ATTI

DELLA

ASSOCIAZIONE ITALIANA DI OCEANOLOGIA E LIMNOLOGIA

Proceedings of the Italian Association of Oceanology and Limnology

Volume 18

Pallanza 2007

Responsabile della Pubblicazione / *Editor in Chief*

Giuseppe MORABITO Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, CNR, Verbania Pallanza

Vice-Responsabile della Pubblicazione / *Associate Editor*

Carlo Nike BIANCHI 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
Riccardo DE BERNARDI Istituto per lo Studio degli Ecosistemi, CNR, Verbania Pallanza
Roberto FRACHE Dipartimento di Chimica e Chimica Industriale, Università di Genova
Vincenzo SAGGIOMO Stazione Zoologia "A. Dohrn", Napoli
Giancarlo SPEZIE Istituto di Meteorologia e Oceanografia, Università di Napoli Parthenope

Consulenti Editoriali / *Editorial Assistants*

Antonio ARTEGIANI, Ancona
Roberto BERTONI, Pallanza
Giorgio BUDILLON, Napoli
Cristiana CALLIERI, Pallanza
Jordi CATALAN, Barcelona
Riccardo CATTANEO-VIETTI, Genova
Paul R. DANDO, Bangor
Roberto DANOVARO, Ancona
Manos DASSENAKIS, Athens
Marco FIRPO, Genova
Joern GEISTER, Bern
Josep-Maria GILI, Barcelona
Karl-J. HESSE, Kiel
Lucien LAUBIER, Marseille
Cristophe LEBOULANGER, Thonon les Bains
Fiorenza MARGARITORA, Roma
Mauro PICCAZZO, Genova
Carla MORRI, Genova
Jean-François PAVILLON, Paris
Joandomènec ROS, Barcelona
Alan J. SOUTHWARD, Plimouth
Sergio TUCCI, Genova
Leonardo TUNESI, Roma
Adolf WEBER, Hamburg
Karl WITTMAN, Wien
Adriana ZINGONE, Napoli

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

ANDRESINI A. – Hazard assessment for metals in Lesina Lake (Apulia, Italy) surficial sediment Pag. 1

BENEDETTI M., NIGRO M., REGOLI F. – Responsiveness to pro-oxidant conditions of platelet ice in the Antarctic silverfish, *Pleurogramma antarcticum* pag. 9

BURASCHI E., TARTARI G. – Valutazione dello stato ecologico dei laghi italiani attraverso la comunità macrofitica: metodi di possible applicazione e considerazioni sull'uso dei dati pregressi pag. 19

DE CICCO M., FABBRI F., PETRACZEK S., PROIA L., CARCHINI G. – Impatto di un piccolo sbarramento artificiale sulle variabili ambientali di un torrente appenninico pag. 33

COVELLO F., PITTELLI F., RENDE F., BUZZI A., PONTICELLI A., SCALISE G. – Caratteri sedimentologici in un settore del Bacino di Corigliano Calabro oggetto di realizzazione di una area marina protetta pag. 45

CILENTI L. – La macrofauna bentonica: uno strumento per localizzare un vivaio di vongole veraci (*Tapes decussatus*) pag. 55

INGARAO C., CAPELLACCI S., GIORGI M., RICCI F., PENNA A., PENNA N. – Ricerche riguardanti la comparsa di masse mucillaginose e processi di proliferazione algale lungo la costa pescarese (Nord Ovest Mare Adriatico) pag. 65

MENNA M., BUONOCORE B., ZAMBIANCHI E. – Surface currents in the Gulf of Naples measured by an HF-radar pag. 77

PELUSO T., BUDILLON G. – Primi risultati dell'applicazione del modello GOTM in una area costiera del Golfo di Napoli pag. 89

PREVIATI M. – Analisi della dieta ottimale di tre ottocoralli mediterranei in ambiente controllato pag. 101

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 18, pp. 1-8, maggio 2007

HAZARD ASSESSMENT FOR METALS IN LESINA LAKE (APULIA, ITALY) SURFICIAL SEDIMENT

Annamaria ANDRESINI

Dipartimento di Geologia e Geofisica, Università degli Studi di Bari,
Via E. Orabona, 4 - 70126 Bari

ABSTRACT

The aim of this study was to define hazard assessment of trace elements (As, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn) in Lesina Lake surficial sediments on the <2000 µm fraction. Sediment samples were collected from 28 sites considering location of marine, fresh water, municipal water conditioners, well-points inputs. Grain size distribution and trace elements were determined. Assessment of sediment contamination was evaluated by the Sediment Quality Guidelines (SQG) of US EPA, by the contamination factor and the contamination degree. Sediments showed a moderate to considerable contamination degree in the western sites of the lagoon, moderate contamination degree in the central sites of the lagoon and moderate to low contamination degree in the eastern sites of the lagoon.

RIASSUNTO

Valutazione del rischio da metalli nei sedimenti superficiali del Lago di Lesina (Puglia, Italia)

Questo studio ha avuto lo scopo valutare il rischio ambientale legato alla presenza degli elementi in traccia (As, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn) nella frazione <2000 µm dei sedimenti superficiali del Lesina Lake. Le stazioni di campionamento (in numero di 28) sono state opportunamente selezionate tenendo conto degli inputs idrici nella laguna (fiumi Lauro e Zannella, canali Acquarotta e Schiappàro, impianti idrovori). Sui campioni prelevati è stata eseguita l'analisi granulometrica ed è stata determinata la concentrazione di As, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn. Per valutare il senso tossicologico delle concentrazioni di tali elementi in traccia presenti nei sedimenti sono state applicate le Sediment Quality Guidelines (SQG); la contaminazione da As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn è stata valutata attraverso un fattore di contaminazione da cui è stato derivato il grado di contaminazione. I sedimenti hanno mostrato un grado di contaminazione da moderato a considerevole nel sub-bacino occidentale della laguna, moderato nel sub-bacino centrale e da moderato a basso nel sub-bacino orientale.

1. INTRODUCTION

With its west-east elongated shape, Lesina Lake is located in the north-western part of Gargano promontory (Apulia – Southern Italy) (Fig. 1).

Fig. 1 - Lesina Lake location.

The lagoon is about 22 km long, varies 0.5-1.7 m in depth, 3.5-1.5 km in width and has an area of about 52 square km. It consists of three sub-basins (western, central and eastern) with different depth and salinity from each other. It is a semi-enclosed basin where exchange of water with the open sea is limited. Actually, it communicates with the sea by means of two artificial canals (Foce Acquarotta and Foce Schiappàro), located at the two ends (at the western part and at the central-eastern part, respectively) of a 20 km long and 1.3-0.3 km (from west to east) wide coastal dune (Bosco Isola). Freshwater inflows are scarce and assured by seasonal streams, mostly debouching along the southern margin (Ficca *et al.*, 1996; Solazzi & Tolomio, 1973): the most important freshwater contributions are represented by the streams Zannella and Lauro (Fig. 2).

Since Lesina Lake has been affected by anthropic impact because of agricultural dumping, herbicidal and domestic waste, its surficial sediments were therefore used to provide tools for assessing the contamination risk. In fact, sediments can be good indicators for monitoring contaminants in aquatic environments (Ergin *et al.*, 1991; Bubb & Lester, 1994; Atgin *et al.*, 2000) and they are being increasingly used to assess human impact on these environments because their role in the transport and storage of contaminants (Sarmani *et al.*, 1992; Bubb & Lester, 1994; Murray, 1996).

Subject to grain size, the assessment of surficial sediment contamination using trace elements (As, Cu, Cr, Ni, Pb and Zn) was based on Sediment Quality Guidelines (SQG) by US EPA (US EPA, 1999) and applications of one set of guidelines (ERL/ERM, providing ecotoxicological significance of the elements) (Long *et al.*, 1995;

MacDonald *et al.*, 1996; Long *et al.*, 1998; Long & MacDonald, 1998), and on determination of contamination factor and contamination degree (Håkanson, 1980).

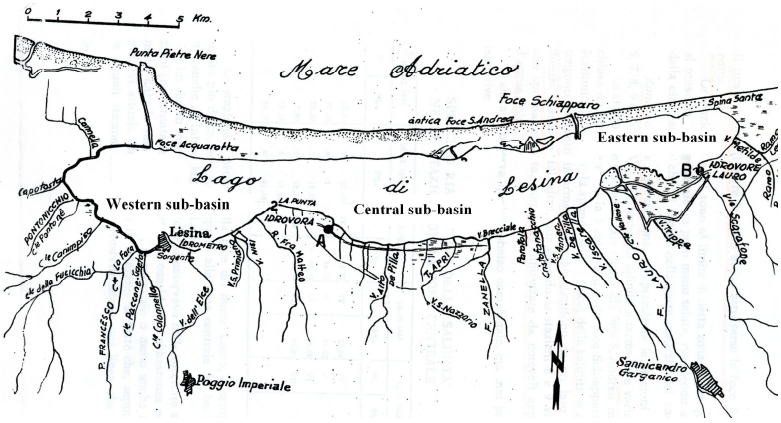


Fig. 2 - Lesina Lake (Ministero della Marina Mercantile, 1963 modified).

2. MATERIALS AND METHODS

Surficial sediments were taken from 28 sites in Lesina Lake (Fig. 3) by means of a box corer, which allowed undisturbed samples to be collected. The upper 0-0.5 cm of sediment were removed with a teflon spatula and placed in polyethylene bags. Returned to the laboratory, samples were dried in an oven at 70°C for 3-4 days (till to constant weight).

The sandy fraction (> 63 µm) was determined by wet sieving using A.S.T.M. sieves, while the silty and clayey fractions by decanting.

Determination of trace elements (As, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn) on the <2000 µm fraction, ground in an agate mortar and homogenised in order to represent bulk sediments, was made on a Philips PW 1480 X-ray spectrometer.

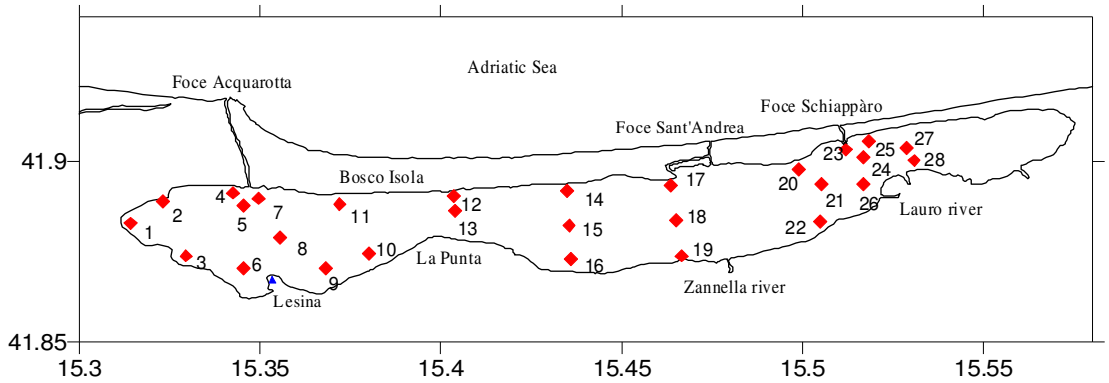


Fig. 3 - Map of Lesina Lake with the sampling grid.

The contamination factor (C^i_f) was calculated as the ratio between the mean content of the substance (C^i_{0-1}) and the reference value for the substance (C^i_n). The contamination degree (C_d) was calculated as the sum of all contamination factors for the basin (Håkanson, 1980).

In this study minimum elemental abundance of surficial sediment samples was used as reference baselines for the substance (C^i_n).

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Assessment of surficial sediment contamination based on Sediment Quality Guidelines (SQG) and applications ERL/ERM

Particle grain size and concentrations of trace elements in the surficial sediments of Lesina Lake are given in Table 1. Concentrations are reported in $\mu g\ g^{-1}$ of dry weight of the sediment sample.

Tab. 1 – Surficial sediment grain size and elemental concentrations (in ppm).

Samples	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Pb	Grain size
1	65	35	44	23	22	5	sandy silt
2	42	27	48	48	9	8	clay
3	45	18	65	37	8	11	silty sand
4	59	35	25	54	17	7	sandy silt
5	64	39	43	30	17	7	sandy silt
6	62	37	56	39	15	14	clay
7	< d.l.	41	59	32	13	5	clay
8	64	34	27	29	26	15	clay
9	59	35	14	9	21	4	clay
10	30	16	33	28	6	15	silty sand
11	15	7	8	11	< d.l.	12	sand
12	41	25	17	35	15	8	very sandy silt
13	39	27	35	57	< d.l.	13	very sandy silt
14	34	26	35	51	6	6	sandy silt
15	38	27	40	52	13	7	very sandy silt
16	9	9	18	24	6	10	silty sand
17	37	8	16	21	3	13	silty sand
18	33	27	20	43	6	1	sandy silt
19	12	8	16	15	< d.l.	10	silty sand
20	14	5	12	14	7	9	sand
21	44	33	45	62	10	5	sandy silt
22	43	30	65	60	5	4	sandy silt
23	34	30	43	49	4	10	very sandy silt
24	34	25	44	46	8	6	very sandy silt
25	50	21	35	46	< d.l.	13	silty sand
26	43	28	35	56	2	4	very sandy silt
27	40	30	48	59	4	4	very sandy silt
28	32	29	33	54	5	6	sandy silt
Media	**40**	**25**	**35**	**39**	**10**	**8**	
Standard deviation	**16**	**10**	**16**	**16**	**7**	**4**	

(Annotation: detection limit of the instrument 3 ppm)

According the SQG sediments were classified as non polluted, moderately polluted and heavely polluted (Long *et al.*, 1998; Pekey *et al.*, 2004; Tab. 2).

Tab. 2 – Elemental concentrations from SQG (in $\mu g\ g^{-1}$ of dry weight).

	Non polluted	Moderately polluted	Heavely polluted
As	<3	3-8	>8
Cr	<25	25-75	>75
Cu	<25	25-50	>50
Ni	<20	20-50	>50
Pb	<40	40-60	>60
Zn	<90	90-200	>200

The surficial sediments from the three sub-basins of the lagoon were moderately polluted with Cr and Ni, only subordinately and locally non polluted were the western and central sub-basins. Sediments were moderately polluted with concentration level of Cu in the western sub-basin, subordinately heavely polluted, then non polluted; between moderately polluted and non polluted in the central sub-basin and moderately polluted in the eastern sub-basin. Concentrations of Zn and Pb were smaller than elemental concentrations from SQG for all sites, so the lagoon was considered as non polluted with those elements. Sediments were considered as heavely polluted with As in the western sub-basin; between moderately polluted, non polluted and locally heavely polluted in the central sub-basin; moderately polluted in the eastern-sub-basin.

The ERL (effect range low) values represent chemical concentration below which toxic effects on sediment dwelling fauna does not occur, while ERM (effect range median) values represent chemical concentration above which toxic effects could occur on sediment dwelling fauna (Long & MacDonald, 1998). Considering the ERL/ERM values given in Table 3, elemental concentration of surficial sediments at all sites in the lagoon (Tab. 1) were below ERL values with respect to Cr, Zn and Pb. Ni showed 20 exceedances of ERL values. Cu showed exceedances of ERL values expecially at west sites of the western sub-basin and at the easternest sites of the lagoon. As exceeded ERL values in almost all western sub-basin; it showed only two exceedances in the central basin while no one in the eastern sub-basins. Surficial sediments from all three sub-basins of the lagoon never exceeded ERM values.

Tab. 3 – ERL and ERM guidelines (in $\mu g\ g^{-1}$ of dry weight; Long *et al.*, 1995).

	ERL	ERM
As	8.2	70
Cr	81	370
Cu	34	270
Ni	20.9	51.6
Pb	46.7	218
Zn	150	410

3.2. Assessment of surficial sediment contamination based on contamination factor and contamination degree

The contamination factor (C^i_f) was classified as low (C^i_f <1), moderate ($1 \leq C^i_f < 3$), considerable ($3 \leq C^i_f < 6$), very high($C^i_f \geq 6$). The contamination degree (C_d) was classified as low ($C_d < 7$), moderate ($7 \leq C_d < 14$), considerable ($14 \leq C_d < 28$), very high ($C_d \geq 28$) (Håkanson, 1980).

The contamination factor values were considerable for Cr, Ni, Cu, Zn and Pb in all sites, subordinately they were very high, particularly in the western sub-basin, and locally moderate. The contamination factor values were very high for As in the western sub-basin and from considerable to moderate in the remaining part of the lagoon (Tab. 4).

The contamination degree values indicated a very high contamination degree in all sites of the lagoon; subordinately it indicated a considerable contamination degree in the central sub-basin (Tab. 4).

The western sub-basin appeared to be the most contaminated one (Fig. 4).

Tab. 4 – Contamination factor (C^i_f) and contamination degree (C_d) of surficial sediments.

Samples	C^i_f						C_d
	Cr	Ni	Cu	Zn	As	Pb	
1	7	6	6	2	13	4	**38**
2	4	5	6	5	5	6	**32**
3	5	3	9	4	5	8	**34**
4	6	7	3	6	10	5	**36**
5	7	7	6	3	10	5	**37**
6	7	7	7	4	9	11	**44**
7	n.d.	8	8	3	8	4	**31**
8	7	6	4	3	15	11	**46**
9	6	6	2	1	12	3	**31**
10	3	3	4	3	3	12	**28**
11	2	1	1	1	n.d.	9	**14**
12	4	5	2	4	9	6	**30**
13	4	5	5	6	n.d.	10	**30**
14	4	5	5	5	3	5	**27**
15	4	5	5	5	8	5	**33**
16	1	2	2	3	3	8	**19**
17	4	2	2	2	2	9	**21**
18	4	5	3	5	3	1	**20**
19	1	2	2	2	n.d.	7	**14**
20	1	1	2	1	4	7	**17**
21	5	6	6	7	6	4	**33**
22	5	6	9	6	3	3	**31**
23	4	5	6	5	2	8	**30**
24	4	5	6	5	4	5	**28**
25	5	4	5	5	n.d.	9	**28**
26	5	5	5	6	1	3	**24**
27	4	5	6	6	2	3	**28**
28	3	5	4	6	3	5	**26**

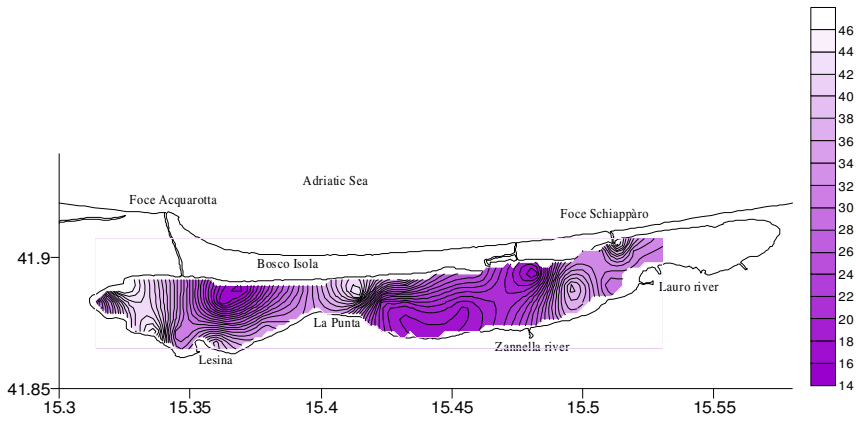


Fig. 4 – Map of contamination degree of surficial sediments of Lesina Lake.

4. CONCLUSIONS

Lesina Lake is mostly characterized by fine grain size surficial sediments. This circumstance plays a key role in the concentration of trace elements.

The sediments from Lesina Lake are moderately polluted with As, Cr, Cu and Ni, non polluted with Zn and Pb, while the contamination degree is estimated as high, both indicating anthropogenic pollution. The draining material coming from the lagoon hinterland affect the chemical composition of the sediments: As, Ni, Cr, Cu, Zn, Pb enrichment are due to agricultural dumping, herbicidal, domestic waste discharged directly into the waters of the lagoon. Nevertheless, natural source of enrichment with elements, such as mineralogic composition of the sediments, cannot be ruled out considering marine supplying through the canals connecting the lagoon with the sea (especially Foce Acquarotta), and aeolian supplying through the coastal dune deflation.

ACKNOWLEDGMENTS

This paper is part of my Ph.D. thesis supervised by Prof. Francesco Loiacono, Prof. Antonio De Marco, Dott. Federico Spagnoli. I wish to express my gratitude to them. I am also grateful to Mr. Nuccio Cammarino for assistance in sampling.

REFERENCES

Atgin R.S., El-Agha O., Zararsiz A., Kocataş A., Parlak H. & Tuncel G. 2000. Investigation of the sediment pollution in İzmit Bay: trace elements. *Spectrochimica Acta*, Part B 55: 1151-1164.

Bubb J.M. & Lester J.N. 1994. Anthropogenic heavy metal inputs to lowland river systems, a case study. The River Stour UK. *Water, Air Soil Pollution*, 78: 279-296.

Ergin M., Saydam C., Baştürk Ö., Erdem E. & Yörük R. 1991. Heavy metal concentrations in surface sediments from the two coastal inlets (Golden Horn Estuary and İzmit Bay) of the Northeastern Sea of Marmara. *Chemical Geology*, 91: 269-285.

Ficca G., Pierini S. & Purini R. 1996. Modellistica di circolazione della laguna di Lesina. *Atti XI Congresso Associazione Italiana Oceanologia e Limnologia. AIOL.* Genova: 583-592.

Håkanson L. 1980. Ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 14: 975-1001.

Long E.R. & MacDonald D.D. 1998. Recommended uses of empirically derived sediment quality guidelines for marine and estuarine ecosystems. *Human and Ecological Risk Assessment*, 4(5): 1019-1039.

Long E.R., Field L.J. & MacDonald D.D. 1998. Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17(4): 714-727.

Long E.R., MacDonald D.D., Smith S.L. & Calder F.D. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19: 81-97.

MacDonald D.D., Carr R.S., Calder F.D. & Long E.R. 1996. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology*, 5: 253-278.

Ministero della Marina Mercantile. 1963. *Il Lago di Lesina*. Memoria 9 a cura dell'Ing. De Angelis R.: 105 pp.

Murray K.S. 1996. Statistical comparison of heavy metal concentrations in river sediments. *Environmental Geology*, 27: 54-58.

Pekey H., Karakaş D., Ayberk S., Tolun L. & Bakoğlu M. 2004. Ecological risk assessment using trace elements from surface sediments of İzmit Bay (Northeastern Marmara Sea) Turkey. *Marine Pollution Bulletin*, 48: 946-953.

Sarmani S., Abdullah M.P., Baba I. & Majid A.A. 1992. Inventory of heavy metals and organic micropollutants in an urban water catchment drainage basin. *Hydrobiologia*, 235: 669-674.

Solazzi A. & Tolomio C. 1973. La laguna di Lesina ed il suo ambiente. *Atti III Simposio Nazionale sulla Conservazione della Natura*. Bari, 1: 281-290.

US EPA 1999. SW-846 reference methodology: Method 3050B. Standard operating procedure for the digestion of soil/sediment samples using a hotplate/beaker digestion technique. Chicago, Illinois.

Ricevuto 4 aprile 2006; revisionato 4 febbraio 2007; accettato 14 marzo 2007

Lavoro presentato al 2° Incontro dei Dottorandi in Scienze dei Sistemi Acquatici – Bertinoro, 7-9 novembre 2005

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 18, pp. 9 - 18, maggio 2007

RESPONSIVENESS TO PROOXIDANT CONDITIONS OF PLATELET ICE IN THE ANTARCTIC SILVERFISH, *PLEURAGRAMMA ANTARCTICUM*

Maura BENEDETTI[1], Marco NIGRO[2], Francesco REGOLI[1]

[1]Istituto di Biologia e Genetica, Università Politecnica delle Marche, Ancona
[2]Dipartimento di Morfologia Umana e Biologia Applicata, Università di Pisa

ABSTRACT

The Antarctic silverfish *Pleuragramma antarcticum* is a pelagic species with a pivotal role in Antarctic food-webs and ecology of Southern Ocean. This organism shows distinctive shifts in habitat use during its ontogeny; an important nursery for embryos and larvae has been found between platelet ice crystals which occur beneath the sea ice of Terra Nova Bay before the melting period. This environment has strong prooxidant characteristics at the beginning of austral spring, when the rapid growth of algal ice communities, the massive release of nutrients and the photoactivation of dissolved organic carbon and nitrates, all represent important sources for oxyradical formation. Such processes are concentrated in a short period of a few weeks which overlaps with the final development of *P. antarcticum* in platelet ice.

The aim of this work was to characterize the antioxidant efficiency in embryos of *P. antarcticum* and their responsiveness toward the natural increase of prooxidant conditions in early spring.

RIASSUNTO

Sensibilità di risposta del* Pleurogramma antarcticum *alle condizioni proossidanti del platelet ice

Il *Pleuragramma antarcticum* specie pelagica Antartica, gioca un ruolo centrale nella rete trofica di questo continente e nell'ecologia dell'Oceano Meridionale. Durante l'ontogenesi questo organismo, di cui recentemente si è scoperta una nursery nelle vicinanze di Baia Terra Nova, si caratterizza per la presenza di embrioni e larve nel platelet ice, lo strato di ghiaccio che si estende al di sotto del ghiaccio marino prima del suo scioglimento. Il platelet ice, all'inizio della primavera antartica, è caratterizzato da un'elevata pressione proossidante, in quanto, la rapida crescita delle comunità algali, l'eccessivo rilascio di nutrienti e la fotossidazione del carbonio organico disciolto e dei nitrati rappresentano un'importante fonte di produzione di ossiradicali. Questi processi concentrati in un breve periodo, alcune settimane, si sovrappongono alla fase finale di sviluppo del *P.antarcticum* nel platelet ice.

Lo scopo di questo lavoro è stato quello di caratterizzare l'efficienza antiossidante degli embrioni di *P.antarcticum* e di valutare la sensibilità di risposta dell'organismo in

seguito all'aumento delle condizioni proossidanti naturali che si hanno all'inizio della primavera.

1. INTRODUCTION

Antarctic marine organisms provide unique opportunities to investigate adaptations and biological responses to extreme environmental conditions, as well as the effects of both natural changes and human perturbation (Chapman & Riddle, 2003). At the beginning of Antarctic spring, the lower layer of coastal sea-ice is characterized by extremely high concentrations of organic matter, phosphates, nitrates, dissolved organic carbon, proteins, lipids, carbohydrates, bacterial biomass and diatoms (Guglielmo *et al*., 2000). The return of sunlight activates several biological reactions, such as photosynthesis (with production of molecular oxygen), algal growth, microbial activity and release of organic matter from sea-ice. The elevated solar irradiance also causes the photochemical activation of dissolved organic matter and nitrates which represents one of the major pathways for formation of reactive oxygen species, in particular hydroxyl radicals, in Antarctic seawater (Abele-Oschger *et al*., 1997; Yocis *et al*., 2000). All these reactions concentrate in a relatively short period of 3-6 weeks when an elevated prooxidant challenge is associated to the lower layer of sea-ice which then loses its biological richness (Guglielmo *et al*., 2000).

Early Antarctic spring is also characterized by the presence of a platelet-ice layer, consisting of flat ice crystals that accumulate to a thickness of up to some meters under the sea-ice. The structure of irregularly disk-shaped platelets provides a large surface area for the growth of algal and microzooplankton communities (Arrigo *et al*., 1993), which represent an important food source, but also a favourable environment for the early life stages of several organisms protected from predation (Gutt, 2002). A similar role has been recently described for platelet ice occurring at Terra Nova Bay close to the Italian Base, housing a nursery for a key organism in the ecology of Southern Ocean, the Antarctic silverfish *Pleuragramma antarcticum* (Vacchi *et al*., 2004). In the adult stage, *P. antarcticum* is the dominant pelagic fish species, largely consumed by penguins, marine mammals and birds and paralleling the importance of krill in Antarctic food webs (La Mesa *et al*., 2004). Larvae and juveniles amount up to 98% of ichthyoplankton in the Ross Sea while spawning and embryological development still remain uncertain and largely unexplored (Vacchi *et al*., 2004). Embryonated eggs of *P. antarcticum* have been described for the first time by Vacchi *et al*. (2004) floating in the platelet ice at Terra Nova Bay, providing evidence for the significant role of sea-ice during the very early life cycle of this species.

Considering the prooxidant characteristics of sea-ice and associated platelets, the main objective of this work was to characterize the antioxidant efficiency in embryos of *P. antarcticum* and their responsiveness toward the natural increase of ROS formation during the early spring. Comparative studies on the susceptibility to oxidative stress in marine species revealed that basal levels of oxygen detoxification systems reflect the natural oxidative challenge to which organisms are exposed (Regoli *et al*., 2000b) while the capability to enhance antioxidant efficiency is responsible for the adaptation to rapid

changes of environmental prooxidant conditions (Brown *et al*., 2002; Regoli *et al*., 2004a; Gorbi *et al*., 2005).

The balance between prooxidant forces and antioxidant defenses is a matter of growing interest for polar organisms which, compared to similar temperate species, are often characterized by more elevated capability in neutralizing the toxic effects of oxyradicals. Several and probably co-occurring factors have been suggested in different organisms, including elevated levels of dissolved oxygen in cold seawater, higher density of mitochondria in fish, algal symbionts in several invertebrates, membrane lipid composition to maintain fluidity at low temperatures, reduced respiration rate to compensate low food supply and long periods of starvation, marked changes in food availability and feeding activities, efficient long-term protection needed for RNA and proteins with extremely low turnover rate and higher exposure to oxidative stress (Regoli *et al*., 2000a; 2002; Abele & Puntarulo, 2004; Camus *et al*., 2005).

The overall results of this work were expected to provide the first characterization of the antioxidant defences in early life stages of *P. antarcticum* and the presence of variations possibly reflecting changes of environmental prooxidant conditions in lower layer of sea-ice and platelets at the beginning of Austral spring.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Sample collection

During the XIX Italian Antarctic Expedition (2003-2004), the presence of early life stages of *Pleuragramma antarcticum* in platelet ice was monitored drilling the sea-ice near the Italian Base "Mario Zucchelli" at Terra Nova Bay. Eggs with yolk-sac embryos and newly hatched larvae were firstly detected among the platelets in early November 2003 and found only for the following 2 weeks. Newly hatched larvae were also found and were not separated from embryos; according to previous observations of Vacchi *et al*. (2004), handling and light irradiance could have influenced the hatching of embryonated eggs, since larvae of *P. antarcticum* rapidly displace from the sea-ice layer to the water column.

Samples were collected at 3 occasions (5, 14 and 20 November), gently separated from the platelets, pooled in different samples (0.2-0.5 g each), frozen in liquid nitrogen and maintained at -80°C.

2.2. Biochemical analyses

Enzymatic activities of the antioxidant enzymes (catalase, glutathione reductase, glutathione peroxidases, glutathione S-transferases) were determined in cytosolic fractions after homogenization (1:5 w/v ratio) in 100 mM potassium phosphate buffer pH 7.4, 1 mM EDTA, 1.15% KCl and centrifugation at 10,000 x*g* for 30 min; the resulting supernatants were further centrifuged at 100,000 x*g* for 1.10 h and measurements carried out by specific spectrophotometric assays at the constant temperature of 18 ± 1°C (Regoli *et al*., 2003; 2005).

Catalase (CAT) was measured by the decrease in absorbance at 240 nm

(extinction coefficient, ε = 0.04 mM^{-1} cm^{-1}) due to the consumption of hydrogen peroxide, H_2O_2 (12 mM H_2O_2 in 100 mM K-phosphate buffer pH 7.0). Glutathione reductase (GR) was determined from NADPH oxidation during the reduction of oxidized glutathione, GSSG (λ =340 nm, ε = - 6.22 mM^{-1} cm^{-1}). The final assay condition were 100 mM K-phosphate buffer pH 7.0, 1 mM GSSG, and 60 µM NADPH. Glutathione peroxidases activities were assayed in a coupled enzyme system where NADPH is consumed by glutathione reductase to convert the formed GSSG to its reduced form (GSH). The decrease of absorbance was monitored at 340 nm (ε = - 6.22 mM^{-1} cm^{-1}) in 100 mM K-phosphate buffer pH 7.5, 1 mM EDTA, 1 mM dithiothreitol, 1 mM sodium azide NaN_3 (for hydrogen peroxide assay), 2 mM GSH, 1 unit glutathione reductase, 0.24 mM NADPH, and 0.5 mM hydrogen peroxide or 0.8 mM cumene hydroperoxide as substrates, respectively, for the selenium-dependent and for the sum of Se-dependent and Se-independent forms. The rate of the blank reaction was subtracted from the total rate. Glutathione S-transferases (GST) were were determined at 340 nm using 1-chloro-2,4-dinitrobenzene as substrate (CDNB). The assay was carried out in 100 mM K-phosphate buffer pH 6.5, 1.5 mM CDNB, 1 mM GSH (ε= 9.6 mM^{-1} cm^{-1}). Total glutathione was analysed in samples homogenised (1:5 w/v ratio) in 5% sulfosalicilic acid with 4 mM EDTA, maintained for 45 min on ice and centrifuged at 37,000 x*g* for 15 min. The resulting supernatants were enzymatically assayed (Regoli *et al*., 2003).

The Total Oxyradical Scavenging Capacity (TOSC) assay measures the overall capability of cellular antioxidants to absorb different forms of artificially generated oxyradicals, thus inhibiting the oxidation of 0.2 mM α-keto-γ-methiolbutyric acid (KMBA) to ethylene gas (Winston *et al*., 1998; Regoli & Winston, 1999). Peroxyl radicals (ROO·) were generated by the thermal homolysis of 20 mM 2-2'-azo-bis-(2methylpropionamidine)-dihydrochloride (ABAP) in 100 mM K-phosphate buffer, pH 7.4. Hydroxyl radicals (·OH) were generated from the Fenton reaction of iron-EDTA (1.8 µM Fe^{3+}, 3.6 µM EDTA) plus ascorbate (180 µM) in 100 mM K-phosphate buffer. Under these conditions the different oxyradicals produced quantitatively similar yields of ethylene in control reactions, thus allowing to compare the relative efficiency of cellular antioxidants toward a quantitatively similar radical flux (Regoli & Winston, 1999). Ethylene formation in control and sample reactions was analyzed at 10-12 min time intervals by gas-chromatographic analyses according to Regoli and Winston (1999). The TOSC values are quantified from the equation TOSC = 100-(∫SA/ ∫CA X 100), where ∫SA and ∫CA are the integrated areas calculated under the kinetic curves for samples (SA) and control (CA) reactions. For all the samples, a specific TOSC (normalized to content of protein) was calculated by dividing the experimental TOSC values by the relative protein concentration contained in the assay.

Levels of lipid peroxidation products were analysed as content of malondialdehyde (MDA) according to Shaw *et al*. (2004). Levels of MDA were estimated by derivatization with 1-metyl-2-phenylindole and calibrated against a malondialdehyde standard curve. Samples were homogenized (1:3 w/v ratio) in 20 mM tris HCl pH 7.4 and centrifuged at 3,000 xg for 20 min. Tissue MDA levels were derivatized in a 1ml reaction mixture containing a final concentration of 10.3 mM 1-metyl-2-phenylindole (dissolved in acetonitrile/methanol 3:1), HCl 32%, 100 µl water

and an equal volume of sample or standard (standard range 0 to 6 μM 1,1,3,3-tetramethoxypropane, in 20 mM Tris-HCl, pH 7.4). The tubes were vortexed and incubated at 45°C for 40 min. Samples were cooled on ice, centrifuged at 15,000 xg for 10 min and read spectrophotometrically at 586 nm. Results were expressed as MDA nmol g^{-1} wet weight.

Protein concentrations were determined with the Lowry method by using Bovine Serum Albumin (BSA) as standard.

2.3. Statistical analyses

Analysis of variance (ANOVA) was used to compare antioxidant parameters in different samplings and the effects of BaP exposures were investigated by. The homogeneity of variance was analysed by Cochran C, and *post hoc* tests (Newman-Keuls) were used to discriminate between means of values.

3. RESULTS

Temporal variations of antioxidant responses in early life stages of *P. antarcticum* sampled from platelet ice at Terra Nova Bay are reported in Figure 1. A significant time-course enhancement was observed for all the enzymes from the beginning of November; more elevated activities were measured for catalase at the second sampling week and earlier variations were obtained for both Se-dependent and Se-independent glutathione peroxidases and for glutathione S-transferases. Glutathione reductase and the content of total glutathione varied with a more linear increment at different samplings, confirming the overall enhancement of these defences during the analysed time-window; although individual antioxidants revealed counteracting responses, increasing levels of lipid peroxidation products were also measured in early life stages of *P. antarcticum*. The Total Oxyradical Scavenging Capacity showed less evident temporal variations; the capability to neutralize peroxyl radicals remained almost constant while slightly lower TOSC values were obtained toward hydroxyl radicals at the end of sampling period.

4. DISCUSSION

The results obtained in the present study clearly revealed a significant and rapid increase of antioxidants in early life stages of *P. antarcticum* associated to platelet ice, supporting the hypothesis of a marked enhancement of oxidative challenge experienced by these organisms at the beginning of Antarctic spring. Particularly prompt responses were observed for glutathione metabolism with increased levels of this scavenger and increased activities of glutathione-dependent enzymes.

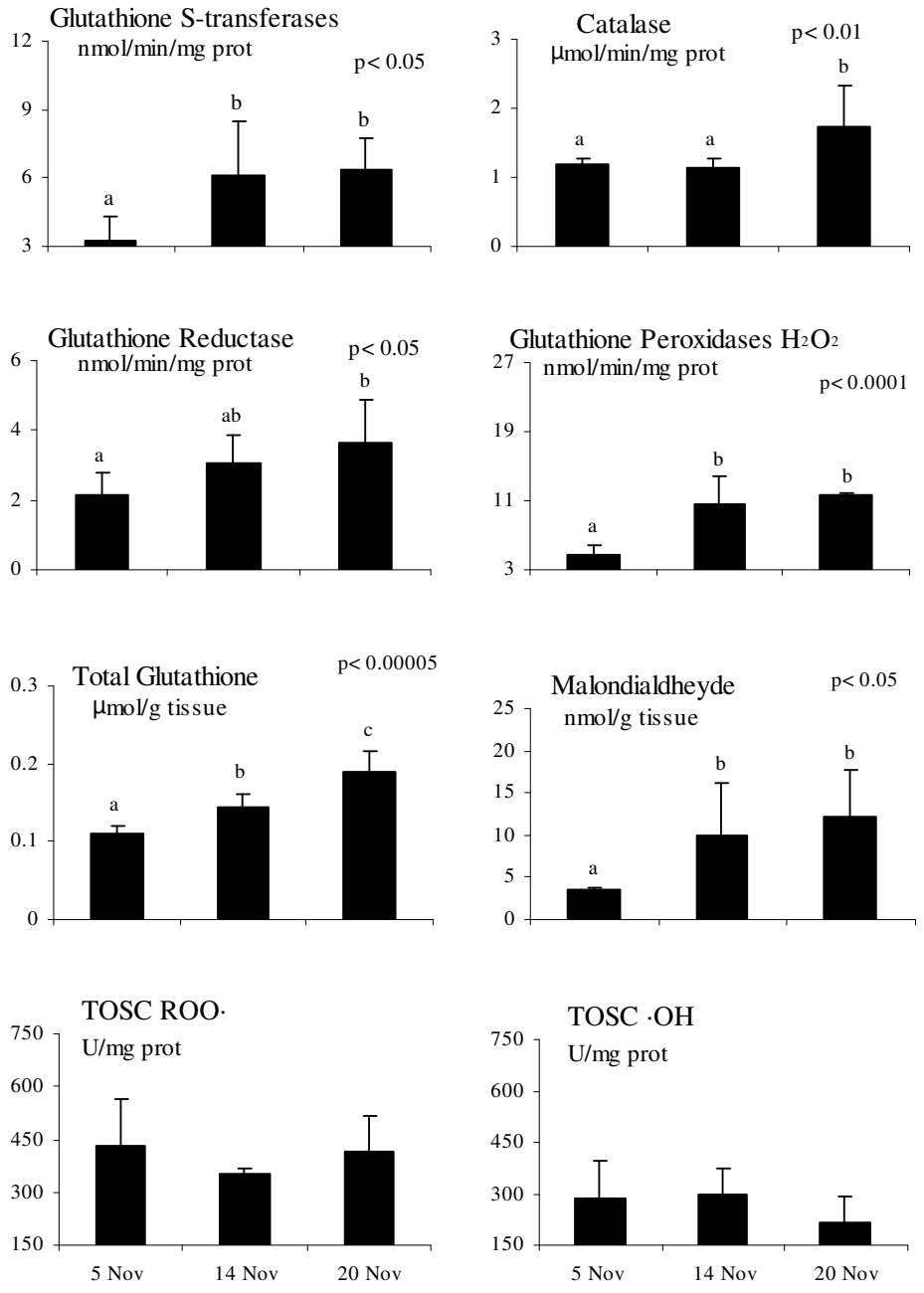


Fig. 1 - Temporal variation of antioxidant parameters in early life stages of *Pleuragramma antarcticum* sampled from platelet ice in November 2003. Results are expressed as mean values ± standard deviations (*n*=10). The p values are reported for significant variations, and different letters indicate significant differences between groups of means (*post hoc* comparison).

The responsiveness of these defenses in temperate and Antarctic species has already been shown toward natural and anthropogenic stressors such as UV radiation, seasonality of feeding activities, presence of photosynthesizing symbionts, adaptation to diving and anaerobic metabolism, exposure to chemical oxidants and pollutants (Abele-Oschger *et al*., 1997; Regoli *et al*., 1998; 2000a; 2002; Abele & Puntarulo, 2004; Regoli *et al*., 2005).

Similarly, catalase is a key enzyme in preventing the onset of oxidative stress conditions through the removal of hydrogen peroxide, a fundamental mechanism to limit formation of highly reactive hydroxyl radicals in marine organisms (Regoli *et al*., 2000a). The induction of catalase in *P. antarcticum* was measured at the last sampling period and such slower time-course response confirms that individual defences can vary with different activation sequences and complex interactions between prooxidant forces and single antioxidants (Regoli *et al*., 2003). Biphasic and transitory responses of catalase have been previously linked to the overwhelming of antioxidant efficiency and occurrence of oxidative damages (Regoli *et al*., 2004b); in this respect it is worthy to note that, despite the enhancement of glutathione metabolism, higher levels of lipid peroxidation products (MDA) anticipated the induction of catalase activity. Abele *et al*. (1999) reported increased antioxidant defenses and lipid peroxidation in Antarctic limpets exposed to hydrogen peroxide and higher activities of catalase and glutathione peroxidases have been shown to reduce the occurrence of lipid peroxidation in mammals and fish (Rodriguez-Ariza *et al*., 1993).

The antioxidant efficiency of *P. antarcticum* was further characterized by the Total Oxyradical Scavenging Capacity (TOSC) which, measuring the whole capability to neutralize different oxyradicals, is a quantitative index summarizing the susceptibility to oxidative damages (Winston *et al*., 1998; Regoli & Winston, 1999). Despite individual antioxidants were sensitive in revealing a varied prooxidant challenge in platelet ice, these changes did not significantly contribute to enhance the overall resistance toward peroxyl radicals while even lower TOSC values for hydroxyl radicals might contribute to explain the increase of lipid peroxidation products. The apparent discrepancy between responses of individual antioxidants and TOSC values suggest that others non-enzymatic scavengers might significantly contribute to balance the redox status of *P. antarcticum*, confirming the importance of an integrated approach when using oxidative stress responses in field conditions (Gorbi & Regoli, 2004).

Relationships between antioxidants and early development have been rarely considered in fish species with only a few studies investigating the activity of antioxidant enzymes in embryos and larval stages (Peters & Livingstone, 1996; Mourente *et al*., 1999). These studies generally revealed that catalase, superoxide dismutase and glutathione dependent enzymes (GPx, GST and GR) remained almost constant or even decreased in unhatched embryos and in the first 3-5 days after hatch; larger variations occurred in the following days of larval development with both increases and decreases of different antioxidants. In this work, we can not exclude that antioxidant variations of *P. antarcticum* are related to metabolic changes occurring during early development; however, only embryos in stage V, the last before hatching, and newly hatched larvae were found and the almost contemporary increase of all analysed antioxidants would suggest an environmental challenge more than a

physiological compensation. Similar adaptive responses have been widely reported in marine organisms exposed to natural changes of prooxidant challenge.

At temperate latitudes, temperature and light irradiance can act as seasonal stressors during the summer, i.e. by increasing photoactivation of organic matter in shallow waters (Abele-Oschger *et al*., 1997; Gorbi *et al*., 2005); the significant enhancement of catalase, glutathione peroxidases and glutathione metabolism in the European eel *Anguilla anguilla* was considered a counteracting response in warmest months toward the higher endogenous and environmental production of oxyradicals (Gorbi *et al*., 2005). Natural cycles of solar exposure and temperature induce a seasonal variability of prooxidant pressure and antioxidant adaptation also in Mediterranean symbioses between porifera and cyanobacteria (Regoli *et al*., 2004a); marked variations were measured during the summer, with the highest values for some antioxidants (i.e. catalase) and the lowest for others (i.e. glutathione reductase GR and glutathione peroxidases GPx). The same environmental factors were considered of limited importance in similar Antarctic symbioses where the seasonal variability in the presence of symbiotic diatoms was the main factor affecting the antioxidant efficiency in the sponge tissues (Regoli *et al*., 2004c).

The marked changes and reactions at the lower layer of sea-ice and associated platelets are the most intriguing explanation for the rapid increase of antioxidant efficiency in embryos of *P. antarcticum*. An additional advantage might be the enhancement of the antioxidant protection for the pelagic phase living in highly irradiated surfaces after the ice melting; in this respect, solar exposure and UV radiation have been shown to prevent the survival of some pelagic species in polar waters (Rautio & Kkorhola, 2002) where the reduced efficiency of biosynthetic repair mechanisms might further increase the susceptibility to photochemical damage (Ross & Vincent, 1998).

In conclusion, the overall results of this work provided the first characterization of antioxidant efficiency in early life stages of *P. antarcticum*, a key species in the ecology of Antarctic ecosystems. Antioxidants were confirmed to be crucial as adaptive responses to extreme environmental conditions and to the rapid changes of prooxidant pressure associated to platelet ice.

REFERENCES

Abele D. & Puntarulo S. 2004. Formation of reactive species and induction of antioxidant defence systems in polar and temperate marine invertebrates and fish. *Comp. Biochem. Physiol.*, 138A: 405-415.

Abele D., Schloss I., Arigony J. & In-young A. 1999. H_2O_2 accumulation from photochemical production and atmospheric wet deposition in Antarctic coastal and off-shore waters of Potter Cove, King George Island, South Shetland Island. *Antarct. Sci.*, 11(2): 131-139.

Abele-Oschger D., Tug H. & Rottgers R. 1997. Dynamics of UV-driven hydrogen peroxide formation on an intertidal sandflat. *Limnol. Oceanog*., 42: 1406-1415.

Arrigo K.R., Robinson D.H. & Sullivan C.W. 1993. A high resolution study of the

platelet ice ecosystem in McMurdo Sound, Antarctica: photosynthetic and bio-optical characteristics of a dense microalgal bloom. *Mar. Ecol. Prog. Se*r., 98: 173-185.

Brown B.E., Downs C.A., Dunne R.P. & Gibb S.W. 2002. Exploring the basis of thermotolerance in the reef coral *Goniastrea asprea*. *Mar. Ecol. Prog. Ser*., 242: 119-129.

Camus L., Gulliksen B., Depledge M.H. & Jones M.B. 2005. Polar bivalves are characterized by higher antioxidant defences. *Polar Res*., 24(1-2): 111-118.

Chapman P.M. & Riddle M.J. 2003. Missing and needed: polar marine ecotoxicology. *Mar. Pollut. Bull*., 46: 927-928.

Gorbi S. & Regoli, F. 2004. Review. Total Oxyradical Scavenging Capacity as an index of susceptibility to oxidative stress in marine organisms. *Comm. Toxicol.*, 9: 303-322.

Gorbi S., Baldini C. & Regoli F. 2005. Seasonal variability of metallothioneins, cytochrome P450, bile metabolites and oxyradical metabolism in European eel *Anguilla anguilla* L. (Anguillidae) and striped mullet *Mugil cephalus* L. (Mugilidae). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 49: 62-70.

Guglielmo L., Carrada G.C., Catalano G., Dell'Anno A., Fabiano M., Lazzara L., Mangoni O., Pusceddu A. & Saggiomo V. 2000. Structural and functional properties of sympagic communities in the annual sea ice at Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Polar Biol*., 23: 137-146.

Gutt J. 2002. The Antarctic ice shelf: an extreme habitat for notothenioid fish. *Polar Biol*., 25: 320-322.

La Mesa M., Eastman J.T. & Vacchi M. 2004. The role of notothenioid fish in the food web of the Ross Sea shelf waters: a review. *Polar Biol*., 27: 321-338.

Mourente G., Tocher D.R., Diaz E., Gram A. & Pastor E. 1999. Relationships between antioxidants, antioxidant enzyme activities and lipid peroxidation products during early development in *Dentex dentex* eggs and larvae. *Aquaculture*, 179: 309-324.

Peters L.D. & Livingstone D.R. 1996. Antioxidant enzyme activities in embryologic and early larval stages of turbot. *J. Fish Biol*., 49: 986-997.

Rautio M. & Kkorhola A. 2002. Effects of ultraviolet radiation and dissolved organic carbon on the survival of subarctic zooplankton. *Polar Biol*., 25: 460-468.

Regoli F. & Winston G.W. 1999. Quantification of total oxidant scavenging capacity (TOSC) of antioxidants for peroxynitrite, peroxyl radicals and hydroxyl radicals. *Toxicol. Appl. Pharmacol*., 156: 96-105.

Regoli F., Nigro M. & Orlando E. 1998. Lysosomal and antioxidant responses to metals in the Antarctic scallop *Adamussium colbecki*. *Aquat. Toxicol*., 40: 375-392.

Regoli F., Nigro M., Bompadre S. & Winston G.W. 2000a. Total oxidant scavenging capacity (TOSC) of microsomal and cytosolic fractions from Antarctic, Arctic and Mediterranean scallops: differentiation between three potent oxidants. *Aquat. Toxicol*., 49: 13-25.

Regoli F., Nigro M., Chiantore M. & Winston G.W. 2002. Seasonal variation of susceptibility to oxidative stress in *Adamussium colbecki*, a key bioindicator species for the Antarctic marine environment. *Sci. Total Environ*., 289: 205-211.

Regoli F., Cerrano C., Chierici E., Bompadre S. & Bavestrello G. 2000b. Susceptibility to oxidative stress of the Mediterranean demosponge *Petrosia ficiformis*: role of endosymbionts and solar irradiance. *Mar. Biol*., 137: 453-461.

Regoli F., Cerrano C., Chierici E., Chiantore M.C. & Bavestrello G. 2004a. Seasonal variability of prooxidant pressure and antioxidant adaptation to symbiosis in the Mediterranean demosponge *Petrosia ficiformis*. *Mar. Ecol. Prog.*, *Ser*. 275: 129-137.

Regoli F., Frenzilli G., Bocchetti R., Annamura F., Scancelli V., Fattorini D. & Nigro M. 2004b. Time-course variations of oxyradical metabolism, DNA integrity and Lysosomal stability in mussels, *Mytilus galloprovincialis*, during a field translocation experiment. *Aquat. Toxicol*., 68: 167-178.

Regoli F., Nigro M., Chierici E., Cerrano C., Schiapparelli S., Totti C. & Bavestrello G. 2004c. Variations of antioxidant efficiency and presence of endosymbiotic diatoms in the Antarctic porifera *Haliclona dancoi*. *Mar. Environ. Res*., 58: 637-640.

Regoli F., Nigro M., Benedetti M., Gorbi S., Pretti C., Gervasi P.G. & Fattorini D. 2005. Interactions between metabolism of trace metals and xenobiotic agonists of the Ah receptor in the Antarctic fish *Trematomus bernacchii*: environmental perspectives. *Environ. Toxicol. Chem*., 24: 1475-1482.

Regoli F., Winston G.W., Gorbi S., Frenzilli G., Nigro M., Corsi I. & Focardi S. 2003. Integrating enzymatic responses to organic chemical exposure with total oxyradical absorbing capacity and DNA damage in the European eel *Anguilla anguilla*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 22(9): 2120-2129.

Rodriguez-Ariza A., Peinado J., Pueyo C. & López-Barea J. 1993. Biochemical indicators of oxidative stress in fish from polluted littoral areas. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 50: 2568-2572.

Ross J.C. & Vincent W.F. 1998. Temperature dependence of UV radiation effects on Antarctic cyanobacteria. *J. Phycol*., 34: 118-125.

Shaw J.P., Large A.T., Donkin P., Evans S.V., Staff F.J., Livingstone D.R. & Chipman J.K. 2004. Seasonal variation in cytochrome P450 in immunopositive protein levels, lipid peroxidation and genetic toxicity in digestive gland of the mussel *Mytilus edulis*. *Aquat. Toxicol.*, 67: 325-336.

Vacchi M., La Mesa M., Dalu M. & Macdonald J. 2004. Early life stages in the life cycle of Antarctic silverfish, *Pleuragramma antarcticum* in Terra Nova Bay, Ross Sea. *Antarct. Sci.*, 16(3): 299-305.

Winston G.W., Regoli F., Dugas A.J., Blanchard K.A. & Fong J.H. 1998. A rapid gas chromatographic assay for determining oxyradical scavenging capacity of antioxidants and biological fluids. *Free Radical Bio. Med.*, 24: 480-493.

Yocis B.H., Kieber D.J. & Mopper K. 2000. Photochemical production of hydrogen peroxide in Antarctic waters. *Deep-Sea Res.*, Pt I 47(6): 1077-1099.

Ricevuto 14 febbraio 2006; revisionato 5 febbraio 2007; accettato 5 febbraio 2007

Lavoro presentato al 2° Incontro dei Dottorandi in Scienze dei Sistemi Acquatici – Bertinoro, 7-9 novembre 2005

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 18, pp. 19 - 31, maggio 2007

VALUTAZIONE DELLO STATO ECOLOGICO DEI LAGHI ITALIANI ATTRAVERSO LA COMUNITÀ MACROFITICA: METODI DI POSSIBILE APPLICAZIONE E CONSIDERAZIONI SULL'USO DEI DATI PREGRESSI

Elisa BURASCHI, Gianni TARTARI

Istituto di Ricerca Sulle Acque, CNR - Brugherio (MI)

ABSTRACT

Evaluation of the ecological status of Italian lakes by means of aquatic macrophytes: applicability and considerations on using available data

Aquatic flora is a potential limnological indicator of the ecological status of lakes, especially of the littoral zone, and the Water Framework Directive has selected it as one of the key biological elements of assessment.

This paper analyses the possibility of using macrophytes in the case of Italian lakes.

Firstly, the most significant macrophytes-based methods of assessment, that were developed in the international backgrounds, are described. Three of them have multimetric scheme, including also some other quality elements suggested by WFD; the fourth is a single metric, considering the composition of macrophytic community and the relative abundance of the species ("Schaumburg Index"). Secondly, an overall outline of Italian literature regarding macrophytes is presented. The information is scarce: it concerns only some natural lakes and it deals with several topics, so the available data are not homogeneous. Finally, the problems of this element's application to Italian lakes are highlighted and some solutions are suggested. "Schaumburg Index" could be taken as model, in order to start off an homogeneous data collection and to increase the knowledge about macrophytes' communities of Italian lakes. However a macrophytes-based method is not suited to assess the ecological status of all Italian lakes; hydromorphological elements and pressures factors will have to be included, following the approach developed by SNIFFER (Lake Habitat Survey) and a suitable multimetric scheme will have to be prepared in the future.

RIASSUNTO

La Direttiva 2000/60/CE include le macrofite, in quanto indicatori specifici per la zona litorale, tra gli elementi biologici per la valutazione dello stato ecologico dei laghi.

In questo lavoro vengono esaminate, nel caso dei laghi italiani, le possibilità di utilizzo di questo elemento e le criticità che ne derivano, sulla base delle informazioni pregresse ricavate dalla bibliografia.

Inizialmente vengono descritti quattro metodi, individuati tra quelli sviluppati in

ambito internazionale: tre di essi sono sistemi multimetrici e includono anche altri elementi di qualità considerati dalla Direttiva, il quarto (denominato "Schaumburg Index") è basato solo sulla composizione e l'abbondanza della comunità macrofitica. Successivamente viene esposto, per i laghi italiani e, in modo più specifico, per i laghi lombardi, il quadro dei dati pregressi estratti dalla letteratura riguardante le macrofite. In generale l'informazione è alquanto scarsa ed eterogenea: pochi sono i laghi per i quali esistono studi su questo elemento e diversi sono gli scopi per i quali sono stati effettuati. Infine si è cercato di individuare le principali problematiche legate all'applicazione e di delineare alcune possibili soluzioni. Lo "Schaumburg Index" potrebbe essere utilizzato come modello iniziale per indirizzare una raccolta omogenea di dati e per ampliare la conoscenza delle comunità macrofitiche dei laghi italiani. In ogni caso un sistema di valutazione dello stato ecologico esclusivamente basato sulle macrofite non è adatto a tutti gli ambienti; è necessario sviluppare una metodologia di tipo multimetrico, nella quale dovrebbero essere tenuti in considerazione gli elementi idromorfologici e i fattori di pressione su modello, ad esempio, del Lake Habitat Survey, sviluppato dallo SNIFFER (Scotland & Northern Ireland Forum For Environmental Research).

1. INTRODUZIONE

La valutazione dello stato di qualità dei corpi idrici ha assunto negli ultimi due decenni un ruolo centrale nel contesto dell'ecologia acquatica, essendosi affermato un concetto olistico di qualità, inteso come il mantenimento dell'intera struttura dell'ecosistema nello stato migliore possibile, e i criteri di valutazione sono stati progressivamente perfezionati con l'approfondimento della conoscenza dei meccanismi e delle relazioni dei processi chimici e biologici.

Pur non esistendo ancora un quadro esaustivo degli strumenti migliori per la definizione dello stato ecologico di un corpo idrico, in anni recenti è cresciuto enormemente il tentativo di individuare nuovi metodi e di dare razionalità e completezza a quelli esistenti. In questo contesto, un ruolo fondamentale è stato assunto dalla Direttiva Europea sulle Acque (Direttiva 2000/60/CE; Water Framework Directive; WFD), che rappresenta, oltre che un importante riferimento normativo, uno stimolo per la ricerca scientifica verso lo sviluppo di nuovi metodi di valutazione dello stato ecologico basati sull'uso integrato di differenti indicatori di qualità biologica.

1.1. Il quadro di riferimento europeo per la tutela degli ambienti acquatici

La Direttiva Europea sulle Acque istituisce un quadro di riferimento comunitario orientato alla tutela degli ambienti acquatici europei, manifestando esplicitamente una volontà di protezione dell'intero ecosistema acquatico, considerando in particolare le biocenosi e fissando il loro ruolo primario per la valutazione dello stato ecologico, spostando in tal modo i tradizionali descrittori chimici ad un ruolo complementare.

Lo stato "buono" della qualità, obiettivo da raggiungere entro 15 anni dall'emanazione della Direttiva, viene individuato attraverso lo stato chimico "buono" e lo stato ecologico "buono" (Pilke *et al.*, 2001), rispettivamente definiti dalla misurazione delle concentrazioni di specifici inquinanti che devono mantenersi entro

limiti stabiliti e dagli elementi di qualità biologica (fitoplancton, macrofite e fitobenthos, macrobenthos, fauna ittica) supportati dagli elementi idromorfologici, chimici e fisico-chimici.

Per l'ottenimento degli scopi prefissati, ciascun Stato Membro della Comunità Europea deve sviluppare le seguenti azioni-chiave: identificare e classificare i corpi idrici in tipi secondo uno dei due sistemi stabiliti (A o B), fissare le condizioni di riferimento biologiche, idromorfologiche e chimico fisiche per ciascun tipo di corpo idrico (REFCONDs; CIS, 2003a), determinare lo stato ecologico (corpi idrici naturali) o il potenziale ecologico (corpi idrici artificiali) sulla base degli elementi di qualità biologica, attraverso lo sviluppo di proprie metodologie e strumenti.

Al fine di assicurare la confrontabilità tra le definizioni, le attribuzioni e i metodi di ciascun Stato e permettere quindi l'istituzione di interventi a livello comunitario, le condizioni di riferimento, le classi dello stato ecologico, i limiti tra ciascuna classe e le diverse metriche per la loro attribuzione, nonché i sistemi di monitoraggio devono essere armonizzati tra i diversi Stati attraverso una serie di processi di intercalibrazione.

Nel caso delle problematiche legate allo stato ecologico sono stati istituiti dal Common Implementation Strategy (CIS), che coordina le attività finalizzate all'implementazione della Direttiva, due Working Group principali:

- REFCOND, con l'obiettivo di stabilire i principi e i metodi per la definizione delle condizioni di riferimento (CIS, 2003a).
- ECOSTAT, volto a definire le linee guida per la valutazione dello stato ecologico e del potenziale ecologico (CIS, 2003b). Questo Working Group è stato affiancato dal sottogruppo Intercalibration (ECOSTAT/IC; CIS, 2004), dedicato all'armonizzazione delle REFCONDs e delle definizioni dei limiti tra le classi di qualità, e il Progetto REBECCA, indirizzato alla determinazione delle relazioni tra gli elementi biologici e le proprietà chimiche e fisico-chimiche, attraverso la raccolta di dati già esistenti e la loro elaborazione a scala europea (REBECCA, 2004).

Come conseguenza delle richieste della Direttiva e dell'approccio da essa perseguito, emerge la necessità di sviluppare e uniformare sistemi di classificazione di tipo ecologico e procedure per il monitoraggio delle biocenosi, al fine di valutare l'integrità biologica dell'ecosistema. Questi metodi possono basarsi sia su modelli di previsione sia su approcci multimetrici (Murphy *et al.*, 2002), ma la semplicità di utilizzo deve essere una caratteristica comune, al fine di soddisfare gli obiettivi della Direttiva e permettere l'applicazione della stessa su vasta scala (Pilke *et al.*, 2001).

1.2. Il ruolo delle macrofite negli ambienti lacustri

L'analisi del ruolo delle macrofite negli ambienti lacustri rappresenta un aspetto importante per la determinazione dello stato ecologico, sebbene esse siano spesso ritenute un elemento di secondo piano rispetto al fitoplancton. La componente vegetale si evolve e subisce delle modificazioni in relazione alla naturale evoluzione dell'ambiente lacustre, ai fenomeni di inquinamento e, in generale, ai processi di alterazione. La comunità macrofitica, la struttura della quale (presenza/assenza, abbondanza, sviluppo verticale, grado di copertura, distribuzione, ecc.) è definita e influenzata sia dai fattori ambientali sia da caratteristiche proprie delle singole specie

(Janauer, 2001), presenta alcune proprietà fondamentali che permettono di considerare questo elemento un buon indicatore biologico (Melzer, 1999).

Le macrofite sono soggette più o meno direttamente alle modifiche e agli impatti a carico della zona litorale (come, ad esempio, le alterazioni delle caratteristiche morfologiche o idrologiche), alla quale sono strettamente legate; possono inoltre avere un ruolo stabilizzatore delle sponde (CIS, 2003c). Costituiscono anche un ambiente specifico per gli altri organismi, in primo luogo, i macroinvertebrati bentonici e la fauna ittica, influenzando la struttura dell'intero ecosistema (zona litorale) e costituendo quindi un buon indicatore sia per le condizioni della componente abiotica sia per la componente biotica.

Avendo quindi la "doppia valenza" di organismo e di substrato, le macrofite si pongono in una posizione intermedia in cui subiscono per prime gli interventi a carico della parte fisica dell'ecosistema e trasmettono questi cambiamenti agli altri elementi biologici.

Sulla base alle caratteristiche precedentemente elencate, la Direttiva Europea sulle Acque ha riconosciuto l'importanza delle macrofite per la determinazione dello stato ecologico, richiedendone espressamente la valutazione e l'utilizzo come indicatore, avvallando in questo senso l'ampio uso che se ne fa da tempo in alcuni Paesi europei (CTN-AIM, 2004; EUROLAKES, 2003).

1.3. Obiettivi

Procedendo da questo contesto, il lavoro si propone di fornire un contributo volto a comprendere le possibilità e le modalità di utilizzo dell'elemento biologico "macrofite" per l'attribuzione dello stato ecologico dei laghi italiani, a partire da una base di informazione costituita da una banca dati di tipo bibliografico (Tartari *et al.*, 2005), come primo passo verso la stesura di una metodologia che possa essere coerente con le azioni in atto in ambito europeo. Con questi obiettivi viene presentata una sintesi della bibliografia disponibile per i laghi italiani, delineando un quadro dei metodi esistenti a livello internazionale e suggerendo possibili soluzioni per lo sviluppo di un metodo adatto alle peculiarità del contesto nazionale.

2. L'APPROCCIO METODOLOGICO

Un approccio metodologico fondato su un elemento di qualità biologica deve tener conto delle caratteristiche ecologiche dell'elemento stesso e della loro capacità descrittiva: questo concetto è alla base della Direttiva e delle sue richieste. In questo senso va orientato il tentativo di sviluppare metodiche standardizzate, tenendo conto inoltre che esse devono rispondere alle differenti situazioni ambientali delle diverse ecoregioni europee.

2.1. Le richieste della Direttiva

In Tabella 1 sono sintetizzati i parametri, richiesti dalla Direttiva, da prendere in considerazione nello sviluppo di un metodo di valutazione della qualità delle acque

basato sulle macrofite, i principali impatti che possono rappresentare, i vantaggi e gli svantaggi derivanti dal loro utilizzo.

Le macrofite, quindi, sono un elemento biologico adatto a descrivere gli effetti a lungo termine delle pressioni sugli ecosistemi lacustri naturali. La limitata biodiversità (relativamente alle macrofite flottanti e sommerse), unita ad una certa semplicità nella determinazione, e la specificità rispetto al substrato giocano a favore del loro uso in metodi di valutazione dello stato ecologico, l'efficacia dei quali deve però essere sostenuta da un attento approccio metodologico.

Tab. 1 - Macrofite: caratteristiche dell'elemento biologico secondo le indicazioni della Direttiva 2000/60/CE (Pilke *et al.*, 2001; CIS, 2003c).

Parametri	Principali impatti	Vantaggi	Svantaggi
▪ Composizione ▪ Abbondanza ▪ Presenza di taxa sensibili	▪ Eutrofizzazione ▪ Acidificazione ▪ Contaminazione da sostanze tossiche ▪ Sedimentazione ▪ Alterazioni idrologiche ▪ Introduzione di specie esotiche	▪ Elemento presente in quasi tutti i laghi naturali ▪ Semplici da catalogare e da determinare; il numero di specie esistenti è relativamente piccolo ▪ Relativamente stabili; possono essere utilizzate per evidenziare effetti di modifiche a lungo termine ▪ Strettamente legate ad alcuni elementi abiotici specifici ▪ Le specie esotiche rappresentano situazioni di disturbo nell'ecosistema	▪ Elemento raro negli invasi ▪ Non esistono metodiche standard per il campionamento e l'analisi ▪ Richiedono lo sviluppo di metodiche adattabili alle diverse situazioni ▪ I metodi esistenti sono spesso troppo complessi per soddisfare le richieste della WFD ▪ A seconda del tipo di ambiente possono esserci risposte contraddittorie ai diversi impatti ▪ Non danno risposte a tutti gli impatti ambientali

2.2. I metodi esistenti

In letteratura si ritrovano diversi indici e metodi che utilizzano le macrofite singolarmente o in combinazione con gli altri elementi di qualità per la valutazione dello stato ecologico dei corpi idrici, e sviluppati in particolare per i corsi d'acqua (CTN-AIM, 2004).

Per quanto riguarda i laghi, possono essere individuati quattro metodi in grado di rappresentare una risposta alle richieste della Direttiva, in quanto basati sul concetto di condizioni di riferimento tipiche specifiche e sulla stima dello stato di un ambiente in relazione ad esse. Tre di essi presentano una struttura multimetrica (U.S. EPA, 1998; Swedish EPA, 2000; Moss *et al.*, 2003), mentre il quarto è un indice basato esclusivamente sulle macrofite che permette di determinare le classi di stato ecologico (Schaumburg *et al.*, 2005).

1. "Lake and Reservoir Bioassessment and Biocriteria" (U.S. EPA, 1998). Negli Stati Uniti, conseguentemente agli obblighi espressi dal Clean Water Act del 1972, dal quale trae ispirazione la Direttiva, sono state sviluppate dall'U.S. Environmental Protection Agency diverse strategie per la valutazione dello stato ecologico

attraverso i diversi elementi biologici. Nel documento tecnico "Lake and Reservoir Bioassessment and Biocriteria" (U.S. EPA, 1998) è esposta una metodica per la valutazione della qualità dei laghi. Si tratta di uno schema multimetrico, strutturato in quattro livelli di monitoraggio ("tiering sampling"), che, a partire dalla valutazione dello stato trofico (Indici TSI; Carlson, 1977) e delle macrofite, giunge ad un'analisi più dettagliata che coinvolge tutte le componenti biotiche. Vengono comprese sia le macrofite emerse (come indicatori di habitat) sia quelle flottanti e sommerse, utilizzando metriche di composizione (numero totale di taxa e numero di taxa esotici) e di abbondanza (biomassa o copertura) (EUROLAKES, 2003).

2. "Environmental Quality Criteria for lakes and watercourses" (Swedish EPA, 2000). Anche in ambito europeo, già prima dell'emanazione della Direttiva, la Swedish Environmental Protection Agency aveva implementato un sistema multimetrico per la valutazione delle acque interne superficiali, nel quale sono prese in considerazione le macrofite flottanti e sommerse. Le relative metriche sono basate sulla composizione e sul legame tra le diverse specie e lo stato trofico (Trophic Ranking Score; Palmer *et al.*, 1992).
3. Progetto ECOFRAME (Moss *et al.*, 2003). Il progetto ha avuto come oggetto di studio 66 laghi poco profondi e ha portato alla realizzazione di un protocollo di valutazione basato sull'uso di più metriche, selezionate per ognuno degli elementi di qualità (biologici, idromorfologici, chimici e fisici). In relazione al grado di scostamento dalle condizioni di riferimento (corrispondenti al "pristine status", in cui per questi laghi, la produttività dipende principalmente dalla vegetazione macrofitica e perifitica) sono stati stabiliti i criteri per l'assegnazione di ciascuna variabile alla relativa classe di qualità. L'elaborazione delle informazioni raccolte ha permesso di identificare le relazioni significative tra le variabili e dalla loro combinazione è stato valutato lo stato ecologico per ciascun corpo lacustre. Nello specifico, viene considerata l'intera comunità delle macrofite flottanti e sommerse, utilizzando metriche di composizione e abbondanza.
4. "Schaumburg Index" (Schaumburg *et al.*, 2005). In Germania la valutazione della qualità dei laghi basata sulla struttura della comunità macrofitica è stata affrontata proseguendo un percorso, avviato negli anni precedenti all'emanazione della Direttiva, che aveva condotto alla formulazione dell'indice MI (Macrophyte Index) applicato ai laghi bavaresi (Melzer, 1999). In seguito è stato messo a punto un sistema direttamente inquadrato nel contesto di applicazione della Direttiva (Stelzer *et al.*, 2005), identificando i laghi oggetto di studio in tipi (Schaumburg *et al.*, 2004) e distinguendo successivamente le specie in tre gruppi tipo-specifici:
   - specie A: caratteristiche delle condizioni di riferimento;
   - specie B: aventi ampia tolleranza ecologica e indicatrici di modifiche moderate;
   - specie C: caratteristiche di ambienti molto alterati.

   L'indice utilizza la composizione della comunità macrofitica sommersa, l'abbondanza delle diverse specie e la distinzione nei tre gruppi ecologici, determinando un valore numerico che quantifica la deviazione dalle condizioni di riferimento e assegna all'ambiente la classe di stato ecologico.

   Il metodo è stato sviluppato dalla Bavarian Water Management Agency in un

protocollo di valutazione nel quale l'indice macrofitico è stato associato ad un indice basato sul fitobenthos (Schaumburg *et al.*, 2005). Attualmente è in discussione, nell'ambito del Progetto REBECCA, la possibilità di utilizzare lo "Schaumburg Index" anche negli altri paesi europei.

Negli indici descritti e, in generale, negli indici puramente ecologici, la diversità delle metriche selezionate è determinata dal ruolo ecologico delle specie, il quale è molto legato alle condizioni geografiche e climatiche, mentre il contributo dello stato trofico e dei fattori abiotici viene considerato, di volta in volta, in modo diverso. Le differenze sono probabilmente legate alle caratteristiche originarie degli ambienti campione, selezionati per lo sviluppo degli indici, come di recente emerso anche nell'ambito delle attività di ECOSTAT/IC e di REBECCA.

Il limite di questo tipo di strumenti, che diventa molto evidente nel momento in cui si tenta una loro comune applicazione, è quindi identificabile nella specificità geografica, che ne riduce la trasferibilità alle differenti ecoregioni europee.

3. QUADRO DELL'INFORMAZIONE DISPONIBILE IN ITALIA

L'esame della raccolta bibliografica prodotta nel corso del Progetto LIMNO (costituita da oltre 2800 documenti; Tartari *et al.*, 2004), ha permesso di delineare il quadro della quantità e del tipo di informazione disponibile riguardante le macrofite e la vegetazione riparia dei laghi italiani.

In generale il complesso delle informazioni risulta alquanto ridotto: sono stati infatti selezionati 110 documenti che fanno riferimento alla vegetazione sommersa, flottante ed emersa, e che sono relativi a 57 ambienti lacustri, localizzati in parte nell'Italia Settentrionale (36 laghi naturali), in parte nell'Italia Centro-Meridionale ed Insulare (17 laghi naturali e 4 invasi). Questi laghi appartengono, rispettivamente, ai tipi 1, 3, 4, 5, 6, 7 e ai tipi 13, 14, 17, 19, 21, 22 della classificazione proposta per l'Italia, in base al Sistema B definito nell'Allegato II della WFD (Buraschi *et al.*, 2005).

La documentazione è equamente distribuita tra i laghi delle regioni settentrionali e meridionali. La maggior parte dei laghi considerati (35%) è trattata in un solo articolo e l'85% dei documenti si riferisce ad un solo lago; mentre pochi studi hanno come oggetto più ambienti lacustri. Si segnalano a questo proposito il lavoro di Andreis *et al.* (1977) nell'ambito di un indagine ad ampio raggio sui laghi Briantei (Gerletti & Marchetti, 1977), uno studio di qualche anno successivo riguardante i piccoli laghi lombardi (de Bernardi *et al.*, 1985), e infine, un lavoro più recente dedicato ai laghi del bacino del Po, nel quale viene analizzata la relazione tra la comunità delle macrofite sommerse e alcune variabili ambientali (Ludovisi *et al.*, 2004).

Analizzando la distribuzione temporale dell'informazione, si nota come i primi studi si siano diffusi a partire dal decennio 1960-1969 (12% della documentazione disponibile), fino a raggiungere un culmine, pari al 33%, negli anni '80. Per i laghi delle regioni centro-meridionali, l'interesse relativo alla vegetazione acquatica, era già nato a partire dagli anni '50 ed è successivamente aumentato (1960-1969: 25%; 1970-1979: 17%; 1980-1989: 30%), per poi subire un lieve calo in anni più recenti (1990-1999: 17%). Viceversa, per i laghi delle regioni settentrionali, questo interesse si è sviluppato

più tardi, a partire dagli anni ’70, e sembra essere in continua crescita (1990-1999: 31%). In ogni caso, l’attenzione in Italia verso questo elemento biologico appare ancora molto scarsa.

Per quanto riguarda i contenuti, in linea del tutto generale, si possono riconoscere 5 categorie di informazione:

1. liste floristiche (34%). Oltre alla composizione in specie, per un terzo dei casi, sono riportate anche indicazioni sulla quantità (espressa attraverso un indice numerico di abbondanza, come area o percentuale di copertura, oppure come biomassa);
2. studi con approccio fitosociologico (20%). Vengono segnalate tutte le informazioni che contribuiscono a caratterizzare le comunità macrofitiche; in particolare, oltre a composizione e abbondanza, sono riportate, in alcuni casi, anche delle mappature indicative della vegetazione (ad esempio, in Andreis *et al.*, 1977);
3. studi rivolti ad approfondire argomenti specifici (ad esempio: specie esotiche ed invasive, specie aventi uno stretto legame con altre problematiche, studio dei pigmenti fotosintetici, ecc.; 16%). I dati riportati sono riferiti a composizione e abbondanza, in genere espressa come biomassa, area o percentuale di copertura;
4. studi sulle relazioni tra macrofite e altri organismi, in particolare con la componente macrobentonica (15%). In questi casi la vegetazione viene più che altro vista nel suo ruolo di “substrato”; i documenti contengono informazioni riguardo a composizione, biomassa ed indicazioni sulle profondità di sviluppo della vegetazione;
5. studi sul rapporto tra macrofite e metalli (11%). I dati riportati sono riferiti a composizione e abbondanza (in genere espressa come biomassa).

Per quanto riguarda le ultime due categorie elencate, si riscontra un’interessante differenza tra il contenuto degli studi relativi ai laghi delle regioni centro-meridionali e quelli delle regioni settentrionali: nel primo caso sono state maggiormente indagate le relazioni tra vegetazione e altri organismi, nel secondo caso vi è un netto orientamento verso studi che analizzano il contenuto in metalli nelle specie vegetali.

Il quadro delineato evidenzia, oltre alla scarsità di informazione anche, e soprattutto, una grande disomogeneità della stessa, fattori che determinano un’applicazione difficoltosa, a partire dai dati esistenti, di indici per la valutazione pregressa dello stato ecologico degli ambienti lacustri.

3.1. I laghi lombardi

Una valutazione più accurata dell’informazione disponibile è stata condotta sul gruppo dei 17 laghi lombardi elencati in Tabella 2 (appartenenti ai tipi 4, 5, 6, 7). L’informazione disponibile è limitata ad una quantità molto esigua di documenti (pari al 15% del totale), il numero dei quali varia, per ogni lago, da 1 (Gaiano, Piano) a 6 (Montorfano).

I dati relativi a composizione (specie presenti) e abbondanza (in qualunque forma essa sia espressa) della flora acquatica sono in totale 1189, e ricoprono pressappoco un trentennio (1971-2000). Il rapporto tra i due tipi di informazione non risulta equilibrato, essendo prevalenti i dati di composizione (856, pari al 72%). Questa situazione è determinata dal fatto che la maggior parte dei documenti riporta semplici liste floristiche, senza associare nessun’altra informazione.

In Tabella 2 è rappresentata la distribuzione del numero di dati per ciascun lago, distinguendo tra composizione e abbondanza. I laghi con il maggior numero di informazioni sono il Comabbio (134 valori, l'87% dei quali è costituito da soli dati di composizione), il Pusiano (128 dati, dei quali il 74% di composizione) e il Varese (116 dati) per il quale il rapporto tra i due tipi di informazione è equilibrato.

Tab. 2 - Distribuzione dei dati relativi a composizione e abbondanza della flora acquatica per 17 laghi lombardi; per ogni lago sono riportati il numero (n) e la percentuale dei dati disponibili.

Lago	Composizione		Abbondanza		Lago	Composizione		Abbondanza	
	n	%	n	%		n	%	n	%
Alserio	25	52	23	48	Monate	70	84	13	16
Annone Est	79	81	19	19	Montorfano	54	66	28	34
Annone Ovest	81	80	20	20	Piano	11	50	11	50
Comabbio	117	87	17	13	Pozzo di Riva	50	77	15	23
Endine	61	75	20	25	Pusiano	95	74	33	26
Gaiano	9	100	0	0	Sartirana	37	55	30	45
Ganna	28	100	0	0	Segrino	36	56	28	44
Ghirla	15	56	12	44	Varese	58	50	58	50
Mezzola	30	83	6	17					

La disomogeneità rilevata viene rafforzata anche dall'esame delle tipologie di vegetazione (individuate in relazione al rapporto con l'acqua) trattate in ciascun documento. Infatti in alcuni casi viene analizzato il quadro completo della vegetazione (segnalando anche le specie non strettamente legate a luoghi umidi), mentre altri lavori sono più specifici, e riguardano la sola flora acquatica, considerando solo le idrofite radicate e natanti, così come classificate secondo il sistema di Raunkiaer (1934).

4. CONSIDERAZIONI PER LO SVILUPPO DI UN METODO ADATTO AI LAGHI ITALIANI

Dalle considerazioni effettuate in merito all'informazione disponibile per i laghi italiani, si evidenzia la difficoltà di impostare a scala nazionale un approccio unitario basato sulla vegetazione acquatica, a causa delle seguenti criticità:

- la mancanza di una tradizione culturale rivolta a determinare il ruolo delle macrofite nella valutazione dello stato di qualità delle acque lacustri;
- la difficoltà di utilizzare, per la valutazione dello stato ecologico, i risultati ottenuti dagli studi pregressi, in quanto dettati da specifici obiettivi verso i quali è stata indirizzata nel passato la ricerca (ad esempio: lo studio del bioaccumulo dei metalli, l'analisi delle macrofite come habitat per gli organismi macrobentonici, ecc.);
- nel caso specifico dei laghi italiani sono inoltre diffuse situazioni per le quali l'elemento non si presta ad essere utilizzato come indicatore globale dello stato ecologico: ad esempio negli invasi (dove l'elemento è raro o inesistente) o nei grandi laghi (dove l'elemento è "confinato").

Lo sviluppo di un qualsiasi metodo di valutazione basato sulle macrofite o

l'applicazione di uno dei quattro metodi precedentemente esaminati, richiedono, nel caso dei laghi italiani, l'avvio di un processo volto a espandere una serie di competenze fino ad ora non considerate nella letteratura specifica. Infatti, poiché la tradizione limnologica italiana non ha riposto particolare interesse verso lo studio della vegetazione acquatica, appare evidente come l'utilizzo di questo elemento biologico sia ancora vincolato all'interpretazione del significato dei parametri descrittivi. Può allora risultare vantaggiosa l'applicazione di una metodologia completamente centrata sulle macrofite, che permetta di approfondire le conoscenze della vegetazione acquatica dei laghi italiani. In particolare, lo "Schaumburg Index", pur non adattandosi a tutti i casi e dovendo comunque essere modificato per la presenza di specie diverse, è di semplice applicazione e può costituire il miglior punto di partenza per l'impostazione di una metodica standardizzata, finalizzata alla realizzazione di una base omogenea di dati relativi alla componente macrofitica dei laghi italiani, che comprenda quindi sia informazioni sulla composizione, sia sull'abbondanza.

Nei casi in cui le macrofite non siano utilizzabili per la valutazione dello stato ecologico, la significatività di un indice basato su di esse risiede nella possibilità di segnalare situazioni di degrado della qualità ambientale, andando a costituire un elemento di raccordo con il territorio circostante e inquadrando così l'ambiente lacustre in relazione alla porzione di fascia rivierasca direttamente prospiciente la linea di costa, un'area spesso interessata da alterazioni legate alle diverse pressioni antropiche. In quest'ottica, nasce l'esigenza di associare alla componente vegetale strumenti di valutazione adeguati, quali i parametri idromorfologici e i fattori di pressione legati alla zona litorale (alterazioni delle sponde, variazioni di livello, sfalcio dei canneti, ecc.).

In questo senso suscita un forte interesse la recente proposta di sviluppo di Lake Habitat Survey (LHS) avanzata in analogia al River Habitat Survey, dallo Scotland & Northern Ireland Forum For Environmental Research (SNIFFER; Rowan *et al.*, 2004). Nell'LHS è prevista la raccolta di informazioni dettagliate sugli habitat presenti lungo la costa, sulle caratteristiche trofiche del lago (seppur in modo insufficiente da un punto di vista limnologico) e sull'entità delle pressioni; queste informazioni vengono utilizzate, attraverso opportune metriche, per determinare la modificazione degli habitat (Lake Habitat Modification Score; LHMS) e le caratteristiche di diversità e naturalità dell'ambiente (Lake Habitat Quality Assessment; LHQA). Lo sviluppo di un metodo di questo tipo, adattato ai laghi italiani, assegnerebbe, in linea di principio, alla comunità macrofitica un ruolo indicatore dello stato di alterazione degli habitat rivieraschi.

In ogni caso, indicazioni chiare sullo stato di qualità possono essere ottenute solo attraverso una valutazione integrata dello stato ecologico, come richiesto anche dalla WFD: l'obiettivo finale dovrà quindi essere rivolto alla costruzione di una procedura multimetrica, che consideri tutti gli aspetti essenziali che riguardano l'intero ecosistema lacustre.

5. CONCLUSIONI

L'esame delle informazioni disponibili rivela che storicamente, per i laghi italiani, vi è stata una scarsa e disomogenea attenzione verso l'elemento biologico "macrofite".

Tale situazione provoca oggi l'estrema difficoltà di utilizzare i dati pregressi nell'applicazione di uno qualsiasi tra i metodi di valutazione della qualità ecologica descritti. Ne consegue la necessità di intraprendere, quanto prima, una sistematica azione di monitoraggio, volta alla realizzazione di una base dati omogenea, e di sviluppare una metodologia adatta ai fini dell'applicazione della Direttiva.

Tra i diversi approcci esistenti, il presente lavoro ha comunque permesso di individuare quelli ritenuti più significativi sia perché conferiscono alla vegetazione acquatica lo stesso valore degli altri elementi biologici (tre metodi multimetrici), sia perché la comunità macrofitica è vista come l'elemento centrale ("Schaumburg Index").

La possibilità di applicare un indice adeguato alle peculiarità dei laghi italiani richiederà di realizzare un percorso basato inizialmente su una metodica relativamente semplice, al quale deve seguire un approccio integrato dagli elementi di supporto idromorfologici e dai fattori di pressione, sfruttando, ad esempio, quello suggerito dal Lake Habitat Survey.

BIBLIOGRAFIA

Andreis C., Da Gasso R. & Manenti G. 1977. Aspetti fitogeografici e floristici delle macrofite emerse e sommerse. In: Indagini sui laghi della Brianza (Gerletti M. & Marchetti R., ed.). *Quaderni Ist. Ric. Acque*, 19: 205-240.

Buraschi E., Cattaneo O., Monguzzi C., Dalmiglio A., Paleari M., Pagnotta R. & Tartari G. 2005. *Proposta di classificazione dei laghi italiani in tipi secondo la Water Framework Directive (2000/60/EC).* Rapporto tecnico CTN-AIM, Tk 06.02.04b: 37 pp.

Carlson R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22: 361-369.

CIS. 2003a. *Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. Working Group 2.3, Reference conditions for inland surface waters (REFCOND).* CIS Final Report: 86 pp.

CIS. 2003b. *Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential. Working Group 2.A, Ecological Status (ECOSTAT).* CIS Final Report: 47 pp.

CIS. 2003c. *Monitoring under the Water Framework Directive. Working Group 2.7, Monitoring*. CIS Final Report: 152 pp.

CIS. 2004. *Overview of common Intercalibration types. Working Group 2.A, Ecological Status (ECOSTAT).* CIS Final Report: 38 pp.

CTN-AIM. 2004. *Metodologie analitiche della componente vegetazionali negli ambienti di acque correnti (Macrofite).* Rapporto tecnico CTN-AIM, Tk 04.04.04a: 57 pp.

de Bernardi R., Giussani G., Guilizzoni P. & Mosello R. 1985. Indagine conoscitiva per una caratterizzazione limnologica dei "Piccoli Laghi Lombardi". *Documenta Ist. Ital. Idrobiol.*, 8: 205 pp.

Directive of the European Parliament and of the Council 23 October 2000 n. 60. Framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal European Communities n. 327, 22/12/2000*: 72 pp.

EUROLAKES. 2003. *Integrated Water Resource Management for Important Deep European Lakes and their Catchment Areas. D31: Substantiated Ecological Targets*. EUROLAKES Technical Report, version 1.0: 91 pp.

Gerletti M. & Marchetti R. 1977. Indagini sui laghi della Brianza. *Quaderni Ist. Ric. Acque*, 19: 358 pp.

Janauer G.A. 2001. Is what has been measured of any direct relevance to the success of the macrophytes in its particular environment?. In: Scientific and legal aspects of biological monitoring in freshwater (Ravera O. ed.). *J. Limnol.*, 60(Suppl. 1): 33-38.

Ludovisi A., Pandolfi P. & Taticchi M.I. 2004. A proposed framework for the identification of habitat utilisation patterns of macrophytes in River Po catchment basin lakes (Italy). *Hydrobiologia*, 523: 87-101.

Melzer A. 1999. Aquatic macrophytes as tools for lake management. *Hydrobiologia*, 395/396: 181-190.

Moss B., Stephen D., Alvarez C., Becares E., Van De Bund W., Collings S.E., Van Donk E., De Eyto E., Feldmann T., Fernandez-Alaez C., Fernandez-Alaez M., Franken R.J.M., Garcia-Criado F., Gross E.M., Gyllstrom M., Hansson L., Irvine K., Arvalt A.J., Jensen J., Jeppesen E., Kairesalo T., Kornijow R., Krause T., Unnap H.K., Laas A., Lill E., Lorens B., Luup H., Miracle M.R., Noges P., Noges T., Nykanen M., Ott I., Peczula W., Peeters E.T.H.M., Phillips G., Romo S., Russel V., Salujoe J., Scheffer M., Siewertsen K., Smal H., Tesch C., Timm H., Tukivene L., Tonno I., Virro T., Vicente E. & Wilson D. 2003. The determination of ecological status in shallow lakes. A tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 13: 507-549.

Murphy K.J., Kennedy M.P., McCarthy V., O'Hare M.T., Irvine K. & Adams C. 2002. A review of ecology based classification systems for standing freshwaters. Executive summary. SNIFFER Report. http://www.wrc.org.za/publications_other_fwr_sniffer.htm

Palmer M., Bell S. & Butterfield I. 1992. A botanical classification of standing waters in Britain: applications for conservation and monitoring. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 2: 125-143.

Pilke A., Heinonen P., Karttunen K., Lepistö L., Mitikka S., Pietiläinen O.-P., Rask M., Rissanen J., Tammi J. & Vuoristo H. 2001. Ecological classification of lakes and the EU Water Framework Directive. Background paper. *Proceedings EurAqua Eight Scientific and Technical Review "Good Ecological Status: Reference conditions for surface waters"*, Helsinki 24-25 October 2001: 21-34.

Raunkiaer C. 1934. *Life forms of plants and statistical plant geography*. Oxford, Clarendon press (ed): 632 pp.

REBECCA. 2004. Relationships between ecological and chemical status of surface waters: REBECCA. REBECCA Fact Sheet 1.5, version 9. http://www.rbm-toolbox.net/

Rowan J.S., Duck R.W., Carwardine J., Bragg O.M., Black A.R. & Cutler M.E.J. 2004. *Development of a technique for Lake Habitat Survey (LHS): Phase 1*. SNIFFER Final Report: 123 pp.

Schaumburg J., Schranz C., Hofmann G., Stelzer D., Schneider S. & Schmedtje U. 2004. Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes – a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica*, 34: 302-314.

Schaumburg J., Schmedtje U., Schranz C., Köpf B., Schneider S., Stelzer D. & Hofmann G. 2005. Instruction protocol for the ecological assessment of lakes for the implementation of the EU Water Framework Directive: Macrophytes and Phytobenthos: 46 pp.

Stelzer D., Schneider S. & Melzer A. 2005. Macrophyte-Based Assessment of Lakes – a Contribution to the Implementation of the European Water Framework Directive in Germany. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 90(2): 223-237.

Swedish EPA. 2000. Environmental quality criteria for lakes and watercourses. *Swedish EPA, Stockholm: Report 5050*.

Tartari G., Buraschi E., Monguzzi C., Marchetto A., Copetti D., Salerno F., Previtali L., Tatti S., Barbiero G. & Pagnotta R. 2004. Progetto LIMNO: qualità delle acque lacustri italiane. Volume 1: sintesi dei risultati. *Quaderni Ist. Ric. Acque*, 120: 334 pp.

Tartari G., Monguzzi C., Buraschi E., Di Pasquale D., Cattaneo O., Luchelli M., Rossi S., Bartesaghi G., Paleari M., Bolis B. & Magni D. 2005. *Progetto Osservatorio dei Laghi Lombardi: Qualità delle acque lacustri in Lombardia*. Regione Lombardia: 400 pp.

U.S. EPA. 1998. Lake and Reservoir Bioassessment and Biocriteria. U.S. EPA, Washington DC: Report EPA 841-B-98-007. http://www.epa.gov/owow/monitoring/tech/lakes.html

Ricevuto 22 febbraio 2006; revisionato 4 febbraio 2007; accettato 14 febbraio 2007

Lavoro presentato al 2° Incontro dei Dottorandi in Scienze dei Sistemi Acquatici – Bertinoro, 7-9 novembre 2005

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 18, pp. 33 - 43, maggio 2007

IMPATTO DI UN PICCOLO SBARRAMENTO ARTIFICIALE SULLE VARIABILI AMBIENTALI DI UN TORRENTE APPENNINICO

Marco DE CICCO, Filippo FABBRI, Simone PETRACZEK,
Lorenzo PROIA, Gianmaria CARCHINI

Dipartimento di Biologia, Università di Roma Tor Vergata,
Via della Ricerca Scientifica - 00133 Roma

ABSTRACT

The effect of a small dam on environmental variables in a appenine stream

This paper aims to evaluate the effects of a small dam on the Simbrivio Stream (Central Italy), by studying several physicochemical, hydro-morphological and trophic variables of the river. Samples were collected over 1-yr period at three reference sites located upstream and at six sites located downstream from the dam.

The major effects occur within the first 1 km below the dam and consist in a change of flow regime, in an increase of periphyton biomass and, during spring season, in a decrease of coarse and fine particulate organic matter biomass. Physicochemical variables were not affected by river regulation.

This study is a scientific contribution to the poor knowledge about ecological impact of small dams.

RIASSUNTO

In Italia molti corsi d'acqua sono impattati da dighe e traverse di piccole dimensioni (< 15 m di altezza) ma scarse sono le conoscenze sulle ripercussioni indotte sugli ecosistemi fluviali.

Questo studio si pone pertanto il fine di valutare gli effetti prodotti da un piccolo sbarramento artificiale posto lungo il Torrente Simbrivio (bacino idrografico del Tevere, Italia Centrale) sulle variabili idromorfologiche, chimico-fisiche delle acque e sulle risorse trofiche del corpo idrico.

Nel corso di un anno, con cadenza mensile, sono stati monitorati tre siti a monte dello sbarramento (siti di controllo) e sei siti a valle dello stesso, al fine di valutare la distanza fino alla quale si manifestavano gli effetti dello sbarramento.

I risultati indicano un impatto significativo nei primi tre siti a valle (circa 1 km) dello sbarramento che consiste in un'alterazione del regime idrologico (riduzione della portata e della sua variabilità annuale), in un forte incremento della biomassa di periphyton e nella riduzione della disponibilità di detrito organico fine e grossolano nel periodo primaverile. Per quanto riguarda le variabili chimico-fisiche delle acque, non si rilevano differenze significative tra i siti di controllo e i siti a valle.

1. INTRODUZIONE

Nel corso degli ultimi 100 anni, lungo il corso di molti fiumi europei sono stati costruiti sbarramenti artificiali (dighe, traverse, chiuse), realizzati principalmente ai fini della produzione idroelettrica, dell'utilizzazione idropotabile ed irrigua e per la laminazione delle piene.

La presenza di uno sbarramento determina un'interruzione del continuum fluviale e impedisce gli spostamenti della fauna ittica migratoria (Marchetti, 1993). Nei tratti fluviali posti a valle dello sbarramento sono poi riscontrabili modificazioni più o meno accentuate del regime idrologico, del trasporto di sedimenti e di sostanza organica, della morfologia dell'alveo, del chimismo e del regime termico delle acque e delle comunità fluviali (Ward & Stanford, 1985).

Molti studi scientifici hanno documentato gli effetti prodotti dal rilascio ipolimnico nei tratti immediatamente a valle di grandi sbarramenti – quelli di altezza superiore a 15 m (Ward & Stanford, 1979; Boon, 1988; Camargo & Voelz, 1998; Céréghino & Lavandier, 1998; Cazaubon & Giudicelli, 1999) mentre solo pochi hanno esaminato contemporaneamente i cambiamenti biotici ed abiotici in molti siti lungo un gradiente di recupero (Ward, 1974; Voelz & Ward, 1989; 1991; Camargo & Voelz, 1998). Piuttosto limitate sono inoltre le conoscenze sugli impatti prodotti da piccoli sbarramenti – quelli di altezza inferiore a 15 m – sui sistemi fluviali (Cortes *et al*., 1998; Fleituch, 2003).

Questo studio ha lo scopo di valutare le alterazioni delle principali variabili ambientali (idromorfologiche, chimico-fisiche delle acque, sostanza organica e periphyton) lungo l'intero tratto fluviale posto a valle di un piccolo sbarramento artificiale.

2. AREA DI STUDIO

Il piccolo sbarramento scelto come caso di studio è costituito dalla diga sul torrente Simbrivio. Questo corso d'acqua, affluente di III° ordine del fiume Aniene (bacino idrografico del Tevere, Italia Centrale), è lungo 13 km e ha una pendenza media del 8% (Ventriglia, 1990).

Il suo bacino idrografico, costituito in prevalenza da terreni della serie calcareo-dolomitica del Mesozoico, occupa una superficie di 60 km^2 ed ha un'altitudine media di 1170 m s.l.m. Dal punto di vista vegetazionale, predominano i boschi di latifoglie con *Fagus sylvatica*, *Quercus* spp. e *Ostrya carpinifolia*; piuttosto limitate sono le aree ad uso agricolo e l'unico centro abitato è il paese di Vallepietra (RM) con una popolazione residente di appena 378 abitanti.

Lungo il tratto superiore del torrente è ubicata la diga, di altezza pari a 15 m. Le acque dell'invaso artificiale (con una capacità totale di 60.000 m^3) vengono derivate per scopi idroelettrici per alimentare la Centrale di Comunacqua gestita dall'ENEL GreenPower. Poco a monte della confluenza con l'Aniene (560 m s.l.m), è presente un ulteriore piccolo sbarramento riferibile alla presa sussidiaria di un'altra centrale idroelettrica (Scalelle).

Sono stati individuati 9 siti di campionamento, di cui tre siti di controllo a monte dello sbarramento (indicati con le sigle M1, M2 e M3) e sei siti a valle dello stesso (indicati con le sigle V1, V2, V3, V4, V5 e V6) posti a una distanza progressivamente crescente (Fig. 1).

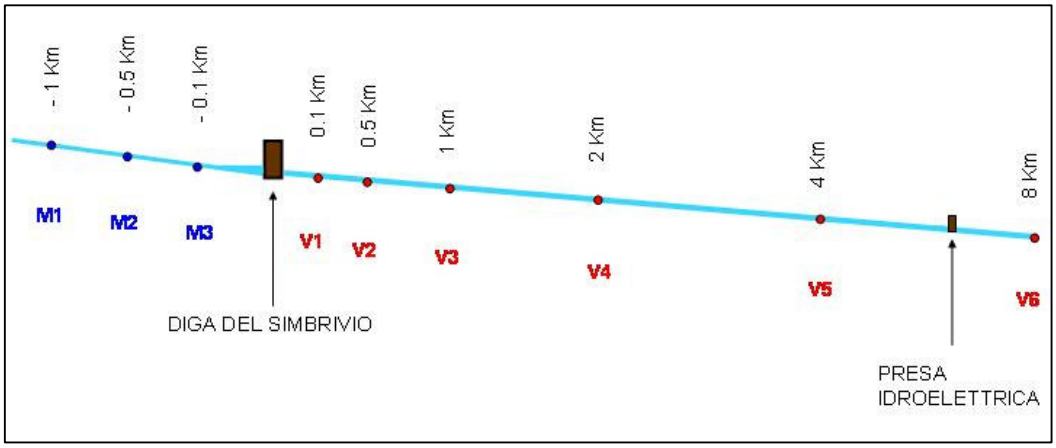


Fig. 1 - Ubicazione dei siti di campionamento con le rispettive distanze dalla diga del Simbrivio.

3. MATERIALI E METODI

Tutti i siti di campionamento sono stati monitorati mensilmente da maggio 2004 ad aprile 2005.

In ciascun sito sono state effettuate misure delle seguenti variabili idro-morfologiche: portata, larghezza dell'alveo bagnato e dell'alveo totale, profondità e velocità della corrente (Celico, 1986). Per valutare la composizione dei substrati di ciascun sito, sono state scelte tre sezioni fluviali ed in ciascuna di esse è stata determinata, ogni 20 cm, la categoria granulometrica secondo la scala di Wenthworth.

Le variabili chimico-fisiche dell'acqua (pH, conducibilità elettrica, temperatura, ossigeno disciolto) sono state misurate mediante sonde portatili (Wissenschaftlich-Technische-Werkstatten 340i). La concentrazione di azoto ammoniacale ($N\text{-}NH_4$) è stata determinata tramite l'indophenol-blue colorimetric method (Solorzano, 1969). La concentrazione del fosforo reattivo solubile (SRP) è stata determinata tramite il molybdenum-blue colorimetric method (Murphy & Riley, 1962).

Con cadenza mensile, sono stati raccolti in modo casuale 3 ciottoli per determinare la biomassa di periphyton come ash free dry mass (AFDM m^{-2}).

In ogni sito sono stati inoltre raccolti anche tre campioni - per ciascun substrato presente - al fine di valutare la biomassa di sostanza organica bentonica grossolana (coarse particulate organic matter CPOM) e fine (fine particulate organic matter FPOM), come ash free dry mass (AFDM m^{-2}).

Per determinare le differenze tra siti di campionamento riguardo alle variabili esaminate è stata utilizzata l'analisi della varianza (ANOVA); per alcune variabili è

stata opportunamente eseguita una trasformazione logaritmica [ln(x+1)] per omogeneizzare la varianza. Nel caso in cui l'ANOVA rivelava differenze significative tra siti (p<0,05), sono state effettuate comparazioni multiple a posteriori con il test di Student-Newman-Keuls (SNK).

4. RISULTATI E DISCUSSIONI

I valori medi e il range annuale delle variabili idromorfologiche monitorate in ciascun sito di campionamento sono presentati in Tabella 1.

Le condizioni idrologiche variano sensibilmente tra i siti a monte dello sbarramento e quelli posti a valle dello stesso. I valori medi annui della portata decrescono da 1,2-1,47 m^3/s, registrati nei tre siti a monte, a 0,37-0,39 m^3/s, nei primi tre siti a valle, con un parziale recupero negli ultimi tre siti a valle, fino a valori di 0,70 m^3/s (Tab. 1). Nei primi tre siti a valle si osserva inoltre una forte riduzione della variabilità annuale della portata (Fig. 2).

La sensibile alterazione del regime di portata – in particolare nel primo chilometro a valle – è dovuta al prelievo di acqua dall'invaso artificiale creato dalla diga. La presenza di sorgenti lineari in alveo può spiegare il parziale incremento della portata media (e della variabilità annuale) nel tratto più a valle.

Si sottolinea comunque che, nei periodi di maggiori apporti meteorici, si verificano in tutto il tratto a valle dello sbarramento fluttuazioni di portata di breve durata (con improvvisi incrementi e riduzioni del flusso), con un rilascio superficiale dalle paratoie della diga.

Tab .1 - Valori medi e range annuale delle variabili idromorfologiche e percentuale media di copertura dei substrati nei nove siti di campionamento.

	Siti di campionamento								
	M1	**M2**	**M3**	**V1**	**V2**	**V3**	**V4**	**V5**	**V6**
Portata ($m^3 s^{-1}$)	1.20	1.47	1.31	0.37	0.39	0.38	0.44	0.62	0.70
	0.62-2.27	0.76-3.5	0.54-2.90	0.10-0.97	0.14-0.98	0.10-0.96	0.09-1.10	0.11-1.35	0.22-1.92
Alveo bagnato/alveo totale	0.65 0.59-0.79	0.63 0.57-0.76	0.68 0.56-0.84	0.36 0.34-0.40	0.39 0.33-0.48	0.61 0.58-0.64	0.56 0.53-0.63	0.48 0.43-0.55	0.87 0.73-1
Profondità media (m)	0.23 0.17-0.33	0.22 0.16-0.39	0.23 0.16-0.36	0.20 0.12-0.32	0.18 0.09-0.28	0.31 0.27-0.40	0.31 0.23-0.40	0.37 0.30-0.48	0.20 0.13-0.37
Velocità della corrente media ($m s^{-1}$)	0.73 0.54-0.91	0.77 0.57-1.10	0.70 0.46-1.07	0.41 0.23-0.70	0.42 0.24-0.69	0.20 0.06-0.42	0.26 0.08-0.49	0.29 0.05-0.61	0.51 0.30-0.81
Granulometria (copertura %)									
Massi (>256 mm)	18.3	41.9	6.0	31.6	16.9	3.2	7.6	31.3	26.9
Ciottoli (64-256 mm)	34.6	26.2	19.4	35.1	29.3	41.2	11.7	27.1	40.7
Ghiaie (2-64 mm)	37.1	23.2	69.0	29.8	53.8	51.1	71.8	33.9	31.4
Sabbie (62µm-2 mm)	4.3	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	4.5	8.9	7.7	1.0
Limi-argille (<62µm)	5.7	8.7	5.6	3.5	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1

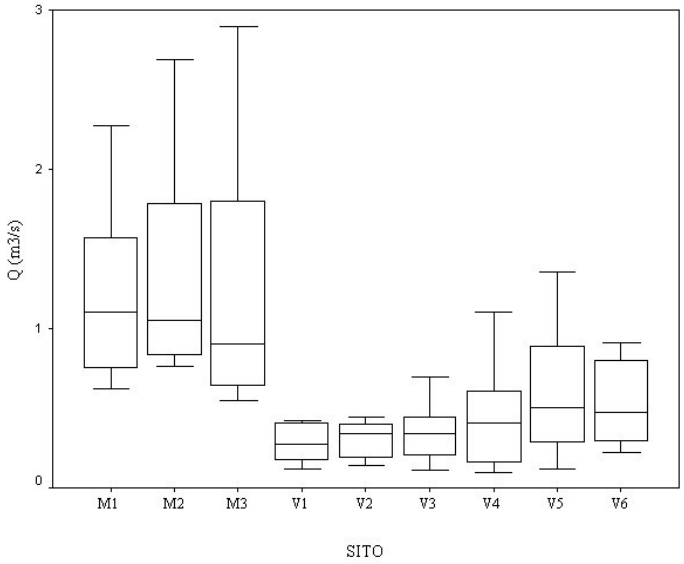


Fig. 2 - Boxplot della portata registrata nei nove siti di campionamento nel periodo di studio. Nel diagramma sono indicati la mediana, il 1° e 3° quartile e i valori adiacenti; non sono indicati gli outliers.

L'alterazione del regime di flusso indotta dalla presenza dello sbarramento produce anche una forte riduzione del rapporto tra alveo bagnato e alveo totale nei primi due siti a valle, con valori medi inferiori a 0,4. Ciò conferma l'effetto delle repentine fluttuazioni di portata a valle della diga, con porzioni dell'alveo alternativamente occupate ed abbandonate dall'acqua. Con la contrazione dell'alveo bagnato si ha una conseguenziale riduzione della superficie degli habitat acquatici.

Per quanto riguarda la composizione granulometrica, i substrati predominanti in ciascun sito sono i ciottoli e le ghiaie (Tab. 1). Le frazioni fini – limi e argille – presenti nei tre siti a monte sono totalmente assenti in tutti i siti a valle, ad eccezione del sito V1. La loro presenza in questo sito, comunque ridotta, potrebbe essere legata al rilascio superficiale dalle paratoie.

I valori medi e il range annuale delle variabili chimico-fisiche delle acque monitorate in ciascun sito di campionamento sono presentati in Tabella 2.

La temperatura media dell'acqua varia tra 9,1 e 9,9°C e mostra un naturale incremento all'aumentare della distanza dallo sbarramento, secondo un gradiente monte-valle. La presenza della diga non produce variazioni significative di questa variabile tra i siti di campionamento (p=0,949).

I valori medi della concentrazione di ossigeno disciolto oscillano tra 10,0 e 10,5 mg l^{-1}; anche per questa variabile non si osserva un effetto dello sbarramento (p=0,920).

Il pH assume un valore medio di 8,5 nei tre siti a monte e subisce una riduzione lieve nei siti V1 e V2 e più accentuata negli ultimi quattro siti a valle. Contemporaneamente il valore medio della conducibilità elettrica nei siti V1 e V2

presenta un brusco incremento di 13-14 µS cm^{-1} rispetto ai tre siti a monte attribuibile all'arricchimento in sali delle acque all'interno dell'invaso artificiale (Tab. 2).

Tab. 2 - Valori medi e range annuale delle variabili chimico-fisiche delle acque nei nove siti di campionamento.

	Siti di campionamento								
	M1	**M2**	**M3**	**V1**	**V2**	**V3**	**V4**	**V5**	**V6**
pH (upH)	8.5 8.3-8.6	8.5 8.4-8.7	8.5 8.4-8.7	8.4 8.3-8.6	8.4 8.2-8.6	8.2 8.0-8.4	8.2 8.0-8.4	8.3 8.2-8.5	8.2 8.0-8.5
Conducibilità elettrica (µS cm^{-1})	350 333-363	350 331-363	350 331-362	363 346-378	364 348-377	385 372-399	394 380-411	399 382-414	397 376-414
Temperatura dell'acqua (°C)	9.1 6.1-11.3	9.1 6.0-11.5	9.1 6.1-11.6	9.3 6.3-11.5	9.3 6.1-11.6	9.4 7.1-11.1	9.5 7.1-11.1	9.7 7.3-11.3	9.9 7.3-11.5
Ossigeno disciolto (mg l^{-1})	10.3 9.3-11.4	10.3 9.4-11.4	10.4 9.4-11.3	10.0 8.9-11.0	10.2 9.2-11.1	10.1 8.9-11.0	10.1 8.9-10.8	10.5 9.1-10.9	10.1 9.0-11.2
$N\text{-}NH_4$ (mg l^{-1})	0.13 0.03-0.30	0.10 0.02-0.32	0.09 0.01-0.32	0.12 0.008-0.51	0.11 0.01-0.32	0.11 0.01-0.34	0.11 0.01-0.37	0.15 0.002-0.39	0.10 0.01-0.36
SRP (mg l^{-1})	0.03 0.008-0.08	0.03 0.008-0.08	0.03 0.005-0.07	0.03 0.007-0.11	0.04 0.007-0.11	0.05 0.007-0.12	0.04 0.006-0.13	0.04 0.006-0.12	0.05 0.005-0.13

Per quanto riguarda la concentrazione dei nutrienti, i valori dell'azoto ammoniacale N-NH4 e del fosforo reattivo solubile SRP sono bassi sia nei siti a monte che in quelli a valle (Tab. 2), ad indicare la mancanza di significative forme di inquinamento di tipo organico. La presenza dello sbarramento non produce variazioni significative tra i siti di campionamento, né per l'azoto ammoniacale (p=0,984) né per il fosforo reattivo solubile (p=0,936).

Il valore medio della biomassa di periphyton si attesta sotto i 5 g m^{-2} nei tre siti a monte; a valle dello sbarramento aumenta da V1 a V3 raggiungendo i 10 g m^{-2} e negli ultimi tre siti a valle assume valori comparabili a quelli dei siti a monte. Si deve inoltre rilevare un aumento della variabilità della biomassa di periphyton nei campioni dei primi tre siti a valle (Fig. 3).

L'effetto della diga su questa variabile è piuttosto evidente se si procede ad effettuare dei confronti tra gruppi di siti, considerando un 1° gruppo formato dai campioni dei tre siti a monte (M1-M2-M3), un 2° gruppo formato dai campioni dei primi tre siti a valle (V1-V2-V3) e un 3° gruppo formato dai campioni degli ultimi tre siti a valle (V4-V5-V6).

L'analisi della varianza individua differenze altamente significative tra i gruppi di siti (p<0,001) e il test SNK mette in evidenza differenze significative tra la biomassa di periphyton dei campioni del 2° gruppo e quella dei campioni del 1° e 3° gruppo, come mostrato in Figura 4.

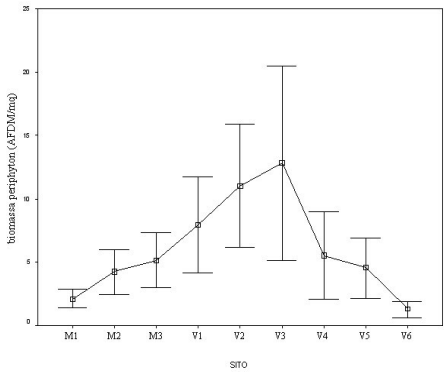


Fig. 3 - AFDM di periphyton (g m^{-2}) dei nove siti di campionamento nel periodo di studio. Per ogni sito i valori rappresentati corrispondono alla media annuale ± 2 E.S. (n=36).

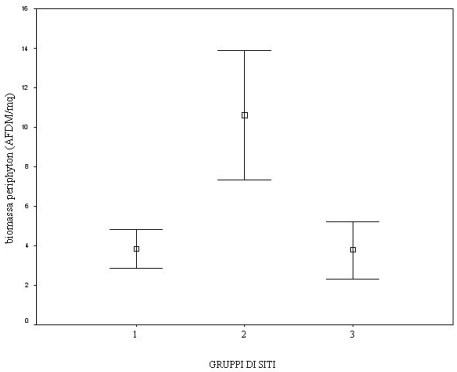


Fig. 4 - AFDM di periphyton (g m^{-2}) dei tre gruppi di siti di campionamento nel periodo di studio. Per ogni gruppo di siti i valori rappresentati corrispondono alla media annuale ± 2 E.S. (n=108). Gruppo 1= M1-M2-M3; Gruppo 2 = V1-V2-V3; Gruppo 3 = V4-V5-V6.

L'aumento della biomassa di periphyton riscontrata nei primi tre siti a valle può essere attribuita in gran parte a fattori abiotici quali la maggiore stabilità dei substrati e la riduzione della velocità della corrente e della profondità.

Gli effetti della regimentazione fluviale sul periphyton sono poco documentati (Lowe, 1979; Biggs & Close, 1989; Valentin *et al.*, 1995) e focalizzati sui tratti a valle dei grandi sbarramenti, dove si può verificare un forte sviluppo di alghe e briofite nei tratti a valle (Voelz & Ward, 1991).

Il pattern longitudinale della biomassa di sostanza organica grossolana e fine nel periodo primaverile ed autunnale è mostrato nelle Figure 5-6-7-8.

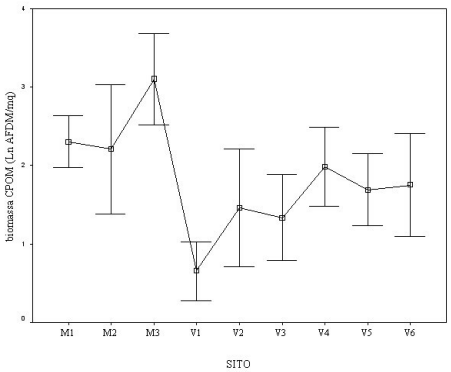


Fig. 5 - AFDM di CPOM (g m^{-2}) dei nove siti di campionamento nel periodo primaverile. Per ogni sito i valori rappresentati corrispondono alla media ± 2 E.S. (n=12 per M1-M2-V4-V5; n=9 per M3-V1-V2-V3-V6).

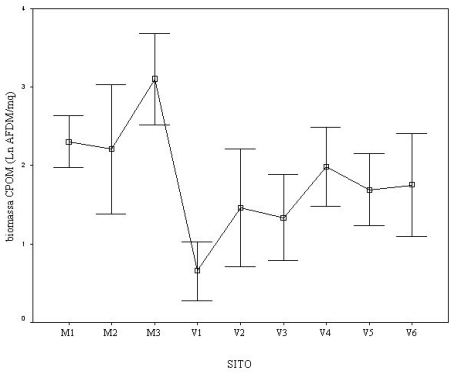


Fig. 6 - AFDM di FPOM (g m^{-2}) dei nove siti di campionamento nel periodo primaverile. Per ogni sito i valori rappresentati corrispondono alla media ± 2 E.S. (n=12 per M1-M2-V4-V5; n=9 per M3-V1-V2-V3-V6).

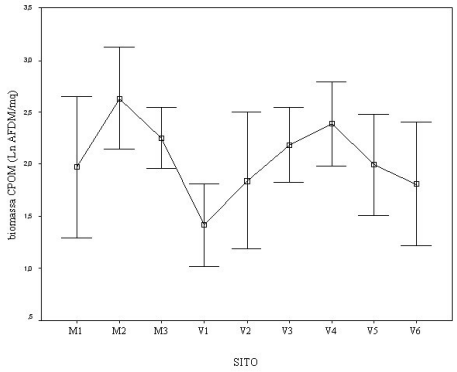


Fig. 7 - AFDM di CPOM (g m^{-2}) dei nove siti di campionamento nel periodo autunnale. Per ogni sito i valori rappresentati corrispondono alla media ± 2 E.S. (n=12 per M1-M2-V3-V4-V5; n=9 per M3-V1-V2-V6).

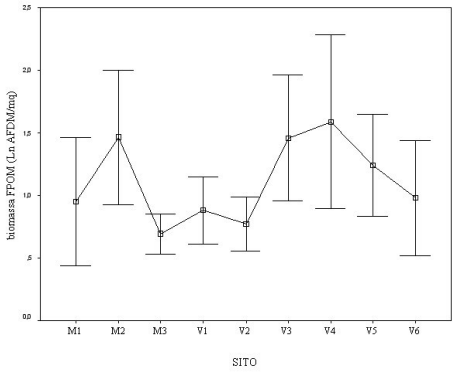


Fig .8 - AFDM di FPOM (g m^{-2}) dei nove siti di campionamento nel periodo autunnale. Per ogni sito i valori rappresentati corrispondono alla media ± 2 E.S. (n=12 per M1-M2-V3-V4-V5; n=9 per M3-V1-V2-V6).

Per quanto riguarda i campioni primaverili, il valore medio della biomassa di CPOM oscilla tra i 10 e i 32 g m^{-2} nei tre siti a monte mentre in tutti i siti a valle dello sbarramento è sempre inferiore ai 10 g m^{-2}.

La biomassa media di FPOM varia tra i 6 e i 9 g m^{-2} a monte della diga e si riduce a valori inferiori a 1 g m^{-2} nei primi tre siti a valle; nei siti V4 e V5, raggiunge 5-6 g m^{-2} mentre nel sito V6 torna a valori inferiori a 1 g m^{-2}.

Nel campionamento autunnale, la biomassa media di CPOM varia tra i 9 e i 17 g m^{-2} mentre a valle della diga è sempre inferiore ai 10 g m^{-2} tranne a V4 dove assume il valore di 13 g m^{-2}. Il valore medio della biomassa di FPOM varia dai 6 g m^{-2} in M2 a circa 1 g m^{-2} in M3.

L'effetto della diga sulla biomassa di sostanza organica risulta molto evidente attraverso un'analisi dei dati per gruppi di siti, analogamente a quanto visto sopra per la biomassa di periphyton.

Relativamente ai campioni del periodo primaverile, l'analisi della varianza indica differenze altamente significative (p<0,001) tra i gruppi di siti sia per la CPOM (Fig. 9) che per la FPOM (Fig. 10). Il test SNK mette in evidenza in entrambi i casi differenze significative tra i tre gruppi.

La netta riduzione della biomassa di CPOM e FPOM riscontrata nei primi tre siti a valle nel periodo primaverile può essere attribuita sia alla riduzione dell'apporto di sostanza organica da monte, a causa dell'effetto barriera della diga sul trasporto monte-valle, sia all'alterazione della capacità di ritenzione dell'alveo dovuta alle fluttuazioni di portata di breve durata. Negli ultimi tre siti a valle si assiste a un incremento della biomassa di sostanza organica, che rappresenta un recupero parziale rispetto ai valori registrati nel gruppo di siti a monte dello sbarramento.

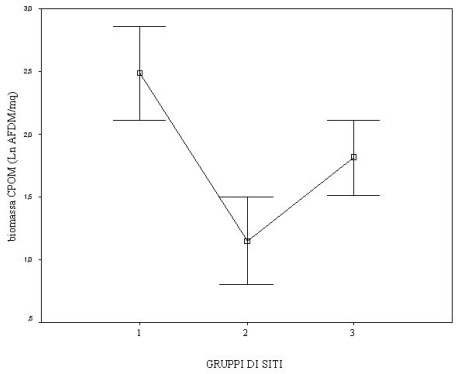


Fig. 9 - AFDM di CPOM (g m^{-2}) dei tre gruppi di siti di campionamento nel periodo primaverile. Per ogni gruppo di siti i valori rappresentati corrispondono alla media ± 2 E.S. (n=33 per gruppi 1 e 3; n=27 per gruppo 2).

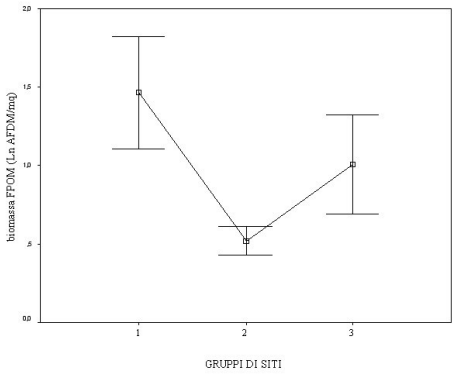


Fig. 10 - AFDM di FPOM (g m^{-2}) dei tre gruppi di siti di campionamento nel periodo primaverile. Per ogni gruppo di siti i valori rappresentati corrispondono alla media ± 2 E.S. (n=33 per gruppi 1 e 3; n=27 per gruppo 2).

Per quanto riguarda i campioni autunnali, non si rilevano differenze significative tra gruppi di siti né per la CPOM (p=0,659) né per la FPOM (p=0,908) (rispettivamente Fig. 11 e 12). L'assenza di un effetto della diga su queste variabili, nel periodo autunnale, trova spiegazione nel fatto che il notevole input di detrito proveniente dalla vegetazione ripariale è abbondante e diffuso lungo tutto il corso d'acqua e tale da rendere irrilevante - nei siti a valle - sia la riduzione degli apporti di sostanza organica da monte, dovuta all'effetto barriera, sia l'incremento di sostanza organica dovuta alla decomposizione di alghe bentoniche.

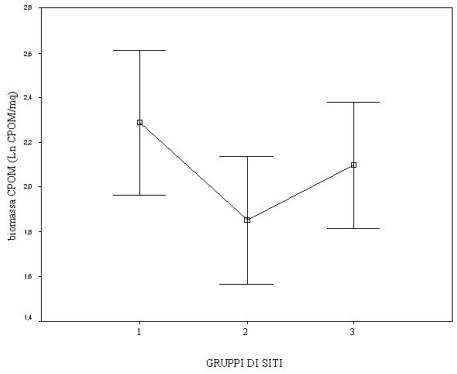


Fig. 11 - AFDM di CPOM (g m^{-2}) dei tre gruppi di siti di campionamento nel periodo autunnale. Per ogni gruppo di siti i valori rappresentati corrispondono alla media ± 2 E.S. (n=33 per gruppi 1 e 3; n=30 per gruppo 2).

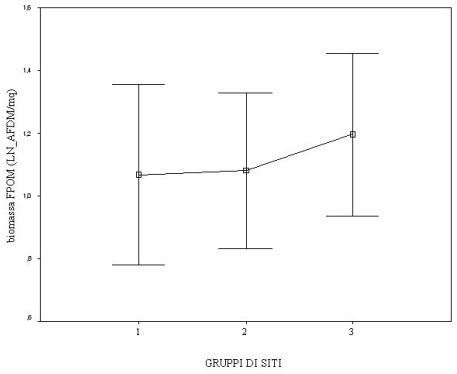


Fig. 12 - AFDM di FPOM (g m^{-2}) dei tre gruppi di siti di campionamento nel periodo autunnale. Per ogni gruppo di siti i valori rappresentati corrispondono alla media ± 2 E.S. (n=33 per gruppi 1 e 3; n=30 per gruppo 2).

BIBLIOGRAFIA

Biggs B.J.F. & Close M.E. 1989. Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effects of flows and nutrients. *Freshwater Biology*, 22: 209-321.

Boon P.J. 1988. The impact of river regulation on invertebrate communities in the U.K. *Regulated Rivers: Research and Management*, 2: 389-409.

Camargo J.A. & Voelz N.J. 1998. Biotic and abiotic changes along the recovery gradient of two impounded rivers with different impoundment use. *Environmental Monitoring and Assessment*, 50: 143-158.

Cazaubon A. & Giudicelli J. 1999. Impact of the residual flow on the physical characteristics and benthic community (algae, invertebrates) of a regulated mediterranean river: the Durance, France. *Regulated Rivers: Research and Management*, 15: 441-461.

Celico P. 1986. *Prospezioni idrogeologiche*. Liguori Editore, Napoli: 735 pp.

Céréghino R. & Lavandier P. 1998. Influence of hypolimnetic on the distribution and population dynamics of Ephemeroptera in a mountain stream. *Freshwater Biology*, 40: 385-399.

Cortes R.M.V., Ferreira M.T., Oliveira S.V. & Godinho F. 1998. Contrasting impact of small dams on the macroinvertebrates of two Iberian mountain rivers. *Hydrobiologia*, 389: 51-61.

Fleituch T. 2003. Structure and functional organization of benthic invertebrates in a regulated stream. *International Review of Hydrobiology*, 88(3-4): 332-344.

Lowe R.L. 1979. Phytobenthic ecology and regulated streams. In: *The ecology of Regulated Streams* (Ward J.V. & Stanford J.A. ed.). Plenum Press, New York: 25-34.

Marchetti R. 1993. *Ecologia applicata*. Città Studi edizioni, Milano: 1055 pp.

Murphy J. & Riley J.P. 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27: 31-36.

Solorzano L. 1969. Determination of ammonia in natural waters by phenolhypochloride method. *Limnol. Oceanogr.*, 14: 799-801.

Valentin S., Wassin J.G. & Philippe M. 1995. Effects of hydropower peaking on epilithon and invertebrate community trophic structure. *Regulated Rivers: Research and Management*, 10: 105-119.

Ventriglia U. 1990. *Idrogeologia della provincia di Roma - regione orientale* (Vol. 4). Amministrazione provinciale di Roma. Roma: 549 pp.

Voelz N.J. & Ward J.V. 1989. Biotic and abiotic gradients in a regulated high elevation rocky mountain river. *Regulated Rivers: Research and Management*, 3: 143-152.

Voelz N.J. & Ward J.V. 1991. Biotic responses along the recovery gradient of a regulated stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48: 2477-2490.

Ward J.V. 1974. A temperature-stressed stream ecosystem below a hypolimnial release mountain reservoir. *Arch. Hydrobiol.*, 74: 247-275.

Ward J.V. & Stanford J.A. 1979. The ecology of Regulated Streams. Plenum Press, New York: 398 pp.

Ward J.V. & Stanford J.A. 1985. The ecology of regulated streams: past accomplishments and directions for future research. *Plenary Paper, Third International Symposium on Regulated Streams*. University of Alberta, Edmonton, Canada: 21 pp.

Ricevuto 15 febbraio 2006; revisionato 13 ottobre 2006; accettato 29 novembre 2006

Lavoro presentato al 2° Incontro dei Dottorandi in Scienze dei Sistemi Acquatici – Bertinoro, 7-9 novembre 2005

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 18, pp. 45 - 53, maggio 2007

CARATTERI SEDIMENTOLOGICI IN UN SETTORE DEL BACINO DI CORIGLIANO CALABRO OGGETTO DI REALIZZAZIONE DI UNA AREA MARINA PROTETTA

Fabio COVELLO[1], Filomena PITTELLI[1], Francesco RENDE[2], Alessandro BUZZI[1], Andrea PONTICELLI[1], Gabriele SCALISE[1]

[1]Aquatech s.r.l., Via L. Mancinelli 49, Roma
[2]Dipartimento di Ecologia, Università della Calabria

ABSTRACT

Sedimentological characteristics about shelf deposits in the Gulf of Corigliano Basin for the project of a protection marine area

A study of the superficial shelf sediments characteristics was carried out along a sector stretching for approximately 1 km of the Calabrian eastern coastal (Jonian Sea), at SE Crati River mouth, within the S.F.O.P. 2000-2006 entitled "Aquatic resources development and protection" sub-measure 4.20.a European Project, for realisation of a marine protected area delimited by artificial submarine reefs. The area has been studied through bathymetry profiles extending from the backshore to the 70 m isobath. In the same area sediment samples were collected to draw sedimentological map to allow a better definition of a future protection marine area in the project.

The distribution of sediments coming from fluvial terrigeneous loads shows into inland shelf, up to 20 m depth, unimodal poorly sorted deposits characterised by almost rectilinear trend: among the responsible processes of deposits prevails saltation and the flows have a high energy to prevent the pelitic sediment deposition. For outside shelf sector the fraction is sandly-siltly, carrying out for traction and saltation mechanism with a pelitic fraction carrying out suspended particles.

From a geo-mechanicals point of view the results of test laboratory shows good shear resistance and seabed stability to place the reefs.

The results of the study offer a view of textural and geotechnical characteristics of seabed to allow a planning strategy for carrying out the protected marine area

RIASSUNTO

Uno studio delle caratteristiche dei sedimenti superficiali di piattaforma è stato eseguito lungo un tratto di circa 1 km lungo la costa orientale Calabrese (Mar Jonio), a SE della Foce del F. Crati, all'interno del Progetto Europeo SFOP 2000-2006 "Protezione e sviluppo delle risorse acquatiche" sub-misura 4.20.a, per la realizzazione di un'area marina protetta delimitata da reefs artificiali sommersi. L'area è stata investigata attraverso profili batimetrici estesi dalla linea di costa fino all'isobata dei 70

m. Nella stessa area campioni di sedimento sono stati prelevati al fine della redazione di una carta sedimentologica che permettesse una migliore definizione della futura area marina protetta in progetto.

La distribuzione dei sedimenti provenienti dagli apporti terrigeni fluviali mostra nei settori più interni, fino alla profondità di circa 20 m, depositi unimodali mal classati caratterizzati da un andamento quasi rettilineo: tra i processi responsabili del deposito prevale la saltazione ed i flussi hanno una energia elevata da impedire la deposizione del sedimento pelitico. Per il settore di piattaforma più esterna la frazione risulta sabbioso-siltosa, trasportata per trazione e saltazione, con una maggiore frazione pelitica trasportata in sospensione. Da un punto di vista geomeccanico i risultati sui provini di laboratorio dei sedimenti indicano buone capacità di resistenza e di stabilità del fondale su cui porre i reefs.

I risultati di questo studio offrono una visione delle caratteristiche tessiturale e litotecniche del fondale e permettono di impostare le strategie di realizzazione dell'area marina protetta.

1. INTRODUZIONE

All'interno del progetto comunitario S.F.O.P. 2000-2006 "Protezione e sviluppo delle risorse acquatiche" sub-misura 4.20.a, si vuol realizzare un'area marina protetta in cui sono presenti barriere artificiali soffolte, reefs, rappresentate, da tertrapodi di calcestruzzo che fungano da deterrente alla pesca a strascico e consentano un ripopolamento ittico per la creazione di anfratti e rifugi idonei a favorire la riproduzione e l'accrescimento delle specie.

L'area, oggetto degli studi preliminari, ha la forma di un rettangolo, esteso parallelamente alla linea di costa, di lunghezza superiore ad 1 km e larghezza di circa 300 m, e si estende a sud-est della foce del Fiume Crati, rappresentando una porzione di piattaforma all'interno del Golfo di Corigliano (Fig. 1), costituita da una falcatura orientata WNW-ESE appartenente al comune di Rossano Calabro (Cs).

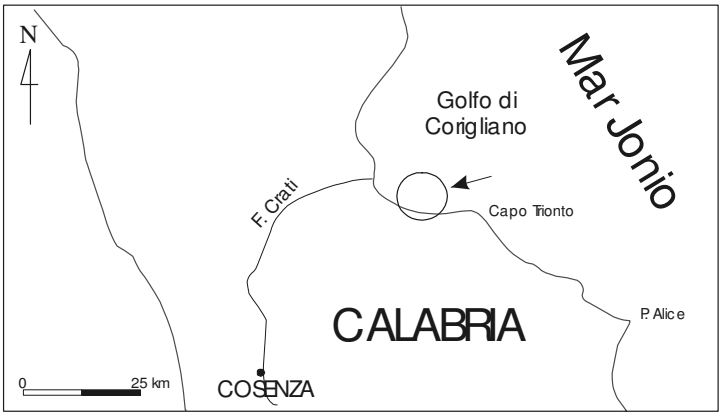


Fig. 1 – Localizzazione dell'area di studio.

Il tratto di costa, sviluppato in direzione E-W, in cui il settore di traversia risulta confinato tra le visuali di Capo Spulico (0°N) e di Capo Trionfo (85°E). I fetch geometrici appaiono contenuti, raggiungendo al massimo valori dell'ordine di 80 miglia. I corsi d'acqua, a carattere torrentizio, che sfociano nel tratto di costa in esame, con un cospicuo apporto solido, bilanciano il volume dei sedimenti che vengono messi in moto dall'azione del moto ondoso.

Il tratto di costa oggetto di studio, geologicamente ricade nel "Bacino di Corigliano Auct." (Critelli & Gabriele, 1991; De Pippo *et al.*, 2004), area soggetta a lenta subsidenza, delimitata nel settore offshore da un sistema di faglie subverticali.

I depositi maggiori nell'area sono riferibili ai processi di sedimentazione del delta del Fiume Crati e dai sedimenti terrigeni costituiti principalmente dagli apporti dei corsi d'acqua che sfociano lungo il tratto di costa in esame.

Da un punto di vista litologico, i sedimenti provengono dalla disgregazione dei depositi quaternari conglomeratico-sabbiosi di terrazzo e da depositi di origine marina (sabbie, argille, arenarie) del Miocene, presenti nel bacino idrografico di alimentazione (Fig. 2) e poggianti su un substrato costituito da rocce intrusive acide alterate, principalmente graniti e granodioriti, di età ercinica.

La concessione demaniale per la realizzazione dell'area protetta prevede una superficie totale di 44 ha, in un tratto di fascia costiera compresa tra le batimetriche 10 m e 70 m, delimitata dalle coordinate geografiche riportate in Figura 3.

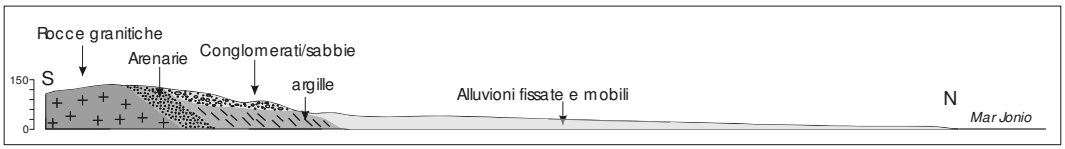
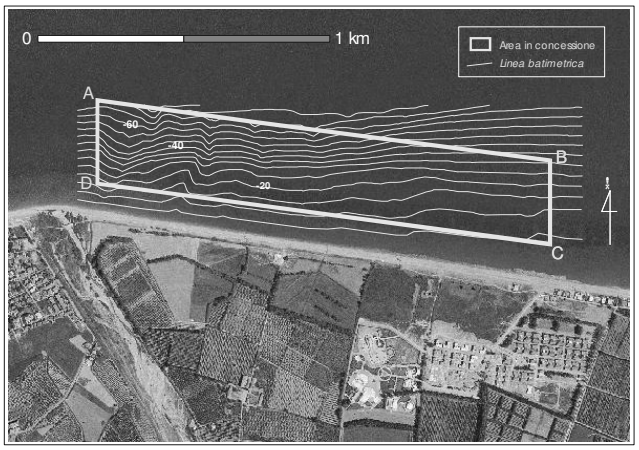


Fig. 2 – Sezione litologica "tipo" delle aree di provenienza dei sedimenti.



Coordinate GPS estremi area

Punto	Lat. N	Long. E
A	39°37,502'	16°41,438'
B	39°37,363'	16°42,472'
C	39°37,201'	16°42,472'
D	39°37,340'	16°41,438'

Fig. 3 – Veduta aerea dell'area con la sovrapposizione del rilievo batimetrico.

2. MATERIALI E METODI

Sono state eseguite campagne di campionamento in stazioni comprese tra le linee batimetriche -10 m e -70 m. I prelievi sono stati effettuati con benna Van Veen e carotiere a gravità, campionando il top dei depositi. La determinazione delle classi granulometriche del materiale è stata condotta secondo le metodiche di laboratorio ASTM D422 utilizzando la scala Udden-Wentworth. Tutti i campioni sono stati sottoposti ad analisi granulometriche mediante setacciatura e sedimentazione. Sono state quindi calcolate le % relative ad ogni frazione granulometrica e le % cumulative; successivamente sono stati tracciati gli istogrammi di frequenza e le curve cumulative in scala probabilistica e da queste sono stati calcolati i parametri statistici di Folk & Ward (1957). Alcuni campioni sono stati quindi sottoposti a prove di taglio diretto CD, utilizzando la scatola di Casagrande. Infine lo studio è stato completato con la redazione, tramite interpolazione, di una carta sedimentologica relativa alla distribuzione areale della dimensione media del sedimento.

3. DISCUSSIONE DEI RISULTATI

Nei sedimenti si è osservata preliminarmente la presenza di materiale organico quali frustoli e gusci, talora intatti, di bivalvi e gasteropodi, nonché resti scheletrici calcarei di forma tubolare di dimensione millimetrica (probabili turricolati). La forte reazione all'HCl indica presenza di buone quantità di carbonato di calcio $CACO_3$ disciolto nella matrice del sedimento. L'osservazione al microscopio ottico della composizione mineralogica rivela alte % di feldspati sul quarzo, nonché di miche.

I risultati delle prove geomeccaniche di laboratorio eseguite sui campioni di sedimento, indispensabili per dimensionare i reefs sul fondale (Fig. 4), indicano ottimi valori di resistenza al taglio dovuta al solo attrito, quantificabile mediamente sui $\varphi = 32°$, mentre gli scarsi valori della resistenza per coesione ($C = 3 \div 6$ kPa) testimoniano la bassa % di componente coesiva rappresentata dalla frazione siltoso-argillosa.

Quindi dall'elaborazione di relazioni note, il fondale risulta presentare buone caratteristiche di stabilità del profilo longitudinale che di capacità portante dei reefs.

L'analisi delle tessiture indica in generale un sedimento eterometrico con una distribuzione delle classi granulometriche in cui si ha la prevalenza di elementi sabbiosi (>65%) sulla frazione siltoso-argillosa (Tab. 1).

Tab. 1- Riepilogo delle percentuali granulometriche.

Fascia Profondità	Sabbia media	Sabbia fine	Sabbia molto fine	Silt grosso	Silt medio	Silt fine	Silt molto fine	argilla
70 m	21%	20%	32%	8%	5%	4%	4%	6%
50 m	12%	12%	41%	16%	6%	4%	4%	5%
20 m	10%	29%	35%	14%	5%	2%	2%	3%

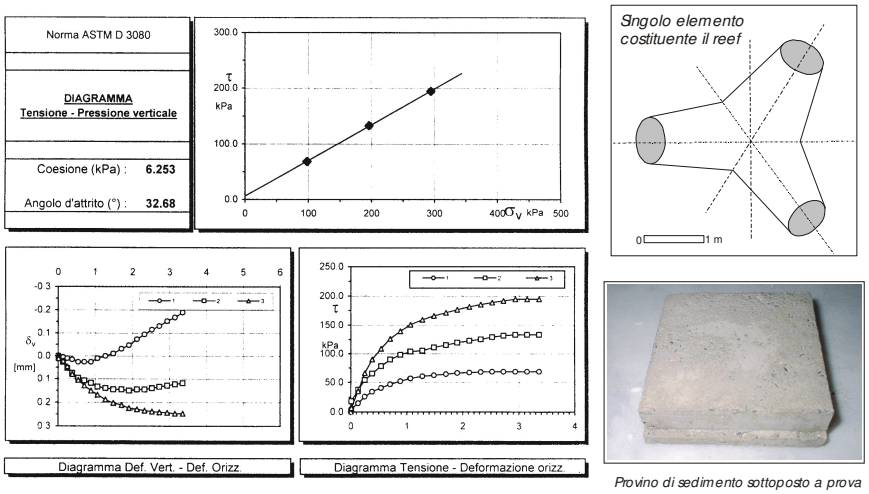


Fig. 4 - Caratteristiche di un campione di sedimento su cui porre i reefs.

Per i tre valori di tendenza centrale (Tab. 2) si osserva una predominanza della frazione grossolana, evidenziata dalla moda Mo, la dimensione della classe granulometrica più frequente, sui 3 phi, cioè intermedia tra la classe delle sabbie fini e finissime. Il diametro medio Mz, valore mediano che tiene conto del peso dei granuli, risulta passare dal campo delle sabbie finissime nella fascia sino a 20 m (3,45 phi) al silt medio (5,46 phi) a 70 m di profondità. La mediana Md, corrispondente al 50° percentile che separa geometricamente a metà la distribuzione dei granuli, risulta ricadere mediamente nel campo delle sabbie finissime, 3,75 phi. I bassi valori di diametro medio Mz testimoniano la presenza di un sedimento sabbioso fine passando dal settore di piattaforma interno a quello esterno.

Tab. 2 - Riepilogo dei parametri tessiturali.

Fascia di profondità	Mz	Mo	Md	Sk	σ	Kg
70 m	5.46	3.00	3.73	-0.70	3.48	0.98
50 m	4.93	3.00	3.85	-0.66	2.62	1.54
20 m	3.45	3.00	3.69	-0.43	1.92	2.05

I caratteri fondamentali della distribuzione sono stati inoltre dedotti utilizzando ed elaborando matematicamente alcuni percentili, parametri che hanno una maggiore "efficienza" statistica secondo Folk & Ward (1957). Si osserva in generale una relazione inversa tra i valori dei parametri statistici e la profondità di prelievo del sedimento.

Dai grafici di elaborazione, come riportate in Figura 5, si deduce che la distribuzione è asimmetrica e sbilanciata verso i termini fini.

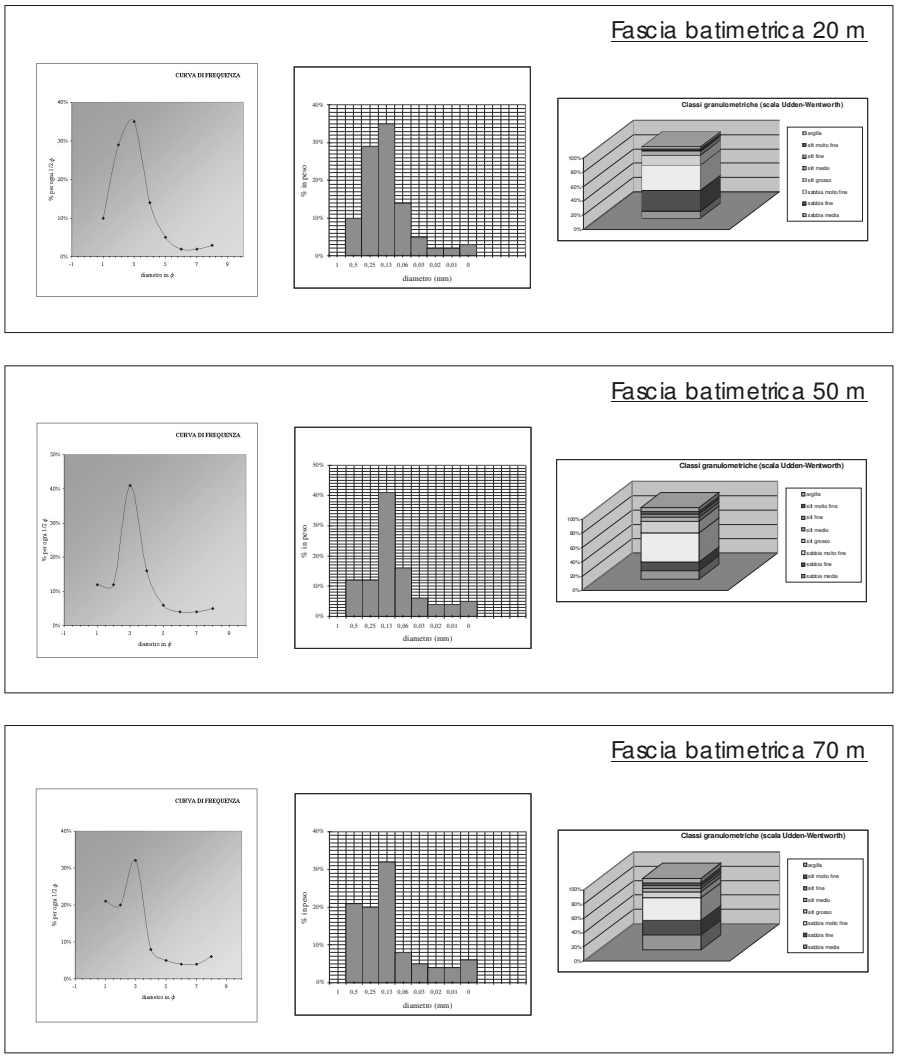


Fig. 5 - Risultanze dell'elaborazione dei parametri tessiturale dei campioni.

Lo *skewness* Sk presenta valori negativi, compresi tra 0,4 e 0,7 spostandosi verso il largo, indicando che il sedimento contiene una "coda" di materiali grossolani. Tali valori nei campioni testimoniano l'interferenza delle classi granulometriche meno abbondanti rispetto alla matrice sabbiosa primaria del sedimento. I valori negativi indicano un ambiente dove le particelle fini vengono dilavate ed asportate dal moto

ondoso, per cui viene a mancare una coda fine. Le particelle fini sono state probabilmente dilavate e trasportate in aree più distali (come risulta da De Pippo).

La kurtosi, indica una curva molto leptocutica, Kg = 1,5÷2,0, o con picco centrale accentuato per i sedimenti fino alla batimetrica dei 20 m, e curva mesocurtica, Kg = 0,9, per i sedimenti fino alla fascia dei 70 m. In questo caso si ha scarsa dispersione delle classi granulometriche intorno alla classe predominante. Il significato del coefficiente di appuntimento Kg, che valuta la dispersione delle classi granulometriche intorno alla classe dominate, indica sui campioni esaminati condizioni di una certa instabilità energetica.

Il *sorting* mostra un sedimento da poco selezionato, σ = 1,9 phi, a molto poco selezionato, σ = 2,6÷3,4 phi, spostandosi verso il largo. Quest'ultimo parametro statistico indica la stabilità del sedimento con il suo livello di energia. In questo caso il sedimento è poco cernito e poco in equilibrio. I sedimenti presentano un minor grado di classamento (valori di σ più elevati) spostandosi dall'ambiente epineritico a quello infraneritico. Confrontando tali dati con il coefficiente di uniformità della curva cumulata si ottengono valori U>15 indicanti materiali non uniformi e quindi ben graduati o assortiti.

Il grado di classamento σ e il coefficiente di appuntamento Kg testimoniano la storia evolutiva del sedimento, di cui esprimono il grado di maturità e stabilità. Da queste analisi emerge un sedimento instabile quanto poco classato e con la distribuzione non equilibrata delle sue classi granulometriche.

I sedimenti analizzati sono classificabili in uno <u>stadio immaturo I</u> secondo schema di *Folk*, accumulandosi in settori dove l'azione dilavante e selezionatrice delle correnti è debole o nulla. L'ambiente deposizionale indica una modalità d'accumulo dovute a correnti di torbidità con limitato carico in sospensione. La presenza nel settore occidentale dell'area di studio della probabile testata di un canyon potrebbe giustificare l'aumento con la profondità della % di frazione grossolana in cui i flussi potrebbero aver depositato classi granulometriche provenienti da aree più prossimali.

Dalla carta sedimentologica di sintesi (Fig. 6) si deduce come sui fondali indagati tali materiali si distribuiscono lungo fasce parallele alla costa, in accordo con i fattori idrodinamici che operano su di una piattaforma ampia e influenzata da apporti terrigeni.

La forte alimentazione della piattaforma jonica dovuta ai corsi d'acqua, in un'area tettonicamente attiva e con grado elevato di erodibilità dei rilievi retrostanti la piana costiera, hanno fornito notevoli quantità di materiale solido in modo rapido ma discontinuo, creano un sedimento con ancora basso grado di maturità tessiturale.

Nella zona interna, fino alla profondità di circa 20 m, i depositi sono prevalentemente sabbiosi, messi in posto prevalentemente per saltazione e processi di trazione.

Sono pertanto caratteristici di un ambiente dominato da elevata energia del moto ondoso tale da impedire la deposizione di sedimento fine; i sedimenti di piattaforma esterna mostrano caratteri lievemente differenti da quelli di ambiente prossimale, evidenziando un maggiore contenuto di frazione fine messa in posto per processi di sospensione. Quest'ultima caratteristica è da correlare ad una diminuzione dell'energia

idrodinamica a causa del repentino approfondimento dei fondali per cui tali condizioni favoriscono una bassa classazione.

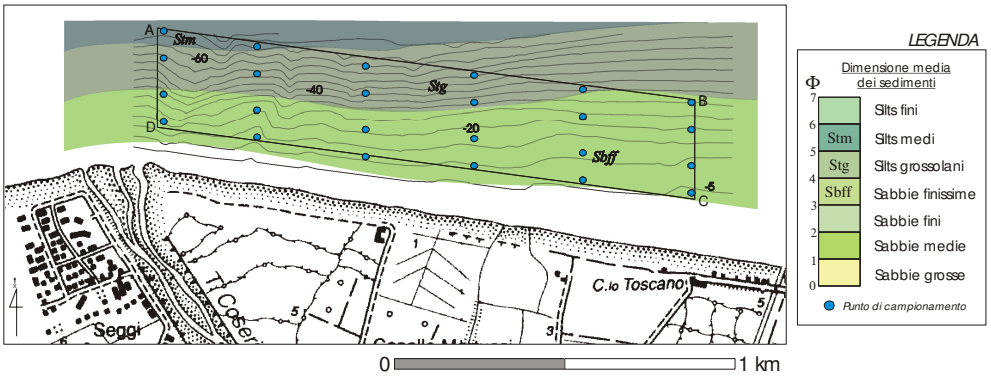


Fig. 6 - Carta sedimentologica di sintesi relativa alla distribuzione areale del granulo medio.

4. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

In un'ottica di gestione della fascia costiera si è programmata la realizzazione di un'area protetta da strutture artificiali sommerse volte all'incremento delle risorse biologiche disponibili. È nata quindi l'esigenza di conoscere le caratteristiche sedimentologiche dell'area in concessione.

I depositi superficiali di piattaforma evidenziano caratteri tessiturali con una frazione grossolana prevalente ed una secondaria siltoso-fine. I litotipi presentano caratteristiche geomeccamiche di capacità portante tali da ospitare i reefs senza problemi di stabilità.

I sedimenti risultano ben assortiti, con curva di frequenza da leptocurtica a mesocurtica, asimmetriche verso la frazione grossolana con una moda nella classe delle sabbie finissime. Le curve probabilistico-cumulative consentono di interpretare, compatibilmente con le varie frazioni granulometriche registrate nel sedimento, modalità di trasporto per trazione e saltazione fino a circa 20 m di profondità oltre il quale iniziano ad operare anche processi di deposito del sedimento per sospensione.

La distribuzione dei sedimenti provenienti dagli apporti terrigeni fluviali, mostra nei settori più interni, fino alla profondità di circa 20 m, depositi unimodali mal classati. Le curve probabilistico-cumulative sono caratterizzate da un andamento quasi rettilineo, con una coda di frazione grossolana; la frazione pelitica è pressoché assente. Tra i processi responsabili del deposito prevale la saltazione, ed i flussi hanno una energia elevata da impedire la deposizione del sedimento pelitico.

Per il settore di piattaforma più esterna i sedimenti mettono in evidenza sia una frazione sabbioso-siltosa trasportata per trazione e saltazione, sia una frazione pelitica trasportata in sospensione. L'aumento della frazione sabbiosa in tale settore è

probabilmente influenzata dai flussi granulari grossolani provenienti da aree più prossimali della piattaforma e trasportati lungo la testata di un canyon, intuibile dall'andamento del rilievo batimetrico, posta nel settore occidentale dell'area di studio.

BIBLIOGRAFIA

Critelli S., Gabriele S. 1991. Lineamenti fisici e climatici della Calabria. In: *Indagine a scala regionale sul dissesto idrogeologico in Calabria provocato dalle piogge dell'inverno 1990*. GNDCI, Ed. Bios, Cosenza: 9-49.

De Pippo T., Donadio C., Pennetta M., Terlizzi F., Valente A. & Vecchione C. 2004. Il ruolo dei canyons sottomarini nella cattura dei sedimenti marini costieri nel Golfo di Taranto. *Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia*, 17: 125-136.

Folk R.L. & Ward W.C. 1957. Brazos river bar: a study in the significance of grain size parameters. *J. Sedim. Petrol.*, 27: 3-26.

Ricevuto 26 settembre 2006; revisionato 6 ottobre 2007; accettato 22 marzo 2007

Lavoro presentato al 2° Incontro dei Dottorandi in Scienze dei Sistemi Acquatici – Bertinoro, 7-9 novembre 2005

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 18, pp. 55 - 64, maggio 2007

LA MACROFAUNA BENTONICA: UNO STRUMENTO PER LOCALIZZARE UN VIVAIO DI VONGOLE VERACI (*TAPES DECUSSATUS*)

Lucrezia CILENTI

ISMAR-CNR sez. Lesina, Foggia

ABSTRACT

The benthic macrofauna: a guide strument to choose a potential site for a carpet clam parc (*Tapes decussatus*)

The necessary condition for farming bivalve molluscs consists in finding a suitable site. The work presented here suggests a possible method for choosing where to locate a carpet clam (*Tapes decussatus* Linné, 1758) parc in the case where one is not guided by the natural presence of the species.

RIASSUNTO

Si presenta nel seguito un metodo innovativo per la scelta del sito in venericoltura non basata su metodi fisico-chimici ma biologici. La prova è consistita nell'allestire un allevamento di *Tapes decussatus* in laguna di Varano (FG) scegliendo il sito in base alla bionomia della macrofauna bentonica, seguendo il concetto delle specie indicatrici. Tale criterio ha suggerito una zona idonea presso la sponda nord dove si è quindi proceduto a seminare lotti di seme negli anni 2002 e 2003. La nostra ipotesi iniziale si è dimostrata rispondente: i tassi di accrescimento e di perdita riscontrati sono risultati paragonabili a quelli che si riscontrano in zone di venericoltura consolidata.

1. INTRODUZIONE

Nella molluschicoltura, la maggior parte delle condizioni ambientali necessarie per la riuscita dell'impresa sono fornite dall'ecologia naturale del sito. Se la località risulta non idonea non vi è possibilità di correggerne artificialmente i difetti per cui è indispensabile poter valutare la zona preventivamente prima di procedere all'insediamento del vivaio. L'originalità del lavoro qui presentato sta nel metodo innovativo di scelta di un'area mediante indicatori biotici.

Oltre all'autoecologia della specie, le caratteristiche del posto devono soddisfare le

esigenze dell'operatore che deve potervi lavorare senza troppi disagi e fatica, e con costi ridotti. L'habitat della vongola verace è costituito dalle lagune ma non tutti i luoghi all'interno di questi ecosistemi sono buoni. Il metodo generalmente seguito in questi casi è di collocarsi là dove la specie è già presente naturalmente, ma a Varano non siamo riusciti a riscontrare dei banchi spontanei che ci guidassero nella scelta. Poiché nello studio delle lagune il benthos è considerato uno dei migliori descrittori ambientali in quanto riflette strettamente la fisiologia dell'ambiente, ci siamo avvalsi della bionomia bentonica interpretandola secondo lo schema per le lagune Mediterranee di Frisoni *et al.* (1984). La laguna di Varano (Fig. 1) è situata sulla costa adriatica italiana sul versante settentrionale del promontorio del Gargano, ad oriente rispetto alla vicina laguna di Lesina. Essa risulta separata dal mare da una fascia dunale tagliata ai suoi limiti orientale ed occidentale da due canali che permettono lo scambio con il mare. La laguna ha una forma vagamente trapezoidale, larga circa dieci chilometri e incassata nel promontorio garganico per circa sette. La profondità massima è di circa 5 metri ed è localizzata verso il centro del bacino.

Fig. 1 - Collocazione area geografica in Italia.

2. METODO

2.1. Schema bionomico lagunare

Secondo lo schema di Frisoni *et al.* (1984) la salinità non è il fattore ecologico che governa gli ecosistemi lagunari. La localizzazione delle specie ed i gradienti quantitativi (biomassa, densità, ecc.) dei popolamenti dipendono essenzialmente da un parametro originale che questi autori chiamano confinamento ovvero il grado di penetrazione marina nel bacino. L'esame della biocenosi delle lagune rivelerebbe, quindi, una zonazione spaziale che rispecchia l'aumento di penetrazione dalla Zona I alla VI (Fig. 2).

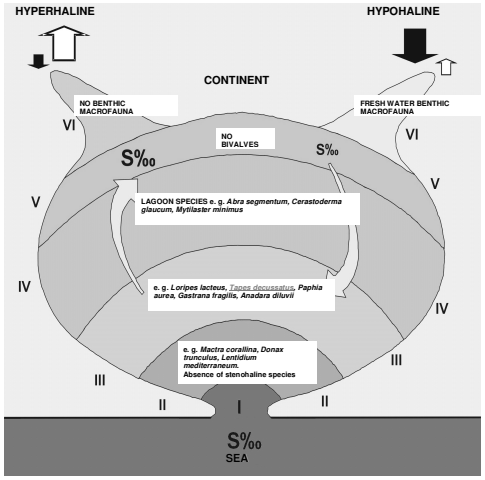


Fig. 2 - Schema bionomico ideale del benthos lagunare (Frisoni *et al.*, 1984).

La Zona I si trova in prossimità della comunicazione con il mare, qui la cenosi bentonica non mostra differenza con quella marina antistante. Nella Zona II successiva si avverte la presenza di benthos più eurialino; nella Zona III iniziano a comparire specie lagunari; nella Zona IV invece si trovano specie esclusivamente lagunari; nella Zona V il benthos animale sessile scompare e si hanno solo poche specie vagili come i crostacei brucatori, i policheti e le larve di chironomidi; con la

Zona VI si passa nell'ambito continentale con acqua dolce là dove giungono i fiumi con la presenza di organismi dulciacquicoli oppure si ha un ambiente iperalino in sacche molto internate con scarso ricambio ed elevata evaporazione con assenza di macrofauna bentonica (Tab. 1).

Tab. 1 - Specie presenti nelle singole zone di sconfinamento.

SPECIE	ZONA I	ZONA II	ZONA III	ZONA IV	ZONA V	ZONA VI
Molluschi						
Hydrobia acuta (Draparnaud, 1805)				x	x	
Pirenella conica (Blainville, 1826)					x	
Mactra stultorum (Linné, 1758)		x				
M.glauca Von Born, 1778		x				
Tellina tenuis Da Costa, 1778		x				
Donax semistriatus Poli, 1795		x				
D. trunculus Linné, 1758		x				
Acanthocardia echinata (Linné, 1758)		x				
Dosinia exoleta (Linné, 1758)		x				
T. decussatus (Linné, 1758)			x			
Paphia aurea (Gmelin, 1791)			x			
Scrobicularia plana (Da Costa, 1778)			x			
Corbula gibba (Olivi, 1792)			x			
Loripes lacteus (Linné, 1758)			x			
Gastrana fragilis (Linné, 1758)			x			
Cerastoderma glaucum (Poiret, 1789)				x		
Abra segmentum (Récluz, 1843)				x		
Anellidi						
Audouinia tentaculata (Montagu, 1808)		x				
Magelona papillicornis (F. Müller, 1858)		x				
Owenia fusiformis (Delle Chiaje, 1841)		x				
Phyllodoce mucosa (Oersted, 1843)		x				
Pectinaria koreni (Malmgren, 1866)		x				
Akera bullata (O.F. Müller, 1776)			x			
Nephthys hombergi Savigny, 1818			x			
Glycera convoluta Keferst, 1862			x			
*Nereis diverticolor (*O.F. Müller, 1776)				x	x	
Crostacei						
Portumnus latipes (Penn, 1777)		x				
Upogebia littoralis (Pedagna, 1792)			x			
Gammarus insensibilis Stock, 1966				x	x	x
Gammarus aequicaudi (Martynov, 1931)				x		
Corophium insidiosum Crawford, 1937				x	x	
Sphaeroma hookeri Holthuis, 1956					x	
S. rugicauda Leach, 1814					x	
Idotea baltica (Pallas, 1772)					x	
Echinodermi						
Asterina gibbosa (Pendant, 1777)		x				
Holoturia polii (Delle Chiaje, 1841)		x				
Paracentrotus lividus (Lamarck, 1816)		x				

La ricchezza di specie o biodiversità è massima nella Zona I per poi diminuire man mano che si attraversano le altre Zone fino a raggiungere il minimo in Zona VI. La biomassa della macrofauna bentonica è dell'ordine di 1 g m^{-2} (peso secco decalcificato) nella Zona I, delle decine di g m^{-2} nella II, ed è massima nella III e IV con quantità da 50 a 500 g m^{-2}. Al di là della Zona IV la biomassa si riduce notevolmente insieme alla

diminuzione delle specie fino alla VI. Riguardo al rapporto tra benthos e plancton gli autori hanno osservato l'esistenza di un certo antagonismo. Là dove comincia a diminuire il benthos dopo la Zona IV, hanno notato che si ha un netto aumento del fitoplancton. La Zona V, infatti, è quella dove maggiormente avvengono le fioriture microalgali a volte nocive al resto della biocenosi. Frisoni *et al.* (1984) infine, propongono lo schema bionomico come strumento pratico per stimare le risorse naturali potenziali di una laguna ritenendo che vi sia una correlazione tra le caratteristiche del benthos e la vocazione alieutica ed acquicola dell'ambiente. Secondo Frisoni (1990) nella parte più oligotrofica della laguna, prossima alla foce (Zone I e II), l'acquacoltura è possibile solo con alimentazione artificiale (ad es. piscicoltura in gabbie galleggianti). La maggiore eutrofìa delle Zona III e IV consente, invece, un tipo di allevamento dove l'alimento viene fornito dalla produttività naturale dall'ecosistema (ad es. molluschicoltura, vallicultura, crostaceicoltura estensiva). Queste Zone sono anche quelle a maggiore pescosità naturale. La Zona V è di bassa qualità in quanto influenzata da pesanti fioriture microalgali molto spesso dannose per le risorse che interessano l'uomo. La Zona VI è del tutto marginale essendo in pratica la soglia di passaggio verso altri ambienti.

In sintesi, l'ambiente delle Zone III e IV, ritenuto da Frisoni *et al*. (1984) la parte migliore della laguna, corrisponde esattamente a quello delle valli da pesca (Vatova, 1953) da noi assunto a condizione ottimale di riferimento, e sono rispettivamente caratterizzati dagli organismi spia, i bivalvi *Loripes lacteus* e *Abra ovata*.

Dall'analisi dei dati è scaturito che Varano è ripartito tra Zone III, IV e V (Fig. 3).

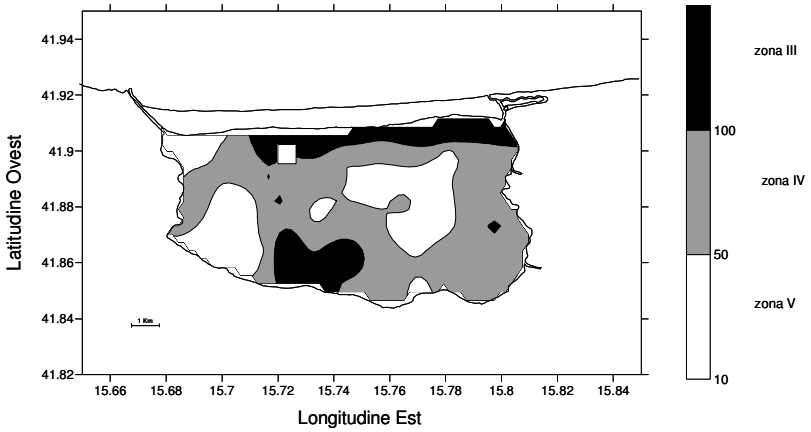


Fig. 3 - Zonazione della laguna di Varano secondo lo schema di Frisoni *et al.* (1984).

- localizzazione sito di allevamento

La Zona III presenta i bivalvi *L. lacteus* e *Gastrana fragilis*; la Zona IV presenta i bivalvi *Abra ovata, Cerastoderma glaucum* e *Mytilaster minimus*; infine la Zona V è caratterizzata dall'assenza di bivalvi. Poiché dallo schema di Frisoni *et al.* (1984) risulta

che per proprietà transitiva la Zona III è idonea per *T. decussatus*, ho ipotizzato che nelle aree di Varano così caratterizzate è possibile attivare l'allevamento di questo bivalve. All'interno della cosiddetta Zona III poi abbiamo scelto dei punti in cui l'area si presentava agibile agli operatori, vicina alla sponda Nord, caratterizzata da sedimento sabbioso-limoso e da acque basse (0,7 m).

2.2. Semine

Nel triennio del progetto sono state fatte due semine. La prima ha avuto lo scopo di osservare l'adattamento della specie all'ambiente di Varano per cui è stata dimensionata su scala ridotta in modo da consentire un monitoraggio particolarmente accurato.

In ottobre 2002 sono stati seminati 50.000 esemplari di *Tapes decussatus* di taglia media 16 mm provenienti da uno schiuditoio. Si è voluto prendere seme relativamente grande (16 mm) in modo da evitare la complicazione degli accorgimenti meccanici necessari nel caso di seme piccolo (< 10 mm) dove la protezione da predatori quali granchi, gasteropodi, ecc. diventa indispensabile. Anche se sempre vulnerabili, l'incidenza della predazione su vongole da 16 mm è assai meno forte rispetto a quella su taglie sotto i 10 mm.

La semina è stata effettuata in un fondale di 70 cm, e distribuita in quattro lotti a diversa densità 1000, 500, 250 e 100 ind m^{-2} al fine di vedere se l'accrescimento ne venisse influenzato.

La seconda semina effettuata a maggio 2004 ha previsto la messa a dimora di 200.000 individui, di taglia media 7 mm. Avendo constatato in base al risultato (Fig. 4) della prima semina che non vi erano differenze di crescita in base alla densità, nella seconda semina il seme è stato messo a dimora all'unica densità di 1000 ind m^{-2} in lotti di 6 x 6 m^2. Data la taglia ridotta del seme e perciò più suscettibile di predazione rispetto alla prima semina, tre di questi lotti sono stati coperti da rete protettiva.

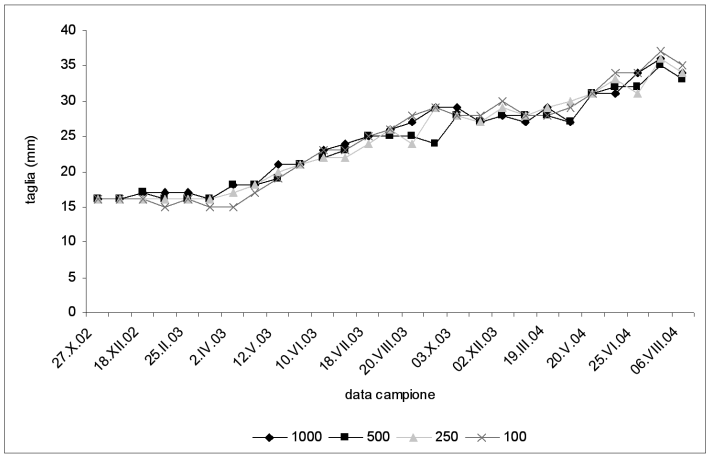


Fig. 4 - Accrescimento di *T. decussatus* nella prima semina alle diverse densità.

2.3. Controlli

I controlli sono stati effettuati con frequenza quindicinale in modo da registrare le variazioni del tasso di crescita e di mortalità nel corso delle stagioni. Le perdite sono state stimate in base ai gusci vuoti trovati nei campioni. La valutazione definitiva e certa delle perdite si può fare solo al termine del ciclo quando si recupera l'intero stock e si confronta il numero di vongole seminate con quelle raccolte.

I predatori noti delle vongole sono granchi, gasteropodi muricidi e il verme trematode *Stylochus* sp. ma la peggiore minaccia per le vongole sono le crisi distrofiche dell'ecosistema che avvengono d'estate.

È stata inoltre monitorata la presenza del fitoplancton ed in particolar modo delle diatomee pennate bentoniche, che costituiscono il nutrimento delle vongole, e si è cercato di mettere in relazione le variazioni del tasso di crescita delle vongole con la stagionalità delle fioriture di queste microalghe.

3. RISULTATI

3.1. Prima semina

Le vongole della prima semina hanno dato chiari segni di accrescimento a partire dalla metà di aprile 2003 con un orlo valvare nuovo di circa 1 mm verso la fine di tale mese. La prova si è considerata terminata ad agosto 2004 con il raggiungimento della taglia media di 35 mm (Fig. 5). Il grafico mostra in dettaglio, accanto all'accrescimento, anche la variabilità interna per ciascuna data. Una scatola più corta indica minore variabilità interna, una scatola più lunga, invece, maggiore variabilità. Si può dedurre pertanto che negli ultimi campionamenti si è riscontrata una maggiore variabilità nella taglia delle vongole, mentre nel primo periodo e nel periodo centrale la crescita appariva più omogenea. Gli incrementi avvenivano da aprile ad ottobre mentre in inverno la crescita risultava stazionaria. I mesi caldi erano anche il periodo in cui si registravano le perdite, testimoniate dalle valve vuote nei campioni (Fig. 6).

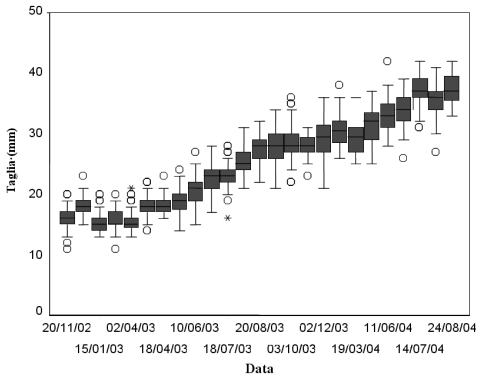


Fig. 5 - Accrescimento di *T. decussatus* dopo la prima semina.

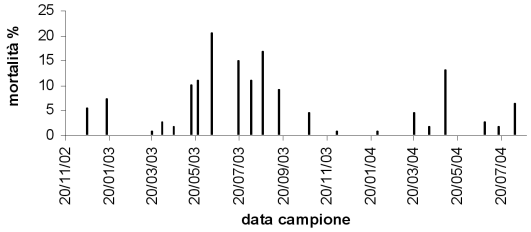


Fig. 6 - Tasso di mortalità di *T. decussatus* dopo la prima semina.

La perdita totale a fine prova è stata stimata in 4,4% con una incidenza relativa maggiore rilevata nel mese di agosto 2003 con il 20% del campione.

3.2. Seconda semina

Messo a dimora a maggio 2004, il seme è passato da una taglia di 7 mm a 12 mm a metà settembre (Fig. 7). Il grafico mostra in dettaglio, accanto all'accrescimento, anche la variabilità interna per ciascuna data. Una scatola più corta indica minore variabilità interna, una scatola più lunga, invece, maggiore variabilità. Con l'abbassamento delle temperature nei mesi che vanno da ottobre a marzo 2005 la crescita si è arrestata così come gia notato nella prima semina, per poi riprendere da aprile in poi quando ormai le temperature si portano su valori che favoriscono la crescita, ovvero superiori ai 15°C. Nella seconda semina è stata rilevata una morìa, stimabile complessivamente nel 7,5% del campione totale (Fig. 8). Oltre alla predazione da parte di granchi e gasteropodi muricidi, vi è stata una forte perdita laddove *Musculista senhousia*, un nuovo bivalve di origine esotica, si è insediato sulle reti di protezione soffocando le vongole sottostanti. Questo bivalve produce un bisso molto sviluppato con cui si lega con altri formando una sorta di feltro al di sotto del quale gli scambi di ossigeno sono ostacolati (Mistri, 2004). La morìa nelle vongole sotto la rete infeltrita è coincisa con i mesi caldi con punte del 35% (settembre 2005).

Dal confronto fra la prima e la seconda semina si evince come la taglia di 24 mm è stata raggiunta, nonostante la diversa taglia di partenza, pressocché nello stesso periodo annuale (luglio-agosto), per poi rimanere fermi in autunno e in inverno e ripartire nella primavera successiva quando ormai le vongole sono pronte alla vendita (Fig. 9).

Temperatura dell'acqua

Tapes decussatus è una specie di acque calde. La temperatura è un fattore di primaria importanza per il suo sviluppo e influenza direttamente il metabolismo. L'optimum di crescita si verifica quando la temperatura raggiunge valori compresi tra 15 e 21°C.

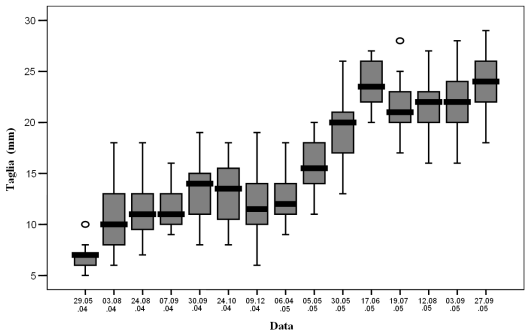


Fig. 7 - Accrescimento *T. decussatus* dopo la seconda semina.

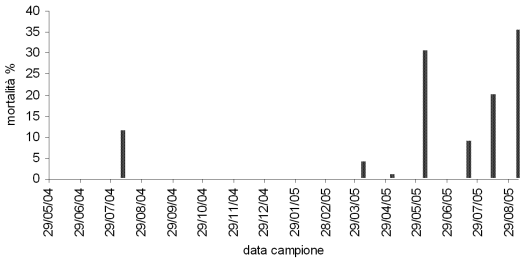


Fig. 8 - Tasso di mortalità di *T. decussatus* dopo la prima semina.

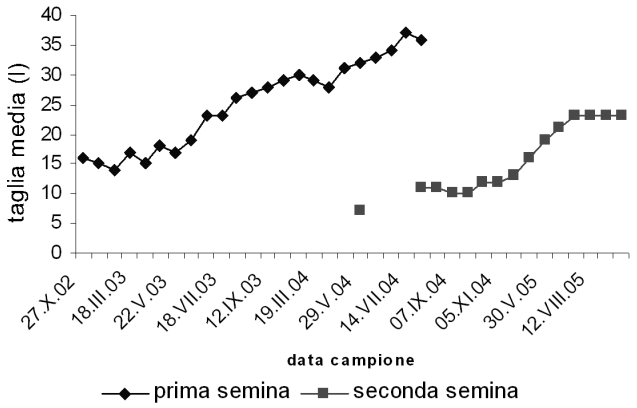


Fig. 9 - Confronto dell'accrescimento fra la prima e la seconda semina.

Salinità

La salinità, che a Varano è relativamente stabile, registra valori compresi tra 20 e 30‰. Tuttavia, la vongola verace, così come sopporta forti variazioni di temperatura, tollera accentuate escursioni di salinità (Breber, 1996; Fig. 10).

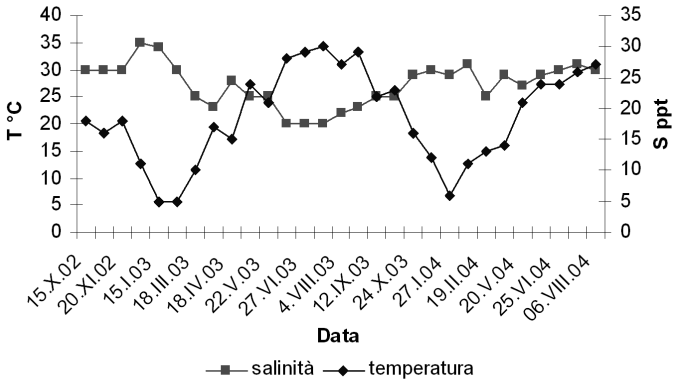


Fig. 10 - Andamento temporale di Temperatura e Salinità.

Nella prima semina la verace nostrana è cresciuta da una taglia media di 16 mm a una taglia media di 35 mm in 21 mesi con perdite pari a 4,4%, attribuibili a predazione specialmente alle taglie iniziali. Anche i dati della seconda semina sono incoraggianti in quanto siamo riusciti a portare la crescita della nostrana da 7 a 25 mm in 15 mesi (da giugno 2004 a settembre 2005) con una crescita concentrata nel periodo estivo. I risultati di Maitre-Allen (1983) nella laguna di Sète che riporta una crescita della specie da 15 a 26

mm in 18 mesi e di Breber (1985) che in una prova in laguna di Venezia riferisce un incremento da 20 a 35 mm in 17 mesi, sono comparabili con quelli ottenuti in questo lavoro.

Le perdite si hanno nel periodo dei mesi caldi. Una emergenza particolare si è verificata nel corso del terzo anno con la comparsa e rapida diffusione del bivalve *Musculista senhousia,* specie lessepsiana, la quale, insediandosi fittamente sulle reti di protezione, ha determinato il soffocamento delle vongole sottostanti portando la mortalità a punte del 35% nei mesi tardo estivi.

4. CONCLUSIONE E DISCUSSIONI

I dati fin qui mostrati indicano che *T. decussatus* trova in laguna di Varano un ambiente adatto per l'allevamento commerciale, avvalorando la nostra ipotesi di partenza che, pur essendo qui la specie virtualmente assente, è stato tuttavia possibile ambientarla grazie alla indicazione fornitaci dalla presenza in alcune zone di specie bentoniche con essa simpatriche e presumibilmente dalla bionomia molto simile.

Già Breber (1996) aveva affrontato il tema dell'importanza del sito suggerendo due criteri di scelta: il primo consiste nel ricercare il posto dove la specie è presente spontaneamente, partendo dal ragionamento secondo cui se il sito se lo è scelto da sola, sicuramente è idoneo. Il secondo invece si basa sul criterio di *trial and error*: si procede in via preliminare seminando piccoli lotti in diversi punti del contesto ecologico generale per poi verificare quelli idonei in base ai soddisfacenti tassi di accrescimento e di sopravvivenza registrati.

La difficoltà nella individuazione del sito sta nella variabilità nel tempo e nello spazio delle caratteristiche ecologiche di un ambiente paralico. Il metodo riportato, che si basa su organismi indicatori, vuole essere un passo avanti nella metodologia della venericoltura, superando i due criteri riportati da Breber (1996).

BIBLIOGRAFIA

Breber P. 1985. On-growing of the carpet-shell clam (*Tapes decussatus* (L.)): two years' experience in Venice lagoon. *Aquaculture*, 44: 51-56.

Breber P. 1996. L'allevamento della vongola verace in Italia. Cleup. Padova: 157 pp.

Frisoni G., Guelorget O. & Perthuisot J.P. 1984. Diagnose écologique appliquée à la mise en valeur biologique des lagunes côtières Méditeranéenes: approche méthodologique. In: *Management of Coastal Lagoon Fisheries* (Kapetsky J.M. & Lassere G., Eds). GFGCM, Studies and Rewiews 61, FAO, Rome: 39-95.

Frisoni G.F. 1990. *Les Espaces Lagunaires du Languedoc-Roussillon, Connaissance et Aménagement*. Institut des Aménagements Régionaux et de l'Environnement, Montpellier: 95 pp.

Maitre-Allain T. 1983. *Suivi d'un essai de repeuplement de palourdes dans l'Etang de Thau (Hérault): croissance, mortalité, reproduction*. Thèse, Université Pierre et Marie Curie, Paris 6: 136 pp.

Mistri M. 2004. Effect of *Musculista senhousia* mats on clam mortality and growth: much ado about nothing? *Aquaculture*, 241(2004): 207-218.

Vatova A. 1953. Un triennio di ricerche sulle valli salse da pesca. *Nova Thalassia*, 2(2): 3-17.

Ricevuto 17 febbraio 2006; revisionato 8 novembre 2006; accettato 5 marzo 2007

Lavoro presentato al 2° Incontro dei Dottorandi in Scienze dei Sistemi Acquatici – Bertinoro, 7-9 novembre 2005

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 18, pp. 65 - 75, maggio 2007

RICERCHE RIGUARDANTI LA COMPARSA DI MASSE MUCILLAGINOSE E PROCESSI DI PROLIFERAZIONE ALGALE LUNGO LA COSTA PESARESE (NORD OVEST MARE ADRIATICO)

Cristina INGARAO[1], Samuela CAPELLACCI[2], Marco GIORGI[2], Fabio RICCI[2], Antonella PENNA[2], Nunzio PENNA[3]

[1]Facoltà di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Urbino "Carlo Bo" (PU)
[2]Centro di Biologia Ambientale, Università degli Studi di Urbino "Carlo Bo" (PU)
[3]Cattedra di Oceanografia Chimica, Facoltà di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Urbino "Carlo Bo" (PU)

ABSTRACT

Researches about mucilaginous masses appearance and algal proliferation processes along Pesaro Coast (North West Adriatic Sea)

The research is based on the study of mucilaginous phenomena and the monitoring activity along the coastal area influenced by run off river inputs. Physical and chemical parameters, trophic factors and algal blooms processes were studied.
Samples were collected monthly along the coast of Pesaro at 500 m and 3000 m from the mouth of the Foglia, Metauro, Tavollo and Cesano rivers during the period of November 2003 - August 2005; further, net samples along the water column in an aquaculture area nearby Fiorenzuola (PU) were collected.

During the appearance of mucilaginous masses, the research consisted in carrying out the mucilages on surface and filming the mucus along the entire water column using a wire drawn camera. The mucilage samples were subsequently analysed by HPLC/RI in order to study the presence of the oligosaccharides.

RIASSUNTO

La ricerca è basata sullo studio dei fenomeni mucillaginosi e sull'attività di monitoraggio effettuata lungo un'area costiera influenzata dagli apporti fluviali. Sono stati presi in esame i parametri fisico-chimici, i fattori eutrofici ed i processi di fioriture algali.

I campioni sono stati raccolti a cadenza mensile lungo la costa di Pesaro a 500 m ed a 3000 m dalle foci dei fiumi Foglia, Metauro, Tavolo e Cesano durante il periodo compreso tra novembre 2003 ed agosto 2005; inoltre sono stati effettuati prelievi di retinate lungo la colonna d'acqua in una zona adibita ad acquacoltura nei pressi di Fiorenzuola (PU).

Durante la comparsa di masse mucillaginose, la ricerca consisteva nel campionare la mucillaggine in superficie e nel filmare il muco lungo tutta la colonna d'acqua mediante l'uso di una telecamera filoguidata. I campioni mucillaginosi sono stati

successivamente analizzati con tecnica HPLC/RI al fine di studiare gli oligosaccaridi presenti.

1. INTRODUZIONE

Il Mare Adriatico Settentrionale è caratterizzato da due fenomeni ambientali principali.

Il più eclatante è quello della formazione di masse mucillaginose che può manifestarsi lungo la colonna d'acqua. Le mucillagini sono costituite da circa il 90 - 95% di acqua. La parte organica è formata principalmente da componenti di natura mono e polisaccaridica, con preponderanza di galattosio (oltre il 50%), mannosio, glucosio e xilosio per quanto riguarda i monosaccaridi ma sono inoltre presenti alcuni oligosaccaridi e polisaccaridi complessi (Urbani *et al*., 2003). La componente algale è spesso associata alla presenza di alcune diatomee e dinoflagellati. La maggior parte delle mucillagini può localizzarsi a differenti profondità soprattutto all'altezza del picnoclino. Le condizioni climatiche, come elevate temperature dell'acqua, assenza di venti, mare calmo e stabilità lungo la colonna d'acqua sono i principali fattori che possono influire nella formazione delle mucillagini (Degobbis *et al*., 1999). Le mucillagini normalmente appaiono in estate nel periodo compreso tra maggio ed agosto e la loro formazione sembra essere dovuta ad un'alterazione nell'equilibrio del rapporto N/P. Questo squilibrio può provocare un cambiamento nella composizione e nel metabolismo di microalghe, soprattutto di alcune diatomee, favorendone la produzione di essudati mucillaginosi (Magaletti *et al*., 2004).

Dagli studi in coltura di Fogg (1990) si è evidenziato che molte specie di fitoplancton producono polisaccaridi extracellulari che possono aggregare e formare gelatine. La produzione di questo materiale gelatinoso sembra derivare, secondo Fogg, da alcuni particolari stati fisiologici alterati delle microalghe dovuti ad una carenza di nutrienti o ad altri fattori che impediscono una normale proliferazione algale. Resta il fatto che le acque ricoperte da schiume dense e vischiose sono estremamente sgradevoli per la balneazione. Queste ultime, pur non essendo dannose per l'uomo a livello batteriologico, tendono a lasciare sulla pelle dei grumi che generano senso di repulsione a scapito dell'economia e del turismo di massa (Penna, 1991).

L'altro aspetto di inquinamento a cui è soggetto il Mare Adriatico è quello della comparsa di fioriture algali. Essa è determinata dalla proliferazione di alghe unicellulari, in prevalenza diatomee e dinoflagellati, ed è dovuta a fenomeni di eutrofizzazione. Queste alghe unicellulari possono dare luogo alle cosiddette "maree rosse" (red tides) o "verdi". Gli eventi negativi riguardanti l'aumento di biomassa algale sono colorazione dell'acqua, cattivi odori e, sopratutto, estese morie di fauna acquatica, per lo più bentonica, per effetto di ambienti anossici sul fondo (Penna *et al*., 1993). La causa principale di questi blooms algali è determinata dall'eccesso di nutrienti soprattutto fosforo ed azoto, che vengono immessi in Adriatico da parte di numerosi fiumi che sfociano in questo tratto di costa in particolare il fiume Po. Il Po, con 17938 tonn medie/anno di azoto inorganico e circa 1221 tonn medie/anno di fosforo inorganico, risulta essere il principale contribuente rispetto al carico complessivo di nutrienti

gravitante sul bacino settentrionale (Marchetti & Verna, 1992). L'aspetto più preoccupante di un bloom algale avviene quando gli organismi interessati nel processo di fioritura sono le microalghe produttrici di potenti biotossine dannose all'uomo. Le tossine prodotte dalle microalghe tossiche infatti, essendo liposolubili, idrosolubili e termostabili, non vengono distrutte con la cottura dei molluschi filtratori che le accumulano e perciò possono raggiungere l'uomo provocando, nei casi estremi, anche la morte di che se ne ciba. L'aspetto tossicologico di un fenomeno HAB (Harmful Algal Bloom) risulta ancor più aggravato dal fatto che i fenomeni di tossicità possono manifestarsi anche con abbondanze dell'ordine delle migliaia o anche centinaia di cellule l^{-1} (Zingone & Enevoldsen, 2000).

2. MATERIALI E METODI

2.1. Area di ricerca

L'area di ricerca presa in considerazione è stata una sezione della fascia costiera della provincia di Pesaro. Il campionamento è stato effettuato a 500 m e a 3000 m dalle foci dei fiumi Foglia, Metauro, Tavollo e Cesano e in un'area adibita a mitilicoltura nei pressi di Fiorenzuola (Fig. 1). Il campionamento è avvenuto a cadenza mensile nel periodo compreso tra novembre 2003 ed agosto 2005.

2.2. Campionamento

I campionamenti sono stati effettuati con l'imbarcazione scientifica "Athena", di proprietà dell'Università di Urbino. Per ogni stazione di campionamento sono stati effettuati prelievi di campioni di acqua a 0,5 m dalla superficie e raccolti in bottiglie scure in polietilene. Essi sono stati utilizzati per la determinazione dei nutrienti, della clorofilla *a* (chl *a*) e delle abbondanze fitoplanctoniche. Sono stati inoltre raccolti campioni mediante l'uso del retino da fitoplancton (maglia 10 µm) lungo la colonna d'acqua, con lo scopo di concentrare e individuare la presenza di alghe potenzialmente tossiche nelle acque, essendo esse presenti con basse abbondanze. Durante la comparsa di masse mucillaginose sono stati effettuati prelievi sia in superficie che lungo la colonna d'acqua seguiti da una telecamera subacquea (SORIAN EVX 10) per poter osservare e campionare materiale mucillaginoso presente sia in forma di strato schiumoso superficiale sia in forma di nubi e filamenti all'altezza del picnoclino. I campioni di mucillagine finora analizzati si riferiscono anche al periodo antecedente il 2003 data la possibilità di poter congelare la mucillagine stessa prelevata. A bordo dell'imbarcazione e al momento del prelievo, cioè *in situ*, sono stati infine effettuati i seguenti rilevamenti: 1) dati geografici: denominazione del punto di campionamento; nome della stazione di prelievo; coordinate geografiche rilevate mediante l'impiego del GPS (Global Position System) Garmin GPS45; 2) dati meteo-merini: profondità del fondale; direzione e velocità del vento; temperatura dell'aria; pressione barometrica; visibilità; 3) dati fisici e chimici (sulla colonna d'acqua) rilevati con sonda multiparametrica: profondità; temperatura dell'acqua; salinità e/o conducibilità elettrica; ossigeno disciolto, sia in mg l^{-1} sia in percentuale di saturazione (che tiene conto della

pressione, della temperatura e della salinità); pH. Infine è stata rilevata la trasparenza mediante l'utilizzo del Disco Secchi.

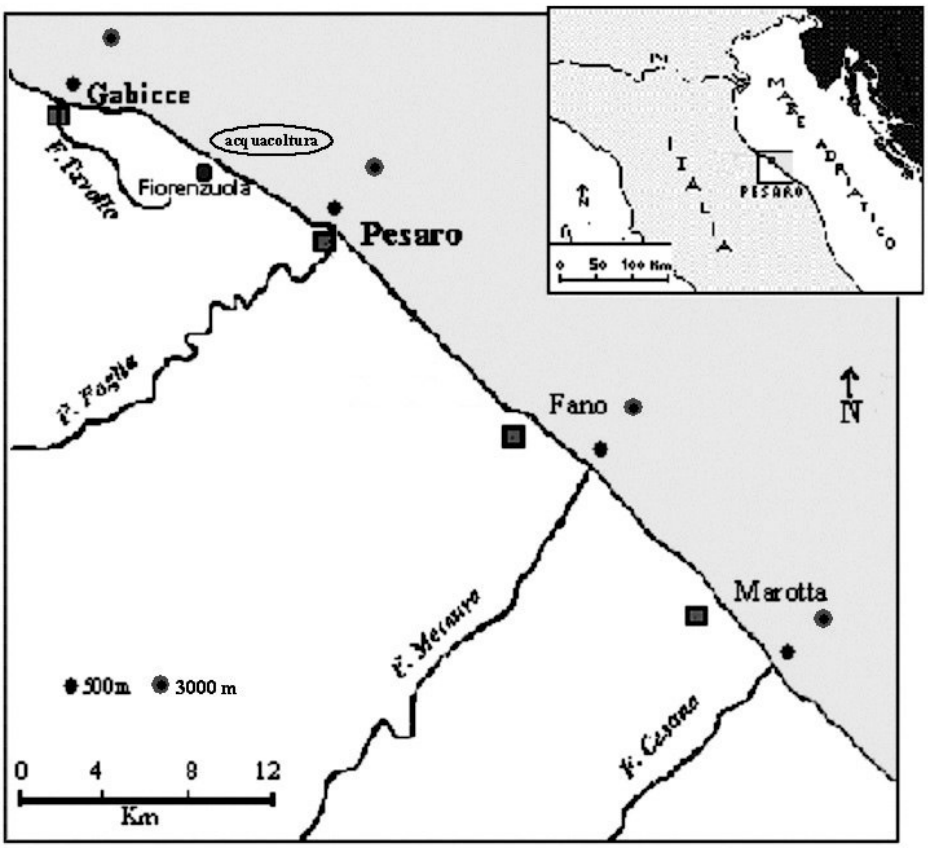


Fig. 1 - Area di ricerca.

2.3. Determinazione dei nutrienti e clorofilla *a*

Le determinazioni dei nutrienti e della clorofilla *a* sono state effettuate seguendo le metodiche riportate in Standards Methods (Strickland & Parsons, 1972). I nutrienti analizzati sono stati i seguenti: fosforo totale; fosforo ortofosfato; azoto ammoniacale; azoto nitroso; azoto nitrico; silicati.

2.4. Conteggio e studio del fitoplancton non tossico e tossico

Aliquote di campioni prelevati a 0,5 m dalla superficie (25 o 50 ml) sono state utilizzate per poter determinare l'abbondanza algale fitoplanctonica totale. Esse sono state fissate in Lugol e la concentrazione fitoplanctonica totale (cellule l^{-1}) è stata determinata seguendo il metodo di Utermöhl (1958) ed utilizzando un microscopio ottico ZEISS Axiovert 40 CFL con ingrandimento finale 400x. I campioni di retinate lungo la colonna d'acqua, invece, sono stati utilizzati per lo studio del fitoplancton

potenzialmente tossico. Il retino (maglie da 10 µm) concentra le forme algali di dimensioni superiori a 10 µm e permette di ottenere un volume ridotto di campione (100 ml circa) mantenendo inalterata la rappresentatività del campione stesso. Conoscendo il diametro del retino e la profondità del fondale nel punto di campionamento, è possibile risalire al volume di acqua effettivo che il retino è riuscito a concentrare (volume di un cilindro ipotetico: $\pi r^2 h$). Per questo motivo la retinata lungo la colonna d'acqua può essere considerata come un'analisi quantitativa dei taxa potenzialmente tossici presenti. Essi sono stati: *Pseudo-nitzschia* spp. (appartenente alla classe delle Bacillariophyceae) *Dinophysis* spp., *Alexandrium minutum*, *Lingulodinium polyedrum* e *Protoceratium reticulatum* (appartenenti alla classe delle Dinophyceae). Per lo studio del fitoplancton, inoltre, la retinata risulta più rappresentativa rispetto ad un campionamento che non ne fa uso, pertanto, per la lettura microscopica e successiva identificazione delle specie presenti, può essere sufficiente far sedimentare un volume ridotto di campione pari a 1-2 ml. Il conteggio delle specie fitoplanctoniche potenzialmente tossiche è stato effettuato facendo fissare precedentemente il campione utilizzando formalina allo 0,4% (Zingone *et al.*, 2000). La lettura al microscopio è stata effettuata sull'intero pozzetto utilizzando un microscopio ottico ZEISS Axiovert 40 CFL con ingrandimento finale di 400x ed a 1000x con olio da immersione.

2.5. Analisi dei campioni di mucillagine

La composizione oligosaccaridica della mucillagine campionata lungo la costa pesarese è stata effettuata applicando tecniche di cromatografia liquida ad alte prestazione interfacciate da rivelatore ad indice di rifrazione (tecnica HPLC/RI). Le mucillagini, prima di essere analizzate in cromatografia, sono state trattate con differenti tecniche. Esse, infatti, sono state sia dializzate (eliminando i sali presenti nel muco) che analizzate tal quale (non dializzate) ed entrambe successivamente seccate a 105°C. Sono state anche liofilizzate o infine, filtrate con filtro da 0,22 µm per l'eliminazione di impurità. Il materiale mucillaginoso secco ottenuto attraverso queste differenti tecniche è stato successivamente disciolto nello stesso solvente adoperato per la cromatografia (fase mobile) utilizzandone un volume di circa 2 ml. Successivamente tale soluzione è stata agitata all'interno di un agitatore per 7-8 ore alla temperatura di 22,2°C e alla velocità di 292 rpm; in ultima analisi il campione è stato centrifugato a 4000 rpm per 20 min. A questo punto il campione è stato analizzato in cromatografia.

Nel caso della mucillagine, lo scopo è stato quello di individuare ed identificare, mediante un'analisi di tipo qualitativa, la sua composizione monosaccaridica ed oligosaccaridica. In questo studio la cromatografia applicata è stata quella che fa uso di tecniche HPLC e rifrattometria (HPLC/RI). La colonna utilizzata è stata la colonna C18 (gruppo funzionale ottadecil), di dimensioni 250 mm x 4,6 mm (formula del radicale R = $-(CH_2)_{17}-CH_3$), costituita da microparticelle che rappresentano la fase impaccata della colonna stessa, di dimensione di 5 µm, i cui gruppi terminali composti da atomi di silicio sono quelli presenti sulla superficie della microparticella stessa ed interessati alle reazioni. Le fasi mobili utilizzate con questo tipo di colonna sono state: acqua pura o bidistillata oppure una soluzione di acqua bidistillata o bidistillata e deionizzata (acqua milli-Q) contenente 27 mM di acido fosforico (H_3PO_4). Il volume di campione iniettato

all'interno della colonna è stato di 50 µl; il rivelatore adoperato è stato un rifrattometro, spesso applicato per le analisi sui carboidrati, mod. Star 9040/9042 VARIANT impostato alla temperatura di 30°C. Per lo studio cromatografico qualitativo degli oligosaccaridi presenti nella mucillagine si è fatto riferimento ad una soluzione standard. Essa è composta da 1 monosaccaride e 6 oligosaccaridi. Il monosaccaride utilizzato è stato il glucosio, mentre gli oligosaccaridi, i più noti in natura, sono stati rispettivamente maltosio, malto-trioso, malto-tetraoso, malto-pentoso, malto-esoso e maltoeptoso (Supelco) in acqua bidistillata. Si è proceduto, quindi, all'identificazione dei tempi di ritenzione dei singoli standard alle differenti concentrazioni e alle differenti velocità di flusso di fase mobile per poter localizzare il miglior metodo di separazione al fine di ottenere la migliore risoluzione dei picchi cromatografici ad essi associati. A partire dai tempi di ritenzione degli standards è stato quindi possibile individuare la presenza di questi specifici monosaccaridi e oligosaccaridi nei campioni. La conferma della presenza di un monosaccaride o oligosaccaride è stata effettuata aggiungendo lo standard al campione.

3. RISULTATI E CONCLUSIONI

In questo periodo di studio lungo il tratto di costa analizzato l'ossigeno disciolto superficiale ha manifestato valori accentuati in occasione di importanti fenomeni di fioriture algali di generi appartenenti alla classe delle Bacillariophyceae quali, *Skeletonema* spp. (febbraio 2004 e febbraio 2005) e *Thalassiosira* spp. (dicembre 2004) con valori medi pari a 124,9 % di saturazione di O.D in febbraio 2004 e di 107,4 % di saturazione di O.D in dicembre 2004. Lo studio sulla composizione fitoplanctonica ha infatti evidenziato la presenza del genere *Skeletonema* (Bacillariophyceae) come quello finora più rappresentativo e più abbondante di questo biennio di studio. La concentrazione cellulare media massima riscontrata si è verificata nel mese di febbraio 2004 con un valore pari a $3{,}3 \cdot 10^7$ cellule l^{-1}. Si è inoltre notata anche un'elevata presenza del genere *Thalassiosira* (Bacillariophyceae) nel mese di dicembre 2004 con concentrazione cellulare media massima pari a $6{,}0 \cdot 10^6$ cellule l^{-1} (Tab. 1). Il parametro della clorofilla *a*, pertanto, è stato fortemente associato ai fenomeni di fioriture algali. I valori più elevati si sono verificati, infatti, nei mesi di febbraio e dicembre 2004 (valori medi di chl *a* pari a 12,7 µg l^{-1} e 29,7 µg l^{-1} rispettivamente).

Le temperature superficiali hanno seguito andamenti stagionali: crescenti nei mesi estivi (valore medio di 28 ± 1°C) e decrescenti nei mesi invernali (valore medio di 5 ± 1°C).

I valori di salinità lungo la costa sono stati fortemente influenzati dal regime dei fiumi locali e soprattutto dal fiume Po. Forti diminuzioni di salinità si sono verificati nel mese di febbraio 2004 (valore medio di 23,6 psu) e dicembre 2004 (valore medio di 29 psu).

Tab. 1 - Eventi di fioriture (valori medi di cellule l^{-1}) e comparsa di mucillagini verificatesi

durante il periodo di monitoraggio novembre 2003 - agosto 2005.

Mesi	Fioriture	Eventi mucillaginosi
nov-03	/	/
dic-03	/	/
gen-04	*Skeletonema* spp. ($3 \cdot 10^6$)	/
feb-04	*Skeletonema* spp. ($33.0 \cdot 10^6$)	/
mar-04	*Skeletonema* spp. ($27.3 \cdot 10^6$)	/
apr-04	/	/
mag-04	*Cerataulina* spp. ($2.1 \cdot 10^6$)	/
giu-04	/	mucillagini, molte *Gonyaulax fragilis*
lug-04	/	mucillagini, molte *Gonyaulax fragilis*
ago-04	/	/
set-04	/	/
ott-04	*G. scrippsae* ($2.2 \cdot 10^6$)	/
nov-04	*G. scrippsae* ($2.6 \cdot 10^6$)	/
dic-04	*Thalassiosia* spp. ($6 \cdot 10^6$)	/
gen-05	/	/
feb-05	*Skeletonema* spp. ($17 \cdot 10^6$)	/
mar-05	/	/
apr-05	/	/
mag-05	/	/
giu-05	/	assenza di mucillagini
lug-05	/	/
ago-05	/	/

Anche i valori di concentrazione dei nutrienti, presenti nelle acque monitorate sono stati strettamente legati agli apporti stagionali del Po e quindi al ricco carico di nutrienti che tale fiume ha successivamente trasportato. Pertanto, gli abbassamenti di salinità e l'aumento dei valori nutrizionali derivanti dagli apporti del Po, hanno successivamente determinato la formazione di un fenomeno di bloom algale e, a sua volta, un aumento dell'ossigeno disciolto, della clorofilla "*a*" e del pH. Infatti bruschi aumenti di pH tra 0,6 e 0,8 (i valori medi sulla costa pesarese si aggirano a 8,1–8,3) sono stati associati a tali eventi.

Elevati valori di trasparenza (dai 7-10 metri), infine, si sono verificati soprattutto in primavera-estate ed anche in periodi immediatamente seguenti la scomparsa di mucillagini, in quanto queste possono trascinare sul fondo ogni forma di materiale particellato.

Per quanto riguarda lo studio sul fitoplancton potenzialmente tossico osservato nell'area adibita a mitilicoltura ed evidenziata dall'utilizzo del retino da fitoplancton, si è notato che, i generi potenzialmente tossici più rappresentativi in questo periodo di studio sono stati *Pseudo-nitzschia* spp. per quanto riguarda la classe delle Bacillariophyceae e *Dinophysis* spp. nel caso delle Dinophyceae. Elevate concentrazioni cellulari del genere *Pseudo-nitzschia* (> 250 cellule ml^{-1}) si sono verificate nei mesi di marzo 2004, dicembre 2004, gennaio 2005, marzo 2005 e aprile 2005, mentre la concentrazione cellulare massima del genere *Dinophysis* si è verificata nel mese di maggio 2005 con 23 cellule ml^{-1} (Tab. 2).

Tab. 2 - Abbondanza microalgale potenzialmente tossica (cellule ml^{-1}) nell'area adibita a mitilicoltura durante il periodo di monitoraggio novembre 2003 - agosto 2005. Le concentrazioni cellulari del genere potenzialmente tossico *Pseudo-nitzschia* sono state espresse in alta: > 250 cellule ml^{-1}; media: ~ 250 cellule ml^{-1}; bassa: < 250 cellule ml^{-1}. N.d. = dato non determinabile.

	***Pseudo-nitzschia* spp.**	***Dinophysis* spp.**	***Alexandrium minutum***	***Lingulodinium polyedrum***	***Protoceratium reticulatum***
nov-03	bassa	10	0	2	0
dic-03	bassa	0	0	0	0
gen-04	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
feb-04	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d
mar-04	alta	1	1	0	0
apr-04	media	4	7	1	0
mag-04	bassa	0	1	1	1
giu-04	0	9	0	1	0
lug-04	bassa	1	1	0	1
ago-04	bassa	3	1	1	1
set-04	0	5	0	23	0
ott-04	bassa	1	0	1	0
nov-04	media	0	2	4	0
dic-04	alta	1	0	1	0
gen-05	alta	1	0	0	0
feb-05	media	0	0	1	0
mar-05	alta	2	0	0	0
apr-05	alta	0	1	0	0
mag-05	0	23	1	1	1
giu-05	0	1	1	0	0
lug-05	media	0	0	0	0
ago-05	0	2	0	1	0

Per quanto riguarda lo studio sulla mucillagine si è notato che, in occasioni di eventi mucillaginosi, si è sempre presentata nelle acque la specie *Gonyaulax fragilis* (Tab. 1) più volte citata in letteratura poiché correlata al fenomeno mucillaginoso (Pompei *et al*, 2003). Al contrario, in quest'ultima estate (2005), non verificandosi la comparsa del fenomeno mucillaginoso, la specie *G. fragilis* non si è presentata nelle acque. Per quanto riguarda lo studio sull'individuazione degli oligosaccaridi nei campioni di mucillagine sinora prelevati lungo la costa pesarese in occasioni di eventi mucillaginosi (i dati si riferiscono ai periodi estivi degli anni 2003 e 2004 data la possibilità di congelare i campioni stessi), la tecnica adoperata è stata quella della cromatografia liquida ad alte prestazioni interfacciate da un rivelatore ad indice di rifrazione la quale ha permesso di effettuare un'analisi qualitativa degli oligosaccaridi presenti nei campioni di mucillagine stessi. Inoltre, non essendosi verificato il fenomeno mucillaginoso in questa estate 2005, non si possiedono dati relativi a questo periodo. I campioni analizzati in questo biennio di studio sono stati numerosi ma il più rappresentativo è stato il campione denominato Foglia 1000 m del 16-06-03 il quale è stato trattato in differenti maniere: congelato, non dializzato e seccato in stufa a 105°C; congelato e dializzato; non congelato non dializzato e seccato ed infine, liofilizzato. Di questi, il più ricco di oligosaccaridi è stato il campione congelato, non dializzato e seccato in stufa a 105°C in cui è stata individuata la presenza di 1 monosaccaride e 4 oligosaccaridi (glucosio, maltosio, malto-pentoso, malto-esoso e malto-eptoso rispettivamente) (Fig. 2). Tale tecnica di preparazione del campione, pertanto, risulterebbe la migliore per meglio determinare gli oligosaccaridi in esso presenti.

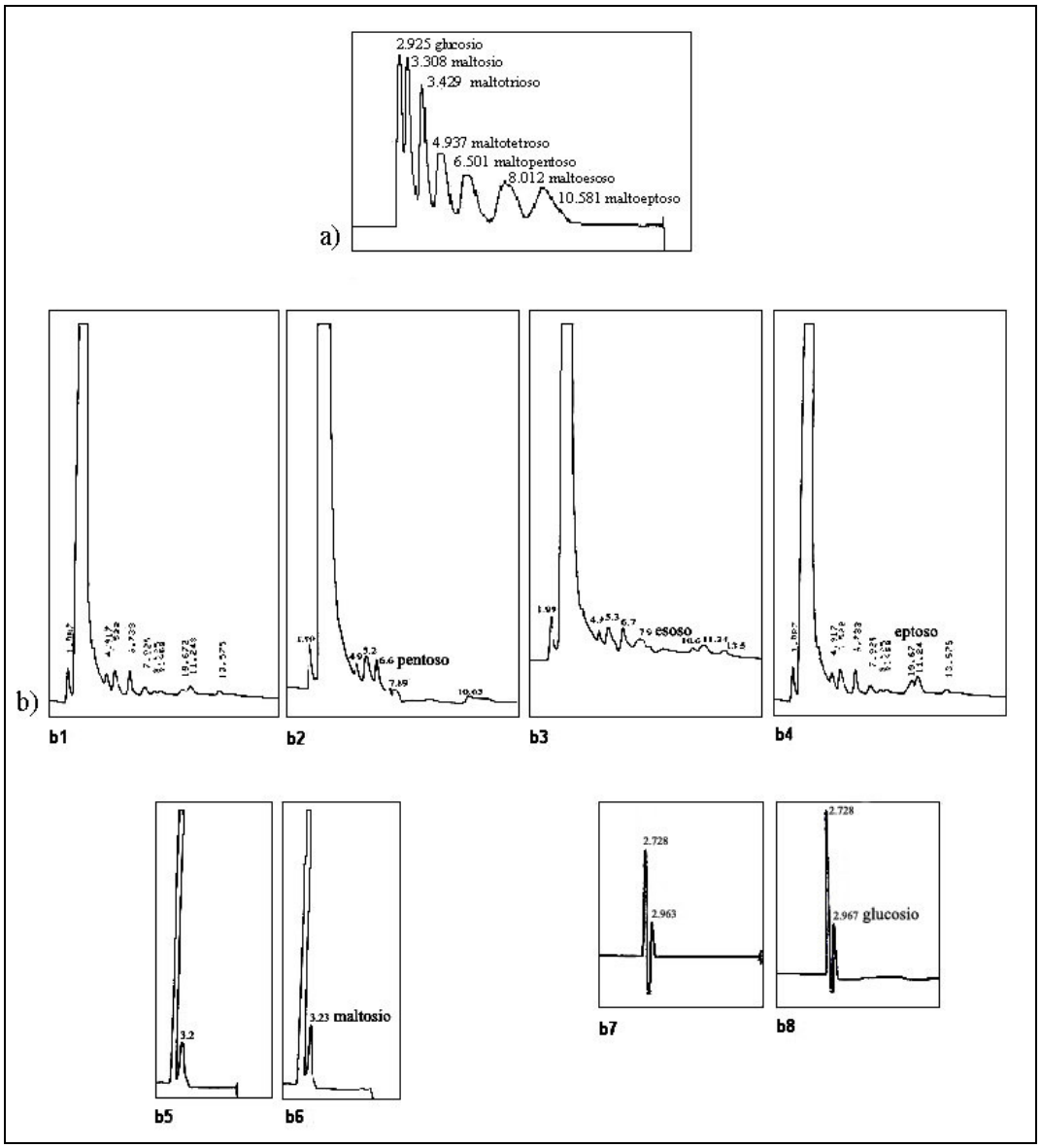


Fig. 2 - **a**) Cromatogramma HPLC/RI degli standards (concentrazione 50 mg l^{-1}); **b**) cromatogramma HPLC/RI del campione mucillaginoso "Foglia 1000m 16-06-03 congelato, non dializzato e seccato in stufa a 105°C"; **b1** - campione intero; **b2** – campione intero + 5 mg l^{-1} malto-pentoso; **b3** – campione intero + 5 mg l^{-1} malto-esoso; **b4** – campione intero + 5 mg l^{-1} malto-eptoso; **b5** – campione diluito 1: 50; **b6** – campione diluito 1: 50 + 10 mg l^{-1} maltosio; **b7** – campione diluito 1:500; **b8** – campione diluito 1:500 + 5 mg l^{-1} glucosio.

BIBLIOGRAFIA

Degobbis D., Malej A. & Fonda-Umani S. 1999. The mucilage phenomenon in the northern Adriatic Sea. A critical review of the present scientific hypoteses. *Ann. Ist. Super. Sanità*, 35(3): 373-381.

Fogg G. 1990. Massive phytoplankton gel production. In: *Eutrophication-related Phenomena in the Adriatic Sea and in Other Mediterranean Coastal Zones* (Borth H. & Fegan L., eds.). Water pollution Report 16, Commission on the European Communities: 207-213.

Magaletti E., Urbani R., Sist P., Ferrari C. & Ciceri A. 2004. Abundance and chemical characterization of extracellular carbohydrates released by the marine diatom *Cylindrotheca fusiformis* under N- and P-limitation. *Eur. J. Phycol.*, 39: 133-142.

Marchetti R. & Verna N. 1992. Quantification of the phosphorus and nitrogen loads in the minor rivers of the Emilia-Romagna coast (Italy). A methodological study of the use of theoretical coefficient in calculating the loads. *Science Total Environment* (Suppl.): 291-315.

Penna N. 1991. La presenza delle mucillagini in Adriatico. Studio delle cause che possono generarle e sugli effetti che provocano nell'economia delle regioni costiere italiane. *Ministero per il Coordinamento delle Politiche Comunitarie*.

Penna N., Rinaldi A., Montanari G., Di Paolo A. & Penna A. 1993. Mucilaginous masses in the Adriatic Sea in the summer of 1989. *Water Research*, 27(12): 1767-1771.

Pompei M., Mazziotti C., Guerrini F., Cangini M., Pigozzi S., Benzi M., Palamidesi S., Boni L. & Pistocchi R. 2003. Correlation between the presence of *Gonyaulax fragilis* (Dinophyceae) and the mucilage phenomena of the Emilia-Romagna coast (Northern Adriatic Sea). *Harmful Algae*, 2: 301–316.

Strickland J.D.H. & Parsons T.R. 1972. A practical Handbook of Seawater Analysis. Bulletin Fisheries Research Board of Canada, 167: 1-311.

Urbani R., Giani M., Trigari G., Borgatti A.R., Bottura G., Penna N. & Mecozzi M. 2003. Processi di produzione, aggregazione, degradazione delle mucillagini ed interazione con i popolamenti: caratterizzazione degli aggregati e processi fisico-chimici di aggregazione. *Rapporto di sintesi del Programma di monitoraggio e studio sui Processi di formazione delle Mucillagini nell'Adriatico e nel Tirreno (MAT)*: 161-186.

Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommnug der quantitativen Phytoplankon-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angev. Limnol.*, 9: 1-38.

Zingone A. & Enevoldsen H.O. 2000. The diversity of harmful algal blooms: a challenge for science and management. *Ocean & Coastal Management*, 43: 725-748.

Zingone A., Honsell G., Marino D., Montresor M. & Socal G. 1990. Fitoplancton. *Nova Thalassia*, 11: 183-198.

Ricevuto 10 febbraio 2006; revisionato 24 ottobre 2006; accettato 14 novembre 2006

Lavoro presentato al 2° Incontro dei Dottorandi in Scienze dei Sistemi Acquatici – Bertinoro, 7-9 novembre 2005

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 18, pp. 77 - 87, maggio 2007

SURFACE CURRENTS IN THE GULF OF NAPLES MEASURED BY AN HF-RADAR

Milena MENNA, Berardino BUONOCORE, Enrico ZAMBIANCHI

Università degli Studi di Napoli 'Parthenope',
Dipartimento di Scienze per l'Ambiente,
Via De Gasperi 5 - 80133 Napoli

ABSTRACT

In this note we present the first preliminary results of the analysis of surface current data collected in the Gulf of Naples by a high frequency coastal radar system, managed from the Department of Environmental Sciences of the Parthenope University, on behalf of the Regional Competence Centre for the Analysis and Monitoring of Environmental Risks (AMRA).

First we introduce functioning principles and characteristics of HF radars used for coastal current mapping, then we briefly analyze a few observed situations, and outline a comparison with the dynamical knowledge of the surface dynamics in the Gulf of Naples drawn on the basis of previous works. In the end, we discuss the application of radar systems for investigating and monitoring environmental risks in coastal areas.

RIASSUNTO

Misure di correnti superficiali nel Golfo di Napoli eseguite con un radar costiero ad alta frequenza

In questa nota introduciamo i primi risultati delle rilevazioni di correnti superficiali nel Golfo di Napoli ottenuti tramite un sistema radar ad alta frequenza che il Dipartimento di Scienze per l'Ambiente dell'Università degli Studi di Napoli "Parthenope" gestisce su incarico del Centro Regionale di Competenza per l'Analisi e il Monitoraggio del Rischio Ambientale, nell'ambito delle attività della sezione sulla Vulnerabilità dell'Ambiente Marino.

Dopo una breve introduzione sul funzionamento dei radar in alta frequenza utilizzati in campo oceanografico, alcune situazioni osservate nel primo periodo di operatività del sistema vengono descritte e discusse alla luce delle conoscenze della dinamica superficiale del Golfo di Napoli. Concludiamo con alcune riflessioni sulle potenzialità di utilizzo di simili strumenti di misura delle correnti all'interno di sistemi integrati di monitoraggio e mitigazione del rischio ambientale in aree costiere.

1. INTRODUCTION

The circulation in coastal areas is particularly difficult to assess, since it is often

dominated by local effects, developing over small temporal and spatial scales, and subject to a strong variability. Therefore, in order to characterize che dynamics of coastal basins it is necessary that our data be collected frequently (every few hours or more often), in a synoptic fashion (i.e. looking simultaneously at a large portion of the area of interest) and to be able to resolve subbasin-scale phenomena (spatial scales of 1 km and less). The classical measurement approaches, typical of experimental offshore oceanography, result most times inappropriate for coastal areas. In particular, the need for synoptic data calls for remote sensing, since it would be extremely difficult and costly to devise in situ techniques able to provide data on a relatively broad area.

In this context, high frequency radars are particularly interesting, as they can map every hour surface currents on a grid with up to 250 m space resolution. Such systems, used for several decades by ocean researchers to measure, in real time, surface current velocity fields in coastal areas, have become more and more popular in the last ten years or so.

Radar is the acronym for RAdio Detection And Ranging, and indicates a system which transmits radio waves towards a target and registers the reflected echo. The time it takes for the echo of the backscattered signal to reach the antenna is used to measure the distance of the target.

In a coastal radar system the target is represented by gravity waves that propagate on the surface of a coastal area: since the ocean is a rough surface it scatters the radio signal in many different directions. In particular, when the transmitted signal encounters ocean surface gravity waves whose wavelength equals half of the transmitted electromagnetic wavelength, a "Bragg scattering" (Fig. 1) coherent resonance phenomenon occurs, yielding a clear peak in the backscattered signal spectrum (as first documented by Crombie, 1955).

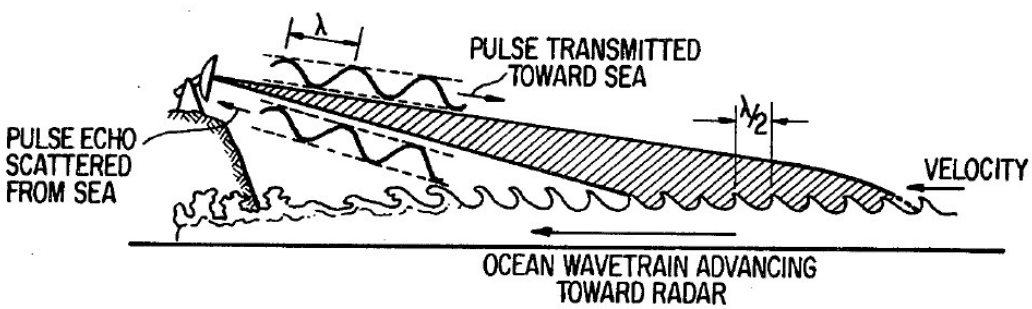


Fig. 1 - Bragg scattering the by sea surface (from Barrick *et al.*, 1977).

When gravity waves are superimposed to a surface current field, the returning signal exhibits a corresponding Doppler frequency shift (see, e.g., Paduan & Rosenfeld, 1996). Consequently, the radial component of the current velocity can be extracted by identifying and determining the Doppler shift of the waves in the backscattered signal.

Each transmitting and receiving antenna thus provides only the radial component of the surface velocity. In order to reconstruct the vectorial velocity field, we need two or more transreceiving sites (Barrick & Lipa, 1986).

In the following, we describe an HF radar system which has been recently installed in the Gulf of Naples (section 2), we show a couple of examples of surface velocity fields observed in the first period of data collection, relating them with the results of past investigations in the study area (section 3), and finally we comment on possible applications of HF radar velocity data in the analysis of the environmental status of a coastal area (section 4).

2. THE SYSTEM INSTALLED IN THE GULF OF NAPLES

In the Gulf of Naples, the Department of Environmental Sciences of the Parthenope University operates, on behalf of the Regional Competence Centre for the Analysis and Monitoring of Environmental Risks (AMRA), a SeaSonde coastal radar manufactured by Codar Ocean Sensors of Mountain View, California. The system consists of two remote units, each measuring radial components of the surface currents in the surrounding area, and one central site, to compose vector data and postprocess the data.

The latter station is located at the Department, whereas the two remote sites are situated in Portici, hosted by the ENEA research Centre, and in Massa Lubrense, near Sorrento, hosted by the "Villa Angelina Village of High Education and Professional Training". The remote radial sites communicate with the central unit through the internet, using two different systems (cable connection in Portici, GPRS cell phone connection in Massa Lubrense).

Each radial site is composed by one transreceiving antenna (Fig. 2), and some electronics, consisting in a transmitter, receiver, in a personal computer utilised for driving the whole transreceiving system and for a first in situ preprocessing of the signal, and finally in the network connecting equipment. In both our radial sites the electronics is kept indoors, thanks to the cooperation of the two hosting institutions, which also provide power and, in one case, cable connection.

The frequency of the signal utilised in the Gulf of Naples is approximately 25 Mhz, corresponding to a wavelength of 12 m (the system is calibrated on surface sea waves with 6 m wavelength, a typical value for coastal areas), a range of 30 km and a resolution of 1250 m. The distance between the two antennas is approximately 20 km.

Figure 3 shows the location of the two remote sites and the system coverage in the Gulf area.

It is worth noticing that the present configuration does not allow to retrieve data East of the baseline between the two stations, i.e. in the entire area of so-called Gulf of Castellammare. However, this is not a serious limitation since the blind area is completely bound by the coastline: the knowledge of the velocity field at the open boundary allows an evaluation of the currents inside the blind zone based on geometry and continuity considerations.

Figure 4 shows the nominal 50 by 31 point measurement grid in the Gulf. In

principle, our radar processes radial components and creates a surface velocity vector every hour in each grid point. In fact, the actual coverage is smaller, as was discussed above and as will be further seen in the next section.

Fig. 2 - Antenna installed in Massa Lubrense, facing the island of Capri.

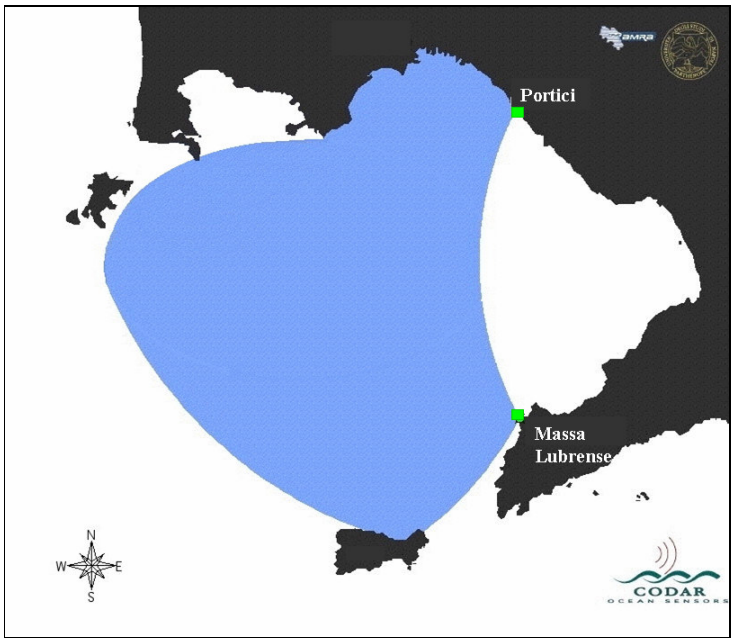


Fig. 3 - HF radar coverage in the Gulf of Naples.

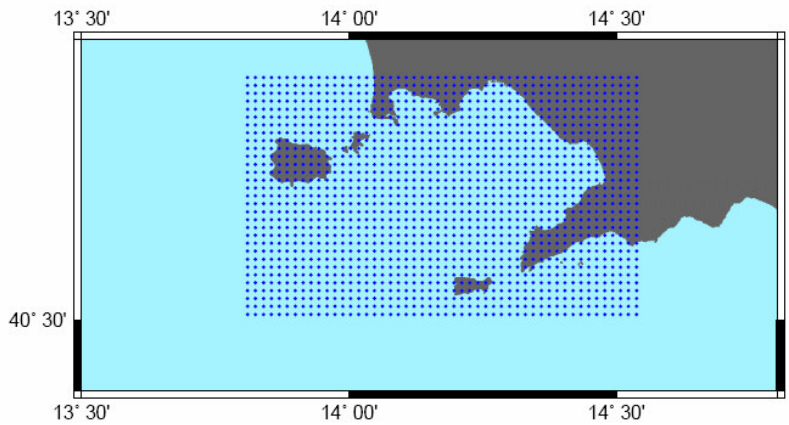


Fig. 4 - Nominal HF radar measurement grid in the Gulf of Naples.

3. PRELIMINARY RESULTS

The primary goal of our installing a CODAR system in the Gulf of Naples is the investigation of its surface circulation. The particular setting of this coastal area, as well as its morphology, make its dynamics very complex and at the same time extremely interesting from an oceanographic standpoint.

The study of the dynamics of the Gulf will also allow to assess the flushing mechanisms of that area, and the exchange patterns between interior and Tyrrhenian waters. The knowledge of such processes is extremely important if we consider that the Gulf represents an area of great interest for tourist activities, but extremely vulnerable from the standpoint of the marine environment, due to the presence of several industrial sites along the coast, of highly polluted river estuaries and of not properly treated urban sewage runoff.

It is worth to underline that the radar data are providing updated information on an area which was intensively studied only in the 1970s and 1980s. Those past studies allowed to define typical surface circulation patterns, which were seen to mainly depend on the offshore Tyrrhenian coastal current (De Maio *et al.*, 1983; for a numerical revisitation of those results see Gravili *et al.*, 2001). In particular, when the flow in the Tyrrhenian Sea is directed northwestwards (situation shown in Fig. 5), the current was seen to penetrate into the Gulf of Naples, where it forms a basin-scale cyclonic circulation, whereas the Gulf of Castellammare presents a secondary, anticyclonic circulation.

When, on the other hand, the offshore Tyrrhenian waters flow southeastwards (see Fig. 6), the outer portion of the Gulf, off the islands of Ischia and Capri, is characterized by a large scale flow in the same direction, which occasionally affects the channels between the island of Procida and the mainland and between the island of Capri and the mainland; in this situation, the interior of the basin appears more isolated and very little

affected by the offshore flow pattern; the circulation inside the Gulf consists of a cyclonic gyre in the central portion of the basin, and two smaller anticyclonic ones just in front of Naples' urban littoral and in the Gulf of Castellammare.

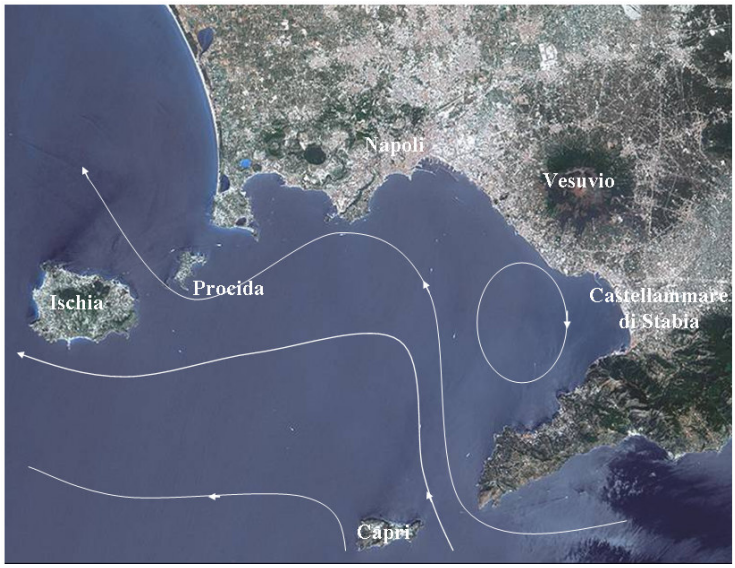


Fig. 5 - Circulation in the Gulf of Naples in the presence of a nortwestward Tyrrhenian coastal current. Typical residual current pattern inferred from current meter data (adapted from De Maio *et al.*, 1983).

Fig. 6 - Circulation in the Gulf of Naples in the presence of a southeastward Tyrrhenian coastal current. Typical residual current pattern inferred from current meter data (adapted from De Maio *et al.*, 1983).

The water residence time in the two above examples is very different: from relatively few days to weeks or months, at least for the sub-basin recirculations close to the shoreline.

In addition, past studies have also been focused on the importance of the wind in forcing the interior circulation. As an example, Figure 7 shows the situation studied by Moretti *et al*. (1977) with winds blowing in the Gulf from the North-East. In this case, we see a main current directed southwestwards, i.e. offshore, creating an axial convergence zone in the center of Gulf.

This pattern may be partly attributed to the influence of the Vesuvius, which screenes the central portion of the Gulf from northwesterly winds; these winds find their way to the sea and offshore south of the volcano, thus creating a strong drag on the Gulf surface waters.

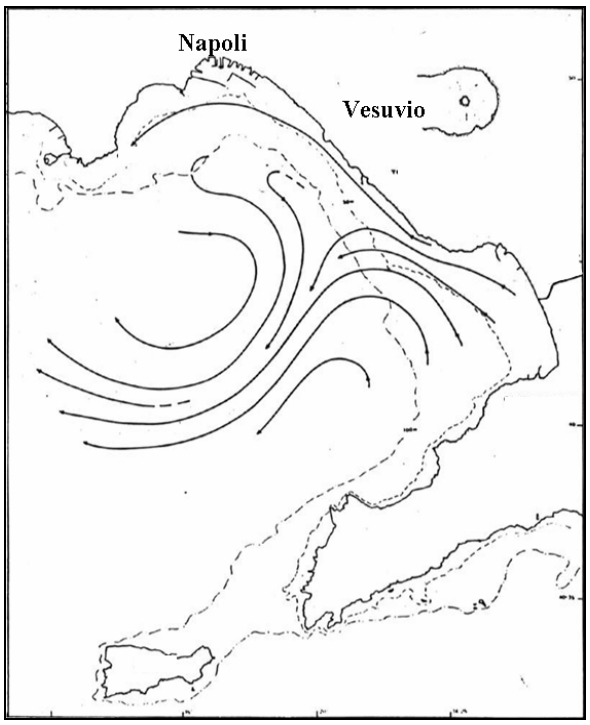


Fig. 7 - Schematic circulation in the Gulf of Naples forced by northeasterly winds (from Moretti *et al.*, 1977).

Further North, the wind blows between the northwestern side of the Vesuvius and the hills surrounding the city of Naples, forcing a coastal current off the urban coastline, which joins the mid Gulf jet in its southern extension.

According to these past studies, and in particular to De Maio *et al.* (1983), the current variability in the Gulf of Naples is characterized by the typical tidal and inertial frequencies, and residual currents with a typical period of the order of one week. The

residual currents drive the basin scale water transport even over remarkable distances.

As an example of the circulation pattern observed by our system, which well agrees with the results of the above earlier investigations, in Figure 8 we show the residual circulation on February 7-8 2005 (current velocity data averaged over 36 hours, so as to filter tidal, inertial and higher frequency motions). The mesoscale meteorological situation of the 3-day period around that day was characterized by northeasterly winds. The circulation is indeed qualitatively quite similar to the pattern described by Moretti *et al.* (1977) under analogous wind forcing (see Fig. 7): the radar data clearly show an offshore oriented jet current in the center of the Gulf. North and South of the jet, respectively a local anticyclonic and a local cyclonic circulation are also suggested by the surface velocity data, as is the case of Moretti *et al.* (1977), as well as a broad convergence pattern in correspondence of the jet itself. The situation in the Gulf of Castellammare is not detected by our system, as earlier discussed, and we did not attempt to fill the gap in this situation, but the field just off the Sorrento peninsula is qualitatively similar to the flow observed by Moretti *et al.* (1977) also further Northeast.

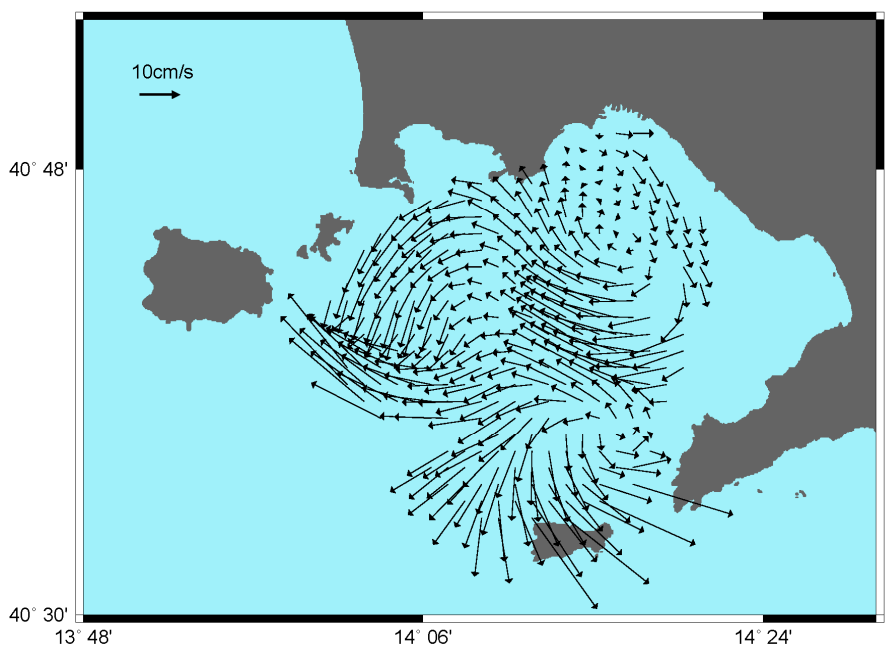


Fig. 8 - Surface circulation in the Gulf of Naples observed on February 7-8, 2005.

It has to be underlined, however, that the high spatial and temporal resolution of our radar system shows with great evidence that the surface circulation in the Gulf of Naples is dominated by a very strong variability even at short and small scales. In Figure 9 we show the residual surface velocity field observed just a few days before

Figure 8, namely on February 3-4, 2005. The figure shows that the typical spatial scales of the individual circulation features span from the basin scale to sub-basin scales of the order of very few kilometers, showing also a series of transient recirculations. Given this variability, even the qualitative characterization of the circulation inside the Gulf obviously has to be carried out extremely carefully, and the statistical robustness of the patterns suggested by the data, along with thorough calibration of the data themselves, are necessary prerequisites to draw any conclusion on the observed current field.

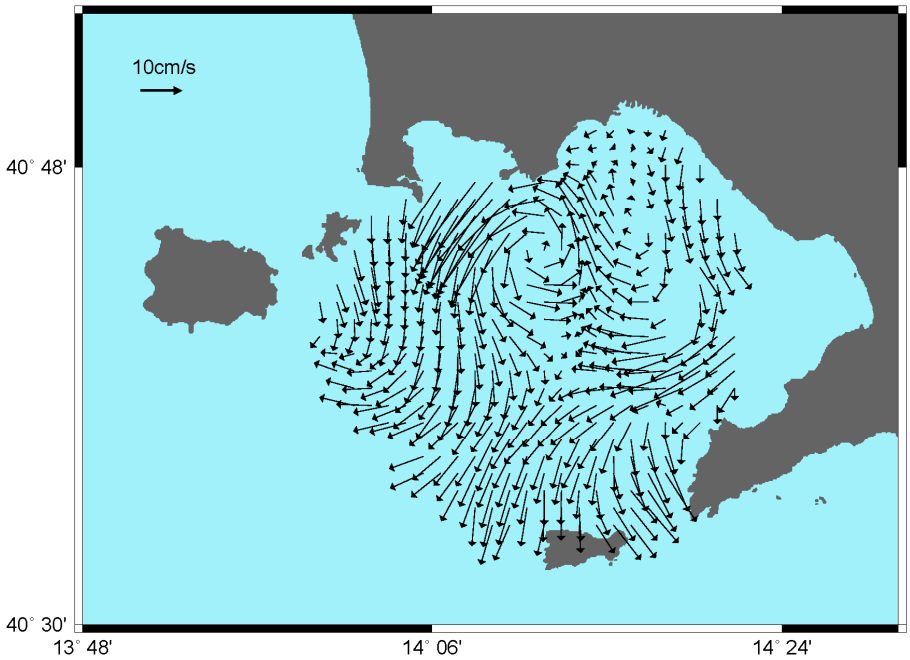


Fig. 9 - Surface circulation in the Gulf of Naples observed on February 3-4, 2005.

4. FUTURE WORK

The above results are absolutely preliminary, and the analysis so far carried out on the first collected data is just of qualitative character.

The major effort in this first phase of the experimental activity has been devoted to the data management issues; if the great quantity of collected data represents an extraordinary source of information, continuosly updated, on the other hand it requires a great deal of work in order to make it readily accessible. The upcoming work phases will deal with data calibration and validation. The latter is typically carried out by comparison between radar and (lagrangian and/or eulerian) currentmeter data. For the Gulf of Naples we have created monthly time series in the grid points characterized by the highest data density. These time series will be analysed in terms of power spectra, to

sort out the major sources of variability and the typical time scales of the Gulf dynamics, so as to asses the importance of tidal and inertial motions, as well as that of residual currents, and of those features directly connected to the external forcings.

The availability of spatial and temporal high resolution surface current fields may open a series of possible applications besides the study of the dynamics of the circulation in the Gulf per se.

The most interesting applications are related to investigations on environmental vulnerability, and in particular to monitoring the risks induced by the discharge of pollutants within a coastal areas and to studying the dispersion processes of such substances floating at the sea surface. The velocity field provided by the radar measurements can be utilized as a base for the creation of transport and dispersion models for substances of different kinds, such as oil and hydrocarbons, pollutants coming from urban and industrial waste discharges, etc.

Furthermore, the knowledge of surface currents in coastal areas may result useful to look into space and time dependent plankton population dynamics issues, connected to the transport of nutrients and responsible for the movement of larvae, thus affecting the evolution of the coastal system in a broader sense.

Our final goal is to insert this equipment into the framework of an integrated system for the observation, analysis and study of the Gulf of Naples, so as to be able to monitor the environmental quality of such a complex system, as well as to devise, if necessary, mitigation and reclamation strategies in the occasion of episodes of environmental crisis.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors wish to thank Daniela Flocco and Alessandro Mercatini for their assistance in system setup, data collection and processing. The HF radar was purchased by the AMRA Regional Competence Centre in the framework of a project funded by the Campania Region with funds from the European Union (provision 3.16 of P.O.R. Campania).

BIBLIOGRAFIA

Barrick D.E. & Lipa B.J. 1986. An evaluation of least-squares and closed-form dual-angle methods for CODAR surface-current applications. *IEEE J. of Oceanic Engr.*, OE-11: 322-326.

Barrick D.E., Evans M.W. & Weber B.L. 1977. Ocean surface currents mapped by radar. *Science*, 198: 138-144.

Crombie D.D. 1955. Doppler spectrum of sea echo at 13.56 Mc/s. *Nature*, 175(4449): 681-682.

De Maio M., Moretti E., Sansone G., Spezie M. & Vultaggio M. 1983. Dinamica delle acque del Golfo di Napoli e adiacenze risultati ottenuti dal 1977 al 1981. *Annali dell'Istituto Universitario Navale*, LI: 3-58.

Gravili D., Napoletano E. & Pierini S. 2001. Barotropic aspects of the dynamics of the Gulf of Naples. *Continental Shelf Research*, 21: 455-471.

Moretti M., Sansone E., Spezie G., Vultaggio M. & De Maio A. 1977. Alcuni aspetti del movimento delle acque del Golfo di Napoli. *Annali dell'Istituto Universitario Navale*, XLVI: 207-217.

Paduan J.D. & Rosenfeld L.K. 1996. Remotely sensed surface currents in Monterey Bay from shore-based HF radar (CODAR). *J. Geophys. Res.*, 101, C9, 20,669-20,686.

Ricevuto 15 febbraio 2006; revisionato 13 dicembre 2006; accettato 5 febbraio 2007

Lavoro presentato al 2° Incontro dei Dottorandi in Scienze dei Sistemi Acquatici – Bertinoro, 7-9 novembre 2005

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 18, pp. 89 - 99, maggio 2007

PRIMI RISULTATI DELL'APPLICAZIONE DEL MODELLO GOTM IN UNA AREA COSTIERA DEL GOLFO DI NAPOLI

Tiziana PELUSO[1,2], Giorgio BUDILLON[2]

[1]Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia Marina,
Università degli Studi di Messina
[2]Dipartimento di Scienze per l'Ambiente (DiSAm),
Università degli Studi di Napoli Parthenope

ABSTRACT

Preliminar results of GOTM application in the coastal area of Gulf of Naples

GOTM is the acronym for General Ocean Turbulence Model. It is a one-dimensional water column model for the most important hydrodynamic and thermodynamic processes related to vertical mixing in natural waters. The core of the model computes solutions for the one-dimensional versions of the transport equations of momentum, salt and heat (Burchard *et al.*, 1999). This paper describes an application of GOTM in a coastal area, in the Gulf of Naples and is based on a comparison between real data measured from a coastal monitoring buoy in March 2003 and those supplied from the model.

RIASSUNTO

Il GOTM (General Ocean Turbulence Model) è un modello oceanografico di mixed layer in cui sono descritti i diversi processi dinamici e termodinamici attraverso la risoluzione delle equazioni fondamentali che descrivono la dinamica degli strati superficiali dell'oceano. In questo lavoro viene descritta un'applicazione del GOTM nell'area costiera del Golfo di Napoli forzata con i dati meteorologici misurati da strumentazione collocata su una boa oceanografica nell'area di studio. Successivamente è stato effettuato un confronto tra i dati oceanografici misurati dalla stessa boa oceanografica in Marzo 2003 e quelli forniti dal modello.

1. GENERAL OCEAN TURBULENCE MODEL

Uno dei classici obiettivi dei modelli matematici in oceanografia è la determinazione delle caratteristiche termoaline e dei campi di velocità a causa del loro effetto sul clima, sugli organismi marini e sulla circolazione generale.

In particolare il modello GOTM è un modello oceanografico in cui sono descritti i diversi processi dinamici e termodinamici attraverso la risoluzione delle equazioni

fondamentali che descrivono la dinamica degli strati superficiali dell'oceano. In questi modelli si trascura la componente avvettiva orizzontale; ciò consente di ignorare dal trattamento matematico le derivate orizzontali delle equazioni che descrivono la dinamica di questo strato (Niiler & Kraus, 1977).

L'evoluzione dello strato rimescolato può essere descritta attraverso un insieme d'equazioni del moto, della temperatura e della salinità.

In particolare, le equazioni del moto si esprimono come:

$$\frac{du}{dt} = D_u - \frac{1}{\rho}\frac{\delta p}{\delta x} + fv \quad (1)$$

$$\frac{dv}{dt} = D_v - \frac{1}{\rho}\frac{\delta p}{\delta y} - fu \quad (2)$$

Dove $\frac{d}{dt} = \frac{\delta}{\delta t} + u\frac{\delta}{\delta x} + v\frac{\delta}{\delta y} + w\frac{\delta}{\delta z}$ denotano le derivate delle componenti u e v della velocità lungo gli assi x e y, mentre w è quella relativa all'asse z. Nel secondo membro la quantità D_u e D_v rappresentano la somma dei termini dovuti ai fenomeni di trasporto turbolento e viscoso, che possono essere espressi come:

$$D_u = \frac{\delta}{\delta z}((\nu_t + \nu)\frac{\delta u}{\delta z}) \quad (3)$$

$$D_v = \frac{\delta}{\delta z}((\nu_t + \nu)\frac{\delta v}{\delta z}) \quad (4)$$

In tali equazioni, ν_t rappresenta il coefficiente di viscosità turbolenta e ν = 1,3* 10^{-6} m^2 s^{-1} è il coefficiente di viscosità molecolare.

L'equazione della temperatura è espressa come:

$$\frac{\delta \bar{T}}{\delta t} + \frac{\delta}{\delta z}\bar{w'}\bar{T'} = -\frac{1}{\rho c}\frac{\delta I}{\delta z} \quad (5)$$

in cui, $\bar{T}$ = temperatura, ρ = densità, c = calore specifico, $\bar{T'}$ = fluttuazioni di temperatura e I = penetrazione della radiazione solare. L'ultimo termine dell'equazione 5 indica l'assorbimento della radiazione solare con la profondità.

L'equazione per la salinità S è:

$$\frac{\delta \bar{S}}{\delta t} + \frac{\delta}{\delta z} \bar{w}' \bar{S}' = 0 \quad (6)$$

trascurando evaporazione e precipitazione in quanto il periodo di simulazione considerato è limitato nel tempo.

2. FORZANTI ATMOSFERICI

Per come è stato progettato e realizzato il GOTM è un potente strumento per lo studio dell'evoluzione degli strati superficiali dell'oceano ed in particolare dell'evoluzione del termoclino superficiale.

I processi che modificano la struttura del termoclino possono avere diverse origine (dinamiche e termodinamiche); in prima approssimazione è però possibile considerare le interazioni dirette con l'atmosfera, per questo motivo è necessario forzare il modello con lo stress del vento e i flussi di calore; entrambi i termini sono calcolati all'interno del GOTM da un modulo specifico denominato "air-sea module".

2.1. Stress del vento

La determinazione dello stress che il vento esercita sulla superficie del mare è di fondamentale importanza per determinare le condizioni al contorno per le equazioni che definiscono il campo di moto.

Nella parametrizzazione utilizzata dal GOTM lo stress del vento è calcolato dai dati di velocità del vento a 10 m di altitudine utilizzando l'espressione:

$$\vec{\tau}_w = C_d \rho \vec{W} \left| \vec{W} \right| \quad (7)$$

dove $\vec{\tau}$ (Nm^{-2}) è il vettore dello stress del vento, ρ (kg m^{-3}) la densità dell'aria, $\vec{W}$ (ms^{-1}) è il vettore della velocità del vento e C_d è il coefficiente di drag.

2.2. Flussi di calore

Il flusso di calore totale (Wm^{-2}) scambiato all'interfaccia aria-mare per unità di superficie è suddiviso in due componenti, la radiazione ad onda corta emessa dal sole e il flusso di calore netto superficiale:

$$Q_{Net} = Q_B + Q_E + Q_H \quad (8)$$

Q_{Net} è calcolato come la somma della radiazione ad onda lunga Q_B del flusso di calore latente Q_E e di calore sensibile Q_H.

Questa separazione è richiesta perché il modello considera il flusso di calore netto come condizione al contorno alla superficie, mentre la radiazione ad onda corta proveniente dal sole, che viene in parte trasmessa nella colonna d'acqua, rappresenta

una sorgente di calore importante all'interno dello strato rimescolato (Paulson & Simpson, 1977).

I parametri necessari per il calcolo dei flussi di calore sono la velocità del vento (ms^{-1}), la temperatura dell'aria (°C), la pressione atmosferica (hPa), l'umidità relativa (%) e la copertura nuvolosa (%). Essi vengono calcolati attraverso le formule di Kondo (1975).

2.2.1. Radiazione ad onda lunga

Il flusso netto di radiazione ad onda lunga aumenta con la temperatura superficiale dell'acqua (SST) e diminuisce all'aumento dell'umidità dell'aria, della copertura nuvolosa e della temperatura dell'aria. L'espressione utilizzata (Clark *et al.*, 1974) per la sua definizione è:

$$Q_B = \varepsilon\sigma\left[T_S^4\left(0.39 - 0.05\sqrt{e_a}\right)\left(1 - 0.8C^2\right) + 4T_S^3\left(T_S - T_{AIR}\right)\right] \quad (9)$$

ε è il coefficiente d'emissività dell'acqua, posto uguale a 0,97, σ è la costante di Stephan-Boltzmann, il cui valore è di $5{,}67*10^{-8}Wm^{-2}K^{-4}$; C è la copertura nuvolosa, e_a è la pressione di vapore e T_S e T_{AIR} sono rispettivamente la temperatura del mare e dell'aria (°C).

2.2.2. Calore sensibile

Il calore sensibile è trasferito dall'oceano all'atmosfera e viceversa in relazione alle differenze di temperatura tra due sistemi. La formula utilizzata per stimare il flusso di calore sensibile è (Large & Pond, 1982):

$$Q_H = c_{hd} C_{P_{AIR}} \rho_{AIR} W \left(SST - T_{AIR}\right) \quad (10)$$

Dove c_{hd} è un coefficiente empirico di trasferimento di calore, ρ_{air} è la densità dell'aria, $C_{P_{air}}$ è il calore specifico, W è la velocità del vento a 10 m di altezza, T_{AIR} è la temperatura dell'aria e SST è la temperatura superficiale del mare.

2.2.3. Calore latente

La formula utilizzata per il calcolo del calore latente (Large & Pond, 1982) è espressa da:

$$Q_E = c_{hd} L \rho_{AIR} W \left(q_s - q_a\right) \quad (11)$$

dove c_{hd} è il coefficiente di trasferimento del calore latente, ρ_{air} è la densità dell'aria, q_s è l'umidità specifica di saturazione, q_a è il valore istantaneo dell'umidità specifica e L è il calore latente di vaporizzazione dell'acqua calcolato in funzione della temperatura superficiale del mare (SST) dalla seguente espressione: $L=(2{,}5-0{,}00234*SST)10^{-6}$.

Generalmente, l'effetto di questi tre processi è una perdita netta di calore dal mare verso l'atmosfera.

2.2.4. Radiazione ad onda corta

La radiazione ad onda corta emessa dal sole rappresenta la più importante risorsa di calore dell'oceano.

La formula per la radiazione ad onda corta utilizzata è quella di Rosati & Miyakoda (1988) che hanno adattato il lavoro di Reed (1977) e di Simpson & Paulson (1999):

$$Q_S = Q_{TOT}(1 - 0.62C + 0.0019\beta)(1 - \alpha) \quad (12)$$

Dove C è la copertura nuvolosa, β è l'altezza del sole a mezzogiorno espressa in gradi, e α è l'albedo della superficie oceanica. L'albedo è stata calcolata in funzione dell'angolo zenitale solare. Q_{TOT} è definito da:

$$Q_{TOT} = Q_{DIR} + Q_{DIFF} = Q_0 \tau^{\sec z} + \left[\frac{(1 - A_a)Q_0 - Q_0 \tau^{\sec z}}{2} \right] \quad (13)$$

dove Q_{DIR} è la radiazione solare diretta, Q_{DIFF} è la radiazione diffusa, Q_0 è la radiazione al top dell'atmosfera, τ è il coefficiente di trasmissione dell'atmosfera che attenua la radiazione diretta, A è l'assorbimento dovuto al vapor d'acqua e all'ozono e z è l'angolozenitale.

3. MISURE

Per validare un modello matematico numerico, è ovviamente necessario confrontare le simulazioni che esso fornisce con dati reali. Per questo motivo si è deciso di validare il modello utilizzando un set continuo di dati reali misurati dalla CMB (Coastal Monitoring Buoy) situata nell'area costiera del Golfo di Napoli (Fig. 1).

Questa boa possiede un'unità sensoristica composta di due parti: una emersa comprendente sensori meteorologici ed una sommersa comprendente quelli oceanografici. Nella configurazione adottata tutti i parametri sono stati memorizzati mediando le misure acquisite su un intervallo di 10 minuti.

La parte meteorologica è composta dai sensori di velocità del vento, temperatura, umidità e pressione dell'aria.

La parte sommersa è invece composta di due correntometri Doppler posizionati a 1 e 18 metri di profondità, tre sensori di temperatura posti a 1, 3 e 18 metri di profondità e due sensori riferiti rispettivamente alla conducibilità e all'ossigeno disciolto, posti su di un disco alla profondità di 3 metri.

4. SIMULAZIONI

Sono state effettuate 4 simulazioni in cui sono stati variati i tempi di rilassamento come mostrato dalla Tabella 1:

Tab. 1 - Scelta dei tempi di rilassamento, l'assenza del valore indica che non c'è rilassamento.

GOTM1	-
GOTM2	2 gg
GOTM3	6 gg
GOTM4	15 gg

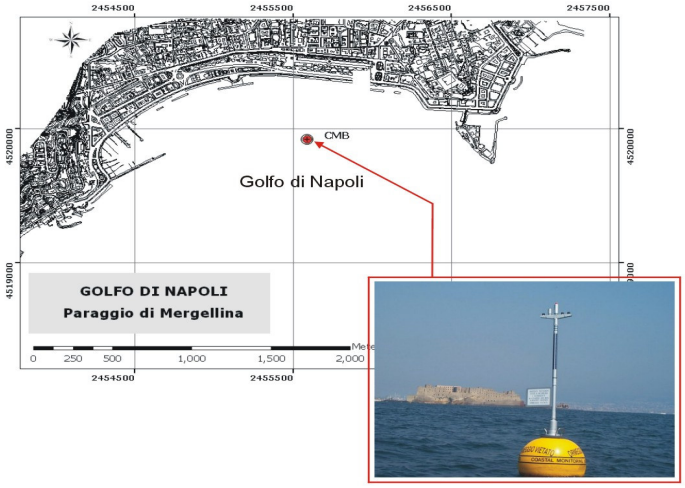


Fig. 1 - Coastal Monitoring Buoy (CMB).

Per queste simulazioni sono stati utilizzati i dati meteorologici misurati dalla CMB nel periodo 1-30 marzo 2003 e per la validazione sono stati utilizzati i dati oceanografici acquisiti dalla boa stessa.

Il tempo di rilassamento è incluso nelle equazioni del moto, della temperatura e della salinità utilizzate dal GOTM. Esso è definito come:

$$\frac{1}{\tau_R(g)} = (g - g_{obs}) \quad (14)$$

in cui il termine g denota i valori della variabile simulata e g_{obs} il valore osservato. Attraverso questo termine è possibile "rilassare", con un tempo τ_R, i valori simulati verso quelli osservati.

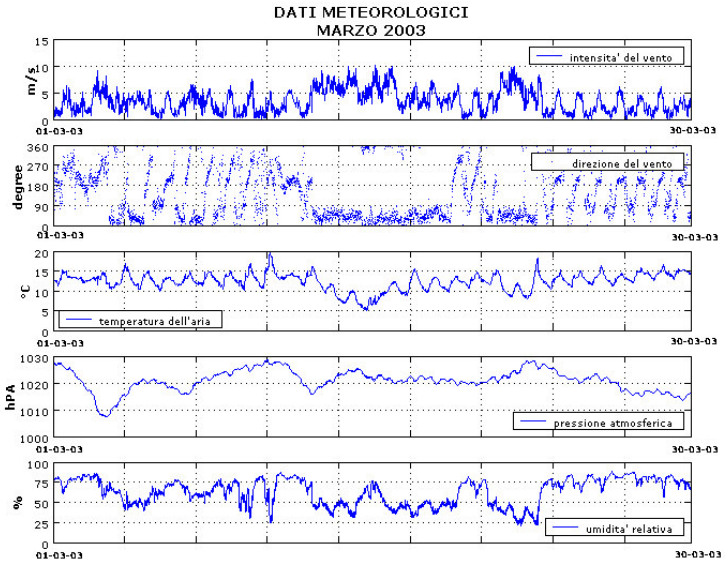


Fig. 2 - Condizioni meteorologiche (1-30 marzo 2003).

In questa prima analisi, quindi, è stato deciso di confrontare i dati reali della boa con i diversi output forniti dal modello in modo da stabilire quale è il tempo di rilassamento più adatto ad una zona costiera. Nella Figura 3 sono rappresentati gli andamenti della temperatura superficiale, a 3 e a 18 m di profondità misurata dalla CMB e simulata del modello. Com'è possibile notare, confrontando questo grafico con la Figura 4 in cui è rappresentata la variazione di ΔT tra i dati reali e quelli simulati, la simulazione migliore è quella con un tempo di rilassamento pari a 2 gg (GOTM2).

La simulazione GOTM2 evidenzia la correlazione minore dei vari esperimenti, ma ha ΔT inferiore e una buona deviazione standard rispetto alle altre (Tab. 2). Attraverso i grafici profondità-tempo di Figura 5, 6 e 7 è possibile confrontare la variazione della temperatura e del ΔT con la profondità sia per la CMB che per il GOTM2. La correlazione tra i dati reali e la simulazione rimane piuttosto alta anche a profondità maggiori in cui si riscontravano alcune discordanze.

4. CONCLUSIONI

Il risultato della simulazione modellistica è ovviamente affetto da un certo grado d'incertezza dovuta alla concomitanza di diversi fattori tra i quali, l'incertezza intrinseca del modello dovuta all'impossibilità di descrivere correttamente tutti i fenomeni fisici reali, la sensibile dipendenza dalle condizioni iniziali e l'incertezza dovuta all'impossibilità di disporre di misure prive d'errore. È necessario quindi riuscire a stabilire l'affidabilità del modello, limitando il suo grado d'incertezza, attraverso esperimenti mirati al confronto tra uno scenario simulato e uno reale.

In questo lavoro, quindi, è stato simulato il comportamento termoalino della colonna d'acqua in una zona costiera del Golfo di Napoli forzandola con dati meteorologici acquisiti da una boa meteo-oceanografica. La bontà della simulazione è stata esaminata confrontando i dati oceanografici simulati con quelli acquisiti dalla boa stessa ottenendo risultati soddisfacenti.

Tab. 2 - Coefficiente di correlazione, ΔT e deviazione standard delle 4 simulazioni.

	R	**ΔT**	**D.S.**
	0.89	-0.70	0.24
GOTM1	0.82	-0.67	0.30
	-0.62	-0.42	0.31
	0.64	-0.14	0.18
GOTM2	0.84	-0.11	0.15
	0.64	-0.07	0.12
	0.63	-0.30	0.13
GOTM3	0.90	-0.27	0.14
	0.62	-0.14	0.11
	0.94	-0.46	0.14
GOTM4	0.90	-0.42	0.18
	-0.00	-0.23	0.16

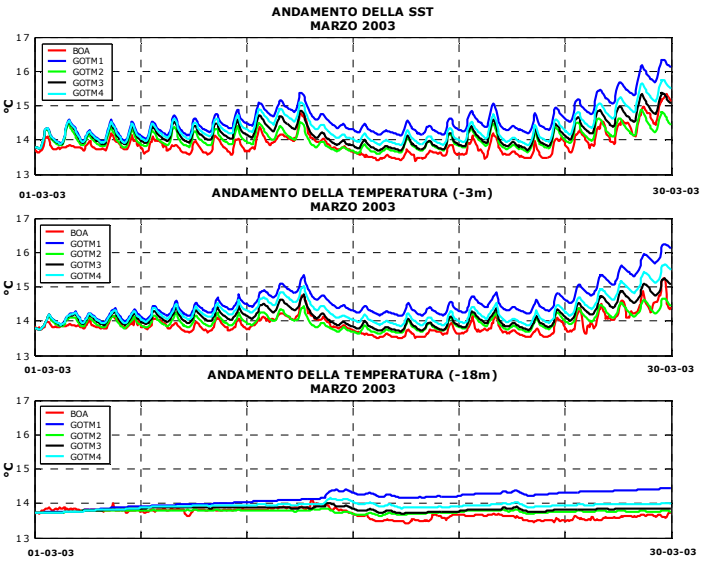


Fig. 3 - Andamenti della temperatura superficiale (SST), a 3 m e a 18 m di profondità.

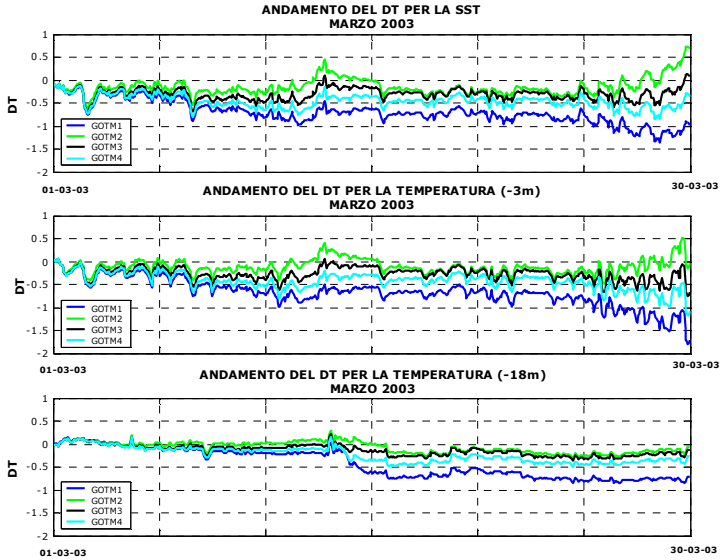


Fig. 4 - Andamenti del ΔT della temperatura superficiale (SST), a 3 m e a 18 m di profondità.

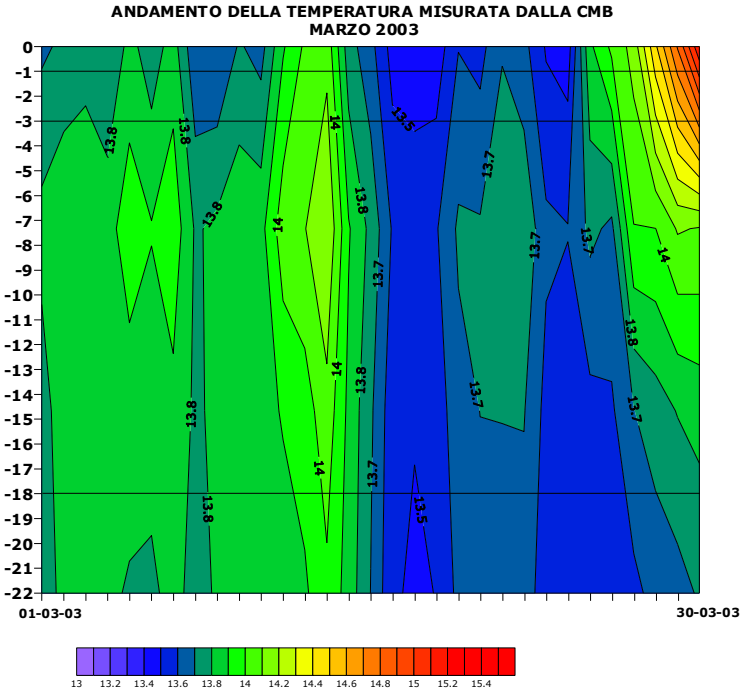


Fig. 5 - Contour map della temperatura misurata dalla CMB (1-30 marzo 2003).

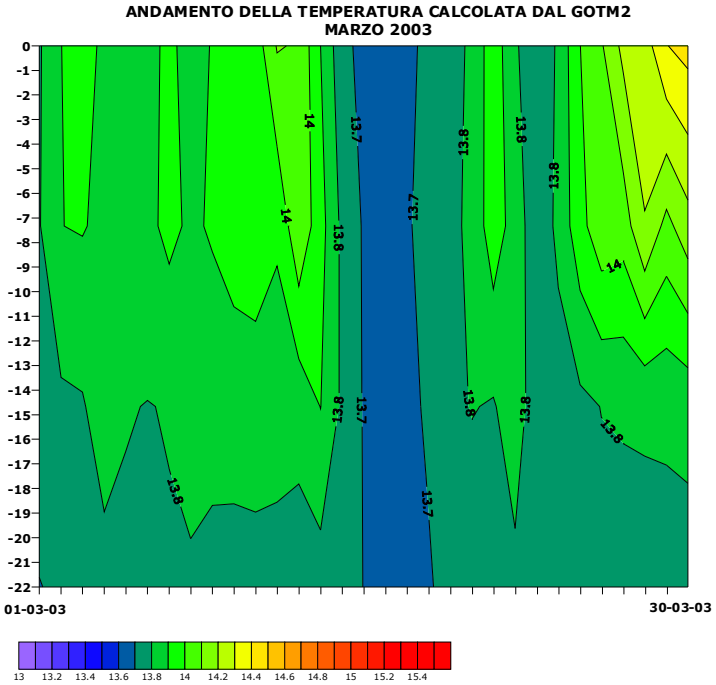


Fig. 6 - Contour map della temperatura calcolata dal GOTM (1-30 marzo 2003).

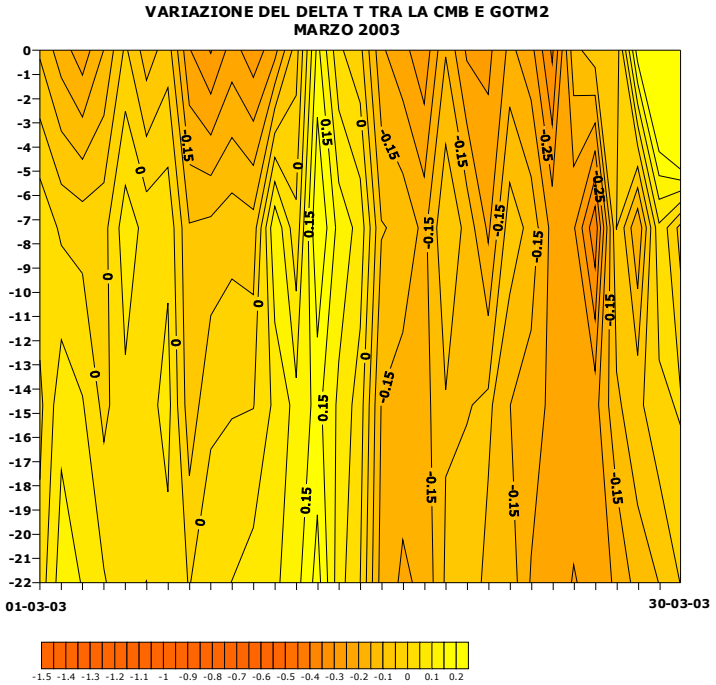


Fig. 7 - Contour map del ΔT della temperatura effettivamente misurata dalla CMB e della temperatura simulata dal GOTM (1-30 marzo 2003).

BIBLIOGRAFIA

Burchard H., Bolding K. & Umlauf L. 1999. GOTM Sourcecode and Test Documentation. www.gotm.net

Clark N.E., Eber L., Laurs R.M., Renner J.A. & Saur J.F.T. 1974. Heat exchange between ocean and atmosphere in the Eastern North Pacific for 1961-1971. *Tech. Rep. NMFS SSRF-682, NOAA, U.S. Dept. of Commerce*, Washington, D.C.

Kondo J. 1975. Air-sea bulk transfer coefficients in diabatic condition. *Bound. Layer Meteor.*, 9: 91-112.

Large W.G. & Pond S. 1982. Sensible and Latent Heat Flux Measurements over the Ocean. *J. Phy. Oceanogr.*, 12(5): 464-482.

Niiler P.P & Kraus E.B. 1977. One-dimensional models of the upper ocean. In: *Modelling and Prediction of the Upper Layers of the Ocean* (Kraus E.B., Ed.). Pergamon, Tarrytown, N.Y., 143: 172.

Paulson C.A. & Simpson J.J. 1977. Irradiance measurements in the upper ocean. *J. Phys. Oceanogr.*, 7: 952-956.

Reed R.K. 1977. On Esimating Insolation over the Ocean. *J. Phys. Oceanogr.*, 7: 482-485.

Rosati A. & Miyakoda K. 1988. A general circulation model for upper ocean simulation. *J. Phys. Oceanogr.*, 18: 1601-1626.

Simpson J.J. & Paulson C.A. 1999. Mid-ocean observation of atmosphere radiation. *Quart. J. Roy. Meteor. Soc.*, 105: 487-502.

Ricevuto 14 febbraio 2006; revisionato 23 ottobre 2006; accettato 27 novembre 2006

Lavoro presentato al 2° Incontro dei Dottorandi in Scienze dei Sistemi Acquatici – Bertinoro, 7-9 novembre 2005

Atti Associazione Italiana Oceanologia Limnologia, 18, pp. 101 - 107, maggio 2007

ANALISI DELLA DIETA OTTIMALE DI TRE OTTOCORALLI MEDITERRANEI IN AMBIENTE CONTROLLATO

Monica PREVIATI

Dipartimento di Scienze del Mare, Università Politecnica delle Marche
Dipartimento per lo Studio del Territorio e delle sue Risorse (Dip.Te.Ris.),
Università di Genova

ABSTRACT

The optimal diet of Mediterranean octocorals in a controlled environment

Colonial shallow-water gorgonians are a common component of the rocky benthic communities of the Mediterranean and may play a significant role in the energy transfer processes between planktonic and benthic communities. They are sospensivorous but despite the numerous surveys, the feeding and the species-specificity of diets are not known in detail.

The aim of this plan is to characterize the optimal diet of three Mediterranean octocorals (*Paramuricea clavata*, *Eunicella singularis*, *Eunicella verrucosa*) in aquarium, comparing the feeding activity using three different foods (mixture of green seaweeds *Nanochloropsis* sp. and *Thetraselmis suecica*, chopped flake and nauplii of *Artemia salina*).

RIASSUNTO

Le gorgonie rappresentano un elemento caratterizzante la biocenosi coralligena e ricoprono un importante ruolo ecologico nel trasferimento di energia dal comparto planctonico a quello bentonico.

Scopo del presente lavoro è quello di caratterizzare la dieta ottimale di tre ottocoralli mediterranei (*Paramuricea clavata*, *Eunicella singularis*, *Eunicella verrucosa*) in condizioni sperimentali, analizzando le modalità di uptake su tre tipi di alimenti tipicamente usati in acquariologia: *Artemia salina*, macinato organico e sospensione di cellule algali.

1. INTRODUZIONE

Gli Cnidari sono tra gli animali più rappresentativi delle comunità bentoniche mediterranee e svolgono un'importante funzione nel trasferimento di energia dall'ambiente pelagico a quello bentonico (Gili & Coma, 1998). Si nutrono principalmente di uova di copepodi e nauplii (256-345 µm), anche se sono capaci di

acquisire materia organica disciolta, come muco e particellato amorfo. Solo in pochi casi è stata documentata la cattura di organismi zooplantonici (Lasker, 1981; Coma *et al.*, 1994; Tsounis *et al.*, 2005) ed è opinione diffusa che le gorgonie abbiano una ridotta capacità di catturare prede vagili a causa della bassa densità di cnidocisti (Piraino & Cicogna, 1997).

Il presente lavoro fa parte di un progetto più vasto che mira a caratterizzare la dieta di 6 ottocoralli mediterranei (*Paramuricea clavata*, *Eunicella singularis*, *Eunicella verrucosa*, *Eunicella cavolinii*, *Leptogorgia sarmentosa* e *Corallium rubrum*) per chiarire ed ampliare le conoscenze sulla loro biologia, essendo organismi del benthos spesso coinvolti da gravi fenomeni di mortalità massiva, per meglio predisporre eventuali piani di tutela e garantire il mantenimento della biodiversità.

In particolare nel presente lavoro vengono indicate le dieta di 3 ottocoralli mediterranei (*Paramuricea clavata*, *Eunicella singularis*, *Eunicella verrucosa*) in ambiente controllato, precisando quale tra le tre strategie alimentari da noi proposte (miscela di alghe verdi *Nanochloropsis* sp. e *Thetraselmis suecica*, macinato di flake oppure nauplii di *Artemia salina*) siano preferite.

2. MATERIALI E METODI

I prelievi sono stati effettuati nell'Area Marina Protetta del Promontorio di Portofino (Punta dell'indiano e Punta del faro), ad una profondità compresa tra i 20 ed i 32 m.

Per ogni specie sono stati raccolti dalla porzione apicale di colonie adulte 60 rami di 5 cm incollati su provette Eppendorf e disposti in griglie sul fondo di 3 vasche (26,5x60x22cm) con capacità 15 l e ripescaggio nelle vasche del sistema A della parte curatoriale dell'Acquario di Genova. Altre 3 vasche vuote sono state allestite per il controllo.

I diversi tipi di alimento (macinato di flake sciolto in acqua e setacciato a 390 µm della dimensione di 50/300 µm nella vasca A, 500 ml di miscela di *Nanochloropsis* sp. e *Thetraselmis suecica* con densità 106 cellule ml^{-1} nella vasca B e 1000 ml di *Artemia salina* con concentrazione media di 57 nauplii ml^{-1} nella vasca C) sono stati somministrati sempre alla stessa ora e sempre nelle stesse quantità, per 30 giorni consecutivi.

La valutazione del tasso di crescita è stata effettuata fotografando ogni colonia all'inizio e alla fine dell'esperimento (intervallo di due mesi) ed analizzando successivamente l'immagine con il programma computerizzato Image J. I tassi di crescita sono stati confrontati mediante tabella di contingenza.

Per valutare il quantitativo di flake e di miscela algale consumati sono stati effettuati 5 prelievi di 500 ml, il primo subito dopo la somministrazione di cibo, gli altri ogni ora per quattro ore, questo sia per le vasche da analizzare che per le vasche di controllo. Per le alghe è stata analizzata la concentrazione di Chl *a* misurando la densità ottica spettrofluorimetrica (Lazzara *et al.*, 1990), mentre la valutazione del flake è stata condotta utilizzando la metodologia gravimetrica riportata da Strickland & Parsons (1972).

Per *A. salina* sono stati invece effettuati due prelievi da 250 ml sempre ogni ora per 5 ore, e per ogni prelievo è stato contato al microscopio ottico (Cambridge Instruments) il numero di nauplii presenti in 1 ml di acqua.

3. RISULTATI

Le osservazioni sulla crescita non hanno dato risultati significativi ($\chi 2 = 0{,}96161$, n.s.). I tassi ottenuti però possono fornire un'indicazione sull'alimento più idoneo al mantenimento specie specifico in ambiente controllato. In base al tasso di crescita massimo raggiunto, *A. salina* appare l'alimento più indicato per il mantenimento in ambiente controllato di *P. clavata* mentre la mistura di alghe appare quella meno indicata tranne nel caso di *E. singularis* (Fig. 1).

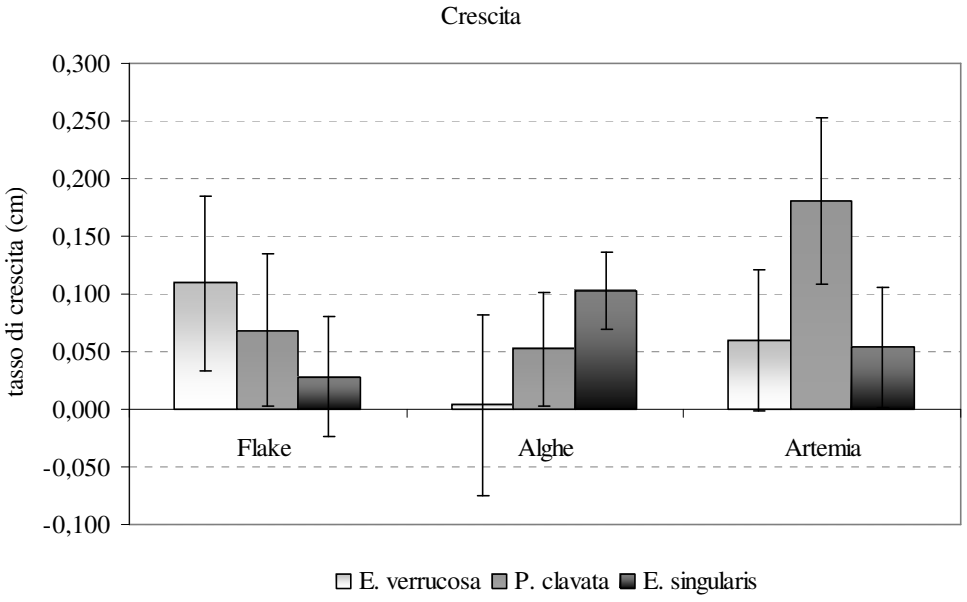


Fig. 1 - Tassi di crescita di *E. verrucosa*, *P. clavata* e *E. singularis* in base agli alimenti somministrati. Le barre di errore si riferiscono all'errore standard.

I risultati preliminari ottenuti nelle vasche di *A. salina* e della mistura algale mostrano un andamento costante del controllo che sembra indicare la buona riuscita delle metodologie applicate (Fig. 2 e 3).

Il flake, invece, data la sua natura particellata, è maggiormente soggetto a gravità, mostrando un decadimento nelle prime due ore di esperimento. Nonostante infatti l'immissione d'aria tramite pietre porose poste alla base delle vasche, il cibo si è in parte depositato sul fondo. L'analisi quantitativa nelle ultime due ore di esperimento

però ci permette di ipotizzare una preferenza, soprattutto di *P. clavata*, per il flake mentre *E. singularis* non sembra mostrare nessuna attività alimentare. L'alimento infatti ha un andamento identico a quello del controllo (Fig. 4).

A. salina è risultato un cibo adatto all'alimentazione dei gorgonacei in ambiente controllato. Infatti sia *P. clavata* che *E. verrucosa* mostrano attività alimentari nei confronti di questo cibo, mentre *E. singularis* sembra alimentarsi ma in quantità molto ridotte (Fig. 2).

La miscela di alghe verdi non si è rivelata un buon cibo per l'ambiente controllato. Non solo infatti favorisce la comparsa di alghe sulle superfici della vasca ma inoltre non si sono osservate attività alimentari né da parte di *P. clavata* né da parte di *E. verrucosa*. *E. singularis* invece sembra approfittare dell'abbondante presenza di alghe verdi (Fig. 3).

4. DISCUSSIONI E CONCLUSIONI

I valori negativi di crescita riscontrati nel corso dell'esperimento in base ai diversi tipi di alimentazione chiariscono come non sia facile il mantenimento in ambiente controllato di specie bentoniche come i gorgonacei. Da una prima analisi *Artemia salina* risulta l'alimento più adatto al mantenimento delle specie in vasca riducendo la formazione di organismi infestanti. Il flake invece tende ad accumularsi sul fondo creando un ambiente idoneo allo sviluppo di forme di resistenza. Nemmeno la mistura di *Nanochloropsis* sp. e *T. suecica* sembra dare buoni risultati provocando la formazione di ricoprimenti algali sulle pareti delle vasche.

Le analisi preliminari sui dati di alimentazione hanno mostrato caratteristiche comportamentali dei gorgonacei del tutto inattese. Essi sono sempre stati considerati dei predatori, quindi prevalentemente carnivori, anche se in grado di alimentarsi assorbendo sostanza organica disciolta dalla colonna d'acqua. Il fatto che *P. clavata* mostri una preferenza per il flake potrebbe trovare conferma nella forte influenza che le variazioni stagionali planctoniche hanno sul ciclo della specie (Coma *et al.*, 2000) e potrebbe far supporre una buona capacità di assorbire il materiale disciolto piuttosto che una capacità predatoria. *E. verrucosa* invece mostra un comportamento che potremmo definire predatorio, alimentandosi preferenzialmente di *A. salina* mentre la chiara predilezione di *E. singularis* per la mistura di alghe potrebbe essere spiegato almeno in parte con la presenza di alghe unicellulari simbionti.

Senza dubbio i risultati ottenuti ci fanno notare come sia importante innanzitutto una conferma dei risultati anche in ambiente naturale ed, eventualmente, una nuova interpretazione del ruolo ecologico di questi organismi nel catene trofiche plancton-benthos.

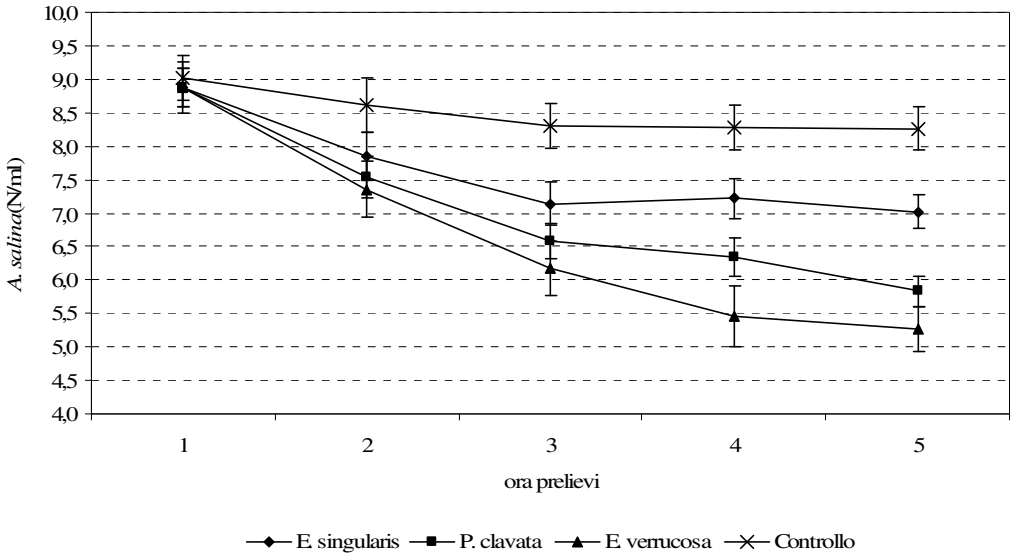


Fig. 2 - Analisi quantitativa di *Artemia salina* durante le cinque ore di esperimento sia nella vasca di controllo che in quelle con i campioni.

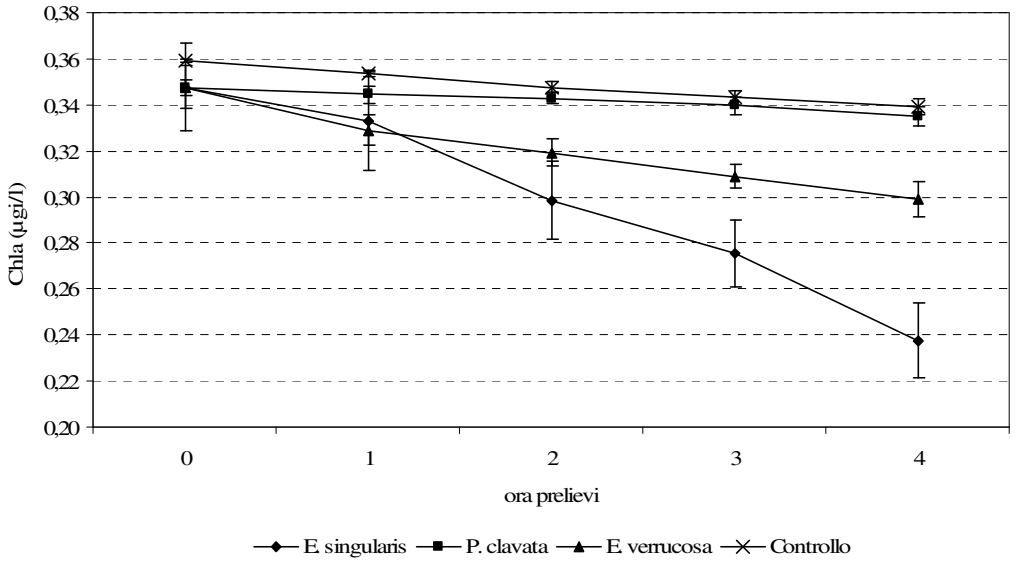


Fig. 3 - Analisi quantitativa di mistura algale durante le cinque ore di esperimento sia nella vasca di controllo che in quelle con i campioni.

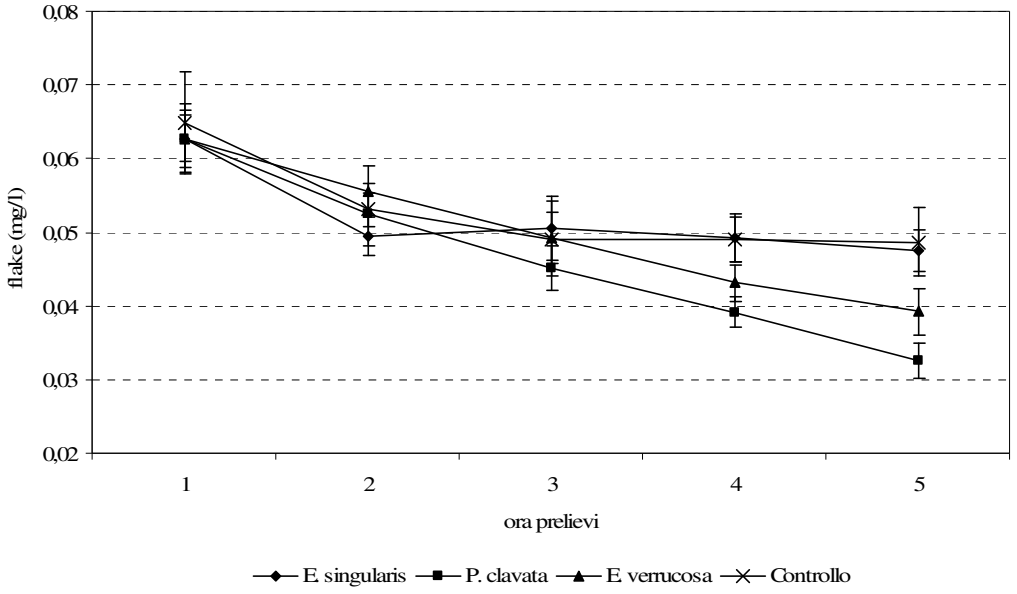


Fig. 4 - Analisi quantitativa del flake durante le cinque ore di esperimento, sia nella vasca di controllo che in quelle con i campioni.

BIBLIOGRAFIA

Coma R., Gili M., Zabala M. & Riera T. 1994. Feeding and prey capture cycles in the aposymbiontic gorgonian *Paramuricea clavata*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 115: 257-270.

Coma R., Ribes M., Gili J.M. & Zabala M. 2000. Seasonality in coastal benthic ecosystems. *Trends Ecol. Evol.*, 15: 448-453.

Gili J.M. & Coma R. 1998. Benthic suspension feeders: their paramount role in littoral marine food webs. *Tend. Ecol. Evol.*, 13: 316-321.

Lazzara L., Bianchi F., Falcucci M., Hull V., Modigh M. & Ribera D'Alcalà M. 1990. *Pigmenti clorofilliani*. In: Nova Thalassia 11. Laboratorio di Biologia Marina sorgenti di aurisina (Innamorati M., Ferrari I., Marino D. & Ribera D'Alcalà M. (a cura di)). Trieste: 207-223.

Lasker H.R. 1981. A comparison of the particulate feeding abilities of three species of Gorgonian soft coral. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 5: 61-67.

Piraino S. & Cicogna F. 1997. Composizione dello cnidoma e dell'alimentazione di *Eunicella cavolinii* e di *Paramuricea clavata*. In: *Biologia e tutela del Corallo rosso e di altri ottocoralli del Mediterraneo*. Ministero per le Politiche Agricole, Roma 1997: 231-251.

Strickland J.D.H. & Parsons T.R. 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Bd. Can.*, Second edition, 167: 311 pp.

Tsounis G., Rossi S., Laudien J., Bramanti L., Fernandez N., Gili J.M. & Arntz W. 2005. Diet and seasonal prey capture rates in the Mediterranean red coral (*Corallium rubrum* L.). *Mar. Biol.*, 149: 313- 325.

Ricevuto 15 febbraio 2006; revisionato29 settembre 2006; accettato 13 febbraio 2007

Lavoro presentato al 2° Incontro dei Dottorandi in Scienze dei Sistemi Acquatici – Bertinoro, 7-9 novembre 2005