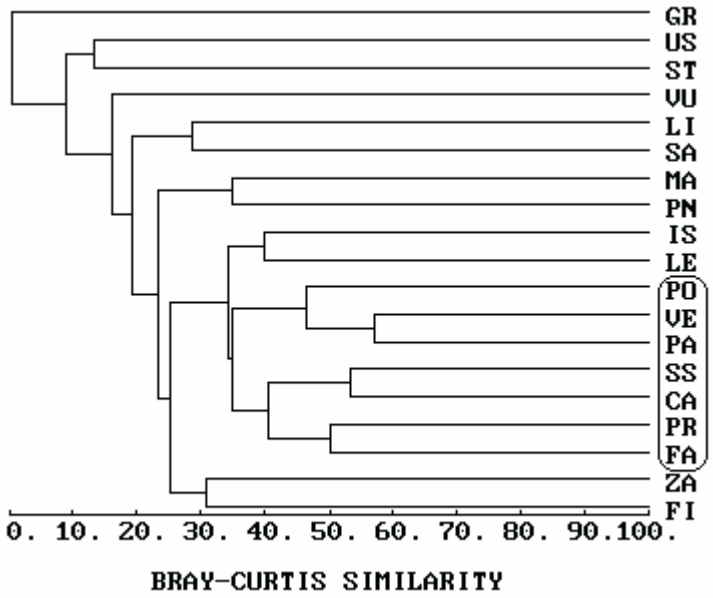


Fig. 2 - Bray-Curtis similarity index applied to presence/absence data transformed of the island molluscs of all archipelagos considered.

CONCLUSIONS

On the whole, the present data lead to the collection of an historical data-set of the malacofauna of the South-Tyrrenian archipelagos, potentially useful for future studies concerning the AMPs’ effectiveness in the protection of biodiversity.

The malacocoenoses studied didn’t allow to highlight a common typical insular fauna, even if the majority of soft-bottom found in the framework of this study was characterised by analogous environmental situations (coarse sediments down to 100 m).

At least two “anomalous” stations, in the Vulcano and Palmarola islands, with high densities of species indicators of organic enrichment, were found. The absence of major inhabited centres in the area make us prone to consider them as “decantation zones” with a natural accumulation of organic matter.

Only two species of molluscs, the bivalve *Tellina balaustina*, and the polyplacophoran *Lepidopleurus (Parachiton) africanus* Nierstrasz, 1906, turned out to be the single species present in all the four archipelagos and the Ustica Island. Curiously, *L.* (*P.*) *africanus* is cited among the rarest Mediterranean chiton species. Its known habitats, the coastal detritic biocoenoses (DC) and in particular in the maerl *facies*, are confirmed.

REFERENCES

Albertelli G., Chiantore M., Della Croce N., Drago N. & Fraschetti S. 1992. Benthos della piattaforma continentale ligure. Chiavari: Marzo 1990 - Febbraio 1991. *Ist. Sc. Amb. Mar., Catt. Idrob. Pescic. Univ. Genova*, Rapp.Tecn., 42, 14 pp.

Albertelli G., Della Croce N. & Sabbioneta P. 1987. Macrobenthos: Isola di Ustica, Isole Egadi - Favignana, Levanzo e Marettimo - Isole Eolie - Alicudi, Filicudi, Salina, Lipari, Vulcano, Panarea, Stromboli. *Ist. Sc. Amb. Mar., Catt. Idrob. Pescic. Univ. Genova*, Rapp.Tecn., 22, 15 pp.

Albertelli G. & Drago N. 1976 (1978). Étude faunistique et bionomique du littoral de Cogoleto (Golfe de Genes). *Tethys*, 8 (2): 203-212.

Bedulli D., Dell'Angelo B. & Panetta P. 1987. Osservazioni sull'habitat di *Leptochiton* (*Parachiton*) *africanus* (Nierstraz, 1906) (Mollusca: Plyplacophora). *Lavori S.I.M*. 23: 31-36.

Cesari P. 1987. Note sistematiche e geonemiche su alcune specie mediterranee del genere *Leptochiton* Gray, 1847 (Polyplacophora, Leptochitonidae). *Lavori Soc. Ven. SC. Nat.*, Vol 12: 3-34.

Dando P.R. & Southward A.J. 1986. Chemoautotrophy in bivalve mollusc of the genus *Thyasira*. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 66: 915-929.

Dando P.R., Southward A.J. & Southward E.C. 1986. Chemoautotrophic symbionts in the gills of the bivalve mollusc *Lucinoma borealis* and the sediment chemistry of its habitat. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*, 227: 227-247.

Dando P.R., Southward A.J., Southward E.C., Terwilliger N.B. & Terwilliger R.C. 1985. Sulphur-oxidizing bacteria and haemoglobin in gills of the bivalve mollusc *Myrtea spinifera*. *Marine Ecology Progress Series*, 23: 85-98.

Febvre-Chevalier C. 1969. Étude bionomique des substrats meubles dragables du Golfe de Fos. *Tethys*, 1 (2): 421-476.

Ghirardelli E. & Pignatti S. 1968. Consequence de la pollution sur les peuplements du "Vallone de Muggia" pres de Trieste. *Rev. Intern. Oceanogr. Med.*, X: 111-122.

Giacobbe S., Chiantore M., Covazzi A., Jerace S. & Albertelli G. 1997. Bathyal biocoenoses and thanatocoenoses of the Eolie Islands (Southern Tyrrhenian Sea). *Proceedings XII AIOL Congress*, 1: 75-86.

Giacobbe S. & Spanò N. 1998. Soft bottom mollusc biocoenoses and thanatocoenoses in the Island of Lipari (Aeolian Islands). *Boll. Malac.*, 33 (5-8): 63-68.

Gravina M.F., Smriglio C. & Ardizzone G.D. 1992. Benthos di fondo mobile delle isole Pontine: 1. Molluschi. *Oebalia*, suppl. 17: 355-357.

Kaas P. 1977. Notes on Loricata. 9. On the rediscovery of *Lepidopleurus africanus* Nierstrasz, 1906 and the systematic position of the taxon *Parachiton* Thiele, 1909. *Basteria*, 41: 81-86.

Matarrese A., Tursi A., Grimaldi de Zio S., D'Addabbo Gallo M. & Morone M.R. 1995. Prime osservazioni sul macrobentos (Echinodermi e Tunicati) e sul meiobenthos delle Isole Eolie. In: Caratterizzazione ambientale marina del sistema Eolie e dei bacini limitrofi Cefalù e Gioia (EOCUMM94). Data Report: 257-260.

Matarrese A., Tursi A., Grimaldi de Zio S., Gallo D'Addabbo M. & De Lucia Morone M.R.. 1996. Ulteriori osservazioni sul macrobentos (Echinodermi e Tunicati) e sul meiobenthos delle isole Eolie. In: Caratterizzazione ambientale marina del sistema Eolie e dei bacini limitrofi Cefalù e Gioia (EOCUMM95). Data Report: 333-350.

Milazzo M., Chemello R., Badalamenti F. & Riggio S. 2000. Molluscan assemblages associated with photophilic algae in the Marine Reserve of Ustica Island (Lower Tyrrhenian Sea, Italy). *Ital. J. Zool*., 67: 287-295.

Milazzo M., Chemello R., Nasta E. & Riggio S. 2001. Variazioni spaziali e temporali della malacofauna costiera della Riserva marina dell'isola di Ustica (Mediterraneo centrale). *Boll. Malac*., 36 (9-12):175-182.

Pearson T.H. & Rosenberg R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16: 229-311.

Pérès J.M. & Picard J. 1964. Manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranèe. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume*, 31 (47): 1-122.

Reid R.G.B. & Brand D.G. 1986. Sulfide-oxidizing symbiosis in lucinaceans: implications for bivalve evolution. *The Veliger*, 29: 3-24.

Russo G.F., Fresi E., Vinci D. & Chessa L.A. 1983-84. Mollusk syntaxon of foliar stratum from the *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows around the island of Ischia (Gulf of Naples): Structural analysis of the summer population in relation to depth and exposure. *Nova Thalassia*, 6 (Suppl.): 655-661.

Sabelli, B., Giannuzzi-Savelli R. & Bedulli D. 1990. Catalogo annotato dei molluschi marini del Mediterraneo. Società Malacologica Italiana. Edizioni Libreria Naturalistica Bolognese. Vol. 1: 1-348; Vol. 2: 349-498; Vol. 3: 501-781.

Southward E.C. 1986. Gill symbionts in thyasirids and other bivalve molluscs. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 66: 889-914.

Terlizzi A. & Russo G.F. 1995. Variabilità strutturale del popolamento a molluschi di alcune praterie di *Posidonia oceanica* del Mediterraneo. *Biol. Mar. Medit.*, 2 (2): 423-426.

Terlizzi A. & Russo G.F. 1996. Analisi della dinamica annuale del taxocene a molluschi di una prateria superficiale di *Posidonia oceanica*: confronto tra due diverse metodiche di campionamento. *Biol. Mar. Medit.*, 3 (1): 489-492.

Ricevuto 17 gennaio 2002; revisionato 4 marzo 2002; accettato 15 maggio 2002.

Lavoro presentato al XIV Congresso AIOL, Garda (VR), 25-28 settembre 2000.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 15 pp. 75-85, luglio 2002

EVOLUZIONE DELLO STATO TROFICO DEL LAGO PATTADA

Roberto MAMELI, Anna Maria BAZZONI, Paola CASIDDU, Nicola SECHI

Dipartimento di Botanica ed Ecologia vegetale, Università di Sassari

ABSTRACT

Evolution of the trophic status of the Pattada Lake

A reservoir undergoes a two-stage trophic development immediately after it is filled up: a trophic raising – due to the nutrients released from the submerged substrata – and then a lowering till the achievement of a dynamic balance condition, according to the characteristics of the lake/basin system considered (Ostrofsky, 1978). The recent establishment of different reservoirs in Sardinia allowed carrying out some studies on this topic (Mura *et al*. 1992, Luglié *et al*. 1994, and Sechi *et al*. 1994), among them those carried out on Lago Pattada, considered eutrophic (Luglié *et al*., 1994) after it was filled up (1984). In order to examine the possible trophic changes, two additional cycles of study were carried out: the first started twelve years from the filling up (from December 1996 to September 1997) and the latter about three years later (March 1999-February 2000). In this paper, data related to these two periods are reported. The eutrophic status is confirmed through both main nutrient concentrations (annual mean values of total phosphorus were 52 mg P m^{-3} in 1996/1997 and 67 mg P m^{-3} in 1999/2000) and phytoplankton density and composition showing a dominance of cyanobacteria, particularly *Microcystis aeruginosa* Kg. and *M. flos-aquae* (Wittr.) Kirchn. The results not only confirmed the eutrophic status but also pointed out the condition was getting worse, particularly during the latest cycle. The high trophy of Lago Pattada, which at the beginning was attributed to the hypothetical first stage of trophic raising after its recent establishment, is now explained as a result of an excessive supply of nutrients from the basin. Our findings should be taken into account for a correct management of this reservoir, in order to achieve an improvement of its trophic conditions especially in relation to the drinking use of its waters.

RIASSUNTO

L'evoluzione trofica cui va incontro un lago artificiale negli anni immediatamente successivi al suo primo invaso prevede una prima fase di innalzamento trofico, dovuto alla liberazione dei nutrienti dai substrati sommersi, cui dovrebbe far seguito un abbassamento sino al raggiungimento di una situazione di equilibrio dinamico secondo

le caratteristiche del sistema lago-bacino considerato (Ostrofsky, 1978). La recente realizzazione di diversi invasi artificiali in Sardegna, ha permesso di svolgere alcuni studi su questa ipotesi (Mura *et al*., 1992; Luglié *et al*., 1994; Sechi *et al*., 1994). Tra questi studi si inserisce quello svolto sul Lago Pattada (Sardegna centro-settentrionale), che, dopo il suo invaso (1984), è stato classificato come eutrofico (Luglié *et al*., 1994). Per verificare gli eventuali cambiamenti della trofia sono stati svolti altri due cicli di studio: uno a 12 anni circa dal suo invaso (dal dicembre 1996 al settembre 1997) e l'altro dopo circa altri tre anni (marzo 1999-febbraio 2000). In questo lavoro vengono riportati i dati relativi a questi due periodi. Lo stato eutrofico risulta ancora evidente, sia dalla concentrazione dei nutrienti principali (con valori medi annuali di fosforo totale di 52 mg P m^{-3} nel 96/97 e di 67 mg P m^{-3} nel 99/00) che dalla densità e composizione fitoplanctonica, con la dominanza dei Cyanobatteri, principalmente con *Microcystis aeruginosa* Kg. e *M. flos-aquae* (Wittr.) Kirchn. I risultati ottenuti sembrano indicare un peggioramento trofico soprattutto nell'ultimo ciclo. L'elevata trofia del L. Pattada, inizialmente attribuita all'ipotetica prima fase di innalzamento trofico, conseguente alla giovane età dell'invaso, a distanza di oltre dieci anni deve essere interpretata in prevalenza come conseguenza di un eccessivo apporto di nutrienti dal bacino.

1. INTRODUZIONE

La presenza in Sardegna di numerosi laghi artificiali, alcuni dei quali di recente realizzazione (Cixerri, 1990; Simbirizzi, 1986; Monteleone, 1984; Pattada, 1984), offre l'opportunità di verificare l'ipotesi (Ostrofsky, 1978) secondo la quale nel normale processo di evoluzione di un lago si dovrebbero succedere più periodi che, a partire da uno iniziale caratterizzato da un innalzamento trofico, dovuto alla solubilizzazione dei nutrienti presenti nei suoli e nella copertura vegetale sommersa, dovrebbero portare ad una fase di riduzione della trofia, sino all'assestamento del lago su un livello corrispondente alle sue reali potenzialità, determinate dalle corrispondenti condizioni climatiche e morfologiche e dai caratteri generali del bacino imbrifero di appartenenza. In Sardegna, indagini finalizzate a questo tipo di studio sono state svolte sui laghi Simbirizzi (Luglié *et al.*, 1998), Cixerri (Sechi *et al.*, 1998), Monteleone e Pattada (Luglié *et al.*, 1994). In tutti questi casi, i risultati ottenuti non sono risultati univoci e di semplice interpretazione. Per approfondire questa problematica, sul Lago Pattada sono state svolte indagini recenti, in modo da verificare eventuali cambiamenti nello stato trofico rispetto agli studi effettuati dopo il primo invaso.

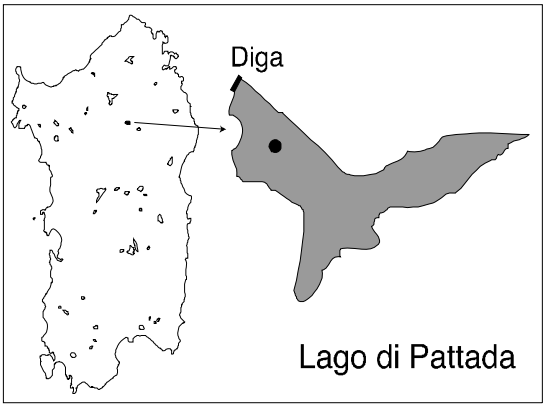


Fig. 1 - Lago Pattada in Sardegna e stazioni di campionamento.

Il Lago Pattada è un invaso artificiale situato nella parte centro-settentrionale della Sardegna, ottenuto per sbarramento del Rio Mannu di Pattada (Fig. 1, Tab. 1). Le acque invasate sono destinate sia ad uso irriguo che alimentare e questo rende particolarmente importante una corretta valutazione del suo stato trofico.

Tab. 1 - Principali caratteristiche morfometriche del Lago Pattada.

Anno d'invaso		1984
Area del bacino imbrifero	km^2	160
Quota al massimo invaso	m slm	560
Volume massimo	10^6 m^3	65

Tra il 1988 e il 2000 sono state svolte tre campagne di indagine (giugno 1988 - aprile 1989, dicembre 1996 – settembre 1997, marzo 1999 – febbraio 2000), che dovrebbero consentire di verificare la corrispondenza nell'evoluzione trofica di questo lago con quanto ipotizzato da Ostrofsky. I dati relativi al trofico che poteva anche dipendere dalla

		a	b	a	b	a	b
Temperatura	°C	16	13	16	11	16	12
Ossigeno	%	93	45	85	27	90	62
N-totale	mg N m^{-3}	1136	1783	1290	1482	1905	1956
P-reattivo	mg P m^{-3}	4	50	8	17	11	18
P-totale	mg P m^{-3}	46	78	47	59	68	64

Sono stati effettuati complessivamente 30 campionamenti a cadenza circa mensile, rispettivamente 8 nel primo anno (1988-1989), 10 nel secondo (1996-1997) e 12 nel terzo (1999-2000). I campioni sono stati raccolti lungo il profilo verticale in un'unica stazione posta a 500 m dalla diga, alle profondità di 0 - 1 - 2,5 - 5 - 7,5 - 10 - 15 - 20 - 30 m. Nel presente lavoro sono stati presi in esame la temperatura, l'ossigeno disciolto (metodo di Winkler), la trasparenza (disco di Secchi), l'azoto nitrico (Rodier, 1971) e ammoniacale (Fresenius *et al.*, 1991), il fosforo reattivo e l'azoto totale (Strickland & Parsons, 1968), la clorofilla *a* (Golterman *et al.*, 1978), la composizione (Huber-Pestalozzi, 1983; Bourrelly, 1966; Krammer & Lange-Bertalot, 1991) e la densità del fitoplancton (metodo di Utermöhl).

Tab. 2 - Valori medi annuali riscontrati nel Lago Pattada nei tre anni di studio (a, media tra 0 m e 7,5 m; b, media tra 10 m ed il fondo).

		1988-1989		1996-1997		1999-2000	
		a	*b*	*a*	*b*	*a*	*b*
Temperatura	°C	16	13	16	11	16	12
Ossigeno	%	93	45	85	27	90	62
N-totale	mg N m^{-3}	1136	1783	1290	1482	1905	1956
P-reattivo	mg P m^{-3}	4	50	8	17	11	18
P-totale	mg P m^{-3}	46	78	47	59	68	64

3. RISULTATI

3.1. Parametri ambientali

Nella Tabella 2 sono stati riassunti i valori medi annuali dei parametri relativi ai tre periodi di studio, riferiti come media negli strati d'acqua tra 0-7,5 m e tra 10 m-fondo, considerati corrispondenti, nel periodo di stratificazione, rispettivamente all'epi-

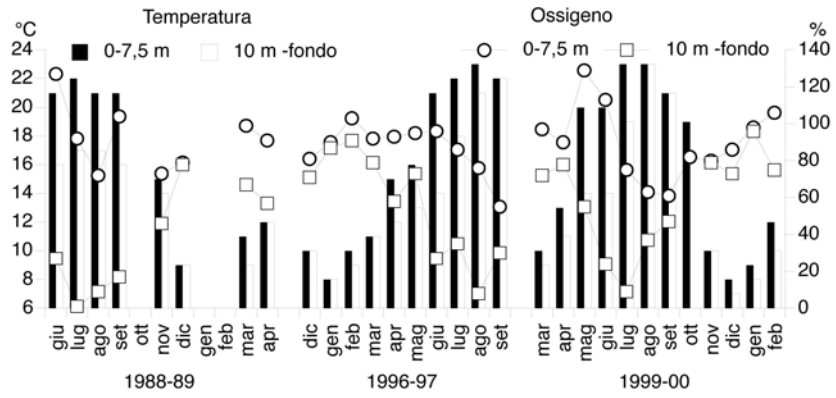


Fig. 2 - Andamenti della temperatura e dell'ossigeno disciolto.

limnio e all'ipolimnio.

L'andamento della temperatura (Fig. 2) è stato caratterizza-to da una chiara stratificazione (con una differenza tra i due strati di circa 7 °C) per l'intera estate nel 1988-1989 e per un periodo più breve (tra maggio e luglio) nel 1996-1997 e nel 1999-2000. Il termoclino è comparso a giugno sia nel 1988-1989 sia nel 1996-1997, mentre nell'ultima campagna è stato presente già nel campionamento di maggio. Nel 1988-1989 è stato possibile identificarlo inizialmente tra i 2,5 m e i 5 m mentre nei mesi successivi gradatamente si è portato, in seguito al maggiore riscaldamento, a profondità maggiori, fino ai 10 m in agosto. Nelle altre campagne, probabilmente in seguito ai maggiori prelievi, il termoclino è comparso circa alla stessa quota (10 m nel 1996-1997 e 5 m nel 1999-2000) ma la sua presenza è stata più breve ed il lago, già da luglio, è stato omeotermico, con temperature superiori ai 20 °C su tutta la colonna. I massimi, simili nei singoli anni (23-24 °C), sono stati rilevati in luglio-agosto, ed i minimi (circa 8 °C) tra dicembre e marzo.

Durante la circolazione, l'ossigeno disciolto (Fig. 2) ha mostrato una saturazione intorno all'85% sull'intero profilo verticale, mentre in tutte le estati i valori ipolimnici sono fortemente diminuiti. Tra l'agosto e il settembre 1988, l'intera massa ipolimnica è risultata anossica.

I valori medi annuali del fosforo totale (Fig. 3) sono stati paragona-

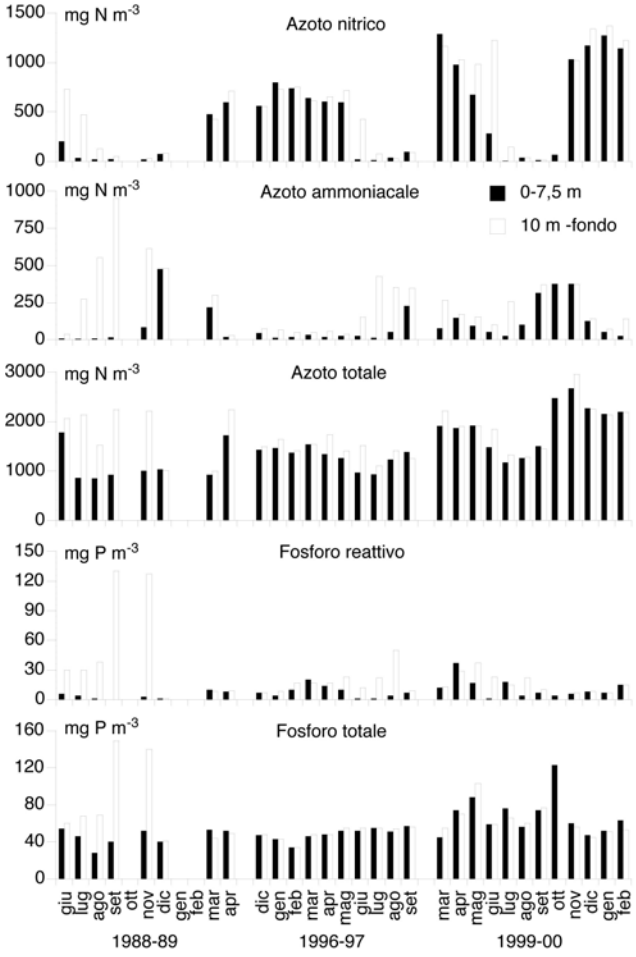


Fig. 3 - Andamenti delle diverse forme di azoto e fosforo.

bili nei tre anni (61 mg P m^{-3} nel 1988-1989, 52 mg P m^{-3} nel 1996-1997 e 67 mg P m^{-3} nel 1999-2000), anche se sono stati il risultato di dinamiche differenti. Nel 1988-1989 e nel 1999-2000 sono stati osservati picchi simili, rispettivamente 454 mg P m^{-3} (a settembre a 25 m) e 405 mg P m^{-3} (a ottobre a 0 m), mentre nel 1996-1997 il valore massimo, riscontrato ad agosto a 15 m, è risultato decisamente inferiore (110 mg P m^{-3}).

Le concentrazioni medie annuali dei nitrati (Fig. 3) hanno evidenziato un netto incremento nel corso del tempo, passando da 236 mg N m^{-3} nel 1988-1989 a 445 mg N m^{-3} nel 1996-1997 a 752 mg N m^{-3} nel 1999-2000. In tutti gli anni, nel mese di giugno, è stata rilevata la massima differenza tra le concentrazioni epilimniche e quelle ipolimniche (sino a un massimo di circa 900 mg N m^{-3} nel 1999), con valori nettamente maggiori nelle acque profonde. Successivamente, in rapporto all'instaurarsi di situazioni di ipossia ipolimnica, anche in questi strati le concentrazioni dell'azoto nitrico hanno mostrato un forte calo, sino a raggiungere valori simili a quelli epilimnici. Le maggiori concentrazioni sono state riscontrate in tutti gli anni nei mesi compresi tra l'autunno e la primavera, con valori omogenei nel profilo verticale.

Le concentrazioni dell'azoto ammoniacale (Fig. 3) sono state molto differenti nella colonna d'acqua durante la stratificazione, particolarmente nel primo anno. Il massimo (2236 mg N m^{-3}) è stato raggiunto sul fondo nel settembre del 1988, mentre nel 1996-1997 e nel 1999-2000, probabilmente per il più breve periodo di stratificazione, le concentrazioni ipolimniche sono state meno elevate. I valori dello strato superficiale sono stati più alti nei mesi autunnali, fino ad oltre 300 mg N m^{-3}.

La trasparenza (Fig. 4) ha mostrato i massimi valori nel primo anno, con una media di 1,7 m, mentre nel secondo e nel terzo è risultata rispettivamente di 1,2 e 1,1 m. Il valore massimo è stato raggiunto nell'aprile 1989 con 2,4 m, ed il minimo 0,5 m, in corrispondenza con il massimo di clorofilla *a*, nell'ottobre 1999.

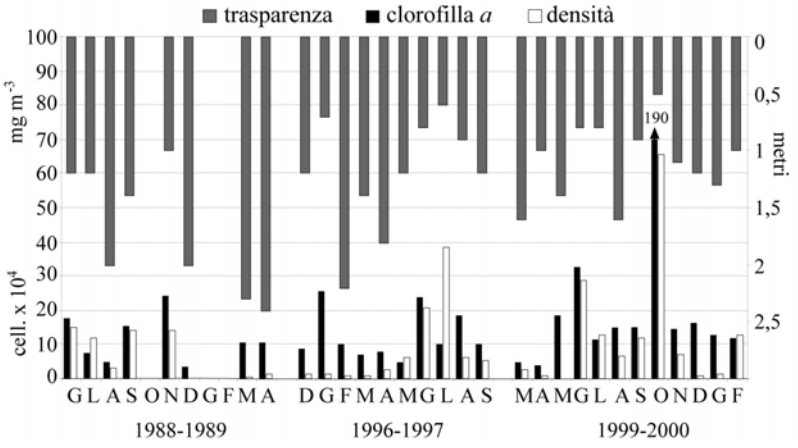


Fig. 4 - Andamenti della trasparenza, densità totale e clorofilla *a*.

3.2. Fitoplancton

La clorofilla *a* ha espresso valori medi annuali (Tab. 3), nello strato 0-5 m, considerato come zona fotica media, simili per i primi due anni (12 e 13 mg m^{-3}) e circa doppi nel terzo (24 mg m^{-3}); anche per la densità totale la media annuale del 1999-2000 è stata quasi doppia (138 x 10^6 cell l^{-1}) rispetto a quella del primo anno (76 x 10^6 cell l^{-1}), con un valore intermedio nel secondo (84 x 10^6 cell l^{-1}). L'andamento annuale di entrambi i parametri (Fig. 4) ha evidenziato valori elevati nei mesi estivi ed autunnali. Nell'ottobre 1999, in superficie, si sono verificati i massimi dell'intero studio (826

mg m^{-3} e 2 x 10^9 cell l^{-1}).

Le specie algali rilevate sono state complessivamente 97 (Tab. 4). Il numero dei taxa della prima indagine è stato circa la metà di quello ritrovato in quelle successive (38 nel 1988-1989, 74 nel 1996-1997 e 72 nel 1999-2000). Di questi, solo 22 (principalmente Bacillariophyceae e Cyanoprocaryota) sono stati comuni a tutti e tre gli anni, mentre quelli comuni al secondo e al terzo sono stati 60 (perlopiù Chlorophyceae e Cyanoprocaryota). Chlorophyceae, Cyanoprocaryota e Bacillariophyceae, hanno mostrato il maggior numero di taxa e il maggiore incremento negli ultimi due anni (passando da 10 a 28 le Chlorophyceae, da 10 a 20 a 21 i Cyanoprocaryota, e da 10 a 16 a 13 le Bacillariophyceae).

Tab. 3 - Valori medi annuali riscontrati nel Lago Pattada nei tre anni di studio (a, media tra 0 m e 5 m; b, media tra 7,5 m ed il fondo).

		1988-1989		1996-1997		1999-2000	
		a	*b*	*a*	*b*	*a*	*b*
Clorofilla *a*	mg m^{-3}	17	7	16	9	36	10
Densità totale	cell. 10^6 l^{-1}	76	30	94	35	138	30
Trasparenza	m	1,7	1,2	1,1			

Tab. 4 - Elenco floristico delle specie fitoplanctoniche del L. Pattada.

PHYLUM EUGLENOPHYTA	
CLASSE EUGLENOPHYCEAE	
Trachelomonas sp.	Ehrenberg
PHYLUM DINOPHYTA	
CLASSE PERIDINEAE	
ORDINE Peridinales	
Ceratium hirundinella	(O.F. Müller) Schrank
PHYLUM CRYPTOPHYTA	
CLASSE CRYPTOPHYCEAEA	
ORDINE Cryptomonadales	
Croomonas acuta	Utermohl
Cryptomonas sp.	Ehrenberg
Rhodomonas minuta	Skuja
Rhodomonas sp.	Skuja
PHYLUM CHRYSOPHYTA	
CLASSE CHRYSOPHYCEAE	
Mallomonas sp.	Perty
Stelexomonas dichotoma	Lackey
CLASSE CONJUGATOPHYCEAE	
ORDINE Desmidiales	
Closterium aciculare	T. West
Closterium gracile	Bréb. ex Ralfs
Closterium sp.	Nitzsch ex Ralfs
Staurastrum gracile	Ralfs
Staurastrum sp.	Meyen
PHYLUM BACILLARIOPHYTA	
CLASSE DIATOMEAE	
ORDINE Centrales	
Cyclotella atomus	Hust.
Cyclotella meneghiniana	Kg
Cyclotella radiosa	(E.) Kg.
Aulacoseira ambigua	(Grun.) O. Müller
Aulacoseira distans	(E.) Kg.
Aulacoseira granulata	(E.) Ralfs
Melosira jurgensii	Agardh.
Stephanodiscus sp.	Ehrenberg
ORDINE Pennales	
Amphora sp.	Ehrenberg
Asterionella formosa	Hass.
Fragilaria crotonensis	(Edw.) Kitt.
Fragilaria sp.	Lyngb.
Gomphonema sp.	Agardh.
Meridion circulare	Agardh.
Meridion sp.	Agardh.
Navicula sp.	Bory de St. Vincent
Nitzschia sp.	Hass.
Synedra spp.	Ehrenberg
Synedra ulna	Nitzsch
PHYLUM CYANOPHYTA	
CLASSE CYANOPHYCEAE	
ORDINE Hormogonales	
Anabaena crassa	Lemm.
Anabaena flos-aquae	(Lyngb.) Bréb
Anabaena planctonica	Brunnth.
Anabaena spiroides	Kleb
Anabaena spp.	Bory
Aphanizomenon flos-aquae	(L.) Ralfs
Aphanizomenon sp.	Morren
Oscillatoria sp.	Vaucher
Pseudanabaena mucicola	(Bourr.) Chang
Pseudanabaena sp.	Lauterborn
Spirulina sp.	Turpin
ORDINE Chroococcales	
Aphanocapsa elachista	W. & G.S. West
Aphanocapsa spp.	Naëgeli
Aphanothece spp.	Naëgeli
Coelosphaerium sp.	Naëgeli
Gomphosphaeria aponina	Kg.
Gomphosphaeria sp.	Kützing
Lemmermanniella sp.	Geitler
Merismopedia sp.	Meyen
Microcystis pulverea var. *incerta*	(Lemm.) Elenkin
Microcystis aeruginosa	Kg.
Microcystis flos-aquae	(Wittr) Kirchn.
Snowella lacustris	(Chodat) Kom. & Hind.
Snowella sp.	Elenkin
Woronichinia naegeliana	(Unger) Elenkin
Woronichinia sp.	Elenkin
PHYLUM CHLOROPHYTA	
CLASSE CHLOROPHYCEAE	
ORDINE Tetrasporales	
Chlamydocapsa sp.	Fott
ORDINE Volvocales	
Chlamydomonas sp.	Ehrenb.
ORDINE Chlorococcales	
Ankyra judayi	(G. M. Smith) Fott
Ankyra sp.	Fott
Ankystrodesmus sp.	Corda
Chlorella sp.	Beijerinch
Coelastrum pseudomicroporum	Kors
Coelastrum spp.	Naëgeli
Coelastrum astroideum	De-Not
Crucigenia sp.	Morren
Crucigeniella sp.	Lemm.
Dictyosphaerium pulchellum	Wood
Dictyosphaerium tetrachotomum	Print2
Elakatothrix sp.	Wille
Kirchneriella sp.	Schmidle
Micractinium pusillum	Fresenius
Monoraphidium caribeum	Hind.
Monoraphidium circinale	(Nyg.) Nyg.
Monoraphidium minutum	(Nag.) Kom.-Legn.
Monoraphidium sp.	Com.-Legn.
Monoraphidium tortile	W. & G.S. West
Oocystis borgei	Snow
Oocystis lacustris	Chod. sensu auct. post.
Oocystis sp.	A. Braun
Pediastrum boryanum	(Turpin) Menegh.
Pediastrum duplex	Meyen
Pediastrum sp.	Meyen
Quadricoccus sp.	Fott
Scenedesmus disciformis	(Chod.) Fott & Kom.
Scenedesmus obtusus	Meyen
Scenedesmus quadricauda	(Turpin) Brèv.
Scenedesmus semipulcher	Hortob
Scenedesmus spp.	Meyen
Schroederia antillarum	Kom
Schroederia robusta	Kors
Sphaerocystis planctonica	(Kors.) Bourr.
Sphaerocystis spp.	Chod.
Tetraedron minimum	(A.Br.) Hansg
Tetraedron triangulare	Kors

Nel 1988-89 la densità fitoplanctonica totale (come media tra 0-5 m) ha mostrato i massimi a giugno, settembre e novembre, con valori di 145 x 10^6 cell. l^{-1} circa. Queste densità sono state dovute principalmente ai Cyanoprocaryota (Tab. 5). In primavera, anche se con densità minori rispetto all'estate, le Chlorophyceae hanno mostrato la loro massima affermazione. Nel 1996-1997 la densità totale ha mostrato il picco a luglio (385 x 10^6 cell. l^{-1}), dovuto quasi totalmente ai

Cyanoprocaryota. Nel resto dell'anno la densità totale è rimasta al di sotto di 60 x 10^6 cell. l^{-1}. Tra dicembre e febbraio le Bacillariophyceae hanno costituito circa il 50% della densità totale. Nei mesi primaverili hanno acquistato maggiore importanza le Chlorophyceae.

I Cyanoprocaryota sono stati dominanti anche nel 1999-2000 quando sono stati presenti tutto l'anno con densità elevate, raggiungendo i massimi valori tra giugno e ottobre. Le Chlorophyceae hanno assunto importanza da marzo a giugno, le Cryptophyceae in primavera e le Bacillariophyceae in autunno-inverno.

Tab. 5 - Densità dei principali taxa nel corso delle diverse stagioni

(*Microcystis* spp. è la somma di *M. aeruginosa* e *M. flos-aquae*).

	1988-1989	1996-1997	1999-2000
Primavera	Chlorophyceae *Sphaerocystis planctonica* (10 x 10^6 cell. l^{-1})	Chlorophyceae *Sphaerocystis* spp. (4 x 10^6 cell. l^{-1}) *Chlorella* sp. (10 x 10^6 cell. l^{-1}) *Scenedesmus* spp. (8 x 10^6 cell. l^{-1})	Cyanoprokaryota *Aphanocapsa* sp. (12 x 10^6 cell. l^{-1}) Chlorophyceae *Crucigenia* sp. (2 x 10^6 cell. l^{-1}) *Coelastrum* sp. (3 x 10^6 cell. l^{-1}) *Dictyosphaerium pulchellum* (4 x 10^6 cell. l^{-1}) Cryptophyceae *Rhodomonas minuta* (4,3 x 10^6 cell. l^{-1})
Estate	Cyanoprokaryota *Microcystis* spp. (57 x 10^6 cell. l^{-1}) *Pseudanabaena mucicola* (58 x 10^6 cell. l^{-1})	Cyanoprokaryota *Microcystis* spp. (362 x 1 0^6 cell. l^{-1})	Cyanoprokaryota *Microcystis* spp. (176 x 10^6 cell. l^{-1}) *Woronichinia naegeliana* (34 x 10^6 cell. l^{-1})
Autunno	Cyanoprokaryota *Aphanizomenon flos-aquae* (132 x 10^6 cell. l^{-1})	Cyanoprokaryota *Woronichinia naegeliana* (20 x 10^6 cell. l^{-1}) *Microcystis* spp. (24 x 10^6 cell. l^{-1})	Cyanoprokaryota *Microcystis* spp. (617 x 10^6 cell. l^{-1})
Inverno	Bacillariophyceae *Cyclotella* spp. (177 x 10^3 cell. l^{-1}) Conjugatophyceae *Closterium aciculare* (71 x 10^3 cell. l^{-1})	Bacillariophyceae *Aulacoseira distans* (8 x 10^6 cell. l^{-1}) *Cyclotella atomus* (1 x 10^6 cell. l^{-1})	Cyanoprokaryota *Woronichinia naegeliana* (116 x 10^6 cell. l^{-1}) Bacillariophyceae *Aulacoseira distans* (3 x 10^6 cell. l^{-1}) *Cyclotella* spp. (1 x 10^6 cell. l^{-1})

Complessivamente, nonostante il gran numero di specie ritrovate nell'intera indagine, solo una decina (Tab. 5) sono state veramente importanti per la costituzione della densità totale. Tra tutte, le specie appartenenti al genere *Microcystis* sono state quelle più abbondanti e responsabili dei massimi di densità e di clorofilla *a*. Le massime affermazioni si sono verificate nel periodo estivo-autunnale, tra luglio e ottobre.

4. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Dalla analisi complessiva di tutti i dati appare evidente che lo stato trofico del Lago Pattada ha subìto delle variazioni significative, soprattutto nell'ultimo anno di indagine. Queste possono essere analizzate sulla base delle probabilità di trofia (Tab. 6) calcolate secondo la metodologia OCDE (1982), utilizzando i dati del fosforo totale, della clorofilla *a* e della trasparenza.

Le probabilità di mesotrofia si sono ridotte nel 1999-2000, passando dal 24-25% del 1988-1989 e del 1996-1997 all'11%, così come quelle di eutrofia, passate dal 56%

del 1988-1989 al 46% del 1999-2000. Al contrario, le probabilità ipertrofiche hanno subìto un'impennata passando dal 20% del 1988-1989 al 28% del 1996-1997 ed al 43% del 1999-2000.

Tab. 6 - Percentuali di probabilità di stato trofico.

P - totale			Clorofilla *a*			Disco di Secchi		
media annua			media annua			media annua		
88-89	*96-97*	*99-00*	*88-89*	*96-97*	*99-00*	*88-89*	*96-97*	*99-00*

Al di là di questi numeri probabilistici, che comunque rendono bene l'idea degli eventi trofici che si sono susseguiti nel lago in questi tre cicli di indagine, i dati del fitoplancton, ed in particolare le specie dominanti ed i loro valori di abbondanza, indicano molto chiaramente che il Lago Pattada è da ritenere molto eutrofico e che questo stato ha avuto caratteri diversificati nei tre periodi di indagine. Limitando l'analisi ai soli periodi estivi, si rileva come (Tab. 5) i Cyanoprocaryota siano state il gruppo a totale prelazione e che, tra le specie, *M. aeruginosa* e *M. flos-aquae* siano le più importanti, con valori di abbondanza molto rilevanti. Già di per sé questo dato dà una chiara connotazione trofica del lago in quanto queste specie sono ritenute tra le più tipiche indicatrici di stati trofici elevati (Reynolds, 1984). Lo sviluppo di *Microcystis* è tipico del periodo estivo in acque basse e ricche di nutrienti (Reynolds, 1984). La loro dominanza nelle acque del Lago Pattada potrebbe dipendere dal fatto che questo genere, al contrario di altri, viene influenzato molto poco dalla turbolenza delle acque indotta dalle forti emunzioni estive (Fig. 5), che rappresentano in genere il 50% dell'emunzione annuale, e dai bassi livelli di invaso (Fig. 6), per via del miglior controllo della galleggiabilità (gas-vacuoli) (Oliver, 1994) e delle elevate dimensioni delle colonie (Reynolds, 1987).

Nei tre periodi estivi l'importanza di *Microcystis* spp. è stata differente, passando da 57 x 10^6 cell. l^{-1} del 1988-1989 a 362 x 10^6 cell. l^{-1} del 1996-1997 con un incremento molto pronunciato, per dimezzarsi poi con 176 x 10^6 cell. l^{-1} nel 1999-2000. Nel periodo autunnale, *Microcystis* è stata assente nel 1988-1989, quando è stato molto importante il ruolo di *A. flos-aquae* con 132 x 10^6 cell. l^{-1}, riaffermandosi poi nel 1996-1997 con 24 x 10^6 cell. l^{-1} e raggiungendo la densità massima nel 1999-2000 con 617 x 10^6 cell. l^{-1}. Tali andamenti rendono conto delle forti variazioni delle probabilità

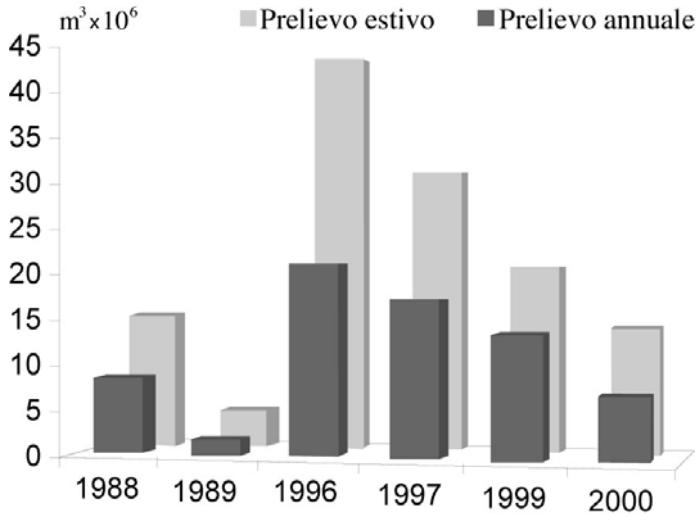


Fig. 5 - Volumi d'acqua prelevati nei diversi anni.

trofiche riscontrate anche con la metodologia OCDE.

Appare chiaro che i tre cicli di indagine annuali effettuati nel Lago Pattada descrivono variazioni di stato trofico in termini peggiorativi, con prevalenza crescente di una condizione ipertrofica. Questo evidentemente contrasta con il modello ipotizzato da Ostrofsky (1978). Ciò tuttavia non significa che questo non sia valido, perché molti fattori possono alterare o condizionare la normale evoluzione trofica, come può essere anche che i normali tempi evolutivi possano essere in Sardegna molto più rapidi.

Pertanto, un arco di quattro anni, dal primo invaso al primo ciclo di indagine, può significare che non sia stata colta la fase di innalzamento trofico e che tutti i cicli di indagine abbiano interessato la fase di depressione trofica o di successiva stabilizzazione.

Inoltre è possibile che la fase di depressione trofica venga mascherata da fattori di altro tipo che incidono pesantemente sulle dinamiche biotiche; nel caso del Lago Pattada ciò potrebbe essere dovuto alle dinamiche idrologiche evidenziate dai volumi di invaso (Fig. 6). Con la connessione dell'invaso alla rete irrigua nel 1994, le maggiori emunzioni hanno determinato negli anni successivi, marcati abbassamenti del livello d'invaso nel periodo estivo (15 m nell'estate 1996-1997, e 10 m nell'estate 1999-2000). La scarsa profondità delle acque, soprattutto nel 1999-2000, ha causato la rottura della stratificazione e il raggiungimento, già in luglio, di condizioni di omeotermia con temperature di 22-23 °C su tutta la colonna, e la conseguente disponibilità per i popolamenti fitoplanctonici del fosforo ipolimnico (con medie sulla colonna nel periodo estivo di 57 mg P m^{-3} nel 1996-1997 e di oltre 66 mg P m^{-3} nel 1999-2000) e incrementi nelle densità fitoplanctoniche nel periodo estivo-autunnale.

Un altro aspetto significativo può essere quello relativo al carico; se quello esterno è molto rilevante è possibile che quello interno, derivante nel primo periodo d'invaso prevalentemente dalla decomposizione della vegetazione sommersa e dalla solubilizzazione dei nutrienti, abbia un ruolo, se non marginale, comunque modesto. Questo può essere il caso del Lago Pattada, nel quale il carico esterno, calcolato per via indiretta (con la stessa metodologia descritta in Sechi e Vacca, 1993), ammonta a circa 10 t P $anno^{-1}$ che, applicando il modello di Vollenweider (OCDE, 1982), risulta 5 volte superiore al carico tollerabile.

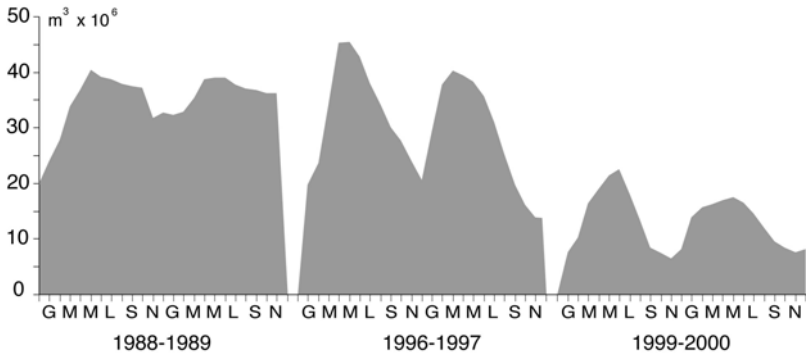


Fig. 6 - Variazioni mensili dei volumi d'invaso.

Risulta pertanto che testare un comportamento trofico conforme al modello di Ostrofsky (1978) può essere molto difficile nel caso dei laghi artificiali della Sardegna, tutti con variazioni idrologiche rilevanti e con carichi molto superiori al tollerabile.

Inoltre la durata delle diverse fasi evolutive può essere estremamente variabile e verificarsi nei primissimi anni di invaso, rendendo difficile la loro individuazione, come risulta nei casi dei laghi Cixerri e Simbirizzi (Sechi *et al.*, 1994; Mura *et al.*, 1990).

BIBLIOGRAFIA

Bourrelly P. 1966, 1968, 1970. Les Algues d'eau douce. Tome 1-2-3. Éditions N. Boubée & C^{ie}, Paris.

Fresenius W., Quentin K.E. & Schneider W. 1991. Water Analysis. A practical guide to physico-chemical and microbiological water examination and quality assurance. Springer-Verlag, Berlin.

Golterman H.L., Clymo R.S. & Ohnstad M.A.M. 1978. Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. I.B.P. Handbook N.8, Blackwell Scientific Pubblication. Oxford.

Huber-Pestalozzi G. 1938, 1942, 1968, 1982, 1983. Das phytoplankton des Suss-wassers. «Die Binnengewasser». Band XVI; Teil 1-2-3-7-8. E. Schweize-bart'sche Verlagbuchhandlung, Stuttgard.

Krammer K. & Lange-Bertalot H. 1991. Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragila-riaceae, Eunotiaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgard: 130.

Luglié A., Manca B. & Sechi N. 1994. Limnologia degli invasi Pattada e Monteleone (Nord Sardegna). *Atti X Congresso A.I.O.L.*: 201-208.

Luglié A., Virdis T. & Sechi N. 1998. Osservazioni limnologiche sul Lago Simbirizzi dal 1989 al 1993, con particolare riferimento alla dinamica del fitoplancton. *Atti XII Congresso A.I.O.L.*: 183-192.

Margalef López R., Planas Mont D., Armengol Bachero J., Vidal Celma A., Prat Fornells N., Guiset Serra A., Toja Santillana J. & Estrada Miyares M. 1976. Limnología de los Embalses Españoles. Dirección General de Obras Hidraulicas Ministerio de Obras Públicas, Madrid.

Mura M., Sechi N. & Luglié A. 1992. L'evoluzione trofica del Lago Simbirizzi dal primo anno di invaso (1986) al 1989. *Atti IX congresso A.I.O.L.*: 513-520.

O.E.C.D. 1980. Regional Project Shallow Lakes and Reservoirs. Final Report. OECD Cooperative Programme for monitoring of inland waters (eutrophication control). The Water Research Centre, Medmenham Laboratory, Medmenham, Marlow, Bucks, United Kingdom, 289 pp.

O.E.C.D. 1982. Eutrophication of water: monitoring, assessment and control. O.E.C.D. Publication n° 42077, Paris.

Oliver R.L. 1994. Floating and sinking in gas-vacuaolate cyanobacteria. *J. of Phyco-logy*, 30:161-173.

Ostrofsky M.L. 1978. Trophic changes in reservoires; an hypotesis using phosphorus budget models. *Int. Revue Ges. Hydrobiol.*, 63: 481-499.

Reynolds C.S. 1984. The ecology of Freshwather Phytoplancton. - Cambridge University Press, 384 pp.
Reynolds C.S., Oliver R.L. & Walsby A.E. 1987. Cyanobacterial dominance: the role of buoyancy regulation in dynamic lake environments. *New Zeland J. Of Marine and Freshwater Res.* 21: 361-377.
Rodier J. 1971. L'analyse chimique et physico-chimique de l'eau. Dunad. Paris.
Sechi N. 1978. Struttura e biomassa dei popolamenti fitoplanctonici del Lago Omodeo (Sardegna centrale). *Giorn. Bot. Ital.*, 112: 347-360.
Sechi N. 1979. L'eutrofizzazione dei laghi della Sardegna. Estratto dal volume: Qualità dell'acqua in Sardegna. 37: 71-80.
Sechi N. 1986. Il problema dell'eutrofizzazione dei laghi. La situazione trofica degli invasi della Sardegna. *Boll. Soc. Sarda Sci. Nat.,* 37: 49-60.
Sechi N., Buscarinu P. & Luglié A. 1994. Limnologia del nuovo invaso del Cixerri nei primi due anni di esistenza. *Atti X Congresso A.I.O.L.*: 201-208.
Sechi N., Buscarinu P., Pilo E. & Luglié A. 1998. Il fitoplancton del Lago Cixerri nei primi cinque anni di esistenza. *Atti XII Congresso A.I.O.L.*: 41-51.
Sechi N. & Cossu A. 1979. Prime valutazioni sui livelli trofici di alcuni bacini artificiali della Sardegna. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.,* 37: 259-276.
Sechi N. & Luglié A. 1989. Lo stato trofico dei Laghi Mulargia e Flumendosa. Atti del Convegno «La qualità dell'acqua in Sardegna. Il problema dell'eutrofizzazione: cause, conseguenze, rimedi», Cagliari, 15-16 Maggio 1986: 105-116.
Sechi N. & Vacca S. 1993. The eutrophication of the reservoirs in the Flumendosa district (Sardinia, Italy). Proceedings on the Conservation and Management of Lakes. Strategies for lake ecosystems beyond 2000. (Giussani G. & Calleri C. Eds.), Stresa, 17-21 May 1993: 184-187.
Strickland J.D.H. & Parsons T.R. 1968. A pratical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, 167. Ottawa.

Ricevuto 15 febbraio 2002; revisionato 27 marzo 2002; accettato 7 maggio 2002.

Lavoro presentato al XIV Congresso AIOL, Garda (VR), 25-28 settembre 2000.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 15 pp. 87-96, luglio 2002

STATO TROFICO E FITOPLANCTON NEL LAGO ALTO FLUMENDOSA

Monica MEREGALLI, Felicina TREBINI, Bastianina MANCA, Antonella LUGLIÉ

Dipartimento di Botanica ed Ecologia vegetale, Università di Sassari

ABTRACT

Trophic status and phytoplankton in the Alto Flumendosa Lake

Alto Flumendosa Lake is a reservoir located in the centre-eastern Sardinia, established in 1949. Besides producing electric energy, its waters are used for drinking, farming and industrial activities. From 1990 to 1997, a study was carried out to detect the trophic state of the reservoir and its changes during this period due to an intensive aquaculture activity in rearing cages, started in 1989. The first four year data, already published, are here compared to those of the following four years. Mean annual concentrations varied over very large ranges, total phosphorus from 20.5 mg P m^{-3} in 1996 to 43.5 mg P m^{-3} in 1994; nitrate from 161 mg N m^{-3} in 1994 to 307 mg N m^{-3} in 1996; chlorophyll *a* from 3 mg m^{-3} in 1996 to 10 mg m^{-3} in 1994; biomass from 2 mg l^{-1} in 1996 to 5 mg l^{-1} in 1995 and density from 21 x 10^6 cells l^{-1} in 1995 to 53 x 10^6 cells l^{-1} in 1994. In the latest four years, an increase in Cyanophyceae was observed, with different dominant species during the period. Considering the particular hydrologic conditions of Sardinian basins undergoing large annual variations, and the overall, year by year strongly varying limnological situation, the data suggest a possible trend of the reservoir towards more trophic status.

RIASSUNTO

Il Lago Alto Flumendosa è un lago artificiale della Sardegna centro-orientale realizzato nel 1949. Oltre che per la produzione di energia elettrica, le sue acque vengono utilizzate per usi potabili, agricoli ed industriali. Dal 1990 al 1997 è stato oggetto di un'indagine finalizzata al rilevamento del suo stato trofico e delle eventuali modificazioni conseguenti all'avvio, nel 1989, di un'attività di allevamento in gabbie galleggianti della trota iridea (*Oncorhinchus mykiss*) e della trota fario (*Salmo trutta fario*). In questo lavoro viene confrontata la situazione dei primi quattro anni di studio (1990-1993) con quella dei quattro successivi (1994-1997). Le concentrazioni medie annuali per il fosforo totale hanno variato da 20,5 mg P m^{-3} nel 1996 a 43,5 mg P m^{-3} nel 1994, per i nitrati da 161 mg N m^{-3} del 1994 a 307 mg N m^{-3} del 1996, per la clorofilla *a*

da 3 mg m^{-3} nel 1996 a 10 mg m^{-3} nel 1994, per la biomassa da 2 mg l^{-1} del 1996 a 5 mg l^{-1} del 1995 e per la densità da 21 x 10^6 cell. l^{-1} del 1995 a 53 x 10^6 cell. l^{-1} del 1994. Nell'ultimo quadriennio è stato osservato un incremento delle Cyanophyceae (sono evidenti le ripercussioni sulla densità), che hanno dominato nei vari anni con specie diverse. I dati, tenendo anche conto delle particolari condizioni idrologiche dei bacini sardi, soggetti ad ampie oscillazioni annuali, e del fatto che anno per anno il quadro limnologico complessivo abbia mostrato sensibili variazioni, potrebbero suggerire una tendenza verso uno stato di maggiore trofia.

1. INTRODUZIONE

In Sardegna sono presenti numerosi laghi artificiali il cui utilizzo è molteplice: dalla produzione di energia elettrica, agli usi potabili, a quelli agricoli ed industriali (Sechi & Luglié, 1992; Marchetti *et al.*, 1992). Il Lago Alto Flumendosa (Fig. 1, Tab. 1) è l'unico lago nel quale, dal 1989, si svolga anche un'attività di acquicoltura in gabbie galleggianti per l'allevamento della trota iridea (*Oncorhinchus mykiss*) e della trota fario (*Salmo trutta fario*). La sua potenzialità produttiva è di circa 200 q a^{-1}. Questa attività può generare diversi problemi legati principalmente all'incremento dei nutrienti, al conseguente aumento del livello trofico ed all'accumulo, nella zona sottostante le gabbie, di materiali organici di scarto, con possibili modificazioni nel rapporto acqua-sedimento (Semov & Kuntcheva, 1990; Temporetti *et al.*, 2000).

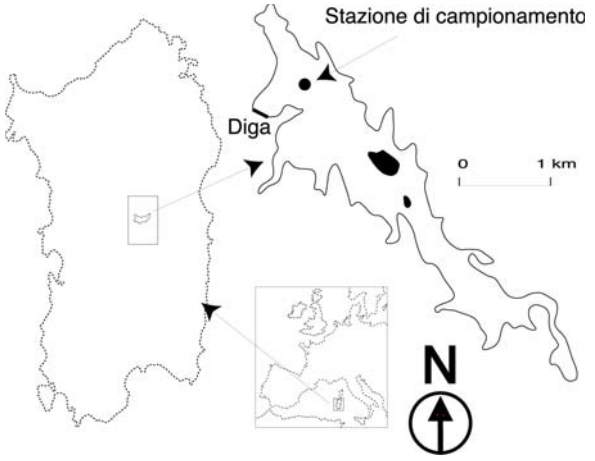


Fig. 1 - Il Lago Alto Flumendosa, sua dislocazione e stazione di campionamento.

Gli studi effettuati precedentemente all'avvio dell'attività produttiva, avevano permesso una prima classificazione del lago come oligomesotrofico (Sechi & Cossu, 1979), in accordo con il contesto territoriale di appartenenza e con il relativo carico teorico, stimato alla fine degli anni '70 in circa 2,7 t P a^{-1} (Sechi, 1989; Luglié *et al.*, 1997), rispetto ad uno critico di circa 4 t P a^{-1} (O.C.D.E., 1982). In questa situazione, l'incremento del carico dovuto all'attività di acquicoltura, calcolato in circa 0,5 t P a^{-1} in base al quantitativo di mangimi introdotti (Luglié *et al.*, 1997), avrebbe dovuto avere solo minime ripercussioni sullo stato trofico. Le indagini svolte nei primi quattro anni successivi all'inizio dell'attività d'acquicoltura (1990-1993), avevano evidenziato un

Tab. 1 - Caratteristiche del Lago Alto Flumendosa.

Anno d'invaso		1949
Profondità media	m	19,2
Volume massimo nominale	10^6 m^3	61,4
Area massima	km^2	3,2
Bacino imbrifero	km^2	180

lieve innalzamento dello stato trofico e, in particolare, erano state riscontrate delle intense deplezioni estive dell'ossigeno ipolimnico, probabilmente determinate dall'aumentata presenza di sostanza organica derivante dai mangimi e dai pesci (Luglié *et al.*, 1997). La rivalutazione del carico di fosforo alla metà degli anni '90, in base alle nuove attività presenti nel bacino imbrifero e in particolare di una porcilaia con circa 4000 capi, ha portato ad una stima di circa 3,5 t P a^{-1} a cui va sommato l'apporto derivante dall'allevamento ittico.

In questo lavoro, che riporta gli andamenti del fitoplancton e di alcuni altri parametri (temperatura, ossigeno, azoto e fosforo), viene confrontata la situazione riscontrata nel Lago Alto Flumendosa nel primo quadriennio (1990/1993) dopo l'installazione delle gabbie galleggianti, con quella dei successivi quattro anni (1994/1997), per confermare l'eventuale tendenza verso l'eutrofizzazione e valutare l'entità degli effetti dovuti alle attività di allevamento, all'interno e all'esterno del lago stesso.

2. MATERIALI E METODI

I campionamenti sono stati eseguiti dal gennaio 1994 al dicembre 1997 seguendo la stessa metodica del precedente studio (Luglié *et al.*, 1997). La cadenza è stata mensile, con prelievo dei campioni con una bottiglia di Niskin da un'unica stazione, a circa 0,5 km dalla diga, alle profondità di 0, 1, 2,5, 5, 7,5, 10, 15, 20 m e, con escursione di 10 m, sino al fondo.

Sono stati studiati gli andamenti di temperatura, ossigeno disciolto (entrambi rilevati con una sonda multiparametrica Hidromar), azoto nitrico (Rodier, 1971), ammoniacale (Fresenius *et al.*, 1991), fosforo totale (Strickland & Parsons, 1968), clorofilla *a* (Golterman *et al.*, 1978), densità (metodo di Utermöhl), biomassa (Findenegg, 1974) e composizione in specie del fitoplancton (Huber-Pestalozzi, 1938; Bourrelly, 1966; Anagnostidis *et al.*, 1988; Krammer & Lange-Bertalot, 1991; Dillard, 1991; Gonzáles, 1996).

3. RISULTATI

La temperatura ha mostrato un chiaro andamento stagionale (Fig. 2a), raggiungendo i valori massimi nei mesi estivi di luglio e agosto (24-27 °C), e quelli minimi tra gennaio e febbraio (5-8 °C). È stato osservato lo schema tipico dei laghi monomittici caldi, con stratificazione tra la primavera e l'autunno (da marzo a novembre) e circolazione completa nel periodo invernale. L'epilimnio è stato per lo più compreso tra la superficie ed i 5 m, il metalimnio tra i 7,5 m ed i 10 m e l'ipolimnio, corrispondente alla maggior parte del volume lacustre, dai 15 m in giù.

La dinamica dell'ossigeno è stata caratterizzata da ampie oscillazioni (Fig. 2b). In particolare i valori sino ai 7,5 m di profondità sono stati frequentemente superiori al 100% di saturazione tra maggio e agosto e, nel 1994, anche tra gennaio e febbraio. I

minimi (inferiori al 30%) sono stati registrati alle maggiori profondità tra maggio e novembre. In tutti gli anni, almeno in un campionamento tra l'estate e l'autunno, è stata registrata anossia in prossimità del fondo; nell'agosto del 1994 è stata anossica l'intera massa d'acqua al di sotto dei 15 m (intero ipolimnio), con saturazione inferiore al 10% anche a 10 m di profondità.

Le concentrazioni dell'azoto nitrico sono state piuttosto variabili sia su scala stagionale che nei diversi anni (Fig. 3a). Sono stati osservati intensi cali estivo-autunnali (<40 mg N m^{-3}), dovuti

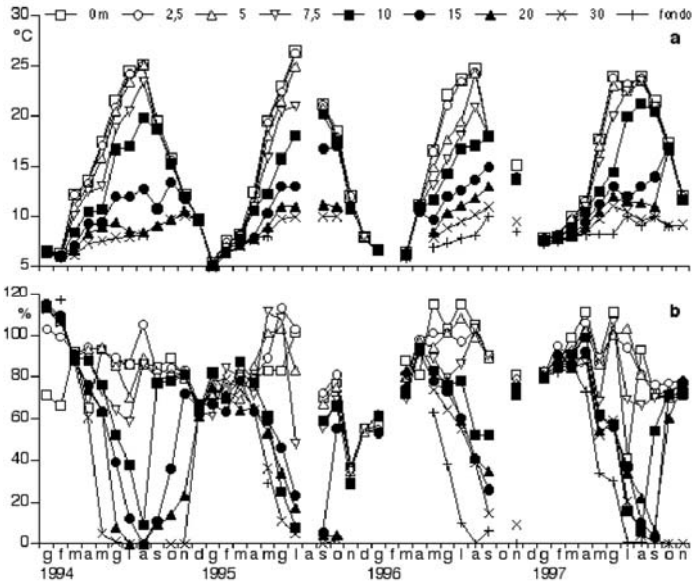


Fig. 2 - Andamento della temperatura (a) e dell'ossigeno disciolto (b).

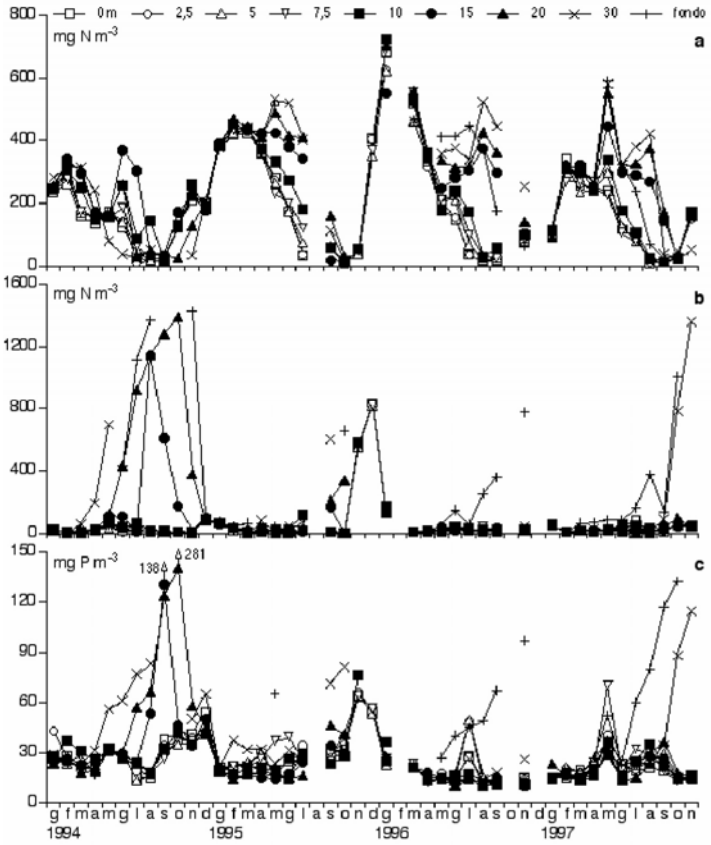


Fig. 3 - Andamento dell'azoto nitrico (a), ammoniacale (b) e del fosforo totate (b).

al consumo algale nella zona fotica e alla deossigenazione nell'ipolimnio, ed incrementi invernali (> 400 mg N m^{-3}), legati agli afflussi dal bacino imbrifero ed alla circolazione interna.

I valori medi annuali hanno variato tra 161 mg N m^{-3} (1994) e 308 mg N m^{-3} (1996) (Tab. 2). L'azoto ammoniacale è stato presente con valori complessivamente più bassi rispetto a quello nitrico (Fig. 3b). In tutti gli anni, tra la fine dell'estate e l'autunno, le concentrazioni sino ai 10 m di profondità sono state marcatamente minori (per lo più < 20 mg N m^{-3}) che nelle acque sottostanti. Gli incrementi ipolimnici (> 400 mg N m^{-3}) sono stati concomitanti alle diminuzioni delle percentuali di ossigeno disciolto e dell'azoto nitrico. Le concentrazioni mas-

sime riscontrate nel 1995 e 1996, pari a circa 800 mg N m^{-3}, sono state nettamente più basse di quelle del 1994 (1424 mg N m^{-3}) e del 1997 (1358 mg N m^{-3}). I valori medi annuali (Tab. 2) hanno variato tra 55 mg N m^{-3} (1996) e 226 mg N m^{-3} (1994).

Tab. 2 - Medie annuali nella colonna d'acqua dei singoli anni del quadriennio 1994/97.

		1994	1995	1996	1997
Fosforo totale	mg P m^{-3}	44	30	21	16
Azoto nitrico	mg N m^{-3}	161	295	308	235
Azoto ammoniacale	mg N m^{-3}	226	125	55	79
Clorofilla *a*	mg m^{-3}	9,6	10,3	2,8	4,1
Densità totale	cell. 10^6 l^{-1}	53,2	21,1	42,1	13,7

Il fosforo totale ha mostrato, in generale, concentrazioni simili nel profilo verticale (Fig. 3c), tranne che tra la fine dell'estate e l'autunno, quando, in tutti gli anni, sono stati riscontrati degli incrementi negli strati più profondi (sino ad un massimo di 281 mg P m^{-3} nell'ottobre 1994). Nel settembre 1994 le concentrazioni sono state particolarmente elevate anche a 15 m (138 mg P m^{-3}). Nel 1997 è stato riscontrato il valore medio annuale più basso (16 mg P m^{-3}) e nel 1994 (44 mg P m^{-3}) quello più alto (Tab. 2).

I valori medi annuali della clorofilla *a*, considerando la zona fotica corrispondente ai primi 10 m, hanno variato tra i 3 mg m^{-3} del 1996 ed i 10 mg m^{-3} del 1994 e del 1995 (Tab. 2). In questi due anni, i valori alle singole profondità di prelievo sono stati spesso maggiori di 10 mg m^{-3}, con picchi rispettivamente di 84 mg m^{-3} a 0 m in novembre nel primo anno e di 120 mg m^{-3} a 7,5 m in maggio nel secondo (Fig. 4a). Nel 1996 e 1997 le concentrazioni sono state normalmente minori di 10 mg m^{-3}. Il massimo del 1996 non ha però superato tale valore, mentre nel 1997 le concentrazioni sono state elevate tra aprile ed agosto alla sola specifica profondità di 7,5 m, con picchi a maggio (91,7 mg m^{-3}) e a luglio (35,2 mg m^{-3}).

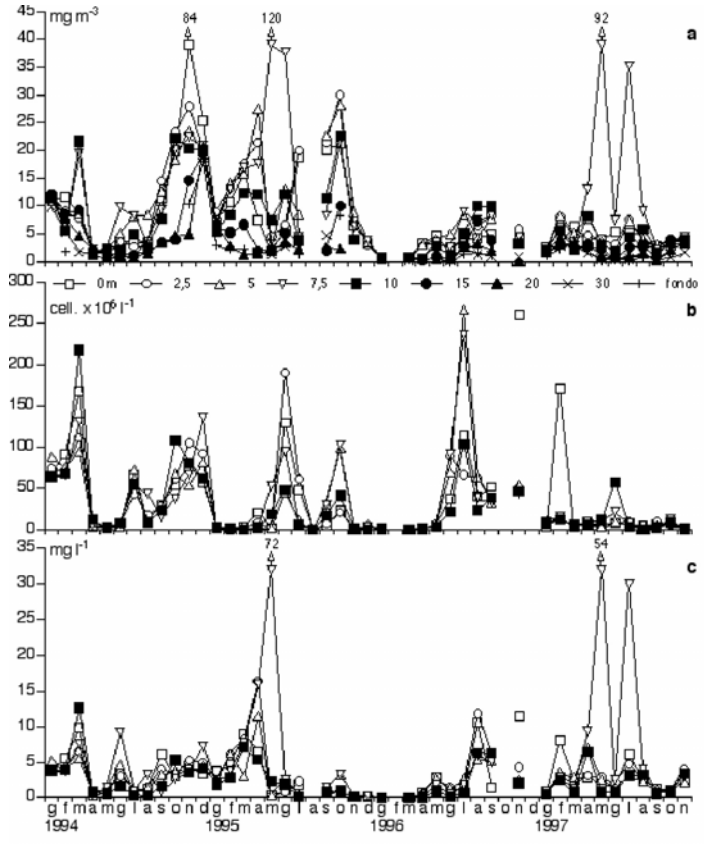


Fig. 4 - Andamento della clorofilla *a* (a), della densità totale (b) e della biomassa totale del fitoplancton (c).

Nel 1994 e 1995 il fitoplancton ha mostrato due fasi di maggior sviluppo, in primavera ed in autunno. Nel 1996 è stato presente un unico incremento estivo, mentre nel 1997 la situazione è apparsa meno definita, e caratterizzata dai

picchi primaverili-estivi a 7,5 m. La densità e la biomassa totale del fitoplancton (Figg. 4b e 4c; Tab. 2), i cui valori medi annuali sono stati compresi tra 14 x 10^6 cell. l^{-1} (1997) e 53 x 10^6 cell. l^{-1} (1994) e tra 2 mg l^{-1} (1996) e i 5 mg l^{-1} (1994), hanno mostrato un andamento simile a quello della clorofilla *a*. La densità è stata dominata in ampia misura dalle Cyanophyceae con le specie (Fig. 5a):

- *Planktothrix rubescens* (DC. ex Gom.) Anagnostidis et Komarek, responsabile degli alti valori riscontrati tra gennaio e marzo 1994, nel novembre 1996, e nel febbraio 1997;
- *Aphanothece clathrata* West, responsabile dei picchi di luglio 1994, giugno 1995 e luglio 1996;
- *Woronichinia naegeliana* Kg., con la maggiore affermazione tra settembre e dicembre 1995, tra giugno ed ottobre 1996;
- *Aphanocapsa delicatissima* W. et G.S. West, con massima presenza tra luglio e settembre 1996.

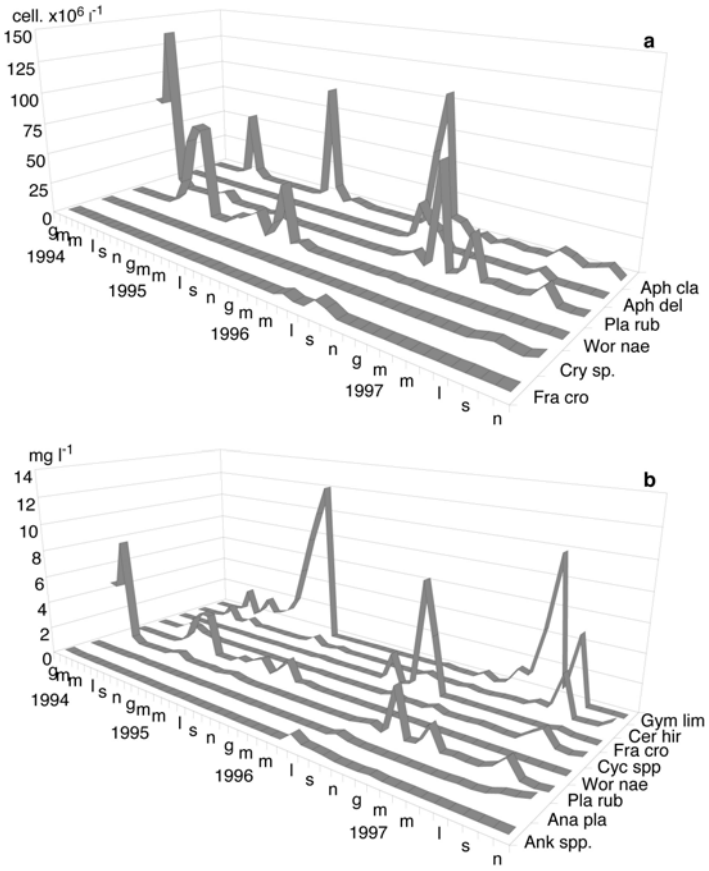


Fig. 4 - Andamento della densità (a) e della biomassa (b) delle specie principali.

La presenza rilevante di Cyanophyceae ha quindi interessato tutte le stagioni. Un ruolo nettamente secondario nel determinare i valori della densità totale è stato svolto anche dalle Bacillariophyceae, con *Fragilaria crotonensis* (Edw.) Kitt, nell'agosto 1996 e dalle Cryptophyceae, con *Cryptomonas* sp., nell'agosto 1997 (Fig. 5a).

La biomassa è stata dominata da Dinophyceae, Bacillariophyceae, Cyanophyceae e Chlorophyceae. Le specie più importanti sono state (Fig. 5b):

- *Ceratium hirundinella* (O.F.Muller) Sch., con i massimi nel giugno 1994 e nel luglio 1997;
- *Gymnodinium limneticum* Wol., responsabile dei picchi del 1995 e del 1997 e mostrante una forte tendenza alla stratificazione in profondità specifiche;
- *F. crotonensis*, particolarmente rilevante nell'estate 1996;
- *Cyclotella* spp., con la maggiore affermazione tra giugno ed agosto 1994 ed agosto e settembre 1997;
- *P. rubescens* e *W. naegeliana*, con i maggiori contributi nei periodi già riportati per la

densità;
- *Anabaena planctonica* Brunnth., con la massima presenza nel novembre 1997;
- infine *Ankistrodesmus* spp., responsabili degli alti valori di biomassa totale riscontrati nel giugno 1996.

4. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

L'indagine svolta nel L. A. Flumendosa ha evidenziato variazioni annuali e pluriennali molto ampie per la maggior parte dei parametri indagati. Il confronto delle medie annuali dei due quadrienni d'indagine (1990/93 e 1994/97), ha mostrato un incremento delle concentrazioni del fosforo totale e del fitoplancton nel secondo periodo (Tab. 3). In particolare, la media del fosforo totale tra il 1990 e il 1993 (25 mg P m^{-3}) è stata sensibilmente più bassa che tra il 1994 ed il 1997 (30 mg P m^{-3}); anche i picchi annuali del primo quadriennio sono stati generalmente inferiori (Fig. 6c), con un massimo di 47 mg P m^{-3} nel luglio 1991 contro i 66 mg P m^{-3} nell'ottobre 1994. L'azoto nitrico ed ammoniacale non hanno mostrato sensibili variazioni nelle medie relative ai due periodi così come nei loro massimi e negli andamenti (Tab. 3, Fig. 6b), determinati principalmente dal consumo fitoplanctonico, dalla deplezione ipolimnica dell'ossigeno (Fig. 6a), dalla circolazione interna e dagli afflussi (Fig. 6a). L'unica eccezione è stata rappre-sentata dall'alto valore di azoto ammoniacale riscontrato nell'autunno del 1995, alla fine della stratificazione e in coincidenza con una fase di rapido riempimento del lago dopo un prolungato periodo di bassi volumi d'invaso.

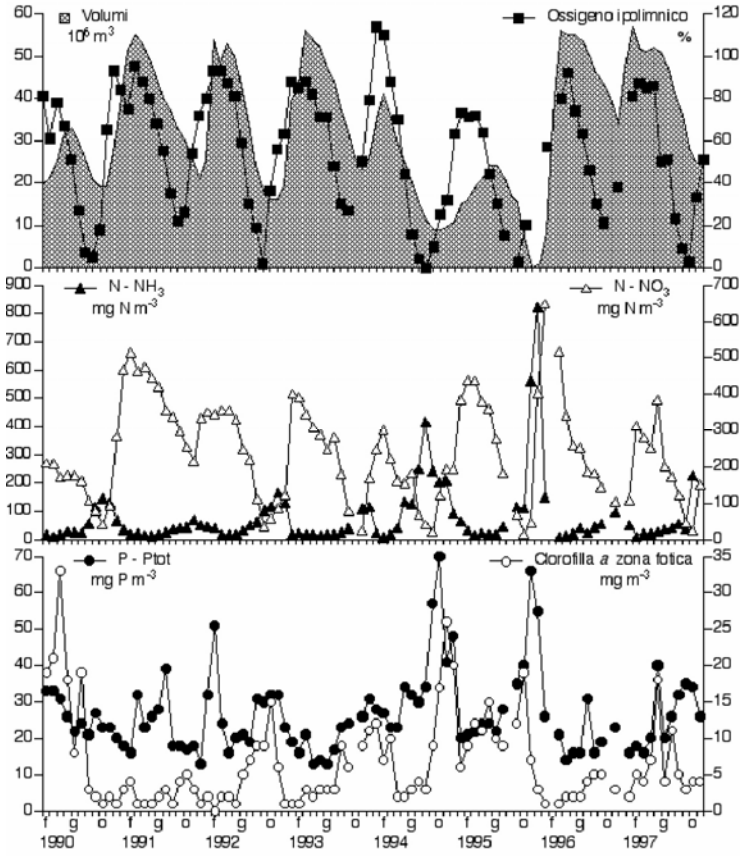


Fig. 6 - Dinamica pluriennale di alcuni dei parametri considerati.

La media della clorofilla *a* tra il 1990 ed il 1993 è stata di 5,9 mg m^{-3} e di 6,5 mg m^{-3} nel 1994/1997. Il secondo quadriennio è stato caratterizzato da medie mensili generalmente più elevate, sebbene il massimo valore di picco sia stato riscontrato nel primo quadriennio (33 mg m^{-3} nell'aprile 1990 contro i 26 mg m^{-3} nel novembre 1994)

Tab. 3 - Medie nella colonna d'acqua dei quadrienni 1990/93 e 1994/97 e campi di variazione delle medie annuali.

		1990-1993	1994-1997
Fosforo totale	mg P m^{-3}	25	30
		20 - 29	16 - 44
Azoto nitrico	mg N m^{-3}	261	250
		170 - 391	116 – 308
Azoto ammoniacale	mg N m^{-3}	61	121
		36 - 81	55 - 226
Clorofilla *a*	mg m^{-3}	5,9	6,5
		2,4 - 11,6	2,8 - 10,3
Densità totale	cell. 10^6 l^{-1}	8,2	32,5
		5,3 - 11,7	13,7 - 53,2
Biomassa totale	mg l^{-1}	1,6	3,5
		0,5 - 3,9	2,2 - 4,6

(Fig. 6c). Le medie della densità totale e della biomassa totale del secondo quadriennio (30,5 cell. x 10^6 l^{-1} e 3,5 mg l^{-1}) sono state pari a più del doppio di quelle del periodo 1990/93 (7,9 cell. x 10^6 l^{-1} e 1,6 mg l^{-1}) ed i valori massimi come medie mensili hanno confermato questa tendenza, con un incremento particolarmente rilevante per la densità.

Il fitoplancton ha evidenziato modificazioni nella sua composizione in specie (Figg. 7a e 7b) che, nel secondo quadriennio, è stata caratterizzata dalle Cyanophyceae, con differenti specie dominanti nelle diverse stagioni dei singoli anni. *P. rubescens* e *W. naegeliana*, due delle specie che hanno presentato le maggiori densità, sono potenzialmente tossiche. La maggiore affermazione delle Cyanophyceae ha coinciso con una diminuzione dell'importanza per la densità delle Chlorophyceae, nonostante il loro numero di specie sia aumentato (19 nel secondo rispetto a 11 nel primo), e con la conferma del ruolo prioritario delle Dinophyceae nel determinare i valori di biomassa.

Nel complesso, sembrerebbe che il L. A. Flumendosa nel quadriennio 1994/97 abbia manifestato un innalzamento dello stato trofico sia rispetto agli anni '70 che al quadriennio precedente, con segni di eutrofizzazione. In particolare la deplezione estiva dell'ossigeno ipolimnico, sembrerebbe aver influito sulle dinamiche dei nutrienti. Il consumo dell'ossigeno, da-

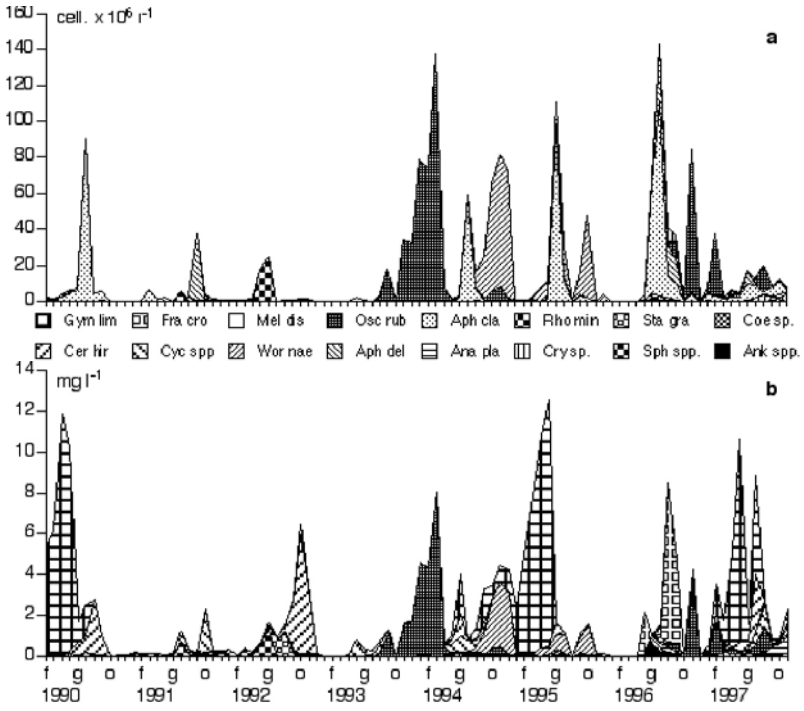


Fig. 7 - Dinamica pluriennale delle principali specie fitoplanctoniche.

to l'incremento del fitoplancton in questi anni, potrebbe non esser più imputato primariamente alla decomposizione di materiale alloctono introdotto con l'acquicoltura, come ipotizzato per il quadriennio precedente (Luglié *et al.*, 1997). Il fitoplancton stesso ha manifestato modificazioni quali-quantitative che hanno indicato una maggiore trofia del lago, anche se le specie riscontrate non sono state quelle tipiche dei laghi eutrofici della Sardegna (Sechi & Luglié, 1992). Fermo restando l'incremento trofico rispetto agli anni '70, l'indicazione ottenuta nell'ultimo quadriennio deve essere interpretata alla luce delle ampie variazioni interannuali mostrate dai parametri considerati. Infatti, il biennio 1996/97 si è discostato notevolmente dalla situazione generale descritta per il periodo 1994/97, con una netta diminuzione dei valori, rendendo difficile l'individuazione di un chiaro trend e piuttosto problematica la valutazione di stato trofico.

È perciò difficile stabilire quante delle variazioni osservate possano essere imputate al maggior carico proveniente dal bacino e dall'attività di acquicoltura e quanto invece non possa rientrare nella variabilità insita nei laghi artificiali della Sardegna. Studi precedenti svolti in questi ambienti (Sechi & Luglié, 1992), così come quelli di altre zone dell'area mediterranea (Margalef, 1976; Naselli-Flores, 1999), hanno messo in evidenza che le dinamiche intra ed interannuali di numerosi parametri sono caratterizzate da variazioni molto ampie, a loro volta dipendenti dalla grande variabilità delle condizioni idrologiche, climatiche e gestionali dei singoli invasi. Conseguentemente, anche l'accertamento dello stato trofico di questi laghi è spesso affetto da un ampio margine d'incertezza e le stesse risposte biologiche, come lo sviluppo e la composizione in specie del fitoplancton, sono difficilmente prevedibili (Alvarez Cobelas *et al.*, 1994).

BIBLIOGRAFIA

Alvarez Cobelas M. & Arauzo M. 1994. Phytoplankton responses of varying time scales in a eutrophic reservoir. *Arch. Hydrolobiol. Beih. Ergebn. Limnol*., 40: 69-80.

Anagnostidis K. & Komárek J. 1988. Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3 . Oscillatoriales. *Arch. Hydrobiol*. Suppl. 80, 1-4 (*Algological Studies* 50-53): 327-472.

Bourrelly P. 1966, 1968, 1970. Les Algues d'eau douce. Tome 1-2-3. Éditions N. Boubée & C^{ie}, Paris.

Dillard G.E. 1991. Freshwater Algae of the Southeastern United States. Part 5: Chlorophyceae: Zygnematales: Desmidiaceae (Section 3). Bibliotheca Phycologica. J. Cramer, Berlin-Stuttgard: 76, Plate 29.

Findenegg I. 1974. Expressions of populations. In: A manual of methods for measuring primary production in aquatic enviroments: 16-17 (Vollenweider R. ed.). I.B.P. 12. Blackwell Scientific Publication. Oxford. 225 pp.

Fresenius W., Quentin K.E & Schneider W. 1991. Water Analysis. A practical Guide to physico-chemical and microbiological water examination and quality assurance. Springer-Verlag, Berlin.

Golterman H.L., Clymo R.S. & Ohnstad M.A.M. 1978. Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. I.P.B. 8., Blackwell Scientific Publication. Oxford.

Gonzáles A.C. 1996. Las Chlorococcales dulciacuicolas de Cuba. Bibliotheca Phycologica. J. Cramer, Berlin-Stuttgard: 81-82, 108.

Huber-Pestalozzi G. 1938, 1942, 1968, 1982, 1983. Das phytoplankton des Susswassers. «Die Binnengewasser». Band XVI; Teil 1-2-3-7-8. E. Schweizerbart'sche Verlagbuchhandlung, Stuttgard.

Krammer K. & Lange-Bertalot H. 1991. Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgard: 130.

Luglié A., Manca B. & Sechi N. 1997. Studi limnologici sul Lago Alto Flumendosa (Sardegna centrale): stato trofico e fitoplancton. *Boll. Soc. Sarda Sci. Nat.*: 83-100.

Marchetti R., Barone R., Calvo S., Luglié A., Naselli Flores L. & Sechi N. 1992. Studies on Italian reservoirs. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol*., 50: 337-363.

Margalef López R., Planas Mont D., Armengol Bachero J., Vidal Celma A., Prat Fornells N., Guiset Serra A., Toja Santillana J. & Estrada Miyares M. 1976. Limnología de los Embalses Españoles. Dirección General de Obras Hidraulicas Ministerio de Obras Públicas. Madrid.

Naselli-Flores L. 1999. Limnological aspects of Sicilian Reservoirs: a comparative, ecosystemic approach. In: Theoretical reservoir ecology and its applications (Tundisi J.G. & Straskraba M. eds). Backhuys Publishers, Leiden: 283-312.

O.E.C.D. 1980. Regional Project Shallow lakes and Reservoirs. Final Report. OECD Cooperative Programme for monitoring of inland waters (eutrophication control). The Water Research Centre, Medmenham Laboratory, Medmenham, Marlow, Bucks, United Kingdom, 289 pp.

Rodier J. 1971. L'analyse chimique et physico-chimique de l'eau. Dunad. Paris.

Sechi N. 1989. L'eutrofizzazione dei laghi artificiali della Sardegna, Atti Conv. Intern. «La qualità dell'acqua in Sardegna. Eutrofizzazione: cause, conseguenze, rimedi.» (Provincia di Cagliari ed.), Cagliari, 15-16 Maggio 1986: 71-82.

Sechi N. & Cossu A. 1979. Prime valutazioni sui livelli trofici di alcuni bacini artificiali della Sardegna. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol*., 37: 259-276.

Sechi N. & Luglié A. 1992. Limnological studies on man-made lakes in Sardinia (Italy). *Mem. Ist. Ital. Idrobiol*., 50: 365-381.

Semov V. & Kuntcheva A. 1990. Influence of cage rearing pisciculture on water quality and bottom sediments in artificial lakes. *Arch. Hydrobiol. Beih*., 33: 875-879.

Strickland J.D.H. & Parsons T.R. 1968. A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, 167. Ottawa.

Temporetti P., Lopez Gonzales W., Lucas P. & Pedrozo F. 2000. Limnological effects of intensive aquaculture on lakes and reservoirs and reduction of nutrient input. *Verh. Internat. Verein. Limnol*., 27: 1812-1815.

Ricevuto 15 febbraio 2002; revisionato 20 marzo 2002; accettato 7 maggio 2002.

Lavoro presentato al XIV Congresso AIOL, Garda (VR), 25-28 settembre 2000.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 15 pp. 97-109, luglio 2002

CARATTERISTICHE CHIMICHE DEI SEDIMENTI E LIVELLI TROFICI DELLE ACQUE COSTIERE: RISULTATI PRELIMINARI RELATIVI AD UNA INDAGINE NEL TIRRENO CENTRO-SETTENTRIONALE

Anna Maria CICERO, Elena ROMANO, Erika MAGALETTI,
Ornella NONNIS, Attilio SCHIAVETTI, Maria CELIA MAGNO,
Alfonso SCARPATO, Antonella AUSILI, Massimo GABELLINI

ICRAM
Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare - Roma

ABSTRACT

Chemical characteristics of sediment and trophic levels of marine coastal waters: a preliminary investigation in the Northern and Central Tyrrhenian Sea

The present work represents a pilot study, carried out in the Northern and Central Tyrrhenian Sea, for the assessment of the chemical status of coastal sediments and the trophic status of surface waters. The preliminary results obtained show higher pollutants concentration (especially PCBs and pesticides) in the sediments of the eastern part of the Gulf of Naples and a generally distinct pattern in terms of grain size and concentration of contaminants between the Gulf of Naples and coastal areas with riverine inputs. Higher trophic levels are found in the southern portion of the studied area, particularly in coastal waters away from the mouth of the Tevere and Volturno rivers.

RIASSUNTO

Il presente lavoro riporta i risultati relativi ad una indagine pilota, condotta lungo le coste del Tirreno Centro-Settentrionale, volta a fornire una prima caratterizzazione della fascia costiera sulla base dei livelli trofici delle acque e delle caratteristiche chimiche e fisiche dei sedimenti marini.

I risultati ottenuti evidenziano una netta differenziazione delle aree investigate, ed in particolare le caratteristiche granulometriche dei sedimenti ed i livelli di contaminanti osservati identificano due tipologie di aree: quella del Golfo di Napoli e le aree ad apporto fluviale.

In generale si riscontrano concentrazioni di contaminanti (in particolare PCBs e pesticidi clorurati) più elevate nella parte orientale del Golfo di Napoli ed aree soggette a 'rischio eutrofico' in prossimità della foce dei fiumi Tevere e Volturno.

1. INTRODUZIONE

L'esigenza di un approccio multidisciplinare nello studio della qualità degli ambienti marini costieri è stata recentemente esplicitata nel D.Lgs. 152/99, corretto ed integrato come D.Lgs. 258/2000, la cui applicazione prevede una finale integrazione fra le informazioni derivanti dalle attività di monitoraggio sui diversi comparti dell'ambiente marino costiero quali acque, sedimenti e biota. L'acquisizione e l'elaborazione dei dati di monitoraggio consentirà di pervenire ad un giudizio di 'qualità ambientale' relativo alle aree in esame. Le attività di controllo e di studio previste nel D.Lgs. 152/99 dovranno perciò rappresentare, per i responsabili della Pianificazione, uno strumento di conoscenza dello stato di uno specifico ambiente, necessario per un corretto indirizzo di politiche di intervento e di tutela.

Al fine di pervenire ad una prima caratterizzazione della fascia costiera sulla base della qualità chimica dei sedimenti e dello stato trofico delle acque, nel marzo 1999 è stata effettuata una campagna di ricerca lungo le coste del Tirreno centro-settentrionale (da Genova al Golfo di Napoli).

2. MATERIALI E METODI

2.1. Acque

Le indagini sulle acque sono state effettuate lungo 22 transetti ortogonali alla linea di costa, localizzati in modo da rappresentare tratti costieri a diversa situazione trofica, quali sbocchi fluviali, tratti costieri urbanizzati o aree portuali e aree a minore impatto antropico. Su ciascun transetto sono state considerate due stazioni di campionamento: a 500 e 3000 m dalla costa.

Profili verticali di temperatura, salinità, ossigeno disciolto (previa taratura con metodo Winkler; Strickland & Parson, 1972) e pH sono stati ottenuti con sonda multiparametrica Sea Bird 911 Plus, mentre la clorofilla 'a' è stata misurata con fluorimetro Sea Tech. Campioni di acque superficiali sono stati prelevati per l'analisi dei nutrienti (P tot, $P\text{-}PO_4$, $N\text{-}NH_3$, $N\text{-}NO_2$ ed $N\text{-}NO_3$), effettuata con metodo spettrofotometrico (Strickland & Parson, 1972), nonché per la stima della concentrazione e l'analisi tassonomica del fitoplancton (Utermöhl, 1958). La clorofilla 'a'; l'ossigeno disciolto espresso come deviazione, in valore assoluto, dal 100% di saturazione; il fosforo totale e l'azoto inorganico disciolto sono stati considerati per il calcolo dell'indice trofico TRIX (Vollenweider *et al.,* 1998), adottato dal D.Lgs.152/99 come strumento sintetico di caratterizzazione dei livelli di trofia delle acque costiere.

L'Indice Trofico TRIX è calcolato come segue:

$$TRIX = (Log ([Chl]*[D\%O]*[PT]*[DIN]) + 1.5)/1.2$$

dove chl = clorofilla 'a' in µg/L; D%O = deviazione, in valore assoluto, di ossigeno disciolto dal 100% di saturazione; PT = fosforo totale in µg/L; DIN = azoto inorganico disciolto in µg/L.

2.2. Sedimenti

Le indagini sui sedimenti marini sono state condotte lungo il litorale tirrenico, in

quattro aree costiere: tre selezionate in quanto rappresentative di aree a diversa influenza fluviale (Arno, Ombrone e Tevere), mentre la quarta (area del Golfo di Napoli) è stata investigata in quanto annoverata tra le aree *hot spot* indicate dall'UNEP (1997).

I punti di campionamento sono stati posizionati secondo transetti perpendicolari alla costa (Fig. 1) e localizzati entro la zona di transizione tra la spiaggia sommersa e la piattaforma interna. Tale zona, esterna alla fascia a più elevata energia (spiaggia sommersa) costituisce, infatti, l'area dove si depositano generalmente i sedimenti più fini di origine continentale alla quale sono associate le maggiori concentrazioni di contaminanti (Brondi & Ferretti, 1986).

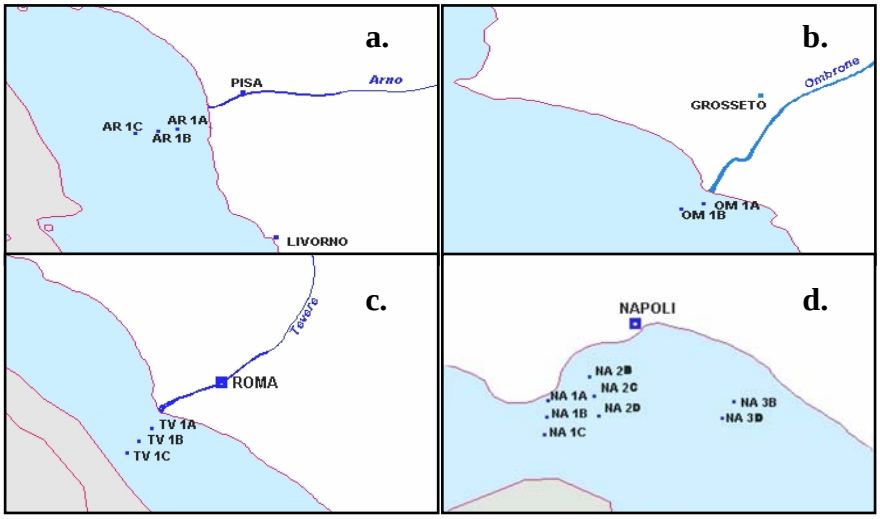


Fig. 1 - Aree e punti di campionamento per l'analisi chimico-fisica dei sedimenti.
a. 'Arno'; **b.** 'Ombrone'; **c.** 'Tevere'; **d.** 'Golfo di Napoli'.

Il prelievo dei sedimenti è stato effettuato mediante box-corer, al fine di ottenere campioni il più possibile indisturbati. Sono stati quindi prelevati, da ciascun campione i primi 2 cm di sedimento, che sono stati trattati secondo quanto riportato nel volume *Metodologie analitiche di riferimento. Programma di Monitoraggio per il controllo dell'ambiente marino costiero (triennio 2001-2003)* (ICRAM e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, 2001). Le analisi effettuate sui sedimenti hanno riguardato le caratteristiche fisiche (granulometria); la determinazione quali-quantitativa di Policlorobifenili (PCBs) intesa come somma dei congeneri 52, 101, 118, 137, 153, 180, 209; i pesticidi organoalogenati, quali il DDT e i suoi prodotti di degradazione (DDs, come somma di o,p'-DDT + p,p'-DDT; o,p'-DDE + p,p'-DDE; o,p'-DDD + p,p'-DDD); l'esaclorocicloesano e i suoi isomeri (HCHs, come somma degli isomeri α, β, γ, δ); 15 Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA), selezionati fra i 16 consigliati dall'EPA in quanto contaminanti ubiquitari (UNEP, 1996), quali Fluorene, Acenaftene, Fenantrene, Antracene, Fluorantene, Pirene, Benz(a)antracene, Naftalene, Crisene, Benzo(b)fluorantene, Benzo(k)fluorantene, Benzo(a)pirene, Dibenz(ah)antracene, Benzo(ghi)perilene, Indeno(1,2,3-cd)pirene; la determinazione quantitativa dei seguenti

elementi in tracce: Al, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn; il carbonio totale e l'azoto totale.

I campioni sono stati sottoposti ad analisi granulometrica secondo quanto riportato in Romano *et al*., 1998 e, quindi, identificati secondo la classificazione di Shepard (1954). L'identificazione quali-quantitativa dei composti organoalogenati è stata condotta per gascromatografia capillare (Cicero *et al*., 2000), dopo estrazione per dibattimento a freddo con miscela acetone-esano 1:1; desolforazione con Tetrabutilammoniosolfato (TBA); purificazione con colonna di Florisil. Il limite di rilevabilità analitica, nelle condizioni adottate, è stato pari a 0.01 μg/kg peso secco. L'accuratezza del metodo utilizzato è stata verificata attraverso l'utilizzo di materiale di riferimento certificato, il sedimento HS-1, del National Research Council of Canada (NRC, Halifax, N.S.), nonché attraverso l'utilizzo di materiale certificato "home-made" (Cicero *et al.*, 2001). La determinazione degli IPA è stata condotta mediante HPLC dopo estrazione con miscela benzene-metanolo 1:1 seguita da altre due estrazioni con 50 ml di benzene (Ausili *et al*., 1998); il limite di rilevabilità analitica è risultato di 0.001 mg/kg peso secco. L'analisi degli elementi in tracce è stata eseguita mediante Spettrofotometro ad Assorbimento Atomico (AAS) dopo attacco dei campioni con acido nitrico e acido fluoridrico super puro; le percentuali di recupero sono state calcolate in riferimento a materiali certificati dal National Research Council Canada Mess-2 e Pacs-2 (Loring *et al.*, 1992). Infine, il carbonio totale e l'azoto totale sono stati analizzati secondo la metodica riportata in Nieuwenhuize *et al*. (1994).

I risultati ottenuti sono stati elaborati statisticamente tramite Cluster Analysis.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

3.1. Acque

I risultati dei parametri chimici e chimico-fisici per le acque superficiali ed i valori dell'Indice TRIX delle 45 stazioni costiere indagate sono riportati nella tabella 1. L'Indice trofico TRIX presenta sia la componente di 'produttività potenziale', rappresentata dall'indicatore Log [DIN*PT], che quella di 'produttività attuale' (Log [Chl*D%O]) del sistema (Vollenweider *et al.*, 1998); la sua applicazione fornisce una informazione sintetica e statisticamente significativa di stato trofico che può prescindere dall'analisi dei singoli parametri misurati, e tale caratteristica risulta particolarmente utile ai fini comparativi e gestionali. Nel presente lavoro, l'applicazione del TRIX ha permesso di evidenziare situazioni che possono essere definite 'a rischio eutrofico' (Fig. 2): valori superiori a 6 unità TRIX, riferibili ad una qualità trofica Scadente, sono stati riscontrati in corrispondenza della foce del Tevere e del Volturno. Anche altre stazioni centro-meridionali, quali Civitavecchia, Gaeta e Garigliano, hanno presentato elevati valori di TRIX, compresi tra 5 e 6 unità, corrispondenti ad una qualità trofica Mediocre. Al giudizio di qualità Mediocre e, in misura maggiore, a quello Scadente, corrispondono aree caratterizzate da elevata produttività, bassa trasparenza e fenomeni di ipossia/anossia nelle acque di fondo quando soggette a ridotto ricambio idrico. Come risulta evidente dalla figura 2, la qualità trofica della fascia costiera indagata segue un distinto trend nord-sud: le stazioni a nord di Montalto di Castro presentano valori di TRIX sempre inferiori a 5 unità, con una qualità trofica mediamente Elevata (TRIX ≤ 4 unità). In linea con l'andamento dell'Indice TRIX, anche la biomassa fitoplanctonica

Tab. 1 - Risultati relativi alle acque superficiali (0,5 m). Stazioni a 500 m dalla costa (**a.**) e a 3000 m dalla costa (**b.**).
***** I parametri così contrassegnati sono stati utilizzati per il calcolo dell'indice trofico TRIX.

a. Stazione	**P-PO_4**	**N-NH_3***	**N-NO_2***	**N-NO_3***	**P-TOT***	**N-TOT**	**T**	**S**	**O_2***	**Chl***	**TRIX**
	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(°C)	(PSU)	(%)	(µg/L)	(unità TRIX)
Genova	2,70	4,5	1,0	16,4	11	78	13,77	38,01	104,88	0,36	3,44
Portofino	2,50	9,3	1,9	21,2	10	81	13,23	38,02	103,17	0,74	3,65
Chiavari	< 0,92	18,0	1,8	18,8	13	77	13,20	37,99	102,61	1,10	3,88
Levanto	< 0,92	3,0	2,3	20,0	11	88	13,39	38,18	99,44	0,58	2,88
Fiume Magra	2,70	2,1	1,3	58,7	20	162	13,02	30,51	105,17	0,45	4,13
Viareggio	< 0,92	9,0	2,6	43,2	16	184	12,06	35,64	104,63	0,28	3,80
Fiume Arno	3,00	15,6	3,7	62,0	24	256	12,54	34,94	100,14	0,66	3,13
Livorno	2,60	18,2	5,3	30,1	14	136	12,77	38,05	101,75	0,47	3,58
Fiume Cecina	< 0,92	2,8	1,4	20,4	14	118	12,46	38,14	105,96	0,29	3,56
Piombino	< 0,92	13,7	2,4	25,1	16	181	12,93	37,97	103,55	0,28	3,60
Castiglione della Pescaia	2,70	5,0	4,8	29,5	14	94	12,75	37,89	102,41	0,31	3,43
Fiume Ombrone	< 0,92	4,9	3,6	23,3	14	121	12,42	38,00	101,27	0,34	3,15
Fiume Albegna	< 0,92	6,0	1,2	19,5	14	90	13,67	37,75	109,65	1,14	4,26
Montalto di Castro	< 0,92	4,0	2,6	62,9	19	234	14,86	36,21	113,66	3,49	5,25
Civitavecchia	< 0,92	9,0	2,7	37,6	25	288	15,03	36,37	130,46	5,87	5,70
Fiume Tevere	65,82	309,0	46,1	742,0	102	1316	13,87	31,79	110,88	1,42	6,45
Anzio	2,65	2,0	3,3	32,3	31	166	13,29	37,56	104,55	1,35	4,46
Circeo	< 0,92	< 2	2,4	44,8	18	202	13,68	35,11	120,87	2,64	5,14
Gaeta	1,16	5,0	7,2	94,2	25	289	14,15	32,86	128,74	4,11	5,83
Fiume Garigliano	0,93	4,2	3,0	76,9	26	264	14,23	34,55	121,42	5,02	5,73
Fiume Volturno	15,71	20,0	7,0	453,0	62	593	14,87	31,15	124,43	7,31	6,85
Procida	< 0,92	4,7	4,5	26,6	15	142	14,43	37,54	116,56	1,53	4,69
Pozzuoli	< 0,92	< 2	0,8	19,1	16	142	14,36	37,78	124,97	1,16	4,55

b. Stazione	P-PO_4	N-NH_3*	N-NO_2*	N-NO_3*	P-TOT*	N-TOT	T	S	O_2*	Chl*	TRIX
	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(µg/L)	(°C)	(PSU)	(%)	(µg/L)	(unità TRIX)
Genova	< 0,92	6,0	2,5	19,5	12	101	13,56	37,99	106,87	0,39	3,71
Portofino	< 0,92	5,0	1,0	16,3	12	92	13,19	38,03	103,17	0,69	3,56
Chiavari	2,50	6,4	2,0	18,4	13	77	13,29	38,10	104,50	0,81	3,84
Levanto	7,00	22,0	3,7	26,4	9	90	13,37	38,18	100,06	0,60	2,27
Fiume Magra	< 0,92	3,6	1,8	23,1	15	112	13,06	37,46	105,39	0,32	3,64
Viareggio	< 0,92	4,2	2,5	32,7	12	162	12,25	36,33	105,76	0,24	3,60
Fiume Arno	2,90	61,2	4,6	80,1	21	238	12,23	34,66	102,33	0,62	4,29
Livorno	3,00	6,1	1,6	23,4	10	108	12,71	38,00	101,45	0,40	3,13
Fiume Cecina	2,70	22,0	2,9	30,8	28	241	12,92	38,15	105,28	0,42	4,20
Piombino	2,80	9,8	4,3	28,4	13	77	12,99	37,96	103,75	0,39	3,67
Castiglione della Pescaia	< 0,92	< 2	4,1	25,8	19	104	13,21	38,03	103,45	0,37	3,63
Fiume Ombrone	2,54	14,0	8,3	37,1	15	102	12,69	37,97	103,13	0,37	3,76
Fiume Albegna	< 0,92	8,0	3,9	25,2	12	178	13,29	37,73	108,36	0,69	4,09
Montalto di Castro	< 0,92	3,0	2,0	33,5	13	146	14,20	36,89	116,67	3,56	4,98
Civitavecchia	< 0,92	2,0	2,3	34,3	16	156	15,29	36,11	129,56	6,36	5,47
Fiume Tevere	13,90	87,0	10,5	204,0	41	546	14,72	34,77	110,81	1,35	5,63
Anzio	< 0,92	< 2	1,0	20,1	16	114	13,53	37,87	102,36	0,59	3,48
Circeo	< 0,92	5,0	3,5	28,8	12	116	13,98	37,71	105,88	0,48	3,83
Gaeta	2,51	< 2	5,1	46,2	24	240	14,65	35,08	131,25	3,59	5,53
Fiume Garigliano	< 0,92	< 2	1,2	27,4	31	250	14,12	35,98	123,02	3,71	5,32
Fiume Volturno	1,94	9,7	3,8	69,8	60	365	14,71	33,83	130,36	7,74	6,31
Pozzuoli	< 0,92	< 2	1,8	17,5	11	179	14,72	37,83	123,48	0,92	4,30

appare più elevata nelle stazioni meridionali dell'area indagata, come dettagliatamente riportato in Magaletti *et al.* (in corso di stampa).

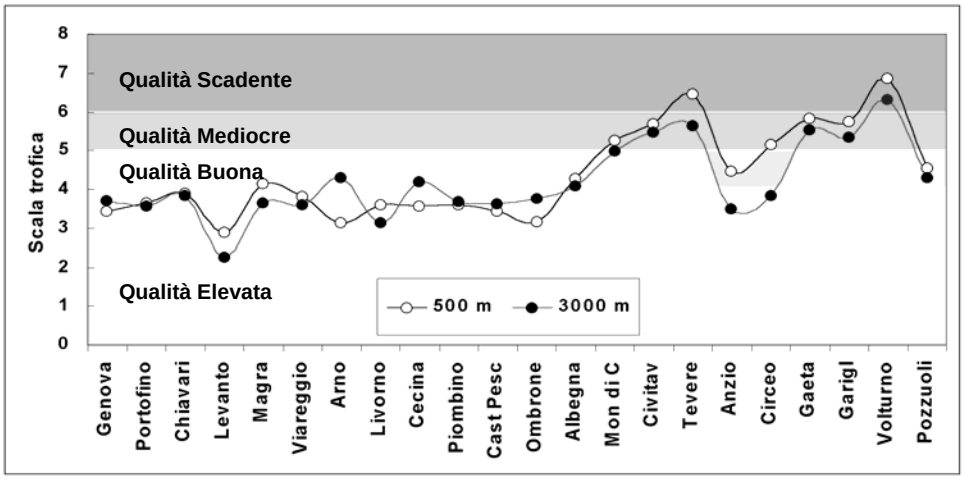


Fig. 2 - Valori trofici (unità di TRIX) e stato di qualità trofica corrispondente.

3.2. Sedimenti

I risultati relativi ai parametri chimici e fisici analizzati sono riportati nella tabella 2.

I risultati delle analisi granulometriche dei campioni superficiali permettono di differenziare le aree ad influenza fluviale, interessate da apporti di sedimenti più fini, dalla zona del Golfo di Napoli, che risulta, viceversa, influenzata da una sedimentazione di materiali a carattere più grossolano. La piattaforma continentale del Golfo di Napoli è caratterizzata, nel settore nord-occidentale, da una morfologia irregolare ed accidentata con numerosi alti morfologici (vulcani sottomarini) e canyons; nell'area centro meridionale, viceversa, il fondale è morfologicamente uniforme e leggermente degradante verso ovest. Questa variazione morfologica si riflette nei risultati delle caratteristiche tessiturali dei campioni, che sono costituiti prevalentemente da frazioni grossolane (52%-97% di sabbia e ghiaia) ad eccezione dei due campioni più distali (Na2D, Na3D), caratterizzati da un maggiore contenuto di frazione fine (tabella 2).

Al contrario di quanto osservato nel Golfo di Napoli, nelle aree a prevalente apporto fluviale i sedimenti sono, in genere, caratterizzati da classi dimensionali più sottili (argille siltose e silt argillosi), con contenuti in frazione fine compresi tra il 70% ed il 90%; nei campioni prelevati sotto costa prevale, in genere, la componente sabbiosa.

I risultati analitici relativi alle concentrazioni degli elementi in tracce, hanno evidenziato una distinzione tra le due tipologie di aree. I dati relativi al Golfo di Napoli mostrano un generale incremento delle concentrazioni di Cr, Cu, Hg, Pb e Zn, secondo il gradiente costa-largo, con l'unica eccezione del Ni lungo il transetto più meridionale, che manifesta un trend inverso; tale incremento è presumibilmente legato all'aumento della frazione fine, ovvero al passaggio, da costa verso largo, da sedimenti sabbiosi a sabbia siltosa e silt sabbioso. Nelle aree ad influenza fluviale, viceversa, non si osserva

alcun trend rispetto alla distanza da costa; le variazioni più significative delle concentrazioni sembrano legate al contenuto di frazione argillosa dei campioni: i risultati indicano infatti, per le stazioni intermedie dell'Arno e del Tevere (TV1B e AR1B; livello batimetrico –20/22 m) una granulometria più sottile associata a valori più elevati di Cu, Ni e Zn e più bassi di Pb, rispetto alle stazioni sottocosta e del largo, a granulometria più grossolana.

Per quanto attiene agli intervalli di concentrazione rilevati per i diversi elementi in tracce, nel Golfo di Napoli la concentrazione di Cu è compresa nel range 11-100 mg/kg p.s. ed è mediamente più elevata di quella osservata nelle aree fluviali (9.01-45.50 mg/kg p.s.). Viceversa, i valori di concentrazione di Cr e Ni risultano mediamente più elevati nelle aree fluviali (Ombrone: Cr 94-118 mg/kg e Ni 20-45 mg/kg; Arno: 120-140 mg/kg e Ni 60-88 mg/kg), che nei sedimenti del Golfo di Napoli, dove i valori riscontrati, per questi due elementi, sono peraltro in accordo con quelli rilevati da De Rosa *et al.* (1981). I livelli di presenza osservati per Cr e Ni, nelle aree di influenza dell'Ombrone e dell'Arno, appaiono coerenti con le province geochimiche di appartenenza, caratterizzate da elevate concentrazioni naturali di tali metalli, al contrario dell'area del Golfo di Napoli (ENEA, 1986; Romano *et al.*, 1998). Le concentrazioni di Pb mostrano valori marcatamente più elevati nel Golfo di Napoli (56-159 mg/kg p.s.) rispetto a quelli osservati nelle aree fluviali (19-51 mg/kg p.s.); anche lo Zn, seppure in misura minore, raggiunge nel Golfo di Napoli concentrazioni più elevate (89-197 mg/kg p.s) rispetto alle aree di foce.

In generale, pertanto, la distinzione netta osservata tra le due tipologie di aree, in relazione ai livelli di concentrazione misurati, potrebbe essere attribuibile ad una concomitanza di caratteristiche peculiari del Golfo di Napoli, quali l'idrodinamismo, l'attività vulcanica, particolarmente attiva, ed il significativo impatto antropico.

Per quanto riguarda le aree ad apporto fluviale, infine, si osservano per alcuni elementi, quali Cr, Hg e Ni, valori di concentrazione coerenti con le caratteristiche mineralogiche e geochimiche naturali (ad esempio per l'area toscana) nonché con gli apporti di natura antropica (Romano *et al.*, 1998).

Pesticidi clorurati e PCBs, contaminanti di origine esclusivamente antropica, raggiungono concentrazioni mediamente più elevate nell'area del Golfo di Napoli, con valori compresi tra 1.0 e 39.9 μg/kg p.s. per i PCBs e tra 0.42 e 39.7 μg/kg p.s. per il DDT e i suoi prodotti di degradazione (DDs): in particolare, per i PCBs, le concentrazioni più elevate si rilevano nelle stazioni più distali. Anche per gli HCHs, nel Golfo di Napoli, si osservano valori più elevati (0.4 - 8.5 μg/kg p.s) rispetto a quelli delle aree fluviali, essendo le concentrazioni in queste ultime al di sotto del limite di determinazione, per l'area alla foce del Tevere e dell'Ombrone, e comprese fra 0.3 - 1.3 μg/kg p.s per l'area alla foce dell'Arno. Molto bassi, infine, risultano i valori di concentrazione degli IPA in tutte le aree indagate.

Il valore del Carbonio totale aumenta secondo un gradiente costa-largo ed appare associato alla frazione più fine del sedimento (silt e argilla) con l'eccezione del Golfo di Napoli, dove valori paragonabili a quelli osservati nelle aree fluviali si accompagnano ad una tessitura più grossolana del sedimento. Nel Golfo di Napoli, l'elevata concentrazione dei composti organoclorurati, di Pb e di Zn non appare correlata alla tessitura del sedimento né alla concentrazione di Carbonio totale: merita pertanto appro-

Tab. 2 - Risultati delle analisi granulometriche e chimiche nei sedimenti costieri superficiali del Tirreno centro-settentrionale.
Le unità di misura per gli elementi in tracce e per gli IPA sono espresse in mg/kg p.s. (ppm), per gli organoclorurati in μg/kg p.s. (ppb).
L'asterisco (*) indica la somma di silt ed argilla.

Camp.	Prof. (m)	Ghiaia (%)	Sabbia (%)	Silt (%)	Argilla (%)	Classificazione Shepard (1954)	Al (%)	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Ntot (%)	Ctot (%)	HCHs	PCBs	DDs	IPA
GOLFO DI NAPOLI																				
NA 1A	12	0,3	92,3	7,3*		sabbia	6,5	0,12	19	11	0,1	3	56	87	0,05	1,1	<0,01	2,3	1,4	0,002
NA 1B	22	1,3	83,1	15,6*		sabbia	6,8	0,09	25	19	0,1	5	69	116	0,09	2,1	<0,01	6,4	3,6	0,009
NA 1C	31	0,4	51,8	39,4	8,4	sabbia siltosa	6,9	0,03	46	38	0,6	5	107	184	0,09	2,8	0,42	22,2	1,5	<0,001
NA 2B	18	1,0	95,8	3,2*		sabbia	7,5	<0,01	22	14	0,4	6	129	118	0,01	1,1	3,20	2,2	1,4	0,002
NA 2C	30	1,2	71,0	24,2	3,6	sabbia siltosa	6,4	0,04	33	32	0,8	5	141	180	0,04	1,6	8,50	6,4	8,2	0,009
NA 2D	50	5,9	30,2	51,7	12,2	silt sabbioso	5,8	<0,01	99	69	1,2	16	153	197	0,11	3,4	<0,01	39,9	7,9	<0,001
NA 3B	25	0,2	95,3	4,5*		sabbia	7,7	<0,01	120	37	0,1	33	58	101	0,01	0,4	4,81	1,1	0,4	0,002
NA 3D	52		22,9	66,7	10,4	silt sabbioso	5,9	0,56	221	100	0,5	14	159	183	0,15	3,0	8,20	29,1	39,7	<0,001
FOCE TEVERE																				
TV 1A	13		72,6	24,0	3,4	sabbia siltosa	3,9	0,13	66	9	0,1	15	31	44	<0,01	2,8	<0,01	<0,01	0,2	0,007
TV 1B	22		7,4	52,4	40,2	silt argilloso	4,5	0,15	73	30	0,1	50	21	85	0,06	3,3	<0,01	0,5	<0,01	<0,001
TV 1C	32		29,1	52,7	18,2	silt sabbioso	6,2	0,44	67	20	0,9	23	51	69	0,07	3,6	<0,01	2,2	1,0	0,006
FOCE OMBRONE																				
OM 1A	10		93,6	6,4*		sabbia	5,3	0,31	94	9	0,4	19	28	38	0,01	2,1	<0,01	0,3	<0,01	<0,001
OM 1B	30		6,4	46,4	47,2	argilla siltosa	12,8	0,24	118	36	0,8	45	46	104	0,10	2,5	<0,01	0,7	1,2	<0,001
FOCE ARNO																				
AR 1A	13		2,4	52,6	45,0	silt argilloso	9,5	0,23	138	28	0,1	68	37	85	0,05	1,4	0,34	<0,01	7,1	0,018
AR 1B	20		0,5	43,8	55,7	argilla siltosa	5,1	0,12	120	46	0,0	88	19	122	0,11	2,0	1,30	<0,01	0,2	<0,001
AR 1C	30		0,3	55,6	44,1	silt argilloso	14,5	0,32	139	29	0,1	61	43	87	0,11	2,2	<0,01	<0,01	<0,01	0,016

fondire questo aspetto, alla luce della considerazione che l'accumulo e la diffusione dei contaminanti siano ritenuti essere associati soprattutto ai processi di deposizione di frazioni fini argillose, comunemente più ricche in sostanza organica (Brondi e Ferretti, 1986; Cicero *et al.*, in corso di stampa).

I risultati preliminari ottenuti con la Cluster Analysis (Principal Component Analysis), evidenziano una corrispondenza tra le concentrazioni di Cr, Hg, Pb, Zn, HCHs e PCBs ed i valori di carbonio totale ed azoto totale nell'area del Golfo di Napoli (Figura 3).

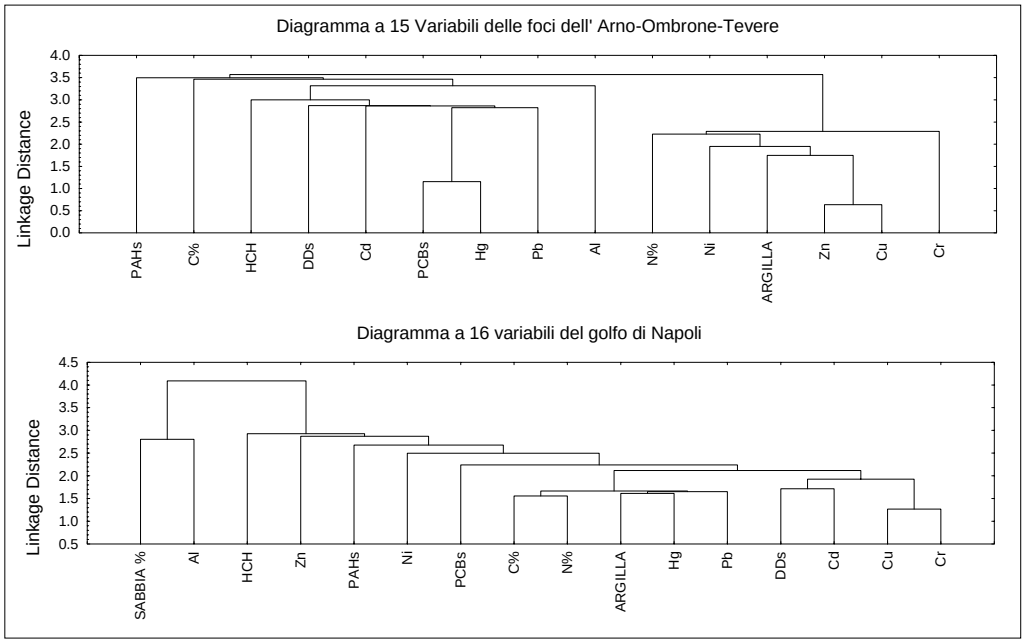


Fig. 3 - Elaborazione statistica tramite *Cluster Analysis* dei risultati dell'analisi chimica e granulometrica dei sedimenti superficiali.

In particolare, nelle aree fluviali è stata evidenziata una correlazione fra Cd, Hg, Pb, PCBs, DDs e HCHs che, verosimilmente, depone per un comune apporto antropico, ed una ancor più stretta correlazione fra Zn, Cu e frazione argillosa. In entrambe le classi di appartenenza si rileva una correlazione fra Cd e DDs, confermando una loro comune origine antropica.

4. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

I risultati preliminari di questa indagine suggeriscono una buona corrispondenza fra valori dell'Indice Trofico, concentrazione fitoplanctonica e carico antropico nei sedimenti costieri. In particolare, una qualità trofica Mediocre delle acque superficiali più costiere (500 m da costa) è stata riscontrata nel tratto meridionale dell'area indagata, lungo la costa laziale e campana, mentre valori TRIX corrispondenti ad una qualità trofica Scadente sono stati rilevati solo nelle stazioni del Tevere e del Volturno. Nel tratto più settentrionale, viceversa, la qualità trofica si mantiene, in generale, su livello

Elevato e, in misura più limitata, Buono.

Per quanto attiene ai valori di concentrazione dei composti organoalogenati nei sedimenti, i PCBs misurati nel Golfo di Napoli corrispondono ad un carico inquinante medio-basso per il bacino Mediterraneo, mentre nelle altre aree considerate le concentrazioni rilevate indicano un basso livello di inquinamento (UNEP, 1990; UNEP, 1996; Pìerard 1996). I livelli di IPA riscontrati sono compresi, per tutte le aree indagate, nel *range* di variabilità naturale (UNEP, 1988). Le concentrazioni di alcuni elementi in tracce risultano più elevate nel Golfo di Napoli sia rispetto ai livelli riportati in letteratura (De Rosa *et al.*, 1981) che rispetto alle altre aree in studio. Le aree fluviali presentano, per Cr e Ni, valori abbastanza elevati verosimilmente dovuti ad arricchimenti naturali e ad influenza antropica (Romano *et al.*, 1998; Damiani *et al*., 1987; ENEA, 1986; Brondi e Ferretti, 1986); in particolare la zona dell'Arno presenta, per Cr, Cu, Ni e Zn, concentrazioni più elevate rispetto alle altre aree fluviali.

Necessita, infine, ulteriore approfondimento il risultato emerso nel Golfo di Napoli in merito all'associazione tra le concentrazioni di alcuni metalli (Pb, Hg, Cu, Zn) e quelle di alcuni composti organici (PCBs, HCHs e DDs) con le frazioni sabbiose e sabbioso-siltose dei sedimenti superficiali del settore orientale del Golfo.

L'elaborazione statistica ha consentito di evidenziare alcune preliminari correlazioni fra i parametri esaminati discriminando le aree di influenza fluviale dall'area del Golfo di Napoli.

Il lavoro in oggetto si presenta come un'indagine pilota rispetto ad uno studio di più ampio respiro, esteso all'intera fascia costiera compresa tra Genova e Trieste ed alle coste siciliane.

Obiettivo finale dello studio è rappresentato dal raggiungimento di una più approfondita conoscenza della qualità dei sedimenti e delle acque costiere nazionali, che faciliti l'indirizzo di corrette azioni di tutela e di intervento, in linea con i dettata del DLgs.152/99 nonché con i principi della nuova Direttiva Quadro Europea sulle Acque.

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano Eva Pietrantonio e Giulia Romanelli per la determinazione analitica di PCBs e pesticidi organoalogenati; Silvia Rossi e Giuseppina Ciuffa per la determinazione analitica degli IPA; Fabio Savelli per le determinazioni di N_{tot} e C_{tot}; Luigi Manzueto per la gestione delle crociere oceanografiche.

BIBLIOGRAFIA

Ausili A., Pellegrini D., Onorati F. & De Ranieri S. 1998. Valutazione delle qualità di sedimenti del porto di Viareggio da sottoporre ad escavo. *Acqua-Aria*, 1: 67-71.

Brondi A. & Ferretti O. 1986. Efficacia dell'applicazione di concetti mesotipologici come elemento per un approccio globale ai problemi ambientali. *Acqua-Aria*, 5.

Cicero A.M., Finoia M. G., Gabellini M., Pietrantonio E., Romanelli G., Romano E. (in corso di stampa). Assessment of chlorinated organic pollutants in the sediments of

a coastal area of the Tyrrhenian Sea (Ombrone River-Italy): a case-study of multivariate approach for marine sediment characterisation. *Aquatic Ecosystem Health & Management*.

Cicero A.M., Mecozzi M., Morlino R., Pellegrini D. & Veschetti E. 2001. Distribution of chlorinated organic pollutants in harbour sediments of Livorno (Italy): a multivariate approach to evaluate dredging sediments. *Environmental Monitoring & Assessment*, 71:297-316.

Cicero A.M., Pietrantonio E., Romanelli G., Di Muccio A. 2000. Comparison of Soxhlet, Shaking and Microwave Assisted Extraction Techniques for Determination of PCB Congeners in a Marine Sediment. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 65: 307-313.

Damiani V., Baudo R., De Rosa S. De Simone R., Ferretti O., Izzo G. & Serena F. 1987. A case study: Bay of Pozzuoli (Gulf of Naples, Italy). *Hydrobiol*., 149: 201-211.

De Rosa S., Damiani V. & Ambrosano E. 1981. Indagine sullo stato di contaminazione dei sedimenti superficiali del tratto del Golfo di Napoli ta Capo Posillipo e Torre del Greco. Convegno delle unità operative afferenti ai sottoprogetti "Risorse biologiche ed inquinamento marino, Roma 10-11 novembre 1981.

ENEA. 1986. Arcipelago toscano. Studio oceanografico, geochimico e biologico. (Ferretti O., Immordino F. & Damiani V. eds.). ENEA, Serie studi ambientali, 400 pp.

ICRAM, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. 2001. Metodologie analitiche di riferimento. Programma di Monitoraggio per il controllo dell'ambiente marino costiero (triennio 2001-2003).

Loring D.H. & Rantala R.T.T. 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth Sci. Revue*, 32: 235-283.

Magaletti E., Ferrari C.R., Giovanardi F., Cicero A.M., Manzueto L., Mazziotti C., Savelli F., Scarpato A. & Rinaldi A. (in corso di stampa). Indagine preliminare sull'andamento dell'Indice Trofico (TRIX) e sulla composizione quali-quantitativa del fitoplancton nel Tirreno Centro-Settentrionale (primavera–estate 1999). *Biol. Mar. Medit.*, 8.

Nieuwenhuize J., Maas Y.E. & Middelburg M. 1994. Rapid analysis of organic carbon and nitrogen in particulate materials. *Mar. Chem.*, 45: 217-224.

Piérard C., Budzinski H. e Garrigues P. 1996. Grain-size distribution of Polichlorobiphenyls in Coastal sediments. *Environ. Sci. Technol.*, 30: 2776-2783.

Romano E., Gabellini M., Pellegrini D., Ausili A. & Mellara F. 1998. Metalli in tracce e contaminanti organici provenienti da differenti aree marine costiere in relazione alla movimentazione dei fondali. Atti 12° Congresso A.I.O.L. Isola di Vulcano, 18-21 settembre 1996, Vol. II: 473-486.

Shepard F.P. 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *Journal Sed. Petr.*, 24: 151-158.

Strickland J.D.H. & Parson J.R. 1972. A practical handbook of sea water analysis. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa.

UNEP. 1996. State of the Marine and Coastal Environment in the Mediterranean Region. *MAP Technical Reports Series*, n°100. UNEP, Athens.

UNEP/FAO/WHO/IAEA. 1990. Assessment of the State of Pollution of the Mediterranean Sea by Organohalogen Compounds. *MAP Technical Reports Series*, n°39. UNEP, Athens.

UNEP/IOC. 1988. Assessment of the State of Pollution of the Mediterranean Sea by Petroleum hydrocarbons. *MAP Technical Reports Series*, n°19. UNEP, Athens.

UNEP (OCA)/MED IG. 11/10. 1997. Strategic action programme to address pollution from land-based activities. Annex IV, Appendix II. UNEP, Athens.

Utermöhl H. 1958. Zur vervolkommung der qualitativen Phytoplankton metodik. *Mitt. Int. Verein. Limnol.*, 9: 1-38.

Vollenweider R.A., Giovanardi F., Montanari G. & Rinaldi A. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9: 329-357.

Ricevuto 7 luglio 2001; revisionato 15 gennaio 2002; accettato 21 marzo 2002.

Lavoro presentato al XIV Congresso AIOL, Garda (VR), 25-28 settembre 2000.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 15 pp. 111-122, luglio 2002

STUDIO DELLA VARIABILITA' SPAZIALE DEL FITOPLANCTON NELLE LAGUNE DI LESINA E VARANO (MAR ADRIATICO)

Carmela CAROPPO

Istituto Sperimentale Talassografico "A. Cerruti" - C.N.R.
Via Roma, 3 - 74100 Taranto

ABSTRACT

Study of the spatial phytoplanktonic variability in the Lesina and Varano lagoons

Spatial distribution and taxonomy of the phytoplankton communities found in the Lesina and Varano lagoons during an annual monitoring (1997-1998) are discussed. Trends in cell abundance were seasonal; the annual average values were slightly higher in Lesina lagoon (3.4 x 10^6 cells l^{-1}) than in Varano lagoon (2.6 x 10^6 cells l^{-1}). From a qualitative point of view, phytoflagellates and diatoms dominated the phytoplankton community, but their dynamics were different in the two compared ecosystems. In the considered basins, the spatial distribution of the phytoplankton communities was associated to the hydrodynamic regime: it was rather homogeneous in both the lagoons and 'confinement' phenomena were not noted.

RIASSUNTO

Vengono discussi i risultati relativi alla distribuzione spaziale ed alla composizione tassonomica delle comunità fitoplanctoniche rinvenute nelle lagune di Lesina e Varano durante un'indagine annuale (1997-1998). L'andamento delle abbondanze cellulari ha seguito un ciclo stagionale. I valori medi annuali sono risultati lievemente più elevati nella Laguna di Lesina (3,4 x 10^6 cell l^{-1}) rispetto a quelli di Varano (2,6 x 10^6 cell l^{-1}). Dal punto di vista qualitativo, la frazione dominante della comunità fitoplanctonica in entrambe le lagune è stata rappresentata dai fitoflagellati e dalle diatomee, ma con una diversa successione nei due ecosistemi a confronto. La distribuzione spaziale delle comunità fitoplanctoniche, associata all'idrodinamismo dei bacini considerati, è apparsa piuttosto omogenea in entrambe le lagune e fenomeni di 'confinamento' non si sono evidenziati.

1. INTRODUZIONE

Caratteristica fondamentale degli ecosistemi lagunari è la loro elevata produttività determinata da elevati flussi di energia, non solo rappresentata dalla radiazione utile alla

fotosintesi (PAR), ma anche da quella meccanica e chimica (Carrada & Fresi, 1988).

Ogni ambiente lagunare è difficilmente paragonabile ad altri, infatti le caratteristiche ambientali di ognuno dipendono da vari fattori quali: le condizioni climatiche, l'origine geologica, l'idrodinamismo, le influenze esterne. Condizioni quali ostacoli meccanici alla circolazione, inquinamenti di diversa origine (domestica, agricola e industriale), sfruttamento non razionale delle risorse, possono influenzare i cicli biogeochimici, la composizione e la successione delle comunità animali e vegetali.

Il popolamento fitoplanctonico è un indicatore importante del trofismo e dello 'stato di salute' di una laguna. Studi sul fitoplancton di Lesina sono stati condotti nel passato (Solazzi *et al*., 1972) e su quello di Varano anche di recente (Tolomio *et al*., 1990; Caroppo, 2000). Questo lavoro si propone di descrivere gli aspetti quali-quantitativi nonché la distribuzione spaziale delle comunità fitoplanctoniche nelle due lagune di Lesina e Varano al fine di mettere in evidenza la eventuale diversità di questi due ecosistemi e l'evoluzione delle comunità.

2. MATERIALI E METODI

2.1. Area di studio

La Laguna di Lesina (Fig. 1), situata nella zona compresa tra la foce del Fiume Fortore ed il Monte d'Elio, si estende per una lunghezza di circa 20 km parallelamente alla costa, coprendo una superficie di circa 51 km^2, con un perimetro di 50 km ed una profondità media di circa 80 cm (De Angelis, 1953). La laguna comunica con il mare attraverso i due canali di Acquarotta e Schiapparo. Gli immissari della laguna sono costituiti da numerosi corsi d'acqua sia a regime perenne (Lauro e Zannella) che torrentizio o di bonifica. Inoltre due idrovore scaricano le acque di drenaggio dei terreni circostanti ricche di fertilizzanti. La laguna può essere geograficamente suddivisa in tre aree ben distinte: la Sacca Occidentale, l'Area Mediana e la Sacca Orientale (Solazzi *et al.*, 1972). Nella Sacca Occidentale prevalgono corsi d'acqua a carattere torrentizio e su questa si affaccia la cittadina di Lesina. E' caratterizzata da una notevole nudità vegetazionale e instabilità delle praterie di fanerogame. Nell'Area Mediana, la consistenza salata delle acque risente dell'apporto del Canale Schiapparo. La vegetazione bentonica ha un carattere più stabile, con prevalenza di *Chara vulgaris* e *Zostera nana*. Nella Sacca Orientale si versano canali a carattere perenne oltre a numerose polle d'acqua dolce sia di falda che affioranti. Questo areale è caratterizzato da praterie di *Ruppia maritima* (Trotta, 1994).

Nel corso dell'anno, e sensibilmente anche giornalmente, si hanno forti oscillazioni dei parametri fisico-chimici dovuti sia alla ridotta profondità sia al notevole carico di nutrienti. Il potenziale ossido-riduttivo dei sedimenti della laguna, quasi ovunque è al di sotto di 100 mV se non addirittura negativo. I continui processi ossido-riduttivi che si alternano a fermentazioni seguenti i giorni di calma di vento, rendono disponibili i sali fertilizzanti (Trotta, 1994).

Dal punto di vista idrodinamico i fattori essenziali che inducono la corrente, sono la marea ed il vento. Entrambi i fattori provocano più che un ricambio, un rimescolamento che tende a omogeneizzare le caratteristiche idrochimiche (Crisciani, 1994). Il bilancio idrico ha nell'evaporazione un altro fattore determinante (Trotta, 1994).

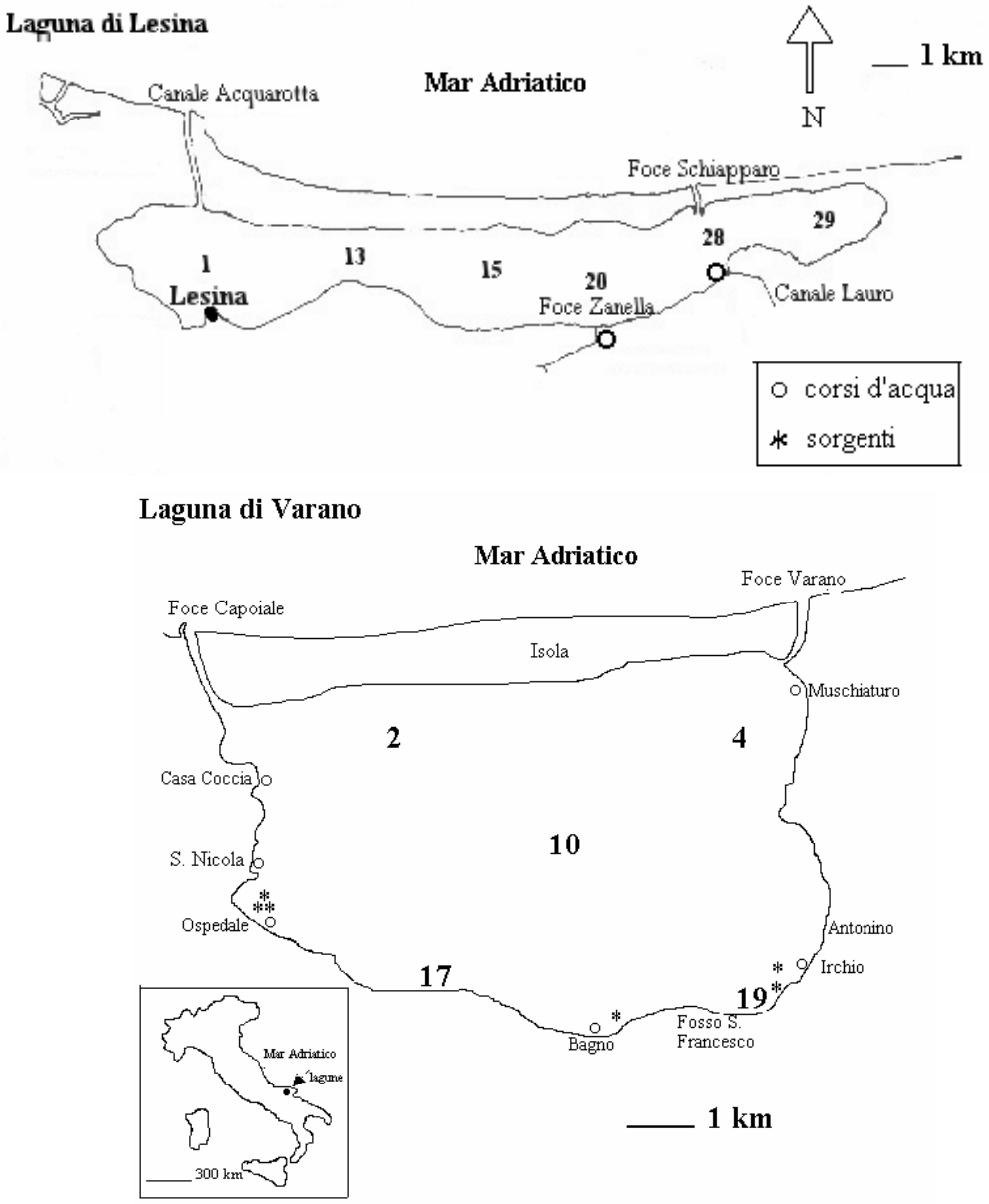


Fig. 1 - Localizzazione delle stazioni di campionamento delle Lagune di Lesina e Varano.

La Laguna di Varano (Fig. 1) si estende lungo il versante settentrionale del promontorio del Gargano, è separata dal Mar Adriatico da una duna di sabbia e di argilla, denominata "isola" e dai canali Foce Varano e Capoiale; ha la forma di un trapezio largo delle dimensioni di circa 10 km per 7 km. Il suo perimetro ha uno sviluppo di circa 33 km e la sua superficie oscilla, a seconda delle stagioni e della marea, fra i 60-70 km^2; la profondità varia tra i 2 ed i 5 m. La laguna viene alimentata dalle acque superficiali provenienti dalle alture circostanti (Casa Coccia, S. Nicola,

Ospedale, Bagno, Irchio e Muschiaturo) e da numerose sorgenti localizzate sia sui bordi della laguna sia sul fondale, i 'pozzacchi' (Ospedale, Bagno ed Irchio) (De Angelis, 1964). La circolazione delle acque è favorita nella zona nord della laguna, prossima al mare e vicina alle due foci, mentre è meno attiva nella zona sud, sia perché più interna e lontana dalle foci sia per la presenza di alture che ostacolano l'idrodinamismo (De Angelis, 1964). La vegetazione bentonica è ben sviluppata, rappresentata prevalentemente da *Potamogeton pectinatus*, presente soprattutto nella zona meridionale della laguna (De Angelis, 1964). La comunità zoobentonica è invece rappresentata prevalentemente dal bivalve *Loripes lacteus* con una biomassa media di circa 54 g m^{-2} (Breber & Scirocco, 2000).

La Laguna di Varano è sede di un importante impianto di molluschicoltura che produce mediamente circa 6000-8000 tonnellate di *Mytilus galloprovincialis* all'anno (Breber & Scirocco, 1998). Per entrambe le lagune l'escursione di marea è di circa 30 cm (Caroppo, 2000). Di seguito (Tab. 1) sono riportati i dati relativi alle caratteristiche chimico-fisiche delle due lagune.

Tab. 1 - Valori minimi, massimi, medi e deviazioni standard delle principali variabili ambientali misurate durante i periodi di indagine nelle due lagune (modificata da Caroppo *et al*., 2001).

	T	S	pH	O_2	O_2	$N\text{-}NH_4^+$	$N\text{-}NO_2^-$	$N\text{-}NO_3^-$	$P\text{-}PO_4^{3-}$
	°C	‰		mg l^{-1}	% sat.	μg l^{-1}	μg l^{-1}	μg l^{-1}	μg l^{-1}
Laguna di Lesina									
Min	6,0	18,4	8,0	6,2	56,3	55,5	0,1	6,7	0,5
Max	30,4	51,5	8,7	9,1	161,3	1106,0	136,0	906,0	32,8
Media	17,4	30,0	8,2	7,8	80,4	316,0	36,2	199,5	4,8
d.s.	7,8	7,7	0,2	0,9	8,2	304,3	42,1	255,3	7,1
Laguna di Varano									
Min	7,9	12,8	7,7	5,8	53,2	0,1	0,01	0,04	0,02
Max	31,3	30,0	8,4	11,8	187,8	14,5	1,6	46,0	2,3
Media	17,0	25,8	8,1	9,2	110,9	2,2	0,5	11,8	0,3
d.s.	7,2	2,2	0,1	1,2	9,8	1,8	0,3	7,9	0,4

2.2. Metodi

I campionamenti per l'analisi del fitoplancton sono stati effettuati con cadenza mensile da marzo 1997 a febbraio 1998 in superficie (L. di Lesina e Varano) ed in prossimità del fondo (L. di Varano) utilizzando una bottiglia Niskin:

- L. di Lesina: 6 stazioni di cui 2 (1 e 13) nella Sacca Occidentale, 3 (15, 20 e 28) nell'Area Mediana ed 1 (29) nella Sacca Orientale;
- L. di Varano: 5 stazioni di cui 2 in prossimità delle foci (2 e 4), 1 al centro della laguna (10) e 2 nella zona meridionale (17 e 19).

I campioni sono stati immediatamente fissati con formalina al 2% neutralizzata con carbonato di sodio. La densità fitoplanctonica è stata ottenuta da subcampioni da 25-50 ml, posti a sedimentare per 24 ore ed esaminati mediante un microscopio

rovesciato (Labovert FS Leitz), seguendo il metodo di Utermöhl (1958). Le alghe non identificate a livello di specie o genere sono state assegnate a gruppi generici come diatomee, coccolitoforidi, dinoflagellati e fitoflagellati. In quest'ultimo gruppo sono state considerate le forme di incerta classificazione tassonomica di piccole (fitoflagellati < 10 μm) e medie dimensioni (fitoflagellati > 10 μm), le criptoficee, le prasinoficee e le euglenoficee. Per l'identificazione delle specie, i principali testi tassonomici utilizzati sono stati quelli indicati in Caroppo (2000). L'indice di diversità di Shannon-Weaver (1949) è stato calcolato utilizzando il $\log_2$ delle specie identificate, i generi e i gruppi sopragenerici (Margalef, 1978). Le abbondanze cellulari totali e dei principali gruppi fitoplanctonici sono stati riportati come medie stagionali (inverno: dicembre, gennaio e febbraio; primavera: marzo, aprile e maggio; estate: giugno, luglio e agosto; autunno: settembre, ottobre e novembre). L'analisi della varianza (ANOVA) è stata applicata alla matrice di tutti i dati ottenuti al fine di stabilire se la stagione (T = tempo) ed il sito di campionamento (S = spazio) abbiano condizionato in maniera significativa la distribuzione delle abbondanze cellulari e dei principali gruppi tassonomici nelle due lagune studiate. I valori ottenuti sono stati sottoposti al test di Bartlett per verificare la omogeneità delle varianze (Sokal & Rohlf, 1969). In casi opportuni i dati sono stati poi normalizzati con trasformazione logaritmica (Sokal & Rohlf, 1969) e sottoposti nuovamente all'ANOVA.

3. RISULTATI

La distribuzione nel tempo della densità fitoplanctonica, è apparsa differente nei due ambienti esaminati. In particolare, abbondanze cellulari medie più elevate sono state riscontrate nella Laguna di Lesina (4,0 x 10^6 cell l^{-1}) rispetto a quelle rinvenute a Varano (2,6 x 10^6 cell l^{-1}). E' stata osservata anche una differenza significativa delle abbondanze cellulari rinvenute nelle diverse stagioni sia a Lesina ($F_T = 9{,}31$; $P < 10^{-4}$; N = 72) sia a Varano ($F_T = 14{,}27$; $P < 10^{-4}$; N = 120).

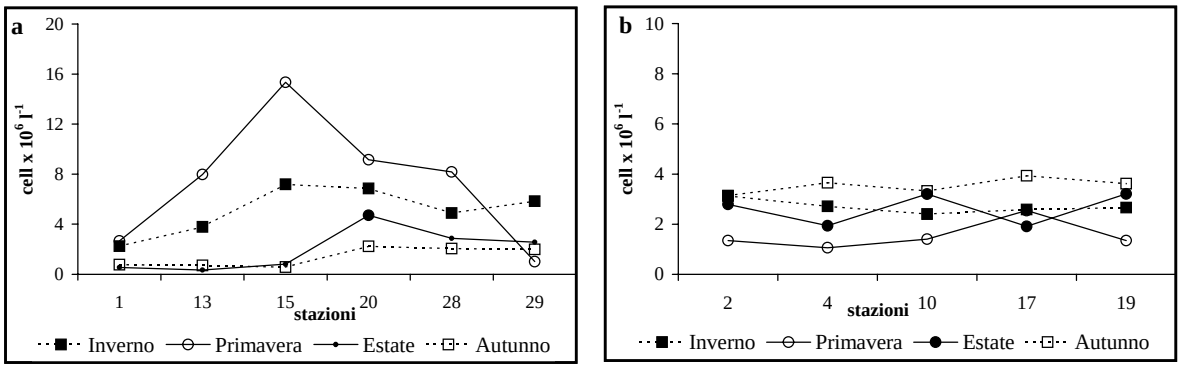


Fig. 2 - Abbondanze medie fitoplanctoniche rinvenute nelle stazioni di campionamento delle Lagune di Lesina (a) e Varano (b) durante le campagne stagionali.

In particolare, nella Laguna di Lesina, le densità cellulari più elevate sono state riscontrate in inverno (fino a 19,6 x 10^6 l^{-1}, febbraio) ed in primavera (fino a 20 x 10^6 cell l^{-1}, aprile) (Fig. 2a). Nella Laguna di Varano il ciclo annuale fitoplanctonico è

apparso invece piuttosto stabile con valori relativamente più elevati (fino a 5 x 10^6 cell l^{-1}, settembre) in autunno (Fig. 2b).

Dal punto di vista spaziale, in entrambe le lagune, le abbondanze fitoplanctoniche sono state distribuite in maniera piuttosto omogenea nell'ambito delle stazioni considerate, come evidenziato dall'analisi della varianza.

La frazione dominante della comunità fitoplanctonica in entrambe le lagune è stata rappresentata da fitoflagellati e da diatomee mentre i dinoflagellati hanno rappresentato una componente meno importante del popolamento. Nell'ambito delle specie rinvenute, la Laguna di Varano è stata la più ricca con 151 specie (80 diatomee, 62 dinoflagellati, 9 fitoflagellati) rispetto a Lesina con 62 specie identificate (33 diatomee, 24 dinoflagellati, 5 fitoflagellati). Le specie comuni ai due ecosistemi a confronto sono stati soprattutto i dinoflagellati ed i fitoflagellati (Tab. 2).

Tab. 2 - Valori relativi alla frequenza di rinvenimento e alle abbondanze cellulari medie delle specie fitoplanctoniche più importanti rinvenute nelle Lagune di Lesina e Varano. (n.r. = non rilevato).

	Laguna di Lesina			**Laguna di Varano**		
	abbondanze %	media cell x10^3 l^{-1}	max cell x10^3 l^{-1}	abbondanze %	media cell x10^3 l^{-1}	max cell x10^3 l^{-1}
diatomee						
Thalassiosira pseudonana	54	1852	14133	13	334	2616
Chaetoceros spp.	< 0,1			7	167	2278
Actynoptycus senarius	n.r.			2	46	555
Navicula spp.	0,2	5	58	< 0,1		
Cocconeis placentula	0,1	3	47	< 0,1		
Coscinodiscus granii	< 0,1			0,1	2	23
Cylindrotheca closterium	< 0,1			0,1	2	198
dinoflagellati						
Prorocentrum minimum	9	321	3118	0,2	6	129
Gymnodinium spp.	0,5	17	374	0,4	9	485
Heterocapsa niei	0,3	11	420	0,6	16	263
Prorocentrum maximum	< 0,1			0,5	13	403
Diplopsalis group	0,2	7	117	< 0,1		
Prorocentrum scutellum	0,2	6	88	< 0,1		
Scrippsiella trochoidea	0,1	3	58	0,2	4	105
Alexandrium spp.	< 0,1			0,2	6	99
Gymnodinium sanguineum	< 0,1			0,1	3	88
fitoflagellati						
fitoflagellati < 10 μm	26	881	7172	40	1010	3878
criptoficee < 10 μm	4	124	2289	13	339	2467
Tetraselmis sp.	3	85	1285	11	280	6833
fitoflagellati > 10 μm	1	46	654	5	115	3294
criptoficee > 10 μm	1	34	1518	7	172	2313
Euglena acusformis	0,1	4	292	< 0,1		

Nella Laguna di Lesina l'analisi statistica applicata ai diversi gruppi fitoplanctonici ha evidenziato differenze significative, nell'ambito spaziale, solo per le diatomee ($F_S = 14{,}51$; $P < 10^{-4}$) che hanno raggiunto le percentuali più elevate nell'Area Mediana, soprattutto nel periodo primaverile, con valori annuali medi fino al 60% della comunità totale (Fig. 3). Differenze significative inoltre sono state riscontrate per ciò che riguarda la distribuzione temporale di tutte le componenti fitoplanctoniche: diatomee ($F_T = 3{,}81$; $P < 0{,}05$), dinoflagellati ($F_T = 7{,}85$; $P < 0{,}001$) e fitoflagellati ($F_T = 12{,}22$; $P < 10^{-4}$) (Fig. 3).

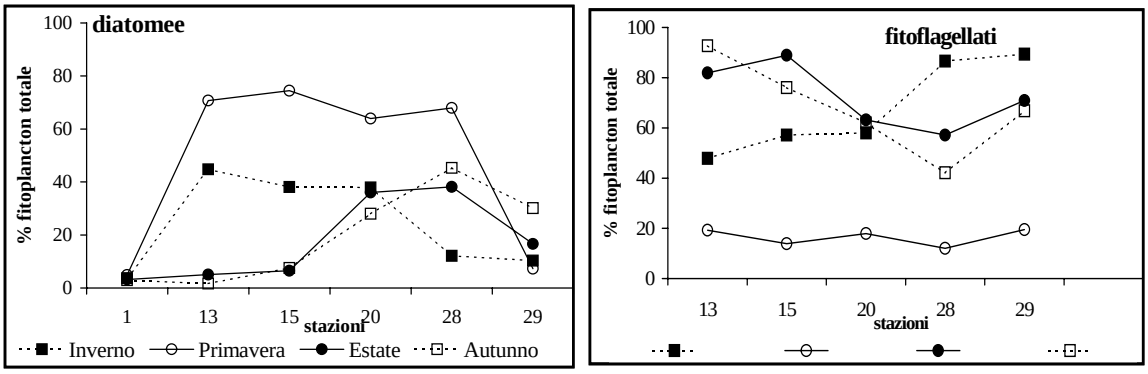


Fig. 3 - Valori medi percentuali di diatomee e fitoflagellati nella Laguna di Lesina.

In inverno la comunità è stata dominata dai fitoflagellati (66,6%) ed in particolare dalla prasinoficea *Tetraselmis* sp. (36,6%). Le diatomee (27,4%) sono state rappresentate prevalentemente da *Thalassiosira pseudonana* che ha raggiunto le densità più elevate a febbraio (14×10^6 cell l^{-1}, stazione 20) e da alcune specie bentoniche quali *Navicula* spp. e *Cocconeis placentula*. Tra i dinoflagellati (6%), *Prorocentrum minimum* è stata la specie più abbondante (fino a $1{,}2 \times 10^6$ cell l^{-1}, febbraio) ed ubiquitaria.

In primavera si è osservato un incremento delle diatomee (58,2%) e dei dinoflagellati (14,4%). I fitoflagellati si sono ridotti (27,4%) e la comunità è apparsa costituita dalle diatomee del periodo precedente oltre ai dinoflagellati *Prorocentrum minimum* ($2{,}5 \times 10^6$ cell l^{-1}, stazione 15, aprile), *Gymnodinium* sp. (fino a $0{,}3 \times 10^6$ cell l^{-1}) e *Diplopsalis* group.

In estate si sono affermati nuovamente i fitoflagellati (70,1%), ed in particolare le criptoficee (19,2%). Sono comparsi, anche se con valori esigui, i coccolitoforidi (1,3%) rappresentati da *Emiliania huxleyi* (fino a 35×10^3 cell l^{-1}, giugno). Si è osservata una riduzione percentuale delle diatomee (24,4%) e dei dinoflagellati (4,2%) ma anche un incremento del numero di specie: tra le diatomee ricordiamo *Chaetoceros* sp., *Amphora coffaeformis*, *Amphora* spp. e *Cocconeis* spp., tra i dinoflagellati *Prorocentrum minimum*, *Alexandrium minutum*, *Scrippsiella trochoidea* ed *Heterocapsa niei*.

In autunno la comunità ha conservato la fisionomia del periodo precedente: i rapporti percentuali dei diversi gruppi fitoplanctonici sono apparsi invariati e le specie sostanzialmente le stesse.

Nella Laguna di Varano le componenti fitoplanctoniche hanno avuto una distribuzione spaziale pressoché omogenea. Considerando il fattore temporale, diatomee

(F_T = 21,60; P< 10^{-4}), dinoflagellati (F_T = 16,05; P < 10^{-4}) e fitoflagellati (F_T = 13,07; P < 10^{-4}) hanno mostrato anche in questo caso una evidente stagionalità (Fig. 4).

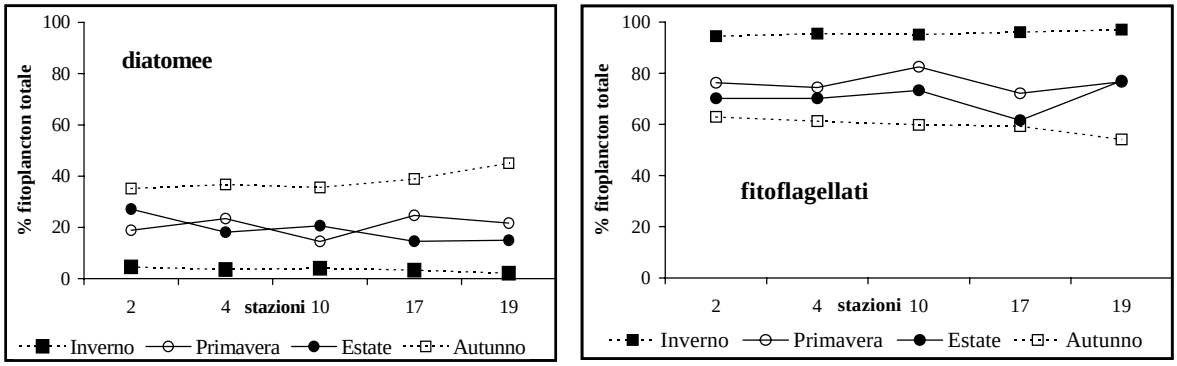


Fig. 4 - Valori medi percentuali di diatomee e fitoflagellati nella Laguna di Varano.

In inverno la comunità fitoplanctonica è stata costituita prevalentemente dai fitoflagellati (94,5%) rappresentati da criptoficee (28%), prasinoficee (13,3%) e flagellati di incerta classificazione tassonomica (53,2%). Le diatomee ed i dinoflagellati hanno invece raggiunto percentuali più ridotte, rispettivamente del 4,4% e 1,1%. Tra le specie rinvenute, a gennaio *Tetraselmis* sp. ha costituito una componente importante della popolazione con la densità massima di 2 x 10^6 cell l^{-1}. In febbraio, tra le diatomee ricordiamo *Skeletonema costatum* (35 x 10^3 cell l^{-1}) e *Cylindrotheca closterium* (29,2 x 10^3 cell l^{-1}).

In primavera i fitoflagellati si sono ridotti lievemente raggiungendo la percentuale del 77,3% mentre diatomee e dinoflagellati hanno rappresentato rispettivamente il 19,9% ed il 2,8%. La popolazione è stata dominata da un bloom di *Tetraselmis* sp. che ha raggiunto la concentrazione massima di 6,8 x 10^6 cell l^{-1} (oltre l'86% della popolazione). Tra le diatomee le specie più rappresentate sono state *Chaetoceros* sp. (1,7 x 10^6 cell l^{-1}, maggio), *Coscinodiscus granii* ed alcune pennate appartenenti ai generi *Navicula*, *Nitzschia* e *Pleurosigma*. Tra i dinoflagellati ricordiamo *Prorocentrum minimum, Alexandrium protogonyaulax* e *Micracantodinium* sp.

In estate i fitoflagellati sono stati ancora abbondanti (70,8%), infatti la prasinoficea *Tetraselmis* sp. ha raggiunto la massima densità in giugno (1,1 x 10^6 cell l^{-1}). Le diatomee (19,6%) sono state rinvenute con densità relativamente elevate a luglio per la presenza di *Chaetoceros* sp. (2,2 x 10^6 cell l^{-1}), *Thalassiosira pseudonana* e *Actinoptycus serianus.* I dinoflagellati (7,7%) hanno raggiunto i valori annuali più elevati, particolarmente a giugno con *Gymnodinium* sp., *Prorocentrum mexicanum, Heterocapsa niei* e *Gymnodinium sanguineum.*

In autunno le diatomee hanno raggiunto il massimo annuale del 36,1%. Le densità più elevate sono state osservate in ottobre grazie alla presenza di specie del periodo precedente come *Actynopticus serianus* e *Thalassiosira pseudonana*. I fitoflagellati si sono ridotti, pur rappresentando sempre la componente più cospicua del popolamento (60,8%). I dinoflagellati (3,1%) si sono affermati a settembre e sono stati rappresentati prevalentemente da *Heterocapsa niei* e da *Scrippsiella trochoidea*.

Le varie fasi del ciclo annuale sono caratterizzate da una diversa struttura dei popolamenti fitoplanctonici, come risulta dall'andamento dell'indice di Shannon-Weaver (Fig. 5). Le maggiori differenze , in ambito stagionale, sono state evidenziate dall'analisi della varianza solo a Varano (F_T = 4,33; P< 0,05), dove i valori più elevati sono stati rilevati in estate, soprattutto nella zona meridionale della laguna (H' = 2,37). L'indice di diversità è risultato mediamente più ridotto nella Laguna di Lesina (H' = 1,45) rispetto a quella di Varano (H' = 1,76) ed inoltre l'analisi statistica non ha evidenziato differenze significative per ciò che riguarda la distribuzione spaziale di tale indice.

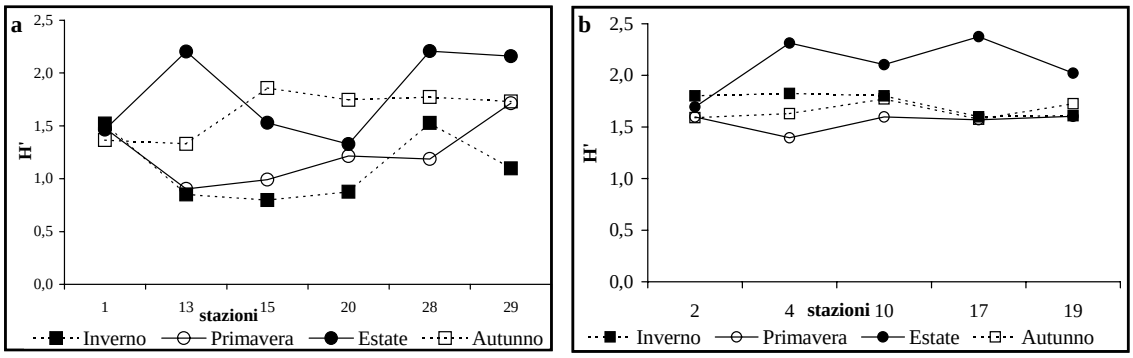


Fig. 5 - Valori medi dell'indice di Shannon-Weaver (H') nelle Lagune di Lesina (a) e di Varano (b).

4. DISCUSSIONE

L'esame comparativo delle Lagune di Lesina e Varano ha mostrato, nonostante la comune origine geologica e la vicinanza geografica, evidenti differenze nell'evoluzione delle comunità fitoplanctoniche. Dal punto di vista qualitativo, le comunità microalgali dei diversi bacini, hanno mostrato differenze, più che nella composizione specifica, nella evoluzione dei diversi gruppi tassonomici. Nella Laguna di Lesina, scarsamente comunicante con il mare, a bassa profondità, limitata circolazione delle acque, instabilità dei parametri chimico-fisici ed elevato carico di nutrienti, le densità più elevate sono state rinvenute in inverno ed in primavera, come è stato già osservato in altri ambienti salmastri caratterizzati da scarsi scambi con il mare, come il Lago Fusaro (Sarno *et al.*, 1993). Inoltre, in tale bacino sono stati riscontrati i valori percentuali più elevati di diatomee e dinoflagellati rispetto ai fitoflagellati che, comunque, hanno dominato in entrambe le lagune. In particolare le diatomee ed i dinoflagellati hanno raggiunto i valori percentuali più elevati in primavera mentre i fitoflagellati in estate. Nella Laguna di Varano le densità più elevate, invece, sono state registrate in autunno e la comunità è apparsa molto simile, per ciò che riguarda la successione dei vari *taxa*, alle aree costiere adiacenti (Caroppo *et al*., 1999). Infatti, le diatomee si sono affermate in autunno, i dinoflagellati in estate, contribuendo in maniera importante alla biodiversità del popolamento, ed i fitoflagellati soprattutto in inverno.

In entrambe le lagune la comunità è stata rappresentata da poche specie, circa una decina, ricorrenti nei diversi periodi dell'anno e tra queste le più importanti sono state *Thalassiosira pseudonana, Prorocentrum minimum, Tetraselmis* sp. e dalla componente

nanoplanctonica dei fitoflagellati. Tra queste la prima è considerata tipica degli ambienti salmastri (Sarno *et al*., 1993). Nella Laguna di Lesina inoltre, a causa della limitata profondità sono state osservate specie 'ticopelagiche' quali *Cocconeis scutellum*, *Licmophora gracilis* e *Synedra undulata*. Nella Laguna di Varano, invece, vanno segnalate alcune specie il cui rinvenimento è importante per i suoi effetti sulla salute umana: i dinoflagellati *Alexandrium* spp., *Dinophysis sacculus, Dinophysis* spp., *Gonyaulax monospina, G. spinifera, Lingulodinium polyedra* (ex *Gonyaulax polyedra*) e *Gymnodinium sanguineum* (Caroppo, 1999; 2001).

Per quanto riguarda la distribuzione spaziale del fitoplancton nelle due lagune, a causa degli elevati tempi di residenza delle acque, l'idrodinamismo è stato tale da favorire un rimescolamento delle acque. Da ciò è derivato che la distribuzione del fitoplancton in termini sia quantitativi sia qualitativi è apparsa piuttosto omogenea e fenomeni riferibili al 'confinamento' *sensu* Guelorget & Perthuisot (1983) non sono stati evidenti.

Nemmeno per la Laguna di Lesina, dove è evidente un netta suddivisione geografica (Solazzi *et al.*, 1972), sono state osservate differenze significative nella distribuzione quali-quantitativa del fitoplancton, fatta eccezione per le diatomee. Questo *taxa* si è affermato maggiormente nell'Area Mediana della laguna, notevolmente influenzata dai corsi di acqua dolce (Foce Zannella), soprattutto nel periodo primaverile. Anche in questo caso la circolazione, condizionata dai venti provenienti da ovest, che favorisce l'ingresso di acqua marina attraverso il Canale di Acquarotta e l'uscita di acqua lagunare dal Canale Schiapparo, rende le caratteristiche chimico-fisiche e biologiche piuttosto uniformi (Ficca, 1995).

In accordo con studi precedenti condotti nella Laguna di Venezia (Tolomio, 1988) e negli Stagni di Oliveri-Tindari (Giacobbe *et al*., 1992) la tipologia fitoplanctonica di entrambe le lagune è dipesa dal livello di influenza degli apporti continentali e/o marini.

Per ciò che riguarda la biodiversità, si deve innanzitutto puntualizzare che l'inclusione, nel calcolo dell'indice di diversità di *taxa* eterogenei, può aver determinato un'errata stima di tale indice, che comunque va considerato più che in termini assoluti come strumento di paragone tra le due lagune esaminate. Inoltre, la maggiore ricchezza di specie e della diversità nonché la variabilità stagionale dell'indice di Shannon nella Laguna di Varano, sono fattori che rendono tale ecosistema simile all'ambiente neritico adiacente. Sebbene l'analisi statistica non abbia evidenziato differenze significative per ciò che riguarda la distribuzione spaziale dell'indice di diversità, tuttavia i valori lievemente più elevati sono stati riscontrati nell'Area Mediana di Lesina e nella zona meridionale di Varano, dove il popolamento è stato rappresentato soprattutto da diatomee e da dinoflagellati di piccola taglia, capaci di utilizzare più velocemente i nutrienti provenienti dai corsi d'acqua adiacenti. Il rimescolamento delle acque con caratteristiche chimico-fisiche differenti e 'complementari' sembra aver favorito la diversificazione della popolazione fitoplanctonica.

Un fattore che ha sicuramente condizionato la fisionomia di entrambi i bacini è stato la pressione antropica che su di essi viene esercitata. Infatti, il notevole sviluppo dell'agricoltura, delle attività zootecniche e di trasformazione dei prodotti, provoca un'immissione massiva di concimi e di fitofarmaci (Trotta, 1994). Non va inoltre ignorato l'elevato carico di sostanze organiche provenienti dagli scarichi cloacali non

depurati. Un'attenuazione di tale inquinamento si ha nella Laguna di Varano dove la batimetria ed i più efficienti ricambi col mare sono tali da ridurre il carico organico che si versa nel bacino. Inoltre, le potenzialità produttive dei due bacini sono notevoli; tuttavia a Varano la presenza dell'impianto di molluschicoltura, grazie alla capacità di filtrazione dei mitili, garantisce un controllo naturale sull'eutrofizzazione (Caroppo, 2000). Nella Laguna di Lesina, invece, la riduzione negli ultimi anni dell'attività di acquacoltura contribuisce ad accentuare il degrado ambientale, che si manifesta con i frequenti casi di fioriture algali, come quella dovuta *a Thalassiosira pseudonana* durante il periodo d'indagine, alla macroalga *Valonia* sp. ed anossia nel periodo estivo (Caroppo, dati non pubblicati).

BIBLIOGRAFIA

Breber P. & Scirocco T. 1998. Open-Sea mussel farming in Southern Italy. *Eastfish Magazine*, 3: 36-38.

Breber P. & Scirocco T. 2000. The dynamics of the population of the bivalve *Loripes lacteus* in Varano lagoon (S. Italy). *Proceedings of ICES Symposium IMBC. Marine benthos dynamics: environmental and fisheries impacts.*

Caroppo C. 1999. Monitoraggio dei dinoflagellati potenzialmente tossici nella laguna di Varano. *Biol. Mar. Medit.*, 6 (1): 652-655.

Caroppo C. 2000. The contribution of picophytoplankton to community structure in a Mediterranean brackish environment. *J. Plank. Res*., 22 (2): 381-397.

Caroppo C. 2001. Autoecology and morphological variability *of Dinophysis sacculus* (Dinophyceae: Dinophysiaceae) in a Mediterranean lagoon. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, 81: 11-21.

Caroppo C., Congestri R., Albertano P. & Bruno M. 2001. Distribuzione e tossicità di diatomee appartenenti al genere *Pseudo-nitzschia* in ambienti costieri e salmastri. *.Atti A.I.O.L.*, 14: 259-265.

Caroppo C., Fiocca A., Sammarco P. & Magazzù G. 1999. Seasonal variations of nutrients and phytoplankton in the coastal SW Adriatic Sea (1995-1997). *Bot. Mar.*, 42 (4): 389-400.

Carrada G.C. & Fresi E. 1988. Le lagune salmastre costiere. Alcune riflessioni sui problemi e sui metodi. In: Le lagune costiere: ricerca e gestione (Carrada G.C, Cicogna F. & Fresi E. eds.) CLEM, Massa Lubrense (Napoli): 35-56.

Crisciani F. 1994. L'idrodinamica della Laguna di Lesina In: La laguna di Lesina: quali prospettive, quali soluzioni? C.N.R. Istituto Sfruttamento Biologico Lagune Ed., Lesina (Foggia): 22-23.

De Angelis R. 1953. Il lago di Lesina. *Min. Marina Mercantile, Roma*, Mem. n. 9: 1-110.

De Angelis R. 1964. Il lago di Varano. *Min. Marina Mercantile, Roma*, Mem. n. 10: 1-122

Ficca G. 1995. Sviluppo di un modello di circolazione costiera applicabile alle acque della laguna di Lesina e della fascia costiera circostante. *Boll. di Inf. e di Docum. Ist. Sfrut. Biol. Lagune CNR Lesina (Foggia)*, n. 2.

Giacobbe M.G., Maimone G. & Azzaro F. 1992. Distribuzione del fitoplancton in un'area salmastra della Sicilia nord-orientale. *Giorn. Bot. Ital*., 126: 531-547.

Guelorget O. & Perthuisot J.P. 1983. Le domaine paralique. Expressions géologiques, biolologiques et économiques du confinement. *Trav. Lab. Géol. E. N. S.*, Paris, 16: 1-136.

Margalef R. 1978. Diversity. In: Phytoplankton manual (Sournia A. ed.) UNESCO Monographs on Oceanographic Methodology, Paris: 251-260.

Sarno D., Zingone A., Saggiomo V. & Carrada G.C. 1993. Phytoplankton biomass and species composition in a Mediterranean coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 271: 27-40.

Shannon C.E. & Weaver G. 1949. The mathematical theory of communication. Urbana, Chicago, Ill. University of Illinois Press, 125 pp.

Sokal R.R. & Rohlf F.J. 1969. Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. W.H. Freeman and company, San Francisco, 776 pp.

Solazzi A., Tolomio C., Andreoli C., Caniglia G. & Colliva V. 1972. La laguna di Lesina (Foggia): Carico microfitico in un ciclo annuale. *Mem. Biogeogr. Adr*., 9: 1-42.

Tolomio C. 1988. Il fitoplancton della Valle di Brenta (Laguna di Venezia). Indagini stagionali: Giugno 1980 - Marzo 1982. *Archo Oceanogr. Limnol*., 21: 117-150.

Tolomio C., Andreoli C. & Montanari, M. 1990. Etude sur l'hydrologie et le phytoplancton du lac de Varano (Mer Adriatique). Mai 1985 - Avril 1986. *Algol. Studies*, 58: 57-86.

Trotta P. 1994. La pesca, la qualità delle acque, gli scarichi in laguna. In: La laguna di Lesina: quali prospettive, quali soluzioni? C.N.R. Istituto Sfruttamento Biologico Lagune Ed., Lesina (Foggia): 11-21.

Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int.Ver. Theor. Angew. Limnol*., 9: 1-38.

Ricevuto 30 ottobre 2001; revisionato 11 gennaio 2002; accettato 29 aprile 2002.

Lavoro presentato al XIV Congresso AIOL, Garda (VR), 25-28 settembre 2000.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 15 pp. 123-132, luglio 2002

GLI AMBIENTI ANCHIALINI

Giuseppe L. PESCE

Dipartimento di Scienze Ambientali
Università di L'Aquila – Via Vetoio – 67100 L'Aquila

ABSTRACT

The anchialine habitats

The anchialine habitats, together with their biodiversity, biogeography and different colonization models are presented. Among the italian anchialine habitats, the "Zinzulusa" cave in south Italy is remarkable and it has been recently reviewed in the "*Top ten list of World Endangered Karst Ecosystems*" by the Karst Water Institute, Charles Town WV, U.S.A. Two maps with the World and Italian distribution of the anchialine aquifers are enclosed.

RIASSUNTO

Vengono descritte le principali caratteristiche degli ambienti anchialini, la loro biodiversità, i modelli biogeografici e di colonizzazione e le diverse ipotesi proposte riguardo la loro origine ed antichità. Una particolare attenzione è dedicata alle aree anchialine italiane, la più importante delle quali è la Grotta Zinzulusa (Otranto, Lecce), recentemente inserita nella "*Top ten list of World Endangered Karst Ecosystems*" dal Karst Water Institute, Charles Town WV, U.S.A. Due mappe illustrano rispettivamente la distribuzione delle aree anchialine mondiali ed italiane.

1. INTRODUZIONE

Gli ambienti acquatici di molte grotte costiere e continentali e di altri ambienti sotterranei litorali costituiscono particolari biotopi separati da quelli circostanti da forti gradienti ambientali. In questi habitat, definiti «anchialini», le particolari condizioni idrografiche, idrologiche e trofiche hanno favorito il diversificarsi di ricche biocenosi stigobionti e lo sviluppo di faune endemiche di rilevante interesse scientifico.

La loro scoperta si deve a Riedl (1966) che li denominò "*Randhoehlen*" o "*marginal caves*", limitandone, tuttavia, la definizione alle sole grotte marine. Successivamente Holthuis (1973), in occasione del rinvenimento di alcuni nuovi decapodi in ambienti sotterranei costieri indopacifici, ripropone il problema di questi interessanti ecosistemi attribuendo loro per la prima volta il nome di "*anchialine pools*" e definendoli come corpi idrici sotterranei senza connessioni superficiali con il mare,

caratterizzati da acque salate e salmastre fluttuanti con le maree ("*pools with no surface connection to the sea, containing brackish water, which fluctuates with the tides*"). In seguito nuovi termini sono stati introdotti, tuttavia non sempre in modo appropriato, per definire questi ambienti: "*inland marine caves*", "*sea waterflooded caves*", "*anchihaline cave waters*", "*anchihaline habitats*", "*metahaline anchihaline pools*", "*grottes de dissolution*" (Iliffe 1991; Juberthié & Decu, 1994; Stock, 1994; Sket, 1996).

Nel 1984, in occasione del Congresso Internazionale di Biologia delle grotte marine, tenutosi in Bermuda, si stabilì definitivamente che con il termine «ambienti anchialini» dovessero essere considerati quei corpi idrici a salinità variabile, poco esposti all' aria aperta, con più o meno estese comunicazioni sotterranee con il mare e con evidenti influenze marine e continentali ("*Anchialine habitats consist of bodies of haline waters, usually with a restricted exposure to open air, always with more or less extensive subterranean connections to the sea, and showing noticeable marine as well as terrestrial influences*").

In definitiva gli habitat anchialini sarebbero rappresentati da quei sistemi idrici sotterranei situati in prossimità di coste marine, ad esse strettamente collegati, le cui caratteristiche principali sarebbero: tipologia di habitat sotterraneo, basso input energetico, assenza di luce, acque mixoaline, ipossiche o addirittura anossiche, mancanza di connessioni superficiali con il mare, limitato accesso di fauna marina e presenza di caratteristici organismi stigobionti con scarso potenziale dispersivo. Inoltre, l’assenza di turbolenze in tali ambienti impedisce il rimescolamento delle acque marine e carsiche (dolci) con diversa densità le quali si stratificano, quindi, in livelli diversi, dando origine a gradienti verticali di temperatura, di salinità e di concentrazione dell'ossigeno disciolto. In molte grotte è possibile individuare un netto livello di separazione tra acque dolci e salate (aloclino), influenzato dalla distanza dal mare, dalla piovosità e dalla geomorfologia del territorio. Associati con gli aloclini si riscontrano generalmente minimi decrementi di temperatura, pH ed ossigeno disciolto, correlabili rispettivamente con fenomeni fisici ed attività microbica. In alcuni casi, tuttavia, moto ondoso ed abbondante piovosità producono turbolenze locali che possono alterare temporaneamente la suddetta stratificazione, annullandone il relativo aloclino.

2. GLI AMBIENTI ANCHIALINI MONDIALI

Esiste una grande varietà di ambienti anchialini, distribuiti in quasi tutto il mondo: depressioni idriche sotterranee quali, ad esempio, le pozze anchialine che si rinvengono in terreni lavici molto porosi delle Hawaii; faglie tettoniche costiere in rocce calcaree (Pacifico centrale) o laviche (Galapagos) al di sotto del livello del mare; grotte calcaree parzialmente o totalmente sommerse (Caraibi, Bahamas, Bermuda, Mediterraneo); sistemi freatici costieri (pozzi) in substrati calcarei (Italia meridionale) (Pesce et al., 1978, Pesce & Pagliani, 1997) o lavici (Antille, Australia) (Humphreys, 1993).

Particolari manifestazioni anchialine sono quelle rappresentate dai sistemi idrici presenti all'interno di piccole fessure o fratture in rocce vulcaniche ("*lava tubes*") o calcaree (Isole Canarie, Galapagos, Hawaii, Samoa) (Humphreys, 1993; Iliffe, 2000); i cosiddetti "*blue holes*" delle Bahamas, consistenti in fratture sottomarine circolari sotto-poste a forti correnti di marea che spingono ciclicamente le acque marine all'interno e

all'esterno delle cavità; i “ *sinkholes*” dell’Australia e i "*cenotes*" della penisola dello Yucatan. Questi ultimi ambienti, molto ben rappresentati lungo le coste caraibiche del Messico, sono costituiti da cavità, anche lontane dalla costa, contenenti acqua marina e dolce, stratificate secondo forti gradienti di salinità: in questi ambienti, in cui la profondità dell’acqua varia complessivamente da 5 a 80 m, il livello superficiale di acqua dolce è di circa 5-20 m ed è seguito da un forte aloclino che porta al livello sottostante di acqua marina completamente salata.

La maggior parte delle biocenosi anchialine è caratterizzata da una elevata diversità biologica. I taxa maggiormente rappresentati sono i crostacei (Remipedia, Copepoda, Ostracoda, Thermosbaenacea, Amphipoda, Sincarida, Isopoda, Mictacea, Bochusacea, Cumacea, Tanaidacea, Misidacea, Decapoda), meno frequenti risultano Batteri, Alghe (azzurre), Protozoi, Idrozoi, Ctenofori, Poriferi, Archianellidi, Anellidi (Policheti ed Oligocheti), Molluschi, Acari Halacaridae, Echinodermi, Chetognati e Pesci. Alcuni gruppi di crostacei (Isopoda Atlantasellidae, Remipedia, Copepoda Speleoithonidae, Mictacea) risultano esclusivi di questi ambienti. I copepodi ciclopoidi, calanoidi, misofrioidi ed arpacticoidi, sembrano essere i piu comuni colonizzatori dei sistemi anchialini dell' area Mediterranea e dell' Atlantico orientale.

A tutt'oggi oltre 300 nuove specie, 50 nuovi generi, almeno 10 nuove famiglie, due nuovi ordini ed una nuova classe di crostacei (Remipedia) sono stati descritti per questi ambienti, soprattutto in grotte insulari. Recentemente la scoperta dei copepodi Misophrioida in grotte anchialine delle Bermuda ha messo in evidenza la possibilità per i rappresentanti di questo gruppo di crostacei, un tempo ritenuti esclusivi di acque molto profonde, di colonizzare anche sistemi idrici costieri (Boxshall, 1989; Boxshall & Jaume, 2000).

La maggior parte dei taxa anchialini più specializzati esibiscono caratteristiche stigomorfie, quali la riduzione degli organi visivi, la depigmentazione, l'aumento della sensibilità tattile e chimica ed il rallentamento dello sviluppo, con produzione di pochissime uova. Una totale depigmentazione ed anoftalmia si riscontrano in forme molto primitive insediatesi da lungo tempo in ambiente sotterraneo (Anellida Polichaeta, Remipedia, Ostracoda, Copepoda Misophrioida, Isopoda Cirolanidae, Thermosbaenacea, Anfipodi ed alcuni pesci). Per le loro caratteristiche ancestrali, molti crostacei anchialini (Remipedia, Copepodi dei generi *Antrisocopia* e *Erebonectes*, Platycopioida dei generi *Nanocopia* e *Antrisocopia*, Misophrioida) vengono considerati veri e propri "fossili viventi" (Iliffe, 2000).

Da un punto di vista biogeografico, molti taxa, a vario livello tassonomico, presentano ampie distribuzioni geografiche, in molti casi (Remipedia, Copepoda Misophrioida, Calanoida, Speleophriidae, Thermosbaenacea, Amphipoda Pardaliscidae, Misidacea, Ostracoda Thaumatocypridae) fortemente disgiunte, che pongono il problema della relativa origine.

Una grande varietà di generi contiene specie a distribuzione anfi-atlantica, cioè localizzate in grotte sulle opposte coste dell'Oceano Atlantico, e di origine Tetidiana (Remipedia, Amphipoda, Misidacea, Isopoda, Decapoda); altri generi, precedentemente conosciuti solo per grotte dell'area Caraibica, sono stati recentemente rinvenuti nelle Galapagos. Più complesse relazioni biogeografiche esistono per altri taxa anchialini, tra cui i decapodi del genere *Procaris* conosciuti per le Hawai, le Bermuda, l'isola di

Ascension e l'area Caraibica. Sorprendenti sono, infine, i casi dei misophrioidi del genere *Expansophria* e dei misidacei del genere *Palaumysis*, con specie presenti rispettivamente alle Galapagos, Bahamas, Canarie, Palau, Filippine (Iliffe, 2000; Hanamura & Kase, 2002; Pesce & Iliffe, 2002). Taxa anchialini (Remipedia del genere *Lasionectes*, Copepoda Calanoida Epacteriscidae, Termosbaenacea del genere *Halosbaena*, Ostracoda del genere *Danielopolina* ed Amphipoda del genere *Liagoceradocus*), ritenuti limitati all'area atlantica e caraibica, sono stati recentemente scoperti in grotte e sistemi freatici dell'Australia nord-occidentale (Humphreys, 1993; Jaume & Humphreys, 2001).

Numerose e tuttora molto controverse sono le teorie e le ipotesi suggerite per interpretare i suddetti modelli distribuzionali e per spiegare la origine delle faune anchialine.

Una origine da acque profonde ("*deep-sea origin*") è stata invocata per numerosi gruppi di crostacei (Decapoda, Mictacea, Amphipoda Pardalascidae, Ostracoda del genere *Danielopolina*, Misophrioida) che si sarebbero evoluti a partire da antenati marini batiali tramite dispersione attraverso un "*continuum*" di sistemi crevicolari ("*crevicular habitats*") che avrebbero, appunto, costituito un *link* tra le acque più profonde ed i sistemi anchialini costieri (Iliffe et al., 1983; Korniker & Iliffe, 1985; Boxshall, 1989). Per quanto riguarda i Misophrioida, tuttavia, la loro recente scoperta in grotte anchialine su isole del Mediterraneo ha suggerito la possibilità di una loro duplice origine: da antenati marini batiali (Speleophriidae) o da antenati iperbentici più litorali (Misophriidae) (Boxshall & Jaume, 2000).

Una ipotesi di origine Tetidiana ("*Tethyan hypothesis*") è applicabile a taxa (Copepoda Stephidae e Pseudocyclopinidae, Speleophrioida, Thermosbaenacea del genere *Halosbaena*, Remipedia dei generi *Lasionectes* e *Speleonectes*, Amphipoda dei generi *Salentinella* e *Bogidiella*, Isopoda Cirolanidae, Misidacea dei generi *Spelaeomysis* e *Stygiomysis*). Secondo questa ipotesi i modelli distribuzionali dei suddetti taxa porterebbero alla conclusione di considerarli relitti di una fauna calda tetidiana, un tempo molto più ampiamente distribuita: questa fauna avrebbe colonizzato gli habitat anchialini a partire da antenati bentici/iperbentici, grazie a tipici pre-adattamenti che Danielopol et al. (1996) definiscono “the darkness syndrome”.

Le modalità con cui queste forme avrebbero colonizzato gli ambienti anchialini vengono sintetizzate nei modelli "*Regression Model* " (Stock, 1977, 1980, 1990: Boutin & Coineau, 1990), "*Active Migration Model*" e "*Passive Migration Model* " (Rouch & Danielopol, 1987). Il modello più comune (*Regression Model*) si basa sulla osservazione che i patterns distribuzionali di molti taxa risultano perfettamente correlabili con le linee di costa dei mari mesozoici e terziari. Per interpretare tali distribuzioni il "*Regression Model*" suggerisce che specie marine litorali eurialine avrebbero primariamente colonizzato habitat crevicolari ed interstiziali, quindi, a seguito delle regressioni marine, sarebbero rimasti "intrappolati" in acque limniche sotterranee. Tali migrazioni potrebbero essere avvenute sia tramite processi attivi (*Active Migration Model*) che passivi (*Passive Migration Model*) (Stock, 1986; Boxshall & Jaume, 2000). Alcuni elementi della attuala fauna anchialina si sarebbero originati in tempi molto più recenti, successivamente alla colonizzazione tetidiana. In definitiva i popolamenti anchialini rappresentano un insieme di taxa aventi differenti origini, risalenti a diversi episodi di colonizzazione, tutti comunque con prevalente “*facies*” tetidiana.

Un particolare scenario deve essere proposto per quanto riguarda l'origine dei

talasso-stigobionti mediterranei, in gran parte riconducibile alla cosidetta «crisi di salinità messiniana» realizzatasi circa 5,5 milioni di anni fa allorquando, in accordo con l'ipotesi di Hsu (1978), il Mediterraneo si sarebbe quasi completamente prosciugato con conseguente parziale scomparsa della relativa fauna. Recenti studi di Sket (1996) e Boxshall & Evstigneeva (1994) hanno, infatti, dimostrato che un gran numero di stigobionti mediterranei attuali (Copepoda Mysophriidae, Pseudocyclopiidae, Cyclopidae, Misidacea, Amphioda, Remipedia, Decapoda, Porifera), con geonemie disgiunte, presenti in habitat ipogei con salinità prossima a quella marina sarebbero derivati appunto da antenati marini sopravvissuti alla suddetta crisi grazie alla loro elevata eurialinità.

In conclusione, la combinazione di un modello di distribuzione tetidiano con la loro localizzazione in ambienti ad elevata salinità rappresenta la dimostrazione evidente di come molti stigobionti anchialini sarebbero sopravvissuti *in situ* nel corso del Terziario, un periodo che vide, appunto, il Mediterraneo scenario di drammatici eventi ambientali che ne comportarono il quasi completo prosciugamento e la scomparsa di gran parte dei suoi biotopi e della relativa fauna.

Ambienti con caratteristiche anchialine sono attualmente noti per numerose località in quasi tutto il mondo, risultando particolarmente comuni nelle aree tropicali: Hawaii, Bermuda, Bahamas, Galapagos, Messico, Antille, Canarie, Pacifico centrale, Filippine, isole Fiji e Ryukyus, Sinai (Mar Rosso) Oceania, Australia, coste adriatiche della Croazia e Dalmazia, Grecia, Baleari, Italia.

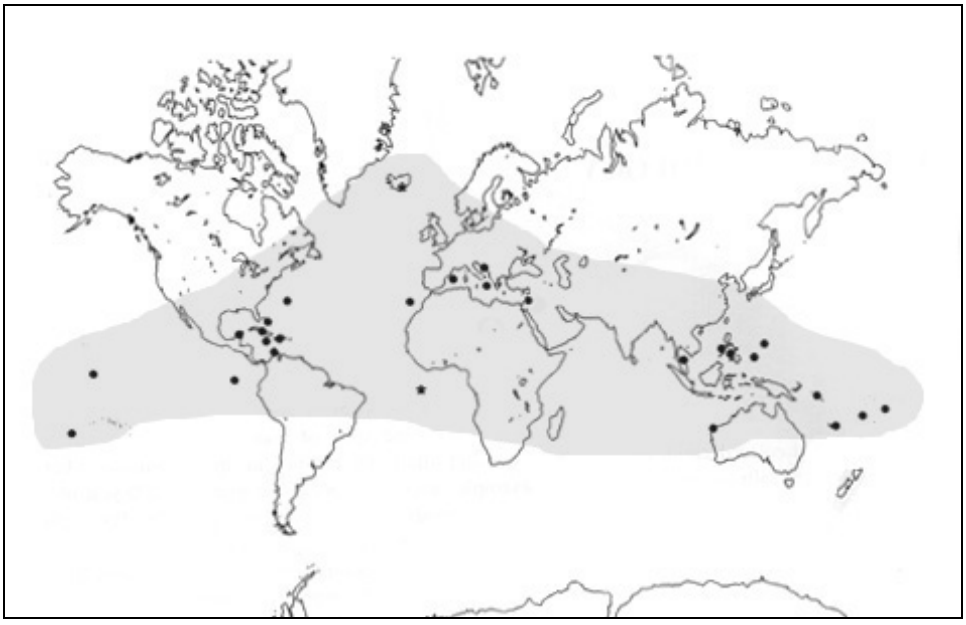


Fig. 1 - Mappa mondiale delle principali aree anchialine (da Iliffe, 2000, mod.).

L’importanza degli ambienti anchialini quali "rifugi" di antiche linee evolutive, spesso rappresentate da singole specie limitate ad una sola cavità, e la loro estrema "fragilità" ecologica richiederebbero adeguate misure di protezione e tutela al fine di evitare la possibile estinzione di specie o di interi gruppi animali di eccezionale valore scientifico.

2. GLI AMBIENTI ANCHIALINI ITALIANI

In Italia le principali manifestazioni anchialine sono localizzate lungo le coste della Toscana, Puglia, Campania, Sicilia e Sardegna, anche se non mancano segnalazioni di ambienti anchialini in zone costiere della Liguria, Venezia Giulia e Calabria.

Fig. 2 - Localizzazione delle principali aree anchialine in Italia (aree grigie):
1) Grotta Punta degli Stretti, 2) Golfo di Orosei, 3) Capo Caccia.

Da un punto di vista biologico, i sistemi anchialini italiani risultano densamente popolati, soprattutto da crostacei: anfipodi dei generi *Pseudoniphargus, Orniphargus, Salentinella, Metahadzia* e *Hadzia;* isopodi Asellidae del genere *Proasellus* e Microparasellidae del genere *Microcharon;* termosbenacei dei generi *Monodella* e *Tethysbaena;* misidacei dei generi *Spelaeomysis* e *Stygiomysis;* decapodi del genere *Typhlocaris*, sincaridi dei generi *Bathynella* e *Sardobathynella*, copepodi dei generi *Metacyclops, Diacyclops, Halicyclops, Neocyclops, Nitokra, Nitocrella, Parapseudoleptmesochra, Schizopera, Esola, Psyllocamptus, Expansophria, Robertsonia*; ostracodi (*Pseudolimnocythere hypogaea,Trapezicandona italica*), spugne (*Higginsia ciccaresei*), idracari (*Soldanellonix monardi, Lohmannella stammeri*), idrozoi, anellidi oligocheti (*Peloscolex pescei*), anellidi policheti, molluschi gasteropodi (*Ovatella myosotis*), turbellari.

Attualmente, abbastanza conosciuti risultano i popolamenti anchialini della Puglia (Gargano, Penisola Salentina) e della Sicilia, grazie ad una serie di intensive ricerche condotte dal Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università di L'Aquila, con la

collaborazione di gruppi speleologici delle due regioni.

In Puglia gli ambienti anchialini risultano ben rappresentati sia all'interno delle grotte costiere della penisola Salentina che nei sistemi freatici litorali, situati a pochi metri di distanza dal mare, lungo i litorali adriatico e ionico.

L'Abisso (Castro Marina), una delle piu importanti grotte costiere italiane, mostra tipiche caratteristiche di grotta anchialina, con acque debolmente illuminate e ossigenate, la cui salinità viene regolata dalle maree; in essa si rinvengono organismi con caratteristiche stigomorfe e forme marine, non specializzate. Al contrario, la Zinzulusa (Castro Marina) ed il Buco dei Diavoli (Porto Badisco) risultano costituite da due porzioni distinte: una prima parte che esibisce caratteristiche di grotta marina ("marginal cave"), la seconda, più interna ed isolata, con scarso input di energia esterna e di larve pelagiche, presenta tutte le caratteristiche di un habitat anchialino.

Da un punto di vista biologico, la grotta della Zinzulusa mostra una sorprendente diversità, ospitando 60 specie (22 appartenenti ai crostacei), la maggior parte delle quali stigobionti ed endemiche per la grotta o per il distretto salentino. Tra queste alcune appartengono a generi (*Spelaeomysis, Stygiomysis, Hadzia*) presenti anche nell'area Caraibica, altre a generi (*Metacyclops, Psyllocamptus, Esola, Parapseudoleptomesochra, Typhlocaris, Monodella, Salentinella, Lohmannella, Soldanellonix, Pseudolimnocythere, Trapezicandona*) con geonemie più limitate, alcune, infine, risultano endemiche per il territorio Salentino o per la Puglia. L'elemento, comunque, più sorprendente, recentemente scoperto all'interno della grotta, è la spugna troglobia *Higginsia ciccaresei*. Si tratta di uno dei rarissimi reperti di spugne in ambienti sotterranei, con elevate stigomorfie; a tutt'oggi, infatti, gli unici riferimenti a spugne ipogee, peraltro stigofile, erano quelli relativi a rinvenimenti in grotte marine del Mediterraneo (Vacelet & Boury-Esnault, 1995) e delle Bahamas (Van Soest & Sass, 1981; Iliffe, 2000). L'eccezionale diversità biologica e l'elevato tasso di endemismo della grotta Zinzulusa è ricollegabile a fattori storici diversi, tra i quali un ruolo determinante devono aver avuto le complesse vicissitudini paleogeografiche (regressioni e trasgressioni marine plio-pleistoceniche) che hanno ciclicamente alterato la composizione faunistica della Penisola Salentina e della Puglia.

Per il suo eccezionale interesse biologico la grotta Zinzulusa è l'unica grotta italiana inclusa nella "*Top ten list of World Endangered Karst Ecosystems*" dal Karst Water Institute, Charles Town WV, U.S.A., rappresentando la più importante manifestazione carsica anchialina dell'intero territorio italiano, come pure uno degli ecosistemi carsici italiani a più alto rischio e degno, pertanto, di particolare tutela.

Le grotte Buco dei Diavoli e L'Abisso sembrano essere caratterizzate da un minor numero di specie e da una minore biodiversità, comprendendo 11 e 12 taxa rispettivamente, la maggior parte dei quali presenti anche nella grotta Zinzulusa.

Gli ambienti freatici (pozzi) lungo le coste adriatica e ionica esibiscono per la maggior parte caratteristiche di ambienti anchialini aperti, più intimamente legati al mare. Si tratta, infatti, di pozzi molto prossimi alla costa, spesso in piena luce e con notevole apporto trofico, in cui risultano presenti componenti propriamente marine, di recente invasione, ed elementi più specializzati penetrati nei sistemi freatici pugliesi in epoca più antica (Pesce *et al.*, 1978). Tra questi ultimi si possono citare il misidaceo *Spelaeomysis bottazzii*, ampiamente distribuito, anche se con popolazioni ben caratteriz-

zate, in tutto il territorio pugliese, il termosbenaceo *Monodella stygicola*, il decapode *Typhlocaris salentina*, alcuni copepodi, sia ciclopoidi che arpacticoidi, anche questi ampiamente distribuiti nei diversi sistemi anchialini di tutta la Puglia, e l'ostracode *Trapezicandona italica* (Karanovic & Pesce, 2000). In questi ultimi ambienti, il maggior apporto trofico e la regolare illuminazione determinano una complessiva, elevata ricchezza in specie in cui prevalgono, tuttavia, forme da stigofile a stigossene, soprattutto tra i crostacei copepodi (*Halicyclops rotundipes, Halicyclops dalmatinus, Eucyclops serrulatus, Paracyclops fimbriatus, Megacyclops viridis, Diacyclops bicuspidatus, Diacyclops bicuspidatus lubbocki,)*, gli isopodi, gli oligocheti e gli ostracodi, che sembrano non essere particolarmente influenzati dalla presenza della luce. A quest'ultimo riguardo, Sket (1996), studiando gli stigobionti anchialini della costa adriatica croata e dalmata, ha ipotizzato una "neutrality" fisiologica nei riguardi della luce per gli organismi anchialini dell'Adriatico e, molto probabilmente, per molti altri stigobionti dei sistemi anchialini in generale. Da un punto di vista biogeografico, la fauna più propriamente stigobia dei pozzi risulta anch'essa sostanzialmente diversa e molto meno diversificata da quella presente nei sistemi anchialini di grotta. Essa presenta, infatti, accanto ad alcuni elementi endemici propri, quale l'isopode *Microcharon arganoi*, altre specie, a più ampia geonemia, presenti solo in questa parte della Puglia, tra cui gli anfipodi *Salentinella angelieri* e *Bogidiella* sp. ed il copepode ciclopoide *Diacyclops clandestinus.* D'altro canto, in questa parte del territorio pugliese, sembrano mancare, almeno a quanto ci è attualmente noto, relitti molto antichi, come pure alcuni dei più caratteristici stigobionti presenti nei sistemi cavernicoli e freatici della Penisola Salentina.

Da un punto di vista più generale, l'invasione dei diversi sistemi anchialini della regione pugliese deve essersi realizzata tramite diverse «ondate di colonizzazione», alcune molto antiche di cui sarebbero testimonianza i numerosi relitti tetidiani (*Higginsia ciccaresei, Monodella stygicola, Stygiomysis hydruntina, Typhlocaris salentina*), sopravvissuti in habitat criptici ed isolati e da lungo tempo infeodati nei sistemi sotterranei anchialini. Infatti l'ipotesi più «parsimoniosa», esplicativa della distribuzione dei suddetti taxa, sembra essere quella di considerarli appunto relitti di una fauna litorale molto antica (tardo Mesozoico), un tempo ampiamente distribuita in acque tropicali e subtropicali come dimostrato dalla perfetta coincidenza tra le loro attuali geonemie e le antiche linee di costa mesozoiche del Mediterraneo.

Alcune specie (*Hadzia minuta, Microcharon arganoi*) avrebbero colonizzato gli stessi sistemi in tempi più recenti, in occasione della «crisi di salinità» che caratterizzò il Mediterraneo durante il Miocene; altre, tra cui il misidaceo *Spelaeomysis bottazzii* e gli anfipodi *Salentinella angelieri* e *Salentinella gracillima*, avrebbero seguito gli spostamenti delle linee di costa del Mediterraneo nel corso delle regressioni plioceniche.

Alcuni copepodi arpacticoidi, quali *Esola spelaea, Psyllocamptus monachus, Schizopera clandestina, Schizopera cicolanii* e l'anfipode *Pseudoniphargus adriaticus*, rappresentano un particolare caso di forme marine immigrate, in tempi relativamente recenti, nelle acque sotterranee continentali dopo un lungo periodo di preadattamento nei sistemi carsici litorali, molto probabilmente in accordo con il «two-step model of colonization» suggerito da Boutin & Coineau (1990).

Per quanto riguarda la Sicilia le uniche informazioni attualmente disponibili si riferiscono ai sistemi anchialini dell'area carsica di Porto Palo. In questa zona numerosi

risultano i pozzi costieri all'interno dei quali è presente una stigofauna dalle evidenti caratteristiche anchialine, comprendente un elevato numero di specie di copepodi, ciclopidi (*Halicyclops troglodytes, Eucyclops ibleicus, Eucyclops longispinosus, Diacyclops clandestinus, Diacyclops crassicaudis trinacriae, Thermocyclops oblongatus*) ed arpacticoidi (*Nitocrella stammeri Attheyella paranaphtalica, Elaphoidella elaphoides, Elaphoidella rossellae, Parastenocaris trinacriae*), anfipodi (*Niphargus longicaudatus*), ostracodi, acari alacaridi (*Soldanellonyx monardi, Porohalacarus alpinus, Lobohalacarus weberi*), sincaridi (*Bathynella* sp.), termosbenacei (*Tethysbaena siracusae*) isopodi asellidi (*Proasellus coxalis*), ostracodi, turbellari, gasteropodi ed anellidi (policheti, oligocheti). La fisionomia ecologica della stigofauna anchialina di questa parte della Sicilia risulta molto interessante. Accanto ad una bassa percentuale di elementi stigosseni, ad ampia adattabilità, figurano, infatti, numerosi rappresentanti più specializzati, alcuni propriamente stigobionti e di antico insediamento nelle biocenosi anchialine della regione (Pesce & Galassi, 1987), altri, "talassoidi", di più recente invasione nei biotopi sotterranei, che avrebbero colonizzato in concomitanza dei cicli geocratici del Mediterraneo durante il Mio-Pliocene, secondo il "Regression Model Evolution" suggerito da Stock (1977, 1980).

BIBLIOGRAFIA

Boutin C. & Coineau N. 1990. "Regression Model", "Modèle biphase" d'evolution et origine des micro-organismes stygobies interstitiels continentaux. *Rev. Micropaleontol.*, 33: 303-322.

Boxshall G.A. 1989. Colonization of inland marine caves by misophrioid copepods. *J. Zool.*, 219: 521-526.

Boxshall G.A. & Evstigneeva T.D. 1994. The evolution of species flocks of copepods in Lake Baikal a preliminary analysis. *Arch. Hydr. Balh. Limn.*, 44: 235-245.

Boxshall G.A. & Jaume D. 2000. Discoveries of cave Misophrioids (Crustacea: Copepoda) shed new light on the origin of anchialine faunas. *Zool. Anz.*, 239: 1-19.

Danielopol D.L., Baltanas A. & Bonaduce G. 1996. The darkness Syndrome in subsurface-shallow and deep-sea dwelling Ostracoda (Crustacea). In: Deep-sea and extreme shallow-water habitats: affinities and adaptations (Uiblein F., Ott J., & Stachowitsch M. Eds.). *Biosystematics and Ecology Series*, 11: 123-143.

Hanamura Y. & Kase T. 2002. Marine cave mysids of the genus Palaumysis (Crustacea: Mysidacea), with a description of a new species from Philippines. *J. Nat. Hist.*, 36: 253-263.

Holthuis L.B. 1973. Caridean shrimps found in land-locked saltwater pools at four Indo-West Pacific localities (Sinai Peninsula, Funafuti atoll, Maui and Hawaii islands), with the description of a new genus and four new species. *Zool. Verh.*, 128: 1-48.

Hsu K.J. 1978. When the Black sea was drained. *Sci. Amer.*, 238 (5): 53-63.

Humphreys W.F. 1993. Stygofauna in semi-arid tropical Western Australia: a Tethyan connection? *Mem. Biospeol.*, 20: 111-116.

Iliffe T.M. 1991. Anchialine fauna of the Galapagos Islands. In: Galapagos Marine Invertebrates (James M.J. ed.), Plenum Press, New York: 209-211.

Iliffe T.M. 2000. Anchialine cave ecology. In: Ecosystems of the Worl. 30. Subterranean Ecosystems (Wilkens H., Culver B.C. & Humphreys W.F. Eds.) Elsevier Science, Amsterdam: 59-76.

Iliffe T.M., Hart C.W. & Manning R.B. 1983. Biogeography and the caves of Bermuda. *Nature*, 302: 141-142.

Jaume, D. & Humphreys W.F. 2001. A new genus of epacteriscid calanoid copepod from an anchialine sinkhole on northwestern Australia. *Journal of Crustacean Biology*, Lawrence. 21(1): 157-169

Juberthiè C. & Decu V. 1994. Structure et diversité du domain souterrain: particularités des habitats et adaptations des especès. In: Encyclopaedia Biospeleologica, Moulis-Bucarest: 5-22.

Karanovic I. & G. L. Pesce. 2000. *Trapezicandona italica* n.sp. from the underground waters of southern Italy (Crustacea, Ostracoda). *Fragm. Entom.*, 32 (2): 212-224.

Kornicker L.S. & Iliffe T.M. 1985. Deeveyinae, a new subfamily of Ostracoda (Halocyprididae) from a marine cave on the Turks and Caicos Islands. *Proc. Biol. Soc. Wash.*, 98: 476-493.

Pesce G.L., Fusacchia G., Maggi G. & Tetè P. 1978. Ricerche faunistiche in acque freatiche del Salento. *Thalassia Salentina*, 8: 1-51.

Pesce G.L. & Galassi D.P. 1987. Copepodi di acque sotterranee della Sicilia. *Animalia*, 14 (1/3): 193-235.

Pesce G.L. & Iliffe T.M. 2002. New records of cave-dwelling mysids from the Bahamas and Mexico with description of *Palaumysis bahamaensis* n. sp. (Crustacea: Mysidacea). *J. nat. Hist.*, 36: 265-278.

Pesce G.L. & Pagliani T.. 1997. Gli ambienti anchialini della Puglia e la loro fauna. *Thalassia Salentina*, suppl. v. 23: 89-102.

Riedl R. 1966. Biologie der Meershoelen. Ed. Verlag P. Parey, Berlin: 1-23.

Rouch R. & Danielopol D.L. 1987. L'origine de la faune aquatique souterraine, entre le paradigme du refuge et le modele de la colonisation active. *Stygologia*, 3: 345-372.

Sket B. 1996. The ecology of anchialine caves. *Trends in Ecology and Evolution*, 11 (5): 221-224.

Stock J.H. 1977. The taxonomy and zoogeography of the hadziid Amphipoda, with emphasis on the West Indian taxa. *Stud. Fauna Curacao*, 177: 1-130.

Stock J.H. 1980. Regression model evolution as exemplified by the genus *Pseudoniphargus* (Amphipoda). *Bijdr. Dierk.*, 50: 105-144.

Stock J.H. 1986. Deep sea origin of cave faunas, an unlikely supposition. *Stygologia*, 2: 105-111.

Stock J.H. 1990. Insular groundwater biotas in the (sub) tropical Atlantic: a biogeographic synthesis. *Atti Conv. Lincei*, 85: 695-713.

Stock J.H. 1994. Biogeographic synthesis of the insular groundwater faunas of the (sub) tropical Atlantic. *Hydrobiologia*, 287: 105-117.

Vacelet J. & Boury-Esnault N. 1995. Carnivorous sponges. *Nature*, 373: 333-335.

Van Soest R.W.M. & Sass D.B. 1981. Marine sponges from an island cave of San Salvador Island, Bahamas. *Bijdr. Dierk.*, 51: 332-344.

Ricevuto 16 maggio 2001; revisionato 31 luglio 2001; accettato 25 febbraio 2002.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 15 pp. 133-145, luglio 2002

RICOSTRUZIONE DA CARTE ISOBARICHE DI SUPERFICIE DEI CAMPI DI VENTO SULL'AREA MEDITERRANEA

Gian Camillo CORTEMIGLIA

Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse (DIPTERIS),
Università degli Studi di Genova

ABSTRACT

Reconstruction of the isobaric chart of the surface areas of the wind fields of the Mediterranean

The 8,766 twice-daily (12.00 GMT and 00.00 GMT) European isobaric maps of the surface area of the Deutscher Wetterdienst covering the period 01.01.1984 – 31.12.1995 will be digitalised with the Autocad program. The digitalised surface area (Fig. 1), in the form of a quadrangle, will cover the entire area of the Mediterranean with a reference grid with 120 km mesh, whose points, distinguished by a cardinal number, represent the geographic co-ordinates reported in Tab. 1.

The horizontal baric gradient (gbV) will be calculated for each point of the grid for each of these digitalised isobaric maps, and the relevent geostrophic wind (V_G) will be determined using the method of McIntosh and Thom (1969). The geostrophic wind (V_G) will then be transformed into the average wind at an anemometric height of 10 m above average sea level (U_{10}) using the boundary layer model proposed by W.M.O. (1988) and the empirical model indicated by La Valle and Meloni (1976) of the Shore Protection Manual (1984) and the Stone Group (1984). From the values obtained with these two methods, the value of the wind velocity (U_{10}) at round level and that estimated with the limited aerodynamic layer method will be used to give the azimuthal geostrophic direction of origin a rotation of 20° towards the low pressures to provide an estimate of the real wind velocity in m/s (U_{10}) at ground level and the azimuthal direction of provenance in sexagesimal measure of angles.

In this way it will be possible to obtain the wind velocity and direction at ground level for the 106 points on the grid for each of the 8,766 isobaric maps for the period 1984-95. For each point on the grid the velocity of the wind at ground level (U_{10}) will be moderated by the values obtained from the immediately preceding and successive maps giving the frequency of 12 hours that correctly corresponds to the time interval between the two consecutive isobaric maps (12 GMT and 00 GMT) to that weighted average, thus providing a succession of weighted averages for the velocity of the wind at ground level (U_{10}) for each point, for the entire time period under examination.

The relative spline functions will be calculated for the entire grid on every map of 106 wind values at ground level (velocity in m/s, azimuthal direction of provenance in

sexagesimal measure of angles and frequency in hours), applying Bézier's surfaces. In this way it will be possible to estimate, the corresponding twice daily (12 GMT and 00 GMT) values (velocity, azimuthal direction of provenance and frequency) of the wind at ground level for the entire time period of the digitalised maps. for any desired point in the Mediterranean covered by the grill.

Fig. 3 reports an example of a reconstruction with this anemologic diagram methodology for the Ligurian coastal waters off Genoa and Chiavari.

RIASSUNTO

Vengono digitalizzate, con il programma Autocad, 8766 mappe isobariche bigiornaliere europee di superficie (ore 12 GMT ed ore 00 GMT) del Deutscher Wetterdienst relative all'intervallo temporale dal 1.1.1984 al 31.12.1995. La superficie di digitalizzazione, a forma di quadrilatero, occupa (Fig. 1) l'intera area mediterranea e presenta al suo interno una griglia di riferimento a maglie quadrate di passo 120 km, i cui 106 nodi, distinti da una numerazione cardinale, presentano le coordinate geografiche riportate nella Tab. 1.

Per ognuna di queste mappe isobariche digitalizzate viene calcolato, in ciascun nodo della predetta griglia, il gradiente barico orizzontale (gbV) e da questo, utilizzando la relazione indicata da McIntosh & Thom (1969), viene ricavato il relativo vento geostrofico (V_G). Viene quindi effettuata la trasformazione del vento geostrofico V_G in vento medio alla quota anemometrica di 10 m sul l.m.m. (U_{10}) utilizzando, sia il modello dello strato limite aerodinamico proposto dal W.M.O. (1988), sia il modello empirico indicato da La Valle & Meloni (1976), dallo Shore Protection Manual (1984) e dallo Stone Group (1984). Tra i valori ottenuti con queste due metodologie viene quindi utilizzato quale valore della velocità del vento al suolo (U_{10}) quello stimato con metodo dello strato limite aerodinamico, apportando poi alla direzione azimutale geostrofica di provenienza una rotazione di 20° verso le basse pressioni per ottenere così con la stima della velocità in m/s del vento reale al suolo anche la sua direzione azimutale di provenienza in gradi sessagesimali.

Si sono così ottenute per ciascuna delle 8766 mappe isobariche del periodo 1984-1995 in corrispondenza dei 106 nodi della griglia i rispettivi valori della velocita e direzione del vento al suolo. Per uno stesso nodo il valore della velocità del vento al suolo (U_{10}) viene quindi mediato con i valori ottenuti nelle mappe temporalmente immediatamente precedente e successiva, assegnando, a tale media ponderata, la frequenza di 12 ore, che corrisponde appunto all'intervallo temporale tra le due mappe isobariche (ore 12 UTC ed ore 00 UTC) consecutive, ottenendo così per il periodo temporale esaminato, in ogni nodo della griglia, una successione temporale di medie ponderate della velocità del vento al suolo (U_{10}).

Su ogni mappa di 106 valori (velocità in m/s, direzione azimutale di provenienza in gradi sessagesimali e frequenza in ore) del vento al suolo, utilizzando un procedimento matematico di B-spline methods di applicazione delle curve e superficie di Bézier, si sono create le relative spline functions di tutta l'area ricoperta dalla griglia. In tal modo si è quindi in grado di stimare, per un qualsivoglia punto della superficie marina del Mediterraneo di coordinate geografiche interne alla griglia, i corrispondenti valori

(velocità, azimutale di provenienza e frequenza) bigiornalieri (12 GMT e 00 GMT) del vento al suolo per tutto il periodo temporale di digitalizzazione delle mappe.

La Fig. 3 riporta un esempio di ricostruzione con questa metodologia del diagramma anemologico per la zona di altura antistante i paraggi liguri di Genova e Chiavari.

1. INTRODUZIONE

L'intero settore europeo con l'area mediterranea, come confermato dalle risultanze delle ricerche in corso sui cambiamenti climatici a scala planetaria, risulta interessato dalla teleconnessione del sistema dell'Oscillazione Nord Atlantica (NAO) che, incentrata sulla complessa interazione oceano-atmosfera, produce sul Mediterraneo, interagendo con i sistemi nordafricani, significativi processi climatici, talora inaspettati, come l'ampiezza sensibilmente elevata della variabilità stagionale ed interannuale delle correnti del bacino.

Il Mediterraneo viene quindi ad esercitare un ruolo fondamentale e di rilevante importanza, non solo nella circolazione termoalina dell'Oceano Atlantico, con cui risulta direttamente collegato attraverso lo stretto di Gibilterra, ma soprattutto nella dinamica climatica riguardante le latitudini della penisola italiana.

Risulta quindi di primaria importanza, in una visione globale ed integrata di tale problematica, acquisire conoscenze sulla dinamica atmosferica dell'area mediterranea per verificarne l'evoluzione temporale e caratterizzarne gli effetti sull'ondazione, da cui dipende la dinamica litorale dei vari paraggi costieri.

Poiché sono reperibili valide carte isobariche giornaliere dell'area mediterranea sino a partire dalla fine del secolo diciannovesimo, si è quindi ritenuto di adottarle come base per un'analisi retrospettiva delle caratteristiche anemologiche.

A tal fine è necessario pertanto mettere a punto un programma informatico in grado di ricavare dalle linee isobariche sull'area mediterranea l'andamento del vento, in modo tale però da poter essere utilizzato, oltre che per tracciare i diagrammi anemologici per le singole località costiere, anche per stimare, in funzione del fetch e del settore di traversia, le caratteristiche del moto ondoso.

Significatamente per la dinamica litorale questa procedura può essere ritenuta la più efficace in quanto i dati mareometrici disponibili risultano limitati e coprono un arco temporale troppo breve per fornire un'esaustiva risposta sulla sua evoluzione, ma anche per la dinamica atmosferica la disponibilità di queste serie storiche di dati meteorologici (carte isobariche) è quanto mai significativa risultando sufficientemente ampia per assicurare la ricostruzione dei campi di vento per lunghi periodi temporali.

Al fine di mettere a punto questa metodologia di analisi retrospettiva è stato scelto l'intervallo temporale tra il 1.1.1984 e il 31.12.1995 per l'esame delle carte isobariche di interesse dell'area mediterranea.

2. METODOLOGIA DI ACQUISIZIONE DEI DATI ISOBARICI

Il complesso delle condizioni anemologiche dell'area mediterranea è stato analizzato utlizzando mappe isobariche giornaliere di superficie, in quanto si può ritenere

che contengano una corretta informazione sulle caratteristiche anemologiche areali. Le mappe selezionate per il reperimento dei dati barici sono quelle bigiornaliere europee di superficie delle ore 12 GMT e 00 GMT del Deutscher Wetterdienst e sono state digitalizzate col programma Autocad su una griglia regolare usata successivamente per il calcolo del relativo campo di vento. L'area di digitalizzazione delle mappe isobariche, molto più ampia dell'area mediterranea, si presenta (Fig. 1) di tipo quadrangolare con i vertici individuati dalle seguenti coordinate geografiche:

- Vertice NE: latitudine 45°52'30"N e longitudine 40°E
- Vertice NW: latitudine 49°7'30"N e longitudine 10°W
- Vertice SE: latitudine 28°15'39"N e longitudine 29°45'22"E
- Vertice SW: latitudine 30°N e longitudine 3°W

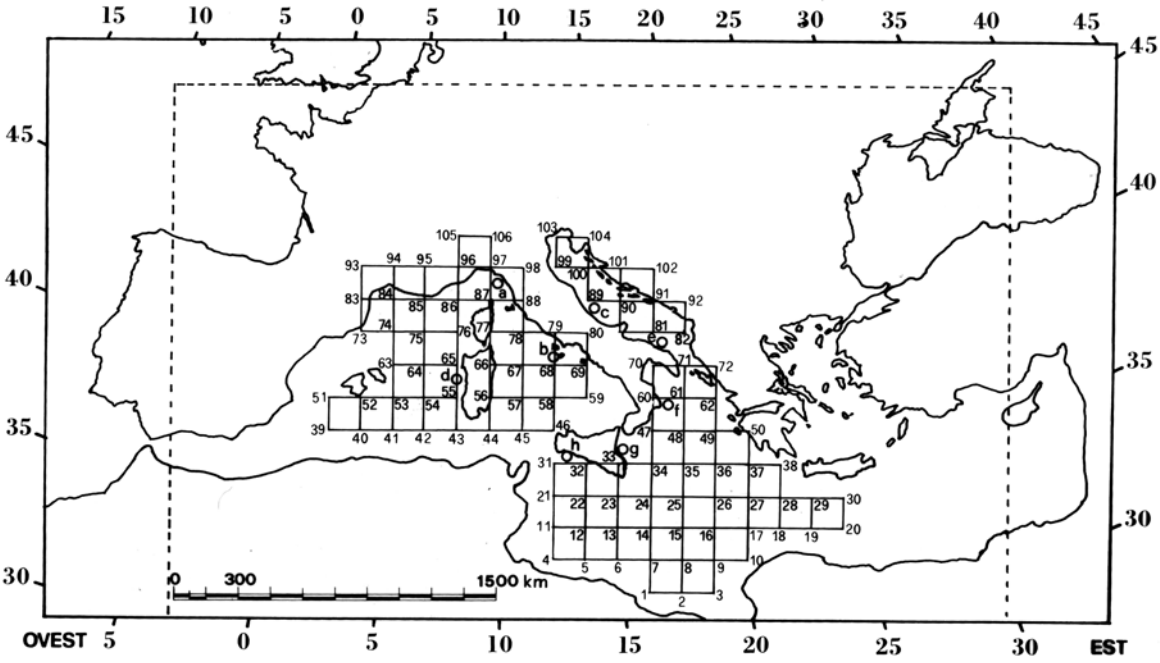


Fig. 1 - Il rettangolo definito dalla linea tratteggiata delimita l'ampiezza dell'area mediterranea interessata dalla digitalizzazione delle mappe meteorologiche europee bigiornaliere (ore 12 GMT e ore 00 GMT) del Deutscher Wetterdienst, mentre la griglia numerata definisce l'area entro la quale nei singoli nodi, di coordinate geografiche indicate in Tabella 1, vengono determinate le serie temporali di velocità, direzione azimutale di provenienza e frequenza, del vento in superficie (vento al suolo) per la stima dei campi di vento. I simboli indicati con le lettere alfabetiche segnalano la posizione delle boe ondametriche cui si deve fare riferimento per la eventuale utilizzazione di questi parametri anemometrici per la ricostruzione del relativo moto ondoso.

Questa area è stata parzialmente ricoperta, per una superficie più ridotta (Fig. 1), da una griglia a passo di 120 km i cui 106 nodi, individuabili con la numerazione riportata nella Fig. 1, presentano le coordinate geografiche indicate nella Tabella 1.

Tab. 1 - Coordinate geografiche (φ latudine e λ longitudine) dei nodi numerati della griglia di Fig. 1.

nodi	Latitudine	Longitudine	nodi	Latitudine	Longitudine	nodi	Latitudine	Longitudine
1	32°20’N	15°57’E	37	36°00’N	20°59’E	73	41°21’N	2°38’E
2	32°20’N	17°21’E	38	35°47’N	22°22’E	74	41°35’N	3°27’E
3	32°20’N	18°43’E	39	37°44’N	1°45’E	75	41°43’N	5°57’E
4	33°54’N	12° 8’E	40	37°53’N	3°22’E	76	41°47’N	7°46’E
5	33°54’N	13°21’E	41	38°00’N	4°57’E	77	41°51’N	9°19’E
6	33°54’N	14°24’E	42	38° 6’N	6°16’E	78	41°51’N	11° 9’E
7	33°54’N	16°14’E	43	38°12’N	7°48’E	79	41°51’N	12°23’E
8	33°38’N	17°39’E	44	38°12’N	9°30’E	80	41°44’N	14°17’E
9	33°20’N	19° 5’E	45	38°12’N	10°57’E	81	40°33’N	17°23’E
10	35°52’N	20°21’E	46	38°11’N	12°16’E	82	40°27’N	18°57’E
11	34°57’N	12°10’E	47	38°11’N	16°48’E	83	42°31’N	2°24’E
12	34°59’N	13°29’E	48	38° 1’N	18°22’E	84	42°41’N	4°19’E
13	35°00’N	14°40’E	49	37°52’N	19°51’E	85	42°50’N	5°49’E
14	35°00’N	16°21’E	50	37°44’N	21°17’E	86	42°57’N	7°45’E
15	34°44’N	17°50’E	51	39° 4’N	1°36’E	87	43° 2’N	9°16’E
16	34°30’N	19°16’E	52	39°17’N	3° 6’E	88	42°59’N	11°15’E
17	34°18’N	20°36’E	53	39°22’N	4°48’E	89	43°10’N	14°28’E
18	34° 2’ N	22°00’E	54	39°25’N	6°10’E	90	43° 2’N	16° 6’E
19	33°45’N	23°18’E	55	39°29’N	7°46’E	91	42°56’N	17°38’E
20	33°26’N	24°39’E	56	39°25’N	9°28’E	92	42°47’N	19°13’E
21	36° 4’ N	12°13’E	57	39°22’N	11° 1’E	93	43°54’N	2° 6’E
22	36° 7’ N	13°25’E	58	39°22’N	12°16’E	94	44° 9’N	4° 5’E
23	36° 7’ N	14°50’E	59	39°22’N	14°00’E	95	44°20’N	5°42’E
24	35°51’N	16°30’E	60	39°22’N	17° 2’E	96	44°26’N	7°44’E
25	35°35’N	17°58’E	61	39°12’N	18°34’E	97	44°29’N	9°10’E
26	35°18’N	19°27’E	62	39° 1’N	20° 6’E	98	44°24’N	11°21’E
27	35° 4’ N	20°46’E	63	40°24’N	4°39’E	99	44°20’N	12°24’E
28	34°48’N	22°11’E	64	40°29’N	6° 4’E	100	44°10’N	14°37’E
29	34°33’N	23°35’E	65	40°35’N	7°45’E	101	44° 1’N	16°15’E
30	34°15’N	24°56’E	66	40°35’N	9°24’E	102	43°53’N	17°42’E
31	36°57’N	12°13’E	67	40°32’N	11° 4’E	103	45°27’N	12°27’E
32	36°57’N	13°39’E	68	40°30’N	12°18’E	104	45°22’N	14°36’E
33	37°00’N	15° 3’ E	69	40°29’N	14°10’E	105	45°19’N	7°46’E
34	36°44’N	16°40’E	70	40°16’N	17°10’E	106	45°25’N	9°10’E
35	36°30’N	18°10’E	71	40°12’N	18°44’E			
36	36°14’N	19°36’E	72	40°00’N	20°15’E			

3. STIMA DEI CAMPI DI VENTO

La digitalizzazione delle mappe isobariche bigiornaliere europee di superficie (ore 12 GMT e ore 00 GMT) del Deutscher Wetterdienst, effettuata per l’intervallo temporale dal 1.1.1984 al 31.12.1995, ha così permesso di realizzare una banca di dati meteorologici bigiornalieri sufficientemente ampia (12 anni di valori bigiornalieri) per una prima verifica di utilizzazione del metodo. L’acquisizione col programma Autocad delle predette mappe isobariche espresse in millibar ed estese sull’ampiezza areale indicata in Fig. 1 consente, con la loro archiviazione, la possibilità di riprodurle, come indicato

esemplificativamente in Fig. 2, per sviluppare un eventuale esame comparato delle varie successioni temporali di eventi barici d'interesse.

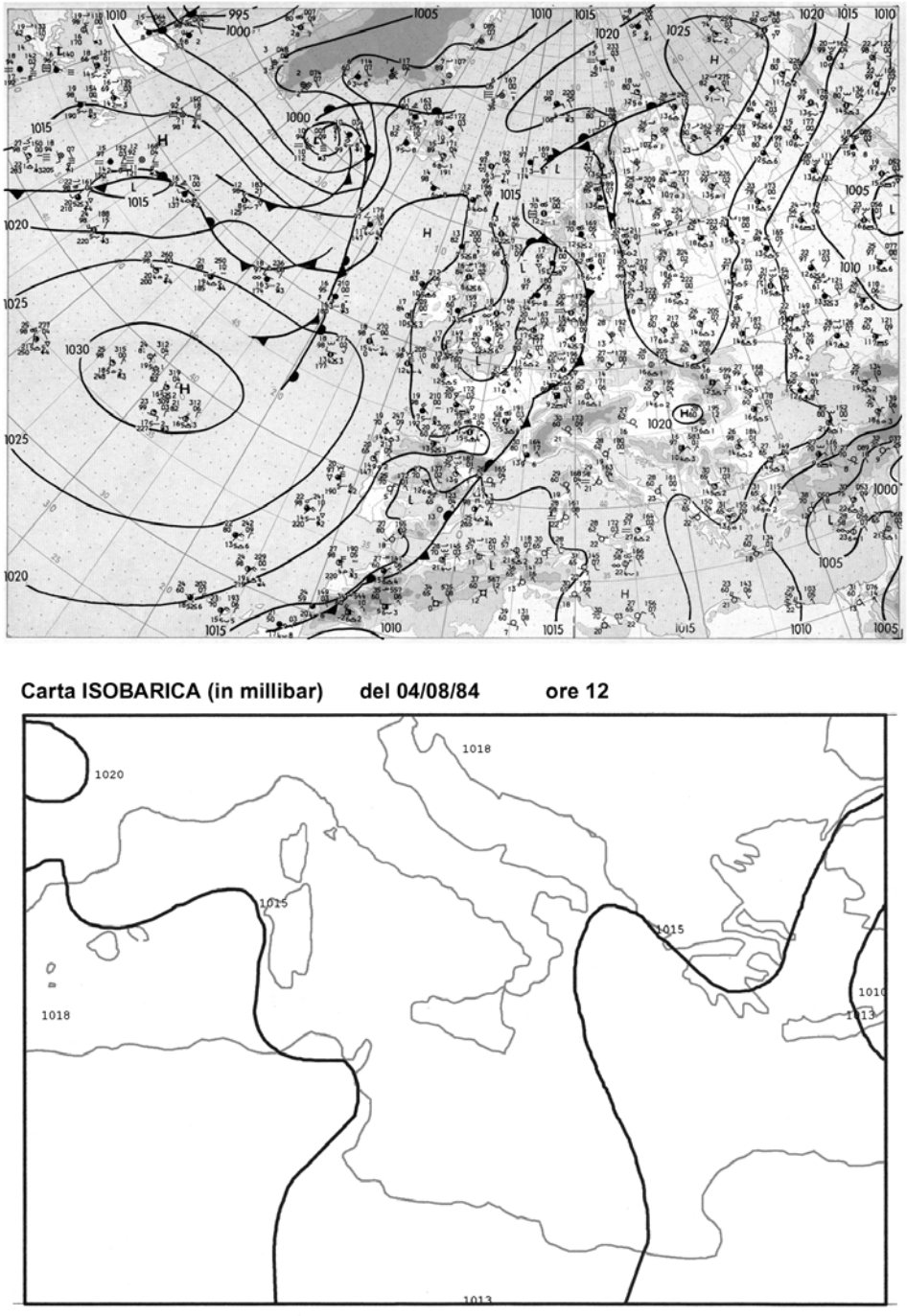


Fig. 2 - Esempio di mappa isobarica di superficie delle ore 12GMT del Deutscher Wetterdienst relativa al giorno 4.8.1984 in alto e sua riproduzione in basso riferita al quadrilatero di digitalizzazione di Fig. 1 con cui sono state archiviate tutte le 8766 mappe isobariche bigiornaliere (ore 12 GMT e ore 00 GMT) del periodo dal 1.1.1984 al 31.12.1995 per il calcolo del vento (U_{10}) al suolo (velocità, direzione di provenienza e frequenza) con il modello dello strato limite aerodinamico.

Digitalizzate le mappe isobariche bigiornaliere è stato predisposto un programma informatico in grado di verificare, in corrispondenza di ciascuno dei 106 nodi della griglia di Fig. 1, la minima distanza intercorrente tra le due linee isobariche contenenti il nodo, in modo così da ricavare, con la conoscenza dei due valori barici e della distanza minima tra le isobare passante per il nodo, sia il valore del gradiente barico orizzontale, come rapporto tra il numeratore Δp, dato dalla differenza di pressione in millibar tra le isobare, ed il denominatore Δn, dato dalla predeterminata distanza minima in km passante per il nodo compreso tra le isobare, sia il suo valore nel nodo (gbV) per mezzo di una semplice proporzione.

Con la stima del valore di gbV sui nodi espresso in millibar/chilometri è stato quindi predisposto il calcolo per la sua trasformazione in vento geostrofico V_G utilizzando la relazione, che tiene conto del parametro di Coriolis in funzione della latitudine, di McIntosh & Thom (1969) data dall'espressione

$$V_G = \frac{gbV}{2\,\Omega\,\mathrm{sen}\varphi\,\rho_a}$$

dove Ω rappresenta la velocità angolare ($7{,}29\ 10^{-5}$ rad/s) della Terra, φ la latitudine del nodo (Tabella 1) e ρ_a la densità 1,2 kg/m^3 dell'aria.

Inoltre aggiungendo, in accordo con la legge di Buys-Ballot (Cortemiglia, 2000, pag. 28), 90° all'angolo azimutale che la distanza minima Δn, precedentemente determinata, presenta rispetto al N, si ottiene anche la direzione azimutale del gradiente barico orizzontale gbV.

Si sono pertanto così stimati, per ogni nodo della griglia, i valori della velocità del vento geostrofico in m/s e la sua direzione azimutale di provenienza in gradi sessagesimali.

Sulla base di tali dati è stato quindi predisposto un programma informatico di trasformazione, nell'ambito di ciascun nodo, del vento geostrofico V_G in vento medio alla quota anemometrica di 10 m sul l.m.m. (U_{10}) utilizzando sia il metodo del modello dello strato limite aerodinamico (boundary layer model) proposto dal W.M.O. (1988), sia il metodo empirico indicato da La Valle & Meloni (1976), dallo Shore Protection Manual (1984) e dallo Stone Group (1984).

3.1. Metodo del modello dello strato limite aerodinamico

Il vento geostrofico V_G viene considerato come rilevato ad una quota di 100 m sul l.m.m. ($V_G=U_{100}$) in quanto all'interno dello strato atmosferico sottostante o strato di Prandtl la pressione e lo stress di taglio si considerano costanti, per cui si può, senza commettere errori grossolani, seguire la procedura di ridurlo a 10 m sul l.m.m., quota che fornisce la velocità del vento anemometrico U_{10}, con la relazione proposta dal W.M.O. e data da

$$U_{100} = V_G = \frac{u_x}{K}\left[\log_e \frac{U_{10}}{z_0} - \psi\right]$$

dove:

k è la costante di Karman pari a 0,4;

u_x è la velocità di attrito pari a $\sqrt{t/\rho_a}$, dove t è la tensione tangenziale data da C_d ρ_a $(U_{10})^2$, C_d è il coefficiente di resistenza o coefficiente di attrito pari a (0,80 + 0,065 Us):1000 e ρ_a è la densità dell'aria valutabile mediamente in 1,2 kg/m^3;

z_0 è la lunghezza di rugosità o scabrezza omogenea equivalente della superficie marina data da a[$(u_x)^2$: g] dove a è la costante di Charnock pari a 0,0185 e g è l'accelerazione di gravità valutabile per l'area mediterranea in 9,8038 m/s;

ψ è un valore, dipendente dalla differenza termica aria-acqua e dalla scala delle turbolenze, valutabile in 8,5 k;.

Ottenuto, per ogni nodo di ciascuna mappa isobarica della griglia di riferimento di Fig. 1, il valore di U_{10} con la sopraindicata formula, viene quindi valutata la direzione del vento U_{10} apportando alla direzione azimutale del vento geostrofico V_G, precedentemente calcolata per ogni nodo, la rotazione verso la bassa pressione di 20°, valore risultato dai diagrammi di La Valle & Meloni (1976) come il più accettabile per gli specchi d'acqua marina.

Nei nodi della maglia di Fig. 1 vengono così, per ogni mappa, determinati l'intensità U_{10} del vento in m/s e la sua direzione azimutale di provenienza in gradi sessagesimali, ottenendo così in ogni nodo, per l'intervallo temporale 1984-1995, le relative serie temporali bigiornaliere di intensità e direzione anemologiche. Poiché però nell'ambito di ciascun nodo da un valore di intensità e direzione al successivo intercorrono 12 ore, per assegnare la relativa frequenza, ogni valore è stato mediato con quelli temporalmente immediatamente precedente e successivo, in modo che la relativa serie di valori argomentali bigiornalieri risulti in realtà una successione di medie ponderate a ciascuna delle quali è stata quindi assegnata la frequenza di 12 ore.

3.2. Metodo empirico

La stima della velocità del vento U_{10} in m/s alla quota anemometrica di 10 m sul l.m.m. partendo dal vento geostrofico V_G può anche essere effettuata adottando un fattore di riduzione della velocità di 0,66 secondo le valutazioni di Stone Group (1984, pag. 26) e di 0,71 secondo quelle dello Shore Protection Manual (1964). Parimenti, per la stima della direzione di provenienza del vento al suolo U_{10}, si può applicare una rotazione verso le basse pressioni, sia di 15°, come indicato dallo Stone Group (1984, pag. 26), sia di 20°, come proposto da La Valle & Meloni (1976).

Per ogni mappa isobarica è stato quindi effettuato in ciascun nodo della griglia di Fig. 1 il calcolo del vento anemometrico U_{10} alla quota di 10 m sul l.m.m. adottando sia il fattore di riduzione del vento geostrofico V_G di 0,66 proposto da La Valle & Meloni (1976) e da Stone Group (1984), sia quello di 0,71 indicato dallo Shore Protection Manual (1964), mentre per la rotazione della direzione geostrofica è stata apportata, come nel precedente metodo, una rotazione di 20° verso le basse pressioni, ottenendo così, per ogni nodo, le relative serie temporali bigiornaliere di valori di velocità e direzione. Come per il precedente metodo a ciascuna di queste coppie (velocità e direzione) di valori è stata assegnata una frequenza di 12 ore dopo aver effettuato la ricordata media ponderale con i valori immediatamente precedente e successivo.

3.3. Valutazione dei campi di vento

I risultati ottenuti dai due descritti modelli dello strato limite aerodinamico e del metodo empirico, anche se consentono di verificare l'assenza di sostanziali divergenze di valori, inducono però a ritenere più affidabili, per la stima dei campi di vento sull'area mediterranea, le ricostruzioni del vento al suolo (velocità, direzione e frequenza) ricavate dal calcolo col metodo dello strato limite aerodinamico, in quanto tengono conto di un insieme complessivo di più variabili.

La digitalizzazione delle carte isobariche bigiornaliere di superficie del Deutscher Wetterdienst, con la metodica dello strato limite aerodinamico, consentono infatti di meglio stimare, nei nodi georeferenziati (Tabella 1) della griglia di Fig. 1, i due valori giornalieri (ore 12 GMT e ore 00 GMT) della velocità in m/s per tutto l'intervallo temporale dal 1.1.1984 al 31.12.1995 preso in esame per la taratura del metodo.

Utilizzando quindi i predetti valori mediati in successione cronologica come precedentemente descritto si sono ricavati, per ciascun nodo della griglia, le rispettive serie temporali della velocità del vento al suolo sul nodo associata alla sua direzione azimutale di provenienza ed alla sua frequenza in ore. Ogni mappa isobarica quindi presenta per ognuno dei suoi 106 nodi il valore di U_{10} abbinato alla sua direzione e frequenza. Utilizzando ora un procedimento matematico di B-spline methods di applicazione delle curve e superficie di Bézier (Newman & Sproull, 1979, pag. 320) si è così potuto determinare per ciascuna ora (12 GMT e 00 GMT) di ciascun giorno del periodo 1984-1995 e per l'intera area della griglia le relative spline functions. Con questa metodica si è quindi in grado di stimare per un qualsiasi punto all'interno della predetta area ricoperta dalla griglia i valori bigiornalieri (direzione di provenienza, velocità e durata) del vento (U_{10}) al suolo.

Scegliendo quindi appositi punti (acque profonde) antistanti località della linea costiera si è quindi in grado, con questa metodica, di ricavare, per il periodo considerato (1984-1995), le caratteristiche anemologiche di altura da confrontare con i rilievi anemometrici a terra che, come evidenziato da Giuliacci (1985), risentono dell'influenza orografica e dell'urbanizzazione. Inoltre ampliando gli intervalli temporali di digitalizzazione delle carte isobariche è possibile altresì effettuare anche un'adeguata indagine sull'evoluzione temporale delle caratteristiche anemologiche lungo le linee costiere.

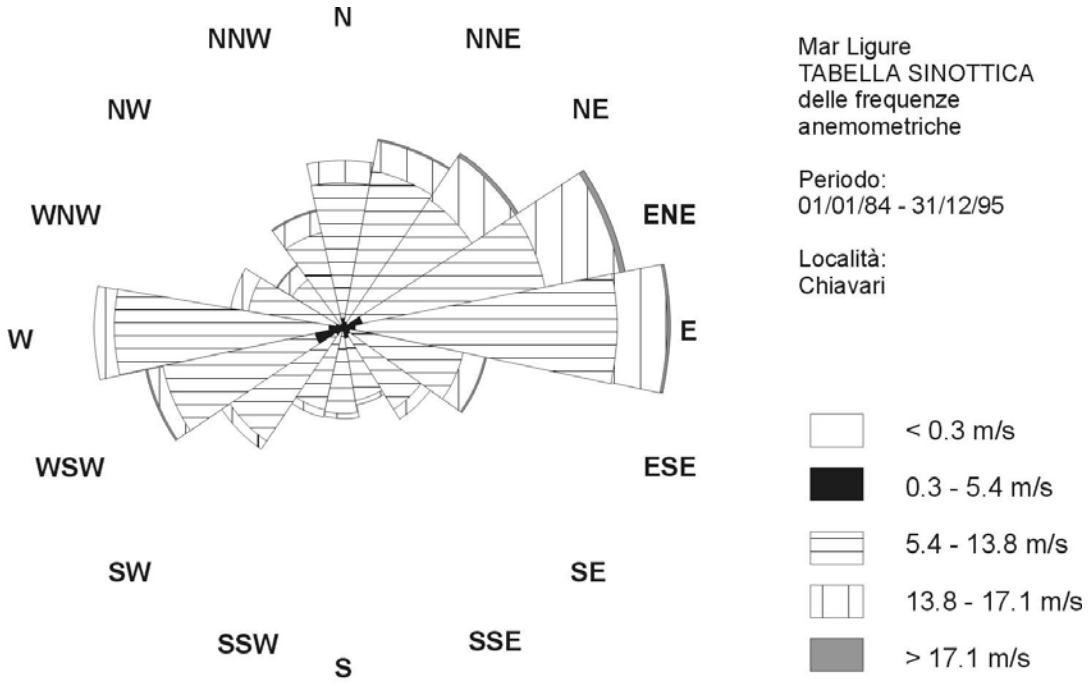
4. CONCLUSIONI

La ricostruzione delle serie temporali anemologiche, ricavate utilizzando la descritta metodologia, per un determinato punto di altura vengono quindi rappresentate, secondo le indicazioni di Rosini (1948), in diagrammi anemometrici suddivisi in 16 settori azimutali di provenienza ed in 5 gradini di velocità.

La Tabella 2, per l'intervallo temporale 1984-1995, riporta le frequenze anemologiche di altura relativi a due punti posti al largo della costa ligure, uno antistante Genova con coordinate geografiche di latitudine 44°21'30"N e longitudine 8°55'00"E e l'altro antistante Chiavari con coordinate geografiche di latitudine 44°15'00"N e longitudine 9°19'00"E, mentre la Fig. 3 riproduce i corrispondenti diagrammi anemologici.

Tab. 2 - Tabella sinottica delle frequenze anemometriche a 10 m sul l.m.m. per gradini di velocità e per il periodo temporale dal 1.1.1984 al 31.12.1995 calcolate col modello dello strato limite aerodinamico per i punti di altura di Chiavari (Lat.44°15'00"N e Long.8°55'00"E) e di Genova (Lat.44°21'30"N e Long.9°19'00"E).

Direzioni di provenienza del vento	CHIAVARI						GENOVA					
	Frequenze per gradini di velocità in m/s						Frequenze per gradini di velocità in m/s					
	< 0,3	0,3÷5,4	5,4÷13,8	13,8÷17,1	>17,1	Totale	< 0,3	0,3÷5,4	5,4÷13,8	13,8÷17,1	>17,1	Totale
N	0,31	5,36	0,82	0,02	0,01	6,52	0,30	5,26	0,82	0,05	0,01	6,44
NNE	0,22	6,01	1,20	0,02	0,05	7,49	0,27	5,58	1,19	0,06	0,07	7,17
NE	0,19	5,82	2,04	0,08	0,09	8,23	0,22	5,94	1,58	0,23	0,19	8,15
ENE	0,74	7,31	2,89	0,18	0,21	11,33	0,77	6,86	2,51	0,27	0,40	10,81
E	0,45	10,09	1,83	0,11	0,06	12,54	0,50	11,45	2,14	0,10	0,15	14,34
ESE	0,25	4,49	0,83	0,05	0,00	5,62	0,16	3,92	0,74	0,05	0,00	4,86
SE	0,31	3,28	0,51	0,01	0,00	4,11	0,16	3,01	0,53	0,02	0,00	3,72
SSE	0,41	2,37	0,18	0,01	0,02	3,00	0,42	2,28	0,17	0,02	0,02	2,92
S	0,13	3,04	0,18	0,00	0,00	3,35	0,22	3,29	0,22	0,01	0,00	3,73
SSW	0,17	2,88	0,32	0,00	0,01	3,38	0,13	2,66	0,32	0,02	0,01	3,14
SW	0,37	4,75	0,30	0,01	0,01	5,44	0,39	4,93	0,29	0,02	0,01	5,64
WSW	1,08	5,91	0,50	0,02	0,03	7,56	1,18	5,80	0,62	0,01	0,03	7,64
W	0,56	8,11	0,70	0,00	0,03	9,40	0,57	9,23	0,82	0,02	0,07	10,71
WNW	0,27	3,39	0,69	0,01	0,01	4,37	0,16	2,92	0,74	0,02	0,01	3,86
NW	0,15	2,19	0,61	0,01	0,03	2,99	0,09	2,17	0,61	0,02	0,03	2,92
NNW	0,15	3,65	0,81	0,03	0,03	4,68	0,08	3,12	0,63	0,07	0,03	3,93
TOTALE						100,00	TOTALE					100,00



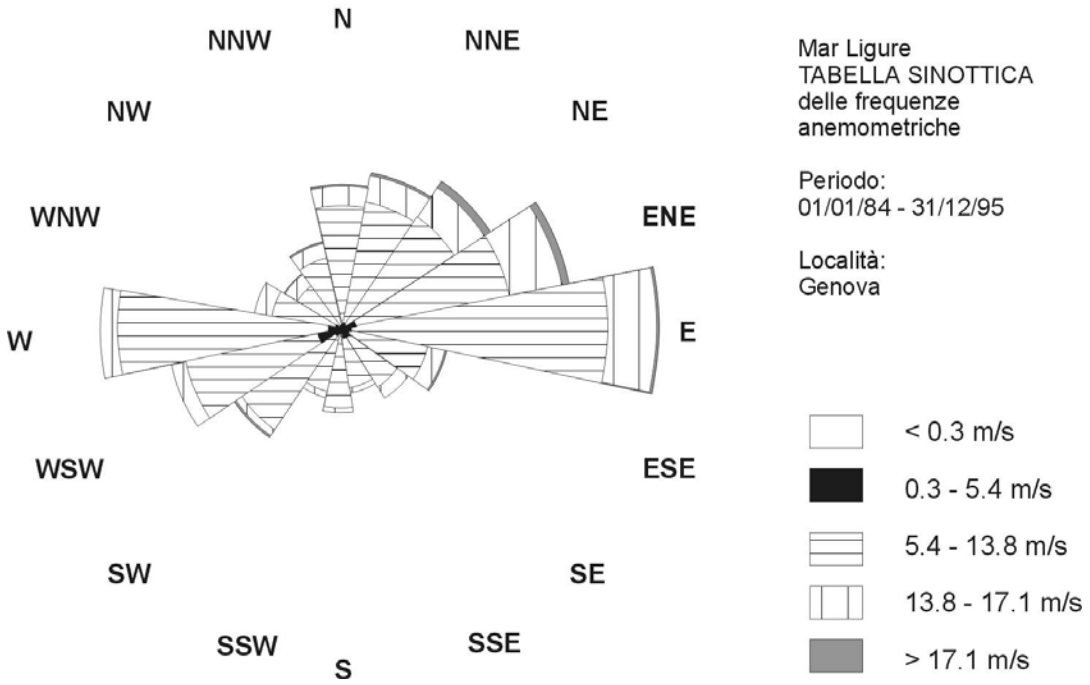


Fig. 3 - Diagrammi anemometrici per il periodo temporale dal 1.1.1 1984 al 31.12.1995 ottenuti con i risultati della Tabella 2 per i punti di altura a 10 m sul l.m.m. di Chiavari in alto e di Genova in basso.

I risultati ottenuti con questa metodica di stima dei valori anemometrici risultano soddisfacenti, e, per la possibilità di stimare anche i valori anemologici al largo, possono altresì essere utilizzati per ricostruire le caratteristiche ondametriche sui vari settori di traversia d'interesse, sulla base del fetch geografico ed adottando le formule dei regimi stazionario, transitorio e completamente sviluppato, riportate da Scarsi (1991) per il calcolo dei vari intervalli temporali t di persistenza del vento U_{10} necessario alla stima delle onde significative (Hs altezza d'onda significativa e Ts periodo d'onda significativa).

Siffatte specifiche utilizzazioni di questa metodica di ricostruzione dei campi di vento richiede ovviamente anche una mirata taratura per meglio definirne l'accuratezza di stima, mentre risulta già perfettamente operativa per il suo diretto impiego, sia per ricavare la successione temporale della variabilità isobarica di superficie nell'area mediterranea da relazionare, come indicato nell'introduzione, con la teleconnessione del sistema dell'Oscillazione Nord Atlantica (NAO), sia per confrontare l'andamento delle conformazioni isobariche di superficie in periodi temporali diversi.

RINGRAZIAMENTI

Lavoro svolto col cofinanziamento MURST 2001, nell'ambito del programma dell'Unità locale di ricerca dal titolo "Analisi statistica e frattale delle serie termopluviometriche ultracentenarie del nord Italia e ricostruzione dalle carte isobariche bigiornaliere di superficie dei campi di vento sul Mediterraneo" afferente al Programma Nazionale di ricerca dal titolo "La variabilità del clima locale relazionata ai fenomeni di cambiamento climatico globale". Responsabile nazionale e locale dell'Unità di Ricerca Prof. Gian Camillo Cortemiglia del Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse (DIP.TE.RIS.) dell'Università di Genova, corso Europa 28, 16132 Genova.

BIBLIOGRAFIA

Cortemiglia G.C. 2000. Elementi di Geografia Fisica: meteorologia. Quaderno n.1, Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse, Università di Genova, 83 pp.

Giuliacci M. 1985. Influenza delle coste sulle caratteristiche del vento. *Atti Conv. Roma*, ENEA, Sima: 115-128.

La Valle L. & Meloni A. 1976. Derivazione del vento in superficie dal vento geostrofico. *Riv. Meteor. Aer.*, vol.XXXVI, n.4: 273-280.

McIntosh D. & Thom A.S. 1969. Essentials in meteorology. Wykeam Pubbl. LTD, London.

Newman W.M. & Sproull R.F. 1979. Principles of interactive computer graphics. Computer Sciences Series, Edit. McGraw-Hill Book Company, New York, 541 pp.

Rosini E. 1948. Rappresentazione statistica del vento. *Riv. Meteor. Aer.*, an. VIII, n.2: 28-48.

Scarsi G. 1991. Appunti del corso di idraulica marittima e costiera. Edit. Ist. Idraulica Univ. Genova.
Shore Protection Manual 1984. U.S. Army Corps of Engineers, Coastal Engineering Research Center, Government Printing Office, Washington D.C.
Stone Group 1984. Statistica delle onde estreme. Mare Tirreno. CNR, Padova, 86 pp.
World Meteorological Organization 1988. Guide to wave analysis forecasting. Secretariat W.M.O., Geneva, Switzerland.

Ricevuto ! febbraio 2002; revisionato 30 marzo 2002; accettato 15 maggio 2002.

Atti Associazione italiana Oceanologia Limnologia, 15 pp. 147-162, luglio 2002

DINAMICA E CARATTERI EVOLUTIVI DELLA SPIAGGIA DI LEVANTO (LIGURIA ORIENTALE)

Pier Luigi BRANDOLINI[1], Gian Camillo CORTEMIGLIA[2], Marco FIRPO[2], Mauro PICCAZZO[2], Cristiano QUEIROLO[2], Remo TERRANOVA[2]

[1]Dipartimento di Scienze dell'Antichità e del Medioevo (DISAM), Sezione di Scienze Geografiche, Università degli Studi di Genova.
[2]Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse (DIPTERIS), Università degli Studi di Genova.

ABSTRACT

Dynamics and evolutionary character of Levanto beach (eastern Liguria)

The beach in Levanto, like other beaches all over Liguria, is revealing a trend toward erosion which appears clearly in comparison of different coastlines. A study of littoral dynamics has been performed to determine the causes of this regression, preceded by a geological and geomorphological survey and by morphometric analysis of the basin of the Ghiararo, a stream which is the beach's principal source.

Morphobathymetric and textural studies of the shoreface have permitted definition of sediment dynamics: wave motion caused by the south-west wind causes coarse material to tend to be transferred along the swash zone toward the east, while the rip currents carry fine material offshore. The result is significant selective change in the profile of the shoreface. In addition, the quantity of medium to coarse sand coming in from the west is insufficient to make up for erosion caused by fine sand being washed offshore, and the current situation on the coastline has a negative sedimentary ratio.

Finally, a number of considerations are set forth on tourism in the Gulf of Levanto area, which is characterised by geological, geomorphological and environmental heritage (geosites) which have so far been largely ignored and neglected.

RIASSUNTO

La spiaggia di Levanto, analogamente a quanto accade in quasi tutta la Liguria, manifesta attualmente una tendenza all'erosione, evidenziata anche dalla ricostruzione delle antiche linee di riva. Lo studio della dinamica costiera è stato preceduto sia da un rilevamento geologico e geomorfologico sia dall'analisi morfometrica del bacino del Torrente Ghiararo, principale fonte di alimentazione della spiaggia.

Le indagini morfobatimetriche e tessiturali relative alla spiaggia hanno portato alla definizione della dinamica dei sedimenti: il materiale grossolano, a causa dell'ondazione da libeccio, tende ad essere trasferito lungo la battigia verso levante mentre il

materiale fine, per mezzo di correnti da moto ondoso (*rip current*), viene trasportato verso il largo: questo provoca selettivamente sensibili variazioni del profilo della spiaggia sottomarina; inoltre l'arrivo da ponente di sabbia media e grossa non compensa quantitativamente l'erosione provocata dall'asporto verso il largo della sabbia fine e la situazione in atto sul litorale presenta un bilancio negativo.

Vengono infine esposte alcune considerazioni per una valorizzazione, a fini turistici, del Golfo di Levanto e dei suoi dintorni, caratterizzati da emergenze geologiche, geomorfologiche e ambientali (geositi), in gran parte sconosciute e trascurate.

1. INTRODUZIONE

La spiaggia di Levanto, la cui lunghezza è circa 1,4 km, occupa la parte interna dell'omonimo golfo delimitato da due promontori rocciosi che terminano ad ovest con Punta Gone e ad est con Punta Picetto (Fig. 1); il centro abitato è situato in massima parte sulla piana alluvionale che, con una larghezza di 700 m, si estende all'interno per circa 2,5 km. La spiaggia è prevalentemente alimentata dal materiale proveniente dal bacino del Torrente Ghiararo (16,4 km^2) e da alcuni minori, che defluiscono direttamente in mare, per una superficie complessiva di 20,2 km^2.

Fig. 1 - Il Golfo di Levanto ripreso dalle pendici del Promontorio del Mesco verso Punta Gone.

Il reticolo idrografico del T. Ghiararo ha una lunghezza dell'asta principale di 4.875 m, con una pendenza media del bacino di 9,23 % e un dislivello dalla sorgente

alla foce di 450 m; la sua gerarchizzazione (Strahler, 1954) ha messo in evidenza come il massimo ordine sia il quinto con una densità di drenaggio di 4,77 km/km^2 e una frequenza di drenaggio di 7,01.

Sono state inoltre reperite e confrontate linee di riva di anni diversi che hanno permesso di ricostruire l'evoluzione del litorale (Fig. 2):

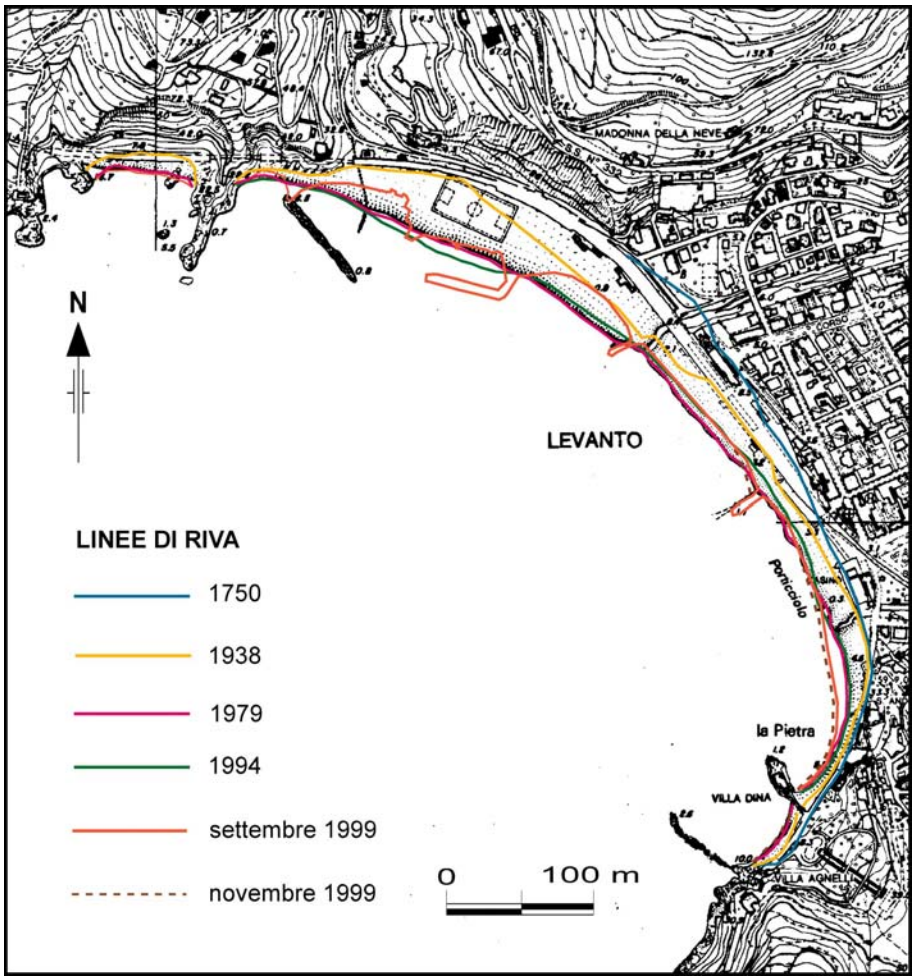


Fig. 2 - Linee di riva storiche.

- sulla base della cartografia di Matteo Vinzoni (1750), nel tratto orientale a NE della Villa Agnelli, la linea di riva coincideva con il piede del pendio roccioso; verso ovest si spostava a monte, tra l'attuale manufatto della linea ferroviaria e l'attuale centro abitato, e successivamente rientrava in corrispondenza del tratto terminale del corso del T. Ghiararo, per finire contro le pareti serpentinitiche sottostanti alla cappella della Madonna della Neve, che allora costituivano una falesia;

- la linea di riva del 1938, carta I.G.M. a scala 1:25.000, mostra un andamento simile al precedente nella zona prossima a Villa Agnelli, per poi posizionarsi più avanzata fino al versante roccioso della zona occidentale;

- le linee di riva successive (carta tecnica regionale 1:10.000 della Regione Liguria del 1979 e carta regionale 1:25.000 della Regione Liguria del 1994) evidenziano un avanzamento, provocato da numerosi interventi antropici;

- le linee di riva del settembre e del novembre 1999, rilevate direttamente da noi, indicano, al contrario, un generale arretramento, in particolare nel settore centrale ed in quello occidentale.

Negli ultimi tempi lungo la spiaggia, che ha un'ampiezza massima di 70 m ed una superficie utile complessiva di 52.500 m^2, sono stati costruiti tre pennelli (Fig. 3): uno sull'estremità orientale, radicato alla falesia sottostante villa Agnelli, un secondo a circa metà spiaggia tra l'ex casinò municipale e la foce del T. Ghiararo, ed un terzo sul lato destro della foce di quest'ultimo (Fig. 4 a). Nel settore occidentale, inoltre, una parte della spiaggia (circa il 13 % dell'intero arenile) è stata sede di una grande discarica di materiali litoidi estratti dalle gallerie del tracciato ferroviario Levanto - Monterosso al Mare, dapprima utilizzata come campo di calcio e limitato deposito di barche, oggi, invece, ingrandita verso mare e protetta da una scogliera parallela alla costa.

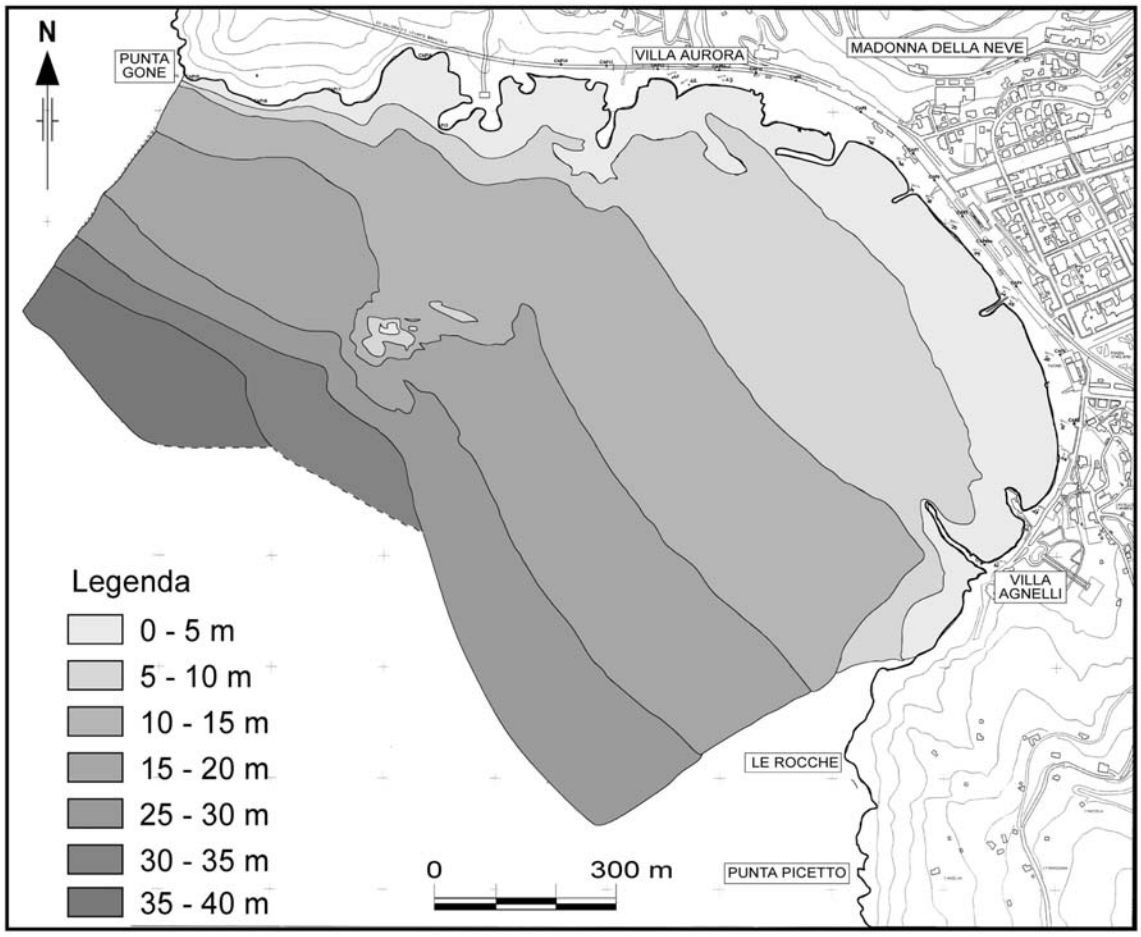


Fig. 3 - Batimetria del Golfo di Levanto.

2. CARATTERISTICHE GEOLOGICHE E GEOMORFOLOGICHE DELLA FASCIA COSTIERA

La fascia costiera è caratterizzata dalla presenza di numerosi litotipi che, nel tempo, ne hanno condizionato la morfologia; essi possono essere così schematicamente descritti (Fig. 5):

a) Serpentiniti. Si tratta di rocce generalmente massicce, di colore verde o verde-bluastro, con relitti di peridotiti, che affiorano in strette fasce nel settore orientale e lungo la fascia costiera occidentale fino a Punta Gone. Vi si associano oficalciti, come a ridosso della Chiesa di S. Andrea, ove sono state cavate per uso ornamentale come "rosso di Levanto".

b) Gabbri. Affiorano nel settore orientale, lungo una fascia di territorio che si estende dal lungomare di Levanto al versante destro della bassa valle del T. Ghiararo.

c) Basalti e brecce. Lungo il golfo l'unico affioramento è quello che costituisce lo scoglio “La Pietra” nel settore orientale.

d) Argille con calcari palombini. Rocce argillose, con intercalazioni di sottili straterelli arenacei e calcareo micritici, che affiorano sulle pendici settentrionali del Promontorio del Mesco.

e) Argilloscisti arenacei. Si tratta di argilliti con intercalazioni arenitiche, scistose, che affiorano anch’essi sulle pendici settentrionali del Promontorio del Mesco.

f) Argilloscisti zonati. Sono argilliti in straterelli molto sottili, scistose, costituite da alternanze di argillite pressochè pura e di argillite siltosa e/o marnosa, per cui sulle superfici alterate ne deriva una caratteristica zonatura a bande grigio-scure e biancastre.

g) Arenarie di M. Gottero. Si tratta di un flysch arenaceo-argilloso, costituito da bancate di arenaria quarzoso-feldspatica e micacea intercalate da argilliti scistose nerastre.

Il moto ondoso ha agito in modo differenziato sui due tratti: ad est l’azione erosiva ha particolarmente prevalso in corrispondenza degli strati più teneri degli scisti zonati e negli strati argillitici compresi fra le bancate quarzoso-feldspatiche delle Arenarie di M. Gottero, creando rientranze, gallerie e grotte orientate secondo la stratificazione; ad occidente il mare ha lavorato soprattutto sui fitti sistemi di fratture, sulle faglie e sulle fasce brecciate interessanti la formazione serpentinitica: ne è derivato un tratto costiero estremamente frastagliato, con piccoli promontori sottili e affilati che comprendono piccole baie, ospitanti talora modestissime spiagge sovrastate da falesie serpentinitiche, talora imponenti. Nella figura 4 sono riportate, oltre alle caratteristiche tessiturali della spiaggia emersa, anche le principali caratteristiche geomorfologiche ed i principali interventi antropici sul litorale.

3. CARATTERISTICHE IDRODINAMICHE DELLA SPIAGGIA SOTTOMARINA

Per l’individuazione delle caratteristiche idrodinamiche della spiaggia sottomarina è stata predisposta una rete di capisaldi a cui è stato collegato il rilievo batimetrico di precisione eseguito attraverso la realizzazione di sezioni batimetriche trasversali alla

Fig. 4 - Il Golfo di Levanto: a) è visibile l'approdo per barche ubicato nel settore occidentale della spiaggia; b) il Promontorio del Mesco visto da Punta Gone con la parte orientale della spiaggia; c) il settore centrale della spiaggia che presenta la maggiore ampiezza; in secondo piano, a sinistra, compare il caseggiato rosso del'ex-casinò; d) Punta Gone e, sullo sfondo, il Promontorio del Mesco.

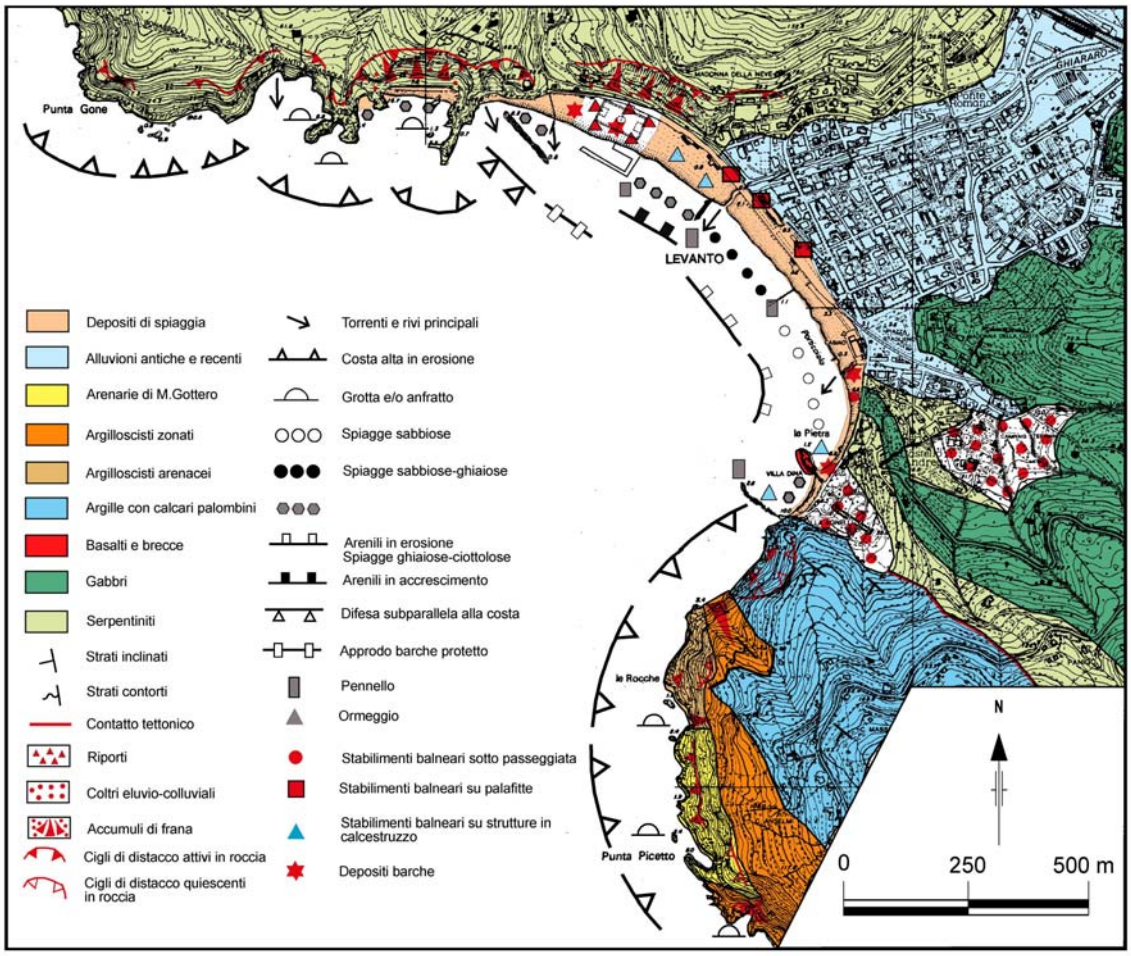


Fig. 5 - Carta geolitologica e geomorfologica della fascia costiera.

riva con interasse medio di 100 m per il lato occidentale e di 50 m per quello orientale, con la tecnica descritta da Cortemiglia (1978c). Su tale base è stata sviluppata successivamente l'analisi morfobatimetrica e sedimentologica.

Il litorale di Levanto non rappresenta un'unità fisiografica, in quanto i sedimenti della spiaggia sottomarina possono transitare in deriva litoranea nella zona antistante Punta Gone, determinando così un bilancio sedimentario del paraggio di tipo aperto. L'arco naturale compreso tra i due promontori non si presenta simmetrico rispetto alla corda rappresentata dalla loro congiungente, in quanto il tratto di litorale ad W della foce del Ghiararo è più allungato, con direzione pressoché E-W, rispetto all'altro, pressoché N-S. Il settore di traversia del paraggio risulta pertanto delimitato dalle tangenti a Punta Gone (278°) e alle Rocche (188°): all'interno di questo settore di traversia si individuano altri settori parziali con le dimensioni del fetch geografico indicate nella Tabella 1.

Questi dati permettono di evidenziare che la traversia principale è rappresentata dai mari provenienti da S-SW e SW, mentre la traversia secondaria riguarda i mari provenienti da S, che riceve, per espansione, anche quelli da W-SW.

Tab. 1 - Settori di traversia parziali.

Angolo di apertura: 90°		
Settori parziali	Azimutali di delimitazione	Fetch geografico in km
S	188° - 203° 30’	180
S-SW	203° 30’ - 222°	1.150
SW	222° - 243°	1.000
W-SW	243° - 278°	200

4. ANALISI MORFOBATIMETRICA DELLA SPIAGGIA SOTTOMARINA

Il rilievo batimetrico ha evidenziato un andamento generalmente regolare con un incremento della pendenza a ponente (Fig. 3).

Su ciascuna sezione batimetrica rilevata è stata effettuata l’analisi morfobatimetrica (Cortemiglia 1978a e 1986; Cortemiglia *et al.*, 1999 e 2000) in modo da ricavare la pendenza del profilo e la relativa geometria. Tale analisi mostra chiaramente la netta differenza tra i profili presenti ad E di Villa Aurora e quelli a W: nel primo caso la spiaggia sottomarina evidenzia la presenza di barre, che denotano una dinamica legata a correnti da moto ondoso con andamento prevalentemente trasversale alla riva, mentre la spiaggia sottomarina a W presenta, invece, oltre ad una maggior pendenza, l’assenza di barre e la prevalenza di rotture di pendenza, con rilievi sommersi dovuti al substrato roccioso.

5. CARATTERISTICHE SEDIMENTOLOGICHE DELLA SPIAGGIA

La caratterizzazione tessiturale del sedimento di fondo mobile della spiaggia emersa e sottomarina è stata ottenuta dall’analisi granulometrica sui campioni, raccolti con la metodologia descritta da Cortemiglia (1978a e 1978b): sono stati analizzati 33 campioni di fondo mobile, 32 di battigia e 17 di berma.

Le caratteristiche principali della distribuzione granulometrica evidenziano chiaramente la netta diversificazione tra campioni di battigia e di fondo mobile, con la presenza di una tendenza, per questi ultimi, ad incrementare i valori della media e della mediana con la profondità. In particolare, se si esaminano gli andamenti delle varie classi granulometriche in funzione della profondità, emerge che la *sabbia fine* (0,125÷0,250 mm) e la *sabbia molto fine* (0,063÷0,125 mm) manifestano una modesta tendenza a crescere con l’aumento delle batimetrie; inoltre da questo andamento si ricava anche che nel sedimento di battigia la *ghiaia* (4÷20 mm) ed i *granuli* (2÷4 mm) risultano prevalenti.

Utilizzando per ogni campione il valore del granulo medio, determinato come mean size di McCammon (1962), è stata tracciata la distribuzione granulometrica del sedimento sulla spiaggia sottomarina (Fig. 6). Dall’insieme complessivo dell’andamento del granulo medio non si rivela la presenza di una tendenza distributiva di *slop sorting*, ma più propriamente predominano, al di là dell’isobata dei 6 m, la *sabbia fine*

(0,125÷0,250 mm), nella spiaggia sottomarina posta ad E della Villa Aurora, e la *sabbia molto grossa* (1÷2 mm) e i *granuli* (2÷4 mm), in quella sita a W della Villa Aurora.

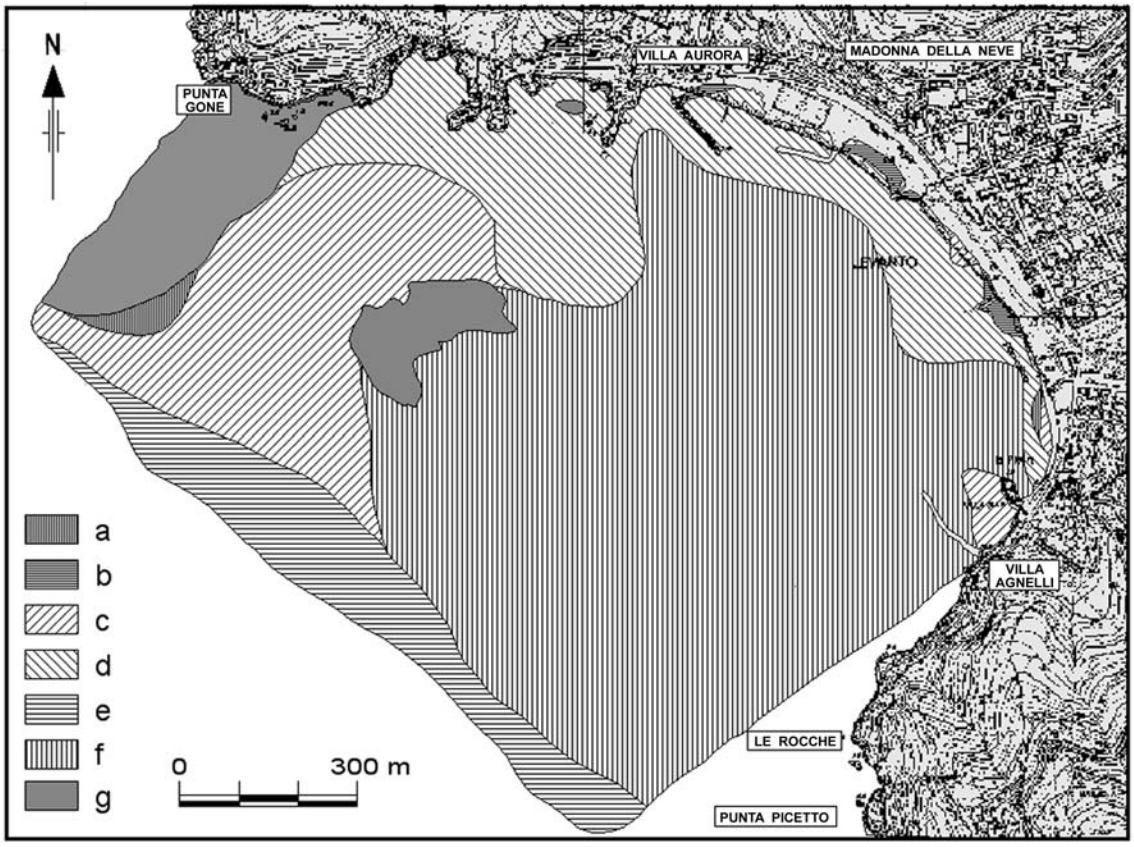


Fig. 6 - Distribuzione del granulo medio del sedimento (scala di Udden-Wentworth).
In legenda: a) ciottoli e ghiaia, b) granuli, c) sabbia molto grossa e sabbia grossa, d) sabbia media, e) sabbia fine, f) sabbia molto fine, g) fondale roccioso.

Per quanto riguarda i principali parametri granulometrici l'andamento della deviazione standard con la profondità evidenzia che il sedimento di fondo mobile risulta ben classato, quindi soggetto ad una prolungata mobilizzazione, e quello di battigia segnala la presenza di una mobilizzazione breve e poco significativa; per quanto riguarda l'asimmetria il sedimento presenta sia code fini sia grossolane, in funzione della più o meno elevata energia di mobilizzazione, caratteristica questa di un fondale su cui agiscono correnti da moto ondoso significative. Il diagramma di Passega presenta, infine, un'evidente separazione tra i campioni di sedimento di fondo mobile e quelli di battigia: il sedimento di battigia occupa l'area del trasporto per rotolamento e trascinamento, quindi prevalentemente legato al getto di riva, mentre quello di fondo mobile occupa l'area caratteristica di una sospensione gradata in cui avviene il trasporto di fondo ad opera di correnti ad elevata energia.

6. INDIVIDUAZIONE DEGLI ASSI DI TRANSITO SEDIMENTARIO

I risultati dell'analisi morfobatimetrica del fondale indicano che è in atto una tendenza della spiaggia sottomarina a regolarizzare il proprio profilo in conformità ad una dinamica regolata prevalentemente da correnti generate dal moto ondoso. Il sistema responsabile della regolarizzazione dei profili verso una geometria a barre, nella parte ad E di Villa Aurora, e a rotture di pendenza con sedimenti grossolani, in quella a W, risulta caratterizzato da correnti dotate di elevata energia, il cui insieme consente una deposizione del materiale soprattutto per eccesso di carico.

Questa mobilizzazione e trasporto del materiale di fondo mobile si concretizza in una prevalente azione erosiva sul fondale in corrispondenza della fascia batimetrica più prossimale alla battigia nella zona del settore ad E di Villa Aurora ed il relativo allontanamento del materiale verso il largo, mentre nella parte a W di Villa Aurora la mobilizzazione del materiale risulta piuttosto diretta lungo riva. Questa evidente azione erosiva non si manifesta però uniformemente su tutta l'estensione della spiaggia sottomarina, ma agisce selettivamente su quei tratti interessati dal flusso principale delle correnti da moto ondoso.

Si è reso pertanto necessario individuare il quadro dinamico generale di questo sistema a cui è relazionato l'andamento dell'erosione sugli arenili, individuando gli assi di transito dei sedimenti, in modo, così, non solo da poter prevedere le modalità di erosione sul litorale, ma soprattutto da poter acquisire gli elementi di giudizio indispensabili per valutare il grado di funzionalità per eventuali interventi di ripascimento e/o di difesa.

E' stata svolta, su ciascun campione, l'analisi modale secondo le indicazioni metodologiche descritte da Cortemiglia (1978c, 1986 e 1991) per discriminare, nel sedimento di fondo mobile, quali subpopolazioni vengono mobilizzate e trasportate.

L'analisi modale, sviluppata per ciascuno dei 65 campioni, ha consentito di ricavare le relative formule, dal cui insieme si deduce che il sedimento risulta costituito da quattro subpopolazioni formate dalle seguenti frazioni granulometriche modali:

Subpopolazione 1 = 0,052÷0,231 mm (sabbia fine)
Subpopolazione 2 = 0,262÷0,824 mm (sabbia media e grossa)
Subpopolazione 3 = 1,250÷4,351 mm (sabbia molto grossa e granuli)
Subpopolazione 4 = 5,078÷48,00 mm (ghiaia)

Tenendo conto della frequenza delle singole mode relative a ciascun campione delle sopraindicate quattro subpopolazioni, si ricava la seguente formula modale media:

(0,176) 25,66 % + (0,428) 17,61 % + (1,818) 38,94 % + (5,078) 17,77 %

Tale formula consente, quindi, di stimare che, quantitativamente, le frazioni granulometriche modali più importanti che partecipano alla dinamica litorale risultano quelle della *sabbia fine* (25,66 %) e della *sabbia molto grossa e granuli* (38,94 %), mentre, lungo la battigia, la dinamica del getto di riva mobilizza soprattutto la frazione modale della *sabbia molto grossa e granuli* (38,94 %) e della *ghiaia* (17,77 %).

Utilizzando pertanto questi risultati sono state tracciate le curve di isodensità modale relative a ciascuna delle precitate quattro subpopolazioni ricavandone, conseguentemente, l'andamento degli assi di transito principali e secondari lungo cui ciascuna

subpopolazione trasferisce la propria frazione granulometrica modale.

Appare evidente già da un primo esame comparativo generale come le subpopolazioni 1 e 2 (Figg. 7 e 8) presentino una dinamica pervasiva su tutto lo sviluppo della spiaggia sottomarina, mentre le subpopolazioni 3 e 4 (Figg. 9 e 10) risultino piuttosto mobilizzate e trasportate rispettivamente su batimetriche non influenti sulla dinamica del paraggio (Fig. 9) ed a ridosso della battigia (Figg. 9 e 10).

In particolare, quindi, la dinamica sulla spiaggia sottomarina è prevalentemente dovuta al trasporto delle subpopolazioni 1 e 2, ad opera di correnti da moto ondoso, e dalla mobilizzazione della subpopolazione 4 ad opera del getto di riva.

La Figura 7 evidenzia chiaramente come la *sabbia fine* venga trasferita, soprattutto, dalla zona orientale verso il largo ad opera di importanti correnti di risucchio (*rip current*), portandola a distribuirsi oltre la batimetrica dei 20 m e sottraendola così definitivamente alla dinamica litorale. Tale situazione, relazionata alle caratteristiche del settore di traversia, indica una prevalente genesi da mari provenienti da SW (libeccio) (Tab. 1).

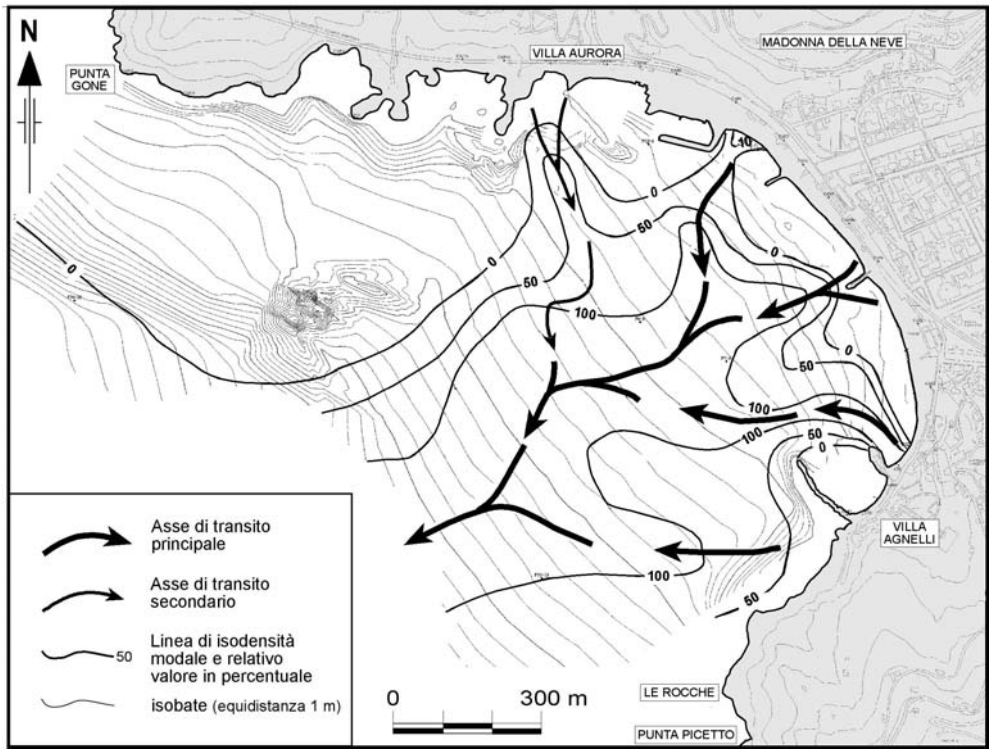


Fig. 7 - Andamento del transito sedimentario relativo alla subpopolazione 1.

La mobilizzazione, rappresentata dalla subpopolazione 2 (Fig. 8), indica chiaramente che la *sabbia media e grossa* viene trasportata da una corrente lungo riva (*longshore current*) verso levante favorendo così il ripascimento del litorale. La disposizione di questa corrente risulta correlata al settore secondario di W-SW ed a quello principale di SW (Tab. 1).

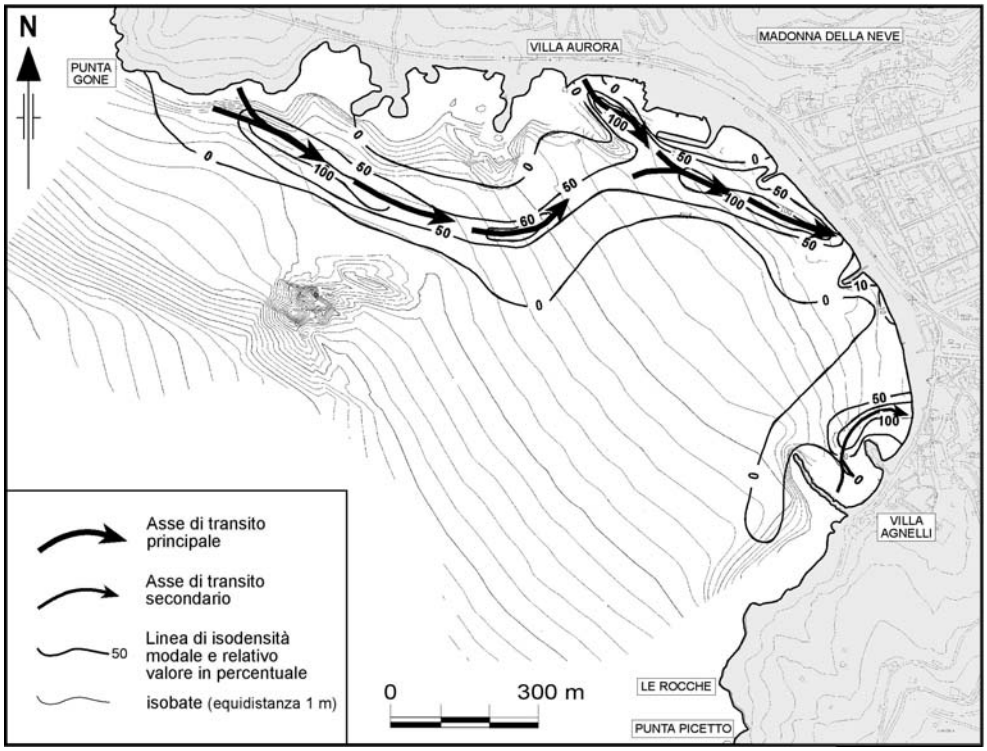


Fig. 8 - Andamento del transito sedimentario relativo alla subpopolazione 2.

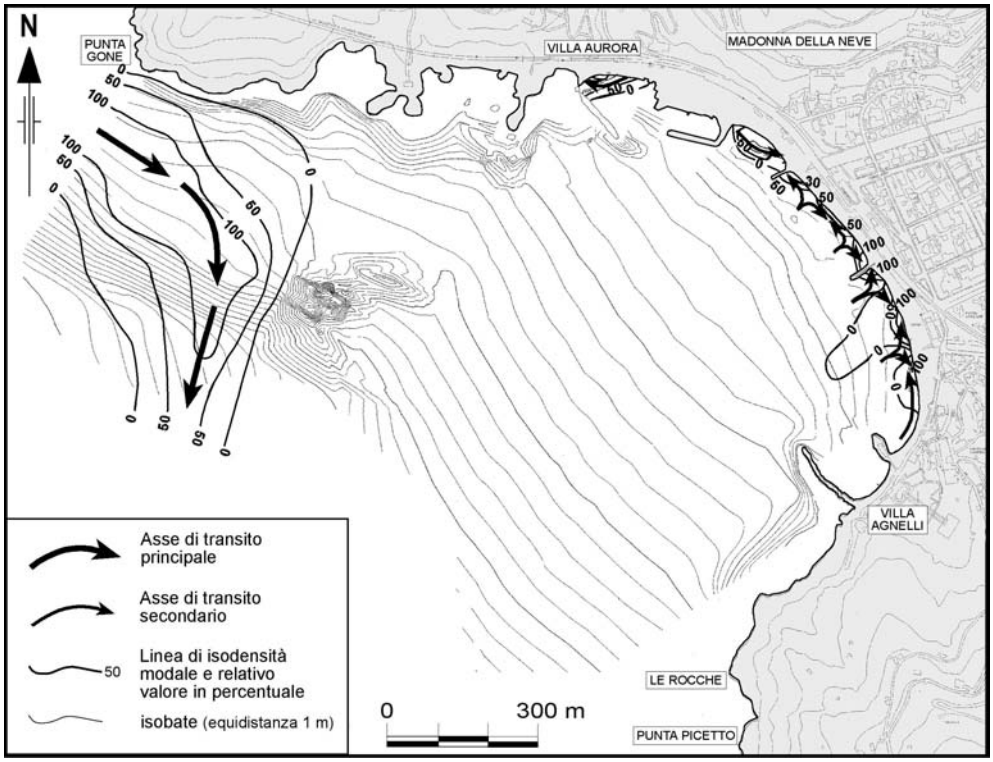


Fig. 9 - Andamento del transito sedimentario relativo alla subpopolazione 3.

Gli assi di transito principali e secondari (Fig. 9) relativi alla *sabbia molto grossa e granuli* (subpopolazione 3) evidenziano il carattere piuttosto localizzato e delimitato alle fasce di fondale oltre la batimetria di 15 m posta all'estremità occidentale del settore di traversia, per cui, anche se il materiale proviene in deriva dall'area fuori paraggio di ponente, non risulta di significativa importanza ai fini quantitativi nel bilancio sedimentario della spiaggia sottomarina di Levanto.

La subpopolazione 4, rappresentata dalla *ghiaia*, deriva unicamente a ridosso della battigia, lungo tutto lo sviluppo degli arenili posti a levante della Madonna della Neve, portando così il materiale grossolano a concentrarsi in vari punti preferenziali della spiaggia (Fig. 10) piuttosto delimitati. Questo transito sedimentario risulta legato alla mobilizzazione ed al trasporto per rotolamento, trascinamento e saltazione, connessi al getto di riva, e rappresenta la deriva litoranea dovuta ai mari libecciali.

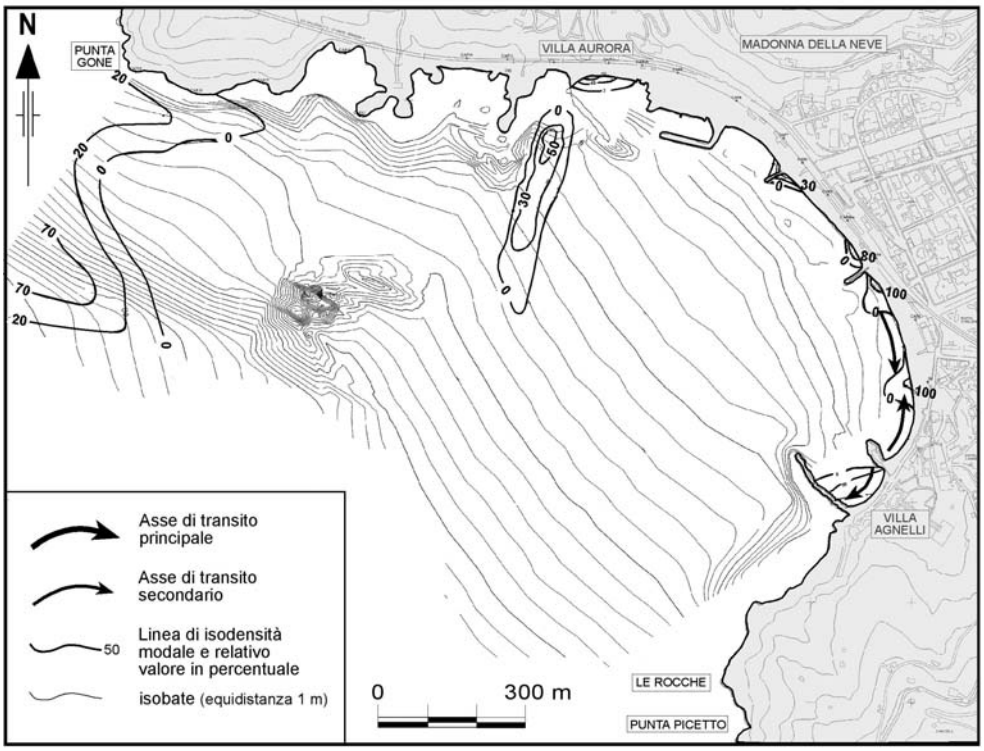


Fig. 10 - Andamento del transito sedimentario relativo alla subpopolazione 4.

I risultati dell'analisi modale sui campioni raccolti conduce, quindi, ad evidenziare la presenza di una duplice sostanziale modalità di mobilizzazione del materiale di fondo mobile, una riguardante la frazione modale della *sabbia media e grossa* (subpopolazione 2), che deriva verso E lungo riva in prossimità della battigia, l'altra relativa al sedimento di fondo mobile della frazione modale della *sabbia fine* (subpopolazione 1) che viene prevalentemente allontanata verso il largo da un sistema di *rip current* generate dal moto ondoso.

Le altre subpopolazioni 3 e 4, pur partecipando alla dinamica litorale, non si rive-

lano però determinanti ai fini del bilancio sedimentario, presentando effetti del tutto localizzati e poco significativi.

7. VALORIZZAZIONE DEL LITORALE A FINI TURISTICI

Il Golfo di Levanto e i suoi dintorni sono caratterizzati da numerose emergenze geologiche, geomorfologiche ed ambientali, fino ad oggi in gran parte sconosciute e non valorizzate sufficientemente a fini turistici (Fig. 1).

Al di là del prestigioso centro storico medioevale di Levanto e del bacino imbrifero del T. Ghiararo, assai ricco di paesaggi suggestivi e di numerose borgate di spiccato interesse, il bene naturale attualmente di maggior pregio è senza dubbio la spiaggia che, dalle indagini sopra esposte, evidenzia meccanismi erosivi legati ad una dinamica che tende a trasferire verso levante lungo la battigia, ad opera delle ondazioni di libeccio, il materiale grossolano e a trasportare, per mezzo di correnti da moto ondoso, il materiale fine verso il largo.

Per far fronte, da una parte, al bilancio sedimentario negativo della spiaggia e, dall'altra, alla richiesta turistica legata al grande affollamento estivo, si ritengono urgenti, in primo luogo, ripascimenti massicci e ripetuti annualmente. I materiali adatti a tali scopi non mancano nella zona, essendo presenti vasti affioramenti di rocce serpentinitiche e basaltiche le quali, in altre sedi della costa ligure, hanno fornito nel passato ottimi risultati (Cortemiglia & Terranova, 1978; Terranova, 1979).

Si tratta poi di procedere ad un riordino della spiaggia che oggi è destinata a tre usi. Nel settore occidentale, su un arenile corrispondente a circa il 20 % del totale, è presente un approdo per barche, che rappresenta l'ultima fase di un lungo processo iniziato anni fa con una discarica di materiali provenienti dagli scavi delle nuove gallerie ferroviarie, non utilizzato come ripascimento ma, previo contenimento lato mare, trasformato in un campo da calcio e in un parziale deposito di barche, utilizzati per diversi anni. Nei settori centrale e orientale della spiaggia insistono alcuni stabilimenti balneari in concessione demaniale, costruiti in strutture di legno e muratura poggianti alcuni su palafitte ed altri su piastre di calcestruzzo. Vi sono poi alcuni tratti destinati a spiaggia libera, occupanti complessivamente circa il 30 % dell'intero arenile, i quali risultano appena parzialmente attrezzati.

Infine i tratti di costa rocciosa che, verso ponente, si estendono fino alla Baia di Bonassola, sono costituiti nel primo tratto da serpentiniti e nel secondo da gabbri, i cui affioramenti battuti ed erosi dai mari di libeccio e di scirocco hanno dato luogo a splendidi siti quali falesie, golfi, piccole baie e promontori. E' un tratto di costa splendido che oggi, dopo l'abbandono della sede ferroviaria spostata a monte in galleria, attende di essere preso in considerazione per progettarvi un percorso costiero che sfrutti i brevi tratti delle ex-gallerie ferroviarie; tale progetto andrebbe studiato attentamente nei dettagli per poter valorizzare tutte le emergenze geologiche e geomorfologiche, da illustrare in loco con pannelli e punti panoramici.

Verso levante si incontra la costa rocciosa del Promontorio del Mesco, già ben nota agli escursionisti per lo storico sentiero che, risalendo il promontorio, porta a Monterosso al Mare nelle Cinque Terre.

Ricordiamo infine che nel bacino idrografico del T. Ghiararo, che costituisce l'en-

troterra del Golfo, sono presenti aspetti paesaggistici molto attraenti, con versanti terrazzati destinati soprattutto ad uliveti (che lasciano il posto ai boschi e alle pinete nelle parti più alte) i quali si sviluppano attorno ad una quindicina di piccoli paesi, borgate e gruppi di case. E' una zona poco frequentata fino ad oggi, che merita di essere valorizzata con visite finalizzate allo studio delle terrazze sostenute dai muri in pietra a secco e delle opere connesse, costruite nei secoli dai contadini, e all'analisi delle caratteristiche costruttive delle borgate sia per gli edifici di civile abitazione sia per talune costruzioni religiose meritevoli di interesse, quali, per esempio, la Pieve di S. Siro di Montale e la chiesa di S. Nicolò di Chiesanuova.

RINGRAZIAMENTI

Lo studio è stato svolto nell'ambito del Progetto Cofinanziato MURST e Ateneo "La valorizzazione turistica dello spazio fisico come via alla salvaguardia ambientale", Coordinatore Nazionale e Responsabile dell'Unità Operativa dell'Università di Genova Prof. Remo Terranova.

Si ringrazia altresì la Soc. Levante Sviluppo che ha permesso la realizzazione dello studio.

BIBLIOGRAFIA

Ascari M., Baccino L. & Sanguineti G. 1937. Le spiagge della riviera ligure (Ricerche sulle variazioni delle spiagge italiane). *Cons. Naz. Ric. Com. Geogr. Ing.*, 312 pp.

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

Cortemiglia G.C. 1978b. Applicazione di curve di isodensità carbonatica per classi granulometriche modali nello studio della dinamica litorale. *Mem. Soc. Geol. It.*, vol. 19: 321-330.

Cortemiglia G.C. 1978c. Valutazione quantitativa della variazione di fondale tra la foce del Magra ed il porto di Marina di Carrara ed individuazione dei principali assi di transito del trasporto litoraneo. *Mem. Soc. Geol. It.*, vol. 19: 407-419.

Cortemiglia G.C. 1986. Dinamica dei sedimenti alla foce del Coriglianeto (Golfo di Taranto). Atti Convegno Evoluzione dei Litorali e Problematiche del Golfo di Taranto, ENEA: 117-160.

Cortemiglia G.C. 1991. Ristrutturazione morfologica per ripascimento della spiaggia dei Ronchi (Litorale apuano) quale tecnica di difesa dagli effetti erosivi. *Centro Cult. R. Consani*, mem. 1: 7-58.

Cortemiglia G.C., Firpo M. & Piccazzo M. 2000. Dinamica e caratteri evolutivi della spiaggia di Celle Ligure (Liguria Occidentale, Italia). *Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia*, 13 (2): 411-429.

Cortemiglia G.C., Firpo M., Piccazzo M. & Poggi F. 1999. Dinamica e caratteri evolutivi della spiaggia di Varazze (Liguria Occidentale, Italia). *Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia*, 13 (1): 347-362.

Cortemiglia G.C. & Terranova R. 1978. Realizzazione di una spiaggia artificiale a Lavagna (Liguria orientale). *Mem. Soc. Geol. It.*, 19: 381-387.

McCammon R.B. 1962. Efficiencies of percentile measures for describing the mean size and sorting of sedimentary particles. *Jour. Geology*, 70 (4): 453-465.

Strahler A.N. 1954. Quantitative geomorphology of erosional landscapes. C. R. 19th Intern. Geol. Cong., Algiers, Sect. 13, part 3: 341-354.

Terranova R. 1979. Relazione tecnica sui litorali di Lavagna e di Sestri Levante. Atti Convegno Nazionale per la difesa del litorale di Chiavari, Lavagna e Sestri Levante dall'erosione marina, Cavi di Lavagna, 18-19 maggio 1979: 71-76.

Ricevuto 3 febbraio 2002; revisionato 28 marzo 2002; accettato 21 maggio 2002.

NORME PER LA STAMPA

I lavori devono pervenire in tre copie nella versione già strutturata per la stampa in off-set; si consiglia conservare gli originali delle illustrazioni da allegare nella versione definitiva, che dovrà essere inviata in unico esemplare (unitamente ad un dischetto), dopo le osservazioni dei referees e seguendo le indicazioni fornite nella lettera di accettazione. Il lavoro dovrà essere contenuto in 10 pagine; per le eventuali pagine eccedenti, se accettate, sarà richiesto agli Autori un contributo per ogni ulteriore foglio a stampa (1 o 2 pagine dattiloscritte). Il lavoro, scritto preferibilmente in inglese, va preceduto da un **ABSTRACT** in inglese e da un **RIASSUNTO** in italiano. Il dattiloscritto (e le illustrazioni) dovranno essere comprese in un riquadro di dimensioni 15 × 22 cm: per il computer margine destro 3 cm, sinistro 3 cm, in alto 3,7 cm e in basso 4 cm. Il carattere da utilizzare è il Times New Roman corpo 12 con spazio singolo. Il titolo, gli Autori (con nome in minuscolo e cognome in maiuscolo) e gli Enti di afferenza vanno centrati. Il grassetto va utilizzato per il titolo del lavoro e per il titolo dei capitoli (**1. MAIUSCOLO**) e degli eventuali sottocapitoli (**1.1. Non maiuscolo**). Il corsivo viene utilizzato per le *specie animali e vegetali* e per l'*indicazione della Rivista* in Bibliografia. Le didascalie delle illustrazioni (in basso) e delle Tabelle (in alto) vanno centrate e in corpo 10. Gli Autori citati nel testo vanno con il solo cognome ed anno di pubblicazione del lavoro (se sono presenti due soli Autori utilizzare la &); da tre Autori in poi deve essere citato solo il primo con la scritta *et al.* in corsivo. Per ulteriori dettagli tenere conto dei lavori presenti nel seguente volume. Si ricorda che il riquadro presentato sarà ridotto a cm 12 × 17,6.

INSTRUCTIONS TO AUTHORS

Manuscripts should be sent in three copies, camera-ready format. Authors are suggested to keep the originals of the figures with them. These must be sent together with the final version of the ms, after acceptation. The final version, which will incorporate referees' comments and follow Editor's indications, should be sent in a single copy plus a diskette. Paper length must be comprised within 10 printed pages. Further page pairs may be granted upon payment. Text should be preferably in English and must be preceded by an English **ABSTRACT** and an Italian **RIASSUNTO**. Camera ready ms (text, tables and figures) must stay within 15 × 22 cm (will be reduced to 12 × 17.6 cm in the printed version), allowing for margins of 3 cm (side margins), 3.7 cm (upper margin) and 4 cm (lower margin) on an A4 sheet. Text will use single lined Times New Roman point-size 12. Title, author's names (given name in lower cases, family names in upper cases) and addresses must be centred. Bold character must be used for the title of the paper, chapters (e. g., **1. UPPER CASE**) and under-chapters, if any (e. g., **1.1. Lower case**). Italic must be used for *biological species names* throughout the ms and for *journal names* in the References. Captions to figures and table headings must be written in point-size 10 and centred; the former must be placed below the figure, the latter above the table. References must be quoted in the text using only the family name of the author(s) and the year of publication. When quoting a reference with two authors, use ampersand (&); with three or more authors use *et al.* (in *italic*) after the first author's name. Consult the present issue of the journal to check for further details.

Ulteriori informazioni possono essere reperite sulla home page dell'Associazione / *Please consult the AIOL web-site for further information*: http://www.aiol.info

I lavori devono pervenire al seguente indirizzo / *Manuscripts should be sent to the following address*:

Prof. Mauro PICCAZZO
DIP.TE.RIS.
Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse
Università di Genova
Corso Europa 26
I-16132 GENOVA, Italy
Tel. +39 010 3538039 / 3538311 Fax +39 010 352169
E-mail: piccazzo@dipteris.unige.it