

M. LENZI (*), A. COSTA (**), S. GIANNERINI (**)

VARIAZIONI DI DOMINANZA NEI POPOLAMENTI ALGALI DELLA LAGUNA DI ORBETELLO. UN'IPOTESI CHE NE INDIVIDUA LE CAUSE

Riassunto - Nella Laguna di Orbetello si sono verificati negli ultimi anni improvvisi e radicali cambiamenti della vegetazione macroalgale: dalla dominanza di *Gracilaria verrucosa* e *Ulva rigida*, a quella di *Cladophora vagabunda*, e ora nuovamente a quella delle prime due specie. I risultati del contenuto tessutale N e P del fitobenthos raccolto in questa laguna tra il 1994 e il 1996, e il loro rapporto N/P, esprimono condizioni di forte P limitazione. Queste condizioni trovano conferma nel lavoro di altri ricercatori, che per le acque lagunari hanno stimato per il 1995-1996, una media del rapporto DIN/SRP pari a 200. Il sedimento, invece, soprattutto per la scarsa presenza in N, presenta rapporti N/P non sempre limitativi. L'analisi dei dati raccolti fino ad oggi, fa ritenere che la recente condizione di scarsa disponibilità di P possa aver comportato in *C. vagabunda* contenuti in P tessutale al di sotto del valore critico, e che ciò sia la causa della recente scomparsa di questa specie e della sua sostituzione con specie nitrofile non P limitate. La P limitazione viene attribuita all'intensa «aratura» del fondo prodotta dai battelli raccogliialghe, la cui attività è stata fortemente incrementata in regime commissariale della laguna, a partire dal 1993, in seguito ai formidabili sviluppi vegetativi di quella cloroficea. I battelli, infatti, lavorando in acque di circa 1 m di profondità, muovono il sedimento, lo ossidano, e creano le condizioni per l'adsorbimento degli ortofosfati da parte del detrito carbonatico e delle argille.

Parole chiave - C, N, P fitobentonici, lagune, eutrofizzazione, macroalghe e fanerogame marine.

Abstract - *Macroalgae dominance exchange in Orbetello Lagoon. An hypothesis to understand the causes.*

In recent times, Orbetello basin has met several changes in vegetation: from dominance by *Gracilaria verrucosa* and *Ulva rigida* dominance, to *Cladophora vagabunda* and now dominance by the first two species again. Tissue N and P and N/P ratio, in Orbetello Lagoon submerged vegetation, showed P-limitation, between 1994 and 1996. Such conditions have been confirmed by other researchers by a parallel study, concerning soluble nutrients in that basin, while our data do not emphasize conditions of limitation in sediments. The gathered data make us think that the reduction of P tissue, under the critical point of *C. vagabunda* but not *U. rigida*, might be the main cause of the recent change in vegetation, as a consequence of P unavailability. This is an intense «ploughing» by algal harvester boats, whose activity has greatly increased since 1993, in order to control the impressive developments of *C. vagabunda*. Actually, the boats, working in shallow waters (1 m deep), move the substratum, so that the black mud is oxidized, reducing P solubility and pushing up the sediments of carbonates, which adsorb the phosphates the vegetation is deprived of.

Key words - Phytobenthos tissue C, N, P; P-limitation; lagoon; eutrophication; seaweed and seagrass.

INTRODUZIONE

La Laguna di Orbetello, posta lungo la costa Nord del Mar Tirreno (Fig. 1), è costituita da due stagni costieri comunicanti, della estensione complessiva di 2600 ettari e della profondità media di 1 m. Nel corso degli ultimi trenta anni, i popolamenti fitobentonici hanno subito numerosi cambiamenti, passando dalla dominanza delle fanerogame marine, alla dominanza di specie algali, con la riduzione del numero delle specie. L'incremento della eutrofizzazione di questo ambiente costiero è stato ben documentato (Orlando e Mauri, 1976; Lenzi e Angelini, 1984; Caprioli *et al.*, 1989; Bombelli e Lenzi, 1995; Innamorati *et al.*, 1996), ma la dinamica dei blooms macroalgali e le cause del declino e dello sviluppo nella dominanza delle varie specie algali non sono state chiarite. La dominanza di *Gracilaria verrucosa* e di *Ulva rigida*, nel corso degli anni '80, è stata documentata da Lenzi (1984), Lenzi e Bombelli (1985) e da Lenzi e Salvatore (1986). La dominanza da parte di *Chaetomorpha linum*, documentata da Naviglio *et al.* (1988), si verificò a partire dal 1987 e si mantenne fino al 1990, quando *Cladophora vagabunda* produsse crescita formidabili, divenne la specie dominante e, tra il 1991 e il 1994, quasi un popolamento monoxenico (Bombelli e Lenzi, 1995). Recentemente, *G. verrucosa* e *U. rigida* hanno sostituito quella cloroficea, ma non con le densità che queste due specie avevano raggiunto in passato (Lenzi e Mattei, 1998).

L'attività di ricerca da noi intrapresa, di cui questo lavoro riporta i primi risultati, nasce dalla esigenza di comprendere i processi che determinano la caduta o lo sviluppo delle specie fitobentoniche, nella convinzione che tali elementi conoscitivi possano poi essere utilizzati nella gestione di questi ambienti costieri. Il controllo della produzione primaria macroalgale consentirebbe, infatti, di ridurre i rischi dei processi distrofici, gli alti costi sostenuti nella raccolta di quelle masse e i conseguenti problemi del loro smaltimento a terra.

Al fine di conseguire tali risultati, occorrono informazioni sia sui principali fattori forzanti la crescita delle macrofite, quali la concentrazione dei nutrienti disciolti (azoto inorganico disciolto, DIN; fosforo

* Laboratorio di Ecologia Lagunare e Acquacoltura, Orbetello Pesca lagunare s.r.l., via G. Leopardi 9, 58015 Orbetello (GR).

** A.R.P.A.T., Agenzia Regionale per l'Ambiente della Toscana, Dip. di Grosseto, via Fiume 35, 58100 Grosseto.

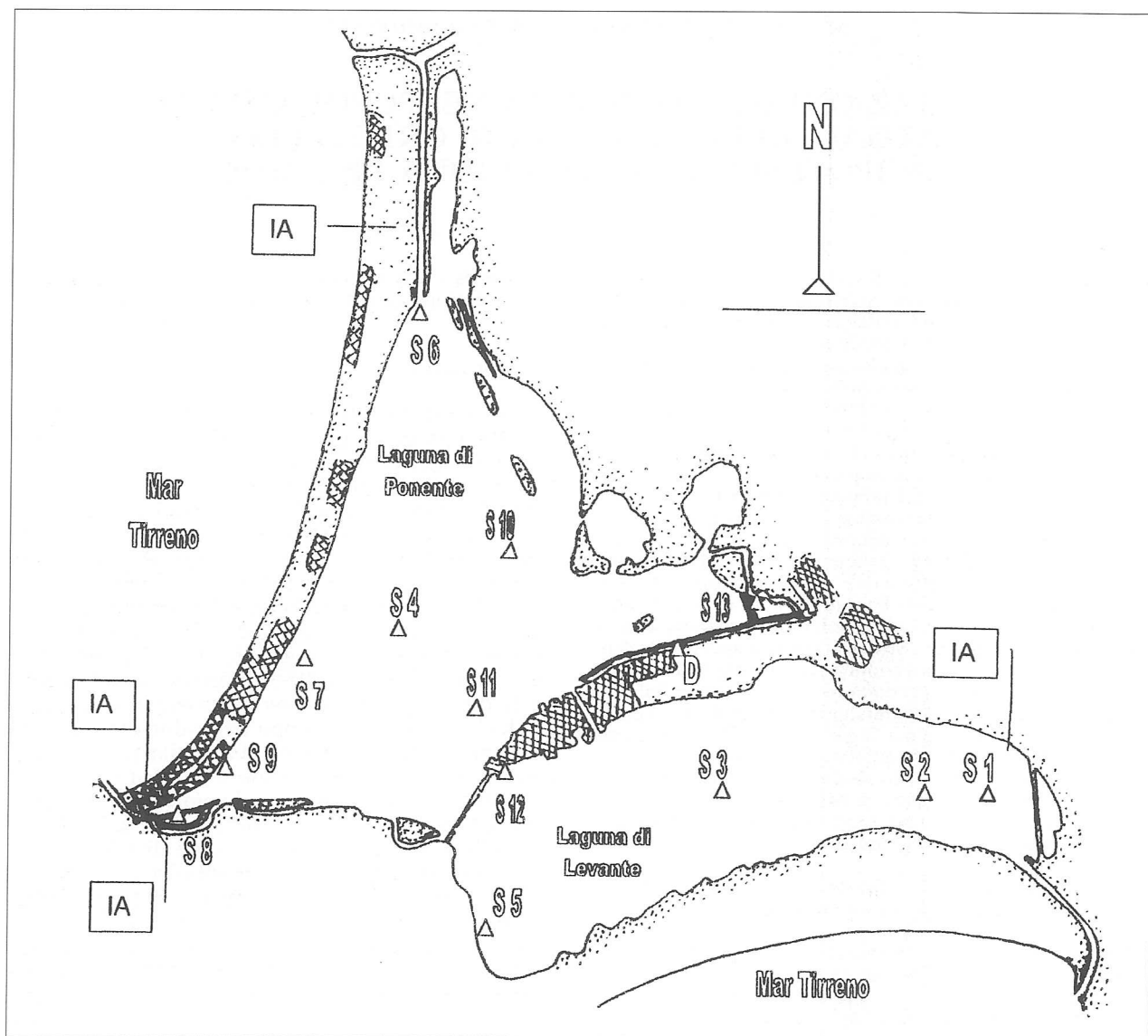


Fig. 1 - Laguna di Orbetello (costa della Toscana Meridionale) IA → reflui delle itticolture intensive; D → reflui della depurazione urbana; S 1-13 stazioni di campionamento; XXXXXX: centri urbani

reattivo solubile, SRP), i nutrienti disponibili nel sedimento, la luce e la temperatura (Kamermand, 1995, 1996), sia sul contenuto dei macronutrienti nei tessuti del fitobenthos. Azoto e fosforo, infatti, possono variare nei tessuti delle specie fitobentoniche non solo in rapporto ai diversi taxa (Faganeli *et al.*, 1986), ma anche in rapporto alla loro differente disponibilità stagionale (Lapointe 1987, 1989), e ai diversi ambienti biogeochimici (Lapointe *et al.*, 1992). A quest'ultimo proposito, gli stagni costieri mediterranei, come quelli di Orbetello, sono caratterizzati da una natura variabile dei sedimenti, in un alternanza tra suoli a prevalenza di detriti carbonatici e silico-clastici. Le argille e i fanghi si trovano prevalentemente nelle aree centrali, più fonde, e nei canali

artificiali, mentre le aree perimetrali di basso fondale sono normalmente più ricche in detrito carbonatico, proveniente dalle conchiglie dei molluschi e dai tubuli del polichete sedentario *Phycopomatus enigmaticus*. Stagni costieri e lagune, inoltre, per loro natura, sono caratterizzati da stretti rapporti tra sedimento e colonna d'acqua, da una variabile e periodica abbondanza di materia organica, e sono fortemente influenzati dalla presenza e attività umane. Questi ultimi fattori complicano oltremodo il quadro della disponibilità nutrizionale.

Con la presente indagine si sono raccolti dati relativi al contenuto di fosforo (P), azoto (N) e carbonio (C) nei tessuti delle macroalghe e delle fanerogame e nei sedimenti, mentre per il trofismo delle acque

(analisi di DIN e SRP) ci si è avvalsi della contemporanea ricerca di Innamorati *et al.* (1996). Abbiamo escluso i fattori illuminazione e temperatura, poiché, almeno in questa prima fase della ricerca, si è postulato che le variazioni e i blooms macrofitici verificatisi nella Laguna di Orbetello, non fossero da attribuire a variazioni di parametri meteo-climatici.

MATERIALI E METODI

Sono stati effettuati campionamenti in 13 stazioni (S1-S13; Fig. 1), tra il giugno 1994 e il giugno 1996, articolati in sette campagne (giugno '94; settembre '94; gennaio '95; febbraio '96; aprile '96; maggio '96; giugno '96). Poiché la ricerca non ha avuto una copertura finanziaria stabile, non è stato possibile condurre le campagne con una regolare frequenza, così, per il 1995, ne è stata condotta una sola; d'altra parte, nell'arco dei tre anni di indagine, si è potuto campionare sia nelle stagioni estreme, sia, soprattutto, in primavera, quando l'attività vegetativa è più intensa. Le tredici stazioni sono state collocate tenendo conto della influenza del mare (S9), della vicinanza di scarichi civili (S11, S12 non depurati, e S13, depurati), delle acque reflue provenienti dalle acquacolture intensive (S1, S6, S8), della natura dei sedimenti (S7 a prevalenza sabbiosa, S5, a prevalenza limo-argillosa), e della maggior distanza possibile da qualsiasi fonte esterna di nutrienti (S2, S3, S4, S10). Sono state campionate le specie fitobentoniche più abbondanti, sia quelle che lo erano durante il periodo in esame, sia quelle che lo erano state in passato. Specie bersaglio sono state, pertanto, 5 macroalghe e 2 fanerogame, che riportiamo di seguito: la rodoficea *Gracilaria verrucosa* (Huds.) Papen (23 campioni); le cloroficee *Ulva rigida* C.Ag. (3 campioni), *Cladophora vagabunda* (L.) C.v.d.Hoek (7 campioni), *Enteromorpha intestinalis* (L.) Link. (2 campioni), *Chaetomorpha linum* (Mull.) Kutz. (4 campioni); le fanerogame *Ruppia cirrhosa* (Petagna) Grande (2 campioni), *Cymodocea nodosa* (Ucr) (1 campione). Nel corso delle campagne non è

stato sempre possibile trovare tutte le specie che si intendeva campionare.

Il fitobenthos raccolto è stato subito separato secondo specie. Ciascun campione di fitobenthos, una volta portato in laboratorio, è stato lavato per togliere il fango, e pulito, per quanto possibile, dalle epifite e da altre impurità; quindi è stato essiccato mediante un essiccatore a ventola. A questo punto è stata condotta una pulizia più accurata, fino ad ottenere campioni monoxenici. Il sedimento, di cui sono stati effettuati 40 prelievi, è stato raccolto mediante un carotatore realizzato allo scopo e in grado di prelevare i primi 10 cm e di svuotarsi della colonna d'acqua. I campioni sono stati congelati subito dopo il prelievo. Al momento delle analisi chimiche, il materiale vegetale secco è stato essiccato a peso costante per 48 h a 70°C, mentre il sedimento scongelato è stato seccato all'aria, quindi setacciato su rete a maglia di 2 mm.

La determinazione della percentuale di P, N e C nelle alghe, nelle fanerogame e nel sedimento è avvenuta in accordo con i metodi convenzionali I.P.L.A. (1984), I.R.S.A. (1984) e M.A.F. (1992). N totale è stato determinato mediante il metodo Kjeldahl, effettuando la mineralizzazione della sostanza organica con acido solforico in presenza di selenio come catalizzatore, e la distillazione dell'azoto ammoniacale in ambiente alcalino. P è stato ossidato a ortofosfato mediante digestione a caldo con miscela di acido nitrico e perclorico, e successiva reazione con molibdato ammonico. L'eteropoliacido risultante è stato ridotto, con cloruro stannoso, a blu di molibdeno, di cui è stata effettuata stima spettrofotometrica (Strickland e Parsons, 1972). C è stato determinato mediante ossidazione a caldo con bicromato di potassio in eccesso, in presenza di acido solforico, quindi titolato l'eccesso di bicromato con solfato ferroso ammonico, secondo il metodo Walkley-Black (M.A.F., 1992).

P, N e C sono riportati come percentuale in peso dei campioni essiccati a 70°C. Sono stati, inoltre, calcolati i rapporti molari C/P, C/N e N/P di ciascun campione.

Tab. 1 - Le percentuali di P, N e C sul peso di materia secca, e i rapporti atomici N/P, C/P e C/N, per le singole specie e per i sedimenti, sono riportate come medie (e relative deviazioni standard, d.s.) dell'insieme degli specifici dati campione (in assenza di d.s. il dato è singolo). I valori riportati per i gruppi ALGHE e FANEROGAME sono calcolati come medie degli insiemi costituiti dalle medie, rispettivamente, delle singole specie algali e delle singole fanerogame, riportate sotto in tabella.

	P %	d.s.	N %	d.s.	C %	d.s.	N/P	d.s.	C/P	d.s.	C/N	d.s.
G verrucosa	0,104	0,033	3,24	0,87	29,4	3,9	80,8	49,5	722	220	12	3,4
Ulva rigida	0,067	0,003	2,26	0,98	27	1,4	74	29	10008	38,5	12	2,85
E. intestinalis	0,076	0,009	2,51	0,34	18,25	2,65	75	19	630	161	8,4	0,05
C. linum	0,094	0,039	1,44	0,72	15,9		33	6,8	605		11	
C. vagabunda	0,136	0,061	2,82	1,17	16,05	5,35	48,6	16,5	605		5,5	1,5
Ruppia cirrhosa	0,107	0,033	1,93	0,18	25,3		42,7	9,5	466		14	
C. nodosa	0,111		3,17		28,6		63,2		671		10,5	1,5
ALGHE	0,095	0,024	2,45	0,6	21,32	5,73	62,3	42	714	153	9,78	2,51
FANEROGAME	0,109	0,002	2,55	0,62	26,95	1,65	52,9	13	568	103	12,3	1,75
SEDIMENTI	0,088	0,095	0,54	0,2	5	1,37	26,3	19,7	310	195	11,7	2,63

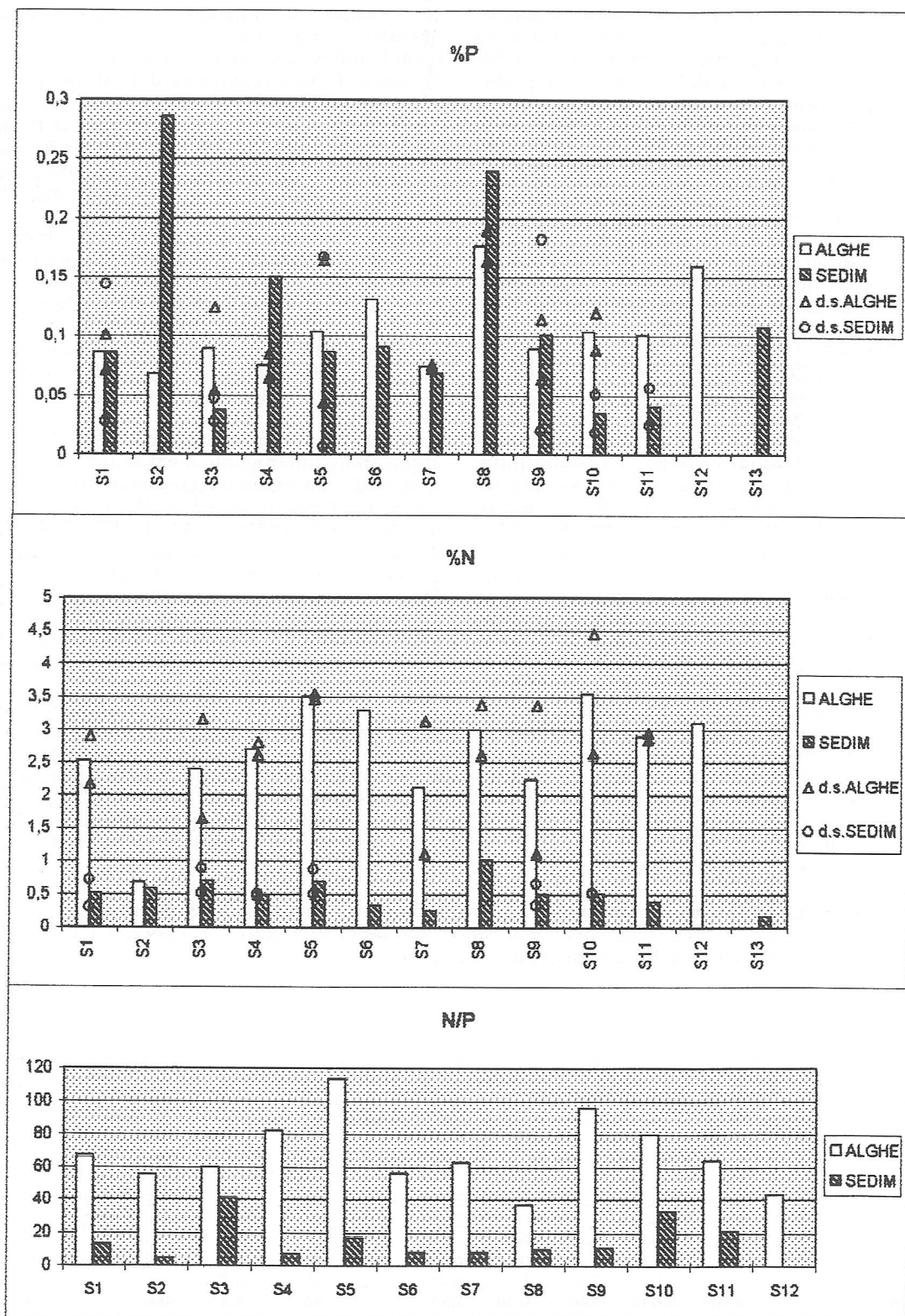


Fig. 2 - %P, %N e N/P per il gruppo delle alghe e per il sedimento, alle diverse stazioni di campionamento. I valori sono costituiti dalle medie degli insiemi degli specifici campioni raccolti in ciascuna stazione. Per P ed N, in assenza di deviazione standard (d.s.) il campione è singolo.

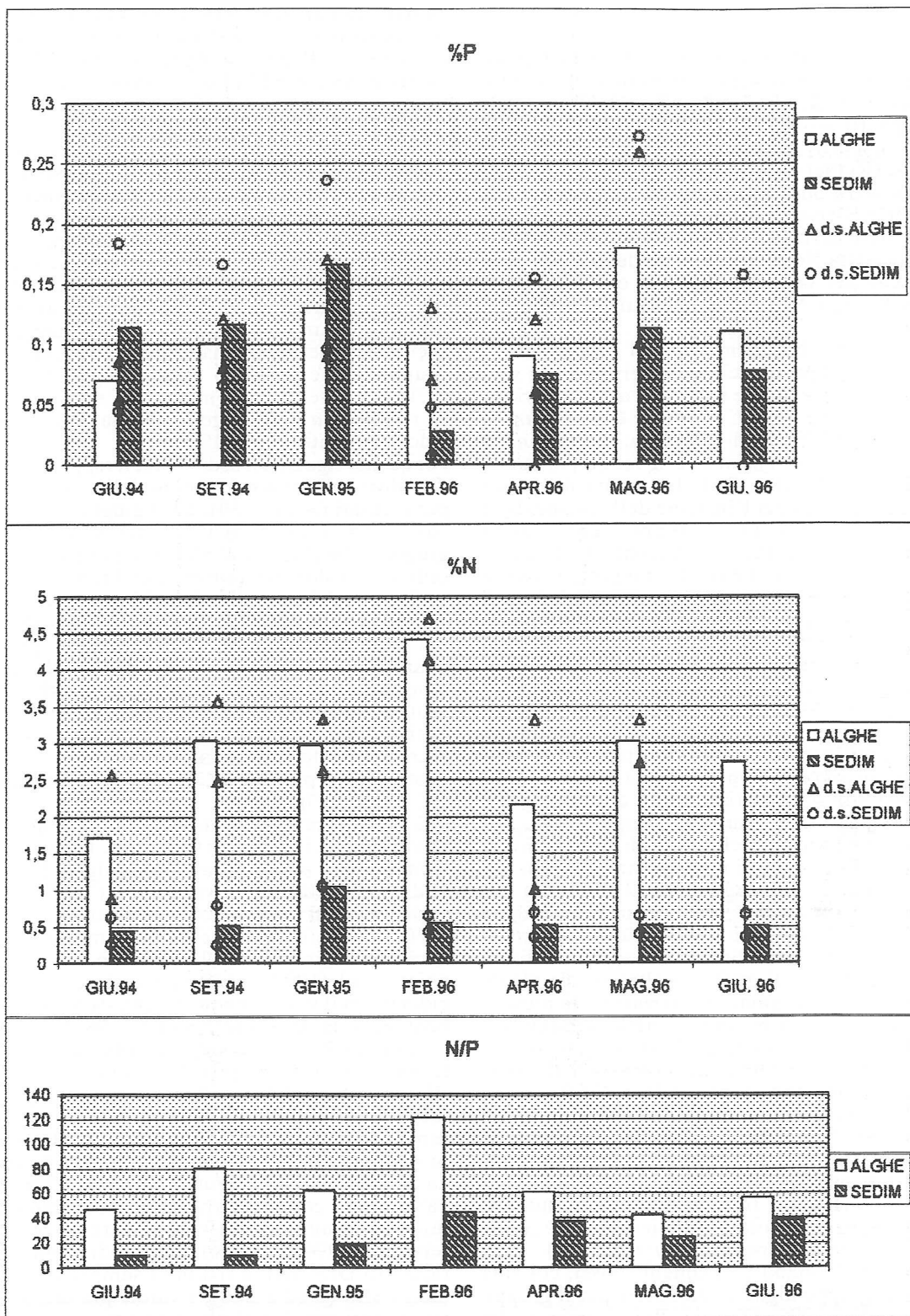


Fig. 3 - %P, %N e N/P per il gruppo delle alghe e per il sedimento in rapporto alle diverse campagne di campionamento. I valori sono costituiti dalle medie degli insiemi degli specifici campioni raccolti in ciascuna campagna. Per P ed N, in assenza di d.s. il campione è singolo.

RISULTATI

Le quantità di N e P contenute nei talli del fitoplancton e del fitobenthos si rapportano normalmente entro particolari intervalli. E' largamente accettato, infatti, che rapporti atomici N/P < 10 e N/P > 30 siano indicativi, rispettivamente, di N limitazione e di P limitazione (Ryther e Dunstan, 1971; Goldman *et al.*, 1979; Atkinson e Smith, 1983; Smith, 1984; Lapointe *et al.*, 1992; Sfriso, 1995). Wheeler e Bjornsalter (1992), in base ai risultati di uno studio sulle macroalghe della costa Nord Occidentale degli USA, propongono che per contenuti atomici che producano rapporti N/P < 12 e N/P > 17 si abbia, rispettivamente, N limitazione e P limitazione.

I rapporti atomici N/P stimati per il fitobenthos di Orbetello, e riportati come medie per ciascuna specie, risultano decisamente superiori a 30, e variano tra i minimi di 33 e 48 di *C. Linum* e *C. vagabunda*, e i massimi di 74, 75 e 80 di *U. rigida*, *E. intestinalis* e *G. verrucosa* (Tab. 1), mentre il range per tutti i campioni varia tra 28 e 254. La media di questo parametro, calcolata per l'insieme delle medie delle singole specie, è di 62 per il gruppo alghe, e di 53 per il gruppo fanerogame. Al confronto tra le diverse stazioni (Fig. 2), le medie dei rapporti tessutali N/P variano, per il gruppo alghe, tra un minimo di 37 in S8, stazione posta in un'area quasi completamente chiusa dal resto della laguna, in cui le attività di acquacoltura intensiva hanno recentemente determinato un profondo mutamento della vegetazione (Lenzi *et al.* 1995), e un massimo di 114 in S5, un'area della laguna di levante a scarso ricambio, con fondo argilloso. Valori molto alti di questo parametro si trovano anche in S9, area a fondo sabbioso prossima alla foce marina, in S4 e S10 (Fig. 2). Infine, i rapporti N/P risultano sempre molto alti anche confrontando i diversi periodi di campionamento, pur individuandosi massimi nel febbraio '96 (74-160), e minimi nel maggio '96 (31-55) (Fig. 3). Il contenuto tessutale di N per il gruppo delle alghe è in media 2,45%. I maggiori accumuli si riscontrano in *G. verrucosa*, che dimostra maggiore affinità per questo elemento di qualsiasi altra specie algale (Tab. 1). Per le fanerogame, *R. cirrhosa* non presenta contenuti elevati di N, almeno nella struttura fogliare; al contrario, le fronde di *C. nodosa*, nonostante la specie sia stata raccolta in area prossima alla foce marina, ne accumulano quanto i talli di *G. verrucosa* (Tab. 1). N pare accumularsi nelle alghe maggiormente in S10, S5, S6, S12 e S8 (Fig. 2). Relativamente ai diversi periodi di campionamento, N risulta variabile, con valori particolarmente alti per le alghe nel febbraio 1996 (Fig. 3), in coincidenza con una importante presenza di azoto ammoniacale nelle acque lagunari, rilevata da Innamorati *et al.* (1996).

I valori di P% risultano decisamente bassi, con una media per il gruppo alghe di 0,095% e per il gruppo fanerogame di 0,109% (Tab. 1). Relativamente alle singole specie algali, *U. rigida* accumula la minor quantità di P (0,067%), mentre *C. vagabunda* ne accumula mediamente la maggior quantità (0,136%). I valori riportati si avvicinano alla media di 0,070%

stimata da Lapointe *et al.* (1992) per le macroalghe di ambienti tropicali P limitanti, ricchi in detrito carbonatico. Il gruppo alghe accumula P maggiormente in S8 e in S12 (Fig. 2), mentre, in particolare, *G. verrucosa* soprattutto in S1 (in quantità 2,2 volte superiori alla propria media), S8, S12, e *C. vagabunda* in S5. I valori più bassi si hanno nei campioni raccolti nelle aree con fondo sabbioso, prossime alle foci marine (S7, S9), i più alti nei campioni raccolti nelle aree in cui i sedimenti sono ricchi in sostanza organica (S1, S5, S8, S12). Tuttavia, *U. rigida*, raccolta in area con sedimenti ben ossidati (S9) e in area ricca di accumuli organici (S1), presenta comunque un basso contenuto in P. Relativamente ai differenti periodi di campionamento, P risulta maggiormente accumulato nel campionamento del maggio 1996, dal gruppo alghe (0,18%) e dal gruppo fanerogame (0,14%). Relativamente alle singole specie, *C. vagabunda* raggiunge in quella data il maggior valore riscontrato (0,24%).

Per quanto riguarda il sedimento, il rapporto N/P passa da valori compresi nei termini della non limitazione per i tessuti (> 10, < 30), tra il giugno 1994 e il gennaio 1995, a valori di P limitazione tra febbraio e giugno 1996 (Fig. 3). P risulta per lo più dello stesso ordine di valori riscontrato nel fitobenthos, con la esclusione dei campioni del febbraio 1996, nei quali questo elemento si riduce fino a 1/4 rispetto ai periodi precedenti (Fig. 3). Le stazioni che presentano quantità relativamente più alte di P risultano, in ordine crescente, S4, S8, S2 (Fig. 2). Anche N è presente in quantità basse nei sedimenti, la media, infatti, è di 0,54 % (Tab. 1), e si osserva un solo picco corrispondente al gennaio 1995 (Fig. 3). Le stazioni relativamente più ricche di N sono, in ordine crescente, S5, S3, S8 (Fig. 2).

C% (Tab. 1) presenta valori attesi per il fitobenthos. D'altra parte, il rapporto C/N (Tab. 1) risulta decisamente basso, a significare per le alghe di Orbetello la disponibilità di N. I valori C/P (Tab. 1) sono più vicini a quelli degli ambienti carbonatici P limitati (976), piuttosto che a quelli degli ambienti silicoclastici non P limitati (429), secondo le stime di Lapointe *et al.* (1992), comunque sostanzialmente coincidenti con il valore medio di 700, stimato per la flora bentonica da Atkinson e Smith (1983).

I valori di P limitazione che abbiamo rilevato nel fitobenthos trovano giustificazione nei risultati dei rilevamenti analitici sulla colonna d'acqua, effettuati, tra il settembre 1995 e il giugno 1996, da Innamorati *et al.* (1996). Questi autori hanno determinato valori per una media SRP di 0,1 mmol/L, i cui singoli dati raramente superano 0,3 mmol/L, e valori DIN compresi tra 4,3 e 53,5 mmol/L, con minimi autunnali, massimi invernali (soprattutto febbraio 1996) e valori intermedi primaverili. Il rapporto DIN/SRP è risultato sempre alto e spesso molto alto (media 200); i valori più alti sono stati riscontrati per il periodo compreso tra il dicembre 1995 e la prima metà del giugno 1996, mentre durante la seconda metà di quel mese si è avuta una riduzione del rapporto DIN/SRP, in particolar modo nel bacino di levante.

DISCUSSIONE

Il rapporto tessutale C:N:P del fitobenthos della Laguna di Orbetello è risultato in media pari a 714:62:1 per il gruppo delle alghe e a 568:53:1 per il gruppo delle fanerogame. In particolare, il rapporto N:P è risultato sempre alto, con poche eccezioni (i valori più bassi sono stati riscontrati in *C. linum* e in *C. vagabunda*, e nelle alghe raccolte in S8), sia effettuando le medie tra tutti i campioni (Tab. 1), sia confrontando i diversi siti-stazione (Fig. 2), sia tenendo conto dei diversi periodi di campionamento (Fig. 3). Per contro, la disponibilità di N è avvalorata dai bassi valori del rapporto tessutale C/N, che in media per il gruppo alghe è circa 10 (tab.1).

I rapporti N/P dei sedimenti mostrano condizioni limitanti solo nei campioni del 1996 (Fig. 3). P% risulta come media abbastanza prossimo ai valori tessutali del fitobenthos, mentre N% ne è assai inferiore, cosa che determina normalmente valori del rapporto N/P relativamente bassi.

Le quantità di N e P presenti nei sedimenti non sembrano evidenziare, se si fa l'eccezione della S8, una distribuzione che risente in modo particolare delle fonti nutrizionali antropiche. Infatti, risultano relativamente ricche di nutrienti stazioni centrali e comunque lontane dalle fonti. Questo conferma quanto asserito da Cartei *et al.* (1997) per la Laguna di Orbetello, secondo i quali la produzione dei nutrienti presenta oscillazioni stagionali sincrone in tutti i punti della laguna, non influenzate dagli attuali apporti di terra, diventando le cause dell'ipertrofia e delle crisi di eutrofizzazione, autoctone.

Ciò è attribuibile alla enorme quantità di sostanza organica sedimentabile, facilmente trasportata e depositata in aree diverse a seconda della prevalenza dei venti, che proviene principalmente delle masse macroalgali in decomposizione.

Per *C. vagabunda* la media del P% è 0,136%, mentre per il gruppo alghe questa scende a 0,095% (Tab. 1). Questi valori sono al di sotto del valore critico di 0,330%, determinato per *Cladophora albida* da Gordon *et al.* (1980). Il valore medio di P% tessutale che abbiamo stimato per *U. rigida* è di 0,067 (Tab. 1), che risulta essere circa tre volte superiore al valore critico di 0,025%, determinato per questa specie da Lavery e McComb (1991).

La scarsa disponibilità di P potrebbe essere la ragione della recente scomparsa di *C. vagabunda*. Tale fenomeno, infatti, potrebbe aver determinato in questa specie un abbassamento dei valori tessutali di P, al di sotto del valore critico, e, quindi, aver permesso il ritorno delle specie nitrofile, quali *G. verrucosa* e *U. rigida*, che risultano non limitate per il P. A incoraggiare questa ipotesi, Neilsen *et al.* (1994), in un recente studio sullo stato trofico dei Grandi Laghi, affermano che la riduzione di SRP da 15 a 3 mmol/L per il lago Ontario, e da 10 a 1-2 mmol/L per il lago Erie, contro un costante incremento di N, ha prodotto un cambiamento nella qualità delle specie, la scomparsa dei blooms macroalgali lungo la fascia costiera, che erano soprattutto a carico di *Cladophora* sp, e delle microfite al lago, a carico di cianobatteri.

Orlando e Mauri (1976), in uno studio sulla chimico-fisica delle acque della Laguna di Orbetello, riportano valori di SRP compresi tra 0 (durante i massimi vegetativi di primavera-estate) e 0,94 mmol/L (durante l'inverno), e valori del DIN compresi tra 1,2 e 6,2 mmol/L. Otto anni più tardi, Lenzi e Angelini (1984) rilevano valori di SRP attorno a 0,1 mmol/L e di DIN aumentati fino a 168 mmol/L. L'incremento di eutrofia risulta accompagnato da sviluppo considerevole di *G. verrucosa* e *U. rigida* (Lenzi, 1984). Da allora l'eutrofizzazione è andata aumentando, mentre la sostanziale immobilità dei sedimenti, soprattutto nelle aree centrali, più fonde, e nelle aree riparate, ha determinato, in quel periodo di intensa produzione primaria, l'accumulo di materia organica, e, conseguentemente, la riduzione del potenziale redox dei fanghi. A partire dalla seconda metà degli anni '80, le crisi distrofiche si sono fatte sempre più frequenti (Bombelli e Lenzi, 1995), permettendo continue liberazioni di P dai sedimenti. Il rilascio degli ortofosfati, infatti, avviene quando il potenziale di ossidoriduzione del fondo decresce (Fenchel and Riedl, 1970). Durante il 1987, i valori di SRP sono alti, raggiungendo un massimo estivo di 2,25 mmol/L, mentre quelli del DIN variano tra 3 e 36 mmol/L (Caprioli *et al.*, 1988). Nell'ottobre del 1988, SRP oscilla tra 0,42 e 3,4 mmol/L, e il DIN tra 2 e 87 mmol/L (T.E.I., 1989). Nell'estate 1993, in un'indagine condotta dall'ENEA, SRP è 1,6 mmol/L e N-NH₃ è 22 mmol/L (Izzo -E.N.E.A- com.pers.). Queste condizioni trofiche possono aver contribuito ai considerevoli sviluppi, sulle prime, di *C. linum*, e, successivamente, di *C. vagabunda*, probabilmente maggiormente competitive in condizioni di ampia disponibilità di P. D'altra parte, l'affinità per il fosforo da parte di *C. vagabunda* si evidenzia anche dai nostri dati, con medie del P e del rapporto C/P tessutali, rispettivamente più alte e più basse, in confronto alle altre specie (Tab. 1).

Il forte incremento nello sforzo della raccolta delle macroalghe verificatosi in regime commissariale, tra il 1993 e il 1996, ha certamente contribuito, attraverso il semplice allontanamento fisico, alla riduzione dei nutrienti nei due bacini lagunari (Lenzi e Mattei, 1998), ma in acque di così scarsa profondità ha determinato soprattutto un considerevole disturbo del fondo, e un conseguente rimescolamento dei sedimenti, come confermano i rilevamenti aerofotografici (Fig. 4). Si consideri che tra il 1993 e il 1995 si è operato la raccolta delle alghe per 12 ore al giorno, per circa 9 mesi all'anno, con la breve sosta per i mesi più caldi, interessando la quasi totalità del bacino lagunare con la eccezione delle residue praterie di fanerogame e delle aree più marginali a bassissimo fondale (Lenzi e Mattei, 1998).

Chi come noi ha vissuto questa esperienza non può non ritenere che in una misura non trascurabile tale operatività abbia influito nella repentina variazione vegetazionale verificatasi. L'ipotesi è che si siano innescati processi di mineralizzazione ossidativa dei depositi organici e che si siano create le condizioni per la sottrazione degli ortofosfati da parte dei detriti carbonatici, fino al punto di ridurre i rilasci ai valori



Fig. 4 - Natante raccoglieralghe in attività nella Laguna di Orbetello. La foto evidenzia il considerevole disturbo del sedimento durante il transito del battello.

SRP rilevati da Innamorati *et al.* (1996). I sedimenti carbonatici adsorbono gli ortofosfati (Dodge *et al.*, 1984; De Jonge e Villerius, 1989), e, pertanto, possono essere una importante causa della scarsa disponibilità di P quando i sedimenti si trovino in condizione di buona ossidazione (Hines e Lyons, 1982). Nienhuis (1993) afferma che la maggiore variabilità nell'accumulo e nel rilascio di P si verifica per i sedimenti soggetti ad azioni di disturbo, e De Jonge e Villerius (1989) dimostrano che alle riduzioni del P lungo la colonna d'acqua, possono contribuire anche le argille e la sostanza organica sospesa, in seguito a disturbo del fondo.

D'altra parte, la riduzione della produzione macroalgale che si è verificata a partire dall'estate del 1995 e il 1996, ha allentato l'attività di raccolta, come dimostrano i dati delle masse sbarcate in quel periodo (Lenzi e Mattei, 1998). A ciò potrebbe attribuirsi la netta variazione nel contenuto in P nei sedimenti, tra i dati che precedono il febbraio 1996 e quelli che, esso incluso, lo seguono. In definitiva, un rallentamento nel processo di «disturbo», potrebbe aver reso di nuovo disponibile il P, al punto da renderlo, quindi, meno presente nei sedimenti. E, in sostanza, il fenomeno di P limitazione sarebbe stato maggiormente efficace, e quindi avrebbe prodotto le varia-

zioni vegetazionali che gli attribuiamo, durante l'attività di raccolta che va dal 1993 al giugno 1995. Per concludere, la letteratura citata e i primi risultati analitici sul contenuto tessutale del fitobenthos della Laguna di Orbetello, ci fanno ritenere, quali ipotesi di lavoro che richiedono la raccolta di ulteriori informazioni in campo e in laboratorio, che negli ambienti costieri di basso fondale, in condizioni di eutrofia da N, possano verificarsi fluttuazioni, nella quantità e nella qualità, delle specie fitobentoniche, in seguito alla disponibilità o non disponibilità di P, rispetto a determinati valori critici. Le cause della disponibilità di P possono essere ricondotte all'accumulo della sostanza organica nei sedimenti non sottoposti a disturbo, fenomeno che riduce fortemente i valori del potenziale redox e impedisce lo sviluppo dei popolamenti di molluschi e di vermi tubicoli (fonti di detrito carbonatico), e rende possibile il deadsorbimento degli ortofosfati dalle argille (Giordani e Astorri, 1984; Frascari *et al.*, 1988). Per contro, tra le possibili cause della non disponibilità di P, è certamente importante, negli ambienti in oggetto, l'impoverimento in sostanza organica dei sedimenti, anche in seguito allo loro ossidazione mediante intenso disturbo, conseguendo a ciò l'innalzamento dei valori del potenziale redox e l'adsorbimento di P. La

disponibilità/non-disponibilità di P determina variazioni nel rapporto DIN/SRP delle acque, e, conseguentemente, variazioni del rapporto N/P nei tessuti del fitobenthos, interferendo nella competizione interspecifica.

BIBLIOGRAFIA

- ATKINSON M.J., SMITH S.V. (1983). C:N:P ratios of benthic marine plants. *Limnol. Oceanogr.* **28**: 568-574.
- BOMBELLI V., LENZI M. (1995). Evoluzione del sistema lagunocostiero di Orbetello: rapporto tra eutrofizzazione, struttura dei popolamenti e produttività. SIBM 1994. Atti seminario sulla regolamentazione dello sforzo di pesca. Roma. *Biol. Mar. Medit.*, **1**(1): 1-6.
- BRAMBATI A. (1988). Lagune e stagni costieri: due ambienti a confronto. Le Lagune Costiere Ricerca e Gestione. G.Carrada, F. Cicogna e E. Fresi (Eds). CLEM, Massa Lubrense (Na): 9-33.
- CAPRIOLI R., GHIARA E., MIGNUZZI C., ORLANDI C. (1988). Risanamento ambientale della Laguna di Orbetello: ciclo stagionale dei nutrienti (marzo-dicembre 1987) e caratteristiche geochemiche. RT/PAS/88/9, 34pp, ENEA, Casaccia, Roma.
- CARTEI P., INNAMORATI M., MELILLO C. (1997). Omeostasi trofica modulata dal mare ed ipertrofia autoctona lagunare. *Biol. Mar. Medit.* **5** (in stampa).
- DE JONGE V.N. e VILLERUS L.A. (1989). Possible role of carbonate dissolution in estuarine phosphate dynamics. *Limnol. Oceanogr.* **34**: 332-240.
- DODGE R.E., JICKELLS T.D., KNAP A.H., BOYD S. e BAK R.P.M. (1984). Reef-building coral skeletons as chemical pollution (phosphorus) indicators. *Mar. Poll. Bull.*, **15**: 178-187.
- FAGANELI J., VUKOVIC A., SALEH F.I. e PEZDIC J. (1986). C:N:P ratios and stable carbon hydrogen isotopes in the benthic marine algae, *Ulva rigida* C. Ag. and *Fucus virsoides* J. Ag. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **102**: 153-166.
- FENCHEL T.M. e RIEDL R.J. (1970). The sulfide system: a new biotic community underneath the oxidized layer of marine sand bottoms. *Mar.Biol.*, **7**: 255-268.
- FRASCARI F., POLETTI R. e ROSSO G. (1988). Misure di flussi bentonici di sostanze nutrienti nella Sacca di Goro. Atti 8° Congr. A.I.O.L., 397-409.
- GIORDANI P. e ASTORRI M. (1984). Phosphate chemistry of coastal sediments in relation to eutrophication. Atti 6° Congr. A.I.O.L., 337-342.
- GOLDMAN J.C., MCCARTHY J.J. e PEAVEY D.G. (1979). Growth rate influence on the chemical composition of phytoplankton in oceanic water. *Nature* (Lond.), **279**: 210-215.
- GORDON D.M., BIRCH P.B. e MCCOMB A.J. (1980). Effects of inorganic phosphorus and nitrogen on the growth of an estuarine *Cladophora* in culture. *Bot. Mar.*, **24**: 93-106.
- HINES M. e LYONS W.B. (1982). Biogeochemistry of nearshore Bermuda sediments. I. Sulphate reduction rates and nutrient generation. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **8**: 87-95.
- INNAMORATI M., CARTEI P. e BUZZICHELLI S. (1996). Laguna di Orbetello, sett.1995-giu.1996. Monitoraggio e studio dello stato trofico dell'ecosistema lagunare. CONISMA e Lab. Di Ecol. Dip.Biol.Veg.Univ.di Firenze. Relazione per il Commissario Delegato per il Risanamento della laguna di Orbetello.
- Istituto per le Piante da Legno e l'Ambiente (1984). Metodi Analitici. Torino 1984.
- Istituto di Ricerca Sulle Acque (1984). Metodi Analitici per i Fanghi. Quaderno n.64, C.N.R., Roma.
- KAMERMANS P. (1995). First step in the development of a European Eutrophication Marine Macrophyte Model (EUMAC model). In: Eutrophication and Macrophytes. Proceeding of the First EUMAC Workshop. P.Kamermans-P.H.Nienhuis Eds. NIOO-CEMO, Yerseke: 143-150.
- KAMERMANS P. (1996). Growth and loss process in bloom-forming macroalgae (*Ulva* sp.). Contribution for EUMAC Synthesis Report in Second EUMAC Workshop. Kamermans P.-P.H. Nienhuis Eds. Yerseke: 143-150.
- LAPOINTE B.E. (1987). Phosphorus and nitrogen-limited photosynthesis and growth of *Gracilaria tikvahiae* (Rhodophyceae) in the Florida Keys: an experimental field study. *Marine Biology*, **93**: 561-567.
- LAPOINTE B.E. (1989). Macroalgal production and nutrient relations in oligotrophic areas of Florida Bay. *Bulletin of Marine Science*, **44**: 312-323.
- LAPOINTE B.E., LITTLER M.M. e LITTLER D.S. (1992). Nutrient Availability to Marine Macroalgae in Siliciclastic Versus Carbonate-Rich Coastal Waters. *Estuaries*, **15**(1): 75-82.
- LAVERY P.S. e MCCOMB A.J. (1991). The nutritional ecophysiology of *Chaetomorpha linum* and *Ulva rigida* in Peel Inlet, Western Australia. *Bot. Mar.*, **34**: 251-260.
- LENZI M. (1984). Indagine sulla distribuzione delle macrofite nella laguna di Orbetello. *Quad.Mus.Stor.Nat.Livorno*, **5**: 37-55.
- LENZI M. e M. ANGELINI (1984). Indagine sulle condizioni ambientali della Laguna di Orbetello. *Atti del Mus. Civ. Stor. Nat. Grosseto*, **3**: 18-30.
- LENZI M. e BOMBELLI V. (1985). Prime valutazioni della biomassa macrofita della laguna di Orbetello (GR), in considerazione di uno sfruttamento industriale. *Nova Thalassia*, **7**(suppl. 3): 355-360.
- LENZI M. e MATTEI N. (1998). Risultati di quattro anni di gestione dell'ecosistema lagunare di Orbetello attraverso la raccolta delle biomasse algali. *Biologi Italiani*, in stampa.
- LENZI M. e SALVATORI R. (1986). Eutrofizzazione, distrofie e produzione ittica nella laguna di Orbetello. *Atti Mus.Civ.Stor.Nat.Livorno*, **10**: 8-17.
- LENZI M., BOMBELLI V., MICARELLI P. (1995). Mutamenti dell'assetto vegetazionale in un corpo idrico costiero a scarso ricambio, in seguito ad attività di acquacoltura intensiva. Il caso del bacino di Frecciolosa (Laguna di Orbetello, Toscana, It.). *Biologi Italiani*, **XXV**(5):31-38. Roma.
- Ministero Agricoltura e Foreste (1992). Approvazione dei «Metodi Ufficiali di Analisi Chimica del Suolo». D.M. 11-5-92, suppl. ord. G.U. 121 del 25-5-92.
- NAVIGLIO L., UCCELLI R., FALCHI G., LENZI M. (1988). Risanamento della laguna di Orbetello: indagine preliminare sulla distribuzione e l'abbondanza della vegetazione macrofita. ENEA RT/PAS/88/11, Casaccia, Roma.
- NEILSON M., L'ITALIEN S., GLUMAC V. e WILLIAMS D. (1994). Nutrients: Trends and Systems Response. SOLEC Working Paper presented at State of the Lakes Ecosystem Conference. EPA 905-D-94-001d. Chicago, III: U.S. Environmental Protection Agency.
- NIENHUIS P.H. (1993). Nutrient Cycling and foodwebs in Dutch estuaries. *Hydrobiologia* **265**: 15-44.
- ORLANDO E. e MAURI M. (1976). I nutrienti della laguna di Orbetello. *Accademia Nazionale dei Lincei*, s. VIII, v. LXI (1-2): 151-157.
- RYTHER J.H. e DUNSTAN W.M. (1971). Nitrogen, phosphorus and eutrophication in the coastal marine environment. *Science*, **171**: 1008-1013.
- SFRISO A. (1995). Temporal and Spatial Responses of Growth of *Ulva rigida* C. Ag. to Environmental and Tissue Concentrations of Nutrients in the Lagoon of Venice. *Bot. Mar.*, **38**: 557-573.
- SMITH S.V. (1984). Phosphorus versus nitrogen limitation in the marine environment. *Limnol. Oceanogr.*, **29**: 1149-1160.
- STRICHLAND J.D.H., PARSONS T.R. (1972). A Practical Handbook of Seawater Analysis. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, **167**: 1-312.
- T.E.I., ingegneria dell'ambiente (1989). Intervento globale di risanamento delle lagune di Orbetello dal fenomeno di eutrofizzazione del corpo idrico. Rapporto finale. Ministero dell'Ambiente, Regione Toscana, Provincia di Grosseto, 105p.
- WHEELER P.A. e BJORNSTATER B.R. (1992). Seasonal fluctuations in tissue nitrogen, phosphorus and N:P for five macroalgal species common to the Pacific Northwest coast. *J. Phycol.*, **28**: 1-6.