

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI TRIESTE

XIX CICLO DEL DOTTORATO DI RICERCA IN
METODOLOGIE DI BIOMONITORAGGIO DELL'ALTERAZIONE AMBIENTALE

STUDIO DELLA COMUNITÀ MICROFITOPLANCTONICA DEL GOLFO DI TRIESTE (MARE ADRIATICO SETTENTRIONALE): UTILIZZO DI UNA SERIE STORICA CON PARTICOLARE RIGUARDO AL FENOMENO DELL'INTRODUZIONE DI TAXA ALLOCTONI

(settore scientifico-disciplinare BIO/07 ECOLOGIA)

DOTTORANDO
DAMIANO VIRGILIO

COORDINATORE DEL COLLEGIO DOCENTI
CHIAR.MO PROF. **MAURO TRETIACH**,
UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI TRIESTE

FIRMA:

RELATORE
CHIAR. MA PROF.SSA **SERENA FONDA UMANI**,
UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI TRIESTE

FIRMA:

CORRELATORE
DOTT.SSA **MARINA CABRINI**,
ISTITUTO NAZIONALE di OCEANOGRAFIA
e GEOFISICA SPERIMENTALE, TRIESTE

FIRMA:

INDICE

1. INTRODUZIONE	1
1.1. CONSIDERAZIONI GENERALI SULLA COMUNITÀ MICROFITOPLANCTONICA	2
1.2. INTRODUZIONE DI SPECIE MICROFITOPLANCTONICHE	4
<i>Premessa</i>	4
<i>Le acque di zavorra: vettori per la dispersione di organismi non indigeni</i>	5
1.3 SCOPO DEL LAVORO	7
2. AREA DI STUDIO	8
2.1. IL GOLFO DI TRIESTE	9
3. PARTE PRIMA: Studio della comunità microfitoplanctonica	11
3.1. MATERIALI E METODI	12
3.1.1. Analisi della comunità microfitoplanctonica	12
<i>Campionamento</i>	12
<i>Analisi quali-quantitativa della comunità</i>	13
3.1.2. Analisi della serie storica	13
3.1.3. Nuove segnalazioni: 1986 e 2005	18
3.2. RISULTATI	19
3.2.1. La comunità microfitoplanctonica	19
3.2.2. Nuove segnalazioni: 1986 – 2005	57
3.3. DISCUSSIONE	62
3.3.1. La comunità microfitoplanctonica	62
<i>Variabilità e successione annuale</i>	62
<i>Variabilità interannuale</i>	68
3.3.2. Nuove segnalazioni 1986-2005	73
<i>Considerazioni generali</i>	73
<i>Nuove segnalazioni</i>	74
4. PARTE SECONDA: Zone portuali	76
4.1. MATERIALI E METODI	77
4.1.1. Acque di zavorra e sedimenti	77
<i>Campionamento</i>	77
<i>Analisi quali-quantitativa della comunità microalgale</i>	78
<i>Esperimenti di isolamento di ceppi microalgali e loro determinazione</i>	79
4.1.2. Zone portuali	83
<i>Campionamento</i>	83
<i>Analisi qualitativa della comunità microfitoplanctonica</i>	85
<i>Stima dell'abbondanza delle forme di resistenza nei sedimenti</i>	85
<i>Esperimenti di isolamento e germinazione delle cisti di Dinophyceae</i>	87
4.2. RISULTATI	88
4.2.1. Acque di zavorra e sedimenti delle cisterne	88
<i>La comunità microalgale</i>	88
<i>Isolamenti di microalghe e loro determinazione</i>	94
4.2.2. Zone portuali	99
<i>La comunità microfitoplanctonica</i>	99
<i>Forme di resistenza nei sedimenti</i>	103

<i>Isolamento e germinazione di cisti di Dinophyceae</i>	106
4.3. DISCUSSIONE	108
4.3.1. Acque di zavorra	108
<i>Strategia di campionamento</i>	108
<i>La comunità microalgale</i>	110
4.3.2. Zone portuali	114
5. CONCLUSIONI	119
6. BIBLIOGRAFIA	I
ALLEGATO I	
Ringraziamenti	

1. INTRODUZIONE

1.1. CONSIDERAZIONI GENERALI SULLA COMUNITÀ MICROFITOPLANCTONICA

Le comunità planctoniche rivestono un ruolo fondamentale nel funzionamento degli ecosistemi marini, contribuendo in maniera sostanziale ai cicli biogeochimici (Tilstone *et al.*, 2000; Pugnetti *et al.*, 2007 e citazioni ivi comprese). Il fitoplancton, in particolare, funge da primo anello della rete trofica in quanto, attraverso la fotosintesi permette l'organizzazione del carbonio rendendolo disponibile all'interno delle reti trofiche marine. Questo passaggio può avvenire sia attraverso la rete trofica classica ove il fitoplancton è oggetto di predazione da parte di organismi dei livelli trofici superiori (Bautista & Harris, 1992; Fonda Umani & Beran, 2003; Fonda Umani *et al.*, 2005), sia attraverso una seconda via, proposta da Azam *et al.* (1983), in cui parte dei fotosintetati, essudati dalle cellule fitoplanctoniche stesse, vengono utilizzate dai comparti microbici (Marañon *et al.*, 2004; Paoli, 2007 e citazioni vi comprese). Lo studio quindi della comunità microfitoplanctonica, sia in termini di abbondanze sia di composizione specifica, è un passaggio obbligato per poter capire ed interpretare l'intero sistema pelagico, per conoscerne le potenzialità dal punto di vista sia ecologico sia produttivo, aspetto maggiormente legato alle attività umane.

Gli studi sulla componente fitoplanctonica del golfo di Trieste e più in generale dell'Adriatico settentrionale sono numerosi e i primi risalgono alla fine degli anni '70; tutti sono per la maggior parte volti all'analisi della variazione annuale della comunità e alle relazioni tra questa componente e i diversi fattori biotici ed abiotici (Voltolina, 1969; 1970; 1971 a e b; Malej *et al.*, 1995; Cabrini *et al.*, 2000; Totti *et al.*, 2000; Totti & Artegiani, 2001; Mozetič *et al.*, 2002; Bernardi Aubry *et al.*, 2004; Cabrini *et al.*, 2004; Viličić *et al.*, 2007).

Le modificazioni alle quali va incontro la comunità evidenziano variazioni ricorrenti nell'abbondanza e nella composizione di specie su scala annuale e interannuale in Adriatico così come in altre zone costiere (Hobson & McQuoid, 1997; Polat & Işik, 2002; Ryneerson *et al.*, 2006; Moriceau *et al.*, 2007).

Esistono comunque alcuni paradigmi che descrivono successione e distribuzione delle comunità planctoniche; in particolare nelle aree temperate la successione stagionale del fitoplancton viene descritta da una distribuzione bimodale, caratterizzata da una prima fioritura primaverile (intesa come aumento delle abbondanze di talune specie) e una seconda all'inizio dell'autunno (Pugnetti *et al.*, 2007).

Va comunque sottolineato che negli ambienti marino costieri l'abbondanza e la composizione del fitoplancton sono caratterizzati da un elevato grado di variabilità spazio-temporale: la complessità di queste aree per l'alta variabilità dei fattori ambientali e delle risposte delle comunità può rendere talvolta difficoltoso definire un ciclo annuale regolare del fitoplancton (Pugnetti *et al.*, 2007).

La produzione primaria (sostenuta dalla comunità microfitoplanctonica), nei sistemi costieri, è regolata da interazioni di diversi fattori abiotici (flusso di nutrienti, disponibilità di luce e altre

forzanti fisiche) e biotici (pressione di predazione e competizione tra specie) (Karentz & Smayda, 1984; Thingstad & Sakshaug, 1990; Bautista & Harris, 1992; Egge & Aksnes, 1992; Anning *et al.*, 2000; Fonda Umani & Beran, 2003; Flöder & Burns, 2005; Fonda Umani *et al.*, 2005; Thessen *et al.*, 2005;). In tali sistemi, la disponibilità di nutrienti, che è uno dei fattori che maggiormente influenzano le dinamiche fitoplanctoniche, è fortemente influenzata dalle attività antropiche e dalla variabilità climatica attraverso gli eventi di risalita di masse d'acqua dal fondo (*upwelling*) ed immissioni dalla terraferma (Tilstone *et al.*, 2000; Zingone & Sarno, 2001; Glé *et al.*, 2008).

In effetti, il funzionamento degli ecosistemi costieri è strettamente legato ai sistemi di acque dolci che vi sfociano, in quanto la concentrazione dei nutrienti dipende fortemente dalle attività agricole e industriali site nel bacino di drenaggio, così come dalla natura dei sedimenti del bacino stesso (Glé *et al.*, 2008).

Negli ultimi decenni molte aree marino costiere del pianeta sono andate incontro a fenomeni di eutrofizzazione dovuti ad un sovraccarico dei nutrienti di origine fluviale, proprio a causa di un aumento delle attività antropiche legate all'agricoltura e alle attività industriali che hanno condotto a una modificazione della struttura della comunità microfitoplanctonica con frequenti fenomeni di fioriture anomale (Anderson *et al.*, 2002; Glibert *et al.*, 2005; Yunev *et al.*, 2007). L'importanza di tali alterazioni è stata anche recentemente discussa nell'ambito di una conferenza internazionale volta proprio all'interpretazione di lunghe serie temporali del microfitoplancton (*Chapman Conference on Long Time-Series Observations in Coastal Ecosystems: Comparative Analyses of Phytoplakton Dynamics on Regional to Global Scale*, Ottobre 2007 – Rovigno, Croazia).

Nonostante sia ormai riconosciuto che la maggior parte dei sistemi marini è fortemente influenzata dalla concentrazione di azoto, che è considerato il più importante fattore limitante, è stato osservato da diversi autori che nel Mediterraneo il fosforo ricopre un ruolo importante nel controllo della produzione primaria in diverse zone sia costiere sia di mare aperto, tanto da diventare limitante in molte situazioni (Krom *et al.*, 1991; Ou *et al.*, 2006 e citazioni ivi comprese).

Anche nel golfo di Trieste ed in altre regioni del nord Adriatico è stato osservato uno stato di fosforo limitazione (Burba *et al.*, 1994 e citazioni ivi compresa) in questo caso legato ad uno sbilanciamento del rapporto N:P (che in condizioni ottimali è di 16:1 (Redfield, 1958)) a favore dell'azoto. Nel corso degli anni si è assistito inoltre ad un'ulteriore riduzione del carico di fosforo nell'Adriatico settentrionale come rilevato da diversi autori (Bernardi Aubry *et al.*, 2004; Mazziotti & Cabrini, 2004), determinato probabilmente da una riduzione del fosforo nei detersivi imposta da un decreto ministeriale (D.M. 13 settembre 1988, n. 413) e dall'implementazione dei sistemi di trattamento delle acque reflue con processi di ossidazione del fosforo.

Assieme a questo decremento del carico di fosforo, nel corso di recenti studi è stato osservata e dimostrata una generale tendenza verso uno stato di oligotrofia che interessa tutto il sistema pelagico del golfo di Trieste (Fonda Umani *et al.*, 2004; Paoli *et al.*, 2006). Queste alterazioni nello stato di trofia sono state accompagnate, e probabilmente ne sono state le cause, da fenomeni piuttosto anomali per il sistema che hanno visto una progressiva scomparsa delle abbondanti fioriture delle Dinophyceae, chiamate maree colorate (*red e green tide*), tipiche del periodo estivo (Cabrini *et al.*, 1990; Sellner & Fonda Umani, 1999) e l'aumento della frequenza di comparsa di mucillagini che ha interessato l'intero golfo (Degobbis *et al.*, 1995; Cataletto *et al.*, 1996; Thornton *et al.*, 1999; Del Negro *et al.*, 2005; Fonda Umani *et al.*, 2007).

Non va sottovalutato l'impatto che può avere l'ormai riconosciuto cambiamento climatico che si estrinseca principalmente con un aumento globale della temperatura (Levitus *et al.*, 2005). Anche nel golfo di Trieste sono stati osservati diversi fenomeni riconducibili ad un cambiamento delle condizioni meteorologiche, come è stato per l'aumento della temperatura dell'acqua soprattutto alle quote più superficiali nei periodi estivi (Malačič *et al.*, 2006). Contemporaneamente a questo, nel corso degli anni è stata osservata una riduzione nella portata annua del fiume Isonzo (Comici & Bussani, 2007), principale tributario del golfo di Trieste, che garantisce inoltre l'apporto di nutrienti provenienti dal bacino di questo fiume.

1.2. INTRODUZIONE DI SPECIE MICROFITOPLANCTONICHE

Premessa

L'alterazioni dei sistemi marino costieri può anche influenzare la distribuzione delle specie e conseguentemente favorire le "invasioni biologiche" (Occhipinti-Ambrogi, 2007 e citazioni ivi comprese), fattore oramai considerato in continua crescita (Streftaris *et al.*, 2005), che contribuisce al *global change* portando a locali alterazioni dei processi ecologici e ad una omogeneizzazione delle comunità (Wonham *et al.*, 2001 e citazioni ivi comprese).

Una specie non indigena (*non-indigenous species*) (chiamata anche esotica, introdotta, invasiva, aliena o non nativa) è definita come una specie che è stata trasferita in un ambiente al di fuori del suo habitat geografico naturale, sia a causa delle attività umane (siano esse intenzionali o accidentali) sia a causa di una dispersione attiva attraverso percorsi naturali (e.g. stretto di Gibilterra e dei Dardanelli) (Streftaris *et al.*, 2005). Dal momento che gli organismi marini non sono soggetti ad impedimenti fisici, le specie invasive costituiscono oggi una delle quattro più gravi minacce per gli oceani assieme a sorgenti

inquinanti di origine terrestre, sovrasfruttamento delle risorse marine e alterazione/distruzione degli habitat marini (<http://globallast.imo.org/index.asp>).

Questo trasferimento di specie non indigene, definita spesso come “roulette ecologica” o inquinamento biologico (Carlton & Geller, 1993), rappresenta un problema in crescita a causa degli inaspettati e potenzialmente dannosi impatti sull’ambiente, sulla salute umana e sull’economia delle zone costiere che queste invasioni possono provocare.

Diversamente da quanto accade per altre forme di inquinamento per le quali possono essere intraprese azioni di risanamento, l’impatto delle specie marine invasive il più delle volte è irreversibile (Streftaris *et al.*, 2005). Da qui nasce la necessità di prevenire, o almeno mitigare, questo tipo di inquinamento.

Per quanto concerne l’introduzione di specie microfitoplanctoniche, sono ben poche quelle documentate e accettate dalla comunità scientifica. Il problema legato a questa componente è stato ampiamente discusso da Wyatt e Carlton (2002) nell’ambito del *workshop* “*Alien marine organisms introduced by ships in the Mediterranean and Black sea*” tenutosi a Istanbul nel 2002. I punti chiave trattati sono tre:

- molte specie fitoplanctoniche sono state introdotte prima che iniziassero studi sul plancton marino, e quindi vengono ad oggi considerate specie autoctone;
- molte comunità microfitoplanctoniche sono difficili da invadere; in particolare le acque costiere del Mediterraneo sono considerate dagli autori tra i sistemi meno vulnerabili e quindi meno soggette a questo tipo di invasioni rispetto agli altri mari europei grazie ad una diversità specifica maggiore così come discusso da Tilman (1999) che conferma che anche nei sistemi terrestri una alta diversità offre maggior protezione contro le bioinvasioni.
- molte invasioni fitoplanctoniche recenti sono state semplicemente trascurate sia perchè generalmente la maggior parte delle specie microfitoplanctoniche sono considerate cosmopolite sia per la difficoltà nella determinazione tassonomica che talvolta non permette una corretta visione della comunità, dovuta soprattutto alla taglia ridotta di tali organismi.

Ecco perché, secondo Wyatt e Carlton, il numero delle specie fitoplanctoniche introdotte è sicuramente molto più alto di quello attualmente riconosciuto.

Questo è anche il motivo per cui nel corso di questo lavoro è stato deciso di non discutere di nuove introduzioni, ma di nuove segnalazioni.

Le acque di zavorra: vettori per la dispersione di organismi non indigeni

Le specie non indigene sono generalmente trasportate e rilasciate intenzionalmente o accidentalmente dall’uomo (Streftaris *et al.*, 2005), e la loro dispersione può avvenire

soprattutto attraverso il traffico marittimo e l'acquacoltura, i due maggiori vettori causa di questo fenomeno (Streftaris *et al.*, 2005; Minchin, 2007).

Le acque di zavorra sono utilizzate da tutte le navi al fine di mantenere la stabilità durante la navigazioni quando queste viaggiano prive di carico ed ogni giorno enormi quantità di acqua e di sedimenti provenienti da porti e mari di tutto il mondo vengono trasportate attraverso gli oceani come acque di zavorra dalle navi mercantili e scaricate in altre aree geografiche. Quest'acqua viene prelevata dalle aree portuali costiere e trasportata nel porto successivo, ove può venir rilasciata o scambiata. La zavorra ha così garantito fin dai tempi antichi una maggior stabilità ed una miglior manovrabilità alle navi.

Già agli inizi del secolo scorso, Ostenfeld (1908) discusse la nuova segnalazione di *Biddulphia sinensis* nel mare del Nord, dove la specie si è resa responsabile di intense fioriture, e per la prima volta venne imputato al traffico marittimo l'introduzione di una specie fitoplanctonica.

I primi veri studi sulla componente microalgale presente nelle zavorre sono stati effettuati agli inizi degli anni '90, quando estese indagini sulle zavorre delle navi entranti nei porti australiani hanno dimostrato la presenza di un'ampia varietà di Bacillariophyceae e di Dinophyceae (Hallegraeff & Bolch, 1992); in particolare, l'attenzione è stata focalizzata sulla presenza di forme di resistenza dei suddetti taxa, cioè spore per le Bacillariophyceae e cisti per le Dinophyceae. In entrambe i casi si tratta di stadi vitali che vengono prodotti dalle microalghe in condizioni di stress adatti a superare periodi avversi (Taylor, 1987; Round *et al.*, 1990). Un importante problema legato al trasporto di microalghe è la presenza di specie dannose sia per l'uomo sia per l'ambiente; infatti in tutti i lavori viene anche sottolineata la possibilità che questi vettori possano disperdere specie potenzialmente tossiche, con il rischio di ampliare i problemi, legati alla loro presenza, anche ad altri siti.

Per definire le dimensioni del problema, Carlton e Geller nel 1993 hanno stimato che più di 3000 specie sono trasportate dalle navi ogni giorno, e che già allora erano più di 40 le specie introdotte attraverso le acque di zavorra.

In particolare, studi tesi all'identificazione delle componenti autotrofa microfitoplanctonica in campioni di tali acque sono abbastanza numerosi (Lavoie *et al.*, 1999 e citazioni ivi comprese; Burkholder *et al.*, 2007; Drake *et al.*, 2007 e citazioni ivi comprese;).

Solo molto recentemente studi simili sono stati effettuati anche in zone portuali italiane (Saracino & Rubino, 2006) e in porti dell'Adriatico settentrionale (David *et al.*, 2007) rivelando anche in questi casi la potenziale pericolosità insita in queste acque.

1.3. SCOPO DEL LAVORO

Il lavoro è stato suddiviso in due parti:

- PARTE PRIMA: studio della comunità microfitoplanctonica

In questa parte è stata studiata la comunità microfitoplanctonica del golfo di Trieste, utilizzando una serie temporale ventennale, cercando di evidenziare sia le variazioni annuali sia le modificazioni che possono essersi verificate nel corso degli anni.

Lo stesso set di dati è stato inoltre utilizzato al fine di valutare la sua efficacia come strumento per evidenziare nuovi taxa per il sito di studio.

- PARTE SECONDA: zone portuali

È stato posto l'accento sullo studio della comunità microfitoplanctonica presente nelle zavorre delle navi (sperimentando diversi metodi di campionamento) e sul monitoraggio della zona portuale intesa come punto di scarico e di carico delle acque di zavorra, che rappresenta la prima zona interessata da un eventuale introduzione nonché punto di partenza per molti organismi.

2. AREA DI STUDIO

2.1. IL GOLFO DI TRIESTE

Il golfo di Trieste rappresenta la parte più settentrionale del mar Adriatico (Fig. 2.1.1) ed è un bacino poco profondo, con una profondità massima di 25 m. Si estende su una superficie di circa 600 km² con un volume di 9.5 km³ (Olivotti *et al.*, 1986). La porzione meridionale del golfo è delimitata dal transetto che va da Grado, sul versante occidentale, a Punta Salvore (Rt Savudrija), sul versante orientale (Covelli & Fontolan, 1997).

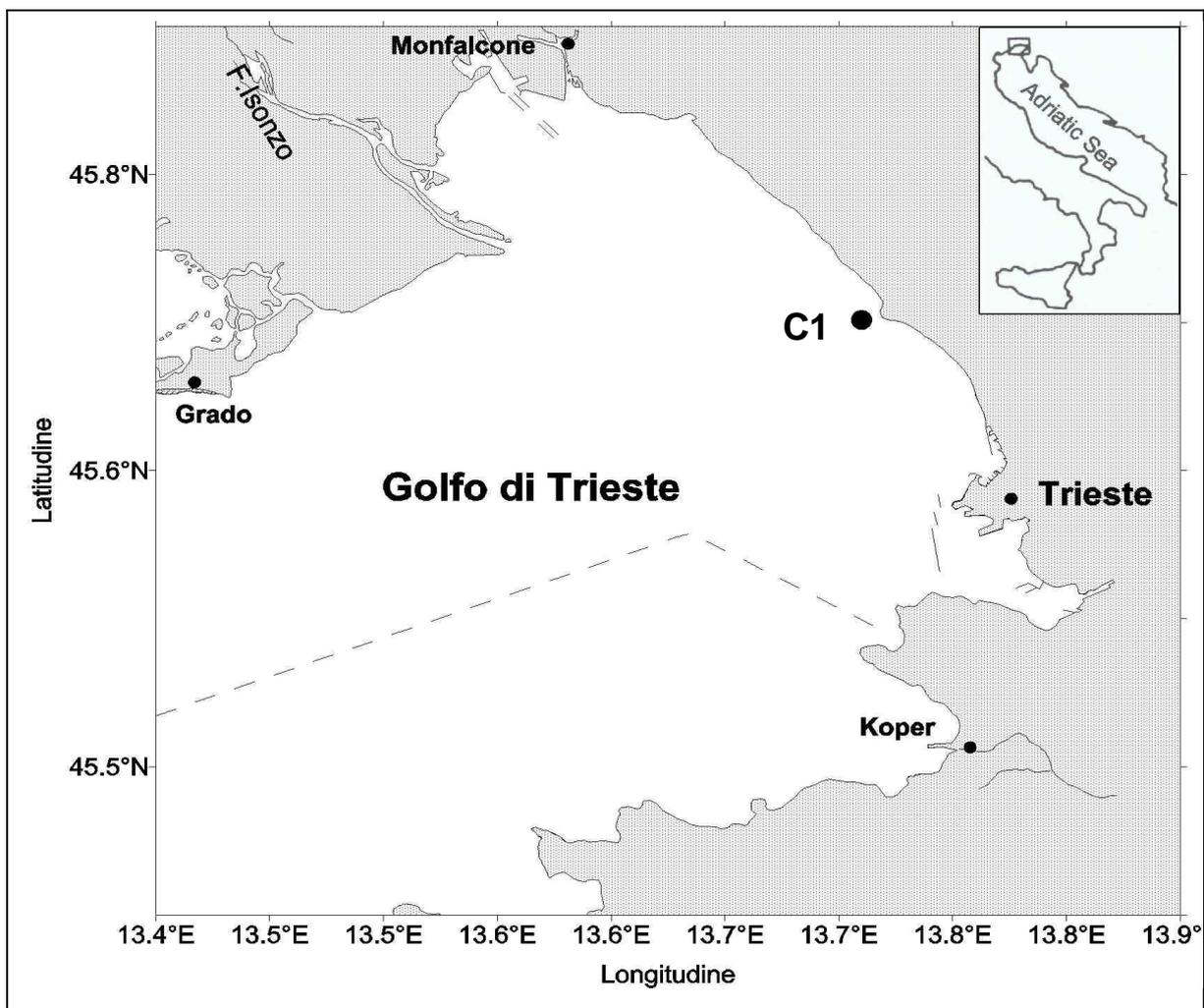


Fig. 2.1.1 Il golfo di Trieste

La temperatura dello strato superficiale presenta un andamento annuale con minimi di 9.2°C (gennaio e febbraio) e il massimo di 25.0°C (agosto), mentre lungo la colonna d'acqua la temperatura varia tra 9.2°C (febbraio e marzo) e 22.6°C (agosto) (Mala čič *et al.*, 2006).

La salinità varia in funzione degli apporti d'acqua dolce, quasi completamente a carico del fiume Isonzo (Comici & Bussani, 2007). In superficie la situazione durante l'anno risulta

meno stabile, con un minimo assoluto di 32.8 nel mese di giugno e uno relativo nel mese di ottobre e massimi nei mesi invernali che si attestano attorno ad un valore di circa 36.5 (Malačič *et al.*, 2006). Queste fluttuazioni sono dovute rispettivamente allo scioglimento dei ghiacci alpini concomitanti col picco primaverile di precipitazioni per quanto riguarda il minimo di giugno e al picco autunnale di precipitazione per il minimo di ottobre (Stravisi, 1983). Lungo la colonna d'acqua, la salinità si mantiene più stabile in un intervallo che va da 36.5 a 38.5 (Malačič *et al.*, 2006).

Inoltre, in particolari periodi dell'anno, la colonna d'acqua va incontro a stratificazione termoalina. Infatti, mentre nei periodi invernali la colonna d'acqua si presenta omogenea (fenomeno soprattutto legato al mescolamento delle acque a causa di forti venti che causano turbolenza), in primavera si assiste alla formazioni di un termoclino e di un aloclino che persistono fino all'autunno inoltrato. Nella zona sottocosta il termoclino può temporaneamente scomparire anche in estate per il mescolamento delle acque a cause di forti venti (specialmente Bora, che soffia da ENE e talvolta Maestrale, NO, e Libeccio, SO) (Mosetti, 1988).

La stratificazione della colonna porta alla distinzione di diverse masse d'acqua nel corso dell'anno. Nel periodo invernale si riconoscono due masse non ben distinte, e il passaggio da una massa all'altra è abbastanza graduale, evidenziando una colonna d'acqua quasi del tutto omogenea. La parte settentrionale del golfo è più fredda ma meno salata, essendo influenzata dagli apporti d'acqua dolce (sia fluviali sia derivanti da altre sorgenti di acqua dolce presenti nella laguna di Grado e Marano) che sono più importanti di quelli che interessano la parte meridionale. Nel periodo estivo si distinguono tre masse d'acqua: 1) una massa densa di fondo nella parte centrale del golfo; 2) acqua dolce al largo della costa settentrionale; 3) una massa d'acqua nella parte meridionale che entra nel golfo da sud (Malačič & Petelin, 2001).

La fluttazione massima di marea è di circa 1.5 m, la più alta registrata per il bacino Mediterraneo (Cardin & Celio, 1997).

Nel golfo di Trieste sono presenti due importanti zone portuali, Trieste e Capodistria (Slovenia) che svolgono l'importante compito di convogliare le merci in arrivo da diverse zone del bacino Mediterraneo verso l'Europa, mentre relativamente meno importante è il porto di Monfalcone sito nella parte più settentrionale del golfo.

3. PRIMA PARTE:
Studio della comunità microfitoplanctonica

3.1. MATERIALI E METODI

3.1.1. Analisi quali-quantitativa della comunità microfitoplanctonica

Campionamento

I campioni per l'analisi quali-quantitativa della comunità microfitoplanctonica sono stati raccolti con cadenza mensile o bimensile (marzo 1986- febbraio 1987; gennaio- dicembre 1990; agosto 2002- settembre 2005) in una stazione costiera sita nella zona di rispetto della Riserva marina di Miramare, posta a circa 200 m dalla costa denominata C1 (45° 42.05' N, 13° 42.60' E) (Fig. 3.1.1). Il sito di campionamento ha una profondità di circa 17 m.

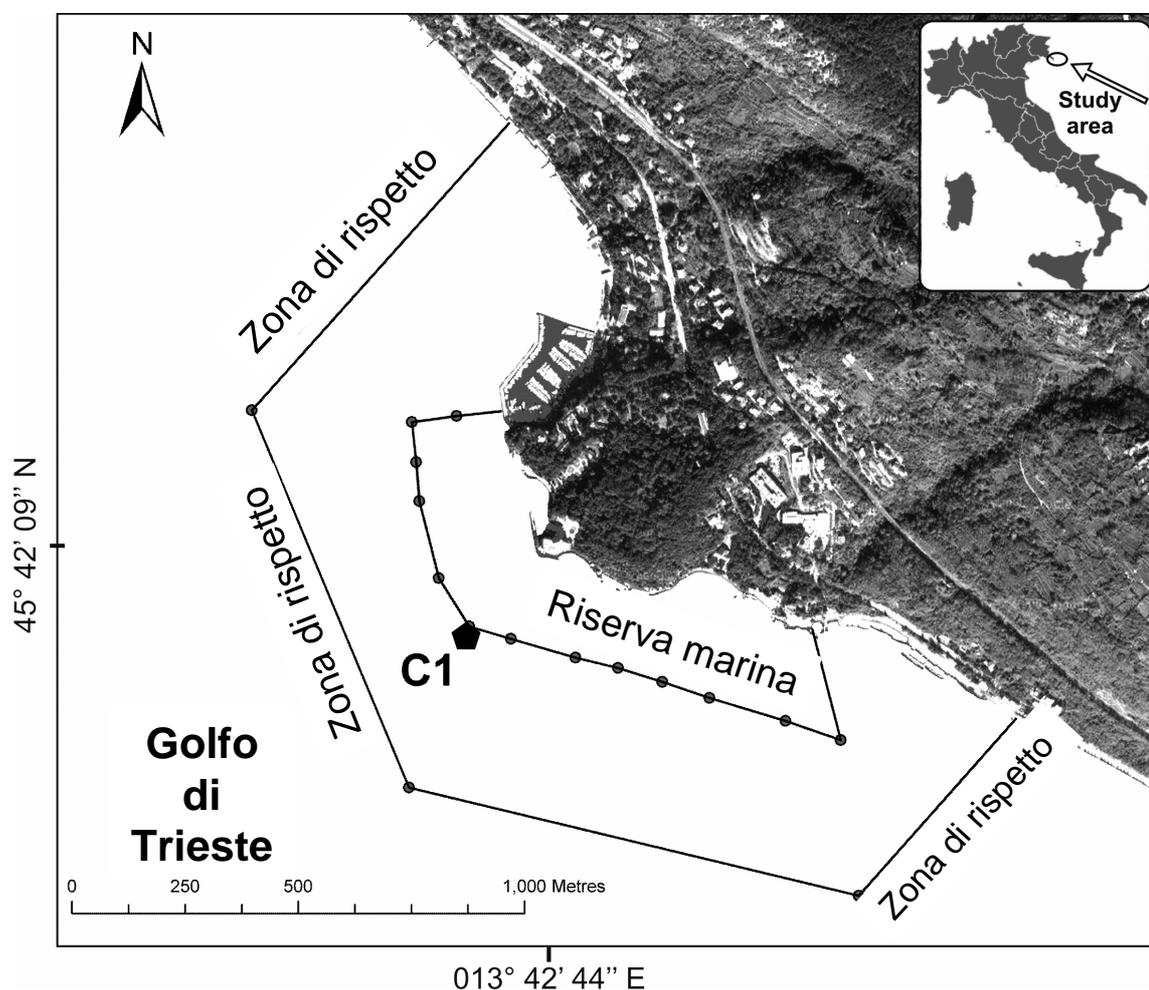


Fig. 3.1.1 Posizione della stazione C1 nel golfo di Trieste

I campioni sono stati prelevati con le bottiglie Niskin lungo tutta colonna d'acqua, più precisamente alle seguenti quote: quota superficiale, 5, 10 e 15 m e posti in bottiglie di vetro scuro, fissati con formalina tamponata con concentrazione finale del 4% (formaldeide 1.6%) e mantenuti al buio fino al momento dell'analisi.

Analisi quali-quantitativa della comunità

L'analisi quali-quantitativa è stata effettuata secondo il metodo di Utermöhl (1958) modificato da Zingone *et al.* (1990). Subcampioni di 50 mL sono stati sedimentati nella camere di sedimentazione (Thalassia) e dopo non meno di 30 ore sono stati analizzati al microscopio invertito Leitz Labovert ad un ingrandimento di 320x. Nel corso di quasi tutto lo studio sono state effettuate analisi su 1/100 dell'intera camera di sedimentazione; nel caso in cui non si raggiungesse al conteggio la quota di almeno 100 individui allora si procedeva con ulteriori frazioni. Nel caso di scarsa presenza di organismi la determinazione ed il conteggio sono stati effettuati su metà camera o su camera intera, procedura che è stata applicata da luglio 2002, a causa di una riduzione delle abbondanze microfitoplanctoniche.

Il riconoscimento tassonomico è stato basato sui seguenti testi: Peragallo e Peragallo (1897-1908), Van Heurck (1899), Kofoid e Swezy (1921), Hustedt (1927-66), Schiller (1931-37), Dodge (1985; 1982), Sournia (1986), Ricard (1987), Rines e Hargraves (1988), Tomas (1997), Chrétiennot-Dinet (1990), Bérard-Therriault *et al.* (1999), Horner (2002),

3.1.2. Analisi della serie storica

Le analisi sulle dinamiche della comunità microfitoplanctonica sono state effettuate sui dati inerenti la sola quota di superficie, in quanto questo *data set* è il più continuo e praticamente privo di interruzioni.

Gli andamenti temporali dei taxa principali, che verranno di seguito descritti, sono stati studiati applicando la funzione di autocorrelazione (per evidenziare eventuali periodicità/stagionalità nel set di dati) utilizzando il software R (R *development core team*, 2006).

I taxa analizzati (classificazione basata su Tomas (1997)) sono:

- 1- le Bacillariophyceae (o diatomee),
- 2- le Dinophyceae (o dinoflagellati),
- 3- le Coccolithophorales (ordine della classe Prymnesiophyceae), mantenute distinte dalla classe di origine in quanto a differenza di tutti i gruppi riportati al punto 4, questo viene sempre trattato separatamente, per il loro caratteristico rivestimento formato da elementi calcarei,
- 4- l'insieme di alcuni gruppi che comprende le seguenti classi: Chlorophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Dictyochophyceae, Ebridea, Euglenophyceae, Prasinophyceae, Prymnesiophyceae (ad esclusione dell'ordine delle Coccolithophorales),

5- i Fitoflagellati indeterminati (organismi microfitoplanctonici non identificabili nemmeno a livello di classe, dotati di flagello/i e generalmente di dimensioni inferiori ai 10 µm).

Da osservare che per quanto riguarda le Bacillariophyceae, nell'analisi delle abbondanze non sono stati utilizzati i dati inerenti i taxa bentonici/epifiti (in quanto la loro presenza in colonna d'acqua è dovuto ad un fenomeno di risospensione dal fondo, come verrà di seguito discusso), mentre per quanto concerne le Dinophyceae e gli altri gruppi minori, non sono stati utilizzati i dati inerenti i taxa eterotrofi (che vengono normalmente inseriti nelle liste floristiche del microfitoplancton pur non essendo autotrofi).

Per effettuare uno studio più approfondito delle dinamiche annuali e interannuali della comunità è stato utilizzato un protocollo più complesso.

Per l'analisi statistica è stato utilizzato il metodo proposto da Anneville *et al.* (2002) da noi modificato il cui schema logico è riportato in fig. 3.1.2. Tutte le analisi sono state sviluppate sfruttando i programmi di statistica Matedit (Burba *et al.*, *submitted*) e PRIMER-5 software (PRIMER-E Ltd, Plymouth, UK).

I dati di abbondanza di tutti i taxa sono stati inizialmente raccolti in una matrice nella quale le righe corrispondono alle date di campionamento e le colonne ai taxa (Fig 3.1.2 fase a).

I 339 taxa iniziali, sono stati numericamente ridotti; prima di tutto sono stati eliminati tutti quelli che non sono stati determinati almeno a livello di genere (forme indeterminate) ottenendo una lista di 324 taxa.

Per quanto concerne il genere *Pseudo-Nitzschia*, è stato effettuato un raggruppamento delle diverse specie riconosciute basandoci su quanto riportato da Tomas (1997):

- *Pseudo-nitzschia* sp.p. del "*Nitzschia delicatissima* complex" ("Ndc"): *P. delicatissima*, *P. cfr. delicatissima* e *P. pseudodelicatissima*
- *Pseudo-nitzschia* sp.p. del "*Nitzschia seriata* complex" ("Nsc"): *P. fraudulenta*, *P. cfr. fraudulenta*, *P. cfr. pungens*, *P. seriata*, *P. subfraudulenta*.
- *Pseudo-nitzschia* sp.p.

Successivamente sono stati selezionati i soli taxa presenti in più del 5% di tutti i campionamenti. La lista floristica così ridotta è stata ulteriormente analizzata al fine di eliminare i seguenti gruppi di organismi:

- taxa bentonici/epifiti, la cui presenza in colonna d'acqua è generalmente dovuta ad un fenomeno di risospensione del sedimento e della comunità bentonica, prevalentemente ascrivibili ai generi *Licmophora*, *Pleurosigma*, *Navicula*, *Nitzschia* (ad esclusione della specie ticopelagica *Nitzschia longissima*);
- taxa eterotrofi, ascrivibili ai generi *Protoberidinium* e *Gyrodinium*.

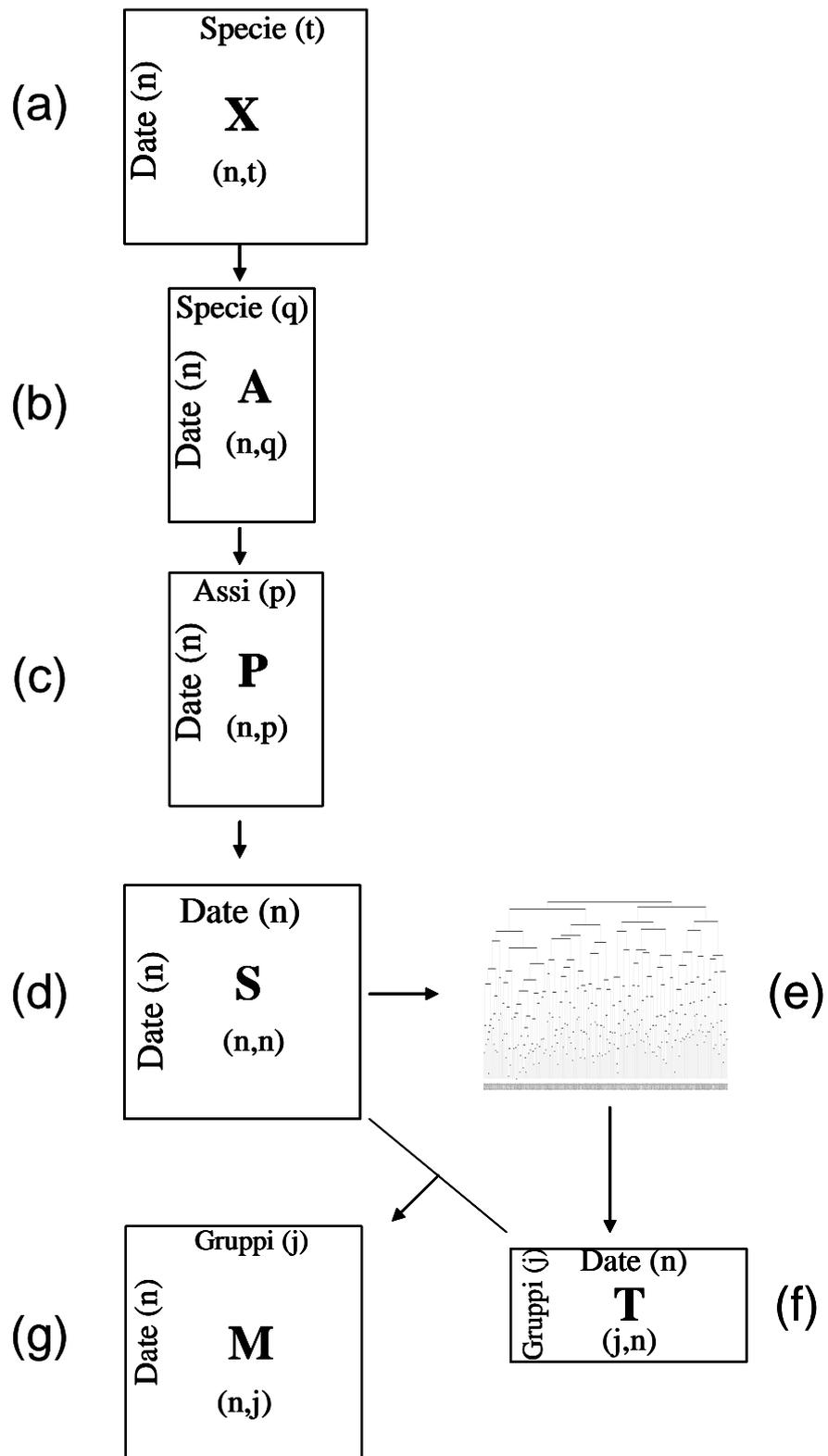


Fig 3.1.2 Diagramma di flusso del metodo statistico riassunto nelle fasi a-g

La matrice A (Fig 3.1.2, fase b) è il risultato finale di questa riduzione numerica.

Tale matrice è stata dapprima trasformata in matrice di dati espressi in termini di $\ln+1$, poi per eliminare ulteriormente le informazioni superflue e comunque quelle che potevano contribuire al rumore di fondo, sui dati logaritmicamente trasformati è stata effettuata una analisi delle componenti principali (PCA) utilizzando il software Primer-5.

Delle componenti principali risultanti sono state mantenute soltanto quelle (p) in grado di spiegare il 90% della varianza totale (matrice P) (Fig 3.1.2 fase c). Per ciascuna componente principale sono stati considerati i *PCA score*, ovvero le coordinate degli oggetti nel sistema di riferimento definito dalle componenti principali. La matrice A è stata così definitivamente trasformata in una matrice P (Fig 3.1.2, fase c) di oggetti (date di campionamento) x variabili (p).

Dalla matrice P è stata calcolata una matrice di somiglianza S (Fig 3.1.2, fase d) utilizzando come algoritmo il coseno dell'angolo.

Con il legame completo è stato quindi costruito un dendrogramma che ha permesso di distinguere diversi gruppi di campionamenti (Fig 3.1.2, fase e).

I gruppi identificati sul dendrogramma sono stati riportati nella matrice T dei gruppi (Fig 3.1.2, fase f) in cui le righe rappresentano i gruppi e gli elementi generici sono le date di campionamento appartenenti ad un determinato gruppo.

Successivamente partendo dalla matrice di somiglianza ed in base alla matrice dei gruppi è stato calcolato il grado di appartenenza di ogni oggetto ad ogni gruppo individuato.

Questo indice corrisponde alla formula di seguito riportata, e si tratta della media dei valori di somiglianza di un oggetto con ciascuno degli oggetti appartenenti ad un dato gruppo, escludendo il valore della diagonale (pari a 1):

$$M_{ij} = \frac{\sum_{k=1}^{N_{G_j}} S_{i, T_{jk}}}{N_{G_j}}, i \neq T_{jk}$$

con:

M_{ij} che è il generico elemento della matrice M (gradi di appartenenza)

T_{jk} che è il generico elemento della matrice T dei gruppi di campionamenti dove j, che è l'indice di riga, rappresenta i gruppi e varia tra 1 ed il numero dei gruppi identificati e k, che è l'indice di colonna, varia tra 1 e N_{G_j} (numero dei componenti del gruppo j-esimo)

Il grado di appartenenza definisce quanto un oggetto è legato al gruppo al quale è stato destinato dalla classificazione: avendo utilizzato come coefficiente di somiglianza il coseno dell'angolo, i gradi di appartenenza variano tra -1 e +1.

Analizzando i gradi di appartenenza di ogni oggetto a ciascuno dei gruppi (Fig 3.1.2, fase g), è stata effettuata una riallocazione spostando gli oggetti, dove necessario, nel gruppo rispetto al quale risultava massimo questo loro valore.

Tutte le elaborazioni di seguito effettuate si sono basate sui gruppi ottenuti dopo la riallocazione.

A questo punto è stata ottenuta la mappatura dell'intera serie storica assegnando un colore a ciascun gruppo e quindi a ciascun oggetto (data di campionamento).

Di seguito per ciascun gruppo sono state identificate le associazioni specifiche caratterizzanti, applicando l'indice IndVal (*Indicator Value*) proposto da Dufrêne & Legendre (1997).

Questo indice è ottenuto dal prodotto di altri due indici: specificità e fedeltà.

$$\text{IndVal} = 100 \times (\text{SP}_{j,q} \times \text{FI}_{j,q})$$

Dove la specificità è così definita:

$$\text{SP}_{j,q} = \frac{\text{NI}_{j,q}}{\text{NI}_{+j}}$$

con:

$\text{SP}_{j,q}$ che è la specificità del taxon q con il gruppo di campionamenti G_j

$\text{NI}_{j,q}$ che è la media dell'abbondanza del taxon q nei campionamenti di G_j

NI_{+j} che è la somma delle medie del taxon q all'interno di tutti i gruppi

e la fedeltà è definita come:

$$\text{FI}_{j,q} = \frac{\text{NS}_{j,q}}{\text{NI}_{j+}}$$

con:

$\text{FI}_{j,q}$ che è la fedeltà del taxon q al gruppo di campionamenti G_j

$\text{NS}_{j,q}$ che è il numero di campionamenti all'interno del gruppo G_j in cui il taxon q è presente

NI_{j+} che è il numero totale di campionamenti di G_j ed è uguale a N_{G_j}

La specificità di un taxon per un gruppo è maggiore se il taxon in oggetto è presente soltanto in quel gruppo; la fedeltà di un taxon ad un dato gruppo è maggiore se il taxon è presente in tutti gli oggetto del gruppo in esame.

Sono stati considerati taxa caratteristici di un dato gruppo di campionamenti quelli con IndVal maggiore del 15%.

Alti valori IndVal indicano che i taxa non sono presenti nei campionamenti in maniera casuale, per cui quelli selezionati per ciascun gruppo saranno da ritenersi “associazioni fitoplanctoniche” (*phytoplankton assemblages*) (Anneville *et al.*, 2002).

3.1.3. Nuove segnalazioni: 1986 e 2005

Per stimare se sia possibile utilizzare una serie temporale anche per valutare l'eventuale introduzione di nuovi taxa nell'area di studio le liste floristiche stilate annualmente sono state confrontate tra loro. Al fine di utilizzare tutti i dati a disposizione si è proceduto ad un'integrazione delle liste di tutte e quattro le quote regolarmente campionate nel corso del periodo.

Prima di effettuare i confronti, tutti i taxa presenti sono stati aggiornati al fine di evitare sinonimie che avrebbero potuto indurre in errore nel corso del lavoro.

I taxa determinati in maniera dubbia (e.g. *Prorocentrum* cfr. *triestinum*, Cfr. *P. triestinum*) sono stati considerati come nuove segnalazioni soltanto dal momento in cui è stato rilevato lo stesso taxon in maniera certa (*Prorocentrum triestinum*). L'eventuale comparsa di tali taxa dubbi prima di quelli determinati con certezza, è stata comunque segnalata.

Sono state infine indicate alcune specie la cui determinazione è basata su caratteri sistematici piuttosto certi e di particolare interesse ecologico.

3.2. RISULTATI

3.2.1. La comunità microfitoplanctonica

Per lo studio effettuato sulla serie storica in questa prima parte del lavoro sono stati utilizzati esclusivamente i dati di abbondanze microfitoplanctoniche inerenti allo strato superficiale, in quanto il *data set* è più completo e privo di interruzioni, fatta esclusione per i seguenti mesi: gennaio 1987, marzo e luglio 1988 e marzo 2005.

Le analisi quali-quantitative effettuate nel corso del periodo di studio (marzo 1986-settembre 2005) hanno evidenziato un'alta variabilità nella comunità microfitoplanctonica sia in termini di abbondanze (Tab. 3.2.1) sia in termini di composizione floristica (Tab. 3.2.2).

Tab. 3.2.1 Statistica descrittiva relativa alle abbondanze ai principali gruppi fitoplanctonici (dati espressi in cell L⁻¹)

	Bacillariophyceae	Dinophyceae	Coccolithophorales	Altri gruppi	Fitoflagellati indet.
media	368196	17823	14792	55054	754989
dev st	653835	32136	158968	116874	977560
mediana	103000	8000	0	10000	283000
minimo	0	0	0	0	0
massimo	5298000	232000	2640000	854800	7200000
1° quartile	22120	2000	0	2000	8000
3° quartile	447500	18000	2000	40000	1320000

Tab. 3.2.2 Composizione floristica dei principali gruppi fitoplactonici; i taxa di dubbia determinazione sono stati equiparati come singola unità tassonomica per il conteggio dei taxa totali (e.g.: *Prorocentrum triestinum*, *P. cfr. triestinum* e *cfr. P. triestinum* non sono stati considerati come 3 taxa ma come taxon unico)

	Taxa	Generi	Specie
Bacillariophyceae	139	52	97
Dinophyceae	103	26	83
Coccolithophorales	21	10	13
Chlorophyceae	2	1	-
Chrysophyceae	6	2	3
Cryptophyceae	2	1	1
Cyanophyceae	1	-	-
Dictyochophyceae	9	3	6
Ebridea	3	2	2
Euglenophyceae	5	3	1
Prasinophyceae	2	1	-
Prymnesiophyceae (ad eccezione dell'ordine delle Coccolithophorales)	7	3	4
Fitoflagellati indeterminati	1	-	-

Nelle figg. 3.2.1-5 sono stati riportati gli andamenti dei cinque gruppi principali in cui è stata divisa la comunità microfitoplanctonica.

La composizione floristica della comunità microfitoplanctonica è stata riportata nelle tabb. 3.2.4,6-8 dove sono state riportate anche alcune informazioni inerenti i taxa citati.

La comunità risulta essere composta principalmente da Bacillariophyceae e da Dinophyceae, rispettivamente 139 e 103 taxa osservati, che sono le classi dominanti in termine di numero di taxa mentre le Coccolithophorales e gli altri gruppi tassonomici raggiungono rispettivamente i 21 e i 38 taxa.

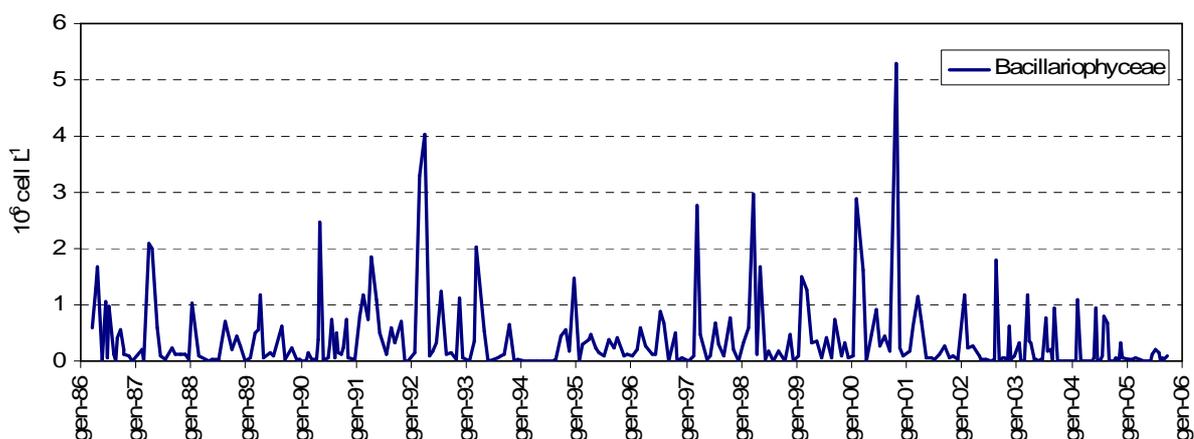


Fig. 3.2.1 Andamento dell'abbondanza totale delle Bacillariophyceae da marzo 1986 e settembre 2005

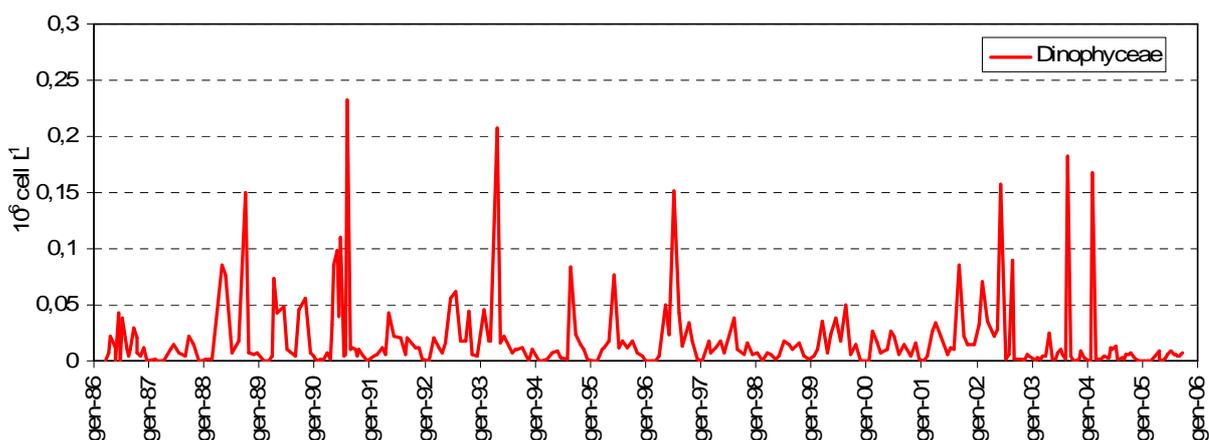


Fig. 3.2.2 Andamento dell'abbondanza totale delle Dinophyceae da marzo 1986 e settembre 2005

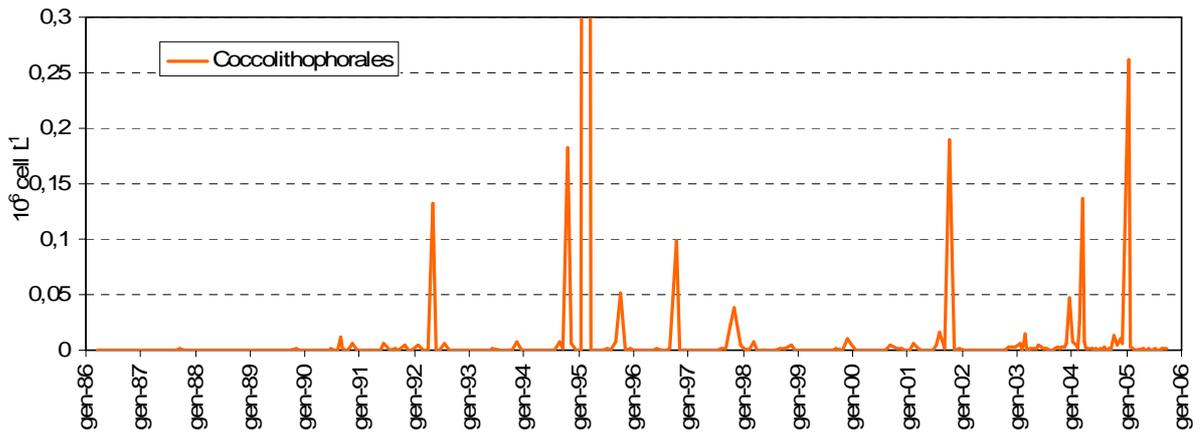


Fig. 3.2.3 Andamento dell'abbondanza totale delle Coccolithophorales da marzo 1986 e settembre 2005

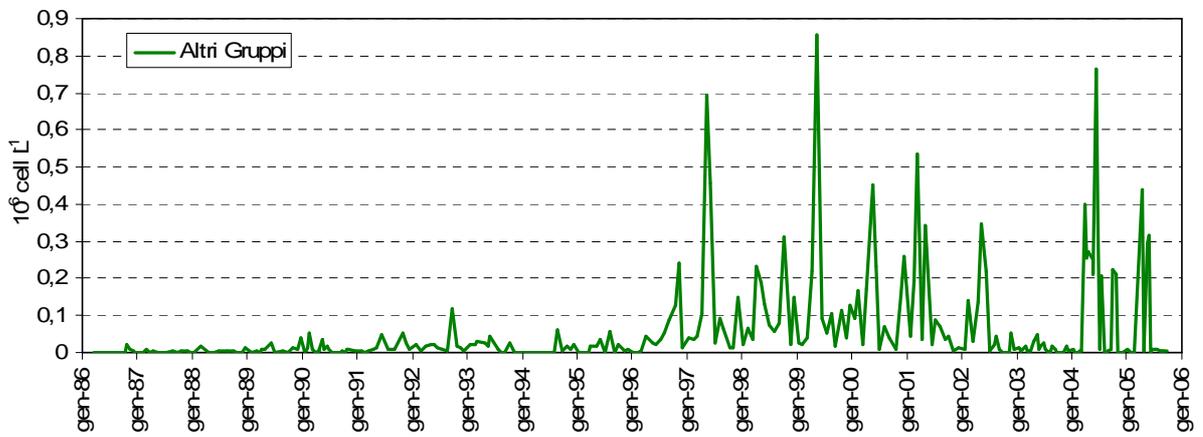


Fig. 3.2.4 Andamento dell'abbondanza totale degli "Altri Gruppi" da marzo 1986 e settembre 2005

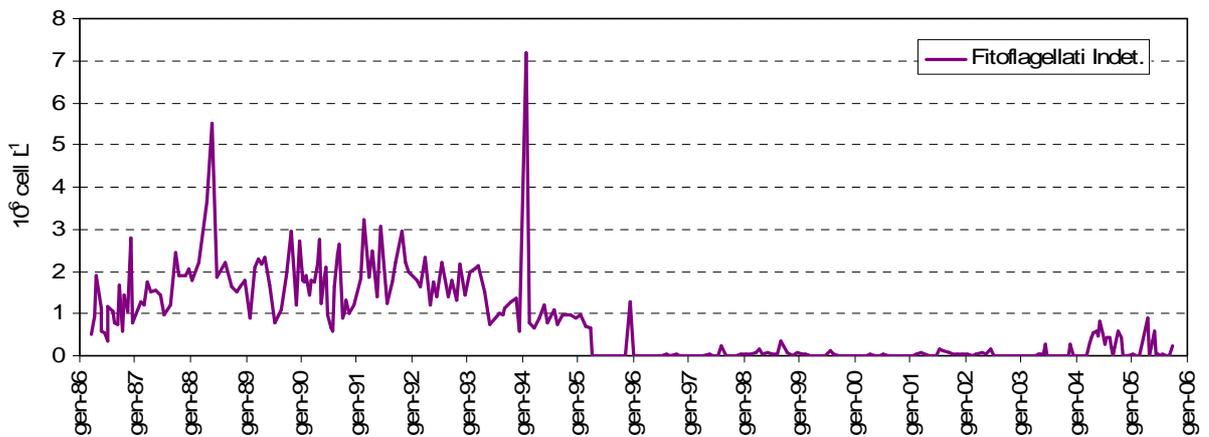


Fig. 3.2.5 Andamento dell'abbondanza totale dei fitoflagellati indeterminati da marzo 1986 e settembre 2005

Le Bacillariophyceae (o diatomee) sono generalmente sempre presenti, tranne nei campioni di agosto e ottobre 1998 e aprile 2000, e raggiungono talvolta valori molto elevati (massima abbondanza osservata 5.3×10^6 cell L^{-1}). La media si attesta attorno ad un valore di $(3.7 \pm 6.5) \times 10^5$ cell L^{-1} ; la deviazione standard è molto elevata, ad indicare un'alta variabilità nelle abbondanze sia nel corso dell'intero periodo considerato (Fig. 3.2.1) sia durante l'anno (Fig. 3.2.6)

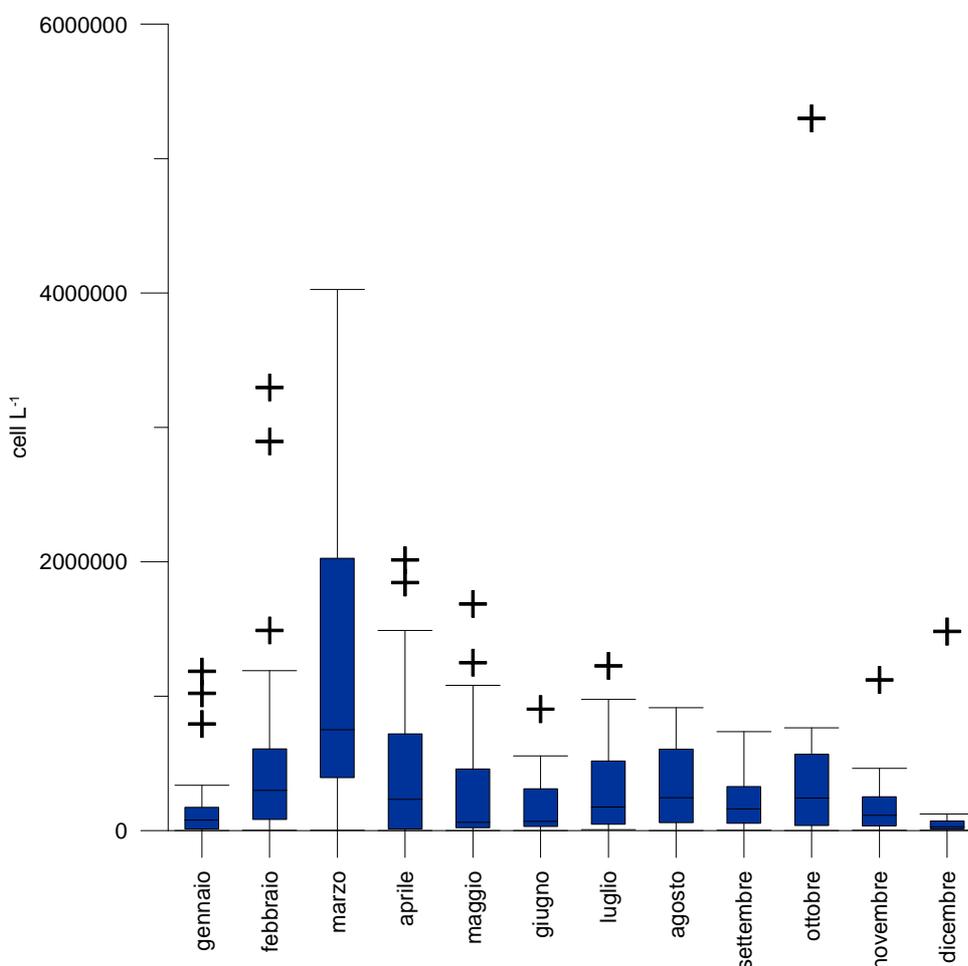


Fig. 3.2.6 Ciclo annuale medio delle Bacillariophyceae

Infatti, considerando la variabilità intrannuale (Fig. 3.2.6), si osserva che la comunità delle diatomee raggiunge la sua massima densità nei mesi di fine inverno ed inizio primavera, si riduce poi nei mesi di inizio estate e per aumentare di nuovo nei mesi estivi ed autunnali. In inverno (novembre e dicembre) diminuisce nuovamente. Il picco assoluto dei mesi tardo invernali-primaverili è imputabile allo sviluppo di fioriture tipiche di questo periodo in golfo e di questo gruppo di microalghe. La funzione di autocorrelazione ha evidenziato una periodicità in corrispondenza di un intervallo di 12 mesi, con un livello di confidenza del 99.9%.

In tab. 3.2.3 sono state riportate tutte le fioriture di particolare rilevanza riscontrate nel corso del periodo (sono stati selezionati quelli con abbondanze, relative alla comunità delle diatomee, maggiori o uguali a 1×10^6 cell L⁻¹). Generalmente le fioriture primaverili sono caratterizzate dalla presenza di poche specie responsabili dell'evento e solitamente queste sono *Skeletonema costatum*, *Lauderia annulata*, *Leptocylindrus danicus* e specie appartenenti al genere *Pseudo-nitzschia*, *Thalassiosira* e *Chaetoceros*. Su 16 eventi di *bloom* invernali-primaverili segnalati, ben 11 sono caratterizzati dalla presenza di *S. costatum* ed in particolare in 7 di questi la suddetta specie è la responsabile principale del fenomeno. E' interessante notare che nei *bloom* del 1986, del 1991 e del 1992 allo sviluppo e declino della popolazione di *S. costatum* segue quello di altre diatomee coloniali ascrivibili al genere *Pseudo-nitzschia*. Negli ultimi 5 anni del periodo, invece, si è osservato un cambiamento delle specie coinvolte nelle fioriture invernali; infatti in marzo 2001 e gennaio 2002 è stata la diatomea *Asterionellopsis glacialis* una delle principali cause di questo fenomeno, mentre in marzo 2003 e febbraio 2004 la fioritura è stata a carico di diatomee coloniali ascrivibili al genere *Chaetoceros*.

Tab. 3.2.3 Eventi di fioriture a carico delle Bacillariophyceae segnalati da marzo 1986 a settembre 2005 (dati espressi in 10^3 cell L^{-1}); la prima colonna riporta il numero progressivo per ciascun evento (talvolta lo stesso evento è stato osservato in campionamenti successivi). I colori che identificano ciascun campionamento (data) distinguono i periodi in cui le fioriture sono avvenute: azzurro- inverno-inizio primavera; giallo- metà primavera; arancio- estate; verde- inizio autunno.

		<i>Asterionellopsis glacialis</i>	<i>Cerataulina pelagica</i>	<i>Chaetoceros anastomosans</i>	<i>Chaetoceros curvisetus</i>	<i>Chaetoceros decipiens</i>	<i>Chaetoceros</i> sp.p.	<i>Cyclotella</i> sp.p.	<i>Hemiaulus hauckii</i>	<i>Lauderia annulata</i>	<i>Leptocylindrus danicus</i>	<i>Proboscia alata</i>	<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.p. del "Nitzschia delicatissima complex"	<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.p. del "Nitzschia seriata complex"	<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.p.	<i>Skeletonema costatum</i>	<i>Thalassionema nitzschioides</i>	<i>Thalassiosira angulata</i>	<i>Thalassiosira</i> sp.p.
1	7-apr-86 21-apr-86										116				620	490			
2	16-giu-86										292	134			1674		408		
3	9-lug-86										124								570
4	25-mar-87 14-apr-87															454		1542	
5	9-gen-88								996							1944			
6	18-ago-88										180				208	220			
7	10-apr-89															1080			
8	11-mag-90														520				1880
9	29-gen-91 19-feb-91 16-apr-91															764			
10	13-mag-91														1524	312			
11	25-feb-92 2-apr-92									448						2580			
12	20-lug-92		228			360					128				3420	562			
13	13-nov-92										1060					188			
14	10-mar-93															1912			
15	13-dic-94													220		1200			
16	15-feb-95																		
17	12-mar-97						148						2282	274					
18	17-mar-98												2436			410			
19	6-mag-98																		1628
20	8-feb-99 12-mar-99						560			554 849						136			
21	7-feb-00 14-mar-00				324											371			
22	12-giu-00						603						198			2646			493
23	23-ott-00										148								
24	12-mar-01	430												290		184			
25	16-gen-02	944	124																
26	20-ago-02		124	882			420												
27	12-mar-03						1170												
28	11-feb-04						1073												
29	8-giu-04		724					212											

Sono stati rilevati anche alcuni bloom a fine primavera (maggio 1990, 1991 e 1998) a carico di *Chaetoceros* sp.p., *Pseudo-nitzschia* sp.p e *Thalassiosira* sp.p.

Inoltre, nel corso della stagione estiva di alcuni anni (1986, 1988, 1992, 2000, 2002, 2004) sono state registrate elevate abbondanze di diatomee; nella maggior parte di questi fenomeni le specie responsabili osservate sono state diverse ed in particolare meritano una segnalazione *Leptocylindrus danicus*, *Proboscia alata*, *Cerataulina pelagica*, *Chaetoceros* sp.p..

L. danicus è stato anche responsabile di una fioritura monospecifica osservata nel novembre del 1992 con una densità di più di 1×10^6 cell L⁻¹.

Per quanto riguarda la composizione floristica della comunità (riportata in tab. 3.2.4), oltre ai taxa già citati in precedenza, nella lista sono presenti anche diatomee che generalmente non vivono in colonna d'acqua, ma su substrati di varia natura (bentoniche ed epifite) oppure che si adattano indifferentemente alla vita in colonna d'acqua o su sedimento (ticopelagiche) (tab. 3.2.4); i taxa ascrivibili a questo gruppo sono 46.

Tab. 3.2.4 Lista floristica delle Bacillariophyceae; sono riportate anche l'ecologia (Cibic *et al.*, 2007 a) (bent-bentonica, epif-epifita, planc-planctonica) e l'organizzazione (colon-coloniale, sing-singola) di ogni taxa.

	ecologia	organizzazione
<i>Achnanthes</i> sp.p.	bent/epif	colon
<i>Amphora</i> sp.p.	bent	sing
<i>Asterionellopsis glacialis</i> (Castracane) Round	planc	colon
<i>Asteromphalus hookeri</i> Ehrenberg	planc	sing
<i>Asteromphalus</i> sp.p.	planc	sing
<i>Bacteriastrum biconicum</i> Pavillard	planc	colon
<i>Bacteriastrum delicatulum</i> Cleve	planc	colon
<i>Bacteriastrum</i> cfr. <i>delicatulum</i>	planc	colon
<i>Bacteriastrum</i> sp.p.	planc	colon
<i>Biddulphia alternans</i> (J.W. Bailey) Van Heurck	planc	colon
<i>Campylodiscus</i> sp.p.	bent	sing
<i>Campylosira</i> sp.p.	bent	sing
<i>Catacombas gaillonii</i> Williams & Round	epif	sing
<i>Cerataulina pelagica</i> (Cleve) Hendey	planc	colon
<i>Cerataulina</i> sp.p.	planc	colon
<i>Chaetoceros affinis</i> Lauder	planc	colon
<i>Chaetoceros anastomosans</i> Grunow in Van Heurck	planc	colon
<i>Chaetoceros atlanticus</i> Cleve	planc	colon
<i>Chaetoceros</i> cfr. <i>atlanticus</i>	planc	colon
<i>Chaetoceros</i> cfr. <i>brevis</i> Schütt	planc	colon
<i>Chaetoceros castracanei</i> Karsten	planc	colon
<i>Chaetoceros contortus</i> Schütt	planc	colon
<i>Chaetoceros curvisetus</i> Cleve	planc	colon
<i>Chaetoceros dadayi</i> Pavillard	planc	colon
<i>Chaetoceros danicus</i> Cleve	planc	colon
<i>Chaetoceros decipiens</i> Cleve	planc	colon
<i>Chaetoceros didymus</i> Ehrenberg	planc	colon
<i>Chaetoceros</i> cfr. <i>gracilis</i> Schütt	planc	colon
<i>Chaetoceros lacinosus</i> Schütt	planc	colon

	ecologia	organizzazione
<i>Chaetoceros lauderi</i> Ralfs	planc	colon
<i>Chaetoceros lorenzianus</i> Grunow	planc	colon
<i>Chaetoceros messanensis</i> Castracane	planc	colon
<i>Chaetoceros pseudocurvisetus</i> Mangin	planc	colon
<i>Chaetoceros similis</i> Cleve	planc	colon
<i>Chaetoceros socialis</i> Lauder	planc	colon
<i>Chaetoceros tenuissimus</i> Meunier	planc	sing
<i>Chaetoceros teres</i> Cleve	planc	colon
<i>Chaetoceros tortissimus</i> Gran	planc	colon
<i>Chaetoceros</i> sp.p.	planc	colon/sing
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	bent	sing
<i>Cocconeis</i> sp.p.	bent	sing
<i>Corethron criophilum</i> Castracane	planc	sing
<i>Coscinodiscus</i> sp.p.	planc	sing
<i>Cyclotella</i> sp.p.	planc	colon
<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenberg) Lewin & Reimann	ticopel	sing
Cfr. <i>Cylindrotheca closterium</i>	ticopel	sing
<i>Cylindrotheca fusiformis</i> Lewin & Reimann	ticopel	sing
<i>Cymbella</i> sp.p.	bent/epif	colon/sing
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i> (Bergon) Hasle	planc	colon
<i>Diatoma elongatum</i> Agardh	bent	colon
<i>Diatoma</i> sp.p.	bent	colon
<i>Dimeregramma marinum</i> Ralf in Pritchard	bent	colon
<i>Dimeregramma</i> sp.p.	bent	colon
<i>Diploneis bombus</i> Ehrenberg	bent	sing
<i>Diploneis crabro</i> Ehrenberg	bent	sing
<i>Diploneis smithii</i> Cleve	bent	sing
<i>Diploneis</i> sp.p.	bent	sing
<i>Ditylum brightwelli</i> (West) Grunow in Van Heurck	planc	sing
<i>Eucampia cornuta</i> (Cleve) Grunow	planc	colon
<i>Eucampia zodiacus</i> Ehrenberg	planc	colon
<i>Eucampia</i> sp.p.	planc	colon
<i>Fragilaria</i> sp.p.	planc	colon
<i>Fragilariopsis</i> sp.p.	planc	colon
Cfr. <i>Fragilariopsis</i> sp.p.	planc	colon
<i>Grammatophora marina</i> Kützing	bent/epif	colon
<i>Grammatophora</i> sp.p.	bent/epif	colon
<i>Guinardia delicatula</i> (Cleve) Hasle	planc	colon
<i>Guinardia flaccida</i> (Castracane) Peragallo	planc	colon
<i>Guinardia</i> sp.p.	planc	colon
<i>Guinardia striata</i> (Stolterfoth) Hasle	planc	colon
<i>Guinardia tubiformis</i> (Hasle) Hasle	planc	colon
<i>Gyrosigma acuminatum</i> Rabenhorst	bent	sing
<i>Haslea wawrikan</i> (Hustedt) Simonsen	planc	sing
<i>Haslea</i> cfr. <i>wawrikan</i>	planc	sing
<i>Hemiaulus hauckii</i> Grunow in Van Heurck	planc	colon
<i>Hemiaulus sinensis</i> Greville	planc	colon
<i>Hemiaulus</i> sp.p.	planc	colon
<i>Lauderia annulata</i> Cleve	planc	colon
Cfr. <i>Lauderia annulata</i>	planc	colon
<i>Leptocylindrus danicus</i> Cleve	planc	colon
<i>Leptocylindrus</i> cfr. <i>danicus</i>	planc	colon
<i>Leptocylindrus danicus</i> var. <i>adriaticus</i> Cleve	planc	colon
<i>Leptocylindrus mediterraneus</i> (Peragallo) Hasle	planc	colon

	ecologia	organizzazione
<i>Leptocylindrus minimus</i> Gran	planc	colon
<i>Leptocylindrus</i> cfr. <i>minimus</i>	planc	colon
<i>Licmophora abbreviata</i> Agardh	bent/epif	colon
<i>Licmophora gracilis</i> Grunow	bent/epif	colon
<i>Licmophora</i> sp.p.	bent/epif	colon/sing
<i>Lioloma pacificum</i> (Cupp) Hasle	planc	sing
<i>Lioloma</i> cfr. <i>elongatum</i> (Grunow) Hasle	planc	sing
<i>Melosira moniliformis</i> Agardh	bent	colon
<i>Melosira</i> sp.p.	bent	colon
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	bent	sing
<i>Navicula directa</i> Ralfs	bent	sing
<i>Navicula</i> cfr. <i>directa</i>	bent	sing
<i>Navicula pygmaea</i> Kützing	bent	sing
<i>Navicula</i> sp.p.	bent	sing
<i>Nitzschia</i> cfr. <i>distans</i> Gregory	bent	sing
<i>Nitzschia</i> cfr. <i>fruticosa</i> Hustedt	epif	sing
Cfr. <i>Nitzschia fruticosa</i>	epif	sing
<i>Nitzschia longissima</i> (Brébisson in Kützing) Ralfs	ticopel	sing
<i>Nitzschia lorenziana</i> Grunow	bent	sing
<i>Nitzschia</i> cfr. <i>lorenziana</i>	bent	sing
<i>Nitzschia sigma</i> Smith	bent	sing
<i>Nitzschia</i> sp.p.	bent	sing
<i>Paralia sulcata</i> Cleve	bent	colon
<i>Pinnularia</i> sp.p.	bent	sing
<i>Plagiotropis</i> sp.p.	bent	sing
<i>Pleurosigma angulatum</i> Smith	bent	sing
<i>Pleurosigma directum</i> Grunow	bent	sing
<i>Pleurosigma</i> sp.p.	bent	sing
<i>Proboscia alata</i> (Brightwell) Sundström	planc	sing
Cfr. <i>Proboscia alata</i>	planc	sing
<i>Proboscia indica</i> (Peragallo) Hernández-Becerril	planc	sing
<i>Pseudo-nitzschia delicatissima</i> (Cleve) Heiden	planc	colon
<i>Pseudo-nitzschia</i> cfr. <i>delicatissima</i>	planc	colon
<i>Pseudo-nitzschia fraudulenta</i> (Cleve) Hasle	planc	colon
<i>Pseudo-nitzschia</i> cfr. <i>fraudulenta</i>	planc	colon
<i>Pseudo-nitzschia multistriata</i> (Takano) Takano	planc	colon
<i>Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima</i> (Hasle) Hasle	planc	colon
<i>Pseudo-nitzschia</i> cfr. <i>pungens</i> (Grunow ex Cleve) Hasle	planc	colon
<i>Pseudo-nitzschia seriata</i> (Cleve) Peragallo	planc	colon
<i>Pseudo-nitzschia subfraudulenta</i> Hasle	planc	colon
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.p. del " <i>Nitzschia delicatissima</i> complex"	planc	colon
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.p. del " <i>Nitzschia seriata</i> complex"	planc	colon
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.p.	planc	colon
<i>Pseudosolenia calcar-avis</i> (Schultze) Sundström	planc	colon
<i>Rhabdonema</i> sp.p.	epif	colon
<i>Rhizosolenia</i> cfr. <i>fallax</i> Sundström	planc	sing
<i>Rhizosolenia hebetata</i> Bailey	planc	sing
<i>Rhizosolenia</i> cfr. <i>hebetata</i>	planc	sing
<i>Rhizosolenia imbricata</i> Brightwell	planc	sing
<i>Rhizosolenia robusta</i> Norman ex Ralfs	planc	sing
<i>Rhizosolenia styliformis</i> Brightwell	planc	sing
<i>Rhizosolenia</i> cfr. <i>styliformis</i>	planc	sing
<i>Rhizosolenia</i> sp.p.	planc	sing
<i>Skeletonema costatum</i> (Greville) Cleve	planc	colon

	ecologia	organizzazione
<i>Skeletonema</i> sp.p.	planc	colon
<i>Striatella unipunctata</i> (Lyngbye) Agardh	epif	sing
<i>Synedra fulgens</i> Smith	bent	sing
<i>Synedra</i> sp.p.	bent	sing
<i>Thalassionema frauenfeldii</i> (Grunow) Hallegraeff	planc	colon
<i>Thalassionema nitzschioides</i> (Grunow) Mereschkowsky	planc	colon
<i>Thalassionema</i> cfr. <i>nitzschioides</i>	planc	colon
<i>Thalassionema</i> sp.p.	planc	colon
<i>Thalassiosira angulata</i> (Gregory) Hasle	planc	colon
<i>Thalassiosira gravida</i> Cleve	planc	colon
<i>Thalassiosira mendiolana</i> Hasle & Heimdal	planc	colon
<i>Thalassiosira rotula</i> Meunier	planc	colon
<i>Thalassiosira</i> sp.p.	planc	colon
Cfr. <i>Thalassiosira</i> sp.p.	planc	colon
<i>Thalassiothrix longissima</i> Cleve & Grunow	planc	colon
<i>Thalassiothrix mediterranea</i> Pavillard	planc	colon
<i>Thalassiothrix</i> sp.p.	planc	colon
Centriche indet.	-	-
Pennate indet.	-	-
Bacillariophyceae indet.	-	-

La presenza di tali organismi è dovuta ad un fenomeno di risospensione del sedimento (con relativa comunità fitobentonica), soprattutto in zone dove la profondità non è molto elevata come la stazione considerata e comunque la loro abbondanza nel corso dell'anno non è particolarmente elevata, seppur presentino un picco a febbraio e uno in ottobre (Fig. 3.2.7).

I taxa tipicamente planctonici (90) sono per la maggior parte coloniali (80%); si tratta, infatti, di un classico adattamento utile ad aumentare la stabilità in colonna e ridurre quindi la velocità di sedimentazione. Tra tutti i taxa osservati, il genere più importante è *Chaetoceros*, con 22 specie riconosciute; tra queste va evidenziata la presenza di *C. tenuissimus*, l'unica specie osservata che non forma colonie e di *C. dadayi*, che vive in simbiosi con un microzooplanctonte appartenente al gruppo dei Tintinnidi.

Un altro genere importante è *Pseudo-nitzschia* con 7 specie riconosciute, tra le quali le più frequenti sono *P. delicatissima*, *P. pseudodelicatissima*. Generalmente questo genere viene diviso in due complessi che sono *Pseudo-nitzschia* sp.p. del "*Nitzschia delicatissima* complex" e *Pseudo-nitzschia* sp.p. del "*Nitzschia seriata* complex".

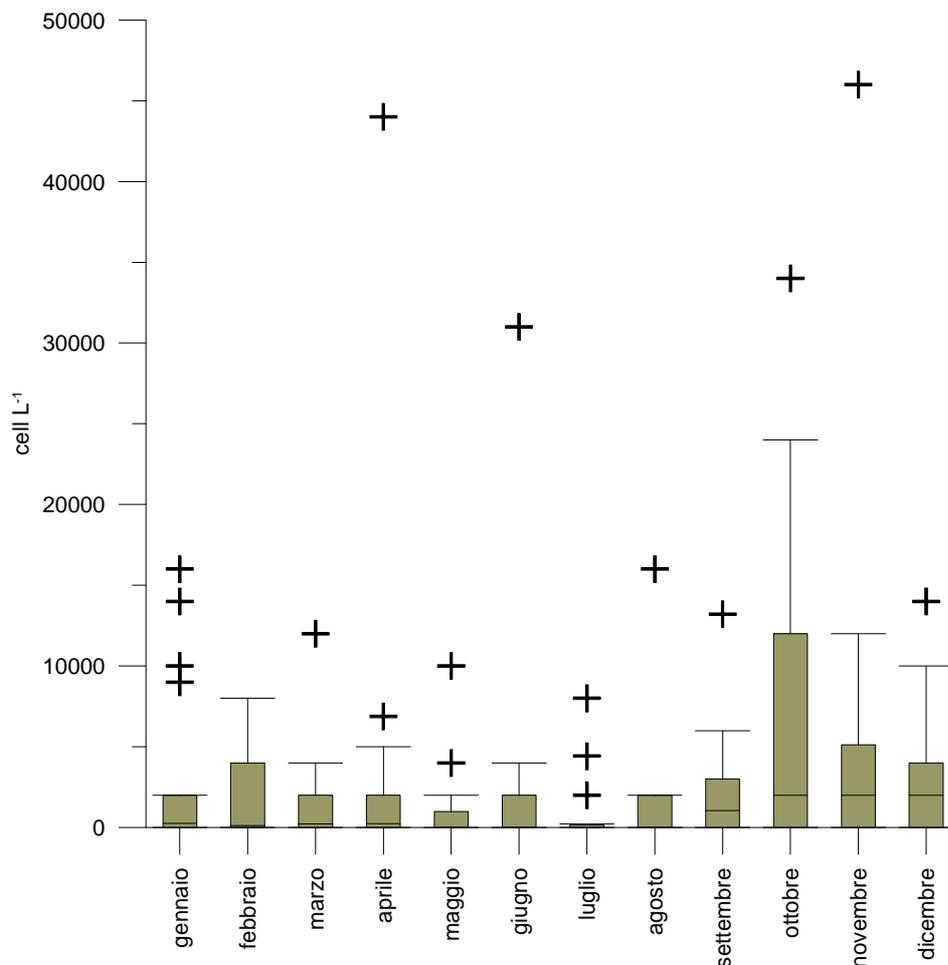


Fig. 3.2.7 Ciclo annuale medio delle Bacillariophyceae bentoniche

Anche la classe delle Dinophyceae è sempre presente nel popolamento fitoplanctonico ad esclusione di alcuni campionamenti (21 su 282) tutti relativi al periodo invernale.

In termini di densità algali, questo gruppo è sempre meno abbondante rispetto alle diatomee con una media totale di $(17.8 \pm 32.1) \times 10^3$ cell L⁻¹; il massimo è stato di 232×10^3 cell L⁻¹, registrato agli inizi dell'agosto 1990 quasi totalmente a carico del dinoflagellato autotrofo *Lingulodinium polyedrum*.

In fig. 3.2.8 viene riportato l'andamento medio annuo ottenuto mediando le abbondanze rilevate per ogni mese. I dati suggeriscono un'andamento caratteristico che raggiunge il suo massimo nei periodi primaverile-estivi con picchi in giugno, agosto e settembre; nei restanti mesi le densità relative a questa classe calano raggiungendo i minimi assoluti nei mesi di gennaio e dicembre (cioè negli stessi mesi in cui spesso i dinoflagellati non sono presenti). La funzione di autocorrelazione, in questo caso applicata sui dati trasformati logaritmicamente, ha evidenziato anche per questo gruppo una periodicità in corrispondenza di un intervallo di 12 mesi, con un livello di confidenza del 99.9%.

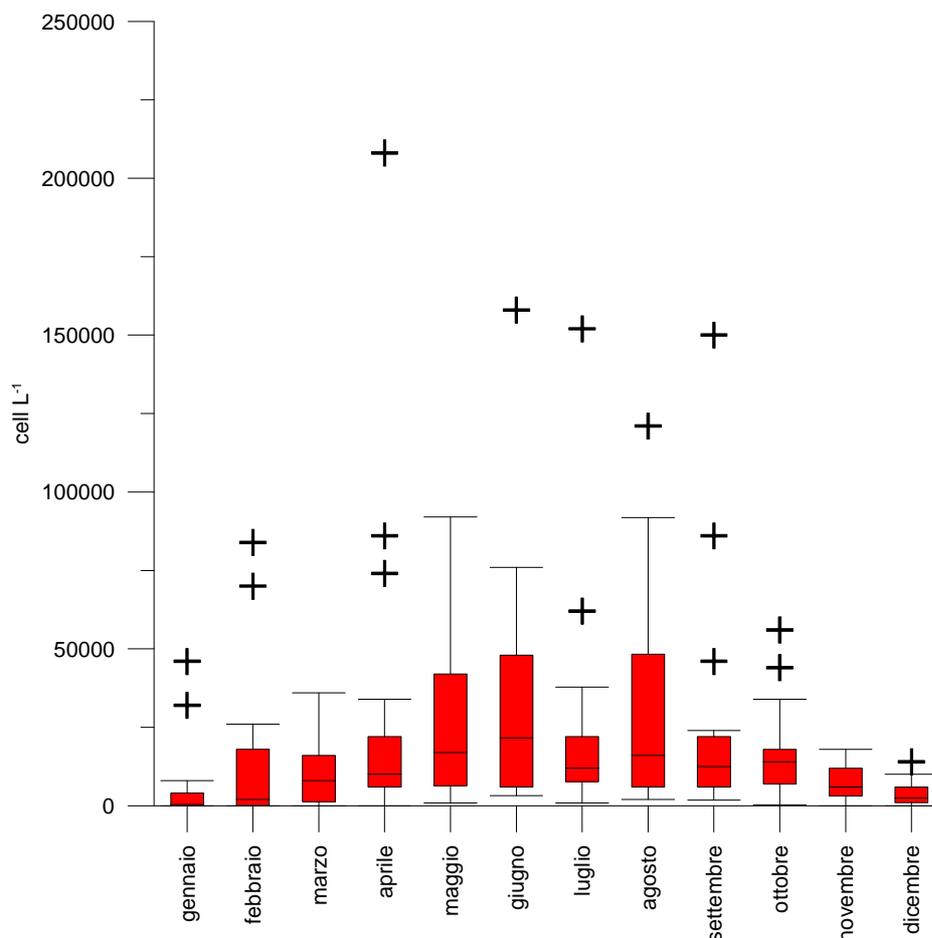


Fig. 3.2.8 Ciclo annuale medio delle Dinophyceae

In tab. 3.2.5 sono riportati i picchi di abbondanza massima rilevati nel corso del periodo di studio per questa classe.

Si osserva che nella maggior parte dei casi le abbondanze massime sono a carico di più specie contemporaneamente e sono sempre state rilevate nei mesi estivi, ad esclusione di quella registrata nel febbraio 2004.

I massimi rilevati fino al 1996 sono stati attribuiti a specie quali: *Ceratium furca*, *Lingulodinium polyedrum*, *Peridinium* cfr. *balticum*, *Prorocentrum aporum*, *Prorocentrum triestinum*, *Scrippsiella trochoidea* e al genere *Gymnodinium*. Le abbondanze massime segnalate nel 2002 e nei successivi 2 anni sono state sostenute da *Prorocentrum minimum* e a dinoflagellati indeterminati (generalmente di dimensioni inferiori ai 10 µm).

Tab. 3.2.5 Eventi di abbondanti proliferazioni di alghe appartenenti alle Dinophyceae segnalati da marzo 1986 a settembre 2005 (dati espressi in 10^3 cell L⁻¹)

	<i>Ceratium furca</i>	<i>Gymnodinium</i> sp.p.	<i>Lingulodinium</i> <i>polyedrum</i>	<i>Peridinium</i> cfr. <i>balticum</i>	<i>Prorocentrum</i> <i>aporum</i>	<i>Prorocentrum</i> <i>minimum</i>	<i>Prorocentrum</i> <i>triestinum</i>	<i>Scrippsiella</i> <i>trochoidea</i>	Dinophyceae indeterminate
28-set-88	32	28					44	16	
26-giu-90							72		
9-ago-90			212						
26-apr-93		22			116				
23-ago-94	16						20	18	
10-lug-96							42	82	
11-giu-02						40			106
26-ago-03									181
11-feb-04						166			

La lista floristica (tab. 3.2.6) è composta quasi totalmente da taxa planctonici (eccezion fatta per *Prorocentrum lima*, che è una specie epifita). I generi autotrofi più importanti sono *Prorocentrum* e *Ceratium*, ambedue con 10 specie identificate.

Importante è anche il genere *Protoperdinium* con 17 specie riconosciute; si tratta comunque di specie eterotrofe che non verranno di seguito discusse nell'ambito del lavoro, ma che sono state segnalate in quanto sono generalmente riportate in tutti i testi di sistematica del fitoplancton assieme a molti altri taxa tipicamente eterotrofi o mixotrofi.

Tab. 3.2.6 Lista floristica delle Dinophyceae; sono riportate anche l'ecologia (bent-bentonica, epif-epifita, planc-planctonica) e il trofismo (auto-auotrofa, etero-eterotrofa) di ogni taxa.

	ecologia	trofismo
<i>Alexandrium</i> cfr. <i>minutum</i> Halim	planc	auto
<i>Alexandrium pseudogonyaulax</i> (Biecheler) Horiguchi ex Kita & Fukuyo	planc	auto
<i>Alexandrium</i> sp.p.	planc	auto
Cfr. <i>Alexandrium</i> sp.p.	planc	auto
<i>Amphidinium acutissimum</i> Schiller	planc	auto
<i>Amphidinium curvatum</i> Schiller	planc	auto
<i>Amphidinium lanceolatum</i> Schroder	planc	auto
<i>Amphidinium longum</i> Lohmann	planc	auto
<i>Amphidinium schroederi</i> Schiller	planc	auto
<i>Amphidinium stigmatum</i> Schiller	planc	auto
<i>Amphidinium</i> sp.p.	planc	auto
<i>Ceratium candelabrum</i> (Ehrenberg) Stein	planc	auto
<i>Ceratium candelabrum</i> var. <i>depressum</i> (Pouchet) Jørgensen	planc	auto
<i>Ceratium carriense</i> Gourret	planc	auto
<i>Ceratium extensum</i> (Gourret) Cleve	planc	auto
<i>Ceratium furca</i> (Ehrenberg) Claparède & Lachmann	planc	auto
<i>Ceratium fusus</i> (Ehrenberg) Dujardin	planc	auto
<i>Ceratium inflatum</i> (Kofoid) Jørgensen	planc	auto
<i>Ceratium macroceros</i> (Ehrenberg) Cleve	planc	auto
<i>Ceratium massiliense</i> (Gourret) Jørgensen	planc	auto
<i>Ceratium trichoceros</i> (Ehrenberg) Kofoid	planc	auto
<i>Ceratium tripos</i> (Müller) Nitzsch	planc	auto
<i>Ceratoperidinium</i> sp.p.	planc	auto
<i>Cochlodinium</i> sp.p.	planc	auto/etero
<i>Dinophysis acuminata</i> Claparède & Lachmann	planc	auto
<i>Dinophysis</i> cfr. <i>acuminata</i>	planc	auto
<i>Dinophysis acuta</i> Ehrenberg	planc	auto
<i>Dinophysis caudata</i> Saville-Kent	planc	auto
<i>Dinophysis fortii</i> Pavillard	planc	auto
<i>Dinophysis ovum</i> Schütt	planc	auto
<i>Dinophysis parva</i> Schiller	planc	auto
<i>Dinophysis rotundata</i> Claparède & Lachmann	planc	etero
<i>Dinophysis sacculus</i> Stein	planc	auto
<i>Dinophysis</i> cfr. <i>sacculus</i>	planc	auto
<i>Dinophysis tripos</i> Gourret	planc	auto
<i>Dinophysis</i> sp.p.	planc	auto/etero
<i>Diplopsalis</i> group	planc	etero
<i>Diplopsalis</i> sp.p.	planc	etero
<i>Ensiculifera carinata</i> Kobayashi & Gains	planc	auto
<i>Glenodinium foliaceum</i> Stein	planc	auto

	ecologia	trofismo
<i>Gonyaulax fragilis</i> (Schütt) Kofoid	planc	auto
<i>Gonyaulax</i> cfr. <i>gracilis</i>	planc	auto
<i>Gonyaulax hyalina</i> Ostenfeld & Schmidt	planc	auto
<i>Gonyaulax polygramma</i> Stein	planc	auto
<i>Gonyaulax scrippsae</i> Kofoid	planc	auto
<i>Gonyaulax</i> cfr. <i>scrippsae</i>	planc	auto
<i>Gonyaulax spinifera</i> (Claparède & Lachmann) Diesing	planc	auto
<i>Gonyaulax turbynei</i> Murray & Whitting	planc	auto
<i>Gonyaulax</i> sp.p.	planc	auto
Cfr. <i>Gonyaulax</i> sp.p.	planc	auto
<i>Gymnodinium agiliforme</i> Schiller	planc	auto
<i>Gymnodinium corii</i> Schiller	planc	auto
<i>Gymnodinium</i> sp.p.	planc	auto/etero
<i>Gyrodinium flagellare</i> Schiller	planc	etero
<i>Gyrodinium fusiforme</i> Kofoid & Swezy	planc	etero
Cfr. <i>Gyrodinium fusiforme</i>	planc	etero
<i>Gyrodinium lachryma</i> (Meunier) Kofoid & Swezy	planc	etero
<i>Gyrodinium pingue</i> (Schütt) Kofoid & Swezy	planc	etero
<i>Gyrodinium</i> sp.p.	planc	auto/etero
<i>Lingulodinium polyedrum</i> (Stein) Dodge	planc	auto
<i>Mesoporos</i> sp.p.	planc	etero
Cfr. <i>Mesoporos</i> sp.p.	planc	etero
<i>Noctiluca scintillans</i> (Macartney) Kofoid & Swezy	planc	etero
<i>Oblea</i> sp.p.	planc	etero
Cfr. <i>Oblea</i> sp.p.	planc	etero
<i>Oxyphysis oxytoxoides</i> Kofoid	planc	etero
<i>Oxytoxum</i> cfr. <i>gracile</i> Schiller	planc	auto
<i>Oxytoxum laticeps</i> Schiller	planc	auto
<i>Oxytoxum</i> cfr. <i>laticeps</i>	planc	auto
<i>Oxytoxum scolopax</i> Stein	planc	auto
<i>Oxytoxum</i> sp.p.	planc	auto
<i>Peridinium</i> cfr. <i>balticum</i> (Levander) Lemmermann	planc	auto
<i>Podolampas palmipes</i> Stein	planc	auto
<i>Podolampas spinifera</i> Okamura	planc	auto
<i>Podolampas</i> sp.p.	planc	auto
<i>Pronoctiluca acuta</i> (Lohmann) Schiller	planc	etero
<i>Pronoctiluca</i> sp.p.	planc	etero
<i>Prorocentrum aporum</i> (Schiller) Dodge	planc	auto
<i>Prorocentrum balticum</i> (Lohmann) Loeblich III	planc	auto
<i>Prorocentrum compressum</i> (Bailey) Abé ex Dodge	planc	auto
Cfr. <i>Prorocentrum compressum</i>	planc	auto
<i>Prorocentrum cordatum</i> (Ostenfeld) Dodge	planc	auto
<i>Prorocentrum gracile</i> Schütt	planc	auto
<i>Prorocentrum lima</i> (Ehrenberg) Dodge	epif	auto
<i>Prorocentrum</i> cfr. <i>lima</i>	epif	auto
<i>Prorocentrum micans</i> Ehrenberg	planc	auto
<i>Prorocentrum minimum</i> (Pavillard) Schiller	planc	auto
<i>Prorocentrum nanum</i> Schiller	planc	auto
<i>Prorocentrum triestinum</i> Schiller	planc	auto
<i>Prorocentrum</i> cfr. <i>triestinum</i>	planc	auto
Cfr. <i>Prorocentrum triestinum</i>	planc	auto
<i>Prorocentrum</i> sp.p.	planc	auto
<i>Proto-peridinium bipes</i> (Paulsen) Balech	planc	etero
<i>Proto-peridinium bispinum</i> (Schiller) Balech	planc	etero

	ecologia	trofismo
<i>Protoperidinium cerasus</i> (Paulsen) Balech	planc	etero
<i>Protoperidinium conicum</i> (Gran) Balech	planc	etero
<i>Protoperidinium crassipes</i> (Kofoid) Balech	planc	etero
<i>Protoperidinium curtipes</i> (Jørgensen) Balech	planc	etero
<i>Protoperidinium depressum</i> (Bailey) Balech	planc	etero
<i>Protoperidinium diabolium</i> (Cleve) Balech	planc	etero
<i>Protoperidinium divergens</i> (Ehrenberg) Balech	planc	etero
<i>Protoperidinium leonis</i> (Pavillard) Balech	planc	etero
<i>Protoperidinium mediterraneum</i> (Kofoid) Balech	planc	etero
<i>Protoperidinium mite</i> (Pavillard) Balech	planc	etero
<i>Protoperidinium oblongum</i> (Aurivillius) Parke & Dodge	planc	etero
<i>Protoperidinium ovum</i> (Schiller) Balech	planc	etero
<i>Protoperidinium pallidum</i> (Ostenfeld) Balech	planc	etero
<i>Protoperidinium pyriforme</i> (Paulsen) Balech	planc	etero
<i>Protoperidinium steinii</i> (Jørgensen) Balech	planc	etero
<i>Protoperidinium</i> sp.p.	planc	etero
Cfr. <i>Protoperidinium</i> sp.p.	planc	etero
<i>Pselodinium vaubanii</i> Soumia	planc	auto
<i>Pyrocystis lunula</i> (Schütt) Schütt	planc	auto
<i>Pyrocystis noctiluca</i> Murray ex Haeckel	planc	auto
<i>Scrippsiella spinifera</i> Honsell & Cabrini	planc	auto
<i>Scrippsiella trochoidea</i> (Stein) Balech ex Loeblich III	planc	auto
Cfr. <i>Scrippsiella trochoidea</i>	planc	auto
<i>Scrippsiella</i> sp.p.	planc	auto
Cfr. <i>Scrippsiella</i> sp.p.	planc	auto
Dinophyceae indet.	-	-

Le Coccolithophorales (ordine della classe Prymnesiophyceae) sono state discusse separatamente dagli altri gruppi minori in quanto, a differenza di questi ultimi, presentano un rivestimento esterno alla membrana, composto da placche calcaree.

Anche per questo gruppo la variabilità nel corso del periodo studiato è molto alta (Fig. 3.2.3), con un valore medio che si attesta attorno a $(14.8 \pm 159.0) \times 10^3$ cell L⁻¹. L'elevato valore della deviazione standard è dovuto ad un unico evento di fioritura a carico di *Emiliania huxleyi*, registrato nel febbraio 1995. Nel campione in esame è stata rilevata un'abbondanza di tale specie di 2.64×10^6 cell L⁻¹. Fioriture a carico di questo gruppo non sono più state registrate, anche se talvolta discrete abbondanze (comprese tra 150 e 200 $\times 10^3$ cell L⁻¹) sono state osservate sempre nei periodi autunnali e invernali.

Come si osserva in fig. 3.2.9, la variabilità annuale delle abbondanze delle Coccolithophorales evidenzia un aumento nei mesi tardo autunnali e invernali; per il resto dell'anno non sembra che questo gruppo rivesta un ruolo particolare. La funzione di autocorrelazione, anche in questo caso applicata su dati trasformati logaritmicamente, ha evidenziato una periodicità in corrispondenza di un intervallo di 12 mesi, con un livello di confidenza del 99.9% (il dato di febbraio 1985 è stato sostituito con la mediana relativa a

quel periodo, in quanto l'abbondanza riscontrata è da ritenersi anomala sia per il periodo sia per il gruppo).

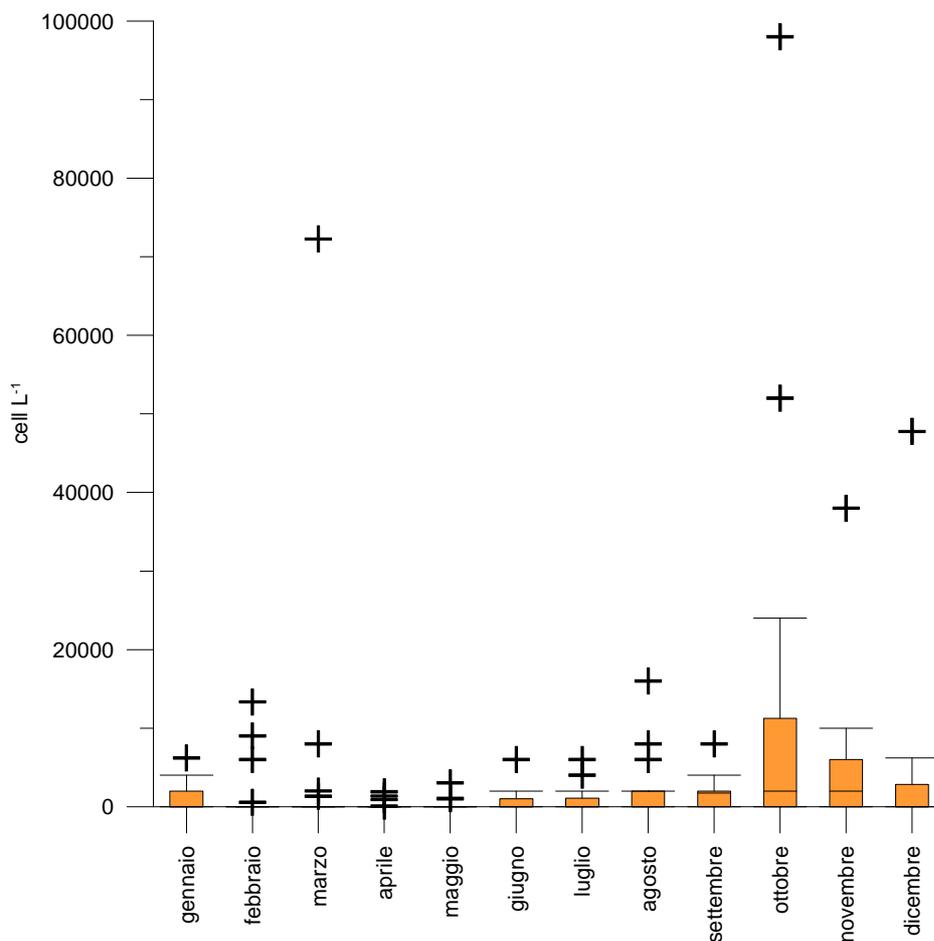


Fig. 3.2.9 Ciclo annuale medio delle Coccolithophorales (per migliorare la risoluzione sull'asse verticale non sono stati riportati quattro punti)

In tab. 3.2.7 sono stati inoltre riportati i 21 taxa descritti per questo ordine.

Tab. 3.2.7 Lista floristica delle Coccolithophorales

<i>Acanthoica quattrosolina</i> Lohmann
<i>Acanthoica</i> sp.p.
<i>Anoplosolenia brasiliensis</i> (Lohmann) Deflandre
<i>Calciosolenia murrayi</i> Gran
<i>Calciosolenia</i> sp.p.
<i>Coronosphaera</i> sp.p.
<i>Emiliana huxleyi</i> (Lohmann) Hay & Mohler
<i>Emiliana</i> sp.p.
<i>Halopappus</i> sp.p.
<i>Michaelsarsia adriaticus</i> (Schiller) Manton, Bremer & Oates
<i>Ophiaster formosus</i> Gran

<i>Ophiaster hydroideus</i> (Lohmann) Lohmann
<i>Rhabdosphaera clavigera</i> Murray & Blackman
<i>Rhabdosphaera tignifer</i> Schiller
<i>Rhabdosphaera</i> sp.p.
<i>Syracosphaera histrica</i> Kämtner
<i>Syracosphaera</i> cfr. <i>pirus</i> Halldal & Markali
<i>Syracosphaera prolongata</i> Gran ex Lohmann
<i>Syracosphaera pulchra</i> Lohmann
<i>Syracosphaera</i> sp.p.
Coccolithophorales indet.

I rimanenti taxa, riportati in tab. 3.2.8, costituiscono un importante comparto della comunità microfitoplanctonica, soprattutto in termini di abbondanze. Si tratta di un gruppo eterogeneo che dimostra un'alta variabilità nel corso del ventennio (fig. 3.2.4). Nonostante sia evidente un aumento delle abbondanze relative a questo gruppo dal 1994 in poi, questo è imputabile sia ad un miglioramento delle capacità riconoscitive dell'operatore sia ad una maggior chiarezza nel campione vista la scomparsa di tutti i piccoli flagellati (che verrà descritta più avanti) che ha permesso di evidenziare meglio questa componente. Per questo nel corso della discussione non verrà menzionato l'aumento di questo gruppo.

Tab. 3.2.8 Liste floristiche dei diversi gruppi minori

	Trofismo
CYANOPHYCEAE	
Cyanophyceae indet.	auto/etero
CHRYSOPHYCEAE	
<i>Dinobryon faculiferum</i> (Willén) Willén	auto
<i>Dinobryon</i> cfr. <i>faculiferum</i>	auto
<i>Dinobryon</i> sp.p.	auto
<i>Meringosphaera mediterranea</i> Lohmann	auto
<i>Meringosphaera tenerrima</i> Schiller	auto
<i>Meringosphaera</i> sp.p.	auto
Chrysophyceae indet.	auto/etero
DICTYOCOPHYCEAE	
<i>Apedinella</i> sp.p.	auto
Cfr. <i>Apedinella spinifera</i> (Thronsen) Thronsen	auto
<i>Dictyocha crux</i> Ehrenberg	auto
<i>Dictyocha fibula</i> Ehrenberg	auto
<i>Dictyocha speculum</i> Ehrenberg	auto
<i>Dictyocha speculum</i> var. <i>septenaria</i> Ehrenberg	auto
<i>Dictyocha staurodon</i> Ehrenberg	auto
<i>Octactis octonaria</i> (Ehrenberg) Hovasse	auto
Dictyochophyceae indet.	auto
EBRIDEA	
<i>Ebria tripartita</i> (Schumann) Lemmermann	etero
<i>Hermesinum adriaticum</i> Zacharias	etero
Ebridea indet.	etero

PRYMNESIOPHYCEAE

<i>Chrysochromulina hirta</i> Manton	auto
<i>Chrysochromulina</i> cfr. <i>hirta</i>	auto
<i>Chrysochromulina parkeae</i> Green & Leadbeater	auto
<i>Chrysochromulina polylepis</i> Manton & Parke	auto
<i>Chrysochromulina</i> sp.p.	auto
<i>Corymbellus aureus</i> Green	auto
Cfr. <i>Corymbellus aureus</i>	auto
<i>Phaeocystis</i> sp.p.	auto
Prymnesiophyceae indet.	auto/mixo

CHLOROPHYCEAE

<i>Oltmannsiella</i> sp.p.	auto
Chlorophyceae indet.	auto

PRASINOPHYCEAE

<i>Tetraselmis</i> sp.p.	auto
Prasinophyceae indet.	auto

EUGLENOPHYCEAE

<i>Euglena</i> sp.p.	auto
<i>Eutreptia</i> sp.p.	auto
<i>Eutreptiella eupharyngea</i> Moestrup & Norris	auto
<i>Eutreptiella</i> sp.p.	auto
Euglenophyceae indet.	auto/mixo

CRYPTOPHYCEAE

<i>Hillea fusiformis</i> (Schiller) Schiller	auto
Cryptophyceae indet.	auto/mixo/etero

Il gruppo più importante tra quelli rilevati è sicuramente la classe delle Cryptophyceae che costituisce il 50.7% di questo insieme di classi in termini di abbondanze (nell'arco dell'intero periodo), seguito dalle Prymnesiophyceae (escluso l'ordine della Coccolithophorales) (14.7%), dalle Dictyochophyceae (11.5%), dalle Euglenophyceae (11.3%) e dalle Prasinophyceae (6.1%). Le percentuali sono le medie calcolate durante tutto il periodo, considerando soltanto i totali parziali di questo gruppo.

Gli altri gruppi presentano percentuali basse come riportato in tab. 3.2.9.

Tab. 3.2.9 Percentuali di presenza dei diversi taxa minori

Chlorophyceae	2,0%
Chrysophyceae	3,3%
Cryptophyceae	50,7%
Cyanophyceae	0,1%
Dictyochophyceae	11,5%
Ebridea	0,3%
Euglenophyceae	11,3%
Prasinophyceae	6,1%
Prymnesiophyceae (ad eccezione dell'ordine delle Coccolithophorales)	14,7%

L'andamento annuale di questa categoria generica (Fig. 3.2.10) evidenzia un picco nei mesi di aprile, maggio e giugno, mentre per il resto dell'anno le abbondanze si attestano al di sotto delle 50×10^3 cell L⁻¹. La funzione di autocorrelazione applicata sottolinea anche in questo caso una periodicità in corrispondenza di un intervallo di 12 mesi con un livello di confidenza del 99.9%.

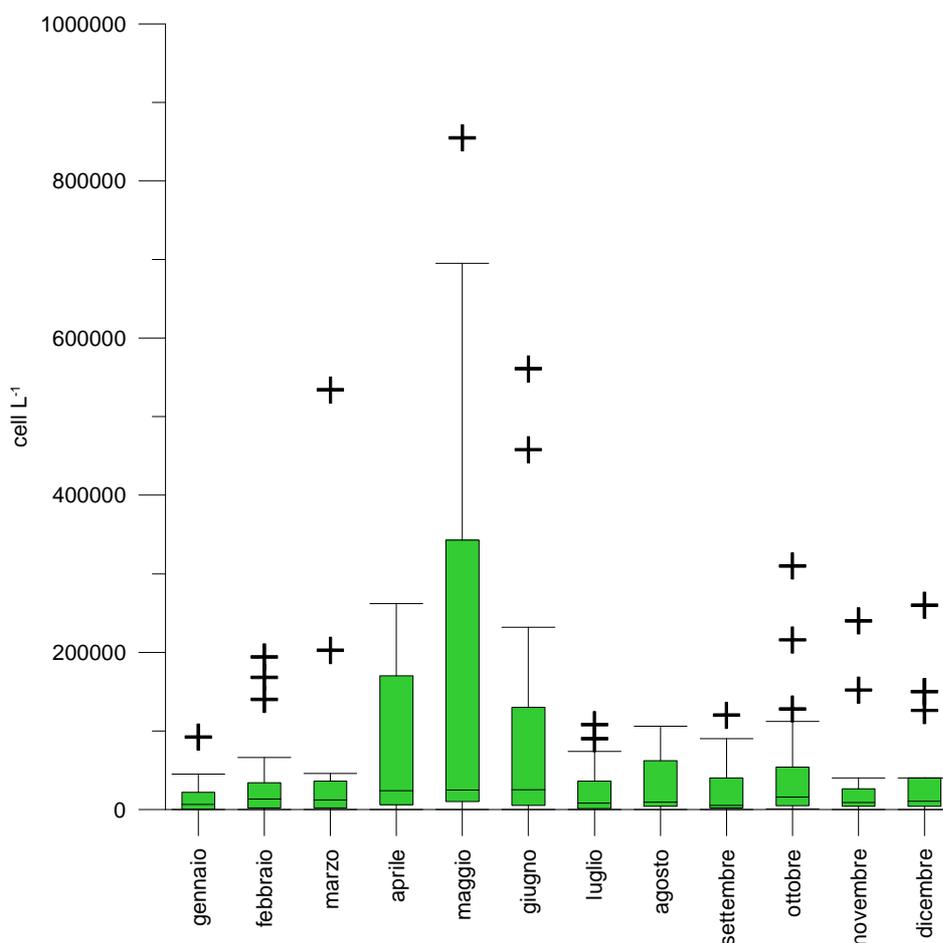


Fig. 3.2.10 Ciclo annuale medio dei taxa minori

Per quanto concerne la biodiversità di questo gruppo (Tab. 3.2.8), nonostante molto spesso siano stati riconosciuti alcuni generi e specie, va sottolineato che le forme indeterminate sono quelle più frequenti, poiché costituito da organismi difficilmente determinabili in microscopia ottica, che necessiterebbero di osservazioni in microscopia a scansione.

Il gruppo dei fitoflagellati indeterminati (cioè piccoli organismi autotrofi dotati di flagello/i di dimensioni generalmente inferiori ai 10 μm) dimostra anch'esso una variabilità molto elevata e anche un *pattern* interannuale molto particolare (Fig. 3.2.5). Infatti dal 1986 fino agli inizi del 1995 le abbondanze di questa categoria sono molto alte, con una massimo di oltre 7×10^6 cell L⁻¹ e una media, del periodo considerato, di $(1.61 \pm 0.97) \times 10^6$ cell L⁻¹. Dal 1995 in poi la

densità di questo gruppo subisce un netto decremento ($(83.41 \pm 185.98) \times 10^3 \text{ cell L}^{-1}$; media e deviazione standard calcolate da aprile 1995 a settembre 2005) nonostante negli ultimi due anni le abbondanze siano aumentate (Fig. 3.2.11).

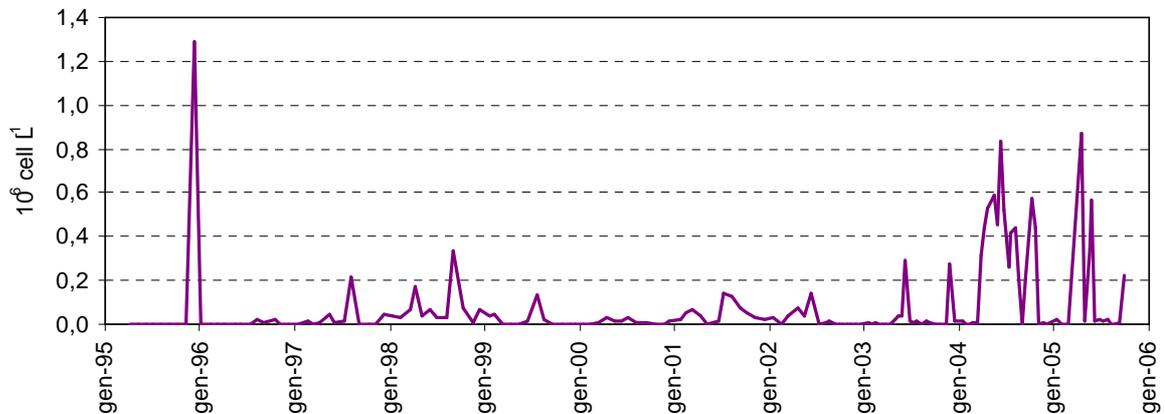


Fig. 3.2.11 Andamento dell'abbondanza totale dei fitoflagellati indeterminati da aprile 1995 a settembre 2005

Dall'analisi statistica effettuata secondo il metodo proposto da Anneville *et al.* (2002) da noi modificato sono stati ottenuti i risultati qui di seguito descritti.

Dallo *screening* iniziale dell'intera lista floristica sono stati eliminati i taxa che non sono stati determinati almeno fino al livello di genere (forme indeterminate); questo passaggio è stato necessario per partire da un livello tassonomico simile per tutti i taxa considerati. La lista è stata ulteriormente ridotta raggruppando le specie appartenenti al genere *Pseudo-nitzschia* in soli 3 gruppi (come descritto nel capitolo 3.1).

Da questo elenco sono stati definitivamente eliminati tutti i taxa con una frequenza relativa di presenza inferiore al 5%, riducendolo così a 66 elementi.

L'ultima elaborazione ha portato ad eliminare le specie eterotrofe e quelle bentoniche; la lista finale, riportata in tab. 3.2.10, è composta da 57 taxa.

La maggior parte dei taxa selezionati appartengono alla classe della Bacillariophyceae (31 taxa) e delle Dinophyceae (17 taxa); sono stati selezionati 6 taxa appartenenti alle Coccolithophorales mentre i restanti appartengono a gruppi tassonomici meno importanti quali: Chrysophyceae (1), Dictyochophyceae (1) e Euglenophyceae (1).

I taxa più frequenti sono quelli ascrivibili alle diatomee coloniali come *Cerataulina pelagica* (presente in più della metà dei campioni analizzati), *Skeletonema costatum*, diverse specie appartenenti ai generi *Chaetoceros*, *Pseudo-nitzschia*, *Leptocylindrus* (in particolar modo *L. danicus*), *Thalassiosira* e *Guinardia*. Molte specie appartenenti ai sopracitati taxa sono responsabili della maggior parte dei fenomeni di *bloom* fitoplanctonici registrati nel corso del ventennio (tab. 3.2.3).

Tab. 3.2.10 Elenco dei taxa selezionati per l'analisi statistica in base alla frequenza relativa qui riportata (calcolata come percentuale di presenza dei taxa sul totale dei campionamenti)

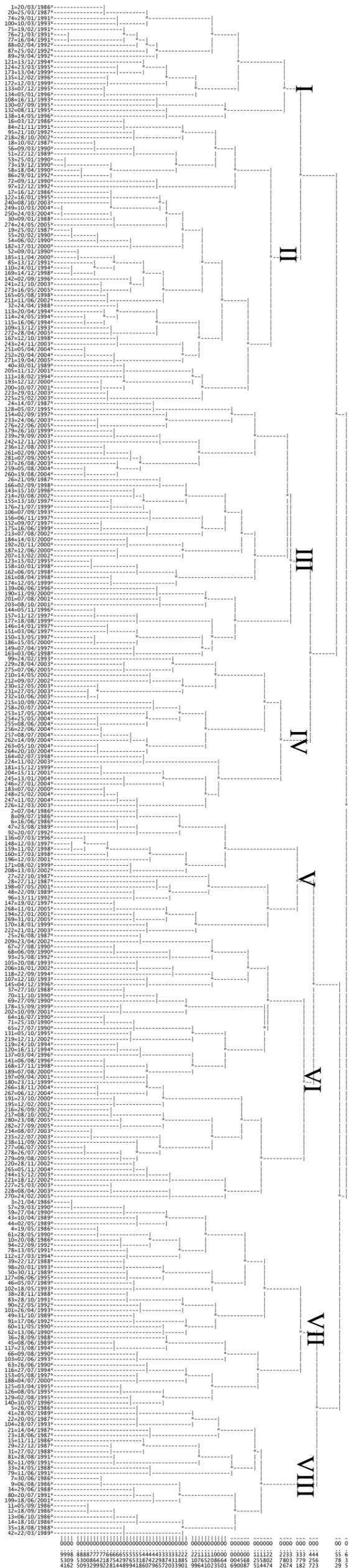
	Frequenza relativa (%)
<i>Cerataulina pelagica</i>	55,0
<i>Chaetoceros</i> sp.p.	54,3
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.p. del "Ndc"	48,9
<i>Leptocylindrus danicus</i>	48,9
<i>Prorocentrum micans</i>	41,8
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.p. del "Nsc"	40,8
<i>Proboscia alata</i>	39,4
<i>Cylindrotheca closterium</i>	36,5
<i>Gymnodinium</i> sp.p.	35,8
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.p.	28,4
<i>Skeletonema costatum</i>	27,7
<i>Nitzschia longissima</i>	27,0
<i>Thalassiosira</i> sp.p.	26,6
<i>Ceratium furca</i>	26,6
<i>Chaetoceros decipiens</i>	25,5
<i>Guinardia flaccida</i>	24,5
<i>Ceratium fusus</i>	23,8
<i>Gyrodinium</i> sp.p.	22,7
<i>Hemiaulus hauckii</i>	22,0
<i>Prorocentrum minimum</i>	20,2
<i>Guinardia striata</i>	20,2
<i>Scrippsiella trochoidea</i>	19,5
<i>Alexandrium</i> sp.p.	18,4
<i>Dictyocha fibula</i>	17,0
<i>Prorocentrum</i> sp.p.	16,0
<i>Cyclotella</i> sp.p.	15,6
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	15,2
<i>Prorocentrum triestinum</i>	14,9
<i>Chaetoceros curvisetus</i>	14,9
<i>Syracosphaera</i> sp.p.	13,1
<i>Eutreptiella</i> sp.p.	12,8
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	12,4
<i>Thalassionema frauenfeldii</i>	12,1
<i>Amphidinium</i> sp.p.	12,1
<i>Rhizosolenia styliformis</i>	11,7
<i>Calciosolenia murrayi</i>	10,6
<i>Chaetoceros affinis</i>	10,6
<i>Bacteriastrum</i> sp.p.	9,9
<i>Rhabdosphaera clavigera</i>	9,9
<i>Guinardia delicatula</i>	9,6
<i>Anoplosolenia brasiliensis</i>	8,9
<i>Oxytoxum</i> sp.p.	8,5
<i>Pseudosolenia calcar-avis</i>	8,5
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	8,2
<i>Ophiaster hydroideus</i>	7,4
<i>Cylindrotheca fusiformis</i>	7,4
<i>Leptocylindrus minimus</i>	7,1
<i>Dinophysis caudata</i>	6,7
<i>Lingulodinium polyedrum</i>	6,7
<i>Ceratium trichoceros</i>	6,4
<i>Prorocentrum compressum</i>	6,0
<i>Rhizosolenia</i> sp.p.	6,0
<i>Acanthoica quattropina</i>	5,7
<i>Meringosphaera mediterranea</i>	5,7
<i>Gonyaulax</i> sp.p.	5,3
<i>Bacteriastrum delicatulum</i>	5,3
<i>Thalassionema</i> sp.p.	5,3

I dati contenuti nella matrice ottenuta (282 oggetti X 57 variabili) sono stati trasformati logaritmicamente e sottoposti all'analisi delle componenti principali. L'intera varianza cumulativa è spiegata dai primi 57 componenti principali. Per procedere con l'analisi sono state mantenute 34 componenti principali capaci comunque di mantenere oltre il 90% dell'informazione (90.4%).

Per ogni componente principale sono stati considerati i *PCA score* e con questi è stata costruita una matrice di somiglianza utilizzando come indice il coseno.

La classificazione è stata effettuata utilizzando il legame completo e ha permesso di ottenere 8 distinti gruppi; il dendrogramma ottenuto è riportato in fig. 3.2.12.

Fig. 3.2.12 Dendrogramma ottenuto dalla matrice di somiglianza utilizzando il legame completo; sono identificati gli 8 gruppi ottenuti



In tab. 3.2.11 sono riportati i gruppi e il numero di oggetti (campionamenti) per ciascun gruppo. Il gruppo più numeroso risulta essere il gruppo II, con 52 oggetti, seguito dal gruppo VI e III, con 49 e 47 oggetti rispettivamente. Il gruppo I con 21 oggetti è quello meno abbondante.

A seguito della riallocazione i gruppi che hanno subito maggiori modifiche sono stati il II, che è aumentato di 18 oggetti, e il III, che è diminuito di 20. Gli altri gruppi, ad esclusione del VI (da 49 a 51 oggetti, quindi solo due di differenza) sono aumentati o diminuiti di circa una decina di oggetti (Tab. 3.2.11).

Tab. 3.2.11 Numero di oggetti per ciascun gruppo prima e dopo la riallocazione

Gruppo	oggetti per gruppo da dendrogramma	oggetti per gruppo dopo riallocazione
I	21	31
II	52	70
III	47	27
IV	28	35
V	23	11
VI	49	51
VII	38	23
VIII	24	34

I gradi di appartenenza degli oggetti agli 8 gruppi distinti sono stati utilizzati per stimare la distribuzione annuale dei gruppi. La distribuzione ottenuta dai cicli annuali medi suggerisce la presenza di *pattern* stagionali diversi a seconda del gruppo considerato (Fig. 3.2.13). I gruppi I e V mostrano un'appartenenza particolarmente buona ai mesi invernali (dicembre, gennaio e febbraio) e di inizio primavera (marzo e aprile) con i massimi nei mesi di febbraio e marzo; nel resto dell'anno invece i gradi di appartenenza medi sono molto bassi.

Il gruppo II non ha un andamento annuale ben definito, anche se presenta due picchi importanti in gennaio e dicembre.

I gruppi III, VI e VIII mostrano i più alti gradi di appartenenza ai mesi estivi (giugno, luglio e agosto) ed autunnali (settembre, ottobre e novembre).

Infine i gruppi IV e VII mostrano maggior gradi di appartenenza ai mesi di fine primavera (aprile e maggio) e soprattutto di inizio estate (giugno e luglio).

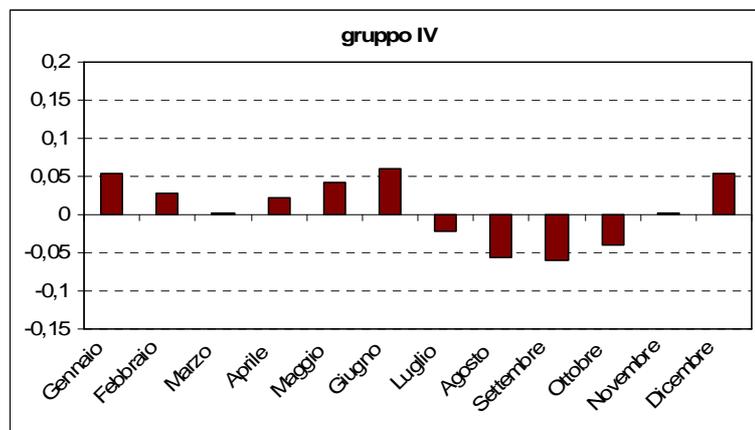
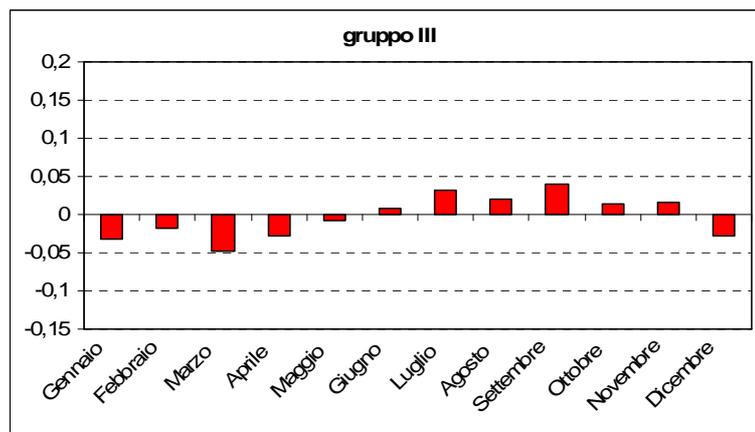
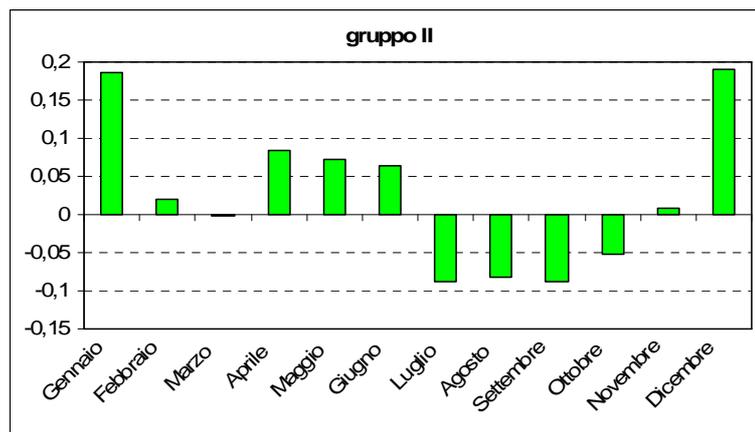
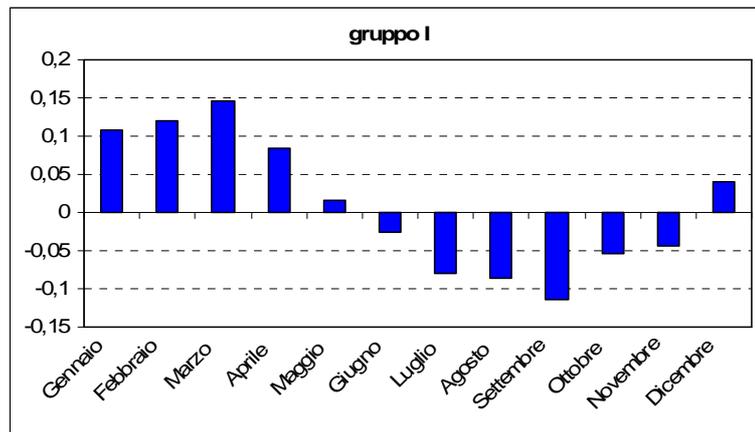


Fig. 3.2.13 Ciclo annuale medio dei gradi di appartenenza per ciascun gruppo (continua alla pagina seguente)

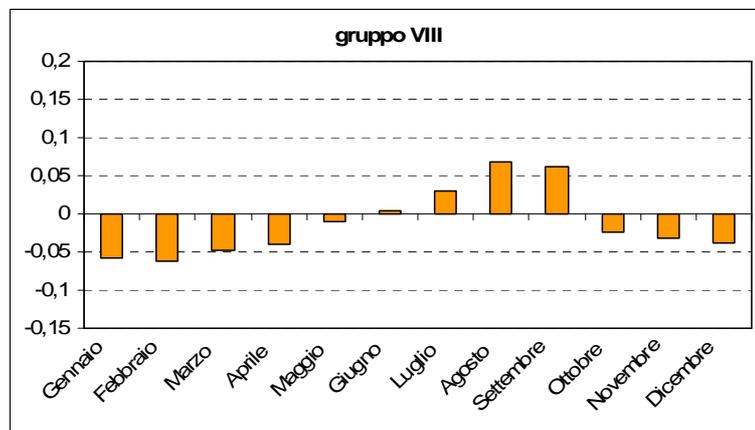
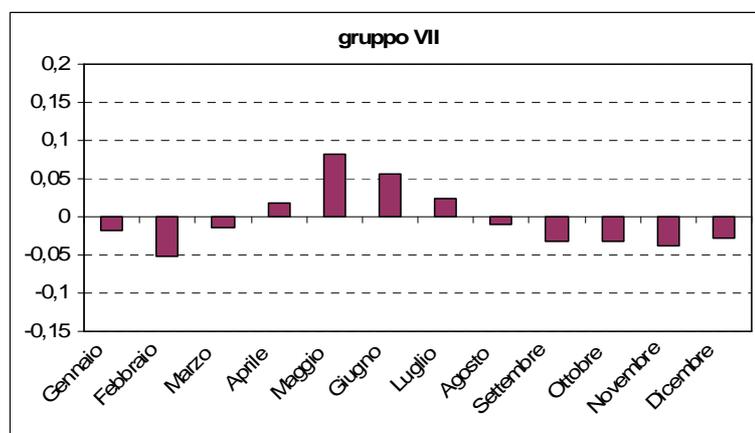
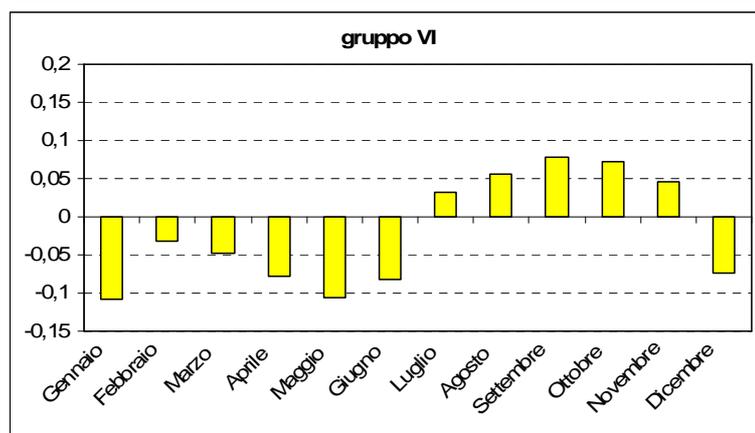
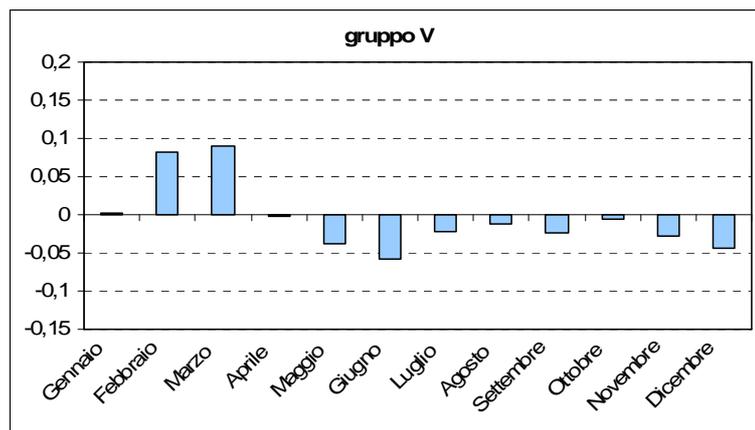


Fig. 3.2.13 Ciclo annuale medio dei gradi di appartenenza per ciascun gruppo (continua dalla pagina precedente)

Nella fig. 3.2.14 viene riportato in ipotetico ciclo stagionale basato sui *pattern* degli 8 gruppi descritti.

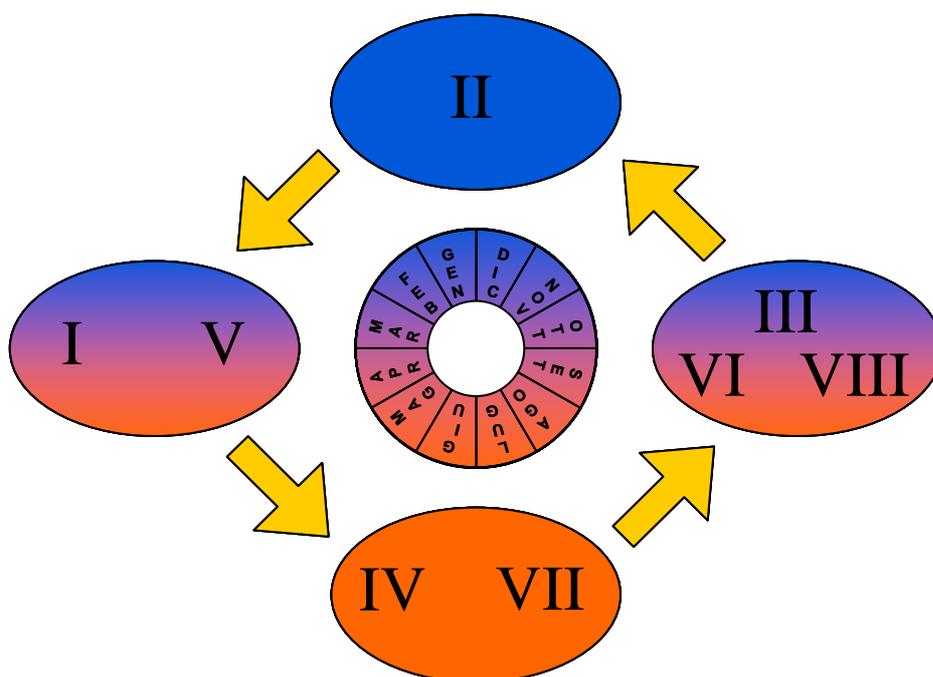


Fig. 3.2.14 Ipotetico ciclo annuale dei gruppi basato sui pattern annuali degli 8 gruppi

Considerando l'intero periodo, da marzo 1986 a settembre 2005, e assegnando ogni campionamento (oggetto) al suo gruppo, si ottiene una mappatura della serie storica, riportata in fig. 3.2.15. I campionamenti effettuati mensilmente sono stati ritenuti indicativi per tutto il mese, mentre i campionamenti bimensili sono stati ritenuti indicativi per la metà del mese durante i quali sono stati effettuati.

La mappa temporale rende evidente come nel corso del ventennio si siano avvicendati diversi gruppi descritti dal dendrogramma. In particolare, si osserva che il gruppo I è andato scomparendo dall'inizio del periodo per essere sostituito dal gruppo V per un breve periodo tra il 1996 e il 1999. Negli ultimi quattro anni ambedue i gruppi sono stati rimpiazzati dai gruppi IV e VI.

Inoltre, fino al 1996-97, i gruppi VII e VIII rappresentavano la continuità del gruppo I nel corso dell'anno andando a rappresentare rispettivamente i mesi estivi ed autunnali.

Dal 1992 in poi diventa importante il gruppo VI, che insiste sui mesi autunno-invernali, e che, insieme al gruppo III (che compare dal 1995), sostituisce il gruppo VIII.

Il gruppo III, inoltre, funge da gruppo di transizione tra il gruppo VII e il gruppo IV; quest'ultimo comincia a diventare importante e caratteristico a partire dal 2002.

Il gruppo II, invece, è discretamente presente nel corso di tutto il periodo analizzato e non subisce sostanziali modificazioni nel corso del tempo.

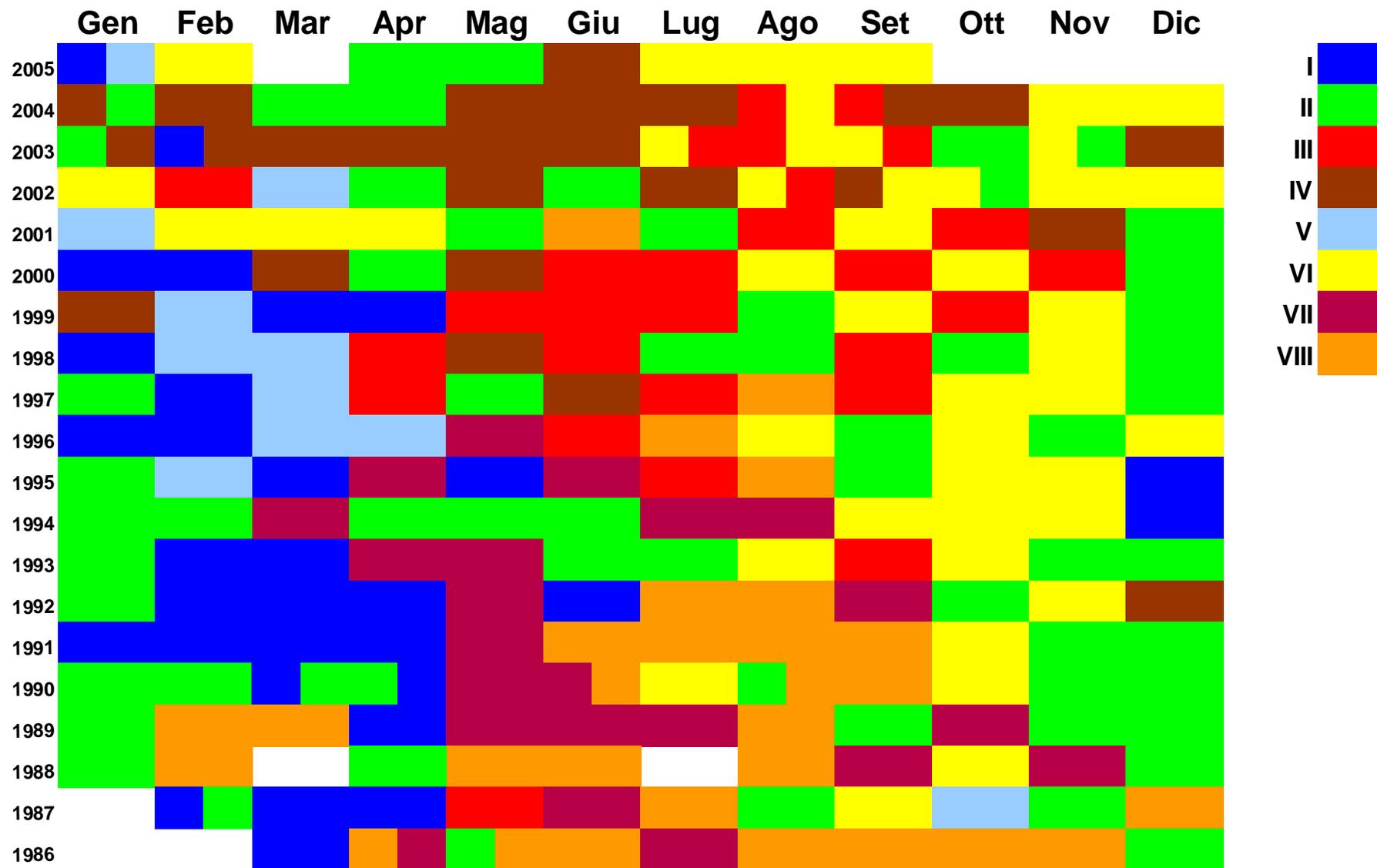


Fig. 3.2.15 Mappatura della serie temporale ottenuta assegnando a ciascun gruppo di campionamenti un colore

In considerazione del fatto che molti gruppi descritti non sono sempre presenti durante il periodo, ma che anzi, compaiono oppure scompaiono, è stata riconsiderata la distribuzione nel corso dell'anno medio, utilizzando le medie mensili dei gradi di appartenenza soltanto nei periodi durante i quali i gruppi erano effettivamente rappresentativi:

-gruppo I: 1986-2000;

-gruppo II: sempre presente;

-gruppo III: 1995-2005;

-gruppo IV: 2002-2005;

-gruppo V: 1995-2005;

-gruppo VI: 1992- 2005;

-gruppo VII: 1986-1996;

-gruppo VIII: 1986-1997.

I nuovi andamenti annuali dei gruppi sono riportati in fig. 3.2.16. Per la maggior parte dei gruppi la stagionalità che è stata osservata in fig. 3.2.13 viene confermata ed talvolta maggiormente evidenziata.

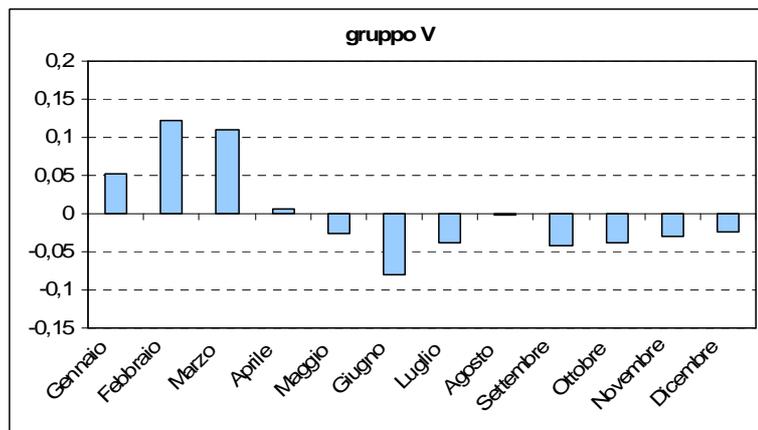
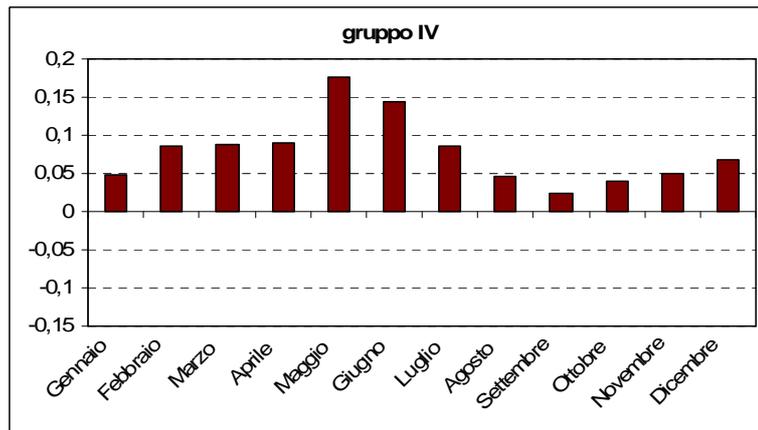
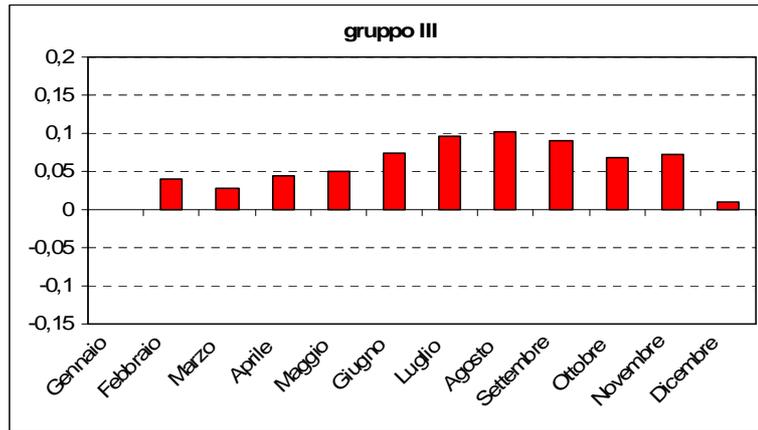
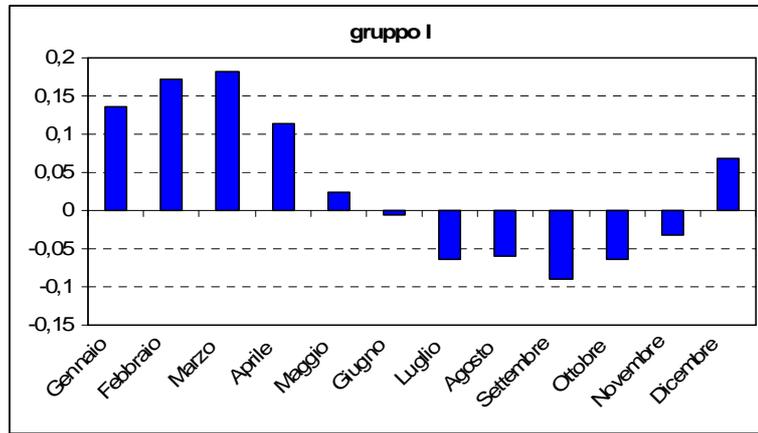


Fig. 3.2.16 Cicli annuali medi dei gradi di appartenenza per ciascun gruppo ricalcolati solo nei periodi di presenza dei gruppi nel corso del periodo; il gruppo II non è rappresentato in quanto sempre presente durante la serie temporale (continua alla pagina seguente)

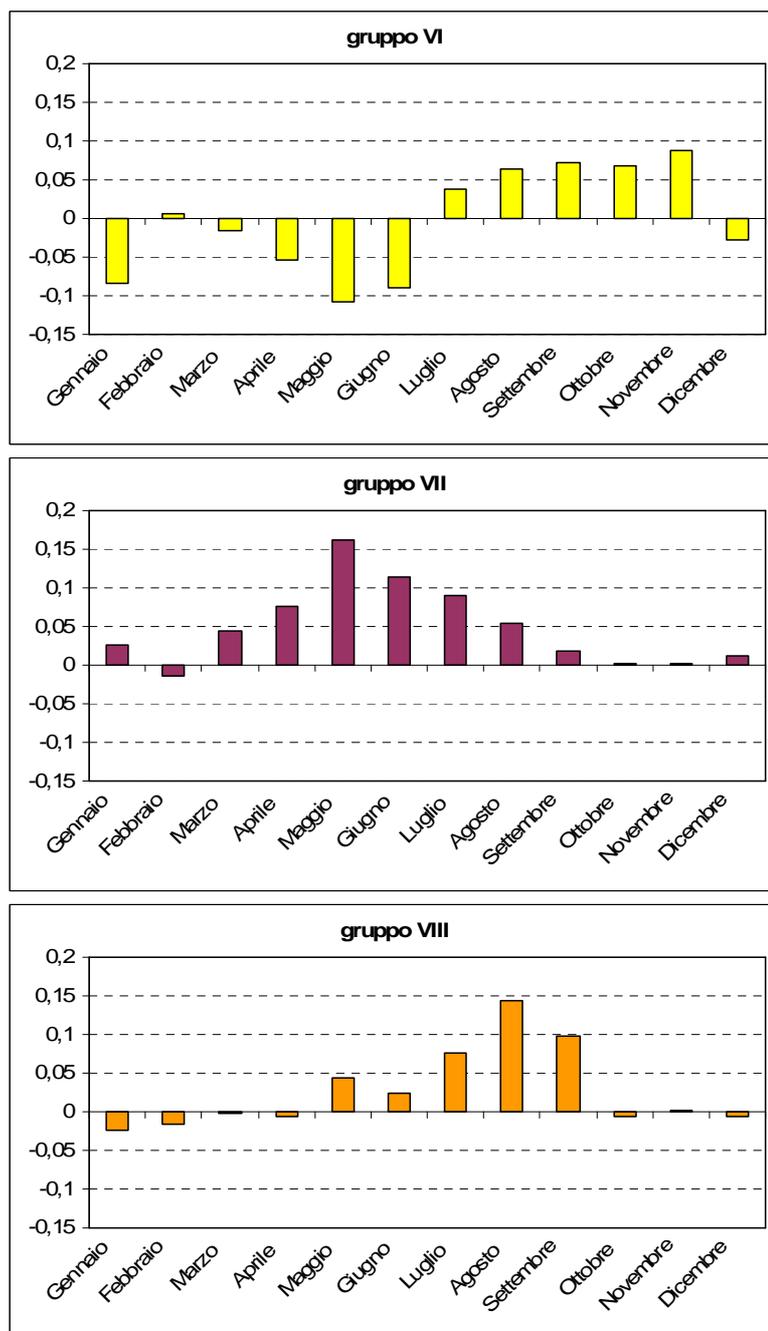


Fig. 3.2.16 Cicli annuali medi dei gradi di appartenenza per ciascun gruppo ricalcolati solo nei periodi di presenza dei gruppi nel corso del periodo (continua dalla pagina precedente)

Per ciascun gruppo è stato calcolato l'IndVal. Dalle figg. 3.2.17-20 si osserva come per ciascun gruppo ci siano poche specie con indice superiore al limite considerato. Le associazioni fitoplanctoniche sono riportate in tab. 3.2.12 (nella quale sono riportati anche i valori di fedeltà e specificità espressi in percentuale).

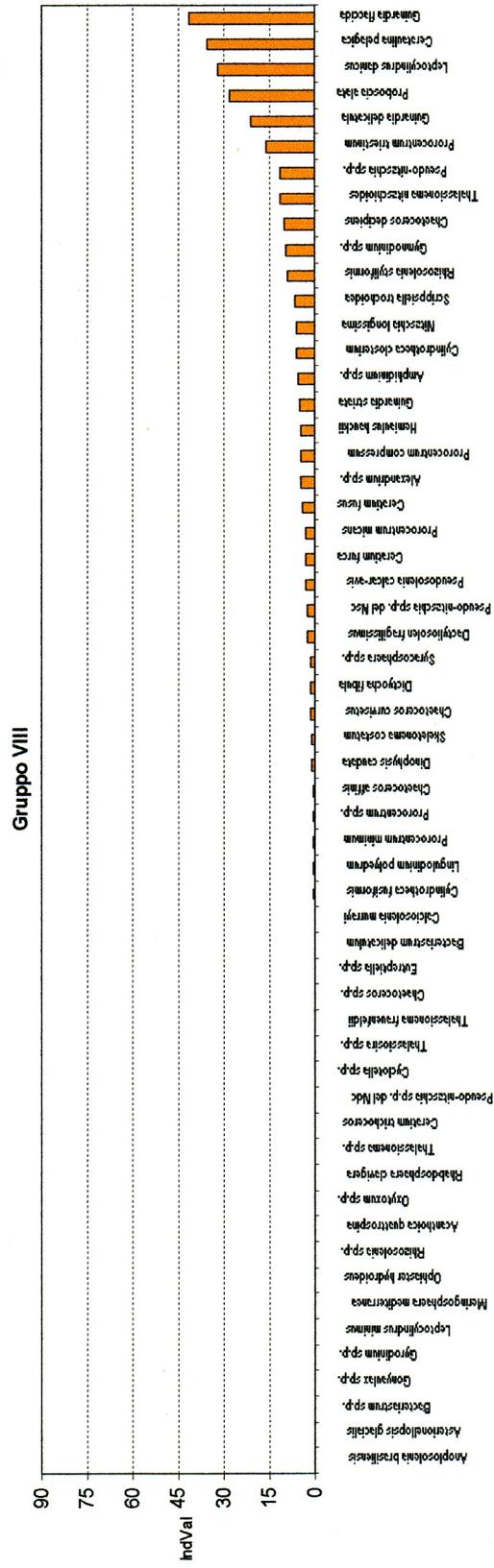
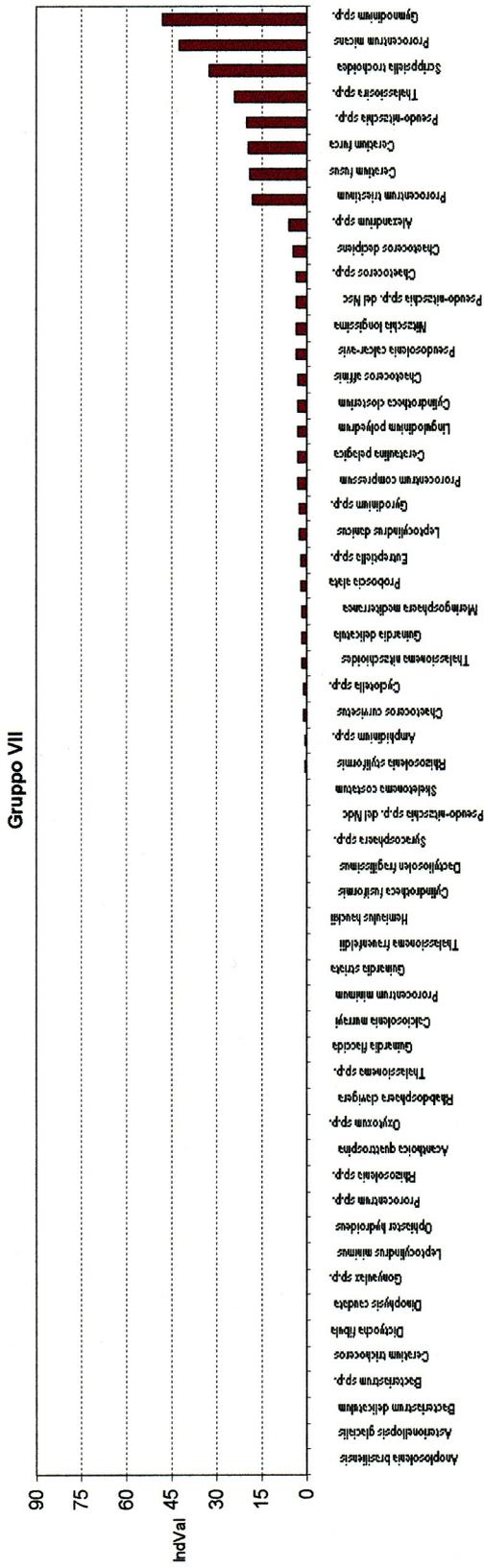


Fig. 3.2.20 IndVal (%) di tutti i taxa per i gruppi VII e VIII; i taxa sono ordinati in maniera crescente da quello con indice più basso a quello con indice più alto

Tab. 3.2.12 Tabella riassuntiva dei gruppi, associazioni fitoplanctoniche di ciascun gruppo e relativi indici; sono state inoltre riportati i gruppi tassonomici a cui appartengono i taxa selezionati e l'eventuale presenza dei taxa in più gruppi

		IND VAL	Fedeltà (%)	Specificità (%)	Gruppo Tassonomico	Presenza in altri gruppi
1	<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.p.	20,8	45,2	46,0	Bacillariophyceae	7
	<i>Skeletonema costatum</i>	76,6	100,0	76,6	Bacillariophyceae	—
2	—	—	—	—	—	—
3	<i>Thalassionema frauenfeldii</i>	18,4	29,6	62,2	Bacillariophyceae	—
	<i>Cerataulina pelagica</i>	22,8	81,5	27,9	Bacillariophyceae	8
4	<i>Thalassiosira</i> sp.p.	16,3	60,0	27,1	Bacillariophyceae	7
	<i>Prorocentrum minimum</i>	32,2	54,3	59,4	Dinophyceae	—
	<i>Cyclotella</i> sp.p.	34,9	68,6	50,9	Bacillariophyceae	—
5	<i>Chaetoceros</i> sp.p.	16,4	100,0	16,4	Bacillariophyceae	6
	<i>Cylindrotheca fusiformis</i>	20,7	27,3	75,9	Bacillariophyceae	—
	<i>Chaetoceros decipiens</i>	24,0	72,7	33,0	Bacillariophyceae	—
	<i>Chaetoceros curvisetus</i>	32,9	63,6	51,7	Bacillariophyceae	—
	<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.p. del "Nsc"	33,2	90,9	36,5	Bacillariophyceae	—
	<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.p. del "Ndc"	58,4	90,9	80,3	Bacillariophyceae	—
6	<i>Oxytoxum</i> sp.p.	15,6	19,6	79,4	Dinophyceae	—
	<i>Bacteriastrium</i> sp.p.	18,9	23,5	80,2	Bacillariophyceae	—
	<i>Chaetoceros affinis</i>	20,8	31,4	66,2	Bacillariophyceae	—
	<i>Cylindrotheca closterium</i>	21,1	64,7	32,6	Bacillariophyceae	—
	<i>Dactyliosolen fragilissimus</i>	25,6	41,2	62,1	Bacillariophyceae	—
	<i>Leptocylindrus danicus</i>	26,7	92,2	29,0	Bacillariophyceae	8
	<i>Calciosolenia murrayi</i>	26,7	31,4	85,1	Coccolithophorales	—
	<i>Proboscia alata</i>	27,0	76,5	35,3	Bacillariophyceae	8
	<i>Guinardia striata</i>	27,1	56,9	47,6	Bacillariophyceae	—
	<i>Asterionellopsis glacialis</i>	31,5	37,3	84,6	Bacillariophyceae	—
	<i>Chaetoceros</i> sp.p.	33,1	96,1	34,4	Bacillariophyceae	5
7	<i>Prorocentrum triestinum</i>	18,1	43,5	41,6	Dinophyceae	7
	<i>Ceratium fusus</i>	19,1	43,4	44,0	Dinophyceae	—
	<i>Ceratium furca</i>	19,5	43,4	44,9	Dinophyceae	—
	<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.p.	20,1	65,2	30,9	Bacillariophyceae	1
	<i>Thalassiosira</i> sp.p.	24,2	43,5	55,6	Bacillariophyceae	4
	<i>Scrippsiella trochoidea</i>	32,7	65,2	50,2	Dinophyceae	—
	<i>Prorocentrum micans</i>	42,5	91,3	46,5	Dinophyceae	—
	<i>Gymnodinium</i> sp.p.	48,0	87,0	55,2	Dinophyceae	—
8	<i>Prorocentrum triestinum</i>	16,2	32,4	50,2	Dinophyceae	7
	<i>Guinardia delicatula</i>	21,0	35,3	59,4	Bacillariophyceae	—
	<i>Proboscia alata</i>	28,0	67,6	41,4	Bacillariophyceae	6
	<i>Leptocylindrus danicus</i>	32,0	97,1	33,0	Bacillariophyceae	6
	<i>Cerataulina pelagica</i>	35,4	91,2	38,8	Bacillariophyceae	6
	<i>Guinardia flaccida</i>	41,7	61,8	67,5	Bacillariophyceae	—

Due soli taxa sono rappresentativi del gruppo I e sono: *Skeletonema costatum* e *Pseudo-nitzschia* sp.p.. L'IndVal corrispondente a *S. costatum* è il più alto rilevato nel corso dell'analisi ed inoltre la specie presenta una fedeltà al gruppo I pari al 100%, ciò significa che è presente in tutti i campionamenti di quel gruppo.

Per il gruppo II tutte le specie hanno un IndVal molto basso. Questo significa che il gruppo non possiede delle specie indicatrici; cioè consiste in un gruppo di campionamenti con una composizione specifica diversa da quelle degli altri gruppi e da considerarsi un gruppo "residuale", non associato ad alcuna associazione fitoplanctonica (Anneville *et al.*, 2002).

Il gruppo III è rappresentato da due sole specie di Bacillariophyceae, coloniali di grandi dimensioni, che comunque mostrano valori relativamente bassi di IndVal.

Gli indicatori del gruppo IV, in particolare la Dinophyceae *Prorocentrum minimum* e la Bacillariophyceae *Cyclotella* sp.p. (che hanno un IndVal superiore al 30%) sono organismi di dimensioni inferiori ai 10 µm.

Il gruppo V che presenta un *pattern* annuale simile a quello del gruppo I, corrisponde ad una associazione fitoplanctonica simile per la presenza dei due grossi gruppi ascrivibili al genere *Pseudo-nitzschia*. Inoltre, sono presenti altri taxa della classe delle Bacillariophyceae, quali il genere *Chaetoceros* (anch'esso coloniale) e *Cylindrotheca fusiformis*; i due complessi del genere *Pseudo-nitzschia* e *Chaetoceros* sp.p. presentano elevati valori di fedeltà.

L'associazione fitoplanctonica del gruppo VI è la più eterogenea, vista la presenza di diverse specie di grandi diatomee coloniali (*Bacteriastrum* sp.p, *Dactyliosolen fragilissimus*, *Leptocylindrus danicus*, *Proboscia alata*, *Guinardia striata*, *Asterionellopsis glacialis*), del genere *Oxytoxum* (Dinophyceae) (con un IndVal molto basso) e il Coccolithophorales *Calciosolenia murrayi*.

Il gruppo VII è associato a 6 taxa diversi appartenenti alle Dinophyceae assieme a *Pseudo-nitzschia* sp.p. e *Thalassiosira* sp.p.

Infine il gruppo VIII è rappresentato da specie che sono già comparse nei gruppi VI (*Proboscia alata*, *Leptocylindrus danicus* e *Cerataulina pelagica*) e VII (*Prorocentrum triestinum*) insieme alla Bacillariophyceae *Guinardia flaccida*.

3.2.2. Nuove segnalazioni: 1986 - 2005

Nel corso dello studio la composizione della comunità microfitoplanctonica ha subito variazioni in termini sia di quantità sia di qualità dei taxa osservati.

In tab. 3.2.13 sono state riportati taxa rilevati annualmente, divisi nei vari gruppi (classi o ordini) di appartenenza. Nel conteggio effettuato sono state escluse tutte le forme bentoniche, e le seguenti categorie in quanto troppo generiche per il tipo di analisi: Bacillariophyceae indeterminate, Pennate indeterminate, Centriche indeterminate, Dinophyceae indeterminate e fitoflagellati indeterminati. Sono stati mantenuti i taxa planctonici tipicamente eterotrofi in quanto questa parte dello studio è mirata ad individuare nuove segnalazioni nella comunità microfitoplanctonica che nella concezione classica (Tomas, 1997) comprende anche queste forme.

Tab. 3.2.13 Composizione tassonomica delle liste floristiche stilate annualmente

	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Bacillariophyceae	32	32	26	32	34	31	38	35	27	37	42	30	42	37	36	44	61	63	64	45
Dinophyceae	61	45	41	39	46	34	42	38	49	35	38	27	34	18	28	29	38	54	60	41
Chlorophyceae	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	2	1	0	1	3	2	2	1
Chrysophyceae	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	2	0	1	1	1	2	1	1	1	1
Coccolithophorales	3	3	2	2	9	7	10	9	8	9	12	11	8	9	7	11	13	15	13	11
Cryptophyceae	0	0	1	1	1	2	3	1	1	2	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cyanophyceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Dictyochophyceae	2	2	4	6	4	7	3	2	3	2	3	3	3	2	3	5	5	5	5	4
Ebridea	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	2	3	2
Euglenophyceae	1	2	2	2	2	3	3	1	1	2	3	2	1	1	1	1	3	4	4	2
Prasinophyceae	0	0	0	0	1	0	3	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	2	3	1
Prymnesiophyceae	0	0	1	2	1	3	2	2	1	2	3	3	2	1	2	4	4	4	4	4

Le Bacillariophyceae rappresentano il gruppo più importante con circa il 40% dei taxa (con un massimo registrato nel 2004 con 64 taxa, a cui seguono le Dinophyceae che inizialmente rappresentano una buona porzione (fino al 62% nel 1986) e poi diminuiscono fino al 25% nel 1999, per poi raggiungere un valore percentuale costante di circa 34-36% negli ultimi 3 anni. L'ordine delle Coccolithophorales è rappresentato da una discreta quantità di taxa che vanno via via aumentando nel corso del ventennio raggiungendo un massimo di 15 taxa segnalati (10%) nel 2003.

Per quanto riguarda gli altri gruppi, la percentuale di taxa rilevati è abbastanza costante.

Come si osserva dalla fig. 3.2.21 il numero di taxa nel corso della serie analizzata varia da un minimo di 72 registrato nel 1999 ad un massimo di 160 registrato nel 2004. Dal 1986 fino al 2001 i taxa rilevati si attestano a valori che oscillano tra 80 e 110; dal 2002 fino al 2003 aumentano progressivamente fino a raggiungere il massimo del 2004 per poi calare nuovamente a 113 nel 2005.

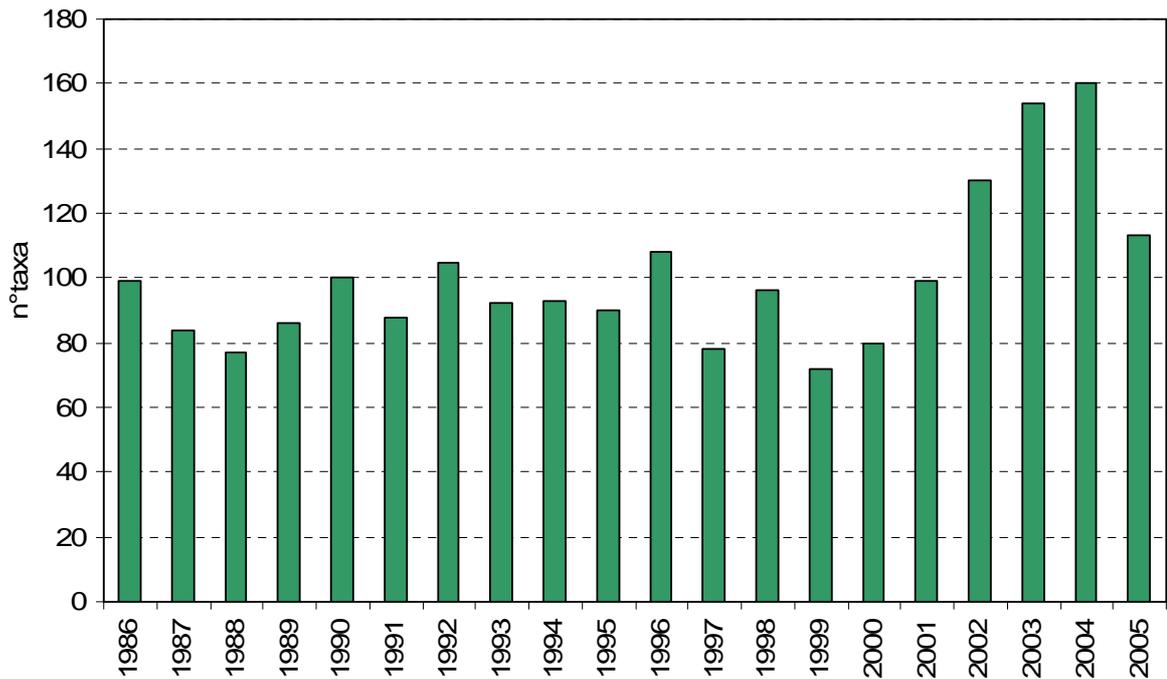


Fig. 3.2.21 Taxa rilevati annualmente da marzo 1986 e settembre 2005

Le nuove segnalazioni che sono state rilevate negli anni sono riportate nella tabella riportata in Allegato I.

Da una analisi dell'intera lista e sulla base della presenza e frequenza dei taxa nel corso della serie, sono state definite due categorie:

- taxa frequentemente rilevati: se presenti quasi sempre (se il taxa è comparso o scomparso durante la serie, la sua frequenza è stata considerata da o fino a quel momento),
- taxa rari: se la loro presenza è saltuaria durante i periodi in cui si presenta (alcuni pur essendo sempre presenti nel corso degli ultimi 3 anni sono stati ritenuti comunque rari in quanto il metodo di analisi è cambiato permettendo un'osservazione più precisa),

Il 70.7% (249) dei 352 taxa osservati sono risultati rari mentre 103 sono stati rilevati frequentemente e sono segnalati in Allegato I. La valutazione dei taxa da considerarsi frequenti nel sito di campionamento è stata fatta in maniera arbitraria basandosi sulla conoscenza pregressa della comunità del golfo.

Per quanto concerne invece le nuove segnalazioni che si sono avvicinate nel corso della serie temporale, tra il 1987 e il 2005 (considerando la lista floristica del 1986 come punto di partenza per tutti i confronti) sono stati segnalati come nuovi 253 taxa.

Dei 253 taxa segnalati per la prima volta 101 non sono più stati osservati mentre soltanto 17 sono stati ascritti nelle liste floristiche di tutti gli anni seguenti la prima segnalazione di cui tre in particolare rilevati all'inizio delle osservazioni: Cryptophyceae indeterminate (1988), *Alexandrium* sp.p. (1989) e *Protoperidinium* sp.p. (1990). Gli altri sono stati tutti osservati in tempi relativamente recenti, tra il 2001 e il 2004.

Le Bacillariophyceae e le Dinophyceae sono le classi per le quali è stato registrato il maggior numero di nuove segnalazioni (Fig. 3.2.22). Gli altri gruppi, ad esclusione dell'ordine delle Coccolithophorales, non dimostrano andamenti interessanti.

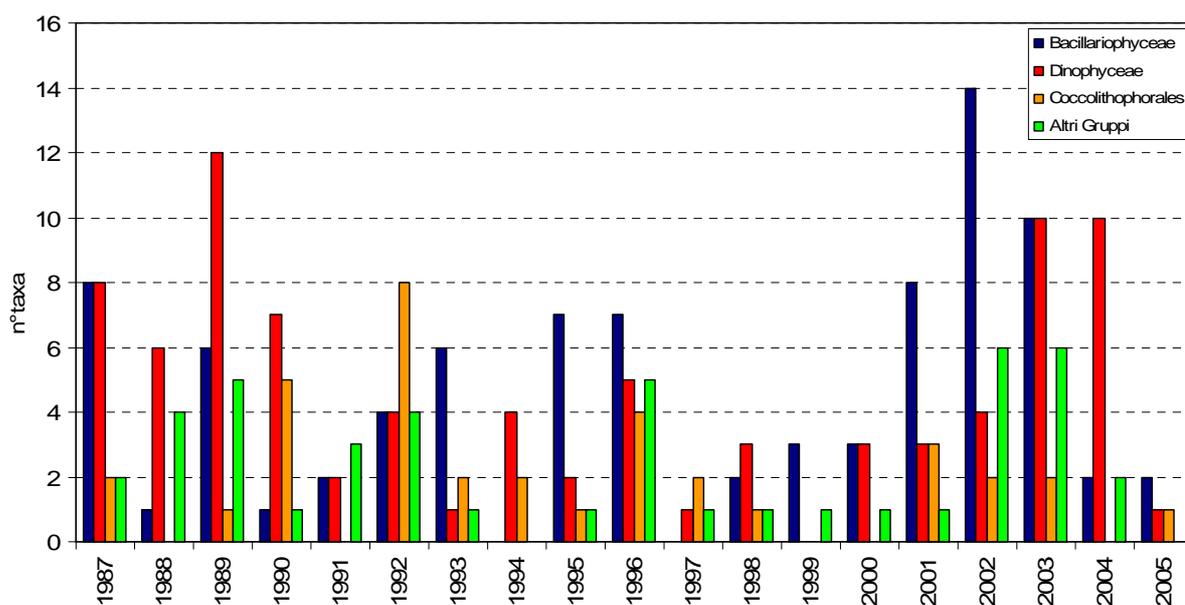


Fig. 3.2.22 Nuove segnalazioni avvenute nel corso degli anni distinte nei gruppi tassonomici principali

In generale non c'è un andamento regolare e le segnalazioni si susseguono di anno in anno con valori piuttosto oscillanti; ogni anno sono stati osservati nuovi taxa con minimi registrati nel 1997, 1999 e 2005 e massimi nel 1989, 2002 e 2003.

La classe delle Bacillariophyceae è quella per la quale sono state rilevate il maggior numero di eventi con 14 taxa segnalati per la prima volta nel 2002 mentre la maggior parte delle segnalazioni a carico delle Dinophyceae sono state osservate nel 1989 con 12 taxa e nel 2003 e 2004 con 10 taxa.

Un aspetto singolare evidenziato in fig. 3.2.22 è stato osservato tra il 1990 e il 1996 (ad esclusione del 1994) e tra il 1998 e il 2002 per le Bacillariophyceae; in questi due periodi le nuove segnalazioni a carico di questa classe sono aumentate regolarmente di anno in anno. Per quanto concerne invece la categoria "Altri gruppi" (comprendente tutte le classi minori) non sono stati osservate importanti segnalazioni, in termini quantitativi.

Dall'intera lista floristica sono stati evidenziati alcuni esempi di specie segnalate per la prima volta nel corso della serie temporale. La selezione dei taxa in esame, riportati in Tab. 3.2.14

è stata effettuata scegliendo secondo quanto descritto al paragrafo 3.1.3; in modo particolare le specie o i generi scelti presentano caratteri sistematici inequivocabili, tali da non permettere errori nel corso della determinazione.

Si tratta di 15 taxa, di cui 14 determinati a livello specifico e 1 a livello di genere; la maggior parte di essi appartiene alla classe delle Bacillariophyceae (7 specie) e alla Dinophyceae (2 specie e 1 genere). Interessanti sono risultate anche alcune Coccolithophorales (4 specie) e la specie *Meringosphaera mediterranea* (Chrysophyceae).

Alcune specie sono state rilevate soltanto nell'anno della prima segnalazione come *Centrodinium* sp. e *Ceratoperidinium* cfr. *yeye* (2003), *Pseudo-nitzschia multistriata* e *Dinophysis norvegica* (2005).

Le restanti specie selezionate sono state segnalate quasi ogni anno dopo la prima osservazione.

Tab. 3.2.14 Prime segnalazioni di alcuni taxa selezionati: sono stati riportati: l'anno di prima comparsa, il gruppo tassonomico di appartenenza e gli anni in cui la specie è stata nuovamente osservata (rettangoli grigi)

			1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	
1990	<i>Leptocylindrus mediterraneus</i> (Peragallo) Hasle	Bacillariophyceae					■		■			■	■	■			■	■	■	■	■	■	■
	<i>Meringosphaera mediterranea</i> Lohmann	Chrysophyceae					■					■	■	■	■		■						
1991	<i>Lauderia annulata</i> Cleve	Bacillariophyceae						■	■	■		■	■		■	■	■	■	■	■	■	■	■
1992	<i>Eucampia cornuta</i> (Cleve) Grunow	Bacillariophyceae							■	■				■	■	■	■						
1996	<i>Anoplosolenia brasiliensis</i> Lohmann (Deflandre)	Coccolithophorales											■		■	■	■	■	■	■	■	■	■
	<i>Leptocylindrus minimus</i> Gran	Bacillariophyceae											■		■	■	■	■	■	■	■	■	■
1997	<i>Ophiaster hydroideus</i> Lohmann (Gran; Manton & Oates)	Coccolithophorales												■					■	■	■	■	■
1998	<i>Chaetoceros anastomosans</i> Grunow in Van Heurck	Bacillariophyceae													■	■		■	■	■	■	■	■
	<i>Rhabdosphaera clavigera</i> Murray & Blackman	Coccolithophorales													■				■	■	■	■	■
2001	<i>Acanthoica quattrosolina</i> Lohmann	Coccolithophorales																	■	■	■	■	■
	<i>Hemiaulus sinensis</i> Greville	Bacillariophyceae																	■	■	■	■	■
2003	<i>Centrodinium</i> sp.p.	Dinophyceae																			■		
	<i>Ceratoperidinium</i> cfr. <i>yeye</i> Margalef	Dinophyceae																			■		
2005	<i>Dinophysis norvegica</i> Claparède & Lachmann	Dinophyceae																					■
	<i>Pseudo-nitzschia multistriata</i> (Takano) Takano	Bacillariophyceae																					■

3.3. DISCUSSIONE

3.3.1. La comunità microfitoplanctonica

La comunità microfitoplanctonica, anello principale della catena trofica negli ecosistemi marini, viene influenzata da tutte quelle forzanti chimico-fisiche capaci di modificare il sistema ove la comunità si sviluppa. La temperatura (Karentz & Smayda, 1984), la salinità (Thessen *et al.*, 2005), la luce (Anning *et al.*, 2000; Flöder & Burns, 2005), la disponibilità di nutrienti (Thingstad & Sakshaug, 1990; Egge & Aksnes, 1992) e la presenza di predatori (Bautista & Harris, 1992; Fonda Umani & Beran, 2003; Fonda Umani *et al.*, 2005) sono sicuramente i fattori che più condizionano lo sviluppo e il mantenimento delle diverse popolazioni che compongono il complesso sistema microfitoplanctonico. I gruppi sistematici che compongono il primo livello della rete sono diversamente influenzati dai fattori ambientali grazie ad adattamenti fisiologici che permettono loro di alternarsi nel corso delle stagioni seguendo delle successioni ecologiche (Bernardy Aubry *et al.*, 2004; Weckström & Juggings, 2005).

Inoltre, in un sistema in continua evoluzione, è possibile che specie nuove capaci di adattarsi a nuove nicchie ecologiche (Streftaris *et al.*, 2005) possano diventare parte integrante della comunità.

Questo studio ha evidenziato una notevole variabilità del sistema sia in termini di successioni stagionali sia di cambiamenti della comunità tra il 1986 e il 2005.

Purtroppo la mancanza di un corrispondente *data set* completo inerente i parametri ambientali non ha permesso di analizzare contemporaneamente la comunità e l'ambiente; ciò nonostante è possibile avanzare delle ipotesi partendo dal presupposto che il microfitoplancton subisce l'evoluzione dell'ambiente modificandosi sia in termini di abbondanze sia in termini composizione specifica.

Variabilità e successione annuale

Le successioni annuali riguardano particolarmente i taxa più importanti che compongono la comunità microfitoplanctonica.

Il ciclo annuale è caratterizzato da imponenti fenomeni di proliferazioni algali (denominati *bloom* o fioriture) a carico di specie, generalmente coloniali, soprattutto nei periodi invernali e di inizio primavera (Smayda, 1997). Sviluppi di fioriture simili sono descritti in tutto il mare Adriatico settentrionale, soprattutto lungo il versante italiano (Fonda Umani, 1996; Thornton *et al.*, 1999; Cabrini *et al.*, 2000; Totti & Artegiani, 2001; Bernardy Aubry *et al.*, 2004), e in diverse altre aree costiere del pianeta (Cloern, 1996; Gayoso, 1998; Goffart *et al.*, 2002; Glé *et al.*, 2007; Yunev *et al.*, 2007). Le specie coinvolte, *Skeletonema costatum*, *Lauderia*

annulata, e specie appartenenti al genere *Pseudo-nitzschia*, *Thalassiosira* e *Chaetoceros*, sono quasi sempre le stesse già osservate in diverse zone del Mediterraneo.

La specie maggiormente coinvolta in questi fenomeni è *S. costatum* e la sua comparsa nei primi mesi dell'anno è stata registrata quasi regolarmente in diversi siti del bacino anche se la comparsa di fenomeni di fioriture massicce a carico di questa specie è relativamente recente per il golfo e per la parte settentrionale del mare Adriatico (purtroppo non ci sono notizie inerenti ai primi fenomeni di fioriture legate a questa specie).

Le prime osservazioni sulla componente microfitoplanctonica relative a questa zona (Voltolina, 1969, 1970, 1971 a e b; Revelante & Gilmartin, 1977) infatti confermano il ciclo stagionale osservato nel corso di questo studio e di altri lavori precedenti ma, seppure le diatomee siano sempre il taxa dominante, la specie più importante nei primi anni '70 era *Pseudo-nitzschia seriata* (ex *Nitzschia seriata*), che rappresentava la quasi totalità del comparto microfitoplanctonico nella parte occidentale dell'Adriatico. Non è stata trovata alcuna traccia delle prime fioriture di *S. costatum* che riveste comunque un ruolo molto importante tra gli anni '80 e per tutti gli anni '90, divenendo responsabile di quasi tutte le fioriture invernale-primaverili del periodo (Thornton *et al.*, 1999).

Dall'analisi dei dati si osserva inoltre che molto spesso alla fioritura di *S. costatum* seguiva quella di diatomee ascrivibili al genere *Pseudo-nitzschia*; questa associazione è già stata osservata da Bernardi Aubry *et al.* (2004) nell'Adriatico Settentrionale.

Lo sviluppo di tali popolazioni microalgali è influenzato soprattutto dagli apporti fluviali che proprio a fine inverno aumentano sia a causa dello scioglimento delle nevi sia per le notevoli precipitazioni. Nel golfo di Trieste il maggior apporto di acqua dolce è imputabile al fiume Isonzo che nel periodo primaverile presenta il primo picco annuale di portata (Comici & Bussani, 2007). L'aumento della portata influisce direttamente sul carico dei nutrienti, in particolar modo su fosforo, azoto e silicio; l'aumento della concentrazione dei nutrienti permette alle specie coinvolte nelle fioriture di moltiplicarsi ed incrementare considerevolmente le abbondanze. Va sottolineato che tutte le specie coinvolte, e quindi in particolar modo le diatomee centriche coloniali, rispondono molto rapidamente all'aumento di nutrienti disponibili veicolato dai fiumi o dalle precipitazioni primaverili (Malej *et al.*, 1995; Mozetič *et al.*, 2002; Lee *et al.*, 2005).

L'intenso proliferare delle diatomee provoca una netta riduzione dei nutrienti inorganici disponibili, in particolare dei silicati, che diventano quindi i fattori limitanti l'ulteriore crescita di queste microalghe; infatti alcuni esperimenti effettuati su popolamenti fitoplanctonici naturali del mare Adriatico settentrionale e osservazioni di dati raccolti durante diversi eventi di fioriture hanno dimostrato come la fine dei *bloom* primaverili sia decretata da un rapido depauperamento del carico dei nutrienti, in particolare dei fosfati e dei silicati (Cabrini *et al.*, 1994; Carlsson & Granéli, 1999; Cabrini *et al.*, 2004).

A questo primo importante evento di *bloom*, che provoca una netta riduzione delle concentrazioni dei nutrienti, segue la comparsa di tutti i taxa che non necessitano di silicati per la loro crescita (Peterson *et al.*, 2007). Nonostante la ciclicità di questi gruppi sia evidente, le abbondanze raggiunte non sono mai elevate come quelle fatte registrare dalle Bacillariophyceae durante le fioriture.

Immediatamente al termine del periodo primaverile (aprile, maggio e giugno), la comunità microfitoplanctonica va incontro ad una modificazione nella sua struttura. Le diatomee, che riescono a mantenere alti tassi di divisione soltanto in condizione di buona disponibilità di nutrienti (Furnas, 1990), vengono sostituite da organismi flagellati di piccola taglia. La crescita dei piccoli organismi sembra meno influenzata dalla disponibilità di nutrienti, probabilmente grazie alla loro capacità di muoversi alla ricerca di fonti di sostentamento (Egge & Aksness, 1992). Questo rende i piccoli flagellati maggiormente competitivi in ambienti ove esista carenza di nutrienti (Malej *et al.*, 1995). Inoltre, molto spesso le diatomee responsabili delle fioriture producono cospicue quantità di essudati (per la maggior parte di origine polisaccaridica) soprattutto nella fase terminale della fioritura (Wetz & Wheeler, 2007; Mykkestad, 1977). Questo comporta un'aumento dell'attività degradativa batterica che rimineralizzando parte dei composti organici prodotti ricostituisce nuovamente il *pool* di nutrienti inorganici in colonna d'acqua (Norrman *et al.*, 1995).

Le Cryptophyceae, classe dominante questo eterogeneo gruppo, già in altri studi hanno dimostrato una stagionalità simile a quella rilevata nel presente studio (Bernardy Aubry *et al.*, 2004). Al termine del picco annuale di questo gruppo, all'inizio dell'estate, si osserva la comparsa delle Dinophyceae.

Questa classe raggiunge le massime abbondanze relative nel periodo tra maggio e agosto (con una diminuzione in luglio); in ogni caso questo taxon non è mai rappresentativo, in termini di abbondanze, né per il golfo di Trieste né per l'Adriatico settentrionale (Fonda Umani, 1996; Bernardy Aubry *et al.*, 2004). Solo sporadicamente, nel corso del periodo di studio, sono stati rilevati fenomeni di intense proliferazioni a carico di queste microalghe, anche se le abbondanze non sono assolutamente comparabili a quelle che causano le maree colorate, in cui improvvisi aumenti di abbondanza a carico di diverse specie ascrivibili a questa classe sono capaci di interessare vaste aree con densità molto alte al punto tale da rendere l'acqua colorata (Cabrini *et al.*, 1990; Sellner & Fonda Umani, 1999; Honsell & Talarico, 2004). Il mare Adriatico settentrionale, con particolare riferimento al versante occidentale, è stato frequentemente interessato da fenomeni di maree rosse anche se gli eventi più importanti per il golfo di Trieste sono stati osservati fino al 1987 (Fonda Umani, 1985; 1996). Le specie tipiche di questi fenomeni nel golfo sono state *Scrippsiella trochoidea*, *Lingulodinium polyedrum* (ex *Gonyaulax polyedra*), *Prorocentrum minimum* (ex *Exuviaella marina*). Generalmente organismi appartenenti a questa classe riescono a crescere anche in periodi in cui la concentrazione dei nutrienti non è particolarmente elevata

(Thingstad & Sackshaug, 1990; Peterson *et al.*, 2007), Infatti, molte delle specie più comuni delle Dinophyceae possono essere potenzialmente mixotrofiche (capacità di attuare metabolismi alternativi all'autotrofia), quindi non completamente dipendenti dalla disponibilità di nutrienti dell'ambiente (Jeong *et al.*, 2005; Toming & Jaanus, 2007). Questo permette loro di poter crescere anche in condizione di limitazione di nutrienti.

Durante il periodo estivo fino ad inizio autunno, in concomitanza alla presenza delle Dinophyceae, si assiste ad una ripresa delle abbondanze della comunità delle diatomee che tra luglio ed ottobre tornano nuovamente a dominare la comunità. La ricomparsa di questo taxon è molto probabilmente dovuto ad improvvise precipitazioni estive, soprattutto tra luglio e agosto. L'apporto di nutrienti causato da questi fenomeni pare sia sufficiente a permettere lo sviluppo delle microalghe (Bernardi Aubry *et al.*, 2004). I mesi di inizio autunno sono invece caratterizzati da forti apporti fluviali da parte del fiume Isonzo (Comici & Bussani, 2007); questo assicura una buona disponibilità di nutrienti (in particolar modo silicati) e quindi un mantenimento della comunità a diatomee fino a novembre.

Nei mesi invernali la comunità microfitoplanctonica, in tutte le sue componenti, attraversa un periodo di stasi, durante le quali non si registrano particolari eventi. In questo periodo l'ordine Coccolithophorales (classe Prymnesiophyceae), che generalmente non raggiunge abbondanze importanti, mostra il suo picco in ottobre che va poi calando nei due mesi successivi. La presenza di questo gruppo nei mesi invernali è già stata segnalata nella parte settentrionale del mare Adriatico (Fonda Umani, 1996; Bernardy Aubry *et al.*, 2004) e nel golfo di Trieste (Mozetič *et al.*, 1998). Secondo Fonda Umani (1996) questo gruppo sarebbe associato ad ingressione nel golfo di Trieste di acque levantine (originarie del mare Ionio, dove questo taxon è più presente) che durante la stagione invernale è più importante. Bernardi Aubry *et al.* (2004), dall'analisi di una serie storica, hanno precedentemente trovato una relazione tra questo gruppo e acque fredde, ad alta salinità e povere di nutrienti.

Anche l'analisi statistica con l'applicazione del metodo proposto da Anneville *et al.* (2002) ha evidenziato una dinamica annuale simile a quella descritta, nonostante nel corso dell'analisi siano stati eliminati alcuni taxa al fine di uniformare il livello tassonomico della lista floristica (livello minimo: genere).

Come si osserva in fig. 3.2.14 il primo gruppo che compare ad inizio anno è proprio quello di *Skeletonema costatum* e *Pseudo-nitzschia* sp.p., *Chaetoceros* sp.p. (gruppo I e V).

A questo gruppo seguono i gruppi estivi principalmente rappresentati dalle Dinophyceae (gruppi IV e VII) nel quale ritroviamo alcune specie tipiche del sito analizzato: *Ceratium furca*, *C. fusus*, *Gymnodinium* sp.p., *Prorocentrum micans*, *P. minimum*, *P. triestinum*, *Scrippsiella trochoidea*.

Molto interessante è la composizione dei gruppi di fine estate e autunno (gruppi III, VI e VIII); si tratta infatti di associazioni in cui ritroviamo diatomee di notevoli dimensioni (superiori ai 20

µm), in particolare: *Guinardia flaccida*, *Cerataulina pelagica*, *Leptocylindrus danicus*, *Proboscia alata*, *Asterionellopsis glacialis*. L'analisi statistica ha permesso di evidenziare in maniera molto più definita quali siano le specie che in questo periodo dell'anno compongono la comunità. Infatti, mentre nel periodo tardo invernale e primaverile, la comunità va incontro a fenomeni di fioriture monospecifiche, in quello di fine estate ed inizio autunno la comunità delle diatomee è composta da un maggior numero di specie che si susseguono all'interno del periodo stesso.

Per quanto concerne le specie sopracitate, queste sono tipiche del periodo di fine estate (Karentz & Smayda, 1984), probabilmente capaci di sopravvivere in ambienti in cui la disponibilità di nutrienti non è sempre ottimale.

La successione annuale osservata nel corso di questo studio è molto simile a quella proposta da Bernardi Aubry *et al.* (2004) per l'area costiera veneta, dove è stata analizzato un *data set* di 10 anni (1990-1999) (Fig. 3.3.1).

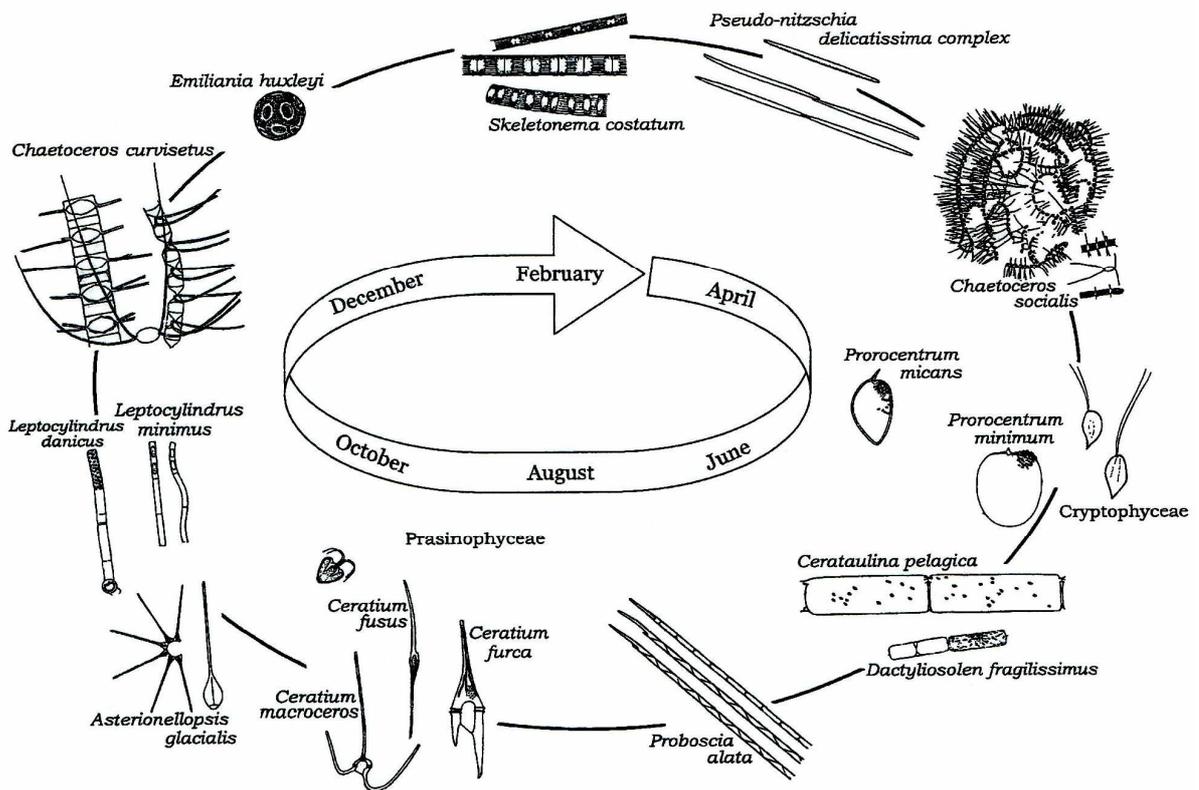


Fig. 3.3.1. Rappresentazione schematica della successione delle specie durante l'anno, tratta da Bernardi Aubry *et al.* (2004)

La corrispondenza tra la stagionalità rilevata in questo studio e quella proposta in fig. 3.3.1 è molto buona per quel che riguarda i primi mesi dell'anno, in particolare febbraio e marzo con la comparsa del *bloom* primaverile a carico delle specie già citate, seguite dai piccoli flagellati (in particolare dalle Cryptophyceae). Anche nel periodo estivo c'è una buona corrispondenza con la presenza sia di Dinophyceae sia di Bacillariophyceae di grosse

dimensioni. Infine verso la fine dell'autunno e l'inizio dell'inverno è stata evidenziata la presenza delle Coccolithophorales, che nel caso della fig. 3.3.1 sono identificate dalla specie *Emiliana huxleyi*.

Per quanto concerne invece la presenza di specie bentoniche/epifite nel comparto pelagico, l'andamento medio annuo suggerisce un *pattern* di stagionalità ben preciso con il massimo in ottobre. Innanzitutto va osservato che la componente bentonica/epifita della comunità microfitoplanctonica non incide particolarmente sull'intera comunità. La presenza di questi organismi in colonna d'acqua è principalmente dovuta a movimenti di masse d'acqua, generati da forti venti quali Bora o Libeccio, che portano ad una risospensione della comunità microfitobentonica. Risultati simili sono stati discussi anche da Cibic *et al.* (2007 a); gli autori hanno analizzato campioni raccolti con una trappola di sedimentazione (dispositivo che raccoglie il materiale che sedimenta sul fondo) posta nello stesso sito del presente studio nel 2003 a 15 m di profondità. Il lavoro riporta presenze elevate di microalghe bentoniche anche durante il periodo estivo, che non sono state rilevate in questo studio. Questo potrebbe essere dovuto al fatto che durante l'estate la colonna d'acqua è fortemente stratificata (Stravisi, 1983), e quindi sia presente una sorta di barriera fisica che non permette una risospensione del particolato fino in superficie; nel periodo autunnale-invernale invece la colonna d'acqua è omogenea (Stravisi, 1983) e quindi permette una risospensione maggiore.

Un'altra particolarità osservata nel corso di questo studio sono le fioriture fitoplanctoniche considerate anomale in quanto si sviluppano in periodi diversi da quelli ritenuti normali quali i mesi di fine inverno e di inizio primavera; tali eventi sono stati osservati anche in altre zone (Smayda, 1998). Purtroppo la carenza di misure ambientali con cui poter confrontare le alte abbondanze rilevate, ci permette di fare soltanto alcune ipotesi. In generale, improvvisi sviluppi microalgali sono imputabili ad improvvisi cambiamenti delle condizioni chimico-fisiche generalmente causati da abbondanti precipitazioni. Questi fenomeni portano a drastici cambiamenti sia nel carico dei nutrienti, che vengono drenati dal bacino di raccolta delle acque dolci, sia bruschi abbassamenti della salinità e variazione della temperatura. La concomitanza di questi fattori genera le condizioni adatte allo sviluppo di popolazioni di specie che solitamente non producono *bloom*. Molte specie coinvolte appartengono al genere *Chaetoceros* (Bacillariophyceae) che, in condizioni non ottimali alla loro crescita, possono produrre spore di resistenza (Hollibaugh *et al.*, 1981; Hargraves & French, 1983; Oku & Kamatani, 1995) che giacciono sul fondo sino all'instaurarsi nuovamente delle condizioni ideali allo sviluppo. Le spore sono la strategia adatta per poter generare popolazioni molto abbondanti in tempi brevi in risposta ai rapidi cambiamenti delle condizioni ambientali (Asami & Ban, 2000). Smayda (1998) afferma che tali eventi casuali possono

essere generati sia da specie autoctone, sia da specie di nuova introduzione, che rispondono a fenomeni di eutrofizzazione.

Da quanto discusso finora risulta evidente che le dinamiche microfitoplanctoniche annuali sono maggiormente influenzate dagli apporti fluviali che grazie ad ingenti quantità di nutrienti e alla variazione che generano nella colonna d'acqua (modificazione di salinità e temperatura) permettono le successioni sopra descritte supportando i risultati di altri studi svolti in diverse aree costiere (Malej *et al.*, 1995; Harding, 1994).

Variabilità interannuale

L'analisi statistica applicata alla serie storica ha permesso di evidenziare due importanti cambiamenti nella comunità microfitoplanctonica tra il 1986 e il 2005.

Il primo cambiamento evidenziato sia dalla fig. 3.2.5 sia dalla fig. 3.2.15 della serie riportata è riscontrabile verso la metà degli anni '90, quando si assiste:

- ad un rapido decremento delle abbondanze dei piccoli flagellati (fitoflagellati indeterminati),
- un forte decremento del gruppo VII, associato a dinoflagellati autotrofi di grandi dimensioni (superiori ai 20 µm),
- lo spostamento del gruppo I, associato principalmente alla specie *Skeletonema costatum*, che non si presenta più nei periodi di inizio primavera ma verso l'inizio dell'anno e che talvolta viene sostituito dal gruppo V, rappresentato dai generi *Pseudo-nitzschia* e *Chaetoceros*,
- la divisione del gruppo VIII (estivo- autunnale) in due gruppi distinti, il gruppo III (estate-inizio autunno) e il gruppo VI (autunno).

La scomparsa dei piccoli flagellati e dei dinoflagellati potrebbe essere imputabile ad un cambiamento della trofia del sistema che ha portato alla scomparsa quasi completa di queste componenti. Un cambiamento nel sistema pare fosse già in atto prima del 1986, quando si è assistito ad un decremento nei fenomeni delle maree colorate tipiche dei periodi di fine estate, di cui erano responsabili alcune Dinophyceae di grandi dimensioni quali *Lingulodinium polyedrum*, *Scrippsiella trochiodea*, *Gymnodinium* sp.p. (Fonda Umani, 1985; Cabrini *et al.*, 1990; Sellner & Fonda Umani, 1999). Contemporaneamente al declino di questi eventi Degobbis *et al.* (1995) hanno registrato un aumento delle abbondanze delle diatomee tra gli anni '70 ed '80. Verso la fine degli anni '70 lo stato di trofia del golfo di Trieste si è modificato passando cioè da uno stato in cui la disponibilità di nutrienti era particolarmente elevata, ad una situazione in cui il carico di nutrienti andava riducendosi (Degobbis *et al.*, 2000).

La scomparsa del gruppo I che inizia a cavallo degli anni '90 potrebbe indicare un altro segnale di sistema pelagico in evoluzione. Trattandosi di un gruppo rappresentato quasi interamente dalla specie *Skeletonema costatum*, di cui prima abbiamo discusso la stagionalità annuale, è probabile siano venute meno le condizioni adatte alla crescita di tale specie; simili cambiamenti sono stati osservati da Smayda (1998) nella baia di Narragansett (Rhode Island – USA).

Con molta probabilità il fattore principale che ha portato ad un lento decremento nell'abbondanza di questa specie è stata la ridotta disponibilità di nutrienti ed in particolare dei fosfati.

In uno studio focalizzato sullo sviluppo dei *bloom* fitoplanctonici effettuato nella baia di Calvi, in Corsica, (Goffart *et al.*, 2002) è stato osservato che questi fenomeni, anche in questa zona caratterizzati dalla massiccia presenza di *S. costatum*, sono andati scomparendo dal 1979 al 1998. Tale fenomeno è stato osservato in concomitanza con aumento della temperatura dell'acqua e riduzione dei fenomeni ventosi. Queste condizioni hanno portato ad una riduzione nel rimescolamento verticale della colonna e di conseguenza ad una drastica riduzione del trasferimento di nutrienti dal fondo. Nel caso delle fioriture a carico di *S. costatum* nel golfo di Trieste, la riduzione della concentrazione dei nutrienti è invece da imputare ad una diminuzione degli apporti fluviali, con particolare riferimento al fiume Isonzo (Comici & Bussani, 2007). Tra il 1998 ed il 2005 gli autori hanno osservato una diminuzione nella portata del fiume; questo ha sicuramente determinato una riduzione del carico di nutrienti. Dati antecedenti riportano una portata media annua, stimata nel periodo 1956-1965 di $204 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Raicich, 1994 e citazioni ivi comprese) rispetto a circa $90 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ stimati nel periodo 1998-2005; è quindi ipotizzabile che la riduzione degli apporti di acqua dolce sia un fenomeno in atto già da alcuni decenni e che stia conducendo quindi ad una lenta riduzione dei nutrienti soprattutto nei periodi delle fioriture, quando cioè la richiesta da parte delle Bacillariophyceae è particolarmente elevata.

Inoltre, nel 1988, è stato emanato un decreto ministeriale che ha imposto una riduzione della percentuale di fosforo nei detersivi (D.M. 413/88) per contenere i fenomeni di eutrofizzazione tipici della costa emiliana; questo ha probabilmente condotto ad una ulteriore riduzione del fosforo in diverse aree costiere dell'alto Adriatico (Bernardy Aubry *et al.*, 2004; Mazziotti & Cabrini, 2004).

Lagus *et al.* (2004) hanno dimostrato, con esperimenti effettuati su comunità microfitoplanctoniche naturali sottoposte a diversi concentrazioni di P (in forma di fosfati) e N (in forma di ammonio), che la crescita di *S. costatum* è limitata dal livello di fosfati, soprattutto nel caso in cui il rapporto N:P (che dovrebbe essere di circa 16:1 (Redfield, 1958)) è alto e sbilanciato a causa di un basso tenore di P.

Quindi una lenta scomparsa del gruppo I, rappresentato da *S. costatum*, confermerebbe uno stato di P-limitazione insito nel golfo di Trieste, già ampiamente discusso e dimostrato da altri autori (Thingstad *et al.*, 1998; Fajon *et al.*, 1999; Malej *et al.*, 2003; Puddu *et al.*, 2003).

È interessante notare come verso la metà degli anni '90 il gruppo I sia stato sostituito dal gruppo V che si diversifica dal gruppo precedente in particolar modo per la mancanza di *S. costatum* e per la comparsa di diverse specie del genere *Chaetoceros*.

Rimane invece parte costituente del gruppo il genere *Pseudo-nitzschia* che si presenta diviso in due gruppi principali (*P. sp.p.* del “*Nitzschia seriata complex*” e “*Nitzschia delicatissima complex*”). Spiegazione di tale suddivisione è imputabile ad un miglioramento delle capacità riconoscitive dell'operatore che ha effettuato l'analisi, che ha condotto ad un miglior livello di determinazione tassonomica.

Per quanto concerne il genere *Chaetoceros*, è ipotizzabile che le specie appartenenti a questo genere abbiano occupato la nicchia ecologica prima occupata da *S. costatum*. Lagus *et al.* (2004) hanno osservato che specie appartenenti a questo genere sono capaci di crescere in condizioni di carenza di nutrienti soprattutto se il rapporto N:P è piuttosto alto. Inoltre *Chaetoceros* è favorito in condizioni di Si-limitazione rispetto a *S. costatum* (Lagus *et al.*, 2004 e citazioni ivi comprese).

Per quanto concerne infine la temperatura e la salinità ed il loro coinvolgimento nella scomparsa di *S. costatum*, Lee *et al.* (2005) hanno osservato una significativa correlazione negativa tra la presenza della specie e i due parametri. In realtà, nel golfo di Trieste, un aumento della temperatura e della salinità è stato osservato da Malačić *et al.* (2006), ma il maggiore aumento di temperatura, rilevato nel periodo 1991-2003, ha interessato soprattutto i mesi estivi con un aumento di circa 2.6°C (0.2°C all'anno); durante le altre stagioni l'incremento è meno significativo (0.1°C e 0.09°C all'anno rispettivamente in primavera ed in inverno), soprattutto in autunno, per il quale non sono stati osservati aumenti significativi.

Anche la salinità ha subito incrementi importanti durante quasi tutto l'arco dell'anno (tranne che in autunno) ed in particolare è aumentata in primavera, a causa della riduzione degli apporti fluviali.

Quindi la riduzione degli apporti d'acqua dolce implica due importanti passaggi: la riduzione del carico dei nutrienti (e del fosforo in particolare anche a causa della concomitanza con la riduzione dei fosfati imposta dal D.M. 413/88 e dell'implementazione dei processi di trattamento dei reflui con potenziamento dei trattamenti ossidativi del fosforo) e l'aumento della salinità.

La divisione del gruppo VIII in due gruppi distinti di cui uno tipicamente estivo (gruppo III), rappresentato principalmente dalla Bacillariophyceae *Cerataulina pelagica*, e uno tardo estivo-autunnale (gruppo VI) rappresentato da diverse specie di diatomee di grandi dimensioni, potrebbe essere dovuta al sincrono aumento della temperatura e della salinità

proprio nei mesi estivi caratterizzati dalla presenza delle specie associate al gruppo VIII. Il gruppo VI è inoltre caratterizzato dalla presenza di *Asterionellopsis glacialis* (Bacillariophyceae) e *Calciosolenia murrayi* (Coccolithophorales), ambedue tipiche dei periodi autunnali e di inizio inverno (Bernardi Aubry *et al.*, 2004).

Il secondo cambiamento di particolare interesse (figg. 3.2.1, 11, 15) riguarda gli ultimi anni del periodo analizzato, dal 2002, e sono:

- la riduzione delle abbondanze delle Bacillariophyceae
- la ricomparsa dei piccoli fitoflagellati indeterminati
- la comparsa del gruppo IV verso il 2002 che pare abbia sostituito in gruppo VII; infatti entrambi i gruppi hanno una stagionalità spiccatamente tardo primaverile-estiva. In questo gruppo le specie caratteristiche sono la Dinophyceae *Prorocentrum minimum* e la Bacillariophyceae *Cyclotella* sp.p.;

Anche in questo caso è probabile che l'associazione di riduzione dei nutrienti (con alterazione del rapporto N:P) con aumento delle temperatura e della salinità abbiano condotto alla comunità osservata alla fine del periodo di studio.

La diminuzione delle diatomee è stato causato probabilmente da uno stato di Si-limitazione generato da riduzione degli apporti fluviali; in questa situazione, questo gruppo, diventa meno competitivo rispetto agli organismi privi di rivestimenti silicei (Peterson *et al.*, 2007). Lo stato di oligotrofia, già descritto da Fonda Umani *et al.* (2004) e Paoli *et al.* (2006), ha condotto anche ad una selezione di organismi a taglia ridotta come descritto da Irwin *et al.*, (2006).

Per quanto concerne la comparsa di una nuova associazione di specie (*Prorocentrum minimum*, *Cyclotella* sp.p.) si può ipotizzare un concorso di diversi fattori:

- riduzione di taglia: entrambe le specie hanno dimensioni medie inferiori ai 20 μm , di gran lunga inferiori alle dimensioni medie delle specie dominanti la comunità appartenenti a Dinophyceae e Bacillariophyceae, quindi potenzialmente avvantaggiate in uno stato di carenza di nutrienti; nonostante *Cyclotella* sp.p. appartenga alle Bacillariophyceae, avendo dimensioni ridotte, ha un fabbisogno di silicati inferiore alle specie di dimensioni maggiori (Tilman *et al.*, 1982; Carlsson & Granéli, 1999);
- un aumento della temperatura e della salinità (Malačič *et al.*, 2006) nel periodo di comparsa di questo gruppo può aver indotto una selezione verso specie più tolleranti e/o resistenti; purtroppo non sono state trovate conferme di queste caratteristiche nei taxa in esame;
- nell'ultima fase del periodo considerato può essersi instaurato un rapporto N:P completamente sbilanciato a favore dell'N, che ha portato alla selezione di specie

tolleranti il basso tenore di fosforo. Bloom di *P. minimum* in mar Baltico sono stati associati ad un aumento del carico di nutrienti (ad esclusione dei silicati) ed in particolare ad alte concentrazioni di azoto (Pertola *et al.*, 2005). Se il rapporto N:P nel golfo fosse effettivamente sbilanciato a favore dell'azoto (seppur in basse concentrazioni) allora si potrebbe pensare che specie che ben tollerano la carenza di fosforo potrebbero crescere discretamente. Inoltre, lo stesso *P. minimum*, è una delle poche specie di Dinophyceae per la quale è provata la capacità mixotrofica sia essa intesa come assimilazione di sostanza organica sia essa intesa come predazione su organismi più piccoli (Stoecker *et al.*, 1997), in carenza di altre fonti di sostentamento.

3.3.2. Nuove segnalazioni 1986-2005

Considerazioni generali

L'analisi della comunità microfitoplanctonica nel corso del presente studio ha evidenziato variazioni nella biodiversità, sia in termini di numero di taxa sia in termini di composizione floristica.

Risulta evidente come dall'inizio del *data set* fino al 2001, il numero di taxa rilevati si mantenga abbastanza costante dal minimo del 1999 al massimo del 1996 mentre si osserva un netto incremento dal 2002 al 2004; nel 2005 la ricchezza specifica è nuovamente diminuita verso valori tipici del periodo 1986-2001.

Purtroppo le relazioni tra biodiversità ed ecosistema pur essendo molto studiate non sono comunque ancora ben note in ambiente acquatico, e diversi autori sono giunti a conclusioni contrastanti. Jeppesen *et al.* (2000) in uno studio effettuato nei laghi danesi hanno trovato una correlazione positiva tra la ricchezza specifica e le concentrazioni di fosforo totale, ipotizzando che un aumento della biodiversità possa essere legato ad un aumento della disponibilità di nutrienti mentre altri autori asseriscono che alti valori di biodiversità in un sistema acquatico sono raggiunti quando molte risorse sono limitanti (Interlandi & Kilhal, 2001 e citazioni ivi comprese)

In questo studio appare evidente come il microfitoplancton, in termini di ricchezza specifica, non subisca cambiamenti rilevanti sebbene la comunità vada incontro a importanti modificazioni (vedi paragrafo precedente) condizionati soprattutto da una variazione dello stato trofico del sistema (Fonda Umani *et al.*, 2004; Paoli *et al.*, 2006).

Se per quel che riguarda le variazioni interannuali della comunità microfitoplanctonica, è quindi possibile trarre conclusioni che ben si adattano al quadro generale di cambiamenti ambientali in corso nel golfo di Trieste, non si possono fare le stesse considerazioni sulla biodiversità (qui intesa come ricchezza specifica). Infatti, è molto probabile che il metodo adottato per la maggior parte dei conteggi effettuati abbia sicuramente permesso di evidenziare la struttura portante della comunità microfitoplanctonica della quota campionata, ma di certo non è sufficiente a dare buone indicazioni per la stima della biodiversità. Infatti, ampliando il campo di osservazione è stato possibile rilevare un maggior numero di taxa, in particolare quelli che probabilmente non sono stati osservati a causa della loro rarità o della loro presenza sporadica nella comunità.

Nuove segnalazioni

Considerando invece le nuove segnalazioni intercorse durante i 20 anni, il fatto che quasi il 40% di questi taxa sia stato segnalato una sola volta indica con molta probabilità che sono o così rari e sporadici da non permetterne una costante iscrizione alle liste floristiche o sono di difficile determinazione. Quindi i taxa in esame sono probabilmente sempre presenti nella comunità ma la loro osservazione risulta saltuaria a causa della loro rarità o difficoltà di determinazione.

Questi problemi legati alla componente microfitoplanctonica sono già stati discussi da altri autori (Wyatt & Carlton, 2002) che hanno sintetizzato il problema delle nuove segnalazioni di microalghe in tre punti focali (come già discusso nell'introduzione):

- specie fitoplanctoniche introdotte in tempi remoti e ad oggi considerate autoctone;
- molte comunità microfitoplanctoniche difficili da invadere;
- molte invasioni fitoplanctoniche recenti semplicemente trascurate sia perchè generalmente considerate cosmopolite sia per la difficoltà nella determinazione tassonomica

Pochi sono i dati inerenti la distribuzione delle specie microfitoplanctoniche (Smayda, 2007), che per la maggior parte sono definite come "cosmopolite" e per le quali non esistono pubblicazioni che ne descrivano la biogeografia. Solo in alcuni casi le specie possono essere distinte come tipiche di specifiche zone del pianeta: tropicali, temperate, artiche e antartiche (Tomas, 1997). Generalmente, è dato per certo che i microrganismi non hanno una loro biogeografia e hanno anzi una distribuzione globale, tanto da non poterli definire come "invasori" di un dato ambiente (Drake *et al.*, 2007)

Per il mare Adriatico, per esempio, è stata reperita un'unica lista floristica disponibile in letteratura, stilata da Viličić *et al.* nel 2002. Altre liste disponibili sono alquanto frammentarie e sicuramente non complete, considerati i pochi taxa in esse ascritti (Voltolina, 1969, 1970, 1971 a e b; Fonda Umani *et al.*, 1989 e citazioni ivi comprese).

Tutte queste motivazioni inducono a pensare che le nuove segnalazioni registrate nel corso di questo lavoro non possano essere chiamate "nuove introduzioni" in quanto la loro origine alloctona dovrebbe essere comprovata con tecniche di biologia molecolare per valutare la somiglianza tra popolazioni locali e popolazioni di altre zone, come è stato fatto nel caso di alcune Dinophyceae introdotte lungo le coste Australiane (Bolch & de Salas, 2007).

Anche le variazioni nel numero di nuove segnalazioni per anno sono molto probabilmente imputabili al miglioramento delle tecniche riconoscitive piuttosto che ad un vero e proprio cambiamento nella comunità stessa.

Si può comunque ipotizzare che gli incrementi graduali registrati nelle nuove segnalazioni per anno, soprattutto a carico delle Bacillariophyceae, avvenuti tra il 1990 e il 1996 e tra il 1997 e il 2001 (in entrambe i periodi il metodo di conteggio è stato lo stesso) possano essere

una sorta di risposta della comunità microfitoplanctonica ad una qualche modificazione dell'ambiente circostante. A supporto di tale ipotesi, si evidenzia come alcune delle specie segnalate per la prima volta in quei periodi, siano poi divenute piuttosto frequenti negli anni seguenti (vedi allegato I), ad esempio: *Leptocylindrus mediterraneus* (1990), *Lauderia annulata* (1991) (che negli anni seguenti è stata anche responsabile di alcuni bloom), *Eucampia cornuta* (1992), *Leptocylindrus minimus* (1996), *Chaetoceros anastomosans* (1998) (che ha prodotto un bloom nell'agosto del 2003), *Hemiaulus sinensis* (2001).

Per quanto concerne invece le specie segnalate, anche alcune di esse si sono ben integrate nella comunità autoctona ed oramai vengono osservate abbastanza frequentemente nelle analisi routinarie di monitoraggio, ad esempio *Achantoica quattrosipina*, *Anoplosolenia brasiliensis*, *Meringosphaera mediterranea*, *Ophiaster hydroideus* e *Rhabdosphaera clavigera*. Di queste solo *Ophiaster hydroideus* non è presente nella *check list* di Viličić et al. (2002). Invece *Meringosphaera mediterranea* è segnalata come specie rilevata da Revelante (1985) e mai più osservata nella parte settentrionale del mare Adriatico orientale.

Alcune specie, recentemente segnalate, sono state oggetto di studio da parte di altri ricercatori; in particolare, alcune di quelle rilevate tra il 2003 e il 2005, sono specie molto particolari e nessuna di queste è stata segnalata da Viličić et al. (2002).

Le due Dinophyceae osservate nel 2003 (Virgilio et al., 2005), *Centrodinium* sp., osservata soltanto nella parte meridionale dell'Adriatico (Viličić et al., 2002), e *Ceratoperidinium* cfr. *yeye*, già segnalata nella parte sud occidentale del Mediterraneo e lungo le coste libanesi (Gómez, 2003; Gómez & Abboud-Abi Saab, 2003) sono descritte come specie tipiche di acque temperato-calde (Gómez & Abboud-Abi Saab, 2003). Nei successivi due anni non sono più ricomparse. Si può ipotizzare che le due specie siano comparse in concomitanza ad un anno particolarmente caldo e poco piovoso quale è stato il 2003.

Pseudo-nitzschia multistriata (Bacillariophyceae) è una specie che è stata segnalata in tempi recenti anche in altre zone nel mare Tirreno meridionale (Orsini et al., 2002) ed in Giappone e Nuova Zelanda (Rhodes et al., 2000 e citazioni ivi comprese), la sua distribuzione biogeografica pertanto non è assolutamente omogenea, e si può ipotizzare una sua recente introduzione in Mediterraneo. La specie è generalmente associata ad acque con salinità non inferiore a 20 (Thessen et al., 2005).

Dinophysis norvegica è invece una specie che può provocare fenomeni di fioritura, come già osservato in diverse zone (Dodge, 1977; Subba Rao & Pan, 1993); quella riportata nel presente lavoro è la prima segnalazione di questa specie nel mare Adriatico.

Da quanto fin qui discusso appare evidente che esista una reale necessità di approfondire il tema dell'introduzione delle specie microalgali in ambiente marino costiero, approntando protocolli utili a definire al meglio la comunità, intesa come struttura composta da molte diverse forme (specie) che si alternano e che si adattano alle continue modificazione del biotopo.

4. PARTE SECONDA:
Zone portuali

4.1. MATERIALI E METODI

4.1.1. Acque di zavorra e sedimenti

Campionamento

I campioni di acque di zavorra e di sedimenti accumulati sul fondo delle cisterne delle zavorre stesse sono stati raccolti in due zone portuali italiane molto importanti per il traffico navale italiano ed europeo (Dobler, 2002). 4 dei campioni sono stati raccolti su navi ormeggiate presso il porto di Trieste, mentre due campioni sono stati raccolti su navi presenti nel porto di Napoli.

I campionamenti sono stati effettuati in collaborazione con le Capitanerie di Porto locali, le quali hanno effettuato tutte le pratiche necessarie per poter avere accesso ai punti di campionamento che verranno di seguito descritti.

Le acque di zavorra campionate sono state raccolte attraverso diverse vie d'accesso alle cisterne:

- porto di Trieste: trovando l'appoggio delle Capitaneria di Porto è stato possibile prendere contatti con la nave prima che questa attraccasse nel bacino portuale, quindi è stato possibile richiedere l'apertura dei boccaporti della cisterna (atti al controllo delle condizioni delle cisterne stesse) attraverso i quali è stato calato un secchio; questo ha permesso la raccolta dello strato subsuperficiale (primo metro) dell'acqua presente nella cisterna in esame;
- porto di Napoli: in questo caso non c'è stato contatto con la nave finché questa non ha attraccato, per cui le operazioni di campionamento sono state effettuate attraverso sistemi facilmente e rapidamente raggiungibili. In particolare sono stati utilizzati: il sistema di raffreddamento dei motori e il sistema antincendio che sfruttano le acque di zavorra trasportate dalla nave.

I dati inerenti i campioni raccolti a Napoli saranno discussi solo per il confronto tra i diversi campionamenti effettuati nei due porti.

Per ciascun campione sono stati raccolti 10 L di acqua che sono stati immediatamente ridotti a 2 L concentrandoli su retino con vuoto di maglia pari a 10 μm ; tale dimensione permette di trattenere tutta la comunità microfitoplanctonica (*range* dimensionale: 20-200 μm).

Il campione così concentrato è stato suddiviso in due aliquote uguali: un litro è stato immediatamente posto in bottiglie di vetro scuro, fissato con formalina tamponata, concentrazione finale 4% (formaldeide 1,6%) e mantenuto al buio, mentre l'altro è stato conservato a 4°C al buio ed è stato utilizzato per gli esperimenti di isolamenti di microalghe.

Nel corso di ogni campionamento sono state misurate la salinità e la temperatura delle acque campionate utilizzando una sonda *Microprocessor Conductivity Meter* mod. LF 196 (WTW).

Inoltre sono stati raccolti i dati inerenti la provenienza e la data di carico delle acque di zavorra campionate.

Il sedimento accumulatosi sul fondo è stato invece raccolto manualmente entrando direttamente nella cisterna. Per effettuare questo tipo di raccolta, è stato necessario l'affiancamento della Capitaneria di Porto che ha diretto tutte le operazioni a bordo. Per ragioni di sicurezza prima di poter effettuare il campionamento si è resa necessaria la misurazione all'interno della cisterna di parametri (quali: tasso di ossigeno, temperatura, presenza di gas nocivi). Inoltre per poter entrare nelle cisterne è d'obbligo che queste siano state ventilate per almeno due giorni prima dell'ispezione interna.

I campioni di sedimento sono stati raccolti nelle zone di accumulo sul fondo delle cisterne.

Anche in questo caso sono stati raccolte due aliquote: una è stata fissata immediatamente con formalina tamponata, con concentrazione finale al 4%, mentre l'altra è stata mantenuta al buio a 4°C per effettuare isolamenti di organismi ancora vivi.

Le misurazioni di salinità e temperatura sono state effettuate nello strato di acqua soprastante il sedimento.

Analisi quali-quantitativa della comunità microalgale

Per ogni campione di acqua di zavorra raccolto sono state processate aliquote di 50 mL secondo il metodo della sedimentazione di Utermöhl (1958) modificato da Zingone *et al.* (1990). Prima di porre il campione in sedimentazione sono state aggiunte alcune gocce del colorante Rosa Bengala che colora la parte proteica degli organismi e permette di distinguerli dall'eventuale particolato inorganico presente nel campione.

Il campione è stato quindi analizzato come descritto al paragrafo 3.1, salvo estendere il conteggio all'intera camera di sedimentazione, al fine di individuare tutte le microalghe presenti.

Per l'analisi del campione di sedimento, il materiale raccolto è stato sonicato per circa 2 minuti e successivamente filtrato su setaccio metallico con vuoto di maglia di 200 µm, per eliminare le parti più grossolane. Per eliminare completamente l'acqua e mantenere solo il sedimento, il campione è stato centrifugato a 2000 rpm per 10 minuti.

Il *pellet* così ottenuto è stato diviso in due aliquote: una è stata utilizzata per la determinazione del peso secco (1 g peso umido) e un'altra è stata ulteriormente diluita in 50 mL di acqua milliQ® ed utilizzata per il conteggio.

Per la determinazione del peso secco (PS), il sedimento è stato posto per 24 h in stufa a 104°C e nuovamente pesato.

Dell'aliquota diluita per il conteggio sono stati invece prelevati 2.5 mL e posti in una camera di sedimentazione; anche in questo caso è stato effettuato il conteggio sull'intera camera, previa colorazione con Rosa Bengala.

Esperimenti di isolamento di ceppi microalgali e loro determinazione

Tutti i campioni non fissati appena arrivati in laboratorio sono stati osservati allo stereoscopio Olympus SZX12.

Eventuali cellule vitali sono state isolate e raccolte con micropipetta sterile, quindi poste in una vaschetta contenente mezzo di coltura F/2 (Guillard & Ryther, 1962, Guillard, 1975) (Tab. 4.1.1). Le singole cellule sono state ripetutamente poste in mezzo di coltura nuovo (per almeno tre volte) al fine di eliminare il più possibile la componente batterica. Dopo il terzo lavaggio le cellule sono state definitivamente poste in pozzetti sterili singoli (Iwaki) e messe in condizione di temperatura simile a quella misurata nel campione d'origine, irradianza PAR di 80 $\mu\text{mol photon sec}^{-1} \text{m}^{-2}$ e fotoperiodo di 14:10 (luce:buio).

La salinità del mezzo di coltura è stata mantenuta simile a quella del campione di origine.

Quando nel pozzetto le cellule hanno raggiunto una buona densità, la coltura ottenuta è stata posta in beute più grandi e così mantenuta per le successive analisi sistematiche.

Nel caso dell'isolamento di una Bacillariophyceae presente nell'unico campione di sedimento è stato fatto uso di un terreno F/2 modificato (Guillard, 1960) (con aggiunte di sostanza organica riportate in tab. 4.1.2) preparato con acqua di mare artificiale (Ta. 4.1.3) (per evitare la presenza di sostanza organica di origine alloctona) a salinità finale pari a 24 (pari a quella del campione d'origine). Inizialmente *Nitzschia* sp. è stata isolata su terreno solido ottenuto aggiungendo 9 g L⁻¹ di Agar al mezzo F/2 arricchito. Per evitare contaminazioni batteriche inoltre sono stati aggiunti due antibiotici ad ampio spettro: streptomicina (0.1 g L⁻¹) e penicillina (0.6 g L⁻¹) (Li & Volcani, 1987).

Una volta ottenuta una coltura su mezzo solido priva di batteri, questa è stata trasferita in un terreno liquido simile a quello solido ma senza antibiotici e trattata sempre in condizioni di sterilità.

Tab. 4.1.1 Concentrazioni dei nutrienti nel mezzo di coltura F/2

NaNO ₃	8.83 x 10 ⁻⁴ M
NaH ₂ PO ₄ · H ₂ O	3.63 x 10 ⁻⁵ M
Na ₂ SiO ₃ · 9H ₂ O*	1.07 x 10 ⁻⁴ M
FeCl ₃ · 6H ₂ O	1 x 10 ⁻⁵ M
Na ₂ EDTA 2H ₂ O	1 x 10 ⁻⁵ M
CuSO ₄ · 5H ₂ O	4 x 10 ⁻⁸ M
Na ₂ MoO ₄ · 2H ₂ O	3 x 10 ⁻⁸ M
ZnSO ₄ · 7H ₂ O	8 x 10 ⁻⁸ M
CoCl ₂ · 6H ₂ O	5 x 10 ⁻⁸ M
MnCl ₂ · 4H ₂ O	9 x 10 ⁻⁷ M
Vitamina B ₁₂ (cianocobalamina)	1 x 10 ⁻¹⁰ M
Biotina	2 x 10 ⁻⁹ M
Tiamina HCl	3 x 10 ⁻⁷ M

*i silicati sono stati aggiunti solo se la microalga isolata era una Bacillariophyceae

Tab. 4.1.2 Fonti di sostanza organica aggiunti al mezzo di coltura F/2

Sodio Acetato	7.35 x 10 ⁻⁴ M
Glucosio	3.3 x 10 ⁻³ M
Peptone	0.4 g L ⁻¹
Tryptone	0.1 g L ⁻¹
Estratto di Lievito	10 mg L ⁻¹

Tab. 4.1.3 Composizione dell'acqua di mare artificiale (salinità pari a 32)

NaCl	24.70 g
KCl	0.70 g
MgSO ₄ 7H ₂ O	6.30 g
MgCl ₂ 6H ₂ O	4.60 g
CaCl ₂ 2H ₂ O	1.30 g
NaHCO ₃	0.20 g
Acqua MilliQ®	1000 mL

*Per raggiungere una salinità pari a 24 è stata aggiunta acqua milliQ®

Per la determinazione delle specie isolate sono state inizialmente effettuate delle osservazioni al microscopio ottico Leica DM2500 a 320x. Nel caso in cui non sia stato possibile ottenere una determinazione specifica, sono stati utilizzati sistemi di microscopia elettronica a scansione (SEM) e tecniche di biologia molecolare.

Trattandosi principalmente di Bacillariophyceae, i cui caratteri tassonomici sono rilevabili a livello di frustulo siliceo, alcuni campioni delle colture sono stati trattati in acido fosforico e nitrico concentrati (Zingone *et al.*, 1990), al fine di eliminare per ossidazione di tutta la sostanza organica (pulizia del frustulo).

Il materiale così trattato è stato subito essiccato con il metodo del punto critico, montato su supporti porta campioni e metallizzato con Au/Pd. I campioni sono stati quindi osservati e fotografati al SEM Leica Cambridge Stereoscan 430i.

Per l'analisi di biologia molecolare è stata effettuata l'estrazione del DNA genomico, l'amplificazione dell'rRNA 18S ed il sequenziamento dello stesso, con il seguente protocollo. Il DNA genomico è stato estratto da 50 mL di una coltura in fase di crescita esponenziale utilizzando il DNeasy™ Plant MiniKit (Qiagen) seguendo le istruzioni della ditta produttrice. L'amplificazione di una porzione del gene codificante per l'rRNA 18S è stata effettuata utilizzando la reazione a catena della polimerasi (PCR, *Polymerase Chain Reaction*). Per la PCR sono indispensabili una coppia di oligonucleotidi (*primer*) che si legano in modo specifico ad una sequenza complementare di nucleotidi presenti su un filamento stampo di DNA. L'enzima termostabile Taq DNA-polimerasi, estratto dall'archeobatterio termofilo *Thermus aquaticus*, sintetizza, sul filamento stampo e partendo dagli inneschi oligonucleotidici, la nuova catena di DNA. La Taq DNA-polimerasi utilizza, come unità costruttive, le molecole dei quattro deossinucleotidi trifosfati (dNTPs: dATP, dTTP, dCTP e dGTP) presenti in concentrazione equimolare nella miscela di reazione. Per questo studio sono stati utilizzati i seguenti *primer* oligonucleotidici: EU1 (5'-AACCTGGTTGATCCTGCCAGT-3') e EU1R (5'-CCACTCCTGGTGGTGCCCTCCG-3') (Usup *et al.*, 2002). La miscela di reazione per la PCR di ciascun campione aveva un volume pari a 50 µL e conteneva 5 µL di una soluzione tampone di MgCl₂, 5 µL di ciascun primer ad una concentrazione pari a 10 µM, 1 µL di una soluzione di dNTP (10 mM), 0.4 µL di HotMaster Taq DNA-polimerasi (HotMaster Taq – Eppendorf), 1 µL di DNA estratto e 32.6 µL di acqua distillata. L'amplificazione è stata portata a termine utilizzando volumi di 50 µL con una denaturazione iniziale ottenuta a 94°C per 4 minuti seguita dal seguente programma eseguito al termociclatore per un totale di 30 cicli: denaturazione per 30 secondi a 94°C; accoppiamento dei *primer* per 90 secondi ad una temperatura di 50°C seguito da estensione 3 minuti ad una temperatura di 72°C. Per verificare il corretto funzionamento del termociclatore e l'assenza di contaminazioni, sono stati usati un controllo positivo con 1 µL di DNA standard ed uno negativo con 1 µL di acqua sterile per PCR al posto del campione di

DNA. Allo scopo di verificare la dimensione dell'amplificato (circa 1200 paia di basi), 5 μL del prodotto di PCR sono stati analizzati mediante corsa elettroforetica su un gel di agarosio allo 1.2%; al gel è stato aggiunto infine, etidio bromuro alla concentrazione finale di 0.5 $\mu\text{g mL}^{-1}$. Come marcatore è stato usato un DNA Ladder 1 Kb (Promega). Grazie alla fluorescenza emessa dall'agente intercalante etidio bromuro, eccitato con una radiazione elettromagnetica a lunghezza d'onda compresa nel campo dell'UV ($\lambda = 312 \text{ nm}$), è stato possibile visualizzare le bande mediante un transilluminatore.

A questo punto il DNA amplificato è stato purificato utilizzando il kit QIAquick (Qiagen). I 50 μL di prodotto di PCR sono stati trattati con soluzioni a diversa composizione e sottoposti a cicli di centrifugazione ed eluizione attraverso uno speciale filtro incluso nel kit. Al termine di questo protocollo la soluzione contenente il DNA era priva di tutti i componenti utilizzati per l'amplificazione (primer EU1 e EU1R, dNTPs, Taq DNA-polimerasi, ecc.) e quindi il DNA era pronto per essere sequenziato.

A 2 μL di amplificato purificato è stato aggiunto 1 μL di soluzione 10 μM di primer EU1 secondo le indicazioni del servizio di sequenziamento BMR Genomics, Università degli Studi di Padova. La sequenza dei nucleotidi della porzione amplificata del gene che codifica per l'rRNA 18S è stata determinata utilizzando la chimica del Big Dye terminator (Applied Biosystems) usando il *primer* M13R con un sequenziatore automatico ABI Prism 310 seguendo le istruzioni della ditta produttrice. Le sequenze ottenute sono state confrontate con quelle disponibili nella banca dati GenBank del National Center for Biotechnology Information (NCBI, www.ncbi.nlm.nih.gov) e qui depositate. Il programma BLAST (*Basic Local Alignment Search Tool*) (Altschul *et al.*, 1997) ha permesso di determinare le affiliazioni filogenetiche approssimate delle sequenze nucleotidiche in esame con quelle della banca dati. L'allineamento multiplo delle sequenze è stato eseguito con l'utilizzo del programma CLUSTALX 1.81 (Thompson *et al.*, 1997); le relazioni filogenetiche sono state trovate attraverso il metodo "*neighbor-joining*" e l'albero filogenetico è stato costruito con il programma NJPLOT; infine è stato utilizzato il programma CLC *Free Workbench* 4.01 per migliorare la grafica dell'albero stesso.

4.1.2. Zone portuali

Campionamento

Per lo studio delle zone portuali è stata effettuata una campagna di campionamento nel porto di Trieste dal 12 al 14 settembre 2006.

Sono stati prelevati campioni in 8 stazioni (Fig. 4.1.1): 7 situate all'interno della zona portuale (st. TS1-7) e una situata all'esterno del bacino portuale utilizzata come confronto (st. TS11).

In tab. 4.1.4 sono riportate la data di campionamento, la posizione e la profondità di ciascuna stazione.

La scelta delle stazioni è avvenuta in base alla posizione delle strutture portuali maggiormente legate al traffico marittimo.

Le prime due stazioni sono situate sui due lati del molo VII, la struttura d'ormeggio più importante per il traffico marittimo del porto. Si tratta infatti del molo ove attracca la maggior parte delle navi mercantili che transitano nel bacino portuale triestino.

- Stazione TS1: situata sul lato nord del molo VII; si tratta di un punto di ormeggio importante, in quanto più della metà delle navi container attraccano in questo punto;
- Stazione TS2 (terminal ferry, ormeggio 57): situata alla radice del molo VII lato est; viene utilizzata di rado per il traffico marittimo per la Grecia;

Le successive cinque stazioni sono situate all'interno del Vallone di Muggia, una baia naturale entro la quale si è sviluppato il porto. All'interno di questa porzione di porto sono presenti alcune delle realtà industriali più importanti per la città di Trieste. Infatti nella zona centrale è situata la Ferriera, un'industria siderurgica che sfrutta il porto per il trasporto di materie prime con un proprio terminal. Nella zona sud orientale è inserito il comprensorio della SIOT (Società Italiana per l'Oleodotto Transalpina S.p.A.) con il terminal dell'oleodotto transalpino che permette la distribuzione degli idrocarburi che arrivano via mare verso l'Austria, la Germania e la Repubblica Ceca. Inoltre, nella parte più orientale del porto, è presente una baia che termina con il canale di Zaule sul quale insistono numerosi terminal a cui afferiscono diverse realtà industriali di Trieste (terminal prodotti petroliferi raffinati, terminal cementi, terminal prodotti industriali, terminal prodotti chimici e terminal prodotti congelati)

- Stazione TS3: situata nel Vallone di Muggia, a circa 300 m di distanza dalla testata nord del terminal della Ferriera;
- Stazione TS4: sita al termine del prolungamento del pontile nord della SIOT;
- Stazione TS5: sita in prossimità della costa a lato dei pontili SIOT;
- Stazione TS6: situata alla radice est del moletto dei pontili SIOT;
- Stazione TS7: situata nella parte centrale della baia di Muggia, zona interessata dal passaggio di navi in transito da/verso il canale di Zaule;

- Stazione TS11: situata all'esterno delle dighe foranee, quattro strutture che proteggono il bacino portuale.

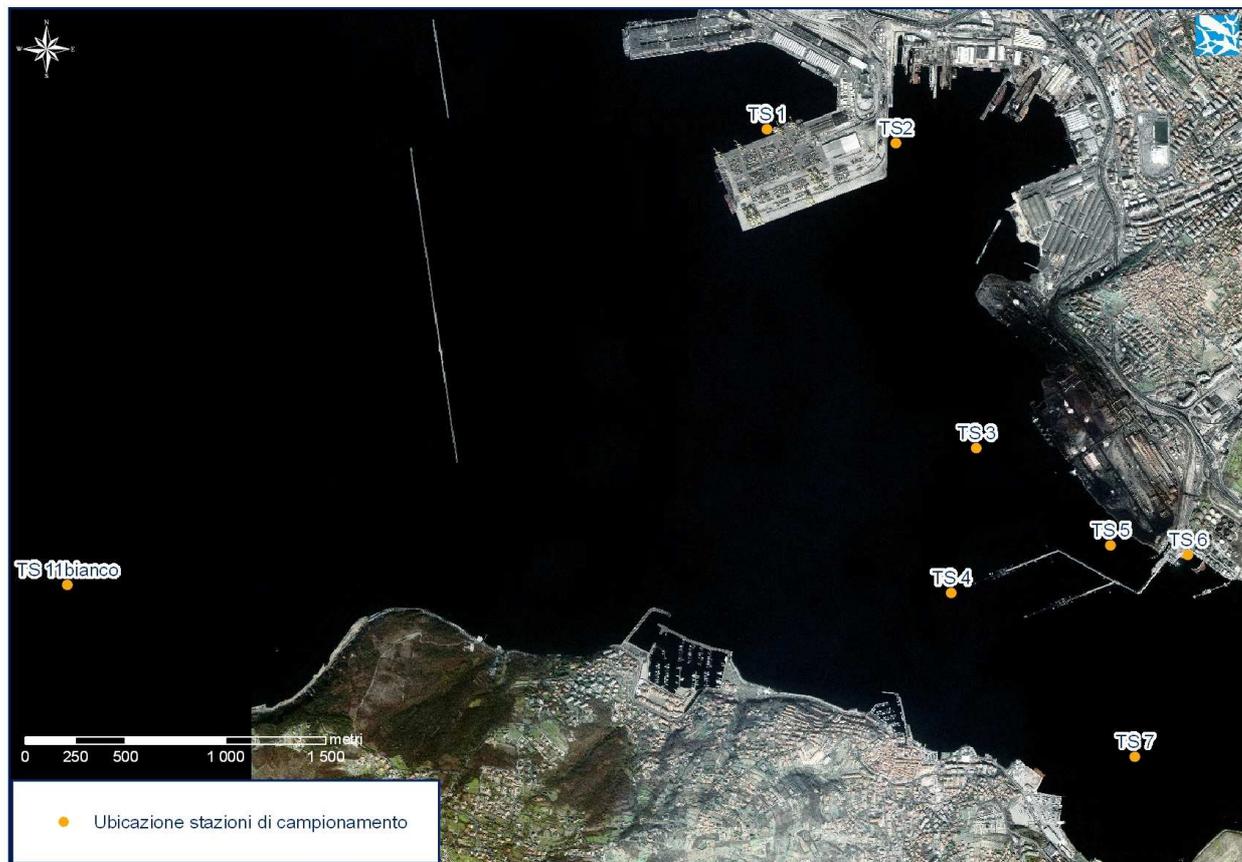


Fig. 4.1.1 Porto di Trieste: posizione delle stazioni campionate

Tab. 4.1.4 Stazioni campionate nel porto di Trieste

	Data	Profondità (m)	Coordinate	
			longitudine	latitudine
TS 1	12/09/2006	18.0	13°45' 504 E	45°37' 950N
TS 2	12/09/2006	15.8	13°45' 961E	45°37' 915N
TS 3	13/09/2006	14.5	13°46' 325E	45°37' 094N
TS 4	13/09/2006	17.9	13°46' 237E	45°36' 699N
TS 5	12/09/2006	12.5	13°46' 846E	45°36' 835N
TS 6	14/09/2006	5.5	13°47' 139E	45°36' 816N
TS 7	13/09/2006	19.4	13°46' 952E	45°36' 263N
TS11	13/09/2006	20.9	13°42' 846E	45°36' 683N

Sono stati raccolti campioni per l'analisi quantitativa della comunità microfitoplanctonica presente lungo la colonna d'acqua; in ogni stazione è stata effettuata una retinata utilizzando un retino con vuoto di maglia di 20 µm. Tale retino permette di raccogliere tutti gli organismi ascrivibili alla categoria del microfitoplancton.

Il campione ottenuto è stato immediatamente fissato con formalina tamponata ad una concentrazione del 4% (formaldeide 1,6%).

Per la stima delle abbondanze degli stadi di resistenza nel sedimento, la raccolta dei campioni è stata effettuata utilizzando un KC *Haps bottom corer* (KC- Denmark, Silkeborg, Denmark) usando dei tubi di policarbonato del diametro di 13 cm o, in alternativa, dei tubi in acciaio ove il fondale fosse particolarmente ricco di detrito grossolano.

Il sedimento è stato immediatamente trattato *in situ*, raccogliendo l'acqua sovrastante (acqua di velo) e i primi 2-3 cm di sedimento, generalmente corrispondenti allo strato ossico. Il campione ottenuto è stato posto al buio a 4°C fino alla successiva fase di processamento.

Per ogni stazione è stata misurata la salinità al fondo utilizzando la sonda multiparametrica *Sea Bird Electronics Sbe19 plus*; i dati sono stati rilevati al solo scopo di mantenere la stessa salinità nel mezzo di coltura per le cisti isolate ed eventualmente germinate.

Analisi qualitativa della comunità microfitoplanctonica

Una aliquota di 2,5 mL del campione concentrato e fissato è stato posto in una camera di sedimentazione e lasciato a sedimentare per un'ora circa. Il campione è stato successivamente analizzato al microscopio invertito a x320 (Utermöhl, 1958). Per stilare una lista completa è stato analizzata una superficie pari a mezza camera di sedimentazione.

La determinazione della comunità microfitoplanctonica è stata effettuata fino a livello di genere e ove possibile di specie, utilizzando i testi riportati al paragrafo 3.1.1.

Stima dell'abbondanza delle forme di resistenza nei sedimenti

Il campione di sedimento e di acqua di velo raccolti in ogni stazione sono stati fatti sedimentare per un'intera notte (questa operazione si è resa necessaria per recuperare quelle forme di resistenza che possono essere state risospese durante il campionamento); l'acqua di velo è stata poi rimossa utilizzando siringhe sterili da 50 mL. Il sedimento è stato reso omogeneo e sono stati raccolti 2 subcampioni di 10 g di Peso Umido. Uno dei due è stato posto in stufa a 104°C per 24 ore al fine di stimarne il Peso Secco (PS).

L'altro è stato utilizzato per l'analisi quali-quantitativa delle forme di resistenza, con particolare riguardo alle cisti dei dinoflagellati.

L'aliquota di sedimento è stata sonicata per 30 sec (tempi più lunghi avrebbero potuto nuocere all'integrità delle cisti) ed è stata successivamente setacciata su setacci con vuoto di maglia via via decrescenti: 136 µm per eliminare il sedimento più grossolano, 36 µm per trattenere le cisti più grandi (appartenenti per esempio a generi quali *Protoperidinium*, *Lingulodinium*, *Gonyaulax*) e 20 µm per le cisti più piccole (appartenenti per esempio a generi quali *Scrippsiella*, *Alexandrium*). Le frazioni ottenute sono state dapprima diluite in un'aliquota di acqua di mare filtrata ed autoclavata (salinità pari a quella dei campioni) e quindi trattate secondo il protocollo di Bolch (1997). 7 mL di ciascuna frazione sono stati centrifugati in gradiente di sodio metatungstato monoidrato Alfa Aesar (SPT) a densità nota, pari a 2.05 g mL⁻¹, a 1600 rpm per 10 minuti a temperatura ambiente al fine di separare il sedimento e concentrare le cisti (tale densità della soluzione permette di trattenere nel surnatante anche le cisti vuote). Il surnatante e il materiale accumulatosi tra SPT e campione (dove si concentrano le cisti) sono stati raccolti, posti nuovamente in una provetta e centrifugati a 1000 rpm per 2 minuti. Il surnatante è stato rimosso e sostituito con 5 mL di acqua di mare filtrata ed autoclavata. Il pellet così preparato è stato centrifugato nuovamente a 1000 rpm per 2 minuti; l'operazione è stata ripetuta un'altra volta al fine di eliminare completamente il SPT.

Tutti i volumi di diluizione sono stati registrati per effettuare il calcolo delle abbondanze.

Un volume variabile (a seconda della torbidità del campione) di ciascuna frazione è stato posto in una camera di sedimentazione e diluito con acqua di mare filtrata e autoclavata fino ad un volume finale di 10 mL, questa operazione si è resa necessaria per ottenere un campione sedimentato in maniera più omogenea, e quindi più facilmente osservabile.

Dopo una notte al buio a 4°C il campione è stato analizzato al microscopio invertito a 320x. L'analisi è stata eseguita su una superficie pari a mezza camera di sedimentazione, e per ogni frazione è stato conteggiato un minimo di 100 individui (nel conteggio sono state incluse anche le uova di Metazoa e le cisti di Ciliati).

Qualora la cisti non fosse subito riconosciuta a livello specifico è stata misurata e fotografata al fine di poter approfondire gli aspetti tassonomici.

La determinazione delle forme di resistenza trovate nei campioni è stata effettuata avvalendosi dell'utilizzo di diversi testi di sistematica e di varie pubblicazioni: Reid e John (1983), Matsuoka e Fukuyo (1986), Anderson *et al.* (1988), Lewis (1990 ; 1991), Montresor *et al.* (1993 a e b; 1994), Montresor (1995), Montresor *et al.* (1997), Bolch *et al.* (1999), Giacobbe e Yang (1999), Matsuoka e Fukuyo (2000), Rubino *et al.* (2000), Amorin *et al.* (2001), Kobayashi *et al.* (2001), Ellegaard *et al.* (2002), Nagai *et al.* (2002), Montresor *et al.* (2003), Orlova *et al.* (2004), Gottschling *et al.* (2005), Kremp *et al.* (2005), Bravo *et al.* (2006), Head *et al.* (2006).

Esperimenti di isolamento e germinazione delle cisti di Dinophyceae

Per una più precisa determinazione di alcuni morfotipi delle cisti di Dinophyceae non determinati sono stati predisposti alcuni esperimenti di germinazione.

Dallo stesso subcampione analizzato come descritto in precedenza sono state selezionati 12 morfotipi particolarmente interessanti. Ciascuna cisti è stata pulita dal materiale circostante (costituito da granuli di sedimento e grandi diatomee bentoniche) facendo uso di un ago entomologico.

Le cisti selezionate sono state quindi prelevate dalla camera con micropipette monouso sterili e poste in pozzetti sterili singoli (Iwaki) in mezzo K (Keller *et al.*, 1987) (Tab. 4.1.5), preparato con acqua di mare filtrata e autoclavata a salinità di 37.5 (pari a quella misurata nei siti di campionamento), e poi incubate in una cella termostata ad una irradianza PAR di circa $100 \mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$ con fotoperiodo 12:12 ad una temperatura di 20°C.

I pozzetti sono stati regolarmente controllati allo stereoscopio al fine di segnalare l'eventuale germinazione dei morfotipi selezionati.

Le cisti germinate, che hanno prodotto una coltura sufficientemente densa, sono state poste in provette sterili in mezzo K a 15°C al fine di procedere ad una determinazione del ceppo ottenuto con osservazioni al microscopio ottico a 320x.

Tab. 4.1.5 Concentrazioni dei nutrienti nel mezzo di coltura K

NaNO ₃	$8.83 \times 10^{-4} \text{ M}$
NH ₄ Cl	$3.63 \times 10^{-5} \text{ M}$
β-glicerofosfato	$1 \times 10^{-5} \text{ M}$
H ₂ SeO ₃	$1 \times 10^{-8} \text{ M}$
Tris-base (pH 7.2)	$1 \times 10^{-3} \text{ M}$
Na ₂ EDTA· 2H ₂ O	$1 \times 10^{-4} \text{ M}$
FeCl ₃ · 6H ₂ O	$1 \times 10^{-5} \text{ M}$
Na ₂ MoO ₄ · 2H ₂ O	$1 \times 10^{-8} \text{ M}$
ZnSO ₄ · 7H ₂ O	$1 \times 10^{-9} \text{ M}$
CoCl ₂ · 6H ₂ O	$1 \times 10^{-9} \text{ M}$
MnCl ₂ · 4H ₂ O	$1 \times 10^{-8} \text{ M}$
CuSO ₄ · 5H ₂ O	$1 \times 10^{-8} \text{ M}$
Vitamina B ₁₂ (cianocobalamina)	$1 \times 10^{-10} \text{ M}$
Biotina	$1 \times 10^{-9} \text{ M}$
Tiamina· HCl	$1 \times 10^{-7} \text{ M}$

4.2. RISULTATI

4.2.1. Acque di zavorra e sedimenti delle cisterne

La comunità microalgale

Dalle analisi effettuate è stato osservato che in tutti i campioni erano presenti organismi microfitoplanctonici, riportati in Tab. 4.2.1.

Sono stati osservati 77 taxa, per la maggior parte appartenenti alla classe delle Bacillariophyceae (45 taxa) e a quella delle Dinophyceae (22 taxa). Sono state inoltre riconosciuti taxa appartenenti alle Chlorophyceae (2), Coccolithophorales (2), Dictyochophyceae (3), Ebridae (1), Euglenophyceae (1).

Nei campioni raccolti su navi attraccate nel porto di Trieste sono state rilevate abbondanze microalgali basse, con una media che si attesta attorno a circa 300 cell L⁻¹, con il massimo registrato nel campione TS 2.1 (468 cell L⁻¹) ed un minimo nel campione TS 1 (144 cell L⁻¹). Il campione TS 2.1 risulta dominato dalla diatomea coloniale *Melosira* sp.p. associata ad una discreta densità della Dinophycea *Ceratium fusus*. Negli altri 3 campioni le abbondanze dei singoli taxa sono molto basse.

In tre campioni (ad esclusione del campione TS 3) è stata rilevata, seppure in concentrazioni molto basse, la presenza del genere *Coscinodiscus* (Bacillariophyceae).

Va evidenziata la presenza nel campione TS 2.1 della Dinophycea *Dinophysis fortii*.

Un'altra importante segnalazione da fare è la presenza in tre campioni su quattro (ad esclusione del campione TS 2.1) di cisti di Dinophyceae con densità abbastanza alte rispetto a quelle osservate per gli altri taxa.

Nei campioni delle navi del porto di Napoli, la densità fitoplanctonica è risultata molto più alta con valori di circa 10000 cell L⁻¹ per il campione NA 1 e oltre le 50000 cell L⁻¹ per il campione NA 2.

Il numero di taxa segnalati è più alto rispetto a quanto rilevato nei campioni di Trieste, con 42 e 46 taxa nei campioni NA 1 e NA 2 rispettivamente.

Nel campione NA 1 sono state rilevate discrete abbondanze di *Chaetoceros* sp.p. (1968 cell L⁻¹), *Leptocylindrus danicus* (2184 cell L⁻¹), *Lithodesmium undulatum* (1592 cell L⁻¹) e *Pseudo-nitzschia* cfr. *fraudulenta* (2224 cell L⁻¹).

Nel campione NA 2 la quasi totalità della comunità è data da *Nitzschia* sp.p. con 47200 cell L⁻¹.

Tab. 4.2.1 Composizione floristica ed abbondanze rilevate nei campioni di acque di zavorra raccolte nei porti di Trieste e di Napoli (dati espressi in cell L⁻¹) e nel campione di sedimento raccolto nel porto di Trieste (dati espressi in cell g⁻¹ PS). I taxa contrassegnati con asterisco sono bentonici/epifiti.

	ACQUA						SEDIMENTO
	TRIESTE				NAPOLI		TRIESTE
	TS 1	TS 2.1	TS 2.2	TS 3	NA 1	NA 2	TS SED
BACILLARIOPHYCEAE							
* <i>Achnanthes</i> sp.					4		
* <i>Amphora</i> sp.p.					8	8	
<i>Bacteriastrum delicatulum</i> Cleve					8		
<i>Biddulphia antediluviana</i> (Ehrenberg) Van Heurck						4	
<i>Biddulphia favus</i> (Ehrenberg) Grunow						4	
<i>Cerataulina pelagica</i> (Cleve) Hendey					20		
<i>Chaetoceros</i> sp.p.					1968	32	
<i>Chaetoceros</i> spore					36		
* <i>Cocconeis</i> sp.p.						4	
<i>Coscinodiscus</i> sp.p.	4	4	4		132	8	400
* <i>Climacosphenia</i> sp.							800
<i>Cyclotella</i> sp.p.					12		
* <i>Cymbella</i> sp.					4	8	
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i> (Bergon) Hasle					4		
*cfr. <i>Diatoma</i> sp.p.					40		
* <i>Diploneis bombus</i> Ehrenberg						4	
* <i>Diploneis</i> sp.p.						32	400
<i>Eucampia cornuta</i> (Cleve) Grunow					4		
<i>Fragilariopsis</i> sp.p.					20	12	
<i>Guinardia striata</i> (Stolterfoth) Hasle						8	
<i>Hemiaulus hauckii</i> Grunow in Van Heurck					8		
<i>Leptocylindrus danicus</i> Cleve					2184	16	
<i>Leptocylindrus minimus</i> Gran					24		
<i>Leptocylindrus</i> sp.						4	
* <i>Licmophora</i> sp.p.					4	4	

	ACQUA						SEDIMENTO
	TRIESTE				NAPOLI		TRIESTE
	TS 1	TS 2.1	TS 2.2	TS 3	NA 1	NA 2	TS SED
<i>Lithodesmium undulatum</i> Ehrenberg					1592		
* <i>Melosira</i> sp.p.		264			28	12	
* <i>Navicula</i> cfr. <i>lyra</i> Ehrenberg						8	
* <i>Navicula</i> sp.p.					36	32	400
<i>Nitzschia longissima</i> (Brébisson in Kützing) Ralfs		4			12	8	400
<i>Nitzschia lorenziana</i> Grunow					4		
*cfr. <i>Nitzschia</i> sp.							460000
* <i>Nitzschia</i> sp.p.					16	47200	
* <i>Paralia sulcata</i> Cleve						100	2000
* <i>Pleurosigma</i> sp.p.						8	400
<i>Proboscia alata</i> (Brigtwell) Sundström						8	400
<i>Pseudo-nitzschia</i> cfr. <i>fraudulenta</i> (Cleve) Hasle					2224		
<i>Pseudo-nitzschia</i> cfr. <i>pseudodelicatissima</i> (Hasle) Hasle					40		
<i>Pseudo-nitzschia subfraudulenta</i> Hasle		4					
<i>Skeletonema costatum</i> (Greville) Cleve					752	8	1600
<i>Thalassionema frauenfeldii</i> (Grunow) Hallegraeff							
<i>Thalassionema nitzschioides</i> (Grunow) Mereschkowsky					284		
<i>Thalassionema</i> sp.p.						220	
<i>Thalassiosira</i> sp.p.							
Centriche indet.		4			60	3080	1200
Pennate indet.		4	4		92	32	2400
DINOPHYCEAE							
<i>Alexandrium</i> sp.p.					8		
<i>Ceratium furca</i> (Ehrenberg) Claparède & Lachmann		8				8	
<i>Ceratium fusus</i> (Ehrenberg) Dujardin	8	64					
<i>Ceratium</i> cfr. <i>trichoceros</i> (Ehrenberg) Kofoid		4					
<i>Dinophysis fortii</i> Pavillard		4					
<i>Dinophysis tripos</i> Gourret						4	
<i>Diplopsalis</i> group					16		

	ACQUA						SEDIMENTO
	TRIESTE				NAPOLI		TRIESTE
	TS 1	TS 2.1	TS 2.2	TS 3	NA 1	NA 2	TS SED
<i>Gonyaulax</i> sp.p.						8	
<i>Gymnodinium</i> sp.p.					4	16	
<i>Oxytoxum</i> sp.p.						8	
<i>Prorocentrum compressum</i> (Bailey) Abé ex Dodge						24	
* <i>Prorocentrum lima</i> (Ehrenberg) Dodge						4	
<i>Prorocentrum micans</i> Ehrenberg	4				8		800
<i>Prorocentrum</i> sp.p.					4	44	
<i>Prorocentrum triestinum</i> Schiller					12	8	
<i>Protoberidinium</i> cfr. <i>pellucidum</i> Bergh ex Loeblich Jr. & Loeblich III					4		
<i>Protoberidinium diabolium</i> (Cleve) Balech					4	4	
<i>Protoberidinium oblongum</i> (Aurivillius) Parke & Dodge						12	
<i>Protoberidinium</i> sp.p.						8	
<i>Scrippsiella trochoidea</i> (Stein) Balech ex Loeblich III						4	
<i>Scrippsiella</i> sp.							
Dinophyceae indet.	16	104			56	68	400
Cisti	108		320	236	152	164	2800
CHLOROPHYCEAE							
<i>Scenedesmus</i> sp.						56	
Chlorophyceae indet.						16	
COCCOLITHOPHORALES							
<i>Syracosphaera</i> sp.						4	
Coccolithophorales indet.						12	
DICTYOCOPHYCEAE							
<i>Dictyocha fibula</i> Ehrenberg					8		400
<i>Dictyocha speculum</i> Ehrenberg					4		
<i>Dictyocha</i> sp.							400

	ACQUA						SEDIMENTO
	TRIESTE				NAPOLI		TRIESTE
	TS 1	TS 2.1	TS 2.2	TS 3	NA 1	NA 2	TS SED
EBRIDAE							
<i>Ebria tripartita</i> (Schumann) Lemmermann					8		
EUGLENOPHYCEAE							
Euglenophyceae indet.					4	4	
Fitoflagellati indeterminati	4			4	24	76	

In ambedue i campioni sono state osservate molti organismi appartenenti a generi tipicamente bentonici/epifiti come *Amphora*, *Cocconeis*, *Cymbella*, *Diatoma*, *Diploneis*, *Licmophora*, *Navicula*, *Nitzschia*, *Paralia* e *Pleurosigma*.

Anche in questi campioni è stata rilevata la presenza di microalghe appartenenti al genere *Coscinodiscus*.

Anche in questi campioni va segnalata la presenza di microalghe potenzialmente tossiche appartenenti a diversi taxa: *Pseudo-nitzschia* cfr. *fraudulenta* e *P.* cfr. *pseudodelicatissima*, *Alexandrium* sp.p., *Dinophysis* *tripos* e *Prorocentrum* *lima*.

Tra le forme di resistenza osservate in questi campioni, oltre alle cisti di Dinophyceae citate per i campioni raccolti a Trieste, sono state riconosciute spore di *Chaetoceros* (Bacillariophyceae); in particolare nel campione NA 1 l'abbondanza di tali forme raggiungeva quasi le 2000 cell L⁻¹.

Nell'unico campione di sedimento campionato su una petroliera ancorata in golfo di Trieste, è stata rilevata una comunità composta da pochi taxa (16), per la maggior parte afferenti al gruppo delle Bacillariophyceae (12 taxa), di cui 6 tipiche bentoniche.

La particolarità di questo campione è che su una densità rilevata di 475200 cell g⁻¹ PS, il 97% è stato ascritto ad un'unica specie dominante appartenente al genere bentonico cfr. *Nitzschia*. All'osservazione del campione non fissato con formalina le microalghe apparivano vitali (stato evidenziato dai movimenti "veloci" che queste effettuavano) e in fase di duplicazione.

Inoltre sono state rilevate Bacillariophyceae del genere *Coscinodiscus*, e cisti di Dinophyceae (2800 cell g⁻¹ PS).

L'unica specie di Dinophyceae rilevata è stata *Prorocentrum micans*, oltre a piccole Dinophyceae non determinate.

In Tab. 4.2.2 sono riportati alcuni dati inerenti la provenienza, la data di carico e di campionamento delle acque di zavorra, nonché i dati dei parametri misurati a bordo. Per i campioni raccolti a Napoli non sono state fornite le date di carico delle acque, mentre per il campione di sedimento raccolto a Trieste non è stato possibile ottenere alcun dato inerente l'origine dell'ultima zavorra caricata.

Tutte le acque provenivano dal bacino Mediterraneo, ed il tempo di permanenza in cisterna è stato abbastanza variabili, con un minimo di 9 e 10 giorni per i campioni TS 2.1 e TS 3 rispettivamente ed un massimo di 115 giorni per il campione TS 2.2.

La temperatura misurate al momento del campionamento varia da un minimo di 14.5°C rilevati nel campione TS 2.1 ad un massimo di 21°C misurato nei campioni del porto di Napoli.

La salinità invece oscilla tra il valore minimo misurato nell'acqua di velo che ricopriva il sedimento (23.8) e i valori massimi sempre a carico dei campioni raccolti a Napoli, con NA 1 a salinità pari a 43.6.

I dati inerenti i parametri misurati, non verranno di seguito discussi, in quanto sono stati raccolti al solo scopo di approntare le condizioni adatte al mantenimento di eventuali colture ottenute dagli isolamenti.

Tab. 4.2.2 Informazioni relative alle acque di zavorra e al sedimento raccolti nel corso dei campionamenti

		Nome nave	Campionamento	Provenienza	Data Carico	Temperatura (°C)	Salinità
ACQUA	TRIESTE	TS 1	23/10/2003	Izmir	28/07/2003	18.4	33.6
		TS 2.1	20/11/2003	Kumport-Istanbul	11/11/2003	14.5	32.4
		TS 2.2	20/11/2003	Pireo	27/07/2003	16.5	32.7
		TS 3	12/12/2003	Durazzo	02/12/2003	16.0	39.3
	NAPOLI	NA 1	17/06/2004	Palermo	non dichiarato	21.0	43.6
		NA 2	17/06/2004	Cagliari	non dichiarato	21.0	40.2
SED.	TRIESTE	TS SED	09/06/2004	/	/	16.9	23.8

Isolamenti di microalghe e loro determinazione

Dagli esperimenti di isolamenti effettuati a partire dai campioni non fissati sono state ottenute e mantenute tre colture algali.

Dal campione TS 2.1 sono state isolate due microalghe, una appartenente alla classe delle Dinophyceae e una alle Bacillariophyceae.

La prima è stata isolata a partire da una cellula in ipotetica fase di quiescenza presente nel campione, che non presentava alcuna caratteristica che potesse permettere una determinazione specifica. Posta in mezzo F/2 ed in condizioni controllate, dopo un giorno nel pozzetto di isolamento sono state osservate due cellule provviste di flagelli che nuotavano. La coltura ben si è adattata alle condizioni della cella di mantenimento ed è parte integrante della raccolta di colture del dip. BIO-OGS. Da una osservazione al microscopio ottico è stato immediatamente possibile determinare l'alga.

Si tratta di *Prorocentrum micans* Ehrenberg, una Dinophyceae riconoscibile in microscopia ottica per la quale non si sono rese necessarie metodiche più complesse per la determinazione.

La seconda specie isolata dallo stesso campione è una Bacillariophyceae del genere *Coscinodiscus*.

In questo caso la cellula è stata trovata nel campione in buono stato, e ha risposto immediatamente dividendosi attivamente e producendo una coltura abbondante dopo pochi giorni.

Per la determinazione di questa alga è stato necessario effettuare osservazioni al microscopio elettronico a scansione su frustuli puliti affiancati da tecniche di biologia molecolare.

Le micrografie ottenute sono riportate in fig. 4.2.1.

La sequenza ottenuta dall'analisi del gene codificante per l'unità ribosomiale 18S è stata registrata nella banca dati GenBank del National Center for Biotechnology Information (NCBI, www.ncbi.nlm.nih.gov) al seguente numero di accesso: EU523222, ed è stata confrontata con altre sequenze ottenendo l'albero riportato in fig. 4.2.2.

Dall'analisi del materiale fotografico e dal confronto effettuato della sequenza in nostro possesso con quelle già depositate tramite GenBank è stato possibile determinare a livello specifico il ceppo isolato che è *Coscinodiscus granii* Gough.

La coltura è stata mantenuta per 2 anni presso il dip. BIO-OGS.

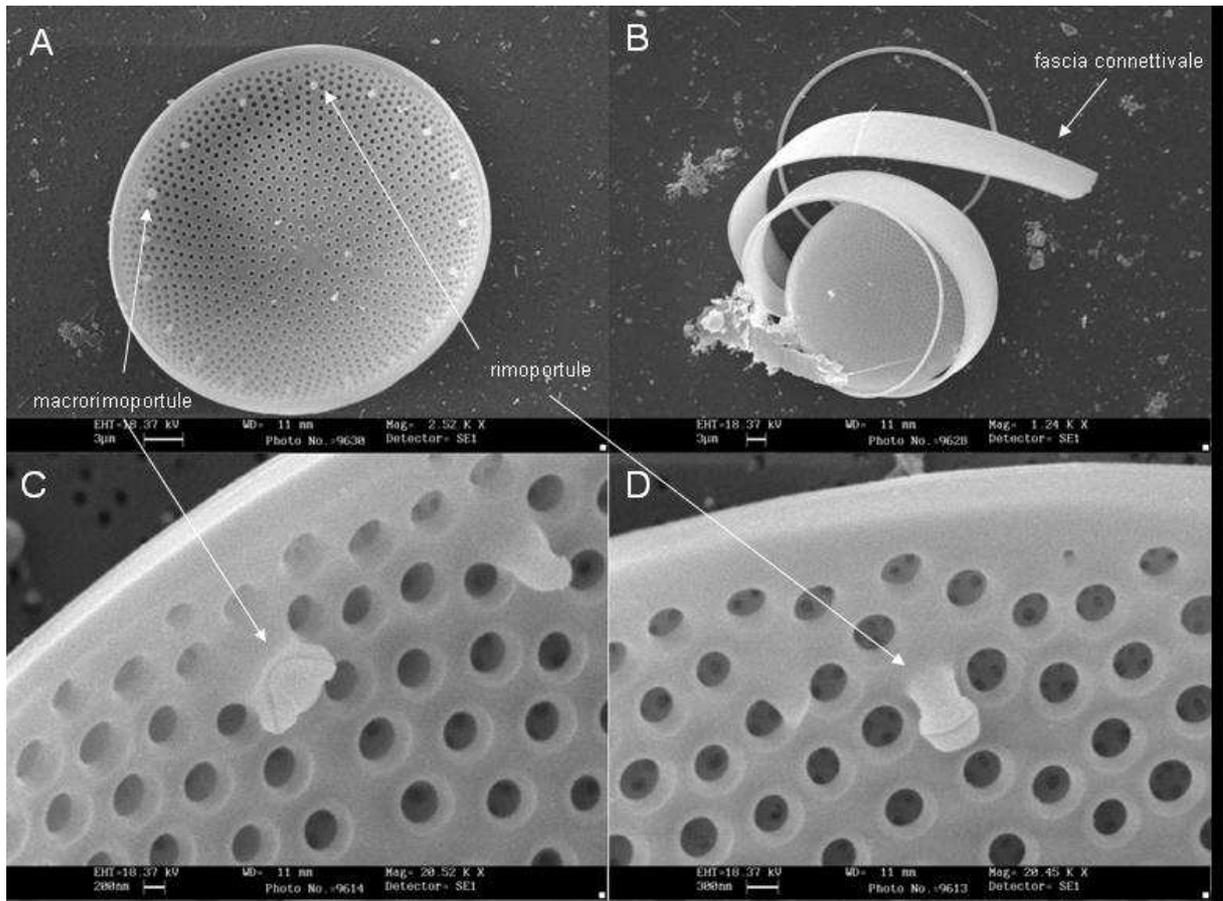


Fig. 4.2.1 Micrografie effettuate su frustuli puliti della Bacillariophycea *Coscinodiscus granii*; A. vista della porzione interna di una valva del frustulo; B. particolare della fascia connettivale tra le due valve; C e D. particolari dei processi presenti all'interno del frustulo detti macrorimoportule e rimoportule.

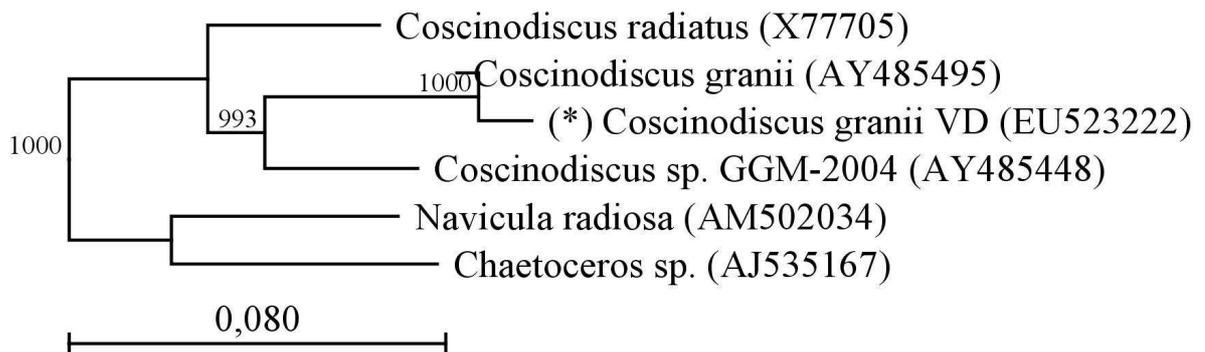


Fig. 4.2.2 Albero filogenetico delle relazioni tra i frammenti del gene 18S di diverse specie appartenenti al genere *Coscinodiscus*, utilizzando altre due Bacillariophyceae come *outgroup* (*Chaetoceros* sp. e *Navicula radiosa*). I valori di *bootstrap* >500 sono riportati per ogni ramo come misura di confidenza. La barra indica 0.080 sostituzioni per nucleotide. Il ceppo isolato in questo studio è contrassegnato da un asterisco ed i numeri di accesso a GenBank sono riportati in parentesi per ogni sequenza utilizzata.

Dal campione di sedimento è stata isolata la microalga dominante la comunità, in questo caso utilizzando terreni di coltura modificati al fine di poter ottenere una crescita della diatomea. Anche in questo caso l'alga ha risposto bene al mezzo fornito, producendo una coltura densa ed abbondante e si è dimostrata capace di crescere anche al buio e all'osservazione in microscopia ottica si presentava apparentemente priva di clorofilla.

Come per *Coscinodiscus granii*, si sono rese necessario tecniche microscopiche più mirate affiancate da analisi di biologia molecolare in quanto anche il genere *Nitzschia* è piuttosto problematico per la determinazione delle specie.

Le micrografie ottenute al microscopio elettronico a scansione su frustuli puliti sono riportate in Fig. 4.2.3 e le sequenze ottenute, registrate presso GenBank al numero di accesso EU523221 sono state confrontate con altre sequenze come riportato in fig. 4.2.4

In questo caso non è stato comunque possibile ottenere una determinazione della specie esaminata, e quindi si renderanno necessarie ulteriori analisi per definire quale sia la specie in esame.

La coltura è ancora mantenuta presso il dip. BIO-OGS.

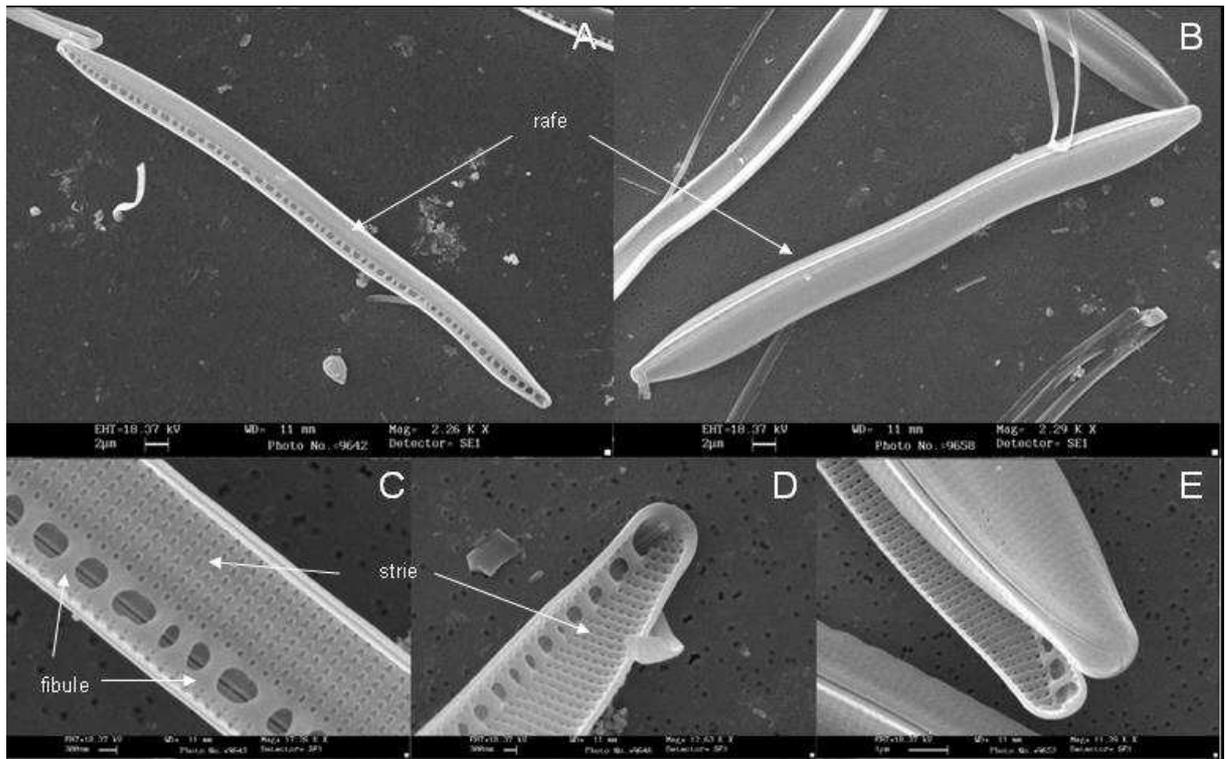


Fig. 4.2.3 Micrografie effettuate su frustali puliti della Bacillariophycea *Nitzschia* sp.; A. vista della porzione interna del frustulo; B. vista della porzione esterna del frustulo; C-E. particolari dei processi presenti all'interno del frustulo

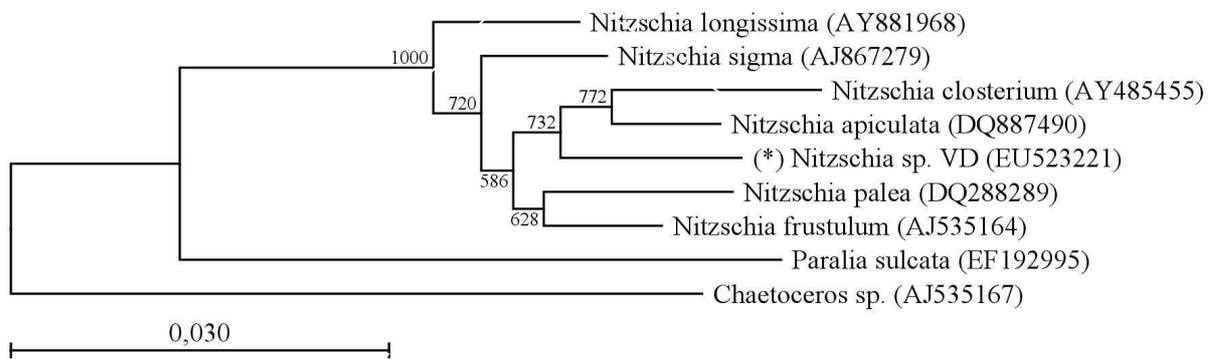


Fig. 4.2.4 Albero filogenetico delle relazioni tra i frammenti del gene 18S di diverse specie appartenenti al genere *Nitzschia*, utilizzando altre due Bacillariophycee come *outgroup* (*Chaetoceros* sp. e *Paralia sulcata*). I valori di *bootstrap* >500 sono riportati per ogni ramo come misura di confidenza. La barra indica 0.030 sostituzioni per nucleotide. Il ceppo isolato in questo studio è contrassegnato da un asterisco ed i numeri di accesso a GenBank sono riportati in parentesi per ogni sequenza utilizzata.

4.2.2. Zone portuali

La comunità microfitoplanctonica

Dalle analisi dei campioni sono state stilate le liste floristiche per ciascuna stazione campionata. I risultati sono riportati in tab. 4.2.3.

In totale sono stati riconosciuti 119 taxa così suddivisi:

- Bacillariophyceae: 54
- Dinophyceae: 43
- Coccolithophorales: 8
- Altri gruppi: 14

Come si può osservare la stazione con il maggior numero di taxa è la stazione TS1, per la quale sono state descritte 35 Bacillariophyceae e 22 Dinophyceae (i valori più alti osservati nel corso di queste prime osservazioni). Anche nella stazione TS2 il numero di Bacillariophyceae, seppure più basso rispetto a quello registrato in staz. TS1, è più alto rispetto alle altre stazioni.

I taxa delle Coccolithophorales sono simili tra loro e vanno da un minimo di 2 per la staz. TS11 ad un massimo di 5 per la staz. TS2.

Per gli altri gruppi tassonomici sono stati rilevati pochi taxa, da un minimo di 3 nelle staz. TS3 e 4 ad un massimo di 9 nella staz. TS1.

Per quanto concerne la composizione specifica, i taxa più frequentemente rilevati appartengono per la maggior parte a Bacillariophyceae coloniali del genere *Bacteriastrium*, *Chaetoceros* (con 7 specie rilevate), *Guinardia*, *Hemiaulus*, *Leptocylindrus* e *Pseudonitzschia* e a Dinophyceae, in particolare le specie *Ceratium furca* e *C. fusus*, *Dinophysis caudata*, *Gonyaulax polygramma*, *Prorocentrum compressum* e *P. micans* e i taxa ascritti al *Diplopsalis* group. Frequenti sono anche le specie *Anoplosolenia brasiliensis*, *Emiliana huxleyi*, *Rhabdosphaera clavigera* ed il genere *Syracosphaera* delle Coccolithophorales, *Meringosphaera mediterranea* delle Chrysophyceae e *Dictyocha fibula* delle Dictyochophyceae.

Infine, va sottolineato che tra le stazione interne al porto (staz. TS1-7) e la stazione posta all'esterno delle dighe foranee (st. TS11) non sono state rilevate differenze sostanziali nella composizione floristica delle comunità microfitoplanctonica.

Tab. 4.2.3 Liste floristiche delle stazioni campionate; le specie bentoniche/epifite sono contrassegnate con un asterisco.

	TS1	TS2	TS3	TS4	TS5	TS6	TS7	TS11
BACILLARIOPHYCEAE								
* <i>Achnantes</i> sp.						X		
* <i>Amphora</i> sp.	X					X		
<i>Asterionellopsis glacialis</i> (Castracane) Round						X		X
<i>Asteromphalus</i> sp.p.	X	X	X	X	X		X	X
* <i>Bacillaria paxillifera</i>						X		X
<i>Bacteriastrum delicatulum</i> Cleve						X	X	X
<i>Bacteriastrum</i> sp.p.	X	X	X	X	X			
<i>Cerataulina pelagica</i> (Cleve) Hendey	X			X	X			
<i>Chaetoceros affinis</i> Lauder	X	X		X	X	X	X	X
<i>Chaetoceros anastomosans</i> Grunow in Van Heurck	X	X	X		X	X	X	X
<i>Chaetoceros castracanei</i> Karsten	X	X				X	X	X
<i>Chaetoceros curvisetus</i> Cleve				X				
<i>Chaetoceros danicus</i> Cleve				X	X			
<i>Chaetoceros decipiens</i> Cleve	X	X						
<i>Chaetoceros tortissimus</i> Gran	X	X					X	
<i>Chaetoceros</i> sp.p.	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Coscinodiscus</i> sp.p.	X		X	X	X	X	X	
<i>Cyclotella</i> sp.	X							
<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenberg)Lewin et Reimann		X			X	X	X	X
* <i>Cymbella</i> sp.						X		
<i>Dactyliosolen fragilissimus</i> (Bergon) Hasle				X	X			
* <i>Diploneis</i> sp.p.	X	X						
* <i>Entomoneis alata</i>	X							
* <i>Entomoneis</i> sp.		X						
<i>Eucampia cornuta</i> (Cleve) Grunow	X	X						
<i>Eucampia</i> cfr. <i>cornuta</i>					X			
<i>Eucampia</i> sp.				X				X
<i>Guinardia flaccida</i> (Castracane) Peragallo	X	X	X	X	X		X	X
<i>Guinardia striata</i> (Stolterfoth)	X	X	X	X	X	X	X	X
* <i>Gyrosigma</i> sp.		X						
<i>Hemiaulus hauckii</i> Grunow in Van Heurck	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Leptocylindrus danicus</i> Cleve	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Leptocylindrus mediterraneus</i> (peragallo) Hasle	X	X			X	X	X	X
* <i>Licmophora</i> sp.p.		X					X	
* <i>Melosira</i> sp.p.	X		X	X				
* <i>Navicula</i> sp.p.	X	X					X	
<i>Nitzschia longissima</i> (Brébisson in Kützing) Ralfs	X	X	X		X	X		X
* <i>Nitzschia lorenziana</i> Grunow	X	X						
* <i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W. Smith						X	X	
* <i>Nitzschia</i> sp.p.	X	X				X	X	
* <i>Nitzschia vermicularis</i> (Kützing) Hantzsch	X							
* <i>Paralia sulcata</i> (Ehrenberg) Cleve	X				X			
* <i>Pleurosigma</i> spp.	X				X	X	X	X
<i>Proboscia alata</i> (Brightwell) Sundström	X			X	X	X		
<i>Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima</i> (Hasle) Hasle			X	X	X	X	X	X
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.p. del " <i>P. delicatissima</i> complex"	X	X					X	

	TS1	TS2	TS3	TS4	TS5	TS6	TS7	TS11
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.p. " <i>P. seriata</i> complex"	X		X					
<i>Pseudo-nitzschia</i> sp.p.				X			X	
<i>Pseudosolenia calcar-avis</i> (Schultze) Sundström	X	X	X	X	X			X
<i>Rhizosolenia styliformis</i> Brightwell	X	X					X	X
<i>Rhizosolenia</i> sp.p.				X	X			
<i>Thalassionema</i> sp.	X							
<i>Thalassiosira</i> sp.p.						X		
Centriche indet.				X	X		X	X
Pennate indet.	X	X	X	X	X	X		X
DINOPHYCEAE								
<i>Alexandrium</i> sp.p.		X	X	X		X	X	
<i>Amphidinium</i> sp.	X							
<i>Blepharocysta</i> sp.						X		
<i>Ceratium breve</i> (Ostenfeld & Schmidt) Schroder	X							
<i>Ceratium candelabrum</i> (Ehrenberg) Stein								X
<i>Ceratium</i> cfr. <i>declinatum</i> (Karsten) Jørgensen					X			
<i>Ceratium extensum</i> (Gourret) Cleve		X						
<i>Ceratium</i> cfr. <i>extensum</i>				X				
<i>Ceratium furca</i> (Ehrenberg) Claparède & Lachmann	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Ceratium fusus</i> (Ehrenberg) Dujardin	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Ceratium</i> cfr. <i>hexachantum</i> Gourret					X			
<i>Ceratium macroceros</i> (Ehrenberg) Cleve	X							
<i>Ceratium trichoceros</i> (Ehrenberg) Kofoid	X					X	X	X
<i>Ceratium</i> cfr. <i>trichoceros</i>			X	X				
<i>Ceratium tripos</i> (Müller) Nitzsch	X							
<i>Ceratium</i> sp.					X			X
<i>Cochlodinium</i> sp.								
<i>Dinophysis caudata</i> Saville-Kent	X	X	X		X	X	X	X
<i>Dinophysis</i> cfr. <i>fortii</i> Pavillard				X				
<i>Dinophysis</i> cfr. <i>parva</i> Schiller							X	
<i>Dinophysis rotundata</i> Claparède & Lachmann	X	X				X		X
<i>Dinophysis sacculus</i> Stein	X		X	X	X			
<i>Dinophysis</i> sp.p.			X		X	X		
<i>Diplopsalis</i> group	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Gonyaulax polygramma</i> Stein	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Gonyaulax</i> sp.	X	X						
<i>Gyrodinium</i> sp.	X							
<i>Ornithocercus magnificus</i> Stein								X
<i>Phalacroma</i> sp.p.		X	X	X	X		X	
<i>Podolampas palmipes</i> Stein	X	X	X		X	X	X	X
<i>Podolampas</i> cfr. <i>spinifera</i> Okamura	X							
<i>Podolampas</i> sp.		X						
<i>Prorocentrum compressum</i> (Bailey) Abé ex Dodge	X	X	X		X	X	X	X
<i>Prorocentrum</i> cfr. <i>compressum</i>	X							
<i>Prorocentrum dactylus</i> (Stein) Dodge	X							
<i>Prorocentrum gracile</i> Schütt								
<i>Prorocentrum micans</i> Ehrenberg	X	X	X		X	X	X	X
<i>Prorocentrum</i> sp.p.		X				X		
<i>Proto-peridinium divergens</i> (Ehrenberg) Balech								X

	TS1	TS2	TS3	TS4	TS5	TS6	TS7	TS11
<i>Protooperidinium ovum</i> (Schiller) Balech						X	X	X
<i>Protooperidinium steinii</i> (Jørgensen) Balech	X				X	X		X
<i>Protooperidinium</i> sp.p.		X	X	X	X		X	X
<i>Pseliodinium vaubanii</i> Soumia	X			X	X	X	X	
<i>Pyrophacus</i> sp.								
<i>Scrippsiella</i> sp.	X							
Dinophyceae indet.		X	X	X	X	X	X	X
COCCOLITHOPHORALES								
<i>Achantoica quattrosospina</i> Lohmann		X						
<i>Anoplosolenia brasiliensis</i> (Lohmann) Deflandre	X	X		X	X	X	X	
<i>Calciosolenia murrayi</i> Gran								
<i>Emiliania huxleyi</i> (Lohmann) Hay & Mohler		X		X	X	X	X	
<i>Rhabdosphaera clavigera</i> Murray & Blackman	X	X	X	X			X	X
<i>Syracosphaera pulchra</i> Lohmann				X	X			
<i>Syracosphaera</i> sp.p.	X	X	X			X	X	X
Coccolithophorales ind.			X		X			
CHRYSOPHYCEAE								
<i>Dinobryon</i> sp.							X	
<i>Meringosphaera mediterranea</i> Lohmann	X	X		X	X	X	X	
CRYPTOPHYCEAE								
Cryptophyceae indet.	X	X			X	X	X	X
CYANOPHYCEAE								
Cyanophyceae indet.						X		
DICTYOCHOPHYCEAE								
<i>Dictyocha fibula</i> Ehrenberg	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Octactis octonaria</i> (Ehrenberg) Hovasse	X							
<i>Dictyocha</i> sp.	X							
EBRIDEA								
<i>Ebria tripartita</i> (Schumann) Lemmermann	X							
<i>Hermesinum adriaticum</i> Zacharias	X		X		X	X	X	X
EUGLENOPHYCEAE								
Euglenophyceae indet.	X				X			
PRASINOPHYCEAE								
<i>Pyramimonas</i> spp.			X	X	X	X		
<i>Tetraselmis</i> sp.		X						
Prasinophyceae indet.	X					X	X	X
Fitoflagellati indet.		X				X	X	X

Forme di resistenza nei sedimenti

I dati ottenuti dall'analisi quali-quantitativa delle forme di resistenza nel sedimento sono riportati in tab. 4.2.4.

Le forme di resistenza osservate sono ascrivibili a tre gruppi tassonomici diversi. Infatti sono state rilevati cisti di Dinophyceae, cisti di Ciliophora e uova di Metazoa.

Per quanto riguarda le cisti di Dinophyceae, obiettivo principale di questa parte del lavoro, sono stati riconosciuti 32 morfotipi diversi, ascrivibili a 14 generi e 21 specie (Tav. 1).

I generi più rappresentati sono *Protoberidinium* (6 specie), *Scrippsiella* (5 specie) e *Alexandrium* (3 specie).

La dubbia determinazione di alcuni morfotipi (e.g. cfr. *Alexandrium tamarense*, cfr. *Gymnodinium impudicum*, cfr. *Warnowia* sp.p., cfr. *Woloszynskia* sp.p., cfr. *Zigabikodinium lenticulatum*) è dovuta principalmente alla mancanza di caratteri sistematici visibili in microscopia ottica.

La staz. TS2 è quella ove è stato osservato il maggior numero di morfotipi (19), di cui 6 appartenenti al genere *Protoberidinium*, 3 al genere *Alexandrium*. In tutte le altre stazioni sono state osservate dai 14 ai 17 morfotipi diversi.

Le abbondanze rilevate variano da un minimo di 459 ind g⁻¹PS registrato nella staz. TS6 ad un massimo di 3651 ind g⁻¹PS della staz. TS3.

Come si osserva dalla fig. 4.2.5, che rappresenta le frazioni percentuali dei tre diversi gruppi tassonomici, le cisti di Dinophyceae costituiscono, in termini di abbondanze, la frazione più importante delle diverse forme di resistenza presenti nei sedimenti analizzati superando in tutte le stazioni l'80% sul totale rilevato.

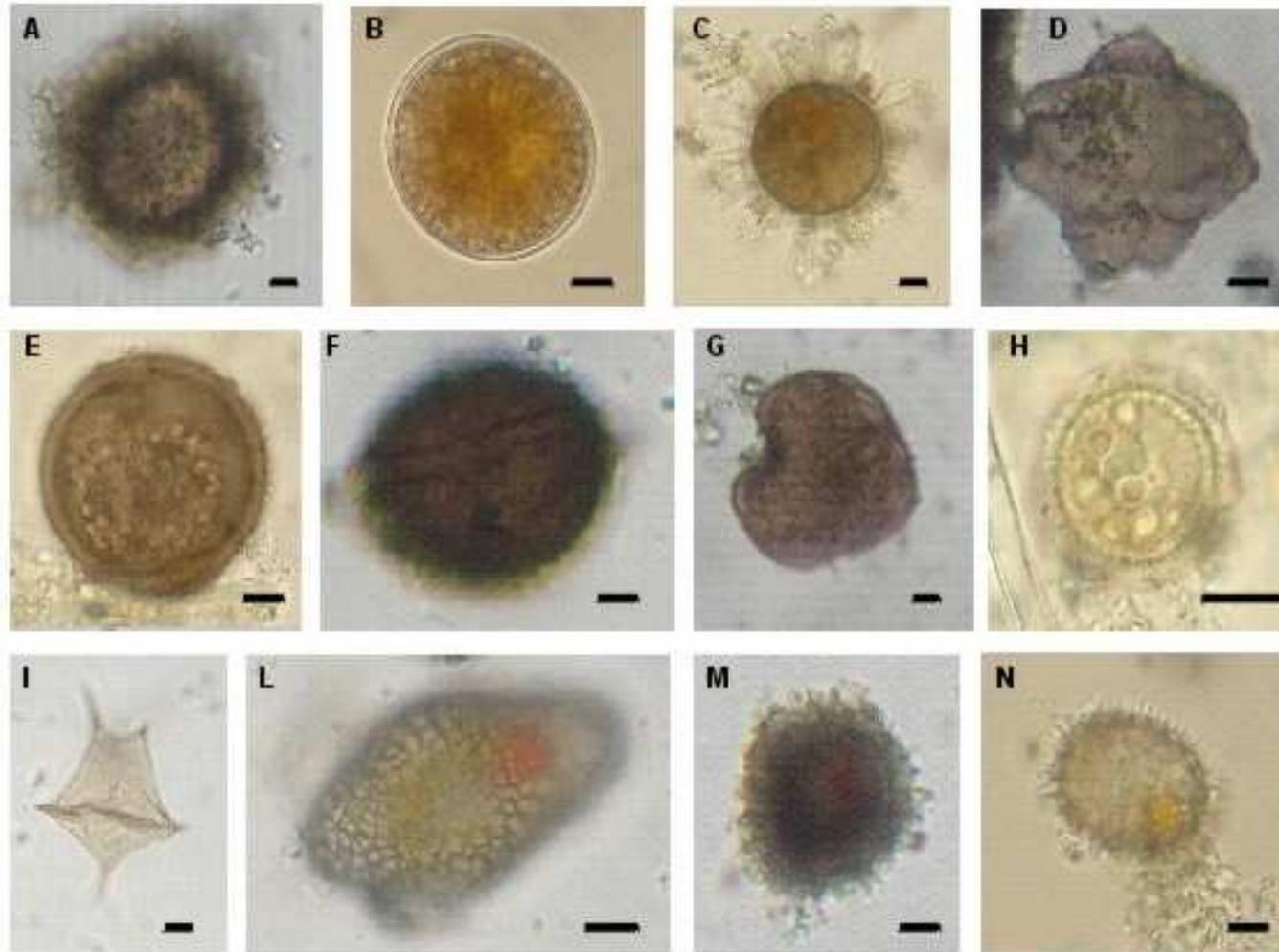
Tra le Dinophyceae, la specie più abbondante è *Lingulodinium polyedrum*, che è presente in tutti i campioni e raggiunge la sua abbondanza massima nella staz. TS3 con 957 cell g⁻¹PS e nelle staz. TS2 e TS5 con oltre 600 cell g⁻¹PS.

Un altro genere importante è *Scrippsiella*, che è rappresentata in tutti i campioni dalle specie *S. lachrymosa* e *S. trochoidea*, nonché da diversi morfotipi per i quali non è stato possibile approfondire la determinazione fino al livello specifico. *S. lachrymosa* è più abbondante nelle staz. TS5 (212 cell g⁻¹PS) e TS3 (176 cell g⁻¹PS), mentre *S. trochoidea* raggiunge i massimi nelle staz. TS2 (163 cell g⁻¹PS), TS5 (165 cell g⁻¹PS) e TS7 (156 cell g⁻¹PS). *Scrippsiella* sp.p. è più abbondante nelle staz. TS3 (417 cell g⁻¹PS) e TS1 (359 cell g⁻¹PS).

Un altro taxon di particolare interesse del quale sono state rilevate alte abbondanze è cfr. *Woloszynskia* sp.p., che raggiunge nella staz. TS3 un valore di 696 cell g⁻¹PS, ed è comunque sempre presente anche negli altri campioni.

Alte abbondanze sono state registrate anche a carico di morfotipi non determinati ascritti alla categoria delle Dinophyceae indeterminate, che sono piuttosto abbondanti nella staz. TS3 (925 cell g⁻¹PS).

Tavola 1



Esempi di alcune cisti trovate in questo studio. **A.** *Phaeopolykrikos hartmanii* **B.** *Alexandrium taylori* (cisti temporanea) **C.** *Lingulodinium polyedrum* **D.** *Protoperidinium subinermis* **E.** *Diplopsalis* group **F.** cfr. *Zigabikodinium lenticularis* **F.** *Protoperidinium* sp. **Fig. 8.** cfr. *Woloszynskia* sp. **I.** *Protoperidinium pentagonum* **L.** *Scrippsiella lachrymosa* **M.** *Scrippsiella* cfr. *ramonii* **N.** *Scrippsiella* sp. Scale bar = 10 μ m

Tab. 4.2.4 Composizione floristica ed abbondanze delle forme di resistenza rilevate nei campioni di sedimento (dati espressi in individui g⁻¹ PS)

	TS1	TS2	TS3	TS4	TS5	TS6	TS7	TS11
<i>Alexandrium pseudogonyaulax</i> (Biecheler) Horiguchi ex Kita & Fukuyo	3	3						21
Cfr. <i>Alexandrium tamarense</i> Gourret		18						
<i>Alexandrium taylori</i> Balech						11		
Cfr. <i>Alexandrium</i> sp.p.		3	6	15	7	2	28	3
<i>Calciodinellum operosum</i> Deflandre	19		54		11	2	10	5
<i>Calciodinellum</i> sp.p.						2		
Cfr. <i>Calciodinellum</i> sp.p.								5
<i>Diplopsalis</i> group	3			7		2		
<i>Gonyaulax</i> sp.p.	6	36	108	11	73	17	7	10
Cfr. <i>Gymnodinium impudicum</i> Fraga & Bravo					6			
Cfr. <i>Gymnodinium</i> sp.p.				2		4		7
<i>Lingulodinium polyedrum</i> (Stein) Dodge	65	637	957	163	694	40	175	166
<i>Pentapharsodinium dalei</i> Indelicato & Loeblich III					4			2
Cfr. <i>Pentapharsodinium tyrrhenicum</i> Montresor, Zingone & Marino		8						
<i>Pheopolykrikos hartmannii</i> (Zimmermann) Matsuoka & Fukuyo							4	
<i>Polykrikos</i> sp.			6					
<i>Protoperidinium claudicans</i> (Paulsen) Balech		6	18					
<i>Protoperidinium compressum</i> (Abè) Balech	3	9						
<i>Protoperidinium conicum</i> (Gran) Balech		6		7	6			
<i>Protoperidinium leonis</i> (Pavillard) Balech							3	
<i>Protoperidinium oblongum</i> (Aurivillius) Parke & Dodge	3	6		2			4	3
<i>Protoperidinium subinermis</i> Paulsen (Loeblich III)		6	13	7			4	3
<i>Protoperidinium</i> sp.p.	3	11	85	2		2		5
<i>Scrippsiella crystallina</i> Lewis				7				7
<i>Scrippsiella lachrymosa</i> Lewis	40	97	176	20	212	14	113	16
<i>Scrippsiella</i> cfr. <i>ramonii</i> Montresor		12		2	6			
<i>Scrippsiella trifida</i> Lewis	5				4	7		
<i>Scrippsiella trochoidea</i> (Stein) Loeblich III	26	163	62	128	165	9	156	26
<i>Scrippsiella</i> sp.p.	359	272	417	84	223	66	205	118
Cfr. <i>Warnowia</i> sp.p.					18	6	3	
Cfr. <i>Woloszynskia</i> sp.p.	179	66	696	33	274	18	79	46
Cfr. <i>Zigabikodinium lenticulatum</i> Paulsen		12	6		6			
Dinophyceae - Cisti Indeterminate	194	218	925	168	89	210	211	210
Ciliati - Cisti	21	94	122	14	95	47	109	51
Metazoa - Uova	72	95			97		147	10

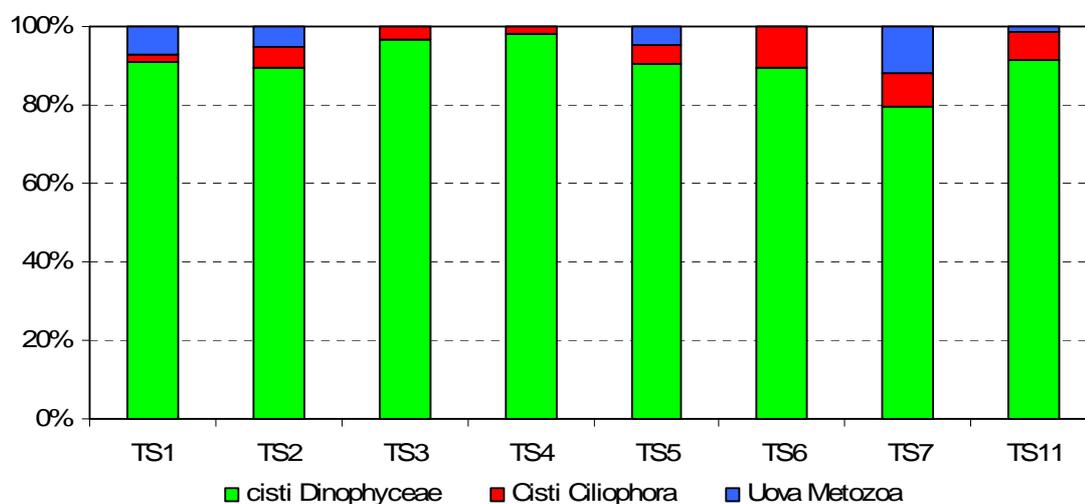


Fig. 4.2.5 Composizione percentuale delle forme di resistenza osservate

Gli altri morfotipi osservati non raggiungono densità molto elevate ma sono comunque presenti nei campioni analizzati.

La presenza di *Alexandrium taylori* è legata alla presenza nei campioni di un tipo di cisti definita temporanea.

Durante l'analisi del campione di sedimento della staz. TS5 è stata osservata inoltre la presenza di due cellule ancora ben conservate di *Peridinium quinquecorne* Abé. La specie è stata soltanto segnalata come presente nel campione ma non è stata considerata nei calcoli delle abbondanze in quanto non si tratta di una cisti.

Va sottolineato che nella stazione posta all'esterno delle dighe foranee (st. TS11) le abbondanze sono tra le più basse rilevate nel corso delle analisi, nonostante il numero di morfotipi sia simile a quello osservato nell'area portuale.

Isolamento e germinazione di cisti di Dinophyceae

Nel corso delle analisi sono stati selezionati e isolati 192 morfotipi di cisti. Dopo alcuni giorni dall'isolamento è stata ottenuta la germinazione di 21 cisti, dalle quali è stato possibile ottenere delle colture al momento ancora mantenute presso il dip. BIO-OGS.

In tab. 4.2.5 sono riportate le cisti germinate per ciascuna stazione.

La maggior parte dei ceppi microalgali ottenuti sono ascrivibili al genere *Scrippsiella*, 12 colture. Soltanto nel caso della staz. TS5 è stato possibile conoscere la specie isolata, *S. lachrymosa* mentre dei restanti 11 ceppi non è possibile ottenere informazioni maggiori dalle semplici osservazioni in microscopia ottica. Purtroppo la densità cellulare delle colture non è sufficientemente alta per poter procedere con tecniche per la determinazione più precise (osservazioni al SEM e analisi di tipo biomolecolare).

Per 4 delle colture ottenute non è stato possibile determinare neppure il genere di appartenenza, in quanto le cellule non presentavano particolari caratteri sistematici visibili al microscopio ottico.

Infine, è stato possibile determinare fino al livello specifico 5 colture, di cui 3 appartenenti alla specie *Lingulodinium polyedrum* (tutte provenienti dalla staz. TS3), una ad *Alexandrium taylori* (staz. TS4), che non era stata osservata durante l'analisi quali-quantitativa del campione, ed una a *Pheopolykrikos hartmannii* (staz. TS7).

Non è stata ottenuta nessuna germinazione dei morfotipi determinati in maniera dubbia sopra citati perciò non è stato possibile confermare la presenza certa di talune specie.

Tab. 4.2.5 Colture ottenute dalla germinazioni delle cisti di Dinophyceae per ciascuna stazione

TS1	<i>Scrippsiella</i> sp. <i>Scrippsiella</i> sp.
TS2	<i>Scrippsiella</i> sp. <i>Scrippsiella</i> sp. <i>Scrippsiella</i> sp.
TS3	<i>Lingulodinium polyedrum</i> (Stein) Dodge <i>Lingulodinium polyedrum</i> (Stein) Dodge <i>Lingulodinium polyedrum</i> (Stein) Dodge Dinophyceae indet.
TS4	<i>Alexandrium taylori</i> Balech Dinophyceae indet.
TS5	<i>Scrippsiella</i> sp. <i>Scrippsiella</i> sp. <i>Scrippsiella</i> sp. <i>Scrippsiella lachrymosa</i> Lewis
TS6	Dinophyceae indet.
TS7	Dinophyceae indet. <i>Scrippsiella</i> sp. <i>Pheopolykrikos hartmannii</i> (Zimmermann) Matsuoka & Fukuyo
TS11	<i>Scrippsiella</i> sp. <i>Scrippsiella</i> sp.

4.3. DISCUSSIONE

4.3.1. Acque di zavorra

Strategia di campionamento

La strategia di campionamento è un momento critico al fine di valutare il rischio legato all'introduzione di organismi alloctoni attraverso le acque di zavorra e quindi una conoscenza adeguata della problematica è indispensabile per ottimizzarne la gestione in modo efficace. I diversi metodi di campionamento devono essere adattati allo scopo per il quale sono stati messi a punto: capire meglio la biologia e lo stato chimico-fisico delle acque, identificare gli organismi trasportati nelle acque di zavorra delle navi, valutare quali siano le conformità richieste per un corretto trattamento di queste acque. Ciascuno scopo influisce sul tipo di campionamento che viene applicato (David & Perkovič, 2004).

I protocolli di campionamento dipendono essenzialmente dalla variabilità degli organismi *target* e soprattutto dal grado di difficoltà di accesso alle acque di zavorra stesse (David & Perkovič, 2004 e citazioni ivi comprese).

Considerato che nel corso di questo studio l'unica parte del campionamento che differiva da un porto all'altro è stata la via di accesso alle acque, di seguito solo questa verrà discussa.

Le differenze evidenziate tra le comunità osservate nei campioni raccolti nel porto di Trieste (abbondanze piuttosto basse e numero di taxa inferiore) e quelli raccolti nel porto di Napoli (abbondanze più alte e maggior numero di taxa rilevati) potrebbero essere imputabili al diverso metodo di campionamento.

I campioni raccolti nelle navi ormeggiate nel porto di Trieste sono stati tutti prelevati attraverso i boccaporti, atti al controllo delle cisterne, con l'utilizzo di un secchio che ha permesso la raccolta dello strato subsuperficiale dell'acqua mentre i campioni di acque di zavorra delle navi di Napoli sono stati raccolti attraverso i dispositivi che pescano sul fondo delle cisterne (il sistema di raffreddamento dei motori e il sistema antincendio che utilizza proprio le acque di zavorra).

Dai risultati ottenuti in questo studio non è possibile definire se il metodo di raccolta dei campioni migliore sia quello attraverso i boccaporti oppure attraverso le altre strutture sopra citate nonostante i risultati indichino che i campioni di Napoli presentino una comunità qualitativa più ricca, con dati confrontabili con quelli rilevati da David *et al.* (2007) nel porto di Capodistria dove i campioni sono stati prelevati attraverso le *sounding pipe* (tubi che scendono in profondità nelle cisterne permettendo il controllo del livello dell'acqua) grazie all'utilizzo di una "Air Driven Well Pump" messa a punto dalla facoltà degli Studi Marittimi e del Trasporto dell'Università di Lubiana (Slovenia) e descritta da David & Perkovič (2004).

Resta comunque evidente che tutti i campioni raccolti nel porto di Trieste, seppure derivanti da zone diverse e con tempi di permanenza in cisterna abbastanza diversi, sono abbastanza simili tra loro; questo farebbe supporre una valutazione per difetto della comunità presente. A supporto però dei risultati ottenuti dalle osservazioni dei campioni del porto di Trieste, sono stati recentemente pubblicati dati inerenti la comunità rilevata in acque di zavorra raccolte con retini attraverso i boccaporti delle cisterne che confermerebbero i nostri risultati (Burkholder *et al.*, 2007).

Olenin *et al.* (2000) in uno studio realizzato su una singola nave, con campionamenti effettuati con diversi sistemi e attraverso diverse vie di raccolta, non hanno comunque rilevato differenze statisticamente significative tra campioni raccolti attraverso i boccaporti e le *sounding pipe* nella comunità microfitoplanctonica stimata, sia per le abbondanze sia per il numero di taxa osservati.

Il campionamento attraverso i boccaporti prevede comunque una fase preliminare più lunga, rispetto al campionamento attraverso le *sounding pipe* o il sistema antincendio, in quanto:

- l'equipaggio della nave deve essere avvisato in tempo affinché si possano svolgere tutte le operazioni necessarie per l'apertura del boccaporto stesso,
- deve esserci la possibilità di accedere alle cisterne attraverso queste aperture; ciò non è sempre possibile, per diversi motivi che possono essere, l'impossibilità di apertura del boccaporto perché la struttura è logora, la copertura dello stesso con materiale trasportato oppure l'accesso può essere vietato a causa di operazioni a bordo. David & Perkovič (2004) hanno riportato che solo il 20% delle navi da loro ispezionate permettono l'accesso alle zavorre attraverso questi punti.

Nel porto di Trieste è stato possibile raccogliere i campioni attraverso questa via in quanto le poche navi entranti e trasportanti zavorra sono state contattate dalla capitaneria di Porto locale e quindi l'equipaggio ha predisposto per tempo l'apertura dei boccaporti.

In base a quanto osservato appare evidente che il campionamento è una fase critica per questa tipologia di campioni, soprattutto per uniformare i protocolli come già proposto dall'IMO (*International Maritime Organization*) che dal 1990 ha iniziato a sviluppare strumenti atti ad affrontare questa problematica (Gollasch *et al.*, 2007).

La comunità microalgale

Le analisi hanno evidenziato la presenza di organismi microalgali in tutti i campioni raccolti, seppure nei campioni del porto di Trieste le abbondanze e il numero di taxa non fossero alti (come già discusso al paragrafo precedente).

I campioni esaminati presentano un'ampia varietà di organismi fitoplanctonici, siano essi planctonici veri e propri oppure tipicamente bentonici. A conferma di quanto osservato in questo studio, numerosi autori hanno evidenziato come le Bacillariophyceae siano la classe più numerosa presente in campioni di acque di zavorra (Lavoie *et al.*, 1999; McCollin *et al.*, 2000; Olenin *et al.*, 2000; Saracino & Rubino, 2006; David *et al.*, 2007). La predominanza di diatomee non è un fatto inaspettato, in quanto la maggior parte delle acque utilizzate come zavorre vengono caricate in zone costiere dove questa classe generalmente è la più abbondante (McCollin *et al.*, 2000).

Le diatomee planctoniche coloniali (*Chaetoceros* sp.p., *Leptocylindrus danicus*, *Pseudo-nitzschia* sp.p., *Skeletonema costatum*, *Thalassionema nitzschioides*) risultano essere nei campioni di Napoli le più abbondanti confermando quanto già segnalato da diversi autori (Olenin *et al.*, 2000; Burkholder *et al.*, 2007). La presenza di numerosi taxa bentonici è un ulteriore conferma che le acque derivano quasi tutte da zone costiere dove il fenomeno della risospensione del sedimento (discusso al paragrafo 3.3) è molto evidente e sottolinea come l'introduzione di organismi attraverso le acque di zavorra possa interessare anche il comparto bentonico oltre che quello pelagico.

Inoltre, i risultati hanno evidenziato la presenza di specie HAB (*Harmful Algal Bloom*), cioè specie in grado di sviluppare intensi fenomeni di fioriture che possono generare problemi di tipo ecologico (morte di pesci, colorazione anomala dell'acqua) o problemi alla salute umana (nel caso di specie produttrici di tossine) che sono state oggetto dei primi studi sulle acque di zavorra come vettori di microalghe dannose (Hallegraeff & Bolch, 1991, 1992; Hamer *et al.*, 2001; Rigby & Hallegraeff, 2001). Di particolare interesse il genere *Pseudo-nitzschia* ritrovato nel campione NA 1 di Napoli, dove sono stati riconosciuti due taxa (*P. cfr. fraudulenta* e *P. cfr. pseudodelicatissima*) e nel campione TS 2.1 di Trieste (*P. subfraudulenta*). Il genere in questione comprende specie che possono essere potenziali produttrici di tossine AST (*Amnesic Shellfish Toxins*, capaci di provocare nell'uomo, nei casi di intossicazione più gravi, perdita della memoria a breve termine) (Hallegraeff, 2003).

Anche nella classe delle Dinophyceae sono stati registrati alcuni taxa potenzialmente tossici. In particolare, i generi *Alexandrium*, *Dinophysis* e la specie *Prorocentrum lima* (osservata nel campione NA 2) sono tutti potenzialmente tossici e produttori di tossine quali PST (*Paralytic Shellfish Toxins*, cioè capaci di provocare nell'uomo paralisi muscolare) (*Alexandrium*) e DST

(*Diarrhetic Shellfish Toxins*, capaci di provocare nell'uomo sindrome diarroica) (*Dinophysis* e *Prorocentrum lima*) (Hallegraeff, 2003).

Dal confronto dei taxa planctonici rilevati nei campioni raccolti a Trieste e la lista floristica discussa al paragrafo 3.3 non è stata rilevata la presenza di alcuna specie di nuova segnalazione per il golfo di Trieste. La specie *Pseudo-nitzschia subfraudulenta* rilevata nel campione TS 2.1 di Trieste (in quantità molto basse, 4 cell L⁻¹) è stata osservata per la prima volta nel sito oggetto di studio soltanto nel 2003 ma non è una delle specie, ascritte a questo genere, che producono tossine. Ciò nonostante, la dubbia identificazione di alcuni taxa o la difficoltà stessa nel determinare a livello specifico alcuni generi (*Chaetoceros*, *Coscinodiscus*, *Pseudo-nitzschia*, *Alexandrium*, *Amphidinium*, *Gymnodinium*, *Scrippsiella*, *Cochlodinium*, *Proto-peridinium*) non permette di determinare con precisione gli organismi osservati. Quindi non è nemmeno possibile definire se gli organismi rilevati nei campioni siano già presenti nella comunità autoctona oppure siano specie nuove potenzialmente in grado di instaurarsi nel nuovo ecosistema.

Considerando che la temperatura e la salinità misurate nel corso dei prelievi erano molto simili a quelle normalmente rilevate nel golfo di Trieste nel periodo dei campionamenti (Bussani *et al.*, 2003; Malačič *et al.*, 2006) è presumibile pensare che nel caso in cui le acque fossero state scaricate, gli organismi ancora vitali in esse presenti non avrebbero subito particolari stress e quindi avrebbero potenzialmente potuto trovare una loro nicchia nel nuovo ambiente.

Un altro aspetto molto importante è la presenza, in quasi tutti i campioni, di diverse forme di resistenza appartenenti a specie diverse di Bacillariophyceae e Dinophyceae. Questo è uno degli elementi più importanti e indagati della problematica legata al trasporto di organismi attraverso le acque di zavorra quali potenziali vettori (Hallegraeff & Bolch, 1991- 1992; Rigby & Hallegraeff, 2001; Saracino & Rubino, 2006). È noto che molte specie possono produrre stadi di quiescenza (spore o cisti) capaci di sopravvivere per lunghi periodi in condizioni avverse (Taylor, 1987; Round *et al.*, 1990). Nel corso dello studio sono state osservate spore di Bacillariophyceae del genere *Chaetoceros* e cisti appartenenti alla classe delle Dinophyceae.

Questa caratteristica peculiare permette ai suddetti organismi di mantenersi vitali anche nelle condizioni avverse che possono presentarsi nelle zavorre delle navi, rendendo così le navi dei perfetti vettori per la disseminazione di tali organismi in diversi ecosistemi (Hallegraeff & Bolch, 1992; Bolch & de Salas, 2007).

Alcune delle introduzioni descritte in diverse zone del pianeta sono state imputate alla presenza di forme di resistenza vitali trasportate da un ecosistema all'altro, come per esempio *Gymnodinium catenatum*, *Alexandrium catenella* e *A. tamarense* (Bolch & de Salas,

2007), tutte specie potenzialmente tossiche che sono comparse all'improvviso lungo le coste australiane. Considerando l'enorme difficoltà nel definire se una specie è da considerarsi alloctona, nel caso di queste tre specie sono state applicate tecniche di biologia molecolare che hanno permesso di comparare le alghe tossiche isolate in Australia con quelle appartenenti alla stessa specie ma viventi in altre zone. Lo studio ha confermato la provenienza di tali ceppi dalle coste asiatiche, veicolati molto probabilmente dal trasporto marittimo. Le alte abbondanze di cisti di Dinophyceae trovate in quasi tutti i campioni sono una conferma di quanto descritto da altri autori; Hallegraeff e Bolch (1992) hanno stimato la presenza di circa 300 milioni di cisti vitali di *Alexandrium tamarense* in una sola cisterna di zavorra, dimostrando così l'importanza delle zavorre nella dispersione delle specie potenzialmente tossiche.

La presenza invece di specie microalgali non capaci di produrre forme di resistenza pone un interrogativo importante su quali siano le strategie metaboliche attuate da questi organismi per sopravvivere a periodi più o meno prolungati di assenza di luce. In talune specie è stata provata la capacità che queste, se sottoposte a situazioni di prolungati periodi di buio, possano modificare il loro metabolismo mettendo in atto meccanismi di assimilazione di substrati organici quali possono essere saccaridi (glucosio, fruttosio) e aminoacidi (Lewin & Lewin, 1960; White, 1974 a e b; Hellebust & Lewin, 1977; Tuchman *et al.*, 2006). Questo meccanismo di *shift* metabolico è stato discusso anche in studi effettuati sulla comunità microfitobentonica che è capace di attuare metabolismo eterotrofo quando la luce non è sufficiente a supportare la fotosintesi (Cibic *et al.*, 2007 b)

Infine l'isolamento ed il mantenimento in coltura di tre specie (*Coscinodiscus granii*, *Nitzschia* sp., *Prorocentrum micans*) a partire da un singola cellula vitale, sottolinea ancora di più la possibilità che non sia importante la quantità degli organismi riversati nelle zone di scarico delle zavorre (che generalmente corrispondono alle aree portuali dove le navi vengono caricate), bensì la loro capacità di sopravvivere sia alle condizioni avverse durante il viaggio sia alle condizioni dell'ecosistema accettore.

Nel caso del presente studio, due specie microfitoplanctoniche sono state isolate dallo stesso campione (TS 2.1); nonostante l'acqua d'origine, proveniente da Kumport (Turchia) e stivata 9 giorni prima del campionamento, presentasse al momento della raccolta una comunità piuttosto povera, conservava comunque tutta la sua potenziale pericolosità per il sistema accettore.

La Dinophyceae *Prorocentrum micans*, che durante l'analisi della comunità microfitoplanctonica del campione d'origine non è stata osservata, è una delle specie più frequenti e tipiche per il golfo di Trieste (vedi paragrafo 3.3), descritta come specie cosmopolita tipica delle zone neritiche (Abbate, 2006).

La coltura è stata ottenuta da una cellula dalla forma abbastanza inusuale per questa specie (priva della tipica spina apicale che la contraddistingue) che ha fatto supporre alla presenza di una fase di quiescenza già peraltro segnalata da Faust (1990). La possibile formazione di tali stadi in questa specie trova conferma in un lavoro basato su esperimenti volti all'induzione della riproduzione sessuale in colture sottoposte a stress, in particolare se sottoposte a prolungata mancanza di luce (Soyer-Gobillard *et al.*, 2002).

La seconda specie isolata dallo stesso campione, la Bacillariophyceae *Coscinodiscus granii*, per la cui determinazione si sono rese necessarie analisi microscopiche e applicazione di tecniche di biologia molecolare, è anch'essa ritenuta una specie cosmopolita (Tomas, 1997).

La specie non è mai stata osservata nel golfo di Trieste, e non è presente nemmeno nella lista floristica stilata da Viličić *et al.* (2002). L'assenza di tale specie nelle liste floristiche può essere imputata al fatto che la determinazione fino al livello specifico del genere *Coscinodiscus* necessita di osservazioni molto accurate al microscopio elettronico per l'osservazione di caratteri tassonomici non rilevabili al microscopio ottico normalmente utilizzato in analisi di *routine*.

Per la terza specie isolata, la Bacillariophyceae *Nitzschia* sp. non è ancora stato possibile determinare a livello specifico la coltura ottenuta. La capacità di crescere al buio su substrato organico permette di ascrivere il ceppo isolato ad un ristretto gruppo di diatomee eterotrofe obbligate, quasi tutte appartenenti al genere *Nitzschia* (Li & Volcani, 1987; Armstrong *et al.*, 2000), per le quali però sono molto poche le informazioni presenti in letteratura. Non sono state trovate in letteratura informazioni inerenti alla presenza di questo ristretto gruppo di microalghe dal metabolismo tanto particolare in acque o sedimenti provenienti da cisterne di zavorra. Sicuramente l'assenza di luce, fattore limitante in questo tipo di ambiente per tutte le microalghe, non inibisce la crescita e la divisione cellulare di questi particolari microrganismi.

In conclusione, per quanto detto finora appare abbastanza evidente che il potenziale legato al trasporto di organismi attraverso le acque di zavorra delle navi non va assolutamente sottovalutato, considerati i risultati qui discussi.

Nonostante molti dei microrganismi citati siano considerati cosmopoliti, lo scarico delle acque di zavorra può tuttavia alterare le abbondanze di specie dannose e creare le condizioni ideali dove prima la stessa specie si presentava raramente (Hallegraeff, 1998).

Una volta introdotte, in concomitanza con diversi fattori specifici (condizioni climatiche, stagioni, regime luminoso, disponibilità di nutrienti, presenza di potenziali predatori) la specie rischia di alterare l'intero ecosistema (Occhipinti-Ambrogi, 2007), come è stato ampiamente documentato per diverse specie (Wyatt & Carlton, 2002 e citazioni ivi comprese).

4.3.2. Zone portuali

Lo studio qui riportato rappresenta uno dei primi effettuati nelle zone portuali dell'Adriatico. Queste prime osservazioni valorizzano l'area portuale come corpo idrico che, ricevendo le acque di zavorra scaricate dalle navi in transito, può potenzialmente rappresentare la prima zona interessata dall'introduzione di nuove specie. Inoltre non va sottovalutato il fatto che le acque di zavorra sono caricate proprio nelle stesse aree portuali e quindi è di primaria importanza conoscere le comunità che le popolano per poter stimare e conoscere la potenziale capacità di esportare organismi che il porto ha in sé.

In particolar modo il porto di Trieste esporta molta più acqua rispetto a quanta non ne venga scaricata (Berger, com. pers.). Il porto infatti funge da centro per la spedizioni di merci verso il centro Europa e quindi le navi che vi approdano sono cariche di merci; soltanto dopo che le merci sono state scaricate, la nave accumula zavorra in porto per affrontare nuovamente il mare.

Quindi la conoscenza della comunità vivente nell'area portuale è importante perché permette di riconoscere l'eventuale rischio legato all'esportazione di acque locali.

Per quanto riguarda invece l'osservazione in questa area portuale di eventuali nuovi taxa per il golfo di Trieste introdotti attraverso il trasporto marittimo, bisogna sottolineare che questo è stato soltanto uno studio pilota che potrebbe essere usato come modello per successivi programmi di monitoraggio.

Le liste floristiche ottenute sia dall'analisi delle retinate sia dall'analisi dei sedimenti sono state confrontate sia con la lista floristica generale analizzata nella prima parte di questa tesi (sempre escludendo i taxa bentonici) sia con la *check list* di Viličić *et al.* (2002).

Tra le Bacillariophyceae planctoniche non ci sono nuovi taxa da segnalare, e le specie registrate sono quelle tipiche del golfo del periodo durante il quale è stato effettuato il campionamento, di fine estate.

Per le Dinophyceae invece è stata registrata la presenza di alcuni taxa non segnalati in precedenza tra cui *Blepharocysta* sp.p., trovata nella staz. TS6. Il genere non è stato segnalato da Viličić *et al.* (2002) e viene descritta da Tomas (1997) come tipica di acque temperato-calde.

Anche *Ceratium* cfr. *hexacanthum* e *Ornithocercus magnificus* non sono stati osservati prima nel sito studiato nella prima parte, ma nella lista di Viličić *et al.* (2002) sono comunque già presenti.

Anche in questo caso i taxa qui descritti potrebbero fare parte di quel gruppo di specie definite rare e che quindi non sono state considerate nel corso delle analisi routinarie benché già presenti in comunità.

I dati ottenuti dalle analisi dei sedimenti sono particolarmente interessanti per la presenza di diverse specie di ampio interesse ecologico.

La presenza di cisti di Dinophyceae evidenziata nei sedimenti, alcune delle quali potenzialmente tossiche, e pronte a germinare non appena le condizioni ambientali divengono ottimali per il loro sviluppo (Rengefors & Anderson, 1998; Kim & Han, 2000; Kremp, 2001; McQuoid, 2005; Kim *et al.*, 2007) sottolinea ancora di più l'attenzione che va posta sul problema.

Alcune delle specie trovate nel porto di Trieste sono di particolare interesse ecologico.

Lingulodinium polyedrum e *Scrippsiella trochoidea* sono due delle specie che più hanno caratterizzato la comunità microfitoplanctonica del golfo fino agli inizi degli anni '80 soprattutto in quanto responsabile delle fioriture più importanti (Fonda Umani, 1985; Cabrini *et al.*, 1990; Fonda Umani, 1996); le numerose cisti di queste due specie rilevate nei campioni potrebbero essere ancora quelle depositatesi nel corso delle fioriture citate, grazie alla loro capacità di sopravvivere ai lunghi periodi (Taylor, 1987).

Le due specie sono in assoluto le più segnalate nei sedimenti sia in studi effettuati in Adriatico, sia in altri siti della zona costiera italiana. Rubino *et al.* (2000) hanno rilevato alte densità di cisti di queste specie in una stazione posta nel centro del golfo di Trieste.

Gli stessi morfotipi sono tipici del golfo di Trieste, e della zona portuale (Nichetto *et al.*, 1995); purtroppo non sono disponibili dati relativi alle abbondanze specifiche per capire se nel corso degli anni la situazione si sia modificata.

Per quanto riguarda le altre zone del Mediterraneo, Montresor *et al.* (1998) hanno trovato due specie nel golfo di Napoli anche se *L. polyedrum* pur essendo considerata una specie comune nel Tirreno meridionale non è così abbondante come in Adriatico, mentre *S. trochoidea* è la più abbondante in assoluto in tutti i siti costieri analizzati nel corso di diversi lavori.

Più in generale, le cisti del genere *Scrippsiella* sono tipiche dei sedimenti sia dell'Adriatico (Nichetto *et al.*, 1995; Rubino *et al.*, 2000, 2002) sia di altre zone del Mediterraneo (Montresor *et al.*, 1998; Della Tommasa *et al.*, 2000, 2004), così come dimostrato in questo studio durante il quale sono stati rilevati diversi morfotipi ascritti a questo genere assieme a molti morfotipi non determinabili fino a livello specifico che superano in abbondanza gli altri morfotipi.

Diverse specie rilevate in porto non sono mai state segnalate prima da alcun autore nel golfo di Trieste; infatti *S. lachrymosa*, *S. cfr. ramonii* e *S. trifida*, non sono presenti nelle liste floristiche degli studi svolti in questo sito (Nichetto *et al.*, 1995; Rubino *et al.*, 2000) e tantomeno le loro forme planctoniche sono state ascritte nella lista floristica di Viličić *et al.* (2002). L'assenza di tali taxa dalla suddetta lista può essere però imputabile al fatto che le specie appartenenti a questo genere sono difficilmente distinguibili in microscopia ottica, e la maggior parte delle segnalazioni sono riferite alla specie *S. trochoidea* (la più frequente e

che può talvolta mascherare la presenza di specie diverse (Montresor *et al.*, 2003) o più genericamente a *Scrippsiella* sp.p.. Infatti il riconoscimento, in microscopia ottica, di alcune delle specie appartenenti a questo genere è più facile se effettuato in base all'osservazione delle cisti (Rubino *et al.*, 2000), in quanto queste presentano caratteri sistematici ben precisi, nonostante la variabilità dei morfotipi per alcuni ceppi sia molto alta (Gottschling *et al.*, 2005). Questo spiega le abbondanze piuttosto alte di *Scrippsiella* sp.p. rispetto agli altri taxa rilevati. Le stesse specie ascritte ai generi *Calciodinellum*, *Pentapharsodinium*, mai osservati nella comunità microfitoplanctonica nemmeno da Viličić *et al.* (2002), sono il più delle volte erroneamente ascritte al genere *Scrippsiella*, che andrebbe più correttamente chiamato, in tal caso, *Scrippsiella sensu lato* in quanto comprensivo di molti diversi generi morfologicamente molto simili tra loro (Gottschling *et al.*, 2005).

A questo grande gruppo tassonomico appartiene anche il genere *Woloszynskia* (Jaanus *et al.*, 2006), del quale sono stati ritrovate abbondanze piuttosto elevate nei sedimenti di alcune delle stazioni campionate, ma che non è mai stata osservata nella sua forma planctonica.

Anche la presenza di specie tossiche quali *Alexandrium pseudogonyaulax*, *A. tamarense* e *A. taylori*, tutte specie potenzialmente produttrici di PST (Paralytic Shellfish Toxins) (Cabrini & Strami, 2006 a,b e c) e ancora di *Lingulodinium polyedrum*, potenziale produttrice di yessotossine (che provocano una sindrome simile a quella provocata dalle PST) (Draisci *et al.*, 1999) pone l'accento sulla possibilità che attraverso le acque di zavorra vengano veicolate specie dannose anche per l'uomo, come già dimostrato in altri studi sul trasporto di cisti di specie potenzialmente tossiche attraverso le zavorre (Hallegraeff & Bolch, 1991). Infatti la maggior parte dei primi studi sulle zavorre ponevano l'attenzione principalmente sulla disseminazione a livello globale di tali specie, che in concomitanza con il crescente fenomeno dell'eutrofizzazione che interessa molte zone costiere, ha provocato fenomeni di fioriture anomale in siti raramente interessati da questi fenomeni.

Comunque le cisti delle specie *A. pseudogonyaulax* e *A. tamarense* sono già state precedentemente segnalate nel golfo di Trieste e nella zona portuale da Nichetto *et al.* (1995) e anche le forme planctoniche di tali specie sono già state segnalate nel golfo di Trieste.

Invece le cisti temporanee di *A. taylori* da noi osservate e dalle quali è stata ottenuta una coltura, non sono ancora state rilevate. La specie non è presente nelle liste floristiche utilizzate nei confronti anche se nel 1999 è stato isolato un ceppo di questa specie nella vicina laguna di Grado e Marano dove la microalga ha trovata le condizioni ideali per sviluppare una fioritura molto intensa che ha provocato anche importanti morie di pesce (Beran *et al.*, 2000).

Per quanto riguarda il genere *Protoberidinium*, i 6 morfotipi identificati sono già stati tutti segnalati nel golfo di Trieste. Si tratta tra l'altro di specie abbastanza frequenti e questi tipi di cisti sono già state identificate sia in Adriatico (Nichetto *et al.*, 1995; Rubino *et al.*, 2000) sia nel bacino Mediterraneo (Montresor *et al.*, 1998; Della Tommasa *et al.*, 2000).

Tutte i morfotipi finora citati appartengono a specie considerate cosmopolite, e le stesse cisti sono già state osservate in diversi studi al di fuori del bacino Mediterraneo in zone, tutte prossime alla costa, ove sono stati effettuati studi su sedimenti (Baldwin, 1987; Blanco, 1989 a, b; Bolch & Hallegraeff, 1990; Sonnemann & Hill, 1997; Persson *et al.*, 2000; Orlova *et al.*, 2004; Pospelova *et al.*, 2005).

In questo primo studio sono comunque stati trovati alcuni morfotipi mai rilevati prima nel golfo di Trieste nè tantomeno nel mare Adriatico che sono *Pheopolykrikos hartmannii* e cfr. *Gymnodinium impudicum*. Per le due specie non esistono purtroppo molte notizie, probabilmente perché si tratta di specie piuttosto rare e sporadiche.

L'osservazione di *P. quinquecorne* nei campioni di sedimento in una stazione di campionamento del porto è un altro dei risultati più interessanti. La stessa specie, non è mai stata registrata prima e non è nemmeno stata osservata da Viličić *et al.* (2002).

Un fatto curioso è che *P. quinquecorne* è stato segnalato nel luglio 2007 in un campione d'acqua raccolto in un canale sito nella zona settentrionale del golfo che è direttamente collegato con il porto di Monfalcone (Geokarst, 2002) e la sua concentrazione, stimata da un campione concentrato raccolto con un retino, era abbastanza alta. Una segnalazione simile è stata effettuata nel 2006 in alcuni porti del mar Baltico ove la stessa specie è stata ritrovata nella zona portuale (Pertola *et al.*, 2006).

Le tre segnalazioni qui riportate, tutte legate alle zone portuali, fanno supporre che la specie possa essere stata trasportata attraverso le acque di zavorra e che, una volta scaricata in mare, abbia trovato le condizioni favorevoli per sviluppare una popolazione abbondante, come è stato osservato nel canale monfalconese. È molto probabile che la stessa specie non si sia sviluppata nel porto triestino in quanto non ha ancora trovato le condizioni ideali al suo sviluppo.

Da questa indagine preliminare sono state evidenziate molte informazioni sullo stato dell'area portuale triestina. In tutta la zona è stata rilevata la presenza di molteplici taxa sia in colonna d'acqua sia nel sedimento e in tutti i punti campionati, legati al transito di diversi tipologie di imbarcazioni e delle merci scambiate, sono state osservate interessanti specie, soprattutto nei sedimenti, che fanno porre l'accento sulla necessità di continuare questo tipo di lavoro predisponendo dei piani di monitoraggio appropriati.

Infine, considerando l'importanza che il porto riveste quale esportatore di acque, si deve porre l'attenzione sulla possibilità che esso sia un potenziale punto di partenza per molti taxa tra cui anche alcuni potenzialmente pericolosi per l'uomo e per l'ambiente.

5. CONCLUSIONI

1- L'analisi delle serie temporale proposta in questo lavoro evidenzia importanti modificazioni che hanno interessato la componente microfitoplantonica nel corso dei venti anni di osservazioni.

Sono state osservate successioni stagionali influenzate principalmente dagli apporti fluviali che in golfo dipendono principalmente dal fiume Isonzo, che garantisce nutrienti nei periodi di fine inverno e primavera, e nel periodo autunnale.

Inoltre è stato possibile osservare cambiamenti nella comunità sul lungo periodo, con la scomparsa delle tipiche e regolari fioriture primaverili a carico della Bacillariophyceae *Skeletonema costatum* e l'aumento di specie che tollerano meglio condizioni trofiche più estreme.

È stato così ipotizzata una modificazione nelle concentrazioni dei nutrienti, in particolare una riduzione del fosforo, che ha condotto a questa modificazione della comunità microfitoplanctonica.

Questi risultati ottenuti sottolineano innanzitutto l'importanza di programmi di monitoraggio a lungo termine, soprattutto se i target di tali osservazioni rispondono in maniera così diretta alle alterazioni dello stato ambientale ed inoltre suggeriscono la possibilità di predisporre sperimentazioni su specie target, per poter approfondire l'aspetto eco-fisiologico

2- L'utilizzo della serie storica al fine di valutare le possibili nuove introduzioni nella comunità del golfo di Trieste non si è rivelata particolarmente adatta a causa di una metodologia che ha dato maggior importanza alle abbondanze piuttosto che alla biodiversità. Sarà sicuramente d'obbligo affiancare l'analisi quali-quantitativa classica qui proposta (e comunque anche questa effettuata su una maggior area del campione sedimentato) con l'analisi di campioni concentrati su retino al fine di poter stilare liste floristiche il più possibile complete, magari ampliando questo tipo di analisi ad una più ampia zona, spaziando dalla zona portuale fino al limite più occidentale del golfo.

3- Infine, anche le prime osservazioni effettuate nel porto, sia su campioni di acque di zavorra, sia sulla comunità presente nell'area portuale (colonna d'acqua e sedimento) hanno confermato quanto già osservato in altri studi. Sicuramente è necessario scegliere il metodo di campionamento adatto, soprattutto per le acque di zavorra per quantificare nel migliore dei modi il rischio legato a tali vettori. Sarebbe molto importante riuscire anche ad effettuare una stima dei volumi di acque che transitano attraverso il porto di Trieste, sia in entrata sia in uscita.

Sicuramente è evidente la necessità di progettare un piano di monitoraggio specifico per queste aree; questo non potrà certamente permettere di evitare l'introduzione di organismi alloctoni, ma avrà la funzione di primo campanello di allerta.

6. BIBLIOGRAFIA

Abbate, M. (2006) *Prorocentrum micans* Eherenberg. In: Avancini, M., Cicero, A.M., Di Girolamo, I., Innamorati, M., Maialetti, E., Sartorio Zunini, T. (eds.), Guida al riconoscimento del plancton dei mari italiani, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare – ICRAM, Vol. I – Fitoplancton: p. 387

Altschul, S.F., Madden, T.L., Schaffer, A.A., Zhang, J., Zhang, Z., Miller, W., Lipman, D.J. (1997) Gapped BLAST and PSI-BLAST: a new generation of protein database search programs. *Nucleic Acids Res.*, 25: 3389-3402

Amorin, A., Dale, B., Godinho, R., Brotas, V. (2001) *Gymnodinium catenatum*-like cysts (Dinophyceae) in recent sediments from the coast of Portugal. *Phycologia*, 40 (6): 572-582

Anderson, D.M., Glibert, P.M., Burkholder, J.M. (2002) Harmful algal blooms and eutrophication: nutrients sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25: 704-726

Anderson, D.M., Jacobson, D.M., Bravo, I., Wrenn, J.H. (1988) The unique, microreticulate cyst of the naked dinoflagellate *Gymnodinium catenatum*. *J. Phycol.*, 24: 255-262

Anneville, O., Soussi, S., Ibanez, F., Ginot, V., Druart, J.C., Angeli, N. (2002) Temporal mapping of phytoplankton assemblages in Lake Geneva: annual and interannual changes in their patterns of succession. *Limnol. Oceanogr.*, 47 (5): 1355-1366

Anning, T., MacIntyre, H.L., Pratt, S.M., Sammes, P.J., Gibb, S., Geiger, R.J. (2000) Photoacclimation in the marine diatom *Skeletonema costatum*. *Limnol. Oceanogr.*, 45 (8): 1807-1817

Armstrong, E., Rogerson, A., Leftley, J.W. (2000) The first record of *Nitzschia alba* from UK coastal waters with notes on its growth potential. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 80: 355-356

Asami, H., Ban, S. (2000) Seasonal abundance of resting spores and vegetative cells of *Chaetoceros* diatoms in Funka Bay, Southern Hokkaido, Japan. *Plankton Biol. Ecol.*, 47 (1): 65-68

Azam, F., Fenchel, T., Fiel, J.G., Gray, J.S., Meyer-Reil, L.A. Thingstad, F. (1983) The ecological role of water column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 10: 257-263

Baldwin, R.P. (1987) Dinoflagellate resting cysts isolated from sediments in Marlborough Sounds, New Zealand. *N.Z. J. Mar. Freshw. Res.*, 21: 543-553

Bautista, B., Harris, R.P. (1992) Copepod gut contents, ingestion rates and grazing impact on phytoplankton in relation to size structure of zooplankton and phytoplankton during a spring bloom. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 82: 41-50

Beran, A., Pecchiar, I., Cok S., Zentilin, A., Cabrini, M. (2000) Prima segnalazione di *Alexandrium taylori* in Alto Adriatico. Riunione scientifica annuale del gruppo di lavoro di algologia-SBI. Riassunti: p. 5

Bérard-Therriault, L., Poulin, M., Bossé, L. (1999) Guide d'identification du phytoplancton marin de l'estuaire et du Golfe du Saint-Laurent. CNRC-NRC presses, Ottawa : 387 pp.

Bernardi Aubry, F., Berton, A., Bastianini, M., Socal, G., Acri, F. (2004) Phytoplankton succession in a coastal area of the NW Adriatic, over a 10-year sampling period (1990-1999). *Cont. Shelf Res.*, 24: 97-115

Blanco, J. (1989 a) Quistes de dinoflagelados de las costas de Galicia. I Dinoflagelados gonyaulacoides. *Sci. Mar.*, 53 (4) : 785-796

Blanco, J. (1989 b) Quistes de dinoflagelados de las costas de Galicia. II Dinoflagelados peridinioides. *Sci. Mar.*, 53 (4) : 797-812

Bolch, C.J.S. (1997) The use of sodium polytungstate for the separation and concentration of living dinoflagellate cysts from marine sediments. *Phycologia*, 36 (6): 472-478

Bolch, C.J.S., de Salas, M.F. (2007) A review of the molecular evidence for ballast water introduction of the toxic dinoflagellates *Gymnodinium catenatum* and the *Alexandrium "tamarensis" complex* to Australasia. *Harmful Algae*, 6: 465-485

Bolch, C.J., Hallegraef, G.M. (1990) Dinoflagellate cysts in recent marine sediments from Tasmania, Australia. *Bot. Mar.*, 33: 173-192

Bolch, C.J.S., Negri, A.P., Hallegraef, G.M. (1999) *Gymnodinium microreticulatum* sp. nov. (Dinophyceae): a naked, microreticulate cyst-producing dinoflagellate, distinct from *Gymnodinium catenatum* and *Gymnodinium nolleri*. *Phycologia*, 38 (4): 301-313

Bravo, I., Garcés, E., Diogène, J., Fraga, S., Sampedro, N., Figueroa, R.I. (2006) Resting cysts of the toxigenic dinoflagellate genus *Alexandrium* in recent sediments from the Western

Mediterranean coast, including the first description of cysts of *A. kutnerae* and *A. peruvianum*. Eur. J. Phycol., 41 (3): 293-302

Burba, N., Cabrini, M., Del Negro, P., Fonda Umani, S., Milani, L. (1994) Variazioni stagionali del rapporto N/P nel golfo di Trieste. In: Alberelli G., Cattaneo-Vietti, R., Piccazzo, M. (eds), Atti del 10° congresso della AIOL – Alassio, Novemb re 1992: pp. 333-343

Burba, N., Feoli, E., Malaroda, M., Zuccarello, V. (*submitted*) MATEDIT: a software tool supporting the application of similarity theory in community and landscape ecology. Community Ecol., xx: xx-xx

Burkholder, J.M., Hallegraeff, G.M., Melia, G., ohen, A., Bowers, H.A., Oldach, D.W., Parrow, M.W., Sullivan, M.J., Zimba, P.V., Allen, E.H., Kinder, C.A., Mallin, M.A. (2007) Phytoplankton and bacterial assemblages in ballast water of U.S. military ships as a function of port of origin, voyage time, and ocean exchange practices. Harmful Algae, 6: 486-518

Bussani, A., Celio, M., Comici, C. (2003) Climatological analysis (1991-2002) of the thermohaline characteristics in the marine Reserve of Miramare (Gulf of Trieste). Boll. Geof. Teor. Appl., 44: 11-17

Cabrini, M., Blasutto., O., Lazzarini. B., Pecchiar., I, Virgilio., D., Fonda Umani., S. (2004) Valutazione della dinamica delle fioriture a diatomee e forme di resistenza nel golfo di Trieste (nord Adriatico). Biol. Mar. Medit., 11 (2): 107-113

Cabrini, M., Celio, M., Fonda Umani, S., Pecchiar, I. (1994) The relationship between available silicate and marine diatoms in the Gulf of Trieste. In: Marino, D., Montresor, M. (eds), Proceedings of the 13th International Diatom Symposium – Maratea (Italy) 1994. Biopress Limited, Bristol: pp. 161-172

Cabrini, M., Cok, S., Pecchiar, I. (2000) Dinamica e struttura del fitoplancton nella fascia costiera del golfo di Trieste. Biol. Mar. Medit., 7 (1): 850-853

Cabrini, M., Milani, L., Honsell, G. (1990) Fioritura di *Scrippsiella trochiodea* (Stein) Loeblich III nel golfo di Trieste. Oebalia, suppl. 16: 599-601

Cabrini, M., Strami, F. (2006 a) *Alexandrium pseudogonyaulax* (Biecheler) Horiguchi, ex Kita e Fukuyo 1992. In: Avancini, M., Cicero, A.M., Di Girolamo, I., Innamorati, M., Maialetti, E.,

Sartorio Zunini, T. (eds.), Guida al riconoscimento del plancton dei mari italiani, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare – ICRAM, Vol. I – Fitoplancton: p. 273

Cabrini, M., Strami, F. (2006 b) *Alexandrium tamarense* Gouret 1883. In: Avancini, M., Cicero, A.M., Di Girolamo, I., Innamorati, M., Maialetti, E., Sartorio Zunini, T. (eds.), Guida al riconoscimento del plancton dei mari italiani, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare – ICRAM, Vol. I – Fitoplancton: p. 275

Cabrini, M., Strami, F. (2006 c) *Alexandrium taylorii* Balech 1994. In: Avancini, M., Cicero, A.M., Di Girolamo, I., Innamorati, M., Maialetti, E., Sartorio Zunini, T. (eds.), Guida al riconoscimento del plancton dei mari italiani, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare – ICRAM, Vol. I – Fitoplancton: p. 277

Cardin, V., Celio, M. (1997) Cluster analysis as a statistical method for identification of the water bodies present in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea). Boll. Geof. Teor. Appl., 38 (1/2), 119-135

Carlsson, P., Granéli, E. (1999) Effects of N:P:Si ratios and zooplankton grazing on phytoplankton communities in the Northern Adriatic Sea. II: Phytoplankton species composition. Aquat. Microb. Ecol., 18: 55-65

Carlton, J.T., Geller, J.B. (1993) Ecological roulette: the global transport of nonindigenous marine organisms. Science, 261: 78-82

Cataletto, B., Feoli, E., Fonda Umani, S., Monti, M., Pecchiar, I. (1996) Analyses of the relationship between mucous aggregates and phytoplankton communities in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea) by multivariate techniques. P.S.Z.N. I: Mar. Ecol., 17 (1-3): 291-308

Chrétiennot-Dinet, M.-J. (1990) Atlas du phytoplancton marin. Volume III. Centre National de la Recherche Scientifique, Paris: 261 pp.

Cibic, T., Blasutto, O., Fonda Umani, S. (2007 a) Biodiversity of settled material in a sediment trap in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea). Hydrobiologia, 580: 57-75

Cibic, T., Blasutto, O., Hancke, K., Johnsen, G. (2007 b) Microphytobenthic species composition, pigment concentration and primary production in sublittoral sediments of the Trondheimsfjord (Norway). J. Phycol., 43: 1126-1137

Cloern, J.E. (1996) Phytoplankton bloom dynamics in coastal ecosystems: a review with some general lessons from sustained investigation of San Francisco Bay, California. *Rev. Geoph.*, 43 (2): 127-168

Comici, C., Bussani, A. (2007) Analysis of Isonzo River discharge (1998-2005) *Boll. Geof. Teor. Appl.*, 48: 435-454

Covelli, S., Fontolan, G. (1997) Application of a normalization procedure in determining regional geochemical baselines. *Environ. Geol.*, 30 (1/2): 34-45

David, M., Gollasch, S., Cabrini, M., Perkovič, M., Bošnjak, D., Virgilio, D. (2007) Results from the first ballast water sampling study in the Mediterranean Sea – the Port of Koper study. *Mar. Poll. Bull.*, 54: 53-65

David, M., Perkovič, M. (2004) Ballast water sampling as a critical component of biological invasions risk management. *Mar. Poll. Bull.*, 49: 313-318

Degobbi, D., Fonda Umani, S., Franco, P., Malej, A., Precali, R., Smolaka, N. (1995) Changes in the Northern Adriatic ecosystem and the hypertrophic appearance of gelatinous aggregates. *Sci. Tot. Environment*, 165: 43-58

Degobbi, D., Precali, R., Ivancic, I., Smolaka, N., Fuks, D., Kveder, S. (2000) Long-term changes in the Northern Adriatic ecosystem related to anthropogenic eutrophication. *Int. J. Environment and Pollution*, 13 (1-6): 495-533

Della Tommasa, L., Belmonte, G., Palanques, A., Puig, P., Boero, F. (2000) Resting stages in a submarine canyon: a component of shallow-deep-sea coupling? *Hydrobiologia*, 440:249-260

Della Tommasa, L., Danovaro, R., Belmonte, G., Boero, F. (2004) Resting stage abundance in the biogenic fraction of surface sediments from the deep Mediterranean Sea. *Sci. Mar.*, 68 (suppl. 1): 103-111

Del Negro, P., Crevatin, E., Larato, C., Ferrari, C., Totti, C., Pompei, M., Giani, M., Berto, D., Fonda Umani, S. (2005) Mucilage microcosms. *Sci. Tot. Environ.*, 353 (1-3): 258-269

D.M. 13 settembre 1988, n. 413. Riduzione della percentuale di fosforo nei preparati per lavare. Gazzetta Ufficiale Serie Generale – n. 226 del 26 settembre 1988

Dobler, J.-P. (2002) Analysis of shipping patterns in the Mediterranean and Black seas. In: CIESM, 2002. Alien marine organisms introduced by ships in the Mediterranean and Black seas: CIESM Workshop Monographs n°20, Monaco: pp. 19-28

Dodge, J.D. (1977) The early bloom of dinoflagellates in the North Sea, with special reference to 1971. Mar. Biol., 40 (4): 327-336

Dodge, J.D. (1982) Marine dinoflagellates of the British Isles. Her Majesty's Stationery Office, London: 303 pp.

Dodge, J.D. (1985) Atlas of dinoflagellates. Farrand Press, London: 119 pp.

Draisici, R., Ferreti, E., Palleschi, L., Marchiafava, C., Poletti, R., Milandri, A., Ceredi, A., Pompei, M. (1999) High levels of yessotoxin in mussels and presence of yessotoxin and homoyessotoxin in dinoflagellates of the Adriatic Sea. Toxicon, 37: 1187-1193

Drake, L.A., Doblin, M.A., Dobbs, F.C. (2007) Potential microbial bioinvasions via ships' ballast water, sediment, and biofilm. Mar. Poll. Bull., 55: 333-341

Dufrêne, M., Legendre, P. (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecol. Monogr., 67 : 345-366

Egge, J.K., Aksness, D.L. (1992) Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. Mar. Ecol. Progr. Ser., 83: 281-289

Ellegaard, M., Dale, B., Amorin, A. (2002) The acritarchous resting cyst of the athecate dinoflagellate *Warnowia* cf. *rosea* (Dinophyceae). Phycologia, 40 (6): 542-546

Fajon, C., Cauwet, G., Lebaron, P., Terzic, S., Ahel, M., Malej, A., Mozetič, P., Turk., V. (1999) The accumulation and release of polysaccharides by planktonic cells and the subsequent bacterial response during a controlled experiment. FEMS Microb. Ecol., 29: 351-363

- Faust, M.A. (1990) Cysts of *Prorocentrum marinum* (Dinophyceae) in floating detritus at Twin Cays, Belize mangrove habitats. In: Granéli, E., Sundström, B., Edler, L., Anderson, M.A. (eds), Toxic Marine Phytoplankton Elsevier, New York: pp. 138-143
- Flöder, S., Burns, C.W. (2005) The influence of fluctuating light on diversity and species number of nutrient-limited phytoplankton. *J. Phycol.*, 41: 950-956
- Fonda Umani, S. (1985) Hydrology and "red tides" in the Gulf of Trieste (North Adriatic). *Oebalia*, 11 (N.S.): 141-147
- Fonda Umani, S. (1996) Pelagic production and biomass in the Adriatic sea. *Sci. Mar.*, 60 (supl.2): 65-77
- Fonda Umani, S., Beran, A. (2003) Seasonal variations in the dynamics of microbial plankton communities: first estimates from experiments in the Gulf of Trieste, northern Adriatic Sea. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 247: 1-16
- Fonda Umani, S., Beran, A., Parlato, S., Virgilio, D., Zollet, T., de Olazabal, A., Lazzarini, B., Cabrini, M. (2004) *Noctiluca scintillans* Macartney in the Northern Adriatic Sea: long term dynamics, relationships with temperature and eutrophication, and role in the food web. *J. Plankt. Res.*, 26 (5): 545-561
- Fonda Umani, S., Del Negro, P., Larato, C., De Vittor, C., Cabrini, M., Celio, M., Falconi, C., Tamberlich, F., Azam, F. (2007) Major inter-annual variations in microbial dynamics in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea) and their ecosystem implications. *Aquat. Microb. Ecol.*, 46: 163-175
- Fonda Umani, S., Ghirardelli, E., Specchi, M. (1989) Gli episodi di "mare sporco" nell'Adriatico dal 1929 ai giorni nostri. Regione Autonoma Friuli-Venezia Giulia- Direzione Generale per l'Ambiente: 178 pp.
- Fonda Umani, S., Tirelli, V., Beran, A., Guardiani, B. (2005) Relationships between microzooplankton and mesozooplankton: competition versus predation on natural assemblages of the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea). *J. Plankt. Res.*, 27 (9): 1-14
- Furnas, M.J. (1990) In situ growth rates of marine phytoplankton: approaches to measurement, community and species growth rates. *J. Plankt. Res.*, 12: 1117-1157

Gayoso, A.M. (1998) Long-term phytoplankton studies in the Bahía Blanca estuary, Argentina. ICES J. Mar. Sci., 55: 655-660

Geokarst Engineering s.r.l. (2002) Relazione tecnica "Studio delle proprietà fisico-chimiche ed isotopiche delle acque termali delle terme di Monfalcone", Trieste.

Giacobbe, M.G., Yang, X. (1999) The life history of *Alexandrium taylori* (Dinophyceae). J. Phycol., 35: 331-338

Glé, C., Del Amo, Y., Bec, B., Sautour, B., Froidefond, J.-M., Gohin, F., Maurer, D., Plus, M., Laborde, P., Chardy, P. (2007) Typology of environmental conditions at the onset of winter phytoplankton blooms in a shallow macrotidal coastal ecosystem, Arcachon Bay (France). J. Plankt. Res., 29(11): 999-1014

Glé, C., Del Amo, Y., Sautour, B., Laborde, P., Chardy, P. (2008) Variability of nutrients and phytoplankton primary production in a shallow macrotidal coastal ecosystem (Arcachon Bay, France). Estuar. Coast. Shelf Sci., 76: 642-656

Glibert, P.M., Seitzinger, S., Heil, C.A., Burkholder, J.M., Parrow, M.W., Codispoti, L.A., Kelly, V. (2005) The role of eutrophication in the global proliferation of harmful algal blooms- new perspectives and new approaches. Oceanography, 18 (2): 198-209

Goffart, A., Hecq, J.-H., Legendre, L. (2002) Changes in the development of the winter-spring phytoplankton bloom in the Bay of Calvi (NW Mediterranean) over the last two decades: a response to changing climate? Mar. Ecol. Progr. Ser., 236: 45-60

Gollasch, S., David, M., Voigt, M., Dragsund, E., Hewitt, C., Fukuyo, Y. (2007) Critical review of the IMO international convention the management of ships' ballast water and sediments. Mar. Poll. Bull., 6: 585-600

Gòmez, F. (2003) Check list of Mediterranean free-living dinoflagellates. Bot. Mar., 46: 215-242

Gòmez, F., Abboud-Abi Saab, M. (2003) Records of *Ceratoperidinium* Margalef (Dinophyceae) from the Mediterranean sea. Vie Milieu, 53 (1): 43-46

- Gottschling, M., Knop, R., Plötner, Kirsch, M., Willems, H., Keupp, H. (2005) A molecular phylogeny of *Scrippsiella sensu lato* (Calciodinellaceae, Dinophyta) with interpretations on morphology and distribution. Eur. J. Phycol., 40 (2): 207-220
- Guillard, R.R.L. (1960) A mutant of *Chlamydomonas moewusii* lacking contractile vacuoles. J. Protozool. 7: 262-268
- Guillard, R.R.L. (1975) Culture of phytoplankton for feeding marine invertebrates. In: Smith, W.L., Chanley, M.H. (eds), Culture of Marine Invertebrate Animals. Plenum Press, New York, USA: pp. 26-60
- Guillard, R.R.L., Ryther, J.H. (1962) Studies of marine planktonic diatoms. I. *Cyclotella nana* Hustedt and *Detonula confervacea* Cleve. Can. J. Microbiol. 8: 229-239
- Hallegraeff, G., Bolch, C.J. (1991) Transport of toxic dinoflagellates cysts via ships' ballast water. Mar. Poll. Bull., 22(1): 27-30
- Hallegraeff, G., Bolch, C.J. (1992) Transport of diatom and dinoflagellates resting spores in ships' ballast water: implications for plankton biogeography and aquaculture. J. Plankt. Res., 14 (8): 1067-1084
- Hallegraeff, G.M. (1998) Transport of toxic dinoflagellates via ships' ballast water: bio-economic risk assessment and efficacy of possible ballast water management strategies. Mar. Ecol. Progr. Ser., 168: 297-309
- Hallegraeff, G.M. (2003) Harmful algal blooms: a global review. In: Hallegraeff, G.M., Anderson, D.M., Cembella, A.D. (eds), Manual of harmful marine microalgae. UNESCO publishing, Paris: pp. 25-49
- Hamer, J.P., Lucas, I.A.N., McCollin, T.A. (2001) Harmful dinoflagellate resting cysts in ships' ballast tank sediments: potential for introduction into English and Welsh waters. Phycologia, 40 (3): 246-255
- Harding, L.W. (1994) Long-term trends in the distribution of phytoplankton in Chesapeake bay: roles of light, nutrients and streamflow. Mar. Ecol. Progr. Ser., 104: 267-291

- Hargraves, P.E., French, F.W. (1983) Diatom resting spores: significance and strategies. In: Fryxell G.A. (ed), Survival strategies of algae. Cambridge University Press, New York: pp. 49-68
- Head, M.J., Lewis, J., de Vernal, A. (2006) The cyst of the calcareous dinoflagellate *Scrippsiella trifida*: resolving the fossil record of its organic wall with that of *Alexandrium tamarense*. J. Paleont., 80 (1): 1-18
- Hellebust, J.A., Lewin, J. (1977) Heterotrophic nutrition. In: Werner, D. (ed), The biology of diatoms. Blackwell Scientific Publications, London: pp. 169-197
- Hollibaugh, J.T., Seibert D.L.R., Thomas, W.H. (1981) Observations on the survival and germination of resting spores of three *Chaetoceros* (Bacillariophyceae) species. J. Phycol., 17: 1-9
- Hobson, L.A., McQuoid, M.R. (1997) Temporal variations among planktonic diatom assemblages in a turbulent environment of the Southern Strait of Georgia, British Columbia, Canada. Mar. Ecol. Progr. Ser., 150: 263-274
- Honsell, G., Talarico, L. (2004) *Gymnodinium chlorophorum* (Dinophyceae) in the Adriatic Sea: electron microscopical observations. Bot. Mar., 47: 152-166
- Horner, R.A. (2002) A taxonomic guide to some common marine phytoplankton. Biopress Ltd., Bristol: 195 pp.
- Hustedt, F. (1927-66) Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz. Mit Berücksichtigung der übrigen Länder Europa sowie der angrenzenden Meeresgebiete. In: Rabenhorst, L. (ed), Leipzig Akad. Verlag, 7 (1): pp. 1-920, 7 (2): pp. 1-845, 7 (3): pp. 1-816
- Interlandi, S.J., Kilham, S.S. (2001) Limiting resources and the regulation of diversity in phytoplankton communities. Ecology, 82 (5): 1270-1282
- Irwin, A.J., Finkel, Z.V., Schofield, O.M.E., Falkowski, P.G. (2006) Scaling-up from nutrient physiology to the size-structure of phytoplankton communities. J. Plankt. Res., 28 (5): 459-471
- Jaanus, A., Hajdu, S., Kaitala, S., Andersson, A., Kaljurand, K., Ledaine, I., Lips, I., Olenina, I. (2006) Distribution patterns of isomorphic cold-water dinoflagellates

(*Scrippsiella/Woloszynskia* complex) causing 'red tides' in the Black Sea. *Hydrobiologia*, 554: 137-146

Jeong, H.J., Park, J.Y., Nho, J.H., Park, M.O., Ha, J.H., Seong, K.A., Jeng, C., Seong, C.N., Lee, K.Y., Yih, W.H. (2005) Feeding by red-tide dinoflagellates on the cyanobacterium *Synechococcus*. *Aquat. Microb. Ecol.*, 41: 131-143

Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T., Landkildehus, F. (2000) Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshw. Biol.*, 45: 201-218

Karentz, D., Smayda, T.J. (1984) Temperature and seasonal occurrence patterns of 30 dominant phytoplankton species in Narragansett Bay over 22-year period (1959-1980) *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 18: 277-293

Keller, M.D., Selvin, R.C., Claus, W., Guillard, R.R.L. (1987) Media for the culture of oceanic ultraphytoplankton. *J. Phycol.*, 23: 633-638

Kim, B.-H., Han, M.-S. (2000) Seasonal relationships between cyst germination and vegetative population of *Scrippsiella trochoidea* (Dinophyceae). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 204: 111-118

Kim, B.-H., Park, M.-H., Hwang, S.-J., Han, M.-S. (2007) Excystment patterns of the freshwater dinoflagellate *Peridinium bipes* (Dinophyceae) in Juam Reservoir, Korea. *Aquat. Microb. Ecol.*, 47: 213-221

Kobayashi, S., Kojima, N., Itakura, S., Imai, I., Matsuoka, K. (2001) Cyst morphology of a chain unarmored dinoflagellate *Gyrodinium impudicum* Fraga et Bravo. *Phycol. Res.*, 49: 61-65

Kofoed, C.A., Swezy, O. (1921) *The free-living unarmored Dinoflagellata*. University of California Press, Berkeley: 538 pp.

Kremp, A. (2001) Effects of cyst resuspension on germination and seeding of two bloom-forming dinoflagellates in the Baltic Sea. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 216: 57-66

- Kremp, A., Elbrächter, M., Schweikert, M., Wolny, J.L., Gottschling, M. (2005) *Woloszynskia halophila* (Biecheler) comb. Nov.: a bloom-forming cold-water dinoflagellate co-occurring with *Scrippsiella hangoei* (Dinophyceae) in the Baltic Sea. J. Phycol., 41: 629-642
- Krom, M.D., Kress, N., Brenner, S., Gordon, L.I. (1991) Phosphorus limitation of primary productivity in the Eastern Mediterranean Sea. Limnol. Oceanogr., 36 (3): 424-432
- Lagus, A., Suomela, J., Weithoff, G., Heikkilä, K., Helminen, H., Sipura, J. (2004) Species-specific differences in phytoplankton responses to N and P enrichments and N:P ratio in the Archipelago Sea, Northern Baltic Sea. J. Plankt. Res., 26 (7): 779-798
- Lavoie, D.M., Smith, L.D., Ruiz, G.M. (1999) The potential for intracoastal transfer of non-indigenous species in the ballast water of ships. Estuar. Coast. Shelf Sci., 48: 551-564
- Lee, W.J., Shin, K., Jang, P.-G., Jang, M.-C., Park, N.J. (2005) Summer pattern of phytoplankton distribution at a station in Jangmok Bay. Ocean Science Journal, 40 (3): 109-117
- Levitus, S., Antonov, J., Boyer, T. (2005) Warming of the world ocean, 1955-2003. Geophys. Res. Lett., 32, L02604, doi:10.1029/2004GL021592
- Lewin, J.C., Lewin, R.A. (1960) Auxotrophy and heterotrophy in marine littoral diatoms. Can. J. Microbiol., 6 (2): 127-134
- Lewis, J. (1990) The cyst-theca relationships in *Oblea rotunda* (Diplopsalidaceae, Dinophyceae). Br. Phycol. J., 25: 339-351
- Lewis, J. (1991) Cyst-theca relationships in *Scrippsiella* (Dinophyceae) and related orthoperidinioid genera. Bot. Mar., 34: 91-106
- Li, C-W., Volcani, B.E. (1987) Four new apochlorotic diatoms. Br. Phycol. J., 22: 375-382
- Malačič, V., Celio, M., Čermelj, B., Bussani, A., Comici, C. (2006) Interannual evolution of seasonal thermohaline properties in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic) 1991-2003. J. Geophys. Res., 111, C08009, doi: 10.1029/2005JC003267

Malačić, V., Petelin, B. (2001) Gulf of Trieste. In: Cushman- Roisin, B., Gačić, M., Poulain, P.-M., Artegiani A. (eds), Physical Oceanography of the Adriatic Sea, Past, Present and Future. Kluwer Academics Publisher: pp. 167-181

Malej, A., Mozetič, P., Maličić, V., Terzić, S., Ahel, M. (1995) Phytoplankton responses to freshwater inputs in a small semi-enclosed gulf (Gulf of Trieste, Adriatic Sea) Mar. Ecol. Progr. Ser., 120: 111-121

Malej, A., Mozetič, P., Turk, V., Terzić, S., Ahel, M., Cauwet, G. (2003) Changes in particulate and dissolved organic matter in nutrient-enriched enclosures from an area influenced by mucilage: the Northern Adriatic Sea. J. Plankt. Res., 25 (8): 949-966

Marañón, E., Cermeño, P., Fernández, E., Rodríguez, J., Zabala, L. (2004) Significance and mechanisms of photosynthetic production of dissolved organic carbon in coastal eutrophic ecosystem. Limnol. Oceanogr., 49 (5): 1652-1666

Matsuoka, K., Fukuyo, Y. (1986) Cyst and motile morphology of a colonial dinoflagellate *Pheopolykrikos hartmannii* (Zimmermann) comb. nov. J. Plankt. Res., 8 (4): 811-818

Matsuoka, K., Fukuyo, Y. (2000) Technical guide for modern dinoflagellate cyst study. WESTPAC-HAB/WESTPAC/IOC: 29 pp.

Mazziotti, C., Cabrini, M. (2004) Indicatori della qualità delle acque basati sul fitoplancton: spunti di riflessione sulla base della variabilità osservata in alto Adriatico. Biol. Mar. Medit., 11 (1): 7-86

McCollin, T., Hamer, J.P., Lucas, I.A.N. (2000) Transport of phytoplankton via ship's ballast into ports around England and Wales. Marine bioinvasions: Proceedings of the first national conference, 1999, National Institute of Technology, Cambridge MA: pp. 282-288

McQuoid, M.R. (2005) Influence of salinity on seasonal germination of resting stages and composition of microplankton on the Swedish west coast. Mar. Ecol. Progr. Ser., 289: 151-163

Minchin, D. (2007) Aquaculture and transport in a changing environment: overlap and links in the spread of alien biota. Mar. Poll. Bull., 55: 302-313

- Montresor, M. (1995) *Scrippsiella ramonii* sp. nov. (Peridinales, Dinophyceae), a marine dinoflagellate producing a calcareous resting cyst. *Phycologia*, 34 (1): 87-91
- Montresor, M., Janofske, D., Willems, H. (1997) The cyst-theca relationship in *Calciodinellum operosum* emend. (Peridinales, Dinophyceae) and a new approach for the study of calcareous cysts. *J. Phycol.*, 33: 122-131
- Montresor, M., Montesarchio, E., Marino, D., Zingone, A. (1994) Calcareous dinoflagellates cysts in marine sediments of the Gulf of Naples (Mediterranean Sea) *Rev. Paleobot. Palynol.*, 84: 45-56
- Montresor, M., Sgrosso, S., Procaccini, G., Kooistra, W.H.C.F. (2003) Intraspecific diversity in *Scrippsiella trochoidea* (Dinophyceae): evidence for cryptic species. *Phycologia*, 42 (1): 56-70
- Montresor, M., Zingone, A., Marino, D. (1993 a) The calcareous resting cyst of *Pentaparsodinium tyrrhenicum* comb. nov. (Dinophyceae). *J. Phycol.*, 29: 223-230
- Montresor, M., Zingone, A., Marino, D. (1993 b) The paratabulate resting cyst of *Alexandrium pseudogonyaulax* (Dinophyceae). In: Smayda, T.J., Shimizu, Y. (eds), *Toxic phytoplankton blooms in the sea*. Elsevier Science Publishers, Amsterdam: pp. 159-164
- Montresor, M., Zingone, A., Sarno, D. (1998) Dinoflagellates cyst production at a coastal Mediterranean site. *J. Plankt. Res.*, 20 (12): 2291-2312
- Moriceau, B., Garvey, M., Ragueneau, O., Passow, U. (2007) Evidence for reduced biogenic silica dissolution rates in diatom aggregates. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 333: 129-142
- Mosetti, F. (1988) Condizioni ideologiche della costiera triestina. *Hydrores*, 6: 29-38
- Mozetič, P., Fonda Umani, S., Cataletto, B., Malej, A. (1998) Seasonal and inter-annual plankton variability in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic). *ICES J. Mar. Sci.*, 55: 711-722
- Mozetič, P., Fonda Umani, S., Kamburska, L. (2002) Plankton variability in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic). *Archo Oceanogr. Limnol.*, 23: 7-19
- Myklestad, S. (1977) Production of carbohydrates by marine planktonic diatoms. II. Influence of the N/P ratio in the growth medium on the assimilation ratio, growth rate, and production of

cellular and extracellular carbohydrates by *Chaetoceros affinis* var. *willei* (Gran) Hustedt and *Skeletonema costatum* (Grev) Cleve. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 29: 161-179

Nagai, S., Matsuyama, Y., Takayama, H., Kotani, Y. (2002) Morphology of *Polykrikos kofoidii* and *P. schwartzii* (Dinophyceae, Polykrikaceae) cysts obtained in culture. Phycologia, 41 (4): 319-327

Nichetto, P., Honsell, G., Bressan, G. (1995) First survey of dinoflagellates cysts in the Gulf of Trieste (Northern Adriatic Sea). In: Lassus, P., Arzul, G., Erard-Le Denn, E., Gentien, P., Marcaillou-Le Baut, C. (eds), Harmful Marine Algal Blooms. Lavoisier Publishing, Paris: pp. 205-211

Norrman, B., Zweifel U.L., Hopkinson, C.S., Fry, B. (1995) Production and utilization of dissolved organic carbon during an experimental diatom bloom. Limnol. Oceanogr., 40 (5): 898-907

Occhipinti-Ambrogi, A. (2007) Global change and marine communities: alien species and climate change. Mar. Poll. Bull., 55: 342-352

Oku, O., Kamatani, A. (1995) Resting spores formation and phosphorus composition of the marine diatoms *Chaetoceros pseudocurvisetus* under various nutrient condition. Mar. Biol., 123: 393-399

Olenin, S., Gollasch, S., Jonušas, S., Rimkute, I. (2000) En-route investigations of plankton in ballast water on a ship's voyage from the Baltic Sea to the open Atlantic coast of Europe. Internat. Rev. Hydrobiol., 85 (5-6): 577-596

Olivotti, R., Faganeli, J. and Malej, A. (1986) Impact of organic pollutants on coastal waters. Water Sci. Technol., 18, 57-68

Orlova, T.Y., Morozova, T.V., Gribble, K.E., Kulis, D.M., Anderson, D.M. (2004) Dinoflagellate cysts in recent marine sediments from the East coast of Russia. Bot. Mar., 47: 184-201

Orsini, L., Sarno, D., Procaccini, G., Poletti, R., Dahlmann, J., Montresor, M. (2002) Toxic *Pseudo-nitzschia multistriata* (Bacillariophyceae) from the Gulf of Naples: morphology, toxin analysis and phylogenetic relationships with other *Pseudo-nitzschia* species. Eur. J. Phycol., 37: 247-257

Ostenfeld, C.J. (1908) On the migration of *Biddulphia sinensis* Grev. And its occurrence in the North Sea during 1903-1907. Medd. F. Komm. Danmarks Fisk. Hav. Serie Plankton, 1 (6): 44

Ou, L., Huang, B., Lin, L., Hong, H., Zhang, F., Chen, Z. (2006) Phosphorus stress of phytoplankton in the Taiwan Strait determined by bulk and single-cell alkaline phosphatase activity assays. Mar. Ecol. Progr. Ser., 327: 95-106

Paoli, A. (2007) Role of bacterioplankton in coastal areas of the Adriatic Sea, mainly focusing on cyanobacteria. Tesi di dottorato di Ricerca in Metodologie di Biomonitoraggio dell'Alterazione Ambientale, Università degli Studi di Trieste: 120 pp.

Paoli, A., Karuza, A., DeVittor, C., Del Negro, P., Fonda Umani, S. (2006) Daily variations of highly active bacteria in the Northern Adriatic Sea. J. Plankt. Res., 28 (3): 325-335

Peragallo, H., Peragallo, M. (1897-1908) Diatomées Marines de France et des Districts Maritimes Voisins. Micrographe Editeur Grez-sur-Loing (S.-et-M.: 491 pp.

Pertola, S., Faust, M.A., Kuosa, H. (2006) Survey on germination and species composition of dinoflagellates from ballast tanks and recent sediments in ports on the South coast of Finland, North-Eastern Baltic Sea. Mar. Poll. Bull., 52 (8): 900-911

Pertola, S., Kuosa, H., Olsonen, R. (2005) Is the invasion of *Prorocentrum minimum* (Dinophyceae) related to nitrogen enrichment of the Baltic Sea? Harmful Algae, 4: 481-492

Persson, A., Godhe, A., Karlson, B. (2000) Dinoflagellate cysts in recent sediments from the West coast of Sweden. Bot. Mar., 43: 69-79

Peterson, T.D., Toews, H.N.J., Robinson, C.L.K., Harrison, P.J. (2007) Nutrient and phytoplankton dynamics in the Queen Charlotte Islands (Canada) during the summer upwelling seasons of 2001-2002 J. Plankt. Res., 29 (3): 219-239

Polat, S., Işik, O. (2002) Phytoplankton distribution, diversity and nutrients at the north-eastern Mediterranean Coast of Turkey (Karataş-Adana). Turk.J. Bot., 26: 77-86

Pospelova, V., Chmura, G.L., Boothman, W.S., Latimer, J.S. (2005) Spatial distribution of modern dinoflagellate cysts in polluted estuarine sediments from Buzzards Bay (Massachusetts, USA) embayments. Mar. Ecol. Progr. Ser., 292: 23-40

Puddu, A., Zoppini, A., Fazi, S., Rosati, M., Amalfitano, S., Magaletti, E. (2003) Bacterial uptake of DOM release from P-limited phytoplankton. *FEMS Microb. Ecol.*, 46: 257-268

Pugnetti, A., Bastianini, M., Acri, F., Bernardi Aubry, F., Bianchi, F., Boldrin, A., Socal, G. (2007) Comunità fitoplanctonica e climatologia nell'Adriatico Settentrionale. In: Carli, B., Gavaretta, G., Colacino, N., Fuzzi, S. (eds), *Clima e cambiamenti climatici: le attività di ricerca del CNR*. CNR-Roma: pp. 551-556

R development core team (2006) *R : a language and environment for statistical computing*. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria

Raichich, F. (1994) Note on the flow rates of the Adriatic rivers. Technical Report RF 02/94 – Consiglio Nazionale delle Ricerche Istituto Sperimentale Talassografico – Trieste

Redfield, A.C. (1958) The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.*, 46: 205-221

Reid, P.C., John, A.W. (1983) Resting cysts in the ciliate class Polymenophores: phylogenetic implications. *J. Protozool.*, 30: 710-713

Rengefors, K., Anderson, D.M. (1998) Environmental and endogenous regulation of cyst germination in two freshwater dinoflagellates. *J. Phycol.*, 34: 568-577

Revelante, N., Gilmartin, M. (1977) The effects of Northern Italian rivers and Eastern Mediterranean incursions on the phytoplankton of the Adriatic Sea. *Hydrobiologia*, 56 (3): 229-240

Revelante, N., Gilmartin, M. (1985) Possible phytoplankton species as indicators of eutrophication in the Northern Adriatic Sea. *Rapp. Comm. Int. mer Médit.*, 29: 89-91

Rhodes, L.L., Adamson, J., Scholin, C. (2000) *Pseudo-nitzschia multistriata* (Bacillariophyceae) in New Zealand. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.*, 34: 463-467

Ricard, M. (1987) *Atlas du phytoplancton marin*. Volume II. Centre National de la Recherche Scientifique, Paris: 297 pp.

- Rigby, G., Hallegraeff, G. (2001) On the nature of ballast tank sediments and their role in ship's transport of harmful marine microorganisms. *Marine Environ. Engng.*, 6: 211-227
- Rines, J.E.B., Hargraves, P.E. (1988) The *Chaetoceros* Ehrenberg (Bacillariophyceae) flora of Narrangsett Bay, Rhode Island, U.S.A. - J. Cramer, Berlino: 196 pp.
- Round, F.E., Crawford, R.M., Mann, D.G. (1990) The diatoms - Biology and morphology of the genera. Cambridge University Press: 747 pp.
- Rubino, F., Belmonte, G., Miglietta, A.M., Geraci, S., Boero, F. (2000) Resting stages of plankton in recent North Adriatic sediments. *P.S.Z.N.: Mar. Ecol.*, 21 (3-4): 263-284
- Rubino, F., Moscatello, S., Saracino, O.D., Fanelli, G., Belmonte, G., Boero, F. (2002) Plankton-derived resting stages in marine coastal sediments along the Salento Peninsula (Abulia, South-Eastern Italy). *P.S.Z.N.: Mar. Ecol.*, 23 (suppl. 1): 329-339
- Rynearson, T.A., Newton, J.A., Armbrust, E.V. (2006) Spring bloom development, genetic variation, and population succession in the planktonic diatom *Dytilum brightwellii*. *Limnol. Oceanogr.*, 51 (3): 1249-1261
- Saracino, O.D., Rubino, F. (2006) Ballast water monitoring in cargo vessels in Taranto harbour (Ionian Sea). *Biol. Mar. Medit.*, 13 (1): 1052-1054
- Schiller, J. (1931-37) Dinoflagellateae (Peridineae). Monographischer Behandlung. In: Rabenhorst, L. (ed), Leipzig Akad. Verlag, 10 (3)-1: pp. 1-617, 10 (3)-2: pp. 1-590
- Sellner, K.G., Fonda Umani, S. (1999) Dinoflagellates blooms and mucilage production. In: Malone, T., Malej, A., Harding, L.W., Smolaka, N., Turner, R.E. (eds), Ecosystem at the land-sea margin: drainage basin to coastal sea. American Geophysical Union, Washington: pp. 173-206
- Smayda, T.J. (1997) What is a bloom? A commentary. *Limnol. Oceanogr.*, 45 (5, parte 2): 1132-1136
- Smayda, T.J. (1998) Patterns of variability characterizing marine phytoplankton, with examples from Narragansett Bay. *ICES J. Mar. Sci.*, 55: 562-573

- Smayda, T.J. (2007) Reflections on the ballast water dispersal-harmful algal bloom paradigm. *Harmful Algae*, 6: 601-622
- Sonneman, J.A., Hill, D.R.A. (1997) A taxonomic survey of cyst-producing dinoflagellates from recent sediments of Victorian Coastal Waters, Australia. *Bot. Mar.*, 40: 149-177
- Sournia, A. (1986) Atlas du phytoplancton marin. Volume I. Centre National de la Recherche Scientifique, Paris: 219 pp.
- Soyer-Gobillard, M.O., Bhaud, Y., Saint Hilaire, D. (2002) New data on mating in an autotrophic dinoflagellate, *Prorocentrum micans* Ehrenberg. *Vie Milieu*, 52 (4): 167-175
- Streftaris, N., Zenetos, A., Papathanassiou, E. (2005) Globalisation in marine ecosystem: the story of non-indigenous species across European Seas. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 43: 419-453
- Stoecker, D.K., Li, A., Coats, W., Gustafson, D.E., Nannen, M.K. (1997) Mixotrophy in the dinoflagellate *Prorocentrum minimum*. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 152: 1-12
- Stravisi, (1983) The vertical structure annual cycle of the mass field parameters in the Gulf of Trieste. *Boll. Oceanol. Teor. Appl.*, 1 (3): 239- 250
- Subba Rao, D.V., Pan, Y. (1993) Photosynthetic characteristics of *Dinophysis norvegica* Claparede & Lachmann, a red-tide dinoflagellate. *J. Plankt. Res.*, 15 (8): 965-976
- Taylor, F.J.R. (1987) The biology of dinoflagellates. Blackwell Scientific Publications, London: 785 pp.
- Thessen, A.E., Dortch, Q., Parsons, M.L., Morrison, W. (2005) Effect of salinity on *Pseudo-nitzschia* species (Bacillariophyceae) growth and distribution. *J. Phycol.*, 41: 21-29
- Thingstad, T.F., Sackshaug, E. (1990) Control of phytoplankton growth in nutrient recycling ecosystems. Theory and terminology. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 63: 261-272
- Thingstad, T.F., Zweifel, U.L., Rassoulzadegan, F. (1998) P limitation of heterotrophic bacteria and phytoplankton in the Northwest Mediterranean. *Limnol. Oceanogr.*, 43 (1): 88-94

Thompson, J.D., Gibson, T.J., Plewniak, F., Jeanmougin, F., Higgins, D.G. (1997). The ClustalX windows interface: flexible strategies for multiple sequence alignment aided by quality analysis tools. *Nucleic Acids Res.*, 24: 4876-4882

Thornton, D.C.O., Santillo, D., Thake, B. (1999) Prediction of sporadic mucilaginous algal blooms in the Northern Adriatic Sea *Mar. Poll. Bull.*, 38 (10): 891-898

Tilman, D. (1999) The ecological consequences of change in biodiversity: a search for general principles. *Ecology*, 80: 1455-1474

Tilman, D., Kilham, S.S., Kilham, P. (1982) Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 13: 349-372

Tilstone, G.H., Míguez, B.M., Figueiras, F.G., Fermín, E.G. (2000) Diatom dynamics in a coastal ecosystem affected by upwelling: coupling between species succession, circulation and biogeochemical processes. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 205: 23-41

Tomas, C.R. (1997) Identifying marine phytoplankton. Academic Press, San Diego: 858 pp.

Toming, K., Jaanus, A. (2007) Selecting potential summer phytoplankton eutrophication indicator species for the Northern Baltic Sea. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.*, 56 (4): 297-311

Totti, C. & Artegiani, A. (2001) Phytoplankton time series in the northern Adriatic sea: the Senigallia transect (1988-1994) *Archo Oceanogr. Limnol.*, 22:107-112

Totti, C., Civitarese, G., Acri, F., Barletta, D., Candelabri, G., Paschini, E., Solazzi, A. (2000) Seasonal variability of phytoplankton populations in the middle Adriatic sub-basin. *J. Plankt. Res.*, 22 (9): 1735-1756

Tuchman, N.C., Schollett, M.A., Rier, S.T., Geddes, P. (2006) Differential heterotrophic utilization of organic compounds by diatoms and bacteria under light and dark conditions. *Hydrobiologia*, 561: 167-177

Ustup, G., Pin, L.C., Ahmad, A., Teen, L.P. (2002) Phylogenetic relationship of *Alexandrium tamiyavanichii* (Dinophyceae) to other *Alexandrium* species based on ribosomal RNA gene sequences. *Harmful Algae*, 1: 59-68

Utermöhl (1958) Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Verh. Internat. Verein. Limnol., 9 : 1-38

Van Heurck, H. (1899) Traité des diatomées. Edité aux frais de l'auteur : 572 pp.

Viličić, D., Marasović, I., Mioković, D. (2002) Checklist of phytoplankton in the Eastern Adriatic Sea. Acta Bot. Croat., 61 (1): 57-91

Viličić, D., Sunčica, B., Burić, Z., Caput-Mihalić, K. (2007) Phytoplankton seasonality and composition along the coastal NE Adriatic Sea during the extremely low Po River discharge in 2006. Acta Bot. Croat., 66 (2): 101-115

Virgilio, D., Minocci, M., Milani, L., Cabrini, M. (2005) Segnalazioni di *Ceratoperidium* cf. *yeye* Margalef e di *Centrodinium* sp. Kofoid nel golfo di Trieste. Biol. Mar. Medit., 12 (1): 164-167

Voltolina, D. (1969) Distribuzione quantitativa e qualitativa del fitoplancton nell'Adriatico Settentrionale. I. – Estate 1966 Archo Oceanogr. Limnol., 16: 173-187

Voltolina, D. (1970) Distribuzione quantitativa e qualitativa del fitoplancton nell'Adriatico Settentrionale. II. – Autunno 1966 Archo Oceanogr. Limnol., 16: 227-246

Voltolina, D. (1971 a) Distribuzione quantitativa e qualitativa del fitoplancton nell'Adriatico Settentrionale. III. – Inverno 1966 Archo Oceanogr. Limnol., 17: 71-93

Voltolina, D. (1971 b) Distribuzione quantitativa e qualitativa del fitoplancton nell'Adriatico Settentrionale. IV. – Primavera 1966 Archo Oceanogr. Limnol., 17: 169-177

Weckström, K., Juggings, S. (2005) Coastal diatom-environment relationship from the gulf of Finland, Baltic sea J. Phycol., 21: 21-35

Wetz, M.S., Wheeler, P.A. (2007) Release of dissolved organic matter by coastal diatoms. Limnol.Oceanogr., 52 (2): 798-807

White, A.W. (1974 a) Growth of two facultatively heterotrophic marine centric diatoms. J. Phycol., 10: 292-300

White, A.W. (1974 b) Uptake of organic compounds by two facultatively heterotrophic marine centric diatoms. J. Phycol., 10: 433-438

Wonham, M.J., Walton, W.C., Riuz, G.M., Frese, A.M., Galil, B.S. (2001) Going to the source: role of the invasion pathways in determining potential invaders. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 215: 1-12

Wyatt, T., Carlton, J.T. (2002) Phytoplankton introductions in European coastal waters: why are so few invasions reported? In: CIESM, 2002. Alien marine organisms introduced by ships in the Mediterranean and Black seas: CIESM Workshop Monographs n°20, Monaco: pp. 41-46

Yuney, O.A., Carstensen, J., Moncheva, S., Khaliulin, A., Ærtebjerg, G., Nixon, S. (2007) Nutrient and phytoplankton trends on the western Black Sea shelf in response to cultural eutrophication and climate changes. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 74: 63-76

Zingone, A., Honsell, G., Marino, D., Montresor, M., Socal, G. (1990) Fitoplancton. In: Innamorati, M., Ferrari, I., Marino, D., Ribera D'Alcalà, M. (eds.), *Metodi nell'ecologia del plancton marino* - edizioni LINT, Trieste: pp. 183-198

Zingone, A., Sarno, D. (2001) Recurrent patterns in coastal phytoplankton from the Gulf of Naples. *Archo Oceanogr. Limnol.*, 22: 113-118

ALLEGATO I

RINGRAZIAMENTI

Desidero ringraziare la prof. ssa Fonda Umani, che mi ha dato la possibilità di affrontare questa avventura scientifica e che è sempre stata disponibile a chiarire i miei innumerevoli dubbi.

Un particolare ringraziamento alla dott.ssa Cabrini, che mi ha accolto nel suo gruppo e mi ha introdotto nel mondo del fitoplancton e che si è imbarcata con me alla scoperta dei misteri racchiusi nel ventre delle navi.

Ringrazio l'ICRAM di Roma per avermi dato la possibilità di utilizzare i dati sulle zone portuali presentati in questa tesi e le Capitanerie di Trieste e Napoli per l'appoggio logistico senza il quale non avrei potuto effettuare alcun campionamento.

Un enorme riconoscimento va al mio gruppo FITO/BIPA/BIPPA, ed in particolare alle mie colleghe Benedetta e Daniela che in quattro anni hanno saputo sempre appoggiarmi ed aiutarmi confermando il detto che "L'unione fa la forza" e a tutte quelle persone che hanno fatto sì che io potessi disporre di 20 anni di dati ed in particolare Barbara, Sara C. e Irene.

Grazie anche a Federica che con me ha condiviso l'esperienza delle cisti, che con me ha passato le giornate ad osservare allo stereoscopio sperando di vedere qualche cisti germinare e dalla quale ho imparato tantissimo nonostante il poco tempo a nostra disposizione.

Per le analisi statistiche ringrazio Nicoletta ed Andrea che continuamente stressati dalle mie richieste sono riusciti a mantenere la calma e mi hanno assecondato; ed un ringraziamento a Bruno, Mauro e Cecilia per le analisi di biologia molecolare.

A Chiara che è stata sprone per continuare a portare avanti questa ricerca anche nei momenti più neri e a Tamara che mi ha molto aiutato nella stesura di questa tesi, sempre disponibile ad una sana discussione.

Un grazie a Cinzia C., Claus, Ana, Oriana, Marco, Stefania, Monica, Diego, Erica, Francesca M., che mi hanno sempre dato volentieri una mano e a tutti i colleghi dell'ex-LBM e del dip. BIO-OGS.

E infine grazie alla mia famiglia per il sostegno che mi ha sempre dato.