



**UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PALERMO**  
**FACOLTÀ DI SCIENZE MATEMATICHE, FISICHE E NATURALI**  
DOTTORATO DI RICERCA XXII CICLO

---

**ANALISI DEI GRUPPI MORFO-FUNZIONALI DEL FITOPLANCTON  
PER LA DETERMINAZIONE DELLO STATO ECOLOGICO  
DEGLI ECOSISTEMI ACQUATICI CONTINENTALI**

TESI

per il conseguimento del titolo di “Dottore di Ricerca in *Risorse Vegetali*”  
BIO/03 – Botanica Ambientale ed Applicata

Candidato:  
Dott. Giuseppe Castelli

Tutor:  
Prof. Luigi Naselli Flores

Coordinatore:  
Prof. Giuseppe Venturella

---

Dipartimento di Scienze Botaniche  
Anno Accademico 2010 – 2011



in copertina:  
Protococcaceae, Plate 18  
1 - *Pediastrum ehrembergii* (Corda), 2 - *Pediastrum rotula* (Ehrem.,  
3 - *Staurogenia rectangularis* (Nag.), 4 - *Poliedrum tetraedricum* (Nag.).  
da:  
Cooke M.C., M.A., LL.D., A.L.S..  
British Fresh-Water Algae. Vol. II - Plates  
*Williams & Norgate*, Edinburgh  
1882-1884



## Ringraziamenti

Il lavoro presentato in queste pagine, frutto dei tre anni di dottorato svolto presso l'Università degli studi di Palermo, non avrebbe potuto veder luce senza l'avvicinarsi lungo il mio percorso di progettazione, raccolta ed elaborazione dei dati, interpretazione dei risultati, di tutte quelle persone che, con il loro contributo personale, hanno saputo fornire piccoli e grandi mattoni nella realizzazione di questa tesi.

A tutte quelle persone, che mi sono state vicine a vario titolo ed in varia misura, con proficue discussioni sul metodo, sull'analisi dei dati, sull'interpretazione dei risultati, fornendomi materiale scientifico o dati, rileggendo il manoscritto: devo necessariamente rivolgere i miei più sentiti ringraziamenti.

Riporto in ordine alfabetico e mi scuso con tutti coloro eventualmente non elencati:

Giuseppe Alfonso PhD (Università del Salento), Luciano Caputo PhD (Universitat de Barcelona), Dott. Francesca Caronia, Luciane Crossetti PhD (Universidade de São Paulo), Cayetano Gutiérrez Cànovas PhD (Universidad de Murcia), Prof. Michael Greenacre (Universitat Pompeu Fabra), Tomáš Hauer PhD (University of South Bohemia), Jan Kaštovský PhD (University of South Bohemia), Dott. Valeria Lombardozzi (Università degli Studi Roma Tre), Dott. Salvatore Napoli, Dott. Martina Oddo, Prof. Judit Padisák (Universiy of Pannonia), Raul Primicerio (University of Tromsø), Andrea Zignin PhD (Istituto Agrario San Michele all'Adige).

Un particolare ringraziamento è da me rivolto alla Prof. Rossella Barone (Università degli Studi di Palermo), fonte inesauribile di informazioni sulle alghe. Sempre disponibile al confronto ed alla discussione.

Non posso ovviamente fare a meno di ringraziare anche coloro che, al di fuori del contesto della ricerca, mi hanno saputo supportare (e sopportare) durante questi tre anni. Gabriella Passannati, Giovanni Cipriano, Manlio Speciale, Cassandra Funsten, il mio psicanalista, ed ovviamente la mia famiglia, sono certamente le persone che mi sono state più vicine. Ancora, sento di ringraziare Margot: sempre raggomitolata sulle mie gambe, davanti al monitor del computer.

*Dedico questo lavoro e la mia riconoscenza al mio tutor, prof. Luigi Naselli Flores, che mi ha insegnato ad avere un approccio critico ed indipendente e che ha saputo stimolarmi e spronarmi, anche nei momenti di debolezza.*

## INDICE

<b>Ringraziamenti</b> .....	iv
<b>Indice delle figure</b> .....	viii
<b>Indice delle tabelle</b> .....	ix
<b>1. Introduzione generale</b> .....	1
<b>1.1. Cenni sulle cause di alterazione della qualità dell'acqua negli ecosistemi acquatici</b> .....	4
<b>1.2. Inquadramento teorico: i gruppi funzionali in ecologia</b> .....	7
<b>1.3. Aspetti morfologici e funzionali nell'ecologia del fitoplancton</b> .....	8
1.3.1 <i>Forma e tassi di crescita</i> .....	10
1.3.2 <i>Movimenti del fitoplancton nella colonna d'acqua</i> .....	12
1.3.3 <i>Variazioni nella sedimentazione delle alghe</i> .....	15
1.3.4 <i>Il grazing</i> .....	16
<b>1.4. Risposta funzionale a stress e disturbo: il modello CSR</b> .....	18
1.4.1 <i>Il modello CSR nell'ecologia del fitoplancton</i> .....	20
1.4.2 <i>I gruppi funzionali di Reynolds nell'ecologia del fitoplancton</i> .....	23
1.4.3 <i>Il fitoplancton come Risorsa Vegetale e strumento per il monitoraggio</i> .....	24
1.4.4 <i>Ipotesi di lavoro</i> .....	25
<b>2. Materiali e Metodi</b> .....	28
<b>2.1. Parametri abiotici</b> .....	28
2.1.1 <i>Calcolo del bilancio idrologico per il Biviere di Gela</i> .....	28
<b>2.2. Parametri biotici: conteggi e calcolo della biomassa</b> .....	29
<b>2.3. Attribuzione ed uso dei gruppi funzionali (CODA)</b> .....	30
<b>2.4. Analisi, trasformazione ed ordinamento statistico dei dati</b> .....	31
2.4.1 <i>Comparazione dei gruppi funzionali nei siti di studio</i> .....	35
<b>2.5. I siti di studio</b> .....	36
2.5.1 <i>Biviere di Gela</i> .....	36
2.5.2 <i>Gorgo di Rebuttone</i> .....	37
2.5.3 <i>Stagno di Santa Rosalia</i> .....	38
<b>3. Risultati</b> .....	41
<b>3.1. Biviere di Gela</b> .....	41
3.1.1 <i>Andamento delle variabili meteorologiche</i> .....	41
3.1.2 <i>Variabili limnologiche</i> .....	42
3.1.3 <i>Composizione ed abbondanza del fitoplancton</i> .....	42
3.1.4 <i>Andamento dei gruppi morfo-funzionali nel Biviere di Gela</i> .....	46
3.1.5 <i>Analisi statistica</i> .....	47
<b>3.2. Gorgo di Rebuttone</b> .....	48
3.2.1 <i>Andamento delle variabili meteorologiche</i> .....	48
3.2.2 <i>Variabili limnologiche</i> .....	50
3.2.3 <i>Composizione ed abbondanza del fitoplancton</i> .....	51
3.2.4 <i>Andamento dei gruppi morfo-funzionali nel Gorgo di Rebuttone</i> .....	57
3.2.5 <i>Analisi statistica</i> .....	57
<b>3.3. Stagno di Santa Rosalia</b> .....	58
3.3.1 <i>Andamento delle variabili limnologiche</i> .....	58
3.3.2 <i>Composizione ed abbondanza del fitoplancton</i> .....	59

3.3.3. Andamento dei gruppi morfo-funzionali nello Stagno di Santa Rosalia .....	61
3.3.4. Analisi statistica .....	64
3.4. Comparazione dei gruppi funzionali nei tre siti di studio .....	67
<b>4. Discussione .....</b>	<b>70</b>
4.1. Biviere di Gela.....	70
4.2. Gorgo di Rebuttone .....	71
4.3. Stagno di Santa Rosalia.....	73
4.4. Comparazione dei gruppi funzionali nei tre ambienti .....	75
4.4.1. X1: un gruppo troppo eterogeneo? .....	76
<b>5. Conclusioni.....</b>	<b>77</b>
<b>Bibliografia.....</b>	<b>81</b>

**Allegato 1** - BARONE R., CASTELLI G. & L. NASELLI-FLORES. 2010. Red sky at night Cyanobacteria delight: the role of climate in structuring phytoplankton assemblage in a shallow, Mediterranean lake (Biviere di Gela, Southeastern Sicily). *Hydrobiologia*, 639: 43-53.

**Allegato 2** - PADISÁK J., CROSSETTI L. & L. NASELLI-FLORES. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621: 1-19.



## Indice delle figure

(BdG, Biviere di Gela; GdR, Gorgo di Rebuttone; SSR, Stagno di Santa Rosalia)

Figura 1 - Grafico dei tassi di crescita e replicazione giornaliera del fitoplancton.....	11
Figura 2 - Grafico relativo alle combinazioni tra stress e disturbo .....	18
Figura 3 - Combinazioni di stress e disturbo e categorie relative categorie di Grime. ....	19
Figura 4 - Ordinamento morfologico di alcune specie di fitoplancton.....	21
Figura 5 - Grafico CSR di alcune specie del fitoplancton e relative categorie di Reynolds	22
Figura 6 - Gorgo di Rebuttone durante la fase asciutta .....	40
Figura 7 - Biviere di Gela.....	40
Figura 8 - Gorgo di Rebuttone durante la fase umida .....	40
Figura 9 - Stagno di Santa Rosalia in fase di prosciugamento .....	40
Figura 10 - Biviere di Gela: andamento dei principali parametri meteorologici.....	41
Figura 11 - BdG. Variazioni della profondità nei due periodi presi in esame.....	42
Figura 12 - BdG. Andamento della biomassa totale e specie dominanti.....	44
Figura 13 - BdG. Successione stagionale (in percentuale sul totale della biomassa) delle classi algali .....	44
Figura 14 - BdG. Andamento stagionale dei gruppi funzionali .....	46
Figura 15 - BdG. Grafici nMDS (indice di Bray-Curtis) pei i due periodi .....	48
Figura 16 - Gorgo di Rebuttone: diagramma ombrotermico.....	49
Figura 17 - GdR. Andamento dei principali parametri limnologici. ....	51
Figura 18 - GdR. Andamento della biomassa fitoplanctonica totale, DO%, pH.....	51
Figura 19 - GdR. Contributo percentuale del biovolume delle classi .....	54
Figura 20 - GdR. Andamento percentuale del biovolume dei gruppi funzionali .....	57
Figura 21 - GdR. Grafico nMDS dei gruppi funzionali .....	58
Figura 22 - Stagno di Santa Rosalia. Andamento dei principali parametri limnologici.....	59
Figura 23 - SSR. Andamento percentuale delle classi fitoplanctoniche (1998-2000) .....	60
Figura 24 - SSR. Andamento percentuale delle classi fitoplanctoniche (2009).....	61
Figura 25 - SSR. Distribuzione dei gruppi funzionali maggiori dell'1% (1998-2000).....	63
Figura 26 - SSR. Distribuzione dei gruppi funzionali (1998-2000).....	63
Figura 27 - SSR. Distribuzione percentuale dei gruppi funzionali (2009).....	64
Figura 28 - SSR. Grafico nMDS (1998-2000). ....	65
Figura 29 - SSR. Grafico nMDS (2009).....	66
Figura 30 - SSR. Grafico nMDS sintetico dei coda condivisi nei due periodi.....	66
Figura 31 - nMDS dei gruppi funzionali condivisi dai tre siti. Dati di biomassa in percentuale.....	68
Figura 32 - nMDS dei gruppi funzionali condivisi dai tre siti. Dati di biomassa assoluta..	68

## **Indice delle tabelle**

(BdG, Biviere di Gela; GdR, Gorgo di Rebuttone; SSR, Stagno di Santa Rosalia)

Tabella 1 - BdG. Variabili limnologiche .....	43
Tabella 2 - BdG. Specie algali riscontrate nei due periodi di indagine. Sono riportati i coda in cui sono stati raggruppati gli organismi, la loro presenza nei due periodi e la classe di appartenenza .....	45
Tabella 3 - GdR. Specie algali riscontrate. Sono riportati i coda in cui sono stati raggruppati gli organismi e la classe di appartenenza .....	54
Tabella 4 - SSR. Specie algali riscontrate. Sono riportati i coda in cui sono stati raggruppati gli organismi e la classe di appartenenza.....	62
Tabella 5 - Coda condivisi dai tre siti.....	67



## **1. Introduzione generale**

Il fitoplancton costituisce il principale produttore primario nel compartimento pelagico degli ecosistemi acquatici: ad esso è deputata la conversione dell'energia solare in energia chimica e, pertanto, questo gruppo di organismi realizza la base delle reti trofiche pelagiche (REYNOLDS, 2006). Esso, realizza l'incipit del flusso energetico negli ecosistemi lentic, costituendo il primo e più ampio gradino nella produzione primaria all'interno degli ecosistemi acquatici. Il ruolo rivestito dal fitoplancton lo rende dunque, uno dei principali candidati nell'ambito sia del monitoraggio che della valutazione dello stato ecologico di un corpo idrico. L'attenzione rivolta nei confronti di questo gruppo di organismi fotoautotrofi, risiede nelle concrete possibilità di valutazione dello stato di salute degli ambienti acquatici, sia naturali che artificiali, attraverso lo studio di questa componente biotica. Lo studio di caratteristiche come la composizione specifica, la biomassa, la forma e funzione degli organismi microalgali consente di estrapolare un quadro generale sullo stato di un dato corpo idrico e, prendendo in considerazione la dinamica delle popolazioni, è possibile costruire dei siti predittivi e fornire indicazioni gestionali.

L'importanza della risorsa idrica in un contesto sociale come quello siciliano, o più in generale, in tutte le aree mediterranee o semi-aride del pianeta, occupa una posizione di capitale importanza: non solo entro quegli ambiti ove l'acqua riveste un interesse direttamente finalizzato agli scopi antropici, ma anche in quei contesti apparentemente slegati dalle immediate esigenze umane. Il ruolo svolto dagli ecosistemi acquatici infatti, è da inserirsi necessariamente nel complesso mosaico di elementi interconnessi del Paesaggio, l'alterazione del quali, non solo inficia il funzionamento al loro interno, ma compromette anche la stabilità del macro-sistema entro il quale essi sono inseriti.

E' da considerare inoltre, l'enorme importanza che nel nostro secolo sta assumendo la possibilità di accesso alle acque dolci, prospettando a livello quasi globale, la realizzazione delle "guerre per l'acqua" (SHIVA, 2004). Nel contesto dei forti interessi politici ed economici entro il quale è proiettato il futuro di questa risorsa, essere in grado di fornire sia strumenti per la valutazione della qualità delle acque, che indicazioni gestionali indirizzate alla prevenzione dallo scadimento di questa fondamentale risorsa, occupa una posizione di rilevante importanza nel quadro sociale, oltre che in quello ecologico. Se si prende in considerazione la nostra realtà regionale, è utile tenere in considerazione lo studio di GIGLIOLI & SWYNGEDOUW (2008) sul sistema di gestione delle acque siciliane, che ha

posto l'attenzione sui problemi relativi alla risorsa idrica, mostrando ancora una volta, come essi non siano esclusivamente correlati ad una limitata disponibilità della risorsa, ma come questi dipendano in larga parte dagli interessi politici e socio-economici ad essa collegati e che spesso privilegiano l'interesse di pochi al bene collettivo.. Più in generale, in un qualsiasi contesto politico ed amministrativo l'attuazione di logiche che esulino dagli interessi prettamente ambientali e sociali, contribuisce in maniera significativa allo scadimento del patrimonio comune, che produce nel nostro caso, una forte alterazione nel naturale susseguirsi dei processi in un ecosistema. In molti casi risulta inoltre estremamente difficoltoso cercare di ripristinare le condizioni originarie, dopo che queste siano state alterate a causa di una cattiva gestione e/o assoluta noncuranza.

L'importanza delle acque continentali e della loro qualità, soprattutto nel caso degli ambienti di grandi dimensioni come i laghi, sia di origine naturale che antropica, è comunque in alcuni ambiti riconosciuta mentre, è ancora scarsa l'attenzione rivolta nei confronti di quegli ambienti di più piccole dimensioni, che in genere risultano assolutamente negletti soprattutto da parte degli amministratori, ma che contribuiscono invece in maniera sostanziale all'articolato gioco di flussi di energia e materia che attraversano il pianeta.

In questo lavoro l'attenzione viene rivolta ad alcuni piccoli ambienti di origine naturale, strettamente legati all'influenza esercitata dal clima di tipo mediterraneo. Il verificarsi di una precisa alternanza di condizioni climatiche, quali la presenza di inverni miti e poco piovosi intervallati da estati calde ed aride, getta le basi per l'esistenza di una ampia gamma di ecosistemi acquatici di piccole e medie dimensioni caratterizzati dalla temporaneità del periodo di invaso o fortemente astatici. In ambito limnologico è possibile identificare infatti, una vasta gamma di differenti ambienti naturali che mostrano un andamento idrologico imprescindibilmente legato alle caratteristiche climatiche su citate, e che selezionano una flora ed una fauna adattata a tali condizioni. La componente biologica di questi ambienti rappresenta dunque l'immagine speculare degli eventi meteorologici esperiti dagli habitat che la ospita. Gli effetti esercitati nei confronti di questi ecosistemi da parte delle variazioni nella distribuzione e nell'abbondanza degli eventi meteorici, produce infatti delle trasformazioni che in alcuni casi alterano in maniera sostanziale le condizioni ecologiche pregresse di un bacino. Queste variazioni sono monitorabili nel tempo e ci offrono, in ultima analisi, una misura del cambiamento incorso.

L'approccio allo studio degli ecosistemi acquatici è in genere legato ai paradigmi della limnologia "classica", che spesso mal si adattano alla descrizione e comprensione dell'andamento delle successioni planctoniche nei piccoli ambienti mediterranei, e richiede dunque una certa riformulazione dei dogmi maturati con il caratteristico studio dei grandi corpi idrici (ALVAREZ-COBELAS, 2005). Nasce allora l'esigenza di rimodulare, soprattutto nello studio e nell'analisi degli ambienti acquatici caratteristici delle aree mediterranee, l'approccio più tradizionale allo studio della limnologia. E' interessante riportare a tal proposito che esiste una certa porzione della letteratura limnologica dedicata proprio agli ambienti di piccole dimensioni, sia in ambito mediterraneo che non, ma come questa subisca costanti rivisitazioni ed aggiornamenti, soprattutto nell'ambito dell'estrapolazione di modelli che siano esportabili ed applicabili all'analisi di ambienti con caratteristiche simili (e.g.: WILLIAMS, 1987, 2006; SCHEFFER, 1993, 1998, 2007; BARONE *et al.*, 2010) oltre alla letteratura da essi citata). Di contro, una crescente attenzione verso questi ambienti viene rivolta soprattutto nell'ambito della conservazione (e.g.: GRILLAS *et al.*, 2004, IEROTHEOS *et al.*, 2007).

Lo studio dei corpi idrici, soprattutto nel caso di quelli direttamente o indirettamente rivolti all'utilizzo umano, tiene necessariamente in considerazione soltanto quella porzione di acque continentali rappresentata da laghi di grandi dimensioni. Utilizzando i dati presenti in letteratura si sottostimava a livello globale, che la superficie occupata da laghi e stagni ricoprisse circa  $2 \text{ o } 2.83 \cdot 10^6 \text{ km}^2$ , ovvero una area compresa tra l' 1.3 e l'1.8% della superficie terrestre. Lo studio di questi dati mostra inoltre, come gli ambienti acquatici siano numericamente dominati da corpi idrici di piccole dimensioni, e che la maggior quantità di acque dolci è immagazzinata principalmente in pochi laghi di dimensioni molto estese. In un recente lavoro, DOWNING *et al.* (2006) tengono in considerazione la massiccia presenza di quei corpi idrici di piccole dimensioni, sottolineando come, i pochi studi a livello globale dei processi funzionali legati agli ecosistemi acquatici, siano stati in passato limitati da una carenza nella conoscenza sia del numero, che di frequenza e distribuzione delle dimensioni dei bacini. Essi pongono dunque l'accento, sulla necessità di compiere una stima più precisa in merito all'estensione complessiva degli ecosistemi acquatici considerati "minori", poiché questi contribuiscono in maniera sostanziale all'esistenza di una serie di processi ecologici a livello globale. Il gruppo di ricerca ricalcola quindi la superficie previamente ipotizzata per le acque dolci

continentali, mostrando come essa possa stimarsi intorno a 4.5 milioni di km<sup>2</sup>, occupando dunque un'area maggiore del 3% della superficie terrestre. Questo studio enfatizza peraltro, l'importanza del lavoro di COLE *et al.* (2007), il quale mette in luce il valore degli ecosistemi acquatici, rivalutandoli come importanti componenti quantitativi nel ciclo del carbonio, sia a scala regionale che globale. L'inclusione delle acque continentali nel bilancio del carbonio fornisce infatti utili suggerimenti riguardo allo stoccaggio, l'ossidazione ed il trasporto del carbonio terrestre, gettando le basi per una revisione della moderna visione del sequestro del carbonio da parte degli ecosistemi.

Lo studio degli ambienti acquatici mediterranei dunque, rappresenta un'occasione per approfondire le conoscenze legate al funzionamento di ambienti che esibiscono una estrema varietà, ma che spesso mostrano un comune denominatore: la ciclicità del periodo di invaso. Il metodo di studio legato ai gruppi funzionali, mostra essere un buono strumento nella valutazione delle condizioni ecologiche, anche nel caso di ambienti di piccole dimensioni nei quali fino ad oggi, non era stato mai adottato né sviluppato questo approccio.

### **1.1. Cenni sulle cause di alterazione della qualità dell'acqua negli ecosistemi acquatici**

In ambito acquatico, durante il normale susseguirsi delle successioni fitoplanctoniche, le variazioni nella composizione specifica e nell'abbondanza relativa, dipendono dall'immissione stagionale di nutrienti, manifestando picchi ciclici della biomassa algale totale. Quando si verifica una immissione incontrollata e continua di nutrienti, in particolare fosfati e composti azotati, si assiste al manifestarsi dei fenomeni di eutrofizzazione, che si palesano con un incremento abnorme della biomassa algale che perdura per lassi di tempo variabili (*bloom*). In queste, circostanze l'incremento nella produzione primaria innesca una serie di cambiamenti chimici, fisici e biologici, nell'ecosistema acquatico.

L'eutrofizzazione è considerata un processo naturale di invecchiamento dei corpi idrici attraverso il quale si assiste ad un incremento delle concentrazioni di nutrienti biodegradabili nel tempo. Quando questo processo è innescato dall'attività antropica ci si riferisce ad esso come "eutrofizzazione culturale". Le acque superficiali possono infatti, incorrere in fenomeni di arricchimento da composti organici ed inorganici, indotti dalla presenza nei bacini imbriferi di centri abitati, aree agricole, allevamenti zootecnici etc., che

determinano eventi non naturali di innalzamento dello stato trofico delle acque e suscitare le conseguenze di questo processo sull'intero biota.

Essendo il concetto di stato trofico fortemente dipendente dalla produttività di un dato ecosistema, l'Unione Europea, attraverso la Water Framework Directive del 23 ottobre 2000, designa il fitoplancton come uno dei principali parametri per la verifica dello stato trofico degli ecosistemi acquatici e dunque come indice della qualità delle acque interne (Direttiva Europea 2000/60/CE).

Nella legislazione italiana viene solo di recente prodotta una definizione di eutrofizzazione che possa rappresentare un punto di riferimento per gli enti gestori (D. Lgs. N°152 del 3/04/2006). In essa, tale processo viene descritto come: “*arricchimento delle acque in nutrienti, soprattutto fosforo e azoto, che provoca una abnorme proliferazione algale, che determina una perturbazione nell'equilibrio degli organismi le popolano e la qualità delle stesse*”. La letteratura scientifica internazionale è prodiga di esempi e casi paradigmatici che esemplificato quanto brevemente riassunto dalla nostra normativa nel 2006 in merito alle variazioni subite dagli ecosistemi durante gli eventi di eutrofizzazione (si vedano ad esempio i testi di STEVENSON, 1994, REYNOLDS, 1997, BARSANI & GUALTIERI, 2006 e la letteratura ivi citata).

Uno dei rischi prodotto da questo fenomeno ed alla sua capacità di indurre fioriture algali (*algal blooms*) è legato, soprattutto nel caso dei bacini destinati ad uso potabile od irriguo, alle possibilità di uno sviluppo abnorme della componente fitoplanctonica relativa al phylum dei Cianobatteri (Cyanophyta): procarioti fotosintetici in grado in determinate condizioni di produrre metaboliti secondari tossici complessivamente denominati “microcistine”. In particolare, si tratta di un gruppo di peptidi che esplica una azione epato- e neurotossica estremamente dannosa o mortale sia per la fauna invertebrata che vertebrata, oltre che per l'uomo. Oltre all'intossicazione diretta, tramite ingestione o contatto, l'acqua contenente microcistine se utilizzata per l'irrigazione, rallenta o addirittura inibisce la germinazione delle sementi e lo sviluppo delle radici (PFLUGMACHER *et al.*, 2006). Alcune classi di queste tossine posso indurre dermatiti e problemi respiratori nei bagnanti rendendo i bacini interessati dalla presenza di dette molecole, inutilizzabili anche per scopi ricreativi. L'istituto Superiore di Sanità, nel suo rapporto del 2008 riporta: “*L'esposizione ad elevati livelli di cianotossine nelle acque potabili e di balneazione è stata associata ad effetti acuti e a breve termine nell'uomo*” mentre, “*l'esposizione cronica a bassi livelli di*



*cianotossine rappresenta un motivo di preoccupazione per la salute umana, i cui possibili effetti rimangono un argomento critico da approfondire” (FUNARI et al., 2008).*

I gravi danni provocati dalla presenza di alte concentrazioni di cianobatteri e delle relative cianotossine nei laghi artificiali sono ampiamente noti e documentati (e.g.: CHORUS & BARTRAM, 1999; TURNER *et al.*, 1990; FALCONER *et al.*, 1983; RICHARD *et al.*, 1983).

Attraverso il decreto legislativo N°152 dell'11 Maggio 1999, che recepiva due Direttive Europee del 1991 relative al trattamento delle acque reflue urbane una, (91/271/CEE) e alle norme in materia di inquinamento causato dai nitrati in agricoltura l'altra, (91/676/CEE), la legislazione italiana poneva l'attenzione nei confronti dei problemi legati all'eutrofizzazione ed ai rischi ad essa connessi. L'interesse statale nei confronti di tali problematiche ha avuto inoltre un certo riscontro nel nostro paese, manifestato attraverso la produzione di ben cinque rapporti dell'Istituto Superiore di Sanità (Istisan), che a partire dal 2000, ha analizzato i rischi connessi alle fioriture di alghe tossiche. Sarà necessario attendere il 2006 per la produzione di una Direttiva Europea (2006/7/CEE) che si occupi in maniera specifica di questo argomento, offrendo definizioni e indicazioni gestionali a merito.

I fenomeni di eutrofizzazione che possono interessare i bacini artificiali destinati ad un uso potabile od irriguo, risultano dunque di interesse immediato per via dell'alterazione della qualità di una risorsa direttamente indirizzata all'utilizzo umano. E' necessario però, tenere in considerazione questo fenomeno anche nel caso dei siti di origine naturale, poiché esso rappresenta un indice della presenza di possibili alterazioni nel funzionamento di un ambiente acquatico.

Per quanto concerne gli ambienti umidi è indispensabile tenere in considerazione, oltre ai fenomeni di eutrofizzazione, anche altri processi che possono produrre negli ecosistemi acquatici una certa variazione nel loro funzionamento. Tra questi riveste una certa importanza quello che viene attualmente identificato come “riscaldamento globale”. Il clima della Terra infatti, sta subendo da anni un serie di cambiamenti che agiscono sulle condizioni meteorologiche, sia in piccola scala che a quella regionale e del Paesaggio, come a livello globale. In Europa dalla fine del 21<sup>mo</sup> secolo, le temperature medie anno subito un incremento di almeno 2°C, e più probabilmente di 4°C, con i relativi effetti sul pattern delle precipitazioni e sulla frequenza di eventi meteorologici catastrofici.

L'attenzione riposta nei confronti di questi eventi da parte delle istituzioni, è ad oggi, divisa sul modo di minimizzare il cambiamento e mitigarne gli effetti, su come mantenere le risorse naturali dalle quali la società umana dipende e in che modo adattarla a questi cambiamenti (MOSS *et al.*, 2009).

## **1.2. Inquadramento teorico: i gruppi funzionali in ecologia**

Nonostante le classificazioni filogenetiche degli organismi viventi abbiano recentemente beneficiato dei miglioramenti offerti dalle tecniche di indagine genetica, gli ecologi si sono spesso rivelati insoddisfatti dei raggruppamenti tassonomici, poiché questi non riflettono sempre e necessariamente la loro funzione ecologica. Una unità tassonomica può infatti essere costituita, specialmente nei ranghi più elevati, da specie in possesso di proprietà strutturali e funzionali notevolmente differenti (SALMASO E PASIDÁK, 2007). Inoltre, l'identificazione a livello di specie risulta essere in certi casi imprecisa, sia per via della sovrapposizione dei range di variabilità interspecifica, che per la frequente assenza di tassonomi esperti di in un dato gruppo, in grado di identificare con accuratezza gli organismi presenti in un campione. In aggiunta, esistono dei problemi intrinsecamente legati alla corretta determinazione degli individui, poiché una determinata entità tassonomica di livello specifico che esibisce precise caratteristiche morfologiche, può in alcuni casi essere ricondotta a differenti entità genetiche (criptospecie), o viceversa, ad una estrema variabilità fenotipica può invece corrispondere una singola specie, descritta da un genoma omogeneo, che viene successivamente classificata attraverso differenti morfospesie od ecotipi. Le classificazioni di stampo filogenetico pertanto, mal si prestatano a fungere da strumento strettamente riferibile all'ambiente ed alle sue caratteristiche, ma si adattano di contro, soltanto alla descrizione di quel set di caratteri che mette in relazione i rapporti di parentela esistenti tra le varie unità tassonomiche.

Nel tentativo di integrare nei possibili criteri di classificazione anche una descrizione dell'ambiente che ospita gli esseri viventi, la moderna letteratura ecologica ha cercato di sviluppare una serie di metodologie che possano descrivere dei gruppi non-tassonomici finalizzati a tale scopo. Nella costruzione di questi è necessario tenere in considerazione, oltre ai tratti che descrivono in maniera organica i raggruppamenti di specie prodotti, anche i gradienti ambientali ai quali esse sono soggette. I parametri da selezionare dovrebbero riflettere, in estrema sintesi, quel complesso di processi che regolano l'andamento dei tassi

di crescita delle popolazioni. In generale, tutti i tratti prescelti per la separazione di gruppi omogenei, dovrebbero essere facilmente misurabili o reperibili dalla letteratura. La selezione dei descrittori che andranno a delimitare i gruppi, risulta essere quindi di cruciale importanza, sia per le successive classificazioni funzionali che per il calcolo delle distanze ecologiche tra i gruppi stessi. A tal proposito, è possibile osservare un crescente interesse nei confronti dell'approccio funzionale, in particolare nell'ecologia vegetale, poiché questo criterio supporta la possibilità di incrementare la comprensione riguardo all'organizzazione delle comunità e predirne la loro riorganizzazione sotto la spinta delle variazioni ambientali. In funzione di questo approccio, sono state formulate e proposte da vari autori, molte definizioni di gruppi funzionali (REYNOLDS, 1984, SMITH *et al.*, 1993, GITAY & NOBLE, 1997, WEITHOFF, 2003). In generale, esso è definito come: *“un set di specie che mostra una risposta simile all'ambiente ed un effetto simile al funzionamento di questo”*.

La necessità di comprendere le relazioni tra le proprietà strutturali e funzionali dell'ecosistema ha promosso quindi, alcune classificazioni basate su raggruppamenti incentrati sulle proprietà strutturali e funzionali degli organismi che popolano un determinato ambiente. L'approccio funzionale, indipendentemente dal campo di applicazione: scienze biologiche, conservazione della natura, ecologia ed altre discipline, condivide un principale scopo, quello cioè di trovare delle classificazioni utili a definire e comprendere il comportamento dinamico di gruppi di specie (*guild*) in relazione alle variazioni ambientali rappresentate.

### **1.3. Aspetti morfologici e funzionali nell'ecologia del fitoplancton**

Il fitoplancton è un gruppo ecologico (non tassonomico, essendo la sua origine polifiletica) che include al suo interno organismi sia procarioti che eucarioti. I microrganismi ascritti a questo gruppo sono adattati a trascorrere tutta o parte della loro vita in sospensione nell'acqua. Sono perlopiù fotosintetici (anche se molti gruppi utilizzano la mixotrofia) e produttori di ossigeno. Le alghe esibiscono una estrema variabilità, sia nelle forme che nelle dimensioni (fino a 4 ordini di grandezza), anche all'interno dello stesso rango filogenetico: in questo contesto, solo per citare alcune delle morfologie rappresentate, è possibile osservare specie coloniali o solitarie, colonie tabulari e colonie sferiche, organismi ricoperti da mucillagini o da strutture silicee ed ancora cellule flagellate o cellule prive di motilità. L'affascinante varietà morfologica comprende specie dall'aspetto

più disparato: sferiche, aghiformi, “a clessidra”, triangolari, tetraedriche, a goccia, a “cavatappi”. Oltre che colonie a forma di stella, di nastro, di disco o sferiche. Ognuna di queste forme può inoltre essere anche arricchita da tubercoli, scanalature, propaggini, spine, bracci, etc. Nei confronti del range dimensionale esiste un intervallo di almeno quattro ordini di grandezza, che viene convenzionalmente suddiviso in classi: (0.2–2 $\mu\text{m}$ ) Picoplancton, (2–20 $\mu\text{m}$ ) Nanoplancton, (20–200 $\mu\text{m}$ ) Microplancton. Nel caso del volume inoltre, è possibile osservare una variazione che attraversa sette ordini di grandezza: dalle esigue dimensioni del picofitoplancton (< 1  $\mu\text{m}^3$ ) fino a quelle più grandi esibite dai Dinoflagellati (> 50.000  $\mu\text{m}^3$ ).

Le enormi differenze mostrate tra gli organismi di questo gruppo, possono ad esempio essere paragonate a quelle che si possono osservare in un bosco, tra i piccoli fili d'erba e le più grandi essenze arboree. La complessità delle forme riscontrabili nelle specie algali deve dunque, necessariamente avere un significato ecologico e la coesistenza di organismi dalle forme così diverse dovrebbe riflettere la variabilità dell'ecosistema pelagico (NASELLI-FLORES *et al.*, 2007a). L'esigenza di comprendere la relazione tra la struttura e la funzione ecologica degli organismi, si muove però, al di là delle classificazioni basate sulla sola filogenesi e si orienta invece nei confronti delle classificazioni funzionali. Queste, pesano con più attenzione i tratti significativi delle specie, siano essi prettamente morfologici o fisiologici, poiché esistono delle evidenti correlazioni tra questi tratti e l'adattamento alle forzanti ambientali, sia di natura abiotica, come luce, nutrienti o gas, che biotica, come il grazing od il parassitismo. Le dimensioni di un individuo e delle singole parti che lo compongono, sono ad esempio determinati nel caso di specifiche attività fisiologiche come la fotosintesi o, la ricerca e lo sfruttamento delle risorse.

L'analisi morfologica delle specie ci consente di inquadrarle in un contesto di strategie adattative rivolte nei confronti dell'ambiente circostante, determinate in base alle capacità intrinseche del singolo taxon di affrontare la mutabilità e l'aleatorietà del luogo in cui vive. Uno degli obiettivi principali nello studio dell'ecologia del fitoplancton è quello di determinare i fattori che regolano l'entità della produzione fitoplanctonica e le sue successioni stagionali negli ecosistemi acquatici. Molti sono gli elementi implicati nella regolazione della crescita delle popolazioni e nello sviluppo della loro struttura e dimensioni, come: la possibilità di sfruttamento della luce solare, la temperatura dell'acqua e la disponibilità di nutrienti. Anche la morfologia di ogni singola specie inoltre, subisce

delle trasformazioni (oltre che una selezione) in funzione dell'influenza di fattori fisici, quantità di nutrienti, pressione di pascolo (*grazing*), competizione e parassitismo (AKTAN, 2009).

### 1.3.1 Forma e tassi di crescita

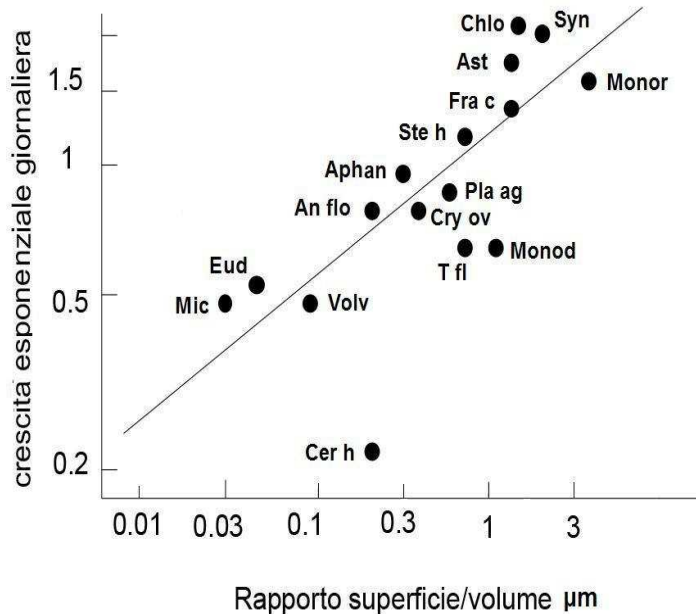
E' da considerare come le combinazioni tra forma e dimensioni determinino in modo sostanziale il rapporto tra la superficie ed il volume ( $s \cdot v^{-1}$ ) delle cellule o delle colonie del fitoplancton. Questo rapporto è in prima istanza, complementare alla capacità di assorbimento cellulare (*uptake*) di nutrienti e gas da parte delle cellule, e ne condiziona dunque la velocità di crescita ed i tassi di riproduzione.

Per descrivere il tasso di uptake in funzione della concentrazione esterna dei nutrienti ( $S$ ), si utilizza il modello di Monod (o di Michaelis e Menten) (EPPLEY *et al.*, 1969):

$$v = V_{max} S / (S + K_s) \quad \mu\text{mol S cell}^{-1} \text{ giorno}^{-1}$$

con,  $V_{max}$  = tasso massimo di uptake del nutriente,  $S$  = concentrazione esterna del nutriente ( $\mu\text{mol l}^{-1}$ ),  $K_s$  = costante di semisaturazione per l'uptake del nutriente ( $\mu\text{mol l}^{-1}$ ), ovvero la concentrazione esterna che consente il realizzarsi di almeno la metà della velocità massima di uptake.

Il tasso massimo di uptake dei nutrienti ( $V_{max}$ ) riflette in sostanza, le caratteristiche morfologiche delle cellule, attraverso i processi intracellulari che le caratterizzano. Esso è infatti direttamente proporzionale all'estensione della superficie della membrana che compie l'assorbimento. Inoltre, anche la costante  $K_s$ , essendo direttamente proporzionale alle dimensioni cellulari ed inversamente proporzionale al rapporto tra superficie e volume ( $s \cdot v^{-1}$ ), mette in evidenza la stretta relazione che esiste tra i parametri morfologici e la fisiologia legata alla crescita ed allo sviluppo delle specie. Proiettando in un grafico cartesiano l'indicatore morfologico identificato dal rapporto  $s \cdot v^{-1}$  ed i tassi di replicazione, si osserva come a maggiori dimensioni cellulari (e quindi minore  $s \cdot v^{-1}$ ), si verifichi una minore velocità di crescita delle popolazioni, dovuta alle maggiori distanze che i soluti ed i gas dovranno percorrere all'interno del citoplasma delle cellule, e dunque delle minore capacità del singolo individuo di riprodursi. Di contro, cellule di piccole dimensioni mostrano tassi di crescita superiori, e si mostrano quindi, competitivamente superiori al diminuire della concentrazione di nutrienti (MORRIS, 1980).



An flo, *Anabaena flos-aquae*; Aphan, *Aphanizomenon flos-aquae*; Ast, *Asterionella formosa*; Cer h, *Ceratium hirundinella*; Chlo, *Chlorella* sp.; Cry ov, *Cryptomonas ovata*; Eud, *Eudorina unicocca*; Fra c, *Fragilaria crotonensis*; Mic, *Microcystis aeruginosa*; Monod, *Monodus* sp.; Monor, *Monoraphidium* sp.; Pla ag, *Planktothrix agardhii*; Ste h, *Stephanodiscus hantzschii*; Syn, *Synechococcus* sp.; T fl, *Tabellaria flocculosa*; Volv, *Volvox aureus*. Il coefficiente della retta di regressione è  $r'_{20} = 1.142 (s/v)^{0.325}$ . Ridisegnato da Reynolds (2006).

**Figura 1 - Grafico dei tassi di crescita e replicazione giornaliera del fitoplancton (con  $T=20^{\circ}\text{C}$  e substrato saturato da nutrienti e luce) verso il rispettivo rapporto superficie/volume delle specie.**

E' possibile effettuare una considerazione analoga per quanto riguarda le distanze percorse dai fotoni che dovranno eccitare i fotosistemi nei tilacoidi: se le cellule sono di grosse dimensioni, il percorso da effettuare sarà decisamente maggiore. Per ovviare a tale ostacolo, le cellule hanno evoluto delle strategie che consente loro incrementare notevolmente la superficie cellulare, pur mantenendo il volume costante. Esiste un'ampia gamma di forme cellulari che, tramite la riduzione di una delle tre dimensioni (forme tabulari o piatte) o due (forme aghiformi e filiformi), riescono a mantenere le unità fotosintetiche decisamente più vicine alle membrane cellulari di quanto non facciano cellule di uguali volumi, ma con forme più vicine alla sfera od all'ellissoide.

Dimensione e forma sono quindi tratti funzionali del fitoplancton che, da un lato, influenzano direttamente l'acquisizione di risorse, e dall'altro, caratterizzano la performance fotosintetica, intervenendo anche indirettamente nell'acquisizione di risorse (RICHARDSON, *et al.* 1983).

Il rapporto tra superficie e volume ( $sv^{-1}$ ) costituisce in ultima analisi, uno dei descrittori morfologici strettamente correlato alle esigenze fisiologiche degli organismi, ed è dunque considerato dagli ecologi come il riflesso delle caratteristiche dell'ambiente che li

ospita, capace di mettere in relazione la forma, la capacità di sfruttare le risorse disponibili e le forzanti ambientali in genere.

Attraverso un approccio prettamente legato alla forma ed alle dimensioni degli organismi, è possibile analizzare l'andamento stagionale delle popolazioni presenti in un determinato bacino. Utilizzando i dati di biovolume calcolati per le singole popolazioni, è possibile riconoscere quali siano le specie dominanti in singole date di campionamento, o raggruppate mese per mese, e verificare successivamente l'andamento della morfologia dei taxa dominanti nei periodi presi in esame.

Riportando sul piano cartesiano i valori dei descrittori morfologici relativi a forma ( $m$   $sv^{-1}$ ) e dimensione ( $sv^{-1}$ ) registrati per i taxa dominanti nelle varie unità di campionamento, si ottiene un grafico che mostra la posizione entro l'area del grafico CSR delle specie più abbondanti. Questo metodo ci consente di comprendere la tendenza verso una delle tre possibili strategie, fornendoci, in funzione delle intrinseche proprietà morfologiche dei taxa, una visione sulle attuali condizioni ambientali, relativamente alla concentrazione dei nutrienti ed alla disponibilità di energia luminosa. Restituendo invece sul grafico, la proiezione dei punti calcolati per le specie dominanti nel corso della successione stagionale, è possibile osservare l'alternarsi delle specie prevalenti nell'assemblages fitoplanctonico, che rispondono alla variazione dei parametri ambientali misurati. Tracciando una curva che unisca i punti ottenuti campione per campione, si otterrà in fine, una rappresentazione temporale dell'andamento dei due principali parametri ambientali attraverso l'osservazione dell'andamento stagionale dei taxa dominanti (NASELLI FLORES & BARONE, 2007).

### *1.3.2 Movimenti del fitoplancton nella colonna d'acqua*

Un altro aspetto degli adattamenti morfologici esibiti dal plancton fotoautotrofo è quello orientato all'ottimizzazione della posizione del singolo individuo lungo la colonna d'acqua in un contesto di moti turbolenti e forze inerziali, in modo da poter sfruttare al meglio la radiazione solare che si propaga attraverso il corpo idrico. Le caratteristiche legate alla morfologia delle alghe, costituiscono uno dei fattori descrittivi più interessanti a carico delle informazioni relative al loro comportamento dinamico nell'ecosistema. Al movimento passivo delle cellule in un corpo idrico sono infatti collegate: (i) l'esigenza di

ottimizzare l'irradiazione solare e (ii) la possibilità di sfruttare i nutrienti attraversando la colonna d'acqua.

Risulta quindi di cruciale importanza analizzare le proprietà di sedimentazione del fitoplancton, poiché esse sono funzionalmente collegate al rapporto tra forma e dimensioni.

Un interessante capitolo nello studio delle relazioni tra la forma e la funzione, poggia le sue fondamenta storiche sull'elegante lavoro del biologo e matematico scozzese Sir D'ARCY WENTWORTH THOMPSON, pubblicato nel celebre ed influente testo: "On Growth and Form" (1917). L'approccio adottato dai biologi contemporanei ad esso, allo studio delle variazioni di forma negli organismi viventi, volgeva il suo interesse quasi esclusivamente nei confronti dell'anatomia comparata, della selezione naturale e della filogenesi. Thompson pose invece l'accento, sull'influenza esercitata sia dalle leggi fisiche che meccaniche nei confronti della crescita e della forma degli esseri viventi, che furono fino ad allora ampiamente sottovalutate. Egli descrisse inoltre il corso dell'evoluzione di una specie verso un'altra, come un processo che interessa la totalità dell'organismo e non come una serie di piccoli e successivi cambiamenti delle singole parti del corpo. Le posizioni scientifiche del biologo scozzese, descritte in termini fisici, matematici e geometrici, offrivano dunque, un nuovo punto di vista nell'analisi della variazione delle forme biologiche.

Uno degli argomenti sviluppati dal biologo svedese, pone l'accento sulla morfologia degli organismi e su come essa li renda più o meno soggetti a forze che agiscono principalmente in funzione della loro superficie, o di contro, in maniera proporzionalmente alla loro massa (e dunque al volume). Questa analisi ha maturato l'esigenza di valutare in termini squisitamente matematici, l'entità del rapporto che intercorre tra le forze inerziali e quelle viscosive, alle quali qualsiasi corpo immerso in un fluido è soggetto, e di verificare quale sia l'importanza relativa di ognuna delle due componenti. Per effettuare la valutazione di cui sopra, egli ricorse all'ausilio del *numero di Reynolds (Re)*, un parametro adimensionale che esprime proprio il rapporto tra queste due forze. In acqua, questo valore permette di stabilire se il regime di scorrimento delle particelle si trovi in condizioni di *flusso laminare* (ovvero in corrispondenza di bassi valori del *Re*) o di *flusso turbolento* (nel caso di valori più elevati del *Re*). In particolare:

$$Re = ul \cdot \nu^{-1}$$



con  $u$  = velocità media del fluido (o del corpo che vi è immerso);  $l$  = lunghezza del corpo;  $\nu$  = viscosità cinematica (rapporto tra la viscosità del fluido e la densità del corpo). Quando il valore del  $Re$  calcolato per un individuo è maggiore dell'unità, le forze inerziali, e principalmente la gravità, eserciteranno un'azione determinante nella dinamica degli oggetti immersi nei fluidi. Quando invece il  $Re$  è calcolato come inferiore all'unità, saranno le forze viscosive a giocare un ruolo più influente nei confronti dei corpi. Osservando l'equazione qui riportata, è dunque possibile valutare come il numero di Reynolds cresca al crescere delle dimensioni dell'organismo ( $l$ ), e come il ruolo giocato dalla gravità sia direttamente proporzionale alla massa.

In ambiente acquatico le velocità di sedimentazione di corpi che presentino, come le alghe, un  $Re < 1$ , ovvero in condizioni di flusso laminare, possono essere descritte correttamente dalla *Legge di sedimentazione di Stokes*:

$$v' = g d^2 (\rho' - \rho) (18 \eta)^{-1} \quad \text{ms}^{-1}$$

con  $v'$  = velocità di sedimentazione di una sfera;  $g$  = accelerazione di gravità;  $d$  = diametro della sfera;  $\rho'$  = densità della sfera;  $\rho$  = densità del fluido;  $\eta$  = viscosità del fluido. È possibile considerare il fattore  $(\rho' - \rho)$  come "eccesso di densità" (REYNOLDS, 2006).

La legge di sedimentazione di Stokes calcolata per un corpo sferico, è considerata un buon modello di partenza per lo studio della sedimentazione delle cellule del fitoplancton, ma osservando la moltitudine di forme algali, è possibile riscontrare come esse si discostino, spesso vistosamente, dalla forma sferica. Per consentire il calcolo della velocità di sedimentazione è stato dunque necessario implementare nell'equazione di Stokes, una costante specie-specifica calcolata empiricamente e denominata *coefficiente di resistenza della forma* ( $\varphi_r$ ). Questo parametro, esprime in che misura la velocità di affondamento o galleggiamento di un corpo non sferico, si discosti da quella di una sfera di pari volume e densità:

$$v' = g d^2 (\rho' - \rho) (18 \eta \varphi_r)^{-1} \quad \text{ms}^{-1}$$

E' necessario perciò valutare nell'analisi del comportamento del fitoplancton lungo la colonna d'acqua, le sue caratteristiche dimensionali e morfologiche che influenzeranno in maniera sostanziale il comportamento della specie nel mezzo acquoso. Si noti che quando si verifica ( $\rho' < \rho$ ) ovvero nel caso di organismi in grado di muoversi verticalmente lungo la colonna d'acqua e/o di galleggiare, la legge di sedimentazione ha una soluzione negativa.

### 1.3.3. Variazioni nella sedimentazione delle alghe

Nello studio della sedimentazione delle alghe è necessario inoltre, aggiungere delle considerazioni in merito alle variazioni nella soluzione dell'equazione di Stokes, rilevate nel caso di cellule fisiologicamente attive. Molti esempi sottolineano la necessità di tenere in considerazione nello studio del fitoplancton, oltre agli aspetti direttamente legati alla forma ed alle dimensioni delle specie, anche gli aspetti eco-fisiologici di queste.

E' stato infatti verificato come il comportamento di cellule metabolicamente attive, influisca sullo scostamento dai valori attesi di sedimentazione, grazie ad alcuni meccanismi biologici che possono modificare le velocità di affondamento. Un esempio è rappresentato dalla Cloroficea *Botryococcus braunii* Kützing che, in condizioni di scarsa illuminazione nella colonna d'acqua, dovuta in genere all'ombreggiamento subito dalla massiccia presenza di altre specie algali (*bloom*), è in grado di produrre ed immagazzinare gocce d'olio che consentono all'organismo di galleggiare e raggiungere la superficie del bacino, in modo da sfruttare al meglio la risorsa luminosa. Un meccanismo simile è adottato da molte specie di Cianobatteri, i quali, in presenza di un ambiente luminoso poco favorevole, sono in grado di migrare verticalmente lungo la colonna d'acqua grazie alla presenza di corpuscoli intracellulari denominati aerotopi (più impropriamente, "gas vacuoli") che li rende meno densi del mezzo (WHITTON & POTTS, 2002). Un altro caso legato alla fisiologia delle specie ed alle condizioni ecologiche esperite da queste, è rappresentato dalle Diatomee (Bacillariophyta), ampio gruppo di alghe caratterizzato dalla presenza di un rivestimento mineralizzato delle cellule, un frustulo siliceo che ne incrementa in maniera sensibile la massa. Queste alghe presentano perciò, delle strategie legate alla necessità di ridurre le velocità di affondamento, come la produzione cellulare di fibrille chitinose che vengono proiettate all'esterno della teca (HERTH, 1979, DURKIN *et al.*, 2009). Attraverso questo processo di incremento della superficie, è possibile diminuire la velocità di sedimentazione attesa dal calcolo della soluzione dell'equazione di Stokes per la sola

superficie cellulare. Di contro, in determinate condizioni ecologiche, come nel caso di un incremento nel carico di fosforo in un bacino, è possibile osservare attraverso il verificarsi di una serie di eventi a cascata, un aumento del tasso di sedimentazione di queste alghe (STOERMER & SMOL, 2004).

#### *1.3.4. Il grazing*

Le dimensioni in combinazione con la forma, influenzano l'edibilità degli individui, rendendoli più o meno suscettibili al pascolamento. E' possibile prendere in considerazione almeno quattro proprietà del fitoplancton in grado di influenzare l'interazione tra questo ed i suoi pascolatori (*grazers*): la difficoltà di cattura, i tempi per processare le cellule ingerite, la ricchezza in nutrienti e l'(in)edibilità.

Gli adattamenti messi in opera da parte del fitoplancton per ridurre la pressione di pascolo, implicano alcune strategie che possono essere sia di natura costitutiva che direttamente indotte dalla pressione esercitata dai *grazers*. Alcuni di questi fattori includono le dimensioni generali della cellula o della colonia, la morfologia, la presenza di mucillagine od un alto rapporto Carbonio:Nutrienti. (STERNER 1989, REYNOLDS 2006).

Alcuni dei meccanismi intrinseci legati alla forma ed alle dimensioni, si esprimono in ambiente acquatico semplicemente attraverso la selezione delle particelle filtrabili, esercitata da parte delle specie zooplanctoniche presenti in un determinato momento della successione stagionale. Le alghe con dimensioni tali da consentire la cattura e l'ingestione vengono selezionate negativamente, e si osserverà dunque una maggiore presenza di individui con dimensioni maggiori di queste. Le specie dotate di prolungamenti di varia natura come braccia, spine e filamenti chitinosi, verranno anch'esse selezionate in funzione della possibilità del singolo individuo di non essere ingerito, consentendo maggiori probabilità di riproduzione e dunque di conservazione della caratteristica vantaggiosa. Questi meccanismi esprimono il risultato di una selezione indiretta e passiva della taglia delle alghe, che verte proprio sulle caratteristiche intrinseche degli individui espresse nell'arco delle stagioni, che non necessariamente si traducono in fenomeni di speciazione.

Nella biologia delle alghe sono contemplati inoltre, meccanismi di selezione delle dimensioni algali indotti dalla presenza di *grazers*, i quali, innescano una reazione attiva messa in atto dal fitoplancton. Un interessante esempio di questo comportamento, ci è offerto dalla plasticità fenotipica esibita da alcune specie di Cloroficee appartenenti ai

generi *Scenedesmus* e *Desmodesmus*, in grado di variare il numero di cellule costitutive di un cenobio, ovvero delle colonie con un numero di cellule fissato geneticamente. Le colonie, possono essere formate in alcuni casi da una singola cellula e possono arrivare sino ad otto, anche se tipicamente sono costituite da quattro elementi. Questa strategia consente, di incrementare la dimensione lineare massima della “particella alimentare” che risulta in fine meno agevole da ingerire. Tale meccanismo è facilmente riproducibile in laboratorio. Aggiungendo a delle colture con colonie a cellule singole di uno dei due generi, il mezzo filtrato ove erano cresciute e.g. delle Daphnie, si osserverà in pochi giorni la formazione di colonie a due, quattro od otto cellule, con una variazione dimensionale delle singole particelle potenzialmente ingeribili che varia da circa  $8 \times 5 \mu\text{m}$  a  $40 \times 6 \mu\text{m}$ , riducendo in questo modo la pressione di pascolo sulla popolazione, anche del 75% (LURLING, 2003). E’ molto interessante notare che, tra questi due generi, la più spiccata capacità alla formazione di colonie per induzione, sia manifestata dal genere che non presenta bracci, *Scenedesmus*, mentre *Desmodesmus* che presenta dei prolungamenti cellulari, è molto meno soggetto a questo tipo di strategia.

Molte specie algali inoltre, sono in grado di produrre sostanze che si rivelano tossiche per gli altri organismi, compresi i grazers. Il gruppo algale più rappresentativo da questo punto di vista è certamente quello dei Cianobatteri, alghe procariotiche in grado di produrre una ampia gamma di sostanze tossiche (si veda WILSON *et al.*, 2004 e letteratura ivi citata). Anche alcune specie delle Aptofite sono in grado di produrre sostanze allelopatiche.

Le osservazioni realizzabili attraverso l’analisi di un campione di fitoplancton sono, in ultima analisi, legate anche alla presenza di determinati pascolatori all’interno dell’ecosistema, i quali, definiranno la presenza di certe specie algali rappresentate nel campione preso in esame e di conseguenza le specie presenti nel sistema. In particolare, la composizione specifica del fitoplancton sarà influenzata dalla capacità dei singoli taxa di mettere a frutto le proprie caratteristiche intrinseche, che vengono messe in atto per fronteggiare il pascolamento e, di contro, la relativa capacità dei grazer di affrontarle.

#### 1.4. Risposta funzionale a *stress* e *disturbo*: il modello CSR

A partire dalla seconda metà del 1900 l'ecologo vegetale J. P. GRIME (1974, 1977, 1979, 2001) sviluppò un approccio all'ecologia vegetale basato sull'analisi degli elementi che determinano la distribuzione e l'abbondanza delle specie in un dato habitat.

Egli descrisse e distinse due gruppi di fattori: (i) fattori di *stress*, ovvero tutte quelle forzanti ambientali che esercitano un ruolo nella riduzione nella quantità di produzione primaria, in genere, attraverso la riduzione dei nutrienti disponibili e (ii) fattori di *disturbo*, ovvero quelle condizioni che inducono alla scomparsa delle specie, come l'incendio ed il taglio, od il permanere nel tempo di condizioni di stress come, l'erbivoria o la riduzione della quantità di luce disponibile.

Gli ambienti possono esibire tutte le combinazioni possibili dei livelli di intensità dei due parametri, ma le specie non sono in grado di sopravvivere in quegli habitat ove si verificano contemporaneamente elevati livelli, sia di stress che di disturbo. Gli ambienti dunque saranno meglio tollerati, o preferiti, da una data specie o gruppo di specie, in funzione di una certa combinazione dei due fattori. Questa differenziazione, costituisce la base della distribuzione spaziale e temporale in base alla quale, certi organismi sono chiaramente associati a determinate condizioni più di quanto non lo siano ad altre.

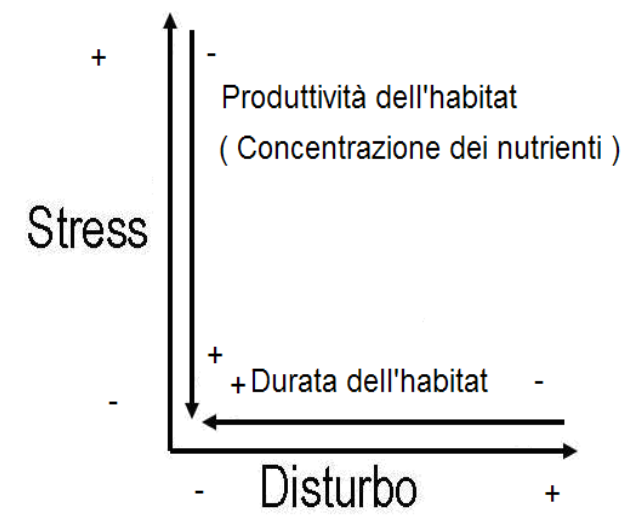
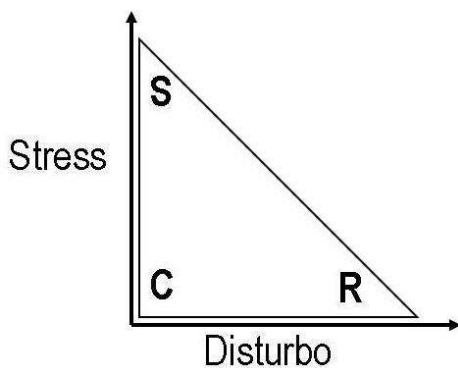


Figura 2 - Grafico relativo alle combinazioni tra stress e disturbo

Riportando su di un grafico cartesiano, l'incremento relativo al disturbo in ascissa e quello relativo allo stress in ordinata, sarà possibile identificare e descrivere l'ambiente in funzione della variazione delle forzanti ambientali prese in esame e rintracciare un'area entro la quale si disporranno le specie rilevate in un dato biotopo, in relazione alla combinazione dei fattori registrati nell'ecosistema. Quest'area del grafico, può essere altresì descritta dall'andamento della concentrazione dei nutrienti, che è direttamente correlata alla produttività, ed esprime l'intensità dello stress; e la durata dell'habitat nel tempo, che esprime l'intensità del disturbo. In altri termini, un incremento dello stress, indica una riduzione della produttività, mentre un incremento del disturbo esemplifica la progressiva diminuzione della durata dell'habitat o l'incremento di uno dei fattori di disturbo.

Ai vertici della superficie identificata dalle combinazioni dei parametri scelti, entro i quali è possibile registrare la presenza di organismi, Grime identifica tre "life-strategies" che denomina **CSR** sulla base dell'iniziale dell'aggettivo attribuito ai taxa che occupano una data posizione nel diagramma. Per bassi livelli di stress e disturbo osserveremo le specie indicate come "Competitive". A valori di stress più elevato, ma sempre a bassi valori di disturbo, saranno le specie "Stress-tolleranti" a possedere le caratteristiche adattative più funzionali al contesto in cui si trovano, mentre, nei casi in cui lo stress sia basso ed i fattori di disturbo si mostrino progressivamente più elevati, saranno le specie "Ruderali" a mostrare una più alta produttività. L'area caratterizzata da elevati livelli di stress e disturbo, identifica un contesto ambientale entro il quale le capacità di adattamento delle specie non sono bastevoli per il mantenimento delle proprie condizioni omeostatiche, né per lo sfruttamento delle risorse necessarie alla sopravvivenza.



Disturbo	Stress	Categoria di Grime
-	-	<b>C</b>
-	+	<b>S</b>
+	-	<b>R</b>

Figura 3 - Combinazioni di stress e disturbo e categorie relative categorie di Grime.

Studiando le caratteristiche delle specie che vengono riportate nel modello proposto da Grime, è possibile osservare come le specie competitive (**C**), in presenza di bassi livelli di stress, ovvero di abbondanti risorse, siano in grado di sfruttare al meglio e più rapidamente queste condizioni, grazie ad una serie di adattamenti specifici, come un rapido sviluppo del fogliame, un esteso apparato radicale, alte velocità di uptake, etc. . Le specie ruderali (**R**), sono in grado di rigenerarsi rapidamente e mantenere le popolazioni, anche a seguito di un episodio ad alto livello di disturbo, ovvero un evento distruttivo della popolazione, con strategie che includono la produzione di rizomi, abbondanti banche di semi, cisti, etc. . Infine, gli organismi stress-tolleranti (**S**) mostrano la capacità di sopravvivere anche in condizioni di scarsa disponibilità di una certa risorsa, come l'assenza di un nutriente specifico. Una delle strategie adottate dalle S-strategie, consiste nella capacità di reperire, immagazzinare e sfruttare delle riserve quando sia necessario, risultando in questo modo altamente efficienti e capaci di colonizzare ambienti preclusi ad altre specie, come deserti, terreni salati, calanchi, etc. .

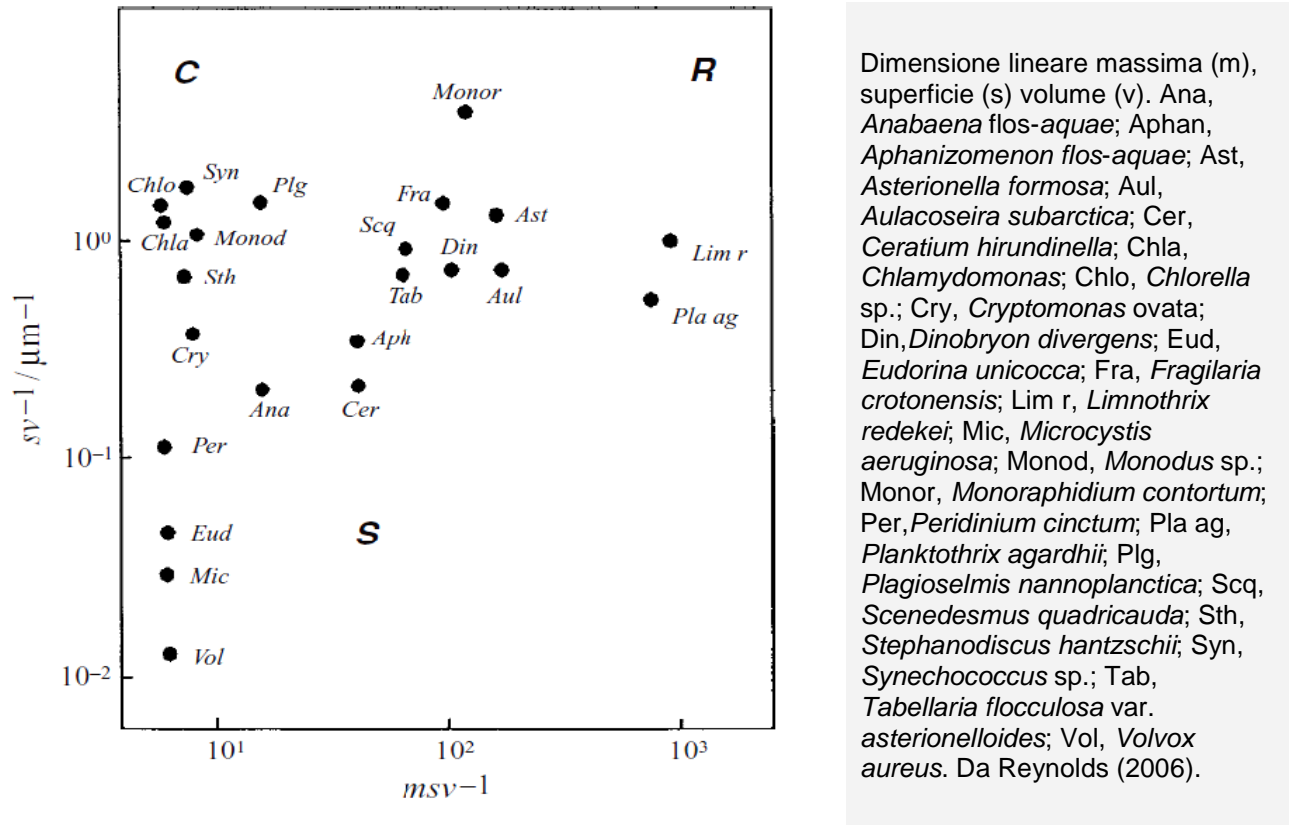
#### *1.4.1. Il modello CSR nell'ecologia del fitoplancton*

Il mondo entro il quale il fitoplancton vive, è costituito da una miscela di deficienze di differente intensità e frequenza, specialmente rispetto alla disponibilità ed accessibilità dei nutrienti e dell'energia solare richiesta per processarli. Procedendo lungo la colonna d'acqua è possibile registrare la progressiva diminuzione di intensità della radiazione solare, e nei laghi stratificati, l'incremento di concentrazione dei nutrienti. Lo svilupparsi di gradienti lungo la colonna d'acqua durante il trascorrere delle stagioni, ed in alcuni casi delle giornate, seleziona per una gamma di specie che siano in grado di affrontare al meglio l'andamento delle variabili ambientali.

Come messo in evidenza per capacità come l'uptake, la velocità di sedimentazione e la disposizione dei tilacoidi, lo sfruttamento delle varie combinazioni tra quantità di energia solare e nutrienti disponibili, in un determinato momento della vita del bacino, è in larga misura relazionato alle caratteristiche morfologiche degli organismi in sospensione lungo la colonna d'acqua.

La proiezione sul piano cartesiano delle caratteristiche morfologiche di alcune specie del fitoplancton, realizzata tramite i due descrittori della forma: rapporto superficie volume ( $sv^{-1}$ ) e prodotto tra dimensione lineare massima ( $m$ ) e rapporto superficie/volume ( $m \cdot sv^{-1}$ ),

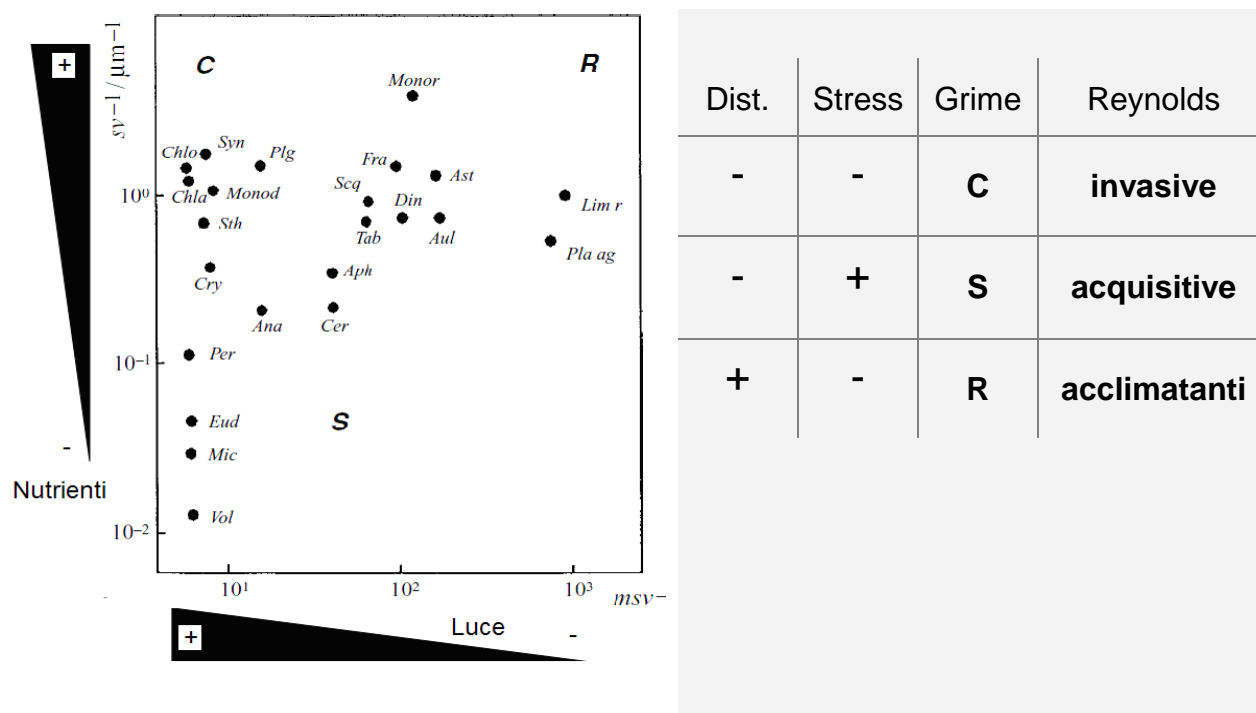
ha offerto la possibilità di effettuare delle importanti analogie con il modello di Grime. E' stato infatti ricondurre le specie, ancora una volta, all'interno di uno spazio triangolare descritto dalle tre principali strategie adottate dai vegetali.



**Figura 4 - Ordinamento morfologico di alcune specie di fitoplancton.**

La distribuzione delle specie all'interno di questo diagramma, esemplifica la combinazione dei principali fattori ambientali di stress e di disturbo descritti per il fitoplancton.





**Figura 5 - Grafico CSR di alcune specie del fitoplancton e relative categorie di Reynolds**

Riferendosi alle tre strategie del modello teorico di Grime, l'ecologo C.S. REYNOLDS (1984, 1997, 2006) assocerà alla strategia **C**, le specie dette "invasive", ovvero quelle specie che investiranno in una rapida crescita. Queste, sono di solito caratterizzate da forma sferica e piccole dimensioni: l'alto rapporto superficie volume, è tale da incrementare le velocità di uptake dei nutrienti e renderli disponibili per la crescita e la replicazione. Procedendo nel senso dell'incremento delle dimensioni, quindi della riduzione del rapporto  $sv^{-1}$ , si collocano le specie **S**, che vengono indicate come "acquisitive" per via della loro efficienza nel recuperare le risorse, spesso attraverso la motilità, investendo successivamente nello stoccaggio delle riserve. Le alghe funzionalmente identificate con S, sono generalmente di forma sferica o ellissoidale e sono caratterizzate dal possedere le dimensioni maggiori tra il fitoplancton, spesso sfruttando la formazione di colonie. Muovendoci in direzione della riduzione progressiva di una o due dimensioni, ci dirigiamo verso le specie all'angolo **R**. Quelle che vengono chiamate specie ruderali da Grime, vengono descritte nell'ecologia del fitoplancton come specie "acclimatanti", ovvero capaci di investire in una conversione ottimale della sorgente luminosa in energia chimica. Di forma generalmente allungata o appiattita, queste alghe

espongono la massima superficie possibile dei cloroplasti alla luce e riducono il percorso di questa attraverso il citoplasma.

Benché le proprietà morfologiche rappresentino dei meri surrogati di un più complesso scenario, la loro fedeltà di risposta risulta essere di notevole importanza (NASELLI-FLORES & BARONE, 2007).

Il modello rielaborato da Reynolds è applicabile sia a livello di popolazione, che a livello di *assemblage*. Nel primo caso ognuno dei descrittori morfologici potrà oscillare solo all'interno dei limiti di variazione massima caratteristici per una data specie. Quando invece l'entità di un qualsiasi parametro ambientale oltrepassa le capacità di adattamento morfologico della singola popolazione, prende inizio la sostituzione delle specie, manifestando un ulteriore adattamento ad un più alto livello organizzativo (NASELLI-FLORES *et al.*, 2007a). Gli ambienti acquatici supportano infatti un ampio numero di forme e dimensioni algali, sia già presenti nell'*assemblage*, che come propaguli pronti a svilupparsi non appena le condizioni risultino favorevoli. Attraverso l'osservazione della successione del fitoplancton, sia essa stagionale o mensile, è possibile osservare il passaggio da una strategia all'altra, in un modo che ricalca la variazione dei gradienti ambientali.

#### *1.4.2. I gruppi funzionali di Reynolds nell'ecologia del fitoplancton*

Nel contesto degli *assemblage* fitoplanctonici si inquadra la classificazione funzionale del fitoplancton formalizzata dallo stesso REYNOLDS e collaboratori nel 2002 e ancora sviluppata nel 2009 da PADISÁK e colleghi. Uno dei concetti trainanti di questo approccio è basato sulla considerazione che le comunità costituiscono dei descrittori delle condizioni ambientali, molto più efficaci di quanto non lo siano le singole specie. Questa classificazione, riunisce il fitoplancton in gruppi omogenei caratterizzati dalla condivisione di tratti morfologici, fisiologici e dalle esigenze ecologiche espresse in termini di sensibilità e tolleranza a determinati fattori ambientali, in "gruppi funzionali" o associazioni, denominati *coda*. Le specie all'interno dei gruppi sono pertanto associate ad habitat con determinate caratteristiche. Questo tipo di approccio ci consente di interpretare sia le caratteristiche dell'habitat, studiando la composizione del suo *assemblage*, ma anche, di prevedere quale sarà la composizione specifica di questo se ne modifichiamo le condizioni.

I due principali concetti che sottendono la teoria dei gruppi funzionali sono: (i) una specie ben adattata funzionalmente tollererà delle condizioni non ottimali indotte dall'azione di un qualsiasi fattore ambientale con più efficienza degli individui di una specie meno adattata; (ii) un habitat limitato da un qualsiasi fattore (luce, P, C, N, etc.), sarà popolato da quelle specie che posseggono gli adattamenti appropriati “per funzionare” in quel luogo, ma questo ovviamente non implica che quelle specie saranno necessariamente presenti. Di conseguenza, il termine ‘gruppo funzionale’ è sensibile sia al cluster di specie che a quel set di adattamenti che li posseggono. Suddividere le specie in gruppi funzionali richiede dunque una profonda conoscenza dell'autoecologia della singola specie o del gruppo funzionale (REYNOLDS *et al.*, 2002).

I gruppi funzionali riconosciuti attualmente riguardano circa tre dozzine di associazioni di specie fitoplanctoniche denominate con un codice alfanumerico e suddivise in base ai criteri di forma e funzione, tolleranza e sensibilità verso determinati fattori ambientali. Una breve descrizione degli habitat pertinenti è fornita inoltre con la descrizione delle specie assegnabili ad uno dei gruppi.

#### *1.4.3. Il fitoplancton come Risorsa Vegetale e strumento per il monitoraggio*

Lo studio dei popolamenti fitoplanctonici in termini di composizione specifica e di abbondanza relativa, rapportati alle variazioni delle caratteristiche chimiche e fisiche delle acque nel tempo, fornisce non solo un utile strumento per la comprensione dell'ecologia e della biologia delle alghe delle acque continentali, ma può costituire una integrazione alle strategie adottate per la gestione della risorsa idrica, oltre che naturalmente, dell'intero ecosistema entro il quale giacciono i bacini presi in esame.

Per quanto concerne l'analisi della variazione dei parametri ambientali, sia di origine antropica che naturale, l'approccio offerto dall'utilizzo dei gruppi funzionali può fornire sia un mezzo per la valutazione dello stato ecologico di un dato sistema, che uno strumento utile alla gestione dei biotopi, al fine di poter prevedere e prevenire ad esempio, possibili fioriture algali nei bacini artificiali utilizzati a scopo potabile, con il conseguente aumento delle concentrazioni di microcistine nelle acque, oppure, le possibili alterazioni a carico della base della comunità presenti in un dato corpo idrico, che possono in ultima analisi, esercitare un effetto bottom-up sulle reti trofiche ed inficiarne le caratteristiche.

L'analisi ed il monitoraggio del fitoplancton sono finalizzati ad una migliore comprensione dei fenomeni che regolano la composizione degli *assemblages* nei corpi d'acqua continentali, in generale attraverso l'analisi di ambienti con diverse caratteristiche ecologiche relative all'idrologia, all'idroperiodo, alle concentrazioni dei sali disciolti, alla disponibilità dei nutrienti e ad altri parametri ambientali, sia di origine biotica che abiotica.

Il fitoplancton infatti, costituisce un elemento ecologico chiave degli ecosistemi acquatici, attraverso il quale fluisce l'energia all'interno degli ecosistemi. Esso richiede procedure di campionamento relativamente semplici, tecniche di analisi, tempi di lavorazione e analisi dei campioni che non impiegano di solito delle lunghe attività da parte dell'operatore (24 ore per misure di biomassa, da 6 a 72 ore per misure di densità fitoplanctonica e riconoscimento tassonomico), e hanno inoltre costi contenuti. Le alghe rappresentano un ottimo indicatore dei cambiamenti dello stato trofico e degli impatti a breve termine, come l'arricchimento in nutrienti che determina un incremento della biomassa, della produzione primaria, della frequenza di *blooms* algali oltre che dei cambiamenti nella composizione in specie. Inoltre, il fitoplancton risponde a variazioni di parametri di natura chimico-fisica ed idrodinamica, è stato infatti osservato come variazioni di temperatura e di salinità inducono variazioni sulle caratteristiche delle comunità. Peraltro, esiste in letteratura un'ampia disponibilità di dati sul fitoplancton negli ambienti di acqua dolce, relativamente a misure di biomassa, densità cellulare, ricchezza in specie, struttura tassonomica e struttura in taglia, tali da essere confrontate con i dati raccolti localmente.

#### *1.4.4. Ipotesi di lavoro*

L'attenzione rivolta nei confronti del gruppo ecologico rappresentato dal fitoplancton risiede nella sua capacità di rendersi utile nello studio e nella valutazione delle condizioni in cui versa un dato ecosistema acquatico. Grazie alla sua rapida risposta rispetto alle variazioni dei parametri ambientali esibita sia a livello di popolazione che di comunità, consente, unitamente allo studio dei parametri ambientali misurati, di utilizzarlo come strumento di interpretazione dell'ecosistema. I veloci tempi di generazione delle specie algali consentono infatti un efficace monitoraggio delle trasformazioni subite dall'ambiente. Grazie alla presenza delle specie rare o poco abbondanti è possibile risalire inoltre alle condizioni pregresse di un ecosistema acquatico, poiché esse ne rappresentano

la memoria ecologica del sistema; ovvero il registro delle passate condizioni oltre che quelle potenzialmente esprimibili in una fase successiva del biotopo ed entro le quali, cambiato lo scenario competitivo, possono svilupparsi in maniera dominante (PADISÁK, 1992). Lo studio delle specie più abbondanti inoltre, permette di valutare quali siano le forzanti ecologiche trainati nel momento dell'analisi, ovvero quel complesso di fattori concomitanti che incentivano la riproduzione di una data specie rispetto alle altre, rendendola dominante durante un determinato periodo.

Lo svolgimento del presente lavoro, si propone lo scopo di adottare una serie di approcci moderni nell'ambito dell'ecologia e innovativi nell'ambito della limnologia, cercando di testarne l'applicabilità anche in quei contesti, come gli stagni temporanei mediterranei, entro i quali le discussioni sulle possibilità di utilizzo sono ancora in una fase di sviluppo e la letteratura ancora scarna.

L'analisi della componente fitoplanctonica svolta nel corso dei tre anni del dottorato di ricerca si è posta quindi come obiettivo, non soltanto la possibilità di validare l'efficacia dei metodi proposti in letteratura, ma anche l'opportunità di comprendere al meglio l'andamento dei gradienti ambientali sfruttando lo stesso approccio, attraverso una serie di linee teoriche che poggiano proprio sull'analisi di questi e sulla loro influenza sulla componente ecologica oggetto di questo lavoro: il fitoplancton. Per raggiungere questi obiettivi si è ricorso ad alcuni strumenti statistici che, tramite una restituzione grafica e matematica dei dati, riescono a descrivere l'andamento delle forzanti ambientali dominanti. L'ipotesi iniziale che ci si è posti, consisteva nella verifica della possibilità di "rivedere", attraverso l'analisi dei gruppi funzionali del fitoplancton nel tempo, la storia pregressa di un dato ecosistema, la storia delle forzanti ambientali che hanno modellato l'abbondanza e la frequenza dei gruppi del fitoplancton, ed in fine sfruttando queste osservazioni, valutare le condizioni generali di un dato bacino.

L'idea che i gruppi funzionali del fitoplancton descrivano determinate condizioni ambientali in maniera omogenea e per molti versi univoca, indipendentemente dalle specie presenti al suo interno ed indipendentemente dal luogo di campionamento, sottende il concetto che gruppi uguali (rilevati anche in ambienti e/o tempi diversi) debbano necessariamente associarsi alle medesime condizioni ecologiche e dunque segregare in posizioni simili nel caso vengano condotte delle analisi attraverso indici di similarità. Uno degli aspetti più interessanti, nel caso dell'analisi comparative di più data-set, è che i

gruppi funzionali che vengono registrati in ambienti e/o tempi differenti, dovrebbero riuscire a descrivere non soltanto la sommatoria delle forzanti ambientali, ma potrebbero anche associarsi in funzione del loro biotopo di origine, grazie alla condivisione delle caratteristiche condivise da coda provenienti da uno stesso sistema.

## 2. Materiali e Metodi

### 2.1. Parametri abiotici

Per la raccolta di campioni volti alle analisi chimiche si è ricorso all'ausilio di una bottiglia a chiusura automatica tipo Van Dorn. I campioni utili alla determinazione dei principali nutrienti disciolti ( $\text{PO}_4^{3-}$ ;  $\text{NO}_3^{2-}$ ;  $\text{NH}_4^+$ ), fosforo e azoto totale, sono stati raccolti contemporaneamente al fitoplancton. Per l'analisi dei nutrienti, i campioni così raccolti, sono stati filtrati su filtri in fibra di vetro Whatmann GF/C e conservati a  $-20\text{ }^\circ\text{C}$  sino al momento dell'analisi. I nutrienti, il fosforo totale e l'azoto totale sono stati analizzati in base ai metodi della APHA, 1992 o in base a TARTARI & MOSELLO, (1997).

In ogni campionamento si sono rilevati, tramite l'utilizzo di sonde multiparametriche, i valori di temperatura dell'acqua, pH, conducibilità elettrica a  $20\text{ }^\circ\text{C}$ , percentuale di saturazione dell'ossigeno.. La trasparenza dell'acqua è stata misurata utilizzando un disco di Secchi bianco di 30 cm di diametro. Durante ogni data di campionamento in fine, sono state rilevate le dimensioni dei bacini: profondità, lunghezza, larghezza per effettuare successivamente il calcolo del volume d'acqua invasato.

I dati relativi alle precipitazioni ed alle temperature mensili sono quelli riferiti alle stazioni meteorologiche più vicine ai siti di campionamento. La posizione delle stazioni nei pressi dei corpi idrici studiati sono state fornite dall' Ufficio Idrografico Regionale (Dipartimento dell'Acqua e dei Rifiuti - Osservatorio sulle Acque) o dal Servizio Informativo Agrometeorologico Siciliano (SIAS).

Per il Gorgo di Rebuttone sono stati richiesti ed elaborati i dati di due stazioni meteorologiche: la numero 315 (Monreale Bifarera, UTM 4193612 ; 356465; 730 m s.l.m.) e la numero 275 (Monreale Vigna d' Api, UTM 4210177; 342278; 630 m s.l.m.).

#### 2.1.1. Calcolo del bilancio idrologico per il Biviere di Gela

Il bilancio idrologico annuale ( $D_{tot}$ ) calcolato per il periodo 1968–2006 è stato eseguito secondo la formula:

$$D_{tot} = D_l + D_c$$

dove  $D_l$  e  $D_c$  rappresentano rispettivamente, il bilancio idrico per il lago e per il bacino imbrifero. Il bilancio idrico per il lago è stato ottenuto calcolando la formula:

$$D_l = (R - E_d) A_l$$

dove  $R$  rappresenta le precipitazioni annuali,  $E_d$  il tasso annuale di evaporazione calcolato dalla formula di Meyer (NATALE *et al.*, 2007) ed  $A_l$  corrisponde alla superficie del lago. Il contributo del bacino imbrifero è stato stimato considerando un tasso medio di infiltrazione delle acque pari al 25% delle precipitazioni (MANNO *et al.*, 2007)

$$D_c = (0.75 \cdot R - E_c) \cdot A_c$$

con  $E_c$  pari all'evapotraspirazione potenziale annuale (calcolata in base a THORNTHWAITE (1948), utilizzando un software disponibile su internet all'indirizzo <http://www.fmulas.net/geologia/evapo/>) ed  $A_c$  superficie planare del bacino imbrifero. Nel calcolo dei valori annuali di  $E_c$ , il suo contributo mensile  $E_i$  doveva essere uguale alla piovosità mensile  $R_i$  quando  $R_i < E_i$ . (MADONIA *et al.*, 2006). I flussi delle acque sotterranee sono in genere difficili da calcolare e questo obiettivo esula da quelli proposti in questo lavoro. In accordo a MANNO *et al.* (2007) è stato ipotizzato che questi debbano essere strettamente correlati allo scorrimento superficiale. I dati sulle precipitazioni e sulle temperature dell'aria, registrati nella vicina stazione meteorologica di Gela sono stati forniti dal Ufficio Idrografico della Regione Siciliana.

## **2.2. Parametri biotici: conteggi e calcolo della biomassa**

Durante le sessioni di campionamento sono stati raccolti campioni sia qualitativi che quantitativi di fitoplancton. I campioni quantitativi di fitoplancton sono stati prelevati sub-superficialmente e fissati *in situ* con soluzione iodo-iodurata (liquido di Lugol) in una bottiglia da 100 ml in vetro scuro per prevenire la degradazione del conservante. Tale campione è stato utilizzato per il conteggio delle cellule algali.

In ogni sito ed per ogni data di campionamento, è stata condotta una raccolta pelagica di campioni qualitativi di fitoplancton, tramite il trascinalimento lungo la colonna d'acqua di retini in monofilamento con apertura di maglia da 25  $\mu\text{m}$ . Questo campione è stato utilizzato per l'identificazione delle specie, condotta con l'ausilio della più aggiornata letteratura algologica disponibile. Il campione così raccolto consente di ottenere grandi



quantità di individui, agevolando la raccolta dei dati biometrici utili al calcolo dei descrittori morfologici e del biovolume delle singole popolazioni.

I campioni prelevati per l'analisi quantitativa delle specie fitoplanctoniche vengono posti a sedimentare in apposite camere di sedimentazione in plexiglass con fondo trasparente e capacità da 10 ml, per un periodo di 24-48 ore. Il conteggio degli organismi fitoplanctonici è stato effettuato utilizzando il metodo di Utermöhl con l'ausilio di un invertoscopio ZEISS Axiovert 100. Il calcolo della densità delle singole popolazioni viene eseguito mediante la formula:

$$(C At) (Af F V)^{-1} \quad \text{ind. ml}^{-1}$$

dove:  $C$ , numero di individui contati;  $At$ , area totale del fondo della camera;  $Af$ , area di un campo;  $F$ , numero di campi contati;  $V$ , volume del campione nella camera (UTERMHÖL, 1958).

Il calcolo della biomassa algale è stato eseguito secondo il metodo proposto da HILLEBRAND *et. al* (1999). Il metodo prevede la misurazione di un gruppo di individui della stessa specie. Gli organismi vengono assimilati a solidi geometrici noti e ne viene calcolato il biovolume. Dal valore medio del biovolume della singola specie, assumendo che gli organismi fitoplanctonici siano isodensi con l'acqua, viene stimata la biomassa delle singole popolazioni moltiplicando il biovolume medio per i valori di densità delle singole specie.

### **2.3. Attribuzione ed uso dei gruppi funzionali (CODA)**

La conoscenza delle dimensioni e della geometria dei singoli taxa, oltre che della loro auto-ecologia, consente l'inserimento in uno dei gruppi funzionali indicati da REYNOLDS *et al.* 2002 aggiornati da PADISÁK *et al.* 2009 (vedi Allegato 2), sia nel caso di specie già inserite all'interno dei *coda* presenti in letteratura, che di specie con analoghe caratteristiche morfologiche ed esigenze ecologiche non ancora assegnate a questi. La costruzione dei gruppi funzionali sulla base delle associazioni fitoplanctoniche descritte consente di avere un quadro delle successioni stagionali, a livello di assemblage, molto più complesso, poiché il modello di risposta sarà elaborato non più dall'analisi nel tempo delle singole specie dominanti all'interno di caratteristiche relative al modello CSR, ma da

complessi che prevedono l'ingresso in gioco di più variabili, i *coda*, i quali sono a loro volta costituiti da molte specie. Ancora una volta, l'analisi dei gruppi potrà riguardare una singola unità di campionamento, oppure la dinamica dei gruppi nel tempo, incrementando in questo modo il livello di informazione ottenuta e consentendo di estrapolare trend di sviluppo ed inferire sulla sommatoria delle forzanti ambientali. L'analisi della variazione dei gruppi funzionali nel tempo, restituirà attraverso una analisi dell'andamento della biomassa fitoplanctonica dei gruppi fitoplanctonici, un quadro della variazione delle caratteristiche ambientali stagionali.

L'analisi comparativa dei gruppi funzionali registrati in ambienti e tempi differenti, compiuta sfruttando le tecniche di ordinamento descritte più avanti, consente una valutazione delle proprietà intrinseche di questi ed offre una caratterizzazione dei siti di appartenenza.

#### **2.4. Analisi, trasformazione ed ordinamento statistico dei dati**

L'analisi dei dati prevede, oltre allo studio dei grafici di andamento stagionale dei parametri biotici (tempo/biomassa) ed abiotici (tempo/variabile misurata), l'utilizzo di tecniche di statistica multivariata e classificazione, al fine di valutare sia attraverso l'analisi diretta che indiretta dei gradienti, la presenza di pattern, di cicli stagionali e/o di raggruppamenti che descrivano al meglio determinate condizioni ambientali. L'approccio che prende in considerazione gli *assemblage* nel loro complesso consente di comprendere quali forzanti stiano agendo in un determinato momento in dato un biotopo, in maniera più leggibile rispetto all'analisi delle forzanti agenti sulle singole specie.

L'utilizzo delle tecniche di statistica multivariata, è orientato all'interpretazione del complesso dei gradienti delle variabili che agiscono sugli ecosistemi e che descrivono la distribuzione degli elementi presi in considerazione (specie, classi o coda). Nel caso delle analisi dirette, vengono quindi utilizzate le matrici relative alle variabili ambientali per la costruzione di vettori che indicano l'intensità e la direzione del gradiente, sui quali, attraverso una regressione multipla (*constrained*, ovvero "forzata"), vengono distribuiti i punti relativi all'elemento studiato, che descrivono la relazione tra quest'ultimo e il vettore relativo alla variabile considerata. Questa forma di analisi restituisce dei bi-plot, ove vengono lette in maniera multivariata le informazioni sulla distribuzione, e.g. dei coda (i

punti), in relazione alle variabili ambientali inserite nel modello (i vettori) (JONGMAN *et al.*, 1995, BLASIUS & GREENACRE, 1998, TER BRAAK & ŠMILAUER, 2002).

Questi strumenti soffrono però, proprio della caratteristica di effettuare delle regressioni multiple che cercano il “best-fit”, ovvero la distribuzione matematicamente migliore per i punti relativamente ai vettori (QUINN & KEOUGH, 2002). Questo processo, che può in alcuni casi deformare l’interpretazione di alcuni parametri, è di interessante ausilio durante le indagini esplorative. Di fatto nel nostro caso, questo tipo di analisi viene scelto sempre come supporto all’interpretazione della distribuzione dei dati relativi alla biomassa nella comprensione dei gradienti ambientali, durante le analisi di tipo indiretto.

La principale tecnica di analisi indiretta dei gradienti adottata in questo lavoro, prevede l’utilizzo del Multi Dimensional Scaling (MDS) (KRUSKAL & WISH, 1978) che, attraverso lo studio della distribuzione dei dati nei grafici, consente di comprendere ed interpretare per via indiretta, l’agente od il complesso di agenti, responsabili della topografia dei punti proiettati sul piano. Il metodo MDS raggruppa gli “oggetti” in base alla loro similarità consentendo di relazionarli in funzione di determinate caratteristiche. Nel caso dei gruppi funzionali la relazione viene effettuata con i principali gradienti ambientali, in modo da ottenere un quadro sintetico delle condizioni istantanee dell’ambiente, attraverso l’analisi di un determinato campione, e/o di confrontare l’andamento di campioni raccolti nel tempo. In quest’ultimo caso, la restituzione del dato consta di una lettura temporale delle forzanti ambientali, ed offre dunque una sintesi della sommatoria dei principali gradienti che determinano la disposizione dei coda sul piano. Attraverso l’analisi dei grafici è possibile inoltre porre in risalto il comportamento stagionale dei vari gruppi funzionali e, attraverso l’eventuale proiezione sul piano del grafico (in modo non *constrained*), dei vettori rappresentanti le variabili ambientali misurate, constatare a quale di queste quel determinato cluster di gruppi funzionali stia rispondendo.

Lo svolgimento di tutte le analisi è stato subordinato alla costruzione di matrici sia con i dati ambientali che biologici. Tutte le analisi di tipo indiretto e le successive valutazioni ricavate da queste, hanno subito quindi un confronto con analisi di tipo diretto che sfruttano insieme alle matrici di dati biologici, anche quelle relative ai dati ambientali raccolti.

Successivamente alle fasi di calcolo della biomassa algale precedentemente descritta, il database ottenuto dall’andamento dei fattori biotici ed abiotici nel tempo è stato utilizzato

per la costruzione di matrici a due vie contenenti in colonna le date di campionamento ed in riga i valori del parametro da valutare. Le matrici comprendenti l'andamento dei principali parametri ambientali, sia quelli misurati in campo (pH, temperatura, etc. vedi sopra), che quelli relativi alle stazioni meteorologiche, sono state successivamente ridotte eliminando i parametri fortemente autocorrelati.

I data-set contenenti i valori di biomassa sono stati utilizzati per la costruzione di matrici sintetiche, sia con i valori ottenuti riudendo le specie in classi filogenetiche, che ordinando in gruppi funzionali, da queste, sono stati eliminati i raggruppamenti che non hanno raggiunto il 5% (o in alcuni casi l' 1%) di biomassa totale nel complesso delle date di campionamento.

La presenza nelle matrici di un ampio numero di valori pari a zero e/o di differenze tra i singoli dati di biomassa corrispondenti in alcuni casi a due ordini di grandezza, ha reso necessaria la trasformazione dei dati grezzi in modo da ridurre il peso delle specie (o dei raggruppamenti) più abbondanti (LEGENDRE & GALLAGHER, 2001). Le matrici sono state dunque sottoposte ad una serie di trasformazioni esplorative al fine di rintracciare la conversione dei dati grezzi più idonea.

In particolare sono state testate le tre seguenti trasformazioni alternative  $y=$ :

- $\log(x+1)$
- $\sqrt{x}$
- $\sqrt[4]{x}$

dove  $x$  corrisponde al valore di biomassa per la singola classe o codon per la relativa data di campionamento (od altra unità di campionamento), ed  $y$  al valore trasformato. Sono stati inoltre costruiti, ove necessario, dei grafici esplorativi di tipo box-plot per la rappresentazione del campione in quartili, che consente l'indagine grafica della distribuzione probabilistica dei dati e permette di verificare l'entità della trasformazione ottenuta (MASSART *et al.*, 2005).

In seguito alla rielaborazione dei dati grezzi si è proceduto alla costruzione delle matrici triangolari di similarità per la successiva applicazione sia delle tecniche di classificazione che di ordinamento, come indicato in FEOLI & ORLÒCI, 1991. Queste ultime sono state realizzate tramite l'applicazione dell'indice di dissimilarità di Bray-Curtis (BRAY & CURTIS, 1957):

$$\delta_{jk} = \frac{\sum_{h=1}^s |Y_{hj} - Y_{hk}|}{\sum_{h=1}^s |Y_{hj} + Y_{hk}|}$$

dove  $Y_{hj}$  e  $Y_{hk}$  sono i “punteggi” della specie  $h$  rispettivamente nel campione  $j$  e  $k$  e  $\delta_{jk}$  è la similarità tra il campione  $j$  e  $k$  sulla base di tutte le specie  $s$ . Il valore di questo indice può variare da 0 (due campioni identici) e 1 (nessuna specie in comune). Le matrici di dissimilarità così ottenute sono state sottoposte sia a classificazione con Cluster Analysis (UPGMA: *Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*) che ad ordinamento con *non-metric Multi Dimensional Scaling* (nMDS). Per ognuno dei grafici ottenuti è stato calcolato il valore dello stress (KRUSKAL & WISH, 1978), che offre una misura sulla bontà di interpretazione dei grafici MDS. La costruzione delle matrici triangolari e la successiva classificazione ed ordinamento sono state svolte grazie all’ausilio del software libero “PAST” (HAMMER *et al.*, 2001) o “PRIMER-E” (CLARKE & GORLEY, 2006). L’analisi indiretta (*unconstrained*) dei gradienti effettuata tramite nMDS è stata rieseguita caso per caso anche con Principal Component Analysis (PCA), focalizzando l’attenzione sulle correlazioni tra i campioni. I valori di questi ultimi sono stati previamente centrati e standardizzati.

Il rapporto tra la composizione della comunità e le variabili ambientali, in termini sia di gruppi funzionali che di classi filogenetiche, è stato in alcuni casi analizzato in via esplorativa attraverso la procedura BioEnv (CLARKE & WARWICK, 2001). Questa consente di mettere in relazione le matrici dei gruppi funzionali (o delle specie, o delle classi) con le variabili ambientali sfruttando il coefficiente di correlazione dei ranghi di Spearman (si veda: FRITZ, 1974). Questa tecnica consente di validare quali siano le variabili responsabili, da sole od in concorso con altre, della presenza di determinati gruppi.

L’analisi diretta (*constrained*) dei gradienti è stata svolta con Canonical Correspondence Analysis (CCA) sfruttando quindi, anche la matrice relativa all’andamento dei parametri ambientali, in modo da interpretare l’andamento delle biomasse delle classi o dei gruppi funzionali imputabile alle variabili ambientali misurate. Per lo svolgimento di PCA e CCA, si è fatto ricorso al software “CANOCO™ for Windows™ 4.5”, (TER BRAAK

& ŠMILAUER, 2002). Anche in questo caso le matrici sono state importate nel programma e trasformate. Per ognuna delle CCA prodotte è stata eseguito un test di permutazione “Monte Carlo” (499 permutazioni) per verificare la significatività sia per il primo asse che per l’intero modello.

#### *2.4.1. Comparazione dei gruppi funzionali nei siti di studio*

Per la comparazione dei tre ambienti studiati, sono state condotte analisi che sfruttano le stesse tecniche di ordinamento precedentemente descritte. In particolare si è focalizzata la nostra attenzione sul nMDS (SHEPARD, 1962, KRUSKAL, 1964) che, grazie alla versatilità offerta dalla possibilità di utilizzo di indici di similarità differenti, consente di effettuare un confronto sulla risposta ottenuta con questi, oltre naturalmente all’opportunità di valutare la solidità dei grafici grazie alle letture del valore di stress. Per lo svolgimento dello studio comparativo dei tre sistemi si è ricorso alle matrici di biomassa relativa ai gruppi funzionali. La scelta di utilizzo di questo tipo di dati è stato subordinato agli esiti ottenuti attraverso le analisi esplorative e non, svolte sulle matrici di biomassa delle classi e dei gruppi funzionali dei singoli bacini, sia con analisi dirette che indirette, che hanno consentito in ultima istanza di concretizzare il confronto del gruppo di matrici sfruttando solo quella considerata come più informativa, quella relativa ai gruppi funzionali.

Le singole matrici di biomassa relative dei gruppi funzionali dei tre ambienti, sono state sintetizzate in unità mensili, in modo da ottenere un dato omogeneo e confrontabile. Successivamente le colonne pertinenti al mese sono state condensate, per valutare l’andamento medio mensile durante l’anno all’interno del sito. Per ottenere la ciclicità stagionale nello sviluppo delle successioni fitoplanctoniche i dati mensili relativi ai singoli coda sono stati assemblati cronologicamente, mentre per la realizzazione di segmenti temporali sovrapponibili, sono stati eliminati i mesi non condivisi dai tre ambienti. In particolare, questo processo di resezione delle matrici, si è reso necessario soltanto per quella pertinente il Biviere di Gela, ed esclusivamente per il mese di Settembre. Le tre matrici omogenee così ottenute contenevano dunque per ogni sito, in colonna il mese e in riga il codon.

L’applicazione delle analisi statistiche è stata condotta in prima istanza, sul complesso dei gruppi funzionali, allo scopo di verificare se fossero in grado di segregare in funzione delle loro caratteristiche ecologiche intrinseche e dunque di sottolineare la presenza di

pattern di qualche natura. In fine, il confronto è stato effettuato solo sui gruppi funzionali presenti in tutti e tre gli ecosistemi, sia sfruttando le matrici di biomassa assoluta, che quelle di biomassa relativa dei coda, ognuna delle quali ha ovviamente subito tutti i processi di trasformazione dei dati, volte all'utilizzo dello strumento statistico prescelto.

## **2.5. I siti di studio**

Gli ambienti selezionati per lo svolgimento della presente ricerca sono stati scelti sia in funzione della presenza di determinate caratteristiche ambientali, che della disponibilità di serie di dati pregressi, in modo da potere effettuare a posteriori una comparazione con i data-set elaborati anche grazie alle successive campagne di campionamento. La scelta dei siti di studio è stata indirizzata verso degli ecosistemi mediterranei che mostrano una gamma di caratteristiche piuttosto eterogenea. Questo orientamento è stato adoperato al fine di poter valutare in diversi ambiti di applicazione l'approccio teorico precedentemente descritto, in contesti ecologici come gli stagni mediterranei, che, all'interno del panorama limnologico, non vengono di solito analizzati in base a questo metodo. Il disegno di ricerca ha quindi previsto una preventiva analisi dei data-set disponibili presso il nostro laboratorio, per i quali in prima misura fosse consistente la presenza di una serie di dati stagionali, sia della frazione abiotica che biotica degli ecosistemi, confrontabili in termini di durata. La scelta degli ambienti presi in considerazione per questo studio, è stata rivolta in fine verso l'analisi e la comparazione di tre limno-ecosistemi. Due di questi ambienti selezionati sono rappresentati da stagni temporanei mediterranei, mentre il terzo ambiente preso in esame è costituito da un piccolo lago costiero permanente, soggetto negli ultimi anni a notevoli alterazioni della sua idrologia, tanto da renderlo per certi versi confrontabile alle condizioni ecologiche tipiche di ambienti temporanei. Tutti e tre gli ambienti sono di origine naturale e ricadono all'interno del territorio regionale siciliano.

### *2.5.1. Biviere di Gela*

Con i suoi quasi 2.5 km di lunghezza massima, il Biviere di Gela, posto nel sud della Sicilia a pochi km dalla città di Gela e a circa 2 km dalla linea di costa, (37°01'20'' N, 01°53'30'' E) rappresenta uno dei più estesi laghi naturali permanenti in Sicilia (1.2 km<sup>2</sup>). Il lago (Lacus Gelonius), ricordato da Plinio il Vecchio nel suo *Naturalis Historia*, ricade all'interno della RNO omonima e del SIC ITA050001 e costituisce un importante luogo

per la sosta dell'avifauna migratoria e non. Dal punto di vista geologico il bacino imbrifero ricade all'interno della serie gessoso-solfifera caratterizzata da argille, marne e rocce evaporitiche che contribuiscono in maniera rilevante alla concentrazione dei sali disciolti, conferendo al lago la sua natura salmastra. La principale fonte di approvvigionamento idrico (oltre il 90%) è di origine meteorica (MANNO *et al.*, 2007). Il deflusso avviene attraverso le infiltrazioni in falda e l'evaporazione superficiale. Il lago è inoltre collegato al Lago di Licodia (Invaso Dirillo) tramite un canale, attraverso il quale possono venire convogliate le acque verso il Biviere di Gela.

La flora dell'area circostante il lago è caratterizzata da diverse specie igrofile come *Phragmites australis* (Cav.) Trin. e *Scirpus maritimus* (L.) Palla, mentre al suo interno è possibile rilevare le igrofile *Potamogeton pectinatus* L., *Ceratophyllum demersum* L. e la macroalga *Ulva sp.*. Dal punto di vista fitosociologico, la vegetazione si distribuisce secondo ben distinte serie dinamiche in relazione alla natura del suolo ed al gradiente di umidità. In particolare essa è rappresentata da aspetti sommersi dei *Potametea*, e da associazioni elofitiche del *Phragmition*, dello *Scirpion compacti* e del *Magnocaricion*. Si rinvenivano pure nelle stazioni più sabbiose associazioni degli *Juncetea maritimi* (BRULLO & SCIANDRELLO, 2006). L'area del Biviere di Gela è caratterizzata da un clima tipicamente mediterraneo con inverni miti e piovosi alternati ad estati calde ed aride.

L'analisi è stata condotta attraverso il confronto di dati relativi alla composizione e struttura del fitoplancton raccolti durante una recente campagna di campionamenti (2005-2007) con quelli raccolti nello stesso sito nel periodo 1987-1988 (si veda: BARONE *et al.*, 2010).

### 2.5.2. Gorgo di Rebuttone

Il Gorgo di Rebuttone ricade nel territorio del comune di Altofonte, Palermo (38°01'42" N; 13°19'36" E), ed è sito nell'omonima valle tra le Serre di Rebuttone ed il complesso roccioso della Moarda. Esso è collocato esattamente in un'ansa ricavata nel perimetro che delimita il SIC ITA020026 (Monte Pizzuta, Costa del Carpineto, Moarda). Il luogo è citato dall'Idrisi in un testo del 1182, dove si descrive la presenza nell'area di una stazione di sosta per i viaggiatori, inoltre è stato oggetto di ricerche anche da parte del Parlatore il quale lo riporta nel suo "*Flora Panormitana*" come luogo tipico di rinvenimento di alcune specie della flora da lui descritte.



Posto ad una quota di 720 m s.l.m., il bacino è rappresentato da uno stagno temporaneo mediterraneo di origine naturale, con dimensioni che raggiungono nelle fasi di massimo invaso circa 45 m nel diametro maggiore. Le acque del Gorgo si raccolgono in una depressione del terreno impermeabilizzata da argille, ricavata nelle rocce circostanti di origine sedimentaria costituite principalmente da carbonato di calcio e di magnesio.

L'inizio della fase di invaso si colloca generalmente nel periodo autunno-invernale e prosegue fino al prosciugamento estivo, che in alcuni anni può anche non verificarsi. Nei mesi tra novembre e marzo-aprile, la pianta igrofila più abbondante è *Glyceria fluitans* (L.), mentre tra le alghe metafitiche si registra *Spyrogira* sp. che costituisce delle ampie formazioni lungo il perimetro sommerso dello stagno. Il bacino rappresenta un importante sito riproduttivo per gli anfibi anuri *Discoglossus pictus* Otth e *Bufo bufo* (L.) Nei periodi di invaso lo stagno viene utilizzato come abbeveratoio per piccole mandrie di bovini ed equini o come luogo di sosta per gli escursionisti delle zone limitrofe (BARONE *et al.*, 2006). Nonostante il carattere temporaneo delle acque invasate la popolazione locale è solita introdurre periodicamente ittiofauna alloctona. In particolare, nei vari anni di campionamento è stato possibile osservare: *Gambusia holbrooki* Girard, *Carassius auratus* L., *Cyprinus carpio* L. e *Perca fluviatilis* L. .

Nei periodi di secca, rigogliose comunità terofitiche si sviluppano nell'area precedentemente occupata dalle acque, queste sono favorite nella crescita dai nutrienti rilasciati nel suolo del bacino dalle deiezioni del pascolo estivo e dalla morte dei pesci. Il prato così formato è alla base della comunità terricola estiva, oltre ad essere sfruttato come area di pascolo.

I dati disponibili per l'analisi di questo ambiente sono quelli relativi ad un periodo di campionamento che interessa la fase finale del periodo di invaso conclusosi nel 2007 ed il ciclo completo svoltosi nell'anno successivo, in un periodo che attraversa il 2007 e il 2008.

### 2.5.3. Stagno di Santa Rosalia

Lo Stagno di Santa Rosalia (38°10'12'' N; 13°21'03'' E), collocato sul promontorio roccioso di Monte Pellegrino ad una quota di circa 400 m s.l.m., è rappresentato da un piccolo bacino temporaneo di origine naturale. Inserito in un rimboschimento a Pini (*Pinus halepensis* Mill.) ed Eucalipti (*Eucalyptus globulus* Labill.), il bacino ricade all'interno della RNO "Monte Pellegrino", che è anche interessata dal SIC ITA020014. La roccia

madre sulla quale giace il corpo idrico è costituita da sedimenti di età Cretacea impermeabilizzati da argille, tipico prodotto della dissoluzione delle rocce calcaree. Una delle sponde del bacino è stata rimaneggiata nella seconda metà del 1900 attraverso la costruzione di una diga in calcestruzzo alta circa due metri e mezzo, in modo da incrementare il volume dello stagno nella fase di invaso, durante la quale, le dimensioni del bacino raggiungono circa 50 m di diametro. E' doveroso ricordare, da parte di uno studente di limnologia, che lo Stagno è stato teatro di attente osservazioni effettuate dall'ecologo americano G. E. HUTCHINSON, considerato uno dei padri della materia. Nel un suo celebre articolo "*Homage to Santa Rosalia: or why are there so many kind of animals?*" pubblicato sull'*American Naturalist* nel 1959, lo scienziato si pone degli interessanti quesiti sulla biologia evolutiva degli animali acquatici, implementando i concetti di nicchia ecologica ed esclusione competitiva ed effettuando considerazioni sull'ecologia delle acque interne in generale. Grazie alle osservazioni compiute dall'analisi di questo stagno, egli propone in fine la Santa come patrona della limnologia.

L'analisi è stata effettuata tramite il confronto della serie di dati disponibile per il periodo 1998–2000 (NASELLI-FLORES & BARONE, 2002), con quelli resisi disponibili durante le nostre recenti campagne di monitoraggio dell'invaso effettuate durante il 2009.



**Figura 6 - Gorgo di Rebuttone durante la fase asciutta**



**Figura 8 - Gorgo di Rebuttone durante la fase umida**

**Figura 7 - Biviere di Gela**



**Figura 9 - Stagno di Santa Rosalia in fase di prosciugamento**



### 3. Risultati

#### 3.1. Biviere di Gela

##### 3.1.1. Andamento delle variabili meteorologiche

Osservando l'andamento complessivo delle precipitazioni medie annue per il periodo 1968-2006 è possibile riscontrare come esse mantengano una distribuzione intorno ad una media annuale di circa 360 mm (Fig. 10a). Per quanto riguarda invece le precipitazioni medie mensili, effettuando il confronto tra i periodi 1968-1986 e 1987-2006, è possibile osservare uno spostamento temporale nella comparsa delle precipitazioni con un decremento delle piogge primaverili ed un incremento di quelle invernali (Fig. 10b). Diversamente da quanto osservato per l'andamento della piovosità, le temperature medie annue subiscono un progressivo innalzamento durante l'intero periodo 1968-2006 (Fig. 10c), inducendo un incremento nei valori di evaporazione nel lago e di evapotraspirazione nel bacino imbrifero, elemento desunto dal calcolo del bilancio idrologico (Fig. 10d).

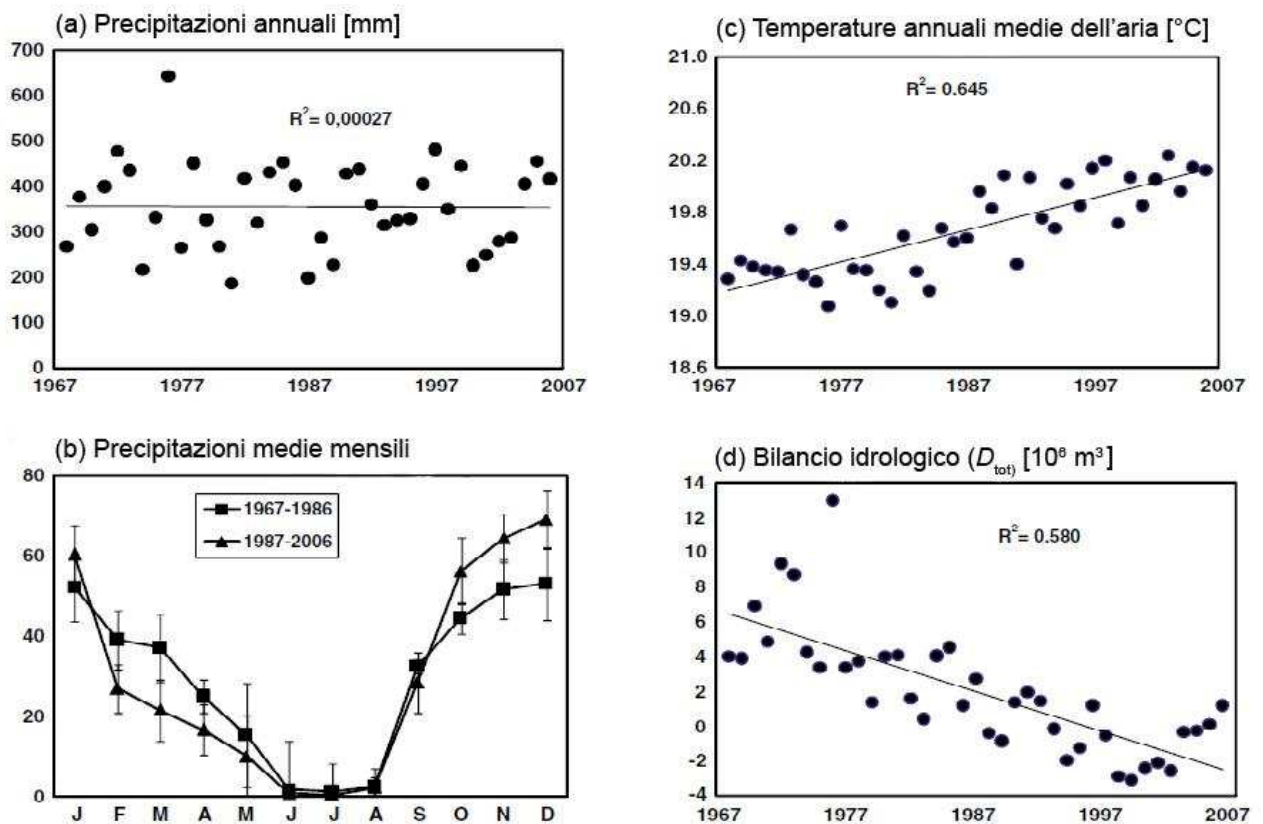


Figura 10 - Biviere di Gela: andamento di alcuni parametri meteorologici; a) precipitazioni annuali, b) media delle precipitazioni mensili, c) temperatura media dell'aria, d) bilancio idrologico (Da: BARONE *et al.*, 2010).

### 3.1.2. Variabili limnologiche

Dalla comparazione dei valori riportati nella Tabella 1 è possibile osservare una progressiva eutrofizzazione, provocata dall'incremento dei nutrienti disponibili nell'ecosistema che ha indotto una crescita della biomassa fitoplanctonica. E' infatti possibile notare come la biomassa algale sia variata da  $1.02 \text{ mg l}^{-1}$  a  $23.2 \text{ mg l}^{-1}$ . In concomitanza di questa, anche i valori pertinenti alle concentrazioni di fosforo totale e clorofilla *a*, hanno subito un progressivo innalzamento. Le letture della profondità di scomparsa del disco di secchi confermano la presenza di una maggiore concentrazione algale nel bacino. Oltre ai dati presenti in tabella 1, è necessario riportare le ampie fluttuazioni stagionali che la profondità delle acque hanno subito nel periodo 1987-1988, esse sono comprese tra 6.4 e 7.5 m (Fig. 11). I valori di conducibilità elettrica hanno mostrato variazioni comprese tra 2.3 e  $2.7 \text{ mS cm}^{-1}$ . Per il periodo 2002-2004 si registra un livello delle acque inferiore ad 1.6 m che ha provocato la suddivisione del lago in due sub-unità. Per ripristinare il livello, acque a basso contenuto salino provenienti dal Lago Dirillo, sono state riversate nel Biviere nel Dicembre 2004, causando un forte aumento della profondità ed un repentino crollo dei valori di conducibilità elettrica, da circa 10 a meno di  $1.5 \text{ mS cm}^{-1}$ . Questa pratica si è protratta negli anni a seguire per mantenere costantemente la profondità intorno ai 3.5 m.

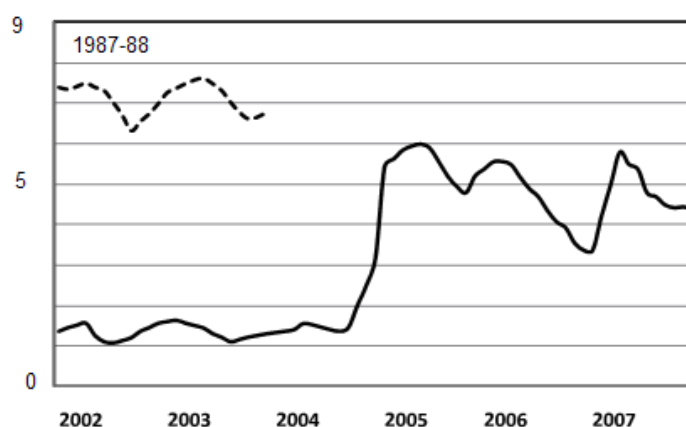


Figura 11 - BdG. Variazioni della profondità nei due periodi presi in esame

### 3.1.3. Composizione ed abbondanza del fitoplancton

In accordo con la maggiore disponibilità di nutrienti, nel periodo 2005-2007 la biomassa algale complessiva aumenta di un ordine di grandezza rispetto al 1987-1988 (Fig. 12). Si

osservano picchi in primavera ed all'inizio dell'estate dovuti a *Prymnesium parvum* N. Carter e *Tetraselmis cordiformis* (N. Carter) nel 2005, *Aphanizomenon ovalisporum* Forti nel 2006 ed ancora *T. cordiformis* nel 2007.

Considerando la distribuzione percentuale delle classi algali, la successione stagionale nel 1987-1988 (Fig. 13a) si mostra caratterizzata in inverno da Criptofite e Diatomee rappresentate principalmente dalla specie salmastra *Chaetoceros muelleri* Lemmermann. Un ricco gruppo di specie di Euglenofite caratterizza invece il periodo estivo insieme a Dinoflagellati *Ceratium hirundinella* (Müller) e *Peridinium* spp.. Nel tardo inverno, agli inizi della primavera ed in autunno, si riscontra un nutrito gruppo di Clorofite Clorococcali, sia unicellulari che coloniali.

Anche il periodo 2005-2007 è caratterizzato da un andamento decisamente stagionale delle classi algali (Fig. 13b). In confronto con il lasso di tempo precedentemente descritto, è possibile verificare come le Diatomee vengano sostituite, in inverno, dall'Aptofita *Prymnesium parvum* mentre in estate il fitoplancton risulta essere nettamente dominato dai Cianobatteri *Aphanizomenon ovalisporum*, *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) e *Pseudanabaena limnetica* (Lemmermann), soprattutto nel 2006, anno di maggiore abbassamento del livello delle acque del lago. Contemporaneamente, le Clorofite sono abbastanza rappresentate durante l'intero anno e mostrano uno spostamento dalle piccole alghe Clorococcali, unicellulari e/o coloniali, verso la più grande unicellulare *Tetraselmis cordiformis* (N. Carter), (Volvocales). Le Euglenofite ed i Dinoflagellati risultano in questa serie di campioni praticamente assenti.

Parametro	Unità	1987-1988		2005-2007	
		media	DS	media	DS
Fosforo totale	µg l <sup>-1</sup>	45.5	22.4	175.3	93.8
Clorofilla a	µg l <sup>-1</sup>	4.22	0.93	35.7	9.03
Disco di Secchi	m	1.92	0.61	0.85	0.63
Biomassa Fitoplanctonica	mg l <sup>-1</sup>	1.02	0.45	23.2	19.9
Fosforo reattivo solubile	µg l <sup>-1</sup>	3.75	1.84	14.6	10.7
N-NO <sub>3</sub>	µg l <sup>-1</sup>	82.6	65.5	225.4	111.4
N-NH <sub>4</sub>	µg l <sup>-1</sup>	22.5	14.8	47.0	22.4

**Tabella 1 – BdG. Variabili limnologiche**



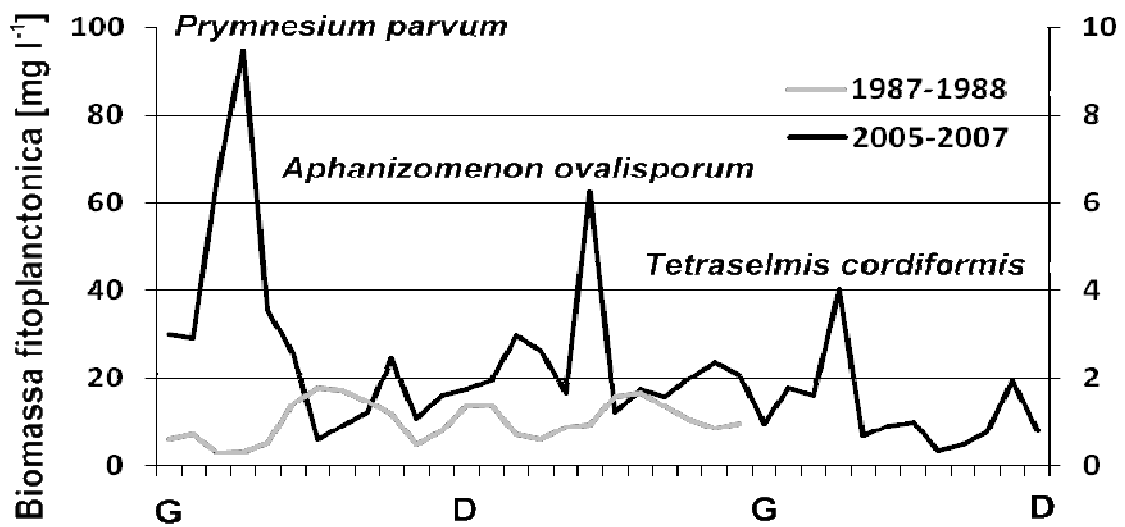


Figura 12 - BdG. Andamento della biomassa totale e specie dominanti. Si notino i diversi ordini di grandezza delle due scale

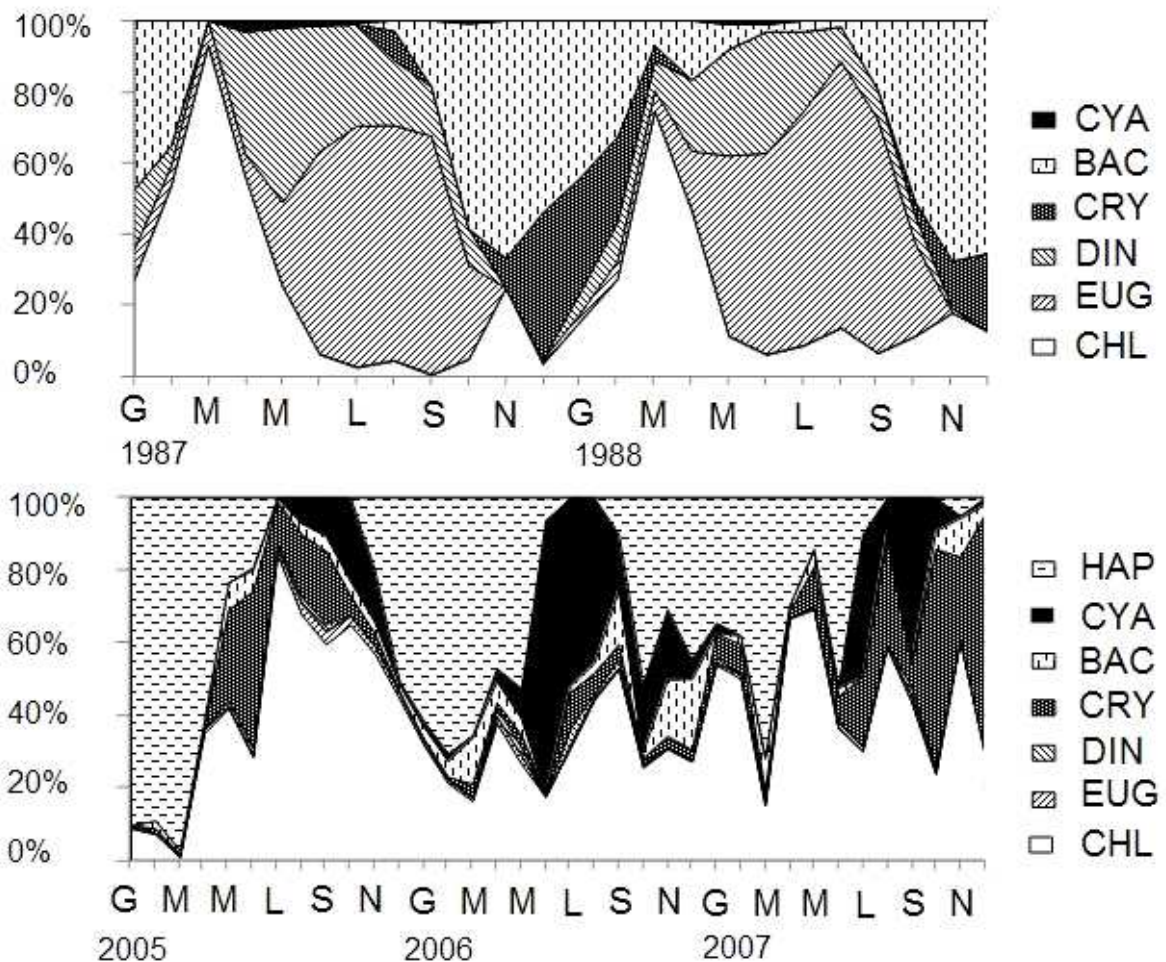


Figura 13 - BdG. (a): successione stagionale (in percentuale sul totale della biomassa) delle classi algali nel periodo 1987-1988. (b): successione nel periodo 2005-2007. (HAP: Aptofite, CYA: Cianofite, BAC: Bacillariofite (diatomee), CRY: Cryptofite, DIN: Dinofite, EUG: Euglenofite, CHL: Clorofite)

Codon	Specie	Anno		Classe
		1987-88	2005-07	
<b>C</b>	<i>Chaetoceros muelleri</i> Lemmermann	x		BAC
	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing		x	BAC
	<i>Cyclotella</i> spp.		x	BAC
	<i>Stephanodiscus</i> sp.	x		BAC
<b>D</b>	<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenberg) Lewin &		x	BAC
<b>F</b>	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	x	x	CHL
	<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille	x		CHL
	<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli		x	CHL
	<i>Oocystis</i> sp.	x	x	CHL
<b>G</b>	<i>Tetraselmis cordiformis</i> (Carter) Stein		x	CHL
	<i>Chlamydomonas</i> spp. Ehrenberg		x	CHL
<b>H1</b>	<i>Anabaenopsis elenkini</i> Miller		x	CYA
	<i>Aphanizomenon ovalisporum</i> Forti		x	CYA
<b>J</b>	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson	x		CHL
	<i>Scenedesmus</i> spp.		x	CHL
	<i>Tetraedron minimum</i> (Braun) Hansgirg		x	CHL
	<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) West & West		x	CHL
	<i>Siderocelis</i> spp.		x	CHL
<b>K</b>	pico Chlorococcales	x		CHL
<b>L0</b>	<i>Peridinium</i> sp.1	x		DIN
	<i>Peridinium</i> sp.2	x		DIN
<b>L<sub>M</sub></b>	<i>Ceratium hirundinella</i> (Müller) Dujardin	x		DIN
<b>N</b>	<i>Cosmarium</i> spp.		x	CHL
<b>P</b>	<i>Closterium aciculare</i> West	x		CHL
	<i>Fragilaria</i> sp.	x		BAC
<b>S1</b>	<i>Pseudoanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komarek		x	CYA
<b>S<sub>N</sub></b>	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Wolosz.) Seena. &		x	CYA
<b>T</b>	<i>Planktonema lauterbornii</i> Schmidle	x		CHL
<b>W1</b>	<i>Euglena</i> spp.	x		EUG
	<i>Phacus</i> spp.	x		EUG
<b>W2</b>	<i>Strombomonas</i> sp.	x		EUG
	<i>Trachelomonas</i> spp.	x		EUG
<b>X1</b>	<i>Monoraphidium</i> spp.	x	x	CHL
<b>X2</b>	<i>Prymnesium parvum</i> Carter		x	HAP
	<i>Hymenomonas</i> sp.		x	HAP
	<i>Chrysochromulina</i> sp.		x	HAP
<b>Y</b>	<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	x		CRY
	<i>Cryptomonas marsonii</i> Skuja	x		CRY
	<i>Cryptomonas</i> spp.	x	x	CRY

**Tabella 2 - BdG. Specie algali riscontrate nei due periodi di indagine. Sono riportati i coda in cui sono stati raggruppati gli organismi, la loro presenza nei due periodi e la classe di appartenenza. BAC: Bacillariophyceae (Diatomee), CHL: Chlorophyceae, CRY: Cryptophyceae, CYA: Cyanophyceae, EUG: Euglenophyceae, HAP: Haptophyceae.**



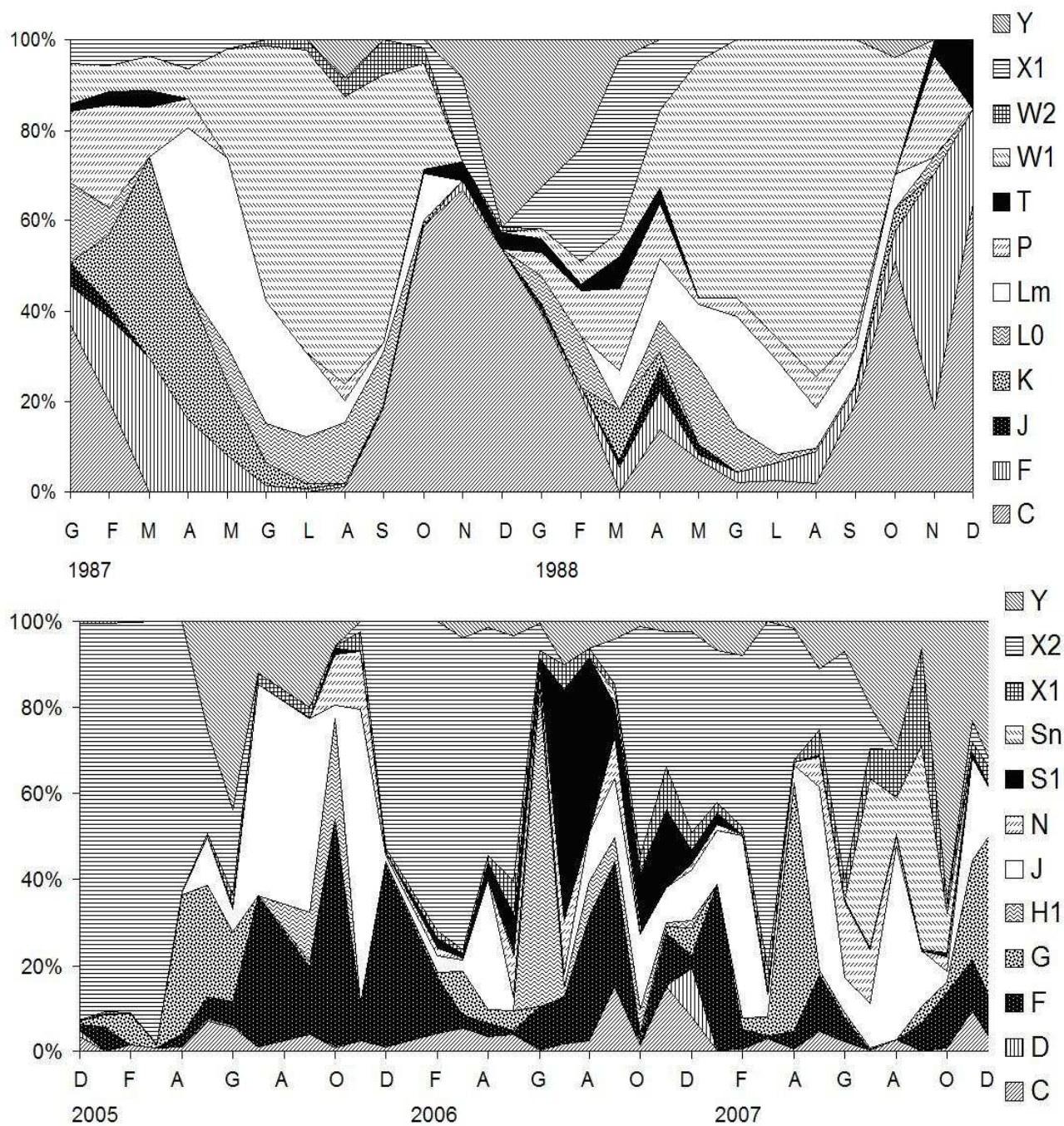


Figura 14 - BdG. Andamento stagionale dei gruppi funzionali, 1987-1988 in alto e 2005-2007 in basso.

### 3.1.4. Andamento dei gruppi morfo-funzionali nel Biviere di Gela

Come è possibile osservare dai grafici di distribuzione percentuale dei coda nel Biviere di Gela (Fig. 14), in entrambi i periodi presi in esame si osserva un andamento stagionale nella comparsa dei gruppi algali. I gruppi dominati nel primo periodo sono: **C**, **Lm** e **W1**. Mentre nel secondo periodo questi corrispondono a: **X2**, **F** ed **G**.

### 3.1.5. Analisi statistica

I diagrammi di ordinamento nMDS ottenuti dal raggruppamento in gruppi funzionali riportati in Fig. 15, mostrano valori di stress rispettivamente di 0.18 per il 1987-1988 e di 0.15 per il 2005-2007. Grazie al confronto effettuato con i grafici ottenuti dalle matrici delle singole specie e delle classi, sia con PCA che con CCA (grafici non mostrati), si osserva una migliore risoluzione dei dati, rispetto alla sommatoria delle variabili ambientali, esemplificata nel nMDS dalla descrizione delle due arre che identificano una concreta stagionalità. I campioni mostrano un andamento temporale dei gruppi funzionali e le loro posizioni reciproche permettono di individuare, in entrambi i periodi, la stagione estiva e quella invernale. Nei due periodi è presente lo stesso numero di gruppi funzionali, ma soltanto 5 di questi coda (**C**, **F**, **J**, **X<sub>1</sub>**, **Y**) risultano condivisi dai due periodi. In alcuni casi le specie incluse nei gruppi non sono le stesse. Il codon **C**, rappresentato principalmente da *Chaetoceros muelleri* nel 1987-1988 è costituito principalmente da *Cyclotella meneghiniana* nel 2005-2007 mentre il codon **J** è più ricco di specie nel 2005-2007 che nel 1987-1988. Inoltre, la comparsa dei gruppi condivisi nei due differenti periodi, mostra uno spostamento dall'autunno/inverno (1987-1988) alla primavera/estate (2005-2007) di questi.

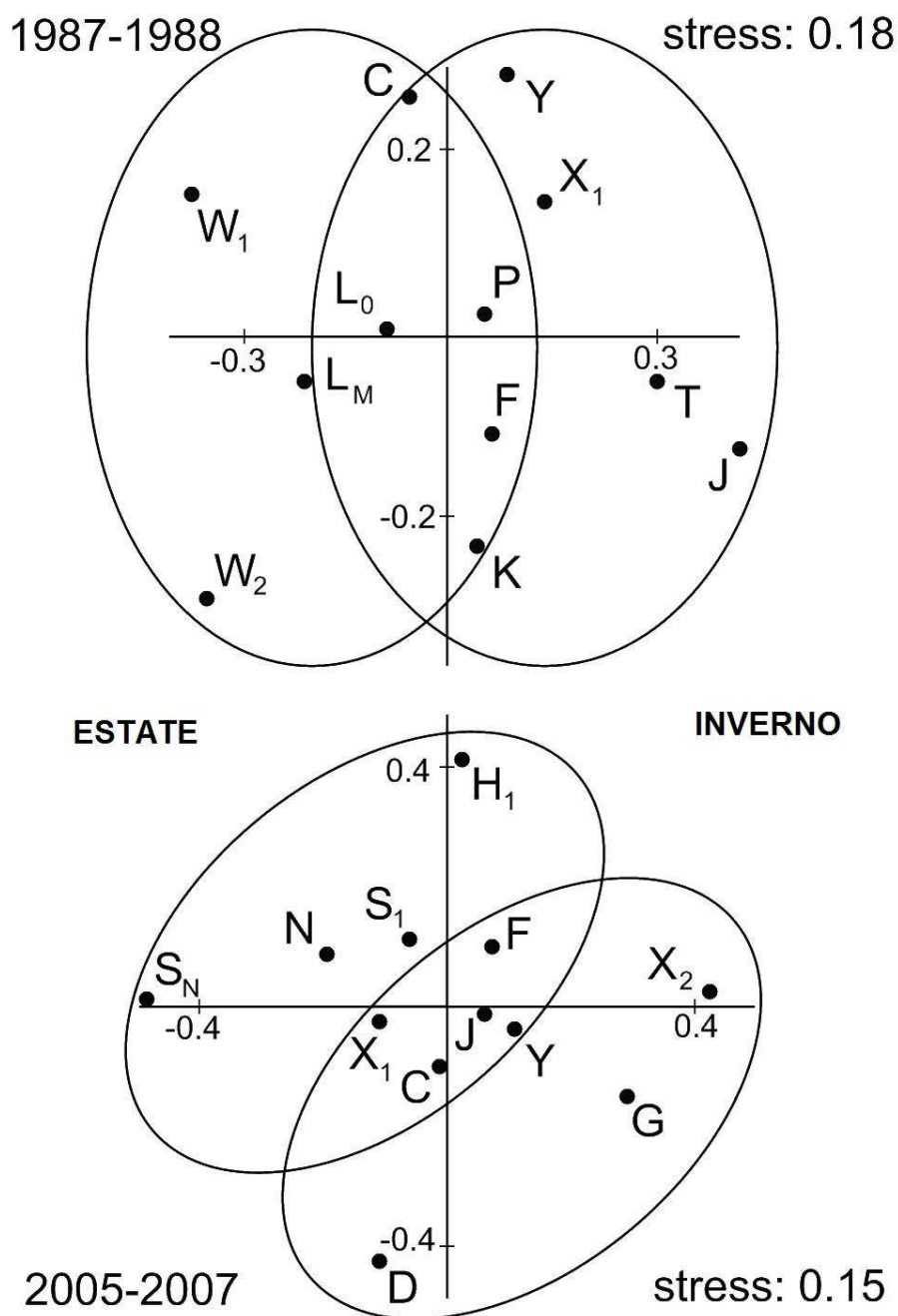


Figura 15 - BdG. Grafici nMDS (indice di Bray-Curtis) pei i due periodi di campionamento, 1987-88 in alto, 2005-07 in basso.

### 3.2. Gorgo di Rebuttone

#### 3.2.1. Andamento delle variabili meteorologiche

Grazie ai dati forniti dal SIAS è possibile osservare durante il primo anno di campionamento come le piogge, che erano state abbondanti sin da Dicembre, cominciano dalla fine Marzo in poi a diminuire, in concomitanza dell'aumento della temperatura media dell'aria (Fig. 16).

Nel secondo periodo si osserva una concentrazione delle precipitazioni in autunno, tra Ottobre e Dicembre ed è invece riscontrabile una minore piovosità nel pieno della stagione invernale. A cominciare da Marzo fino all'inizio dell'Aprile 2008 i mesi sono caratterizzati da abbondanti piogge primaverili e dall'innalzamento delle temperature successivamente al picco negativo raggiunto durante una gelata occorsa nel Febbraio del 2008.

E' interessante notare come, ad una quasi totale uguaglianza nelle precipitazioni medie annue nei due periodi, corrisponda un importante differenza nei due periodi di campionamento in merito alle temperature medie annue, che sono secondo, inferiori di alcuni gradi centigradi.

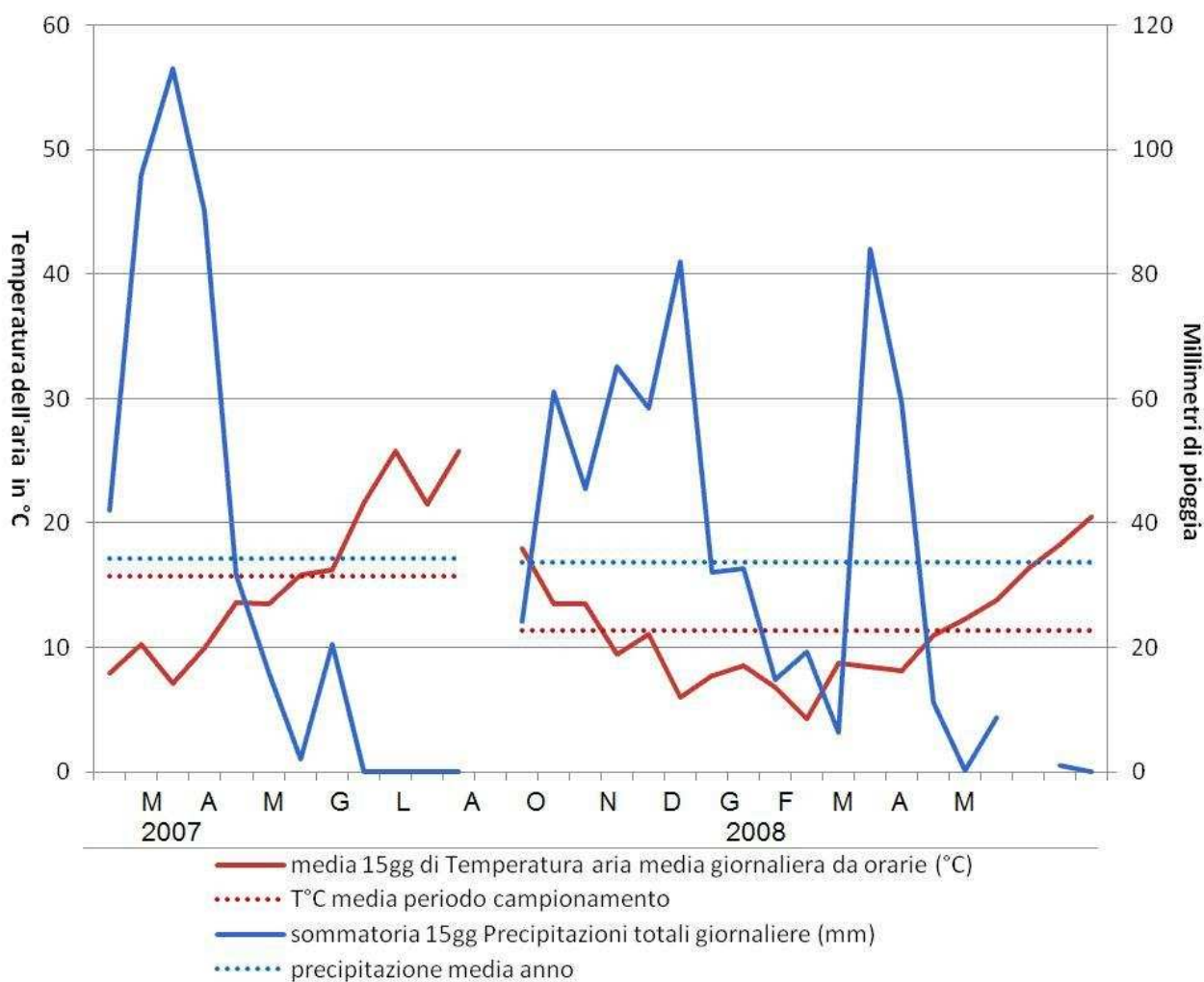


Figura 16 - Gorgo di Rebuttone: diagramma ombrotermico.

### 3.2.2. Variabili limnologiche

Il primo periodo di monitoraggio è stato caratterizzato da una durata di invaso e da un volume d'acqua discretamente superiori a quelli registrati nel secondo momento di studio, durante il quale si osserva un periodo di invaso più breve, dimensioni del bacino inferiori e fluttuazioni del livello delle acque un poco più marcate, fatto quest'ultimo che ha influito in maniera sostanziale sull'andamento dei principali parametri limnologici.

Durante il primo anno il volume del Gorgo cresce progressivamente nella stagione invernale raggiungendo il suo massimo, pari a 4076 m<sup>3</sup> nella primavera del 2007, lasciando il passo alla successiva fase di prosciugamento. Durante il secondo anno invece, il volume massimo (2712 m<sup>3</sup>) sarà raggiunto nel periodo invernale, nel dicembre del 2008.

Le temperature (Fig. 17) del bacino hanno oscillato nel corso dei due anni attraverso un range di valori compresi tra circa 6 e 26 °C , in funzione della quantità di radiazione solare ricevuta, mostrando dunque un andamento rapportabile alle condizioni climatiche locali, andamento questo, espresso anche dai valori registrati per la conducibilità elettrica (Fig. 17) che ha esibito valori compresi tra circa 100 e 500/600  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . Questo parametro, esprimendo la concentrazione dei soluti, è espressione dell'influenza dell'effetto dell'evaporazione indotto dalla radiazione solare.

Le acque del stagno sono state mediamente interessate da una percentuale di saturazione di ossigeno (Fig. 18) generalmente maggiore del 100%, con una media annua di 101.8% nel primo anno e di 109.81% nel secondo, sottolineando le fasi di maggiore richiesta respiratoria nell'ecosistema, esibite durante le fasi di prosciugamento. La registrazione dei valori di pH (Fig. 18), si è mossa attraverso condizioni connesse probabilmente alle conseguenze dell'effetto tampone legato agli incrementi nella biomassa fotosintetica. Il valore massimo, pari a 9.2, è stato infatti registrato nelle fasi di maggiore concentrazione algale, mentre il valore minimo di 7.5, e quelli vicino a questo, sono stati registrati durante quelle fasi ove la biomassa fitoplanctonica assumeva valori minori.



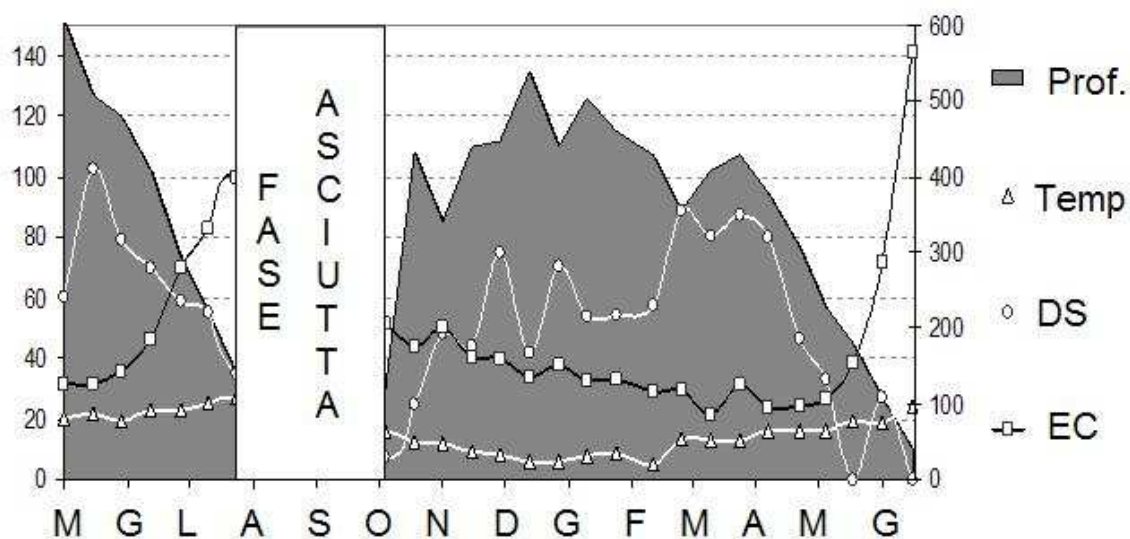


Figura 17 - GdR. (Scala a sinistra): andamento della profondità in cm (Prof.), temperatura in °C (Temp), profondità di estinzione del Disco di Secchi in cm (DS) e (scala a destra) della conducibilità elettrica in  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (EC).

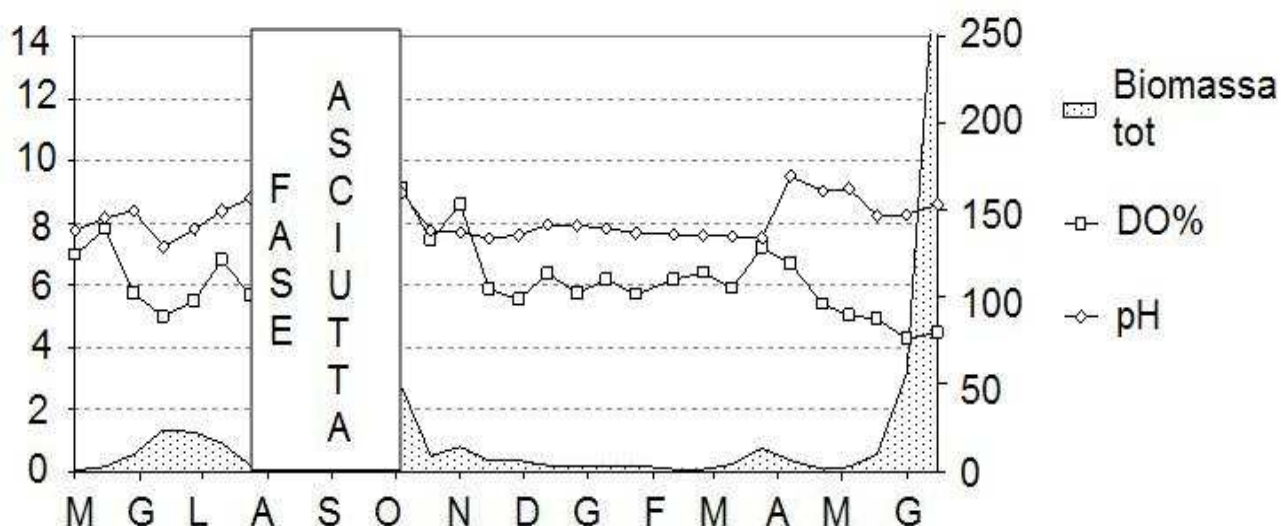


Figura 18 - GdR. (scala destra): andamento della biomassa fitoplanctonica totale in  $\text{mg l}^{-1}$  (Biomassa tot), percentuale di ossigeno disciolto (DO%) e (scala a sinistra), pH.

### 3.2.3. Composizione ed abbondanza del fitoplancton

La prima fase di prelievo di campioni ha preso inizio tra la fine della primavera 2007 e l'inizio dell'estate dello stesso anno, per proseguire fino al completo prosciugamento del sito (Fig. 19). La seconda fase ha invece attraversato un intero ciclo di invaso/prosciugamento. Il primo gruppo di dati mostra come la fase finale di invaso di entrambi i periodi, sia caratterizzata dalla presenza di organismi flagellati in grado di muoversi lungo la colonna d'acqua. Un ricco assemblages di specie appartenenti alle

Euglenofite (EUG) (max 90.27%, il 18/07/2007) e, seppur con una percentuali minori, alle Dinofite (DIN) (max 65.33%, il 6/06/2007), marca le fasi conclusive delle successioni stagionali del fitoplancton del gorgo. Nel primo periodo, varie specie di Euglenofite non loricate rappresentano con la loro biomassa percentuali che superano l'80% sul totale delle classi. Specie come *Euglena* cf. *clavata*, il taxon più rappresentato, ed *E.* cf. *caudata* hanno contribuito infatti per quasi la totalità della biomassa totale. Le Euglenofite loricate invece, sono rappresentate principalmente (in ordine di abbondanza) da *Trachelomonas volvocina* Ehrenberg, *T.* cf. *intermedia*, *T.* cf. *similis* ed altre specie del genere *Trachelomonas*, raggiungendo al massimo circa il 20% sul totale. Di contro, nel successivo periodo, la distribuzione delle specie appartenenti alle euglenofite subisce una inversione a favore delle specie in possesso di lorica, ad esempio *T. intermedia* arriva a costituire circa l'80% del totale delle specie. I dinoflagellati, nella fase finale del primo anno sono principalmente rappresentati da *Peridiniopsis* cf. *cunningtonii*, *Peridinium* sp. e *Gymnodinium* sp. , mentre nel secondo anno, fa la sua comparsa *Peridinium* cf. *volzii* che subentra a scapito di *Peridinium* sp. .

Per quanto concerne le altre classi, è possibile mettere in evidenza come la presenza di Cianofitee (CYA) nel secondo anno di campionamento sia anticipata di circa un mese rispetto all'anno precedente. I cianobatteri del gorgo durante il primo anno appartengono principalmente al genere *Anabaena* (*Anabaena planctonica* Brunth. e *Anabaena* sp.), mentre nel secondo, seppur con esigui biovolumi, fanno la loro comparsa anche *Anabaenopsis elenkinii* Miller ed una specie di *Anabaena* non identificata sino all'ultimo livello tassonomico. Quest'ultima entità tassonomica è caratterizzata dalla presenza di aerotopi. Inoltre, nel primo anno di campionamento è stato possibile osservare la presenza della glaucofita (GLA) *Glaucocystis nostochinearum* Itzigsohn, che ha costituito il 15.62% della biomassa totale e che non sarà registrata durante il successivo anno di analisi.

Rispetto alla fase iniziale e centrale del periodo di invaso, per la quale sono disponibili dati solo per il secondo anno, possiamo notare come le Clorofite (CHL) e le Euglenofite si alternino nel dominare la composizione del fitoplancton del bacino. Nei mesi invernali più freddi, risulta inoltre importante il contributo alla biomassa complessiva offerto da *Chrysochromulina parva* Lackey, unica specie del gruppo delle Aptofite (HAP) rilevata nel bacino. Questa specie tipicamente invernale mostra il suo picco in biovolume nella seconda metà del mese di febbraio in corrispondenza del periodo più freddo registrato nel

sito: esibendo un valore pari al 53.94% sul totale della biomassa, rappresenta la specie dominante.

Una specie appartenente alla phylum delle Xantofite (XAN), *Ophiocitium* sp. si produce in una piccola comparsa nello scenario algale del periodo compreso tra maggio e luglio 2007, che risultava essere dominato da euglenofite e clorofite, con percentuali sul totale che non superavano il 2.5%. L'anno successivo non verranno più rilevate entità tassonomiche appartenenti a questo genere, ma faranno invece la loro comparsa durante una singola data di campionamento (07/12/2007) altre specie dello stesso phylum: *Chlorogibba allorgei* Bourrelly & Manguin, *Goniochloris mutica* (A. Braun) e dei taxa non identificati. Anche le Criptofite (CRY) realizzano una loro ciclica comparsa nell'avvicinarsi delle specie del gorgo, mostrandosi con percentuali che raggiungono il 19.93% con *Cryptomonas* cf. *marssonii* il 21/12/2007 od il 22.05% con *Cryptomonas* cf. *erosa* 18/03/2008, specie queste ultime quasi sempre accompagnate da taxa congenerici o dal genere *Chroomonas*.

Riguardo alle diatomee (BAC), possiamo assistere alla loro comparsa in quei periodi durante i quali si osserva una riduzione della profondità di lettura del Disco di Secchi (DS) che rivela la presenza di forti correnti di rimescolamento in grado di portare in sospensione le pesanti alghe di questo gruppo, munite di un frustulo siliceo. Le specie maggiormente rappresentate durante il primo periodo di campionamento appartengono infatti al gruppo delle Diatomee pennate, specie tipicamente bentoniche che vengono raccolte con il fitoplancton durante i periodi di mixing delle acque. La massima percentuale raggiunta è stata registrata 09/05/2007, con un picco pari al 10.18%, mentre per quanto concerne le Diatomee centriche, non si oltrepasseranno mai percentuali dello 0.46%. Diversamente, nel secondo set di campioni sono state rilevate percentuali di diatomee centriche, presumibilmente appartenenti al genere *Thalassiosira*, che hanno raggiunto circa il 6.22% sul totale in data 04/01/2008 e per le Diatomee pennate nel maggio del 2008 registreremo una concentrazione massima pari all' 8.56%.



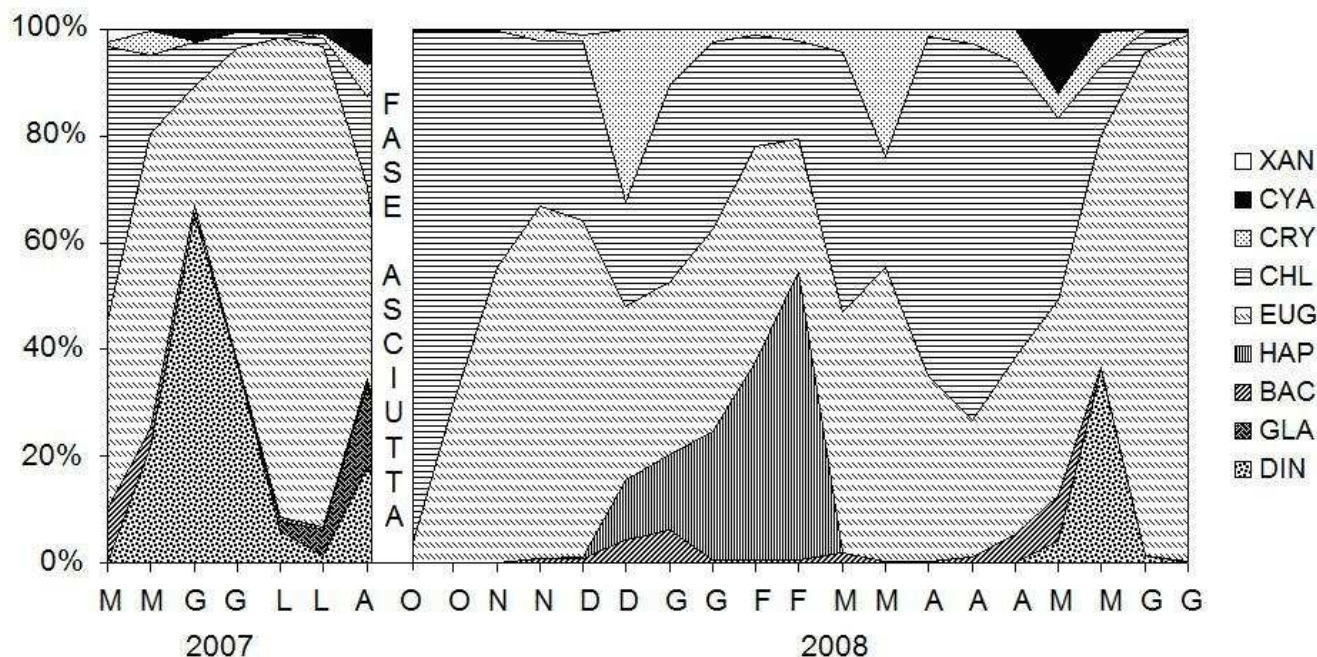


Figura 19 - GdR. Contributo percentuale del biovolume delle classi (2007-2008): XAN: Xantoficee, CYA: Cianoficee, CHL: Cloroficee, EUG: Euglenoficee, HAP: Aptoficee, BAC: Bacillarioficee (Diatomee), GLA: Glaucoficee, DIN: Dinoficee.

Tabella 3 - GdR. Specie algali riscontrate.

Codon	Specie	Classe
A	Diatomee centriche	BAC
F	<i>Botryococcus braunii</i> Kützing	CHL
	<i>Diachanthos belenophorus</i>	CHL
	<i>Planktosphaeria gelatinosa</i> G.M.Smith	CHL
	<i>Sphaerocystis schroeteri</i> Chodat	CHL
	<i>Treubaria triappendiculata</i> C.Bernard	CHL
	<i>Vitreochlamys cf. fluviatilis</i>	CHL
G	<i>Carteria</i> sp.	CHL
	<i>Pandorina morum</i> (O. Müller)	CHL
H1	<i>Anabaena planctonica</i> Brunnthaler	CYA
	<i>Anabaena</i> sp. 1	CYA
	<i>Anabaena</i> sp. 2	CYA
	<i>Anabaenopsis elenkinii</i> V.V. Miller	CYA
J	<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	CHL
	<i>Cosmarium</i> sp.	CHL
	<i>Cosmarium subprotumidum</i> Nordstedt	CHL
	<i>Goniochloris mutica</i> (A.Braun) Fott	XAN
	<i>Crucigenia quadrata</i> Morren	CHL
	<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Nägeli) Komárek	CHL
	<i>Franceia amphitricha</i> (Lagerheim) Hegewald	CHL
	<i>Oocystis cf. marssonii</i>	CHL
	<i>Oocystis cf. parva</i>	CHL
	<i>Polyedriopsis spinulosa</i> (Schmidle) Schmidle	CHL
	<i>Scenedesmus arcuatus</i> (Lemmermann) Lemmermann	CHL

	<i>Desmodesmus armatus</i> (R. Chodat)	CHL
	<i>Scenedesmus falcatus</i> Chodat	CHL
	<i>Desmodesmus intermedius</i> (R.Chodat) E.Hegewald	CHL
	<i>Scenedesmus</i> spp.	CHL
	<i>Siderocelis ornata</i> (Fott) Fott	CHL
	<i>Siderocystopsis</i> sp.	CHL
	<i>Tetraedron caudatum</i> (Corda) Hansgirg	CHL
	<i>Tetraedron incus</i> (Teiling) G.M. Smith	CHL
	<i>Tetraedron minimum</i> (A. Braun) Hansgirg	CHL
	<i>Tetraedron pentaedricum</i> W. West and G. S. West	CHL
	<i>Tetraedron triangolare</i> Korschikoff	CHL
<b>Lo</b>	<i>Peridiniopsis</i> cf. <i>cunningtonii</i>	DIN
	<i>Peridinium</i> sp. <i>medio</i>	DIN
	<i>Peridinium</i> cf. <i>volzii</i>	DIN
<b>N</b>	<i>Staurastrum</i> cf. <i>crenulatum</i>	CHL
<b>W1</b>	<i>Cryptoglena skujai</i> Marin et Melkonian	EUG
	<i>Euglena</i> cf. <i>caudata</i>	EUG
	<i>Euglena</i> cf. <i>clavata</i>	EUG
	<i>Euglena</i> spp.	EUG
	<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg) Minkevich	EUG
	<i>Monomorphina pyrum</i> (Ehrenberg) Mereschkowski	EUG
	<i>Phacus orbicularis</i> K. Hübner	EUG
<b>W2</b>	<i>Chlorogonium</i> cf. <i>elongatum</i>	CHL
	<i>Strombomonas acuminata</i> (Schmarda) Deflandre	EUG
	<i>Trachelomonas</i> cf. <i>eurystoma</i>	EUG
	<i>Trachelomonas</i> cf. <i>intermedia</i>	EUG
	<i>Trachelomonas</i> cf. <i>similis</i>	EUG
	<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F. Stein ex Deflandre	EUG
	<i>Trachelomonas intermedia</i> fo. <i>crenulatocollis</i>	EUG
	<i>Trachelomonas</i> sp.	EUG
	<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	EUG
<b>X1</b>	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák	CHL
	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová,	CHL
	<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková-Legnerová	CHL
	<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová	CHL
	<i>Selenastrum gracile</i> Reinsch	CHL
<b>X2</b>	<i>Spermatozoopsis exultans</i> Korsch.	CHL
	<i>Chroomonas acuta</i> Utermöhl	CRY
	<i>Chroomonas coerulea</i> (Geitler) Skuja	CRY
	<i>Cryptomonas</i> cf. <i>marssonii</i>	CRY
	<i>Cryptomonas</i> sp. <i>media</i>	CRY
	<i>Chrysochromulina parva</i> Lackey	HAP
<b>X3</b>	<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann	CHL
<b>Y</b>	<i>Cryptomonas</i> cf. <i>rostratiformis</i>	CRY
	<i>Cryptomonas</i> cf. <i>erosa</i>	CRY
	<i>Gymnodinium</i> sp.	DIN
	<i>Chlorogibba allorgei</i> Bourrelly & Manguin	XAN
	Xantophyceae Ind.	XAN

Tabella 3 - GdR. Specie algali riscontrate. Sono riportati i coda in cui sono stati raggruppati gli organismi e la classe di appartenenza. BAC: Bacillariophyceae (Diatomee), CHL: Chlorophyceae, CRY: Cryptophyceae, CYA: Cyanophyceae, EUG: Euglenophyceae, HAP: Haptophyceae,



### 3.2.4. Andamento dei gruppi morfo-funzionali nel Gorgo di Rebuttone

L'andamento stagionale dei gruppi funzionali ricalca quello delle alghe con la maggiore densità specifica registrata nel corso dell'analisi (Fig. 20). I gruppi funzionali scelti per l'esecuzione dello studio ricadono entro una percentuale che supera nel corso di tutti i campionamenti almeno l'1% sul totale complessivo di questi. In particolare, **W1**, ha raggiunto una percentuale nelle date di campionamento pari al 58,82%, **W2** al 19,55%, **J** all'11,82%, **Lo** al 3,6%, **F** al 2,72%, **X2** all'1,12 % mentre tutti gli altri gruppi, riuniti sotto la dicitura "altri" hanno rappresentato complessivamente il 2,27%.

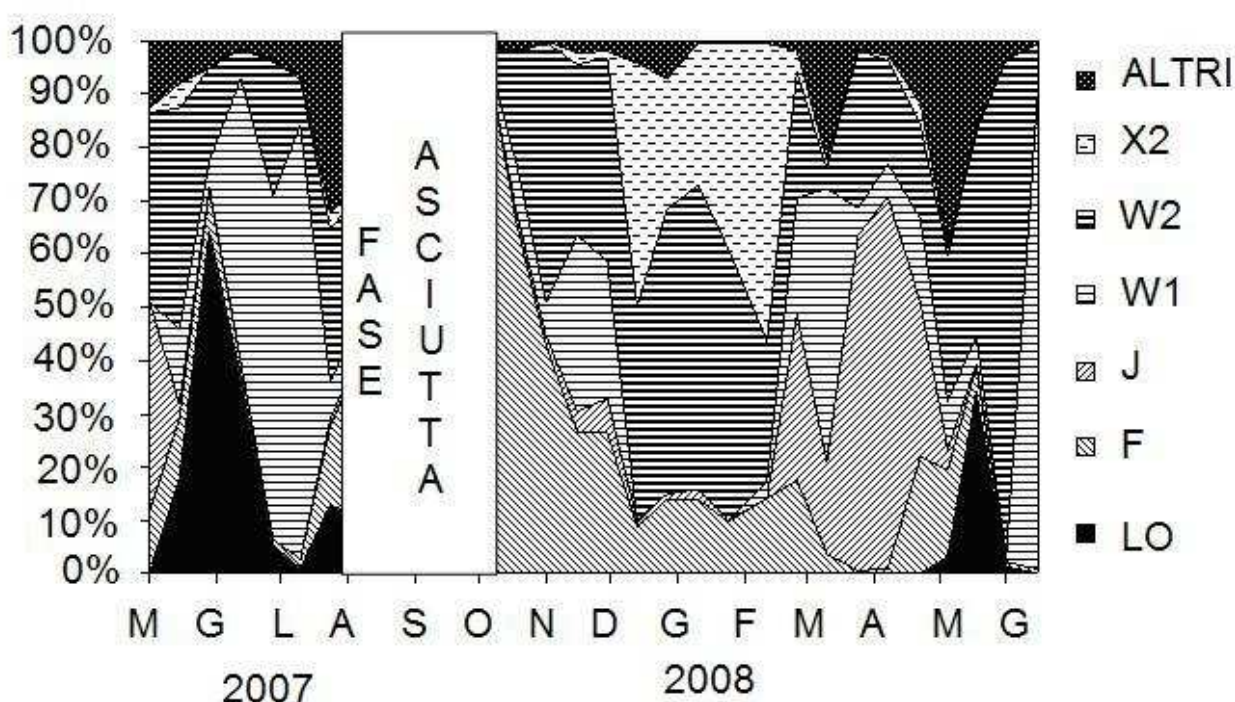
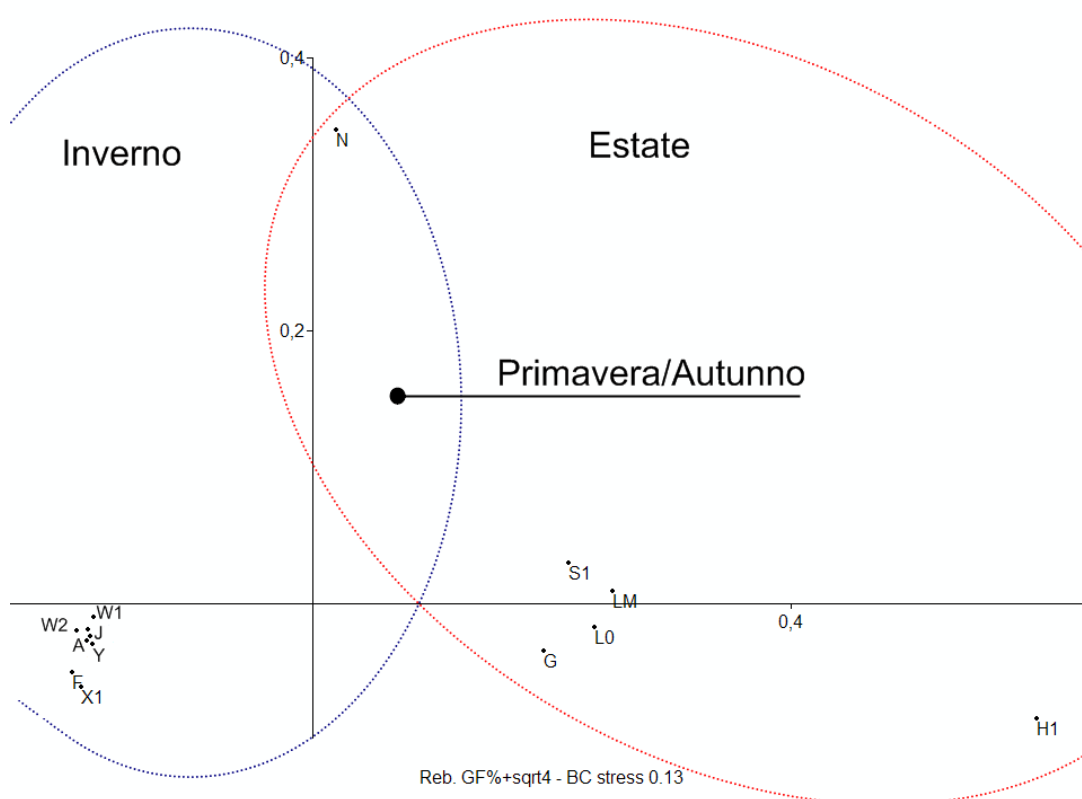


Figura 20 - GdR. Andamento stagionale in percentuale sul totale dei gruppi funzionali (2007-2008).

### 3.2.5. Analisi statistica

I gruppi funzionali (Fig. 21) più lontani dal centro degli assi mostrano essere rispettivamente più invernali nel verso negativo delle ascisse, come **X<sub>1</sub>** e **W<sub>2</sub>** e più estivi nel verso opposto. Il gruppo **H<sub>1</sub>**, costituito in questo caso solo da cianobatteri del genere *Anabaena*, compare durante le fasi di prosciugamento del Gorgo di Rebuttone, evidenziando il periodo di massima evaporazione delle acque. L'area di intersezione delle due stagioni identifica un periodo assimilabile alle stagioni con temperature intermedie, primavera ed autunno, come ci mostra la presenza in questa area del gruppo **N**, comparso

nel Gorgo di Rebuttone appunto nei mesi primaverili. La presenza dei pesci nel bacino, ha influenzato l'ammontare complessivo della biomassa dei singoli coda esercitando una notevole pressione di pascolo nei confronti dello zooplancton, non adattato alla presenza di predatori così efficienti, e dunque limitando uno dei principali fattori di controllo della crescita del fitoplancton. Questo ha provocato nei grafici, una clusterizzazione particolarmente marcata dei gruppi funzionali che sottolinea in maniera definita la segregazione stagionale della componente fitoplanctonica, mettendo inoltre in evidenza una situazione di disfunzione delle catene trofiche.



**Figura 21- GdR. Grafico nMDS dei gruppi funzionali. Indice di Bray-Curtis, stress 0.13.**

### 3.3. Stagno di Santa Rosalia

#### 3.3.1. Andamento delle variabili limnologiche

Le variabili limnologiche rilevate nel 2009 riguardano l'andamento di temperatura, conducibilità elettrica, profondità di scomparsa le Disco di Secchi, profondità del bacino e pH. Nel periodo di campionamento i parametri hanno seguito un normale andamento stagionale (Fig. 22). All'incremento delle temperature è corrisposto il progressivo

diminuire della profondità del bacino e l'innalzamento della conducibilità elettrica. Il pH ha mostrato una oscillazione tra 7.4 e 9.01. Il valore massimo è stato raggiunto i primi di maggio del 2009 mentre il picco inferiore è comparso nel primo campione di luglio. Le temperature più basse si sono registrate durante i mesi invernali, queste, hanno subito un incremento sino a raggiungere i 27.3 °C il 15 giugno 2009, per poi cominciare lentamente a diminuire. Il massimo della concentrazione salina è stato registrato nell'ultimo campione, in concomitanza con il prosciugamento del bacino, e corrispondeva a 638  $\mu\text{S cm}^{-1}$ .

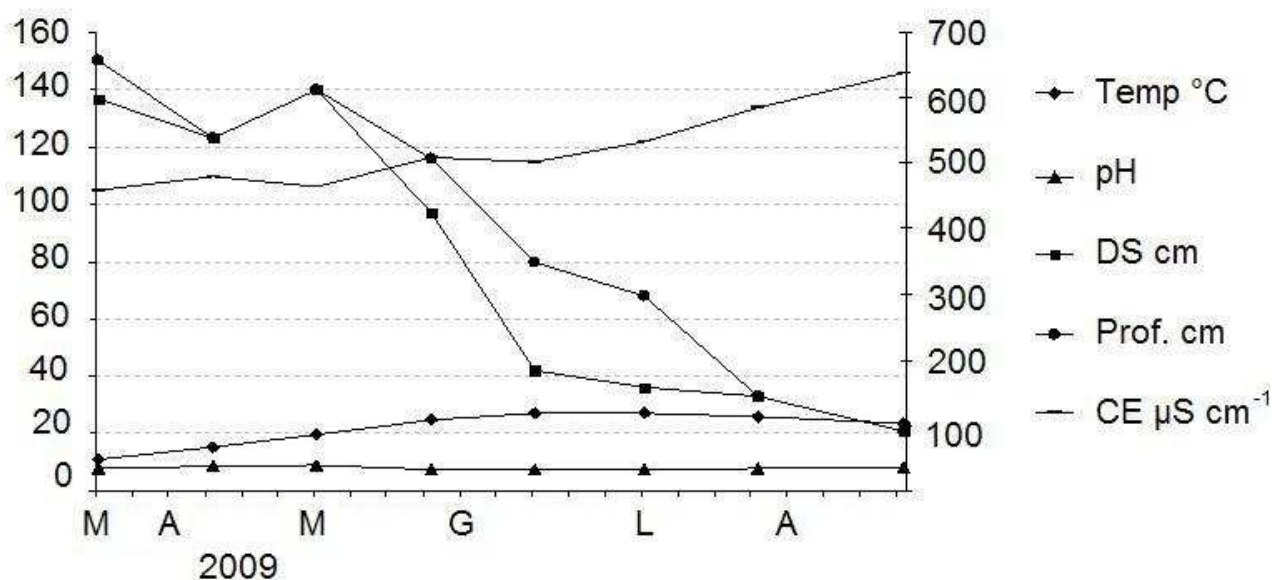


Figura 22 - Stagno di Santa Rosalia. Andamento dei principali parametri limnologici. Scala a sinistra: Temp: Temperatura in °C, pH, DS: profondità di scomparsa del Disco di Secchi in cm, Depth: profondità in cm. Scala a destra: E.C.: Conducibilità elettrica a 20 °C in  $\mu\text{S cm}^{-1}$

### 3.3.2. Composizione ed abbondanza del fitoplancton

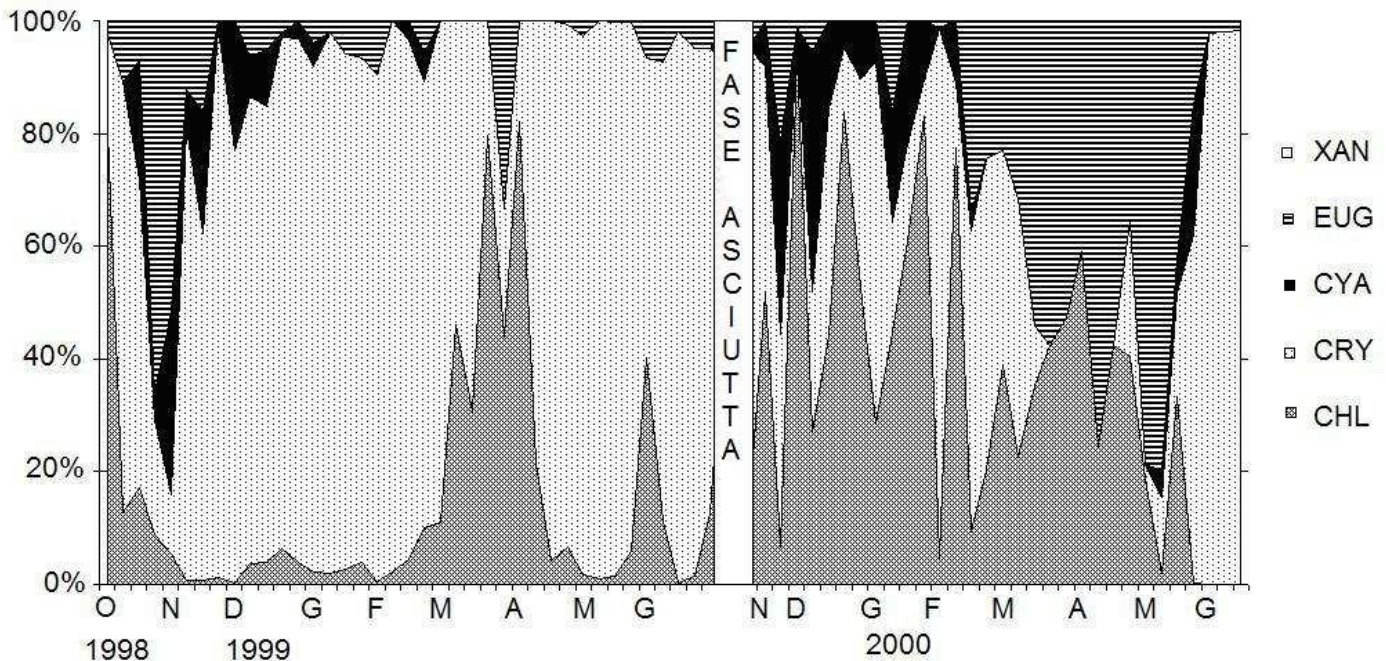
L'analisi dell'andamento stagionale del fitoplancton nello Stagno di Santa Rosalia, è stata condotta tramite lo studio di una serie di dati pertinenti ad due differenti periodi di campionamento. Il primo ha incluso due cicli di invaso completi, dall'ottobre del 1998 fino al giugno del 2000. La seconda fase di questi due cicli, è stata confrontata con una serie di campionamenti che hanno preso inizio nella primavera del 2009 per concludersi con il prosciugamento del sito, nell'agosto dello stesso anno.

Nel primo periodo preso in esame (Fig. 23), la presenza delle Xantoficee si è rivelata essere poco rilevante, di contro, le altre classi algali hanno mostrato una buona



rappresentazione percentuale. Un ruolo determinante è stato condotto dalle Criptoficee, che hanno raggiunto percentuali del 90% sul totale.

Nel secondo set di dati (Fig. 24), ai quali ci si è riferiti per il confronto, la presenza delle Xantoficee risulta invece di maggiore rilievo. Le specie appartenenti alle classi delle Euglenoficee e Cloroficee occupano, come generalmente accade, un'ampia parte della successione, e sono state registrate con percentuali piuttosto elevate di individui. Vengono inoltre rappresentate da un gruppo di specie piuttosto diversificato, 8 specie di Euglenofite e 17 specie di alghe verdi (Cloroficee). Anche nel 2009, le Criptoficee occuperanno un ruolo importante nel fitoplancton, essendo rappresentate con percentuali intorno al 20% dell'assemblaggio e rappresentate principalmente da *Plagioselmis nannoplanctica* (Skuja). È interessante notare come nel confronto, i due set di dati differiscano per la presenza e la successiva scomparsa di una intera classe, le Cianoficee, che nel secondo anno non vengono mai registrate. Di contro, nel biennio 1998-2000, non vengono mai identificati nella fase finale di invasione i Dinoflagellati, che nel 2009 sono invece presenti.



**Figura 23 - SSR. Andamento stagionale delle classi fitoplanctoniche in percentuale sul totale (1998-2000). XAN: Xantoficeae, EUG: Euglenoficeae, CYA: Cianoficeae, CRY: Criptoficeae, CHL: Cloroficeae.**

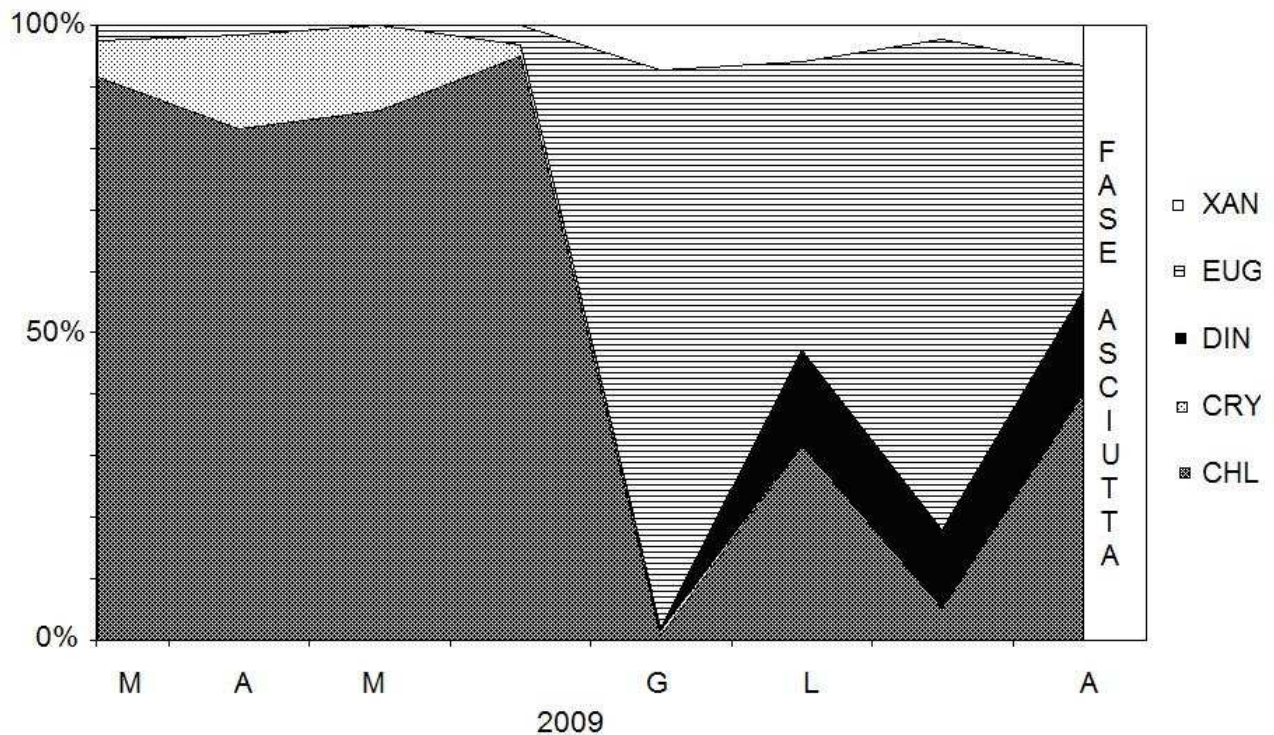


Figura 24 - SSR. Andamento stagionale delle classi fitoplanctoniche in percentuale sul totale (2009). XAN: Xantoficeae, EUG: Euglenoficeae, DIN: Dinoficeae, CRY: Criptoficeae, CHL: Cloroficeae.

### 3.3.3. Andamento dei gruppi morfo-funzionali nello Stagno di Santa Rosalia

L'andamento stagionale dei gruppi funzionali nel periodo che scorre tra il 1998 ed il 2000 mostra un totale di 10 gruppi funzionali. I coda scelti per l'esecuzione dello studio ricadono entro una percentuale che ha superato, nel corso di tutte le date di campionamento, almeno l'1% sul totale complessivo. In particolare, **Y** ha raggiunto nel complesso, l'88.8%, **W2** il 2.35%, **X2** 5.08% e **G** il 2.04% mentre tutti gli altri gruppi (**F**, **H1**, **J**, **K**, **W1** e **X1**), riuniti sotto la dicitura "altri" hanno rappresentato complessivamente l'1.73% sul totale del campione (Figg. 25 e 26).

Per quanto riguarda il periodo di campionamento svoltosi nel periodo marzo/agosto 2009, è stato possibile riscontrare la presenza di 9 coda. La percentuale di ognuno di questi ha superato il valore dell'1% sul totale dei campionamenti. In particolare, il gruppo **W2**, ha mostrato la percentuale di presenza più elevata, con 51.29%, seguito dai gruppi: **F** 13.99%, **Y** 11.5%, **J** 6.86%, **T** 5.74%, **X1** 4.57%, **G** 2.56%, **W1** 2.50% e **X2** con 1.33% (Fig. 27).



<b>Codon</b>	<b>Specie</b>	<b>Classe</b>
<b>F</b>	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> H.C. Wood	CHL
	<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille	CHL
	<i>Kirchneriella obesa</i> (West) Schmidle	CHL
	<i>Oocystis</i> spp.	CHL
	<i>Sphaerocystis schroeteri</i> Chodat	CHL
	<i>Treubaria setigera</i> (W. Archer) G.M. Smith	CHL
<b>G</b>	<i>Carteria</i> sp.	CHL
	<i>Chlamydomonas</i> sp.	CHL
<b>H1</b>	<i>Anabaena</i> sp.	CYA
<b>J</b>	<i>Desmodesmus</i> spp.	CHL
	<i>Gonium pectorale</i> O.F. Müller	CHL
	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák	CHL
	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	CHL
	<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková	CHL
	<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i> (Schröder) Lemmermann	CHL
	<i>Chloridella</i> sp.	XAN
	<i>Goniochloris mutica</i> (A. Braun) Fott	XAN
<i>Goniochloris smithii</i> (Bourrelly) Fott	XAN	
<b>K</b>	<i>Picoplancton crococcale</i>	CYA
<b>T</b>	<i>Planktosphaeria gelatinosa</i> G.M. Smith	CHL
<b>W1</b>	<i>Euglena</i> spp.	EUG
	<i>Euglena tripteris</i> (Dujardin) G.A. Klebs	EUG
	<i>Phacus acuminatus</i> Stokes	EUG
	<i>Phacus</i> sp.	EUG
<b>W2</b>	<i>Strombomonas acuminata</i> (Schmitz) Deflandre	EUG
	<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F.Stein	EUG
	<i>Trachelomonas</i> spp.	EUG
	<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenberg	EUG
<b>X1</b>	<i>Ankyra judayi</i> (G.M. Smith) Fott	CHL
	Picoplancton clorococcale	CHL
<b>X2</b>	Flagellati indeterminati	CHL
	<i>Spermatozopsis exsultans</i> Korshikov	CHL
	<i>Chroomonas coerulea</i> (Geitler) Skuja	CRY
	<i>Cryptomonas</i> sp.	CRY
	<i>Plagioselmis nannoplanctica</i> (Skuja) Novarino, Lucas et Morral	CRY
<b>Y</b>	<i>Cryptomonas</i> cf. <i>erosa</i> Ehrenberg	CRY
	<i>Cryptomonas</i> cf. <i>marssonii</i> Skuja	CRY
	<i>Gymnodinium</i> spp.	DIN
<b>MP</b>	<i>Chlorogibba allorgei</i> Bourrelly	XAN

Tabella 4 - SSR. Specie algali riscontrate. Sono riportati i coda in cui sono stati raggruppati gli organismi e la classe di appartenenza. BAC: Bacillariophyceae (Diatomee), CHL: Chlorophyceae, CRY: Cryptophyceae, CYA: Cyanophyceae, EUG: Euglenophyceae, HAP: Haptophyceae.

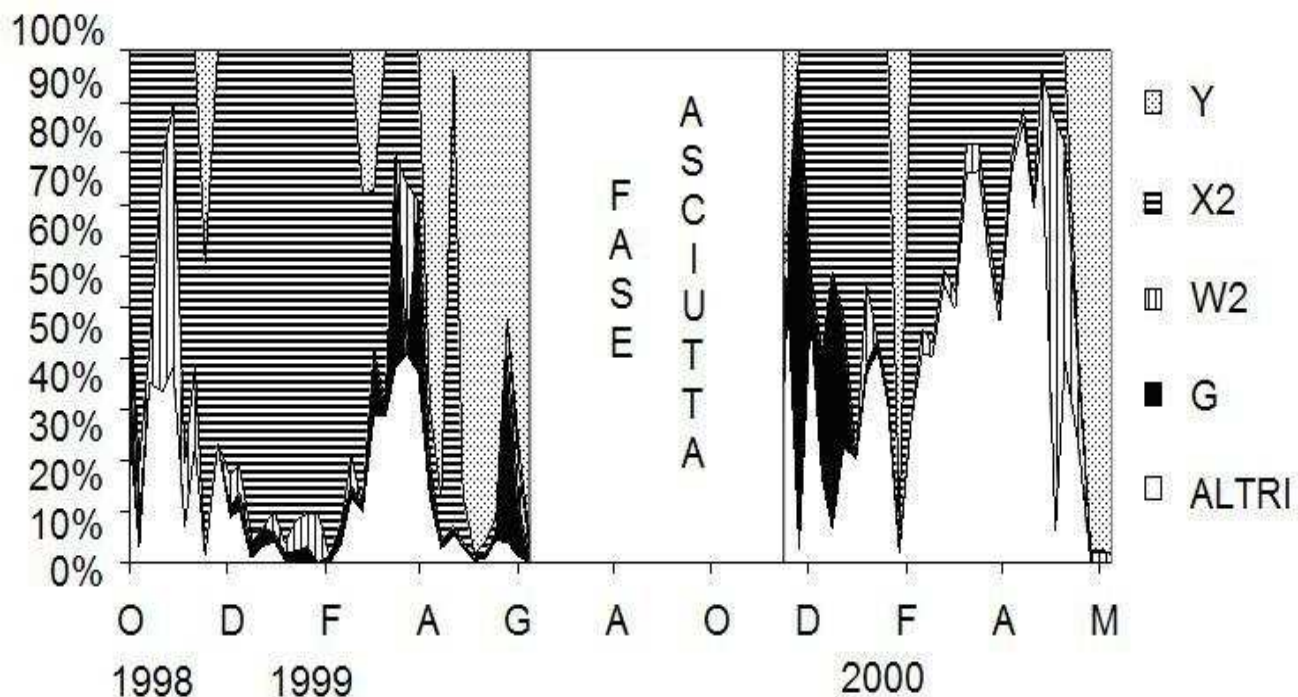


Figura 25 - SSR. Distribuzione percentuale dei gruppi funzionali maggiori dell'1% (1998-2000).

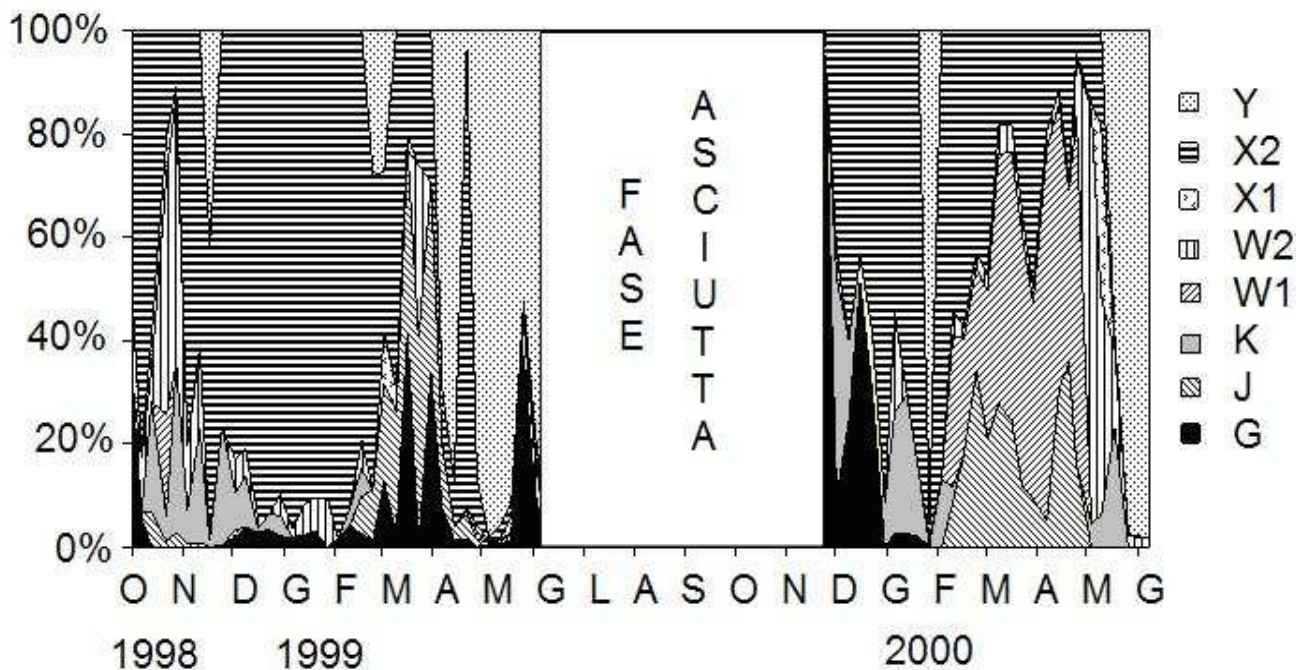


Figura 26 - SSR. Distribuzione percentuale dei gruppi funzionali (1998-2000). Sono esclusi H1 ed F per via della loro scarsa rappresentazione nel grafico.

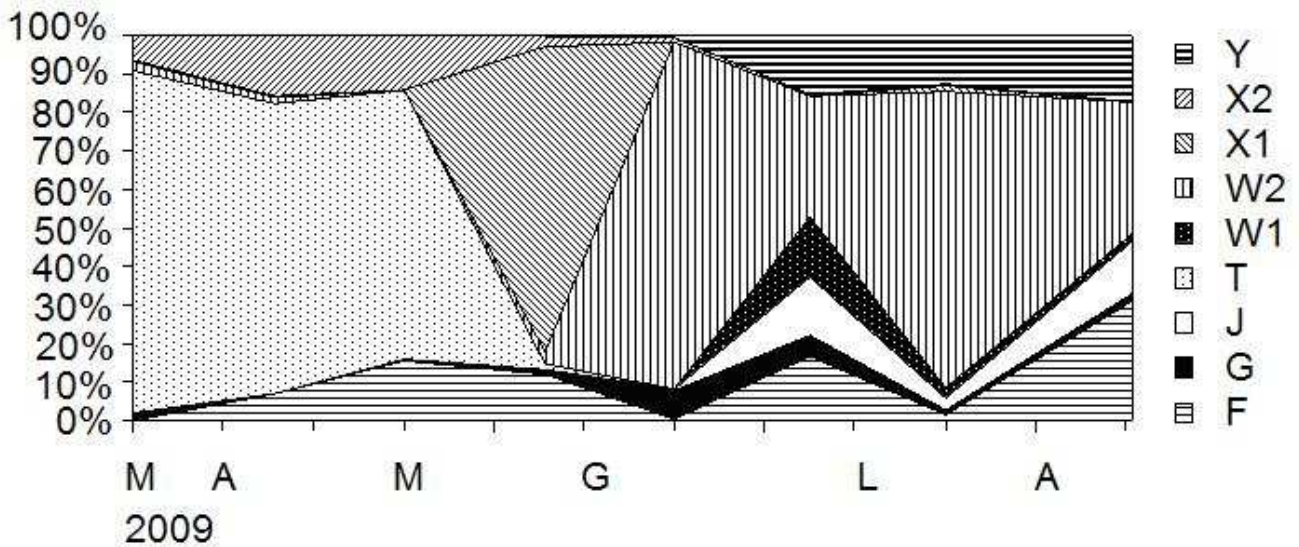


Figura 27 - SSR. Distribuzione percentuale dei gruppi funzionali (2009).

### 3.3.4. Analisi statistica

Il diagramma di dispersione per le specie algali raggruppate in gruppi funzionali, tramite la biomassa complessiva, per il periodo 1998-2000 (Fig. 28), mostra una dispersione dei punti piuttosto disgregata, senza una netta separazione dei cluster. Il livello di stress (0.1318) del grafico, comunque, conferma che la distribuzione è dal punto di vista statistico abbastanza robusta, pur non raggiungendo i valori esibiti dal grafico prodotto con la serie di dati relativi al periodo di studio preso a confronto (2009). Nella proiezione dei punti si è scelto di eliminare la rappresentazione dei coda **F** ed **H1**, poiché la loro presenza contribuisce al “rumore di fondo” del grafico a causa della loro scarsa biomassa, e non aggiunge una buona risoluzione e dunque lettura.

I dati riguardanti il periodo di studio marzo/agosto 2009 (Fig. 29), non hanno subito alcuna trasformazione, poiché, tramite l’analisi grafica svolta attraverso box-plot dei biovolumi delle specie riunite in gruppi funzionali, hanno mostrato una distribuzione dei dati adatta al tipo di elaborazione. L’analisi del set di dati attraverso nMDS, mostra una distribuzione dei coda strettamente influenzata dalle caratteristiche ambientali. E’ possibile identificare e separare un’area che delimita i gruppi di coda più termofili (**W1**, **Y**, **J**, **W2**) e una che separa quelli più legati a condizioni invernali (**X2** e **T**). Nell’area di intersezione, trovano posto i gruppi **X1**, **G** ed **F** che fanno la loro comparsa nel periodo di transizione tra le due stagioni, la primavera. Il livello di stress (0.1214), misurato per questo grafico, restituisce una buona interpretazione dell’elaborazione.

L'analisi dei coda presenti in entrambi i periodi presi in esame, raggruppati in funzione della somma delle biomasse pertinenti alla singola mensilità, mostrano in maniera più chiara il comportamento stagionale dei gruppi (Fig. 30). I coda maggiormente rappresentati sono quelli pertinenti al periodo estivo, mentre solo un codon per l'inverno ed uno per la primavera vengono condivisi. Il valore di stress ottenuto in questo caso, pari a zero, conferma la buona distribuzione dei punti e consente un'ottima interpretazione del risultato riassunto dal grafico.

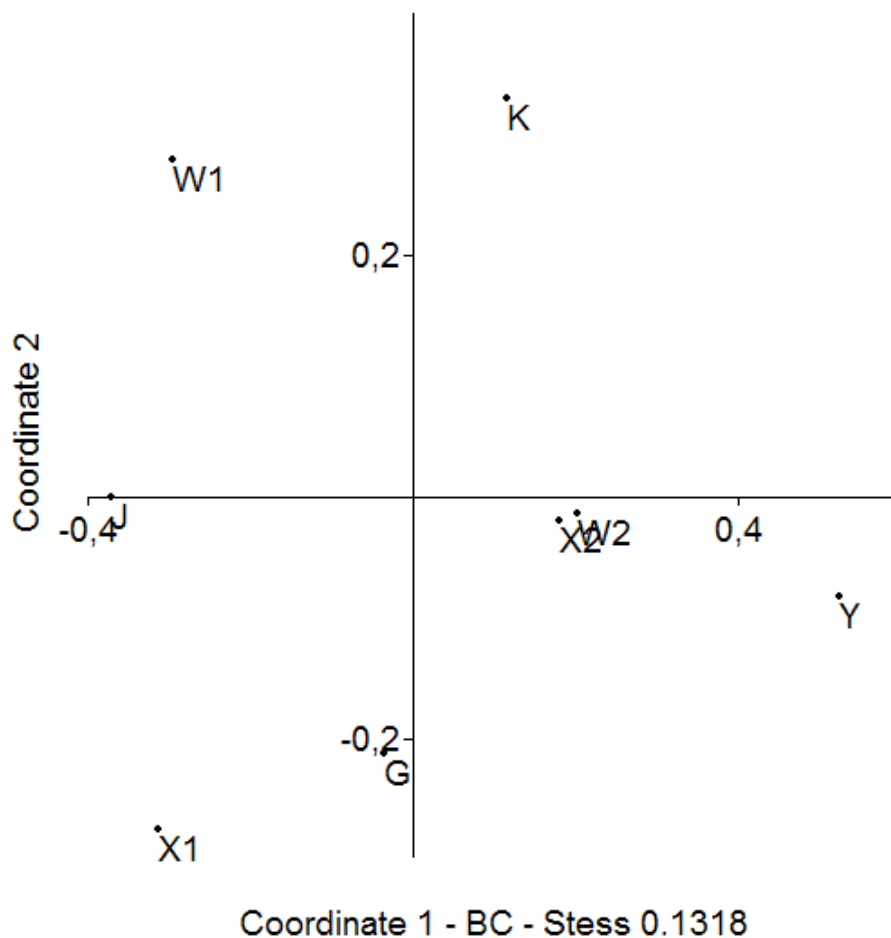


Figura 28 - SSR. Grafico nMDS (1998-2000), indice di Bray-Curtis (BC), stress = 0.1318.

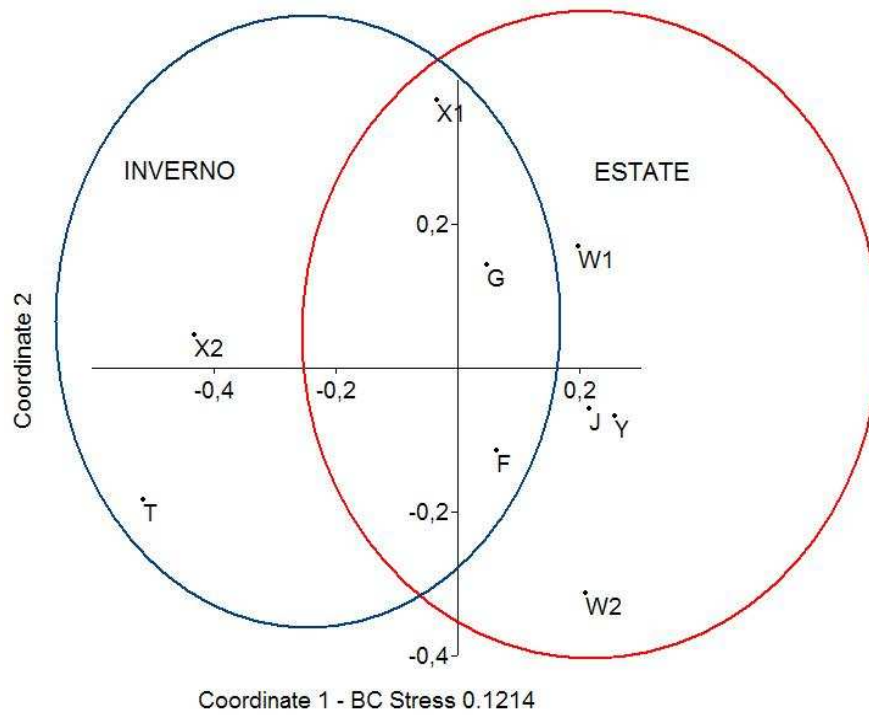


Figura 29 - SSR. Grafico nMDS (2009), indice di Bray-Curtis, stress = 0.1214.

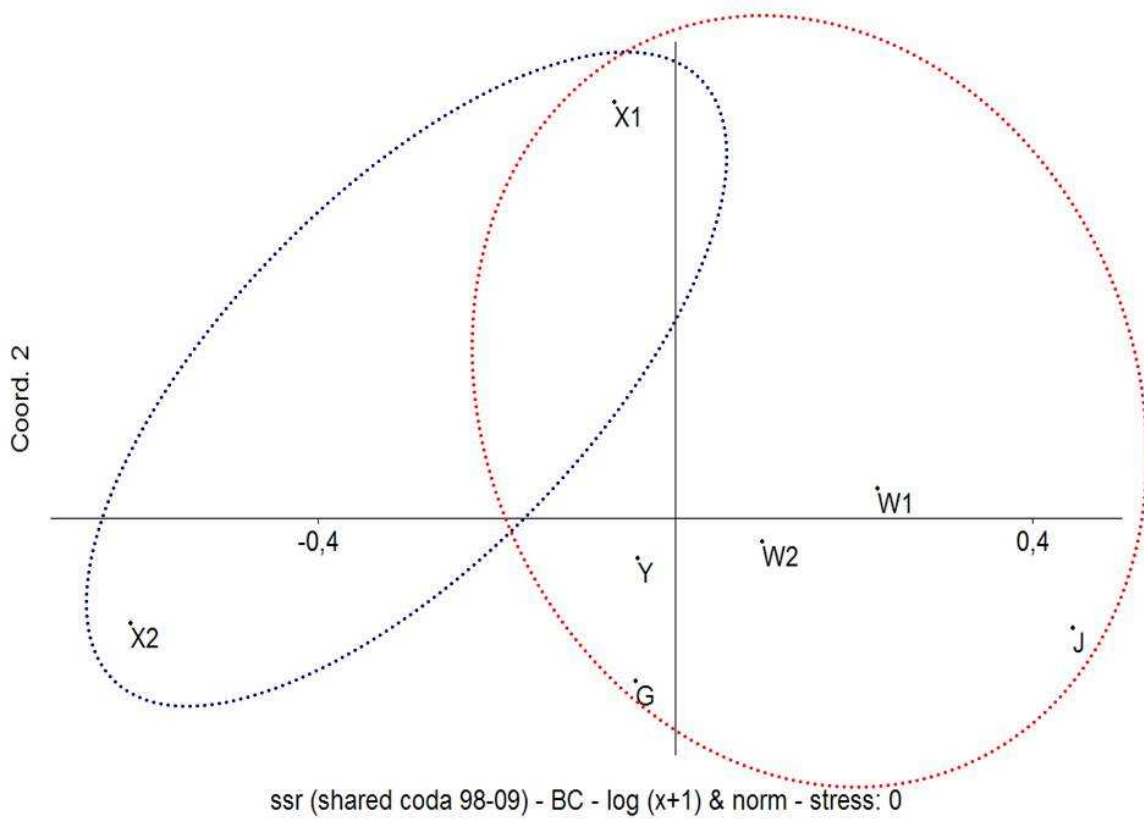


Figura 30 - SSR. Grafico nMDS sintetico dei coda condivisi nei due periodi. Indice di Bray-Curtis, Stress = 0.

### 3.4. Comparazione dei gruppi funzionali nei tre siti di studio

I risultati delle comparazioni effettuate sull'intero complesso dei gruppi funzionali registrato nei bacini, restituisce un grafico con 21 coda. Nessuno dei diagrammi di dispersione ottenuto, nemmeno quelli che mostravano un valore di stress accettabile, hanno potuto offrire una buona interpretazione, né che indicasse la stagionalità dei gruppi, né che identificasse qualche tipo di pattern e/o trend. Questo risultato è probabilmente da imputarsi alla enorme eterogeneità rappresentata da un così alto numero di gruppi, nella stessa matrice.

Si è dunque deciso di procedere alla comparazione dei soli gruppi comuni ai tre ambienti, in modo da analizzare il risultato di componenti ambientali, i coda appunto, che fossero intrinsecamente omogenee. I gruppi condivisi dai tre ambienti sono rappresentati da: **J**, **W1**, **W2**, **X1** ed **Y** (Tab. 5).

<b>Codon</b>	<b>Caratteristiche principali</b>	<b>Principali rappresentanti</b>
<b>J</b>	Ambienti poco profondi, molto mescolati, molto ricchi in nutrienti	<i>Pediastrum</i> spp. <i>Scenedesmus</i> spp., <i>Tetraedron</i> spp., <i>Tetrastrum</i> spp. <i>Crucigenia</i> spp.
<b>W1</b>	Stagni, anche temporanei, ricchi in materiale organico	Euglenoidi planctonici: <i>Euglena</i> spp. <i>Phacus</i> spp., <i>Lepocinclis</i> spp.
<b>W2</b>	Stagni, anche temporanei. Laghi poco profondi. Mesoeutrofici	Euglenoidi bentonici: <i>Trachelomonas</i> spp. <i>Strombomonas</i> spp.
<b>X1</b>	Ambienti poco profondi, eu-hypertrofici	<i>Monoraphidium</i> spp. <i>Ochromonas</i> sp. <i>Schroederia</i> sp., <i>Chlorella</i> spp.
<b>Y</b>	Qualsiasi tipo di ambiente dove ci verifici poca pressione di grazing	Grosse Cryptomonadi e piccoli Dinoflagellati

**Tabella 5 - Coda condivisi dai tre siti**

L'analisi di questi coda ha previsto la verifica, come negli altri casi, di un gruppo di indici di similarità disponibili nel software utilizzato (Bray-Curtis, Chord, Euclidean, etc.) . Con ognuna delle combinazioni tra indice di similarità e trasformazione del dato, si è potuto osservare una caratteristica comune ai grafici, ovvero, il posizionamento sempre in una zona distale dal centro, ed in genere lontano da tutti gli altri gruppi funzionali, del codon **X1** (Fig. 31).

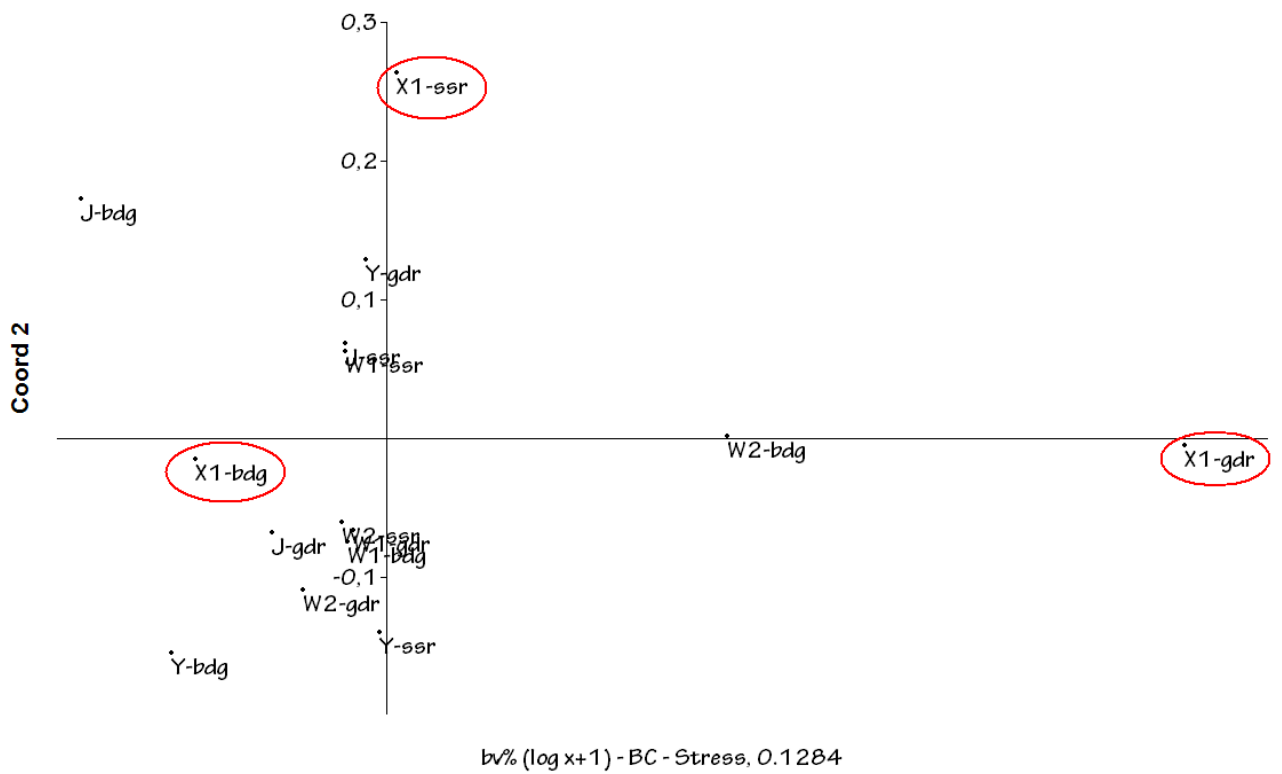


Figura 31 - nMDS dei gruppi funzionali condivisi dai tre siti. Dati di biomassa in percentuale. Indice di Bray-Curtis. Stress = 0.1284.

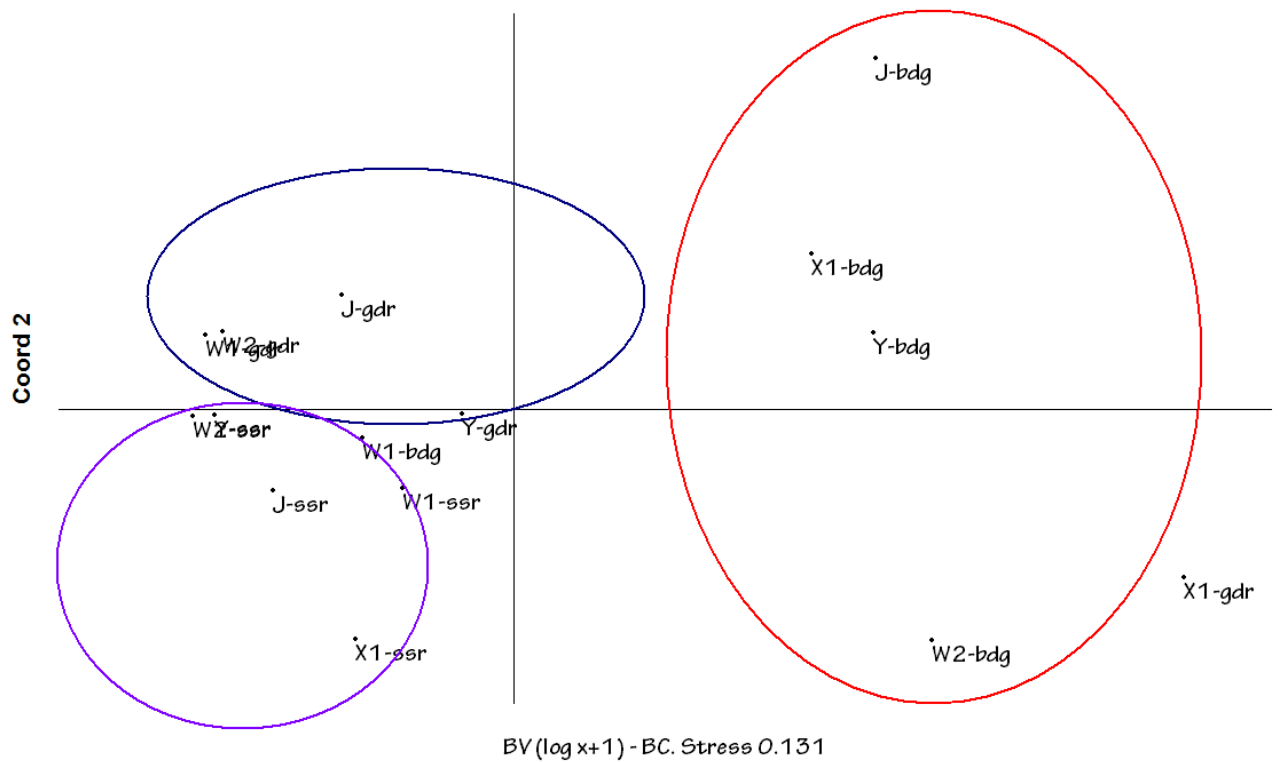


Figura 32 - nMDS dei gruppi funzionali condivisi dai tre siti. Dati di biomassa assoluta. Indice di Bray-Curtis. Stress = 0.131

Nessuno dei grafici ottenuti dall'utilizzo dei valori in percentuale sul totale, ovvero biomassa relativa, ha consentito di visualizzare in maniera chiara ed univoca dal posizionamento reciproco dei coda, un pattern distribuzionale che identificasse un qualche gradiente, oppure una sommatoria di gradienti.

Di contro, l'utilizzo dei valori di biomassa assoluta pertinenti ai gruppi funzionali di ogni bacino ha messo in evidenza, non già un gradiente o sommatoria di gradienti, come avvenuto per la stagionalità osservata nell'analisi dei singoli bacini, ma ha invece sottolineato un raggruppamento dei coda che rispecchia direttamente il luogo di prelievo dei gruppi (Fig. 32).

Anche nel caso del gruppo di grafici elaborati per la biomassa assoluta, si verifica il posizionamento del codon **X1** in posizioni distali ed abbastanza lontane dagli altri gruppi, tranne nel caso del Biviere di Gela, ove il gruppo mantiene la capacità di restare prossimo agli altri coda del bacino.



## 4. Discussione

### 4.1. Biviere di Gela

L'incremento delle temperature registrato nell'area del Biviere di Gela risulta essere in accordo con la tendenza riscontrata nel Mediterraneo, ed in generale in Europa e nell'emisfero nord (vedi: LUTERBACHER *et al.*, 2006). Questa variazione, in combinazione con l'ammontare delle precipitazioni medie annue che si mantiene costante, sta alla base della serie di eventi a cascata che hanno indotto l'aumento dei valori di evapotraspirazione dell'area del lago, provocando sul lungo periodo una costante riduzione del quantitativo di acque superficiali che normalmente giungono al lago dal bacino imbrifero. Anche il crescente sfruttamento agricolo dell'area, può avere contribuito al deficit idrico della zona, ad esempio sottraendo acque dalla falda o con operazioni di prelievo diretto. La riduzione dell'input di acque nel lago ha provocato la quasi scomparsa del Biviere di Gela all'inizio del secolo, influenzandone gli equilibri e trasformandolo radicalmente. Nel periodo 1987-1988 si poteva ad esempio osservare un'ampia fascia litoranea di macrofite sommerse, principalmente *Ceratophyllum demersum* e *Potamogeton pectinatus* (CALVO *et al.*, 1993), che non era quasi più rintracciabile quando, nel periodo compreso tra il 2005 ed il 2007, sono iniziati i nuovi campionamenti. Il massiccio e progressivo svuotamento del lago, che lo ha condotto nel periodo prima del 2005 alla riduzione in due piccole sub-unità, è responsabile del cambiamento delle condizioni ecologiche pregresse.

In accordo con la teoria degli stati stabili alternativi nei laghi poco profondi (SCHEFFER *et al.*, 1993) la distruzione della zona litoranea può avere favorito l'incremento di nutrienti inorganici disponibili nel lago e provocato lo spostamento da un iniziale stato caratterizzato da acque limpide e dominato da macrofite, verso un estremo del continuum di stati ecologici, rappresentato da ambienti torbidi e dominati da cianobatteri (SCHEFFER & VAN NES, 2007). La fascia di vegetazione igrofila è infatti in grado, sia di trattenere i depositi trasportati dalle acque superficiali, riducendo quindi il carico solido in sospensione, che dell'assorbimento di parte dei nutrienti. Inoltre, la presenza della flora igrofila, contribuisce di solito dell'organizzazione dei nutrienti disciolti nel corpo idrico, sottraendoli in varia misura dalle acque. I dati inediti forniti dell'ente gestore, che registra già a partire dal 2002 fioriture estive del cianobatterio *Aphanizomenon ovalisporum*, e quelli raccolti negli anni successivi, durante i quali si manifestano oltre alla precedente

specie anche i cianobatteri *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Pseudanabaena limnetica*, sembrano confermare questa ipotesi.

L'aggiunta di acque dolci effettuata per ripristinare il volume del lago, oltre ad aver favorito la sostituzione della diatomea alofila (FUJII *et al.*, 1995) *Chaetoceros muelleri* con *Cyclotella meneghiniana* (Centrales, Diatomee), ha offerto in inverno la possibilità all'aptofita *Prymnesium parvum* di escludere competitivamente le Diatomee, probabilmente grazie all'effetto allelopatico esercitato dalle sostanze tossiche usate da queste per l'osmoregolazione (GRANÉLI & JOHANSSON, 2003). La tossicità di questo flagellato ha contribuito ulteriormente all'alterazione dell'ecosistema inducendo l'estinzione del copepode calanoide *Calanipeda aquaedulcis* Kritschagin e intaccando la componente ittica come già evidenziato per il Lago di Pergusa (BARONE *et al.*, 2008). La scomparsa del meccanismo di controllo esercitato dal copepode negli inverni del 1987-1988 potrebbe essere la causa responsabile dello spostamento dei coda **C**, **F**, **J**, **X<sub>1</sub>**, **Y** alle estati del periodo 2005-2007. La testimonianza del passaggio attraverso i due stati stabili, ci è offerto anche dal cambiamento osservato nei gruppi funzionali registrati per le acque del Biviere nei due periodi (Tabella 2).

#### **4.2. Gorgo di Rebuttone**

L'analisi della distribuzione dei dati pertinenti alla di biomassa nel tempo, ha mostrato il tipico andamento asimmetrico (*skewed*) della curva, che si verifica per valori dello stesso genere (biomassa) presi in considerazione nello studio delle popolazioni naturali. La distribuzione del dato, ha dunque reso necessaria una trasformazione iniziale dei dati grezzi per ottenere una curva quanto più vicina alla distribuzione gaussiana, in modo da potere applicare successivamente sia le tecniche di ordinamento che quelle di classificazione. L'esplorazione grafica dei dati grezzi e di quelli trasformati, tramite l'utilizzo di grafici box-plot, ha messo in evidenza come una trasformazione con radice quarta dei dati iniziali si sia infine rivelata idonea agli scopi prefissi. Sono state infatti verificate differenti trasformazioni al fine di valutare ed accettare la migliore, da sottoporre ad analisi nMDS.

Il diagramma di dispersione ottenuto con nMDS per le classi ha mostrato essere di non facile interpretazione, nonostante il basso grado di stress esibito. Questo infatti, non consente di osservare al meglio la distribuzione delle classi nel tempo e dunque di

rintracciare un qualche tipo di pattern, stagionale o meno. Diversamente, lo scatterplot ottenuto dal raggruppamento delle specie in gruppi funzionali (Fig. 11) mostra una notevole segregazione dei cluster che viene confermata anche dalla classificazione ottenuta con cluster analysis, applicando l'indice per la misura delle distanze di Bray-Curtis. La separazione dei gruppi funzionali così realizzata pone l'accento sulla stagionalità nella dinamica del fitoplancton che non risulta particolarmente evidente quando viene testata raggruppando le specie in classi filogenetiche. La netta segregazione in due cluster ben definiti permette di rintracciare invece, la presenza di due "stagioni dominanti" che si configurano con i mesi estivi ed invernali. La distribuzione dei gruppi funzionali pone dunque in risalto una delle caratteristiche climatiche di maggiore importanza nella nostra regione, ovvero, l'influenza di un clima tipicamente mediterraneo con una netta separazione tra estati calde ed asciutte ed inverni miti e piovosi con la presenza di stagioni "intermedie" non particolarmente caratterizzate. Come già accennato precedentemente (vedi risultati), l'influenza esercitata dalla componente ittica in senso top-down nei confronti del fitoplancton, offre una marcata interpretazione della presenza dell'alternanza delle due stagioni dominanti, nonostante si tratti di un ambiente collinare, attraverso gli elevati valori di biomassa relativa che inducono alla notevole segregazione dei cluster dei gruppi funzionali.

Dallo studio degli autovalori e delle varianze riportate dal file *log* delle PCA si evince come la percentuale di varianza espressa dai primi due assi sia maggiore nel caso dei gruppi funzionali (57%) rispetto a quella espressa dai primi due componenti della PCA prodotta per le classi (52.7%). La distribuzione delle varianze spiegate dai primi due assi contribuisce in questo modo alla scelta dei gruppi funzionali come "descrittori indiretti" dei gradienti ambientali, soprattutto quando questa interpretazione funge da ausilio all'esplorazione dell'informazione pertinente ai gradienti ambientali che viene condotta tramite il nMDS (dove invece viene settato a priori dall'operatore, l'indice di Bray-Curtis). E' necessario sottolineare comunque, che i grafici e le analisi ottenute dalla PCA, (che sfruttano l'indice di distanza euclidea, poco adatto a descrivere dati di origine biotica (QUINN & KEOUGH, 2002), non risultano di completa interpretazione rispetto a quelli prodotti nella rappresentazione bidimensionale del nMDS, dove è possibile vedere riassunto sul solo asse delle ascisse, l'andamento temporale del complesso delle variabili ambientali misurate, che viene in fine esemplificato dalla stagionalità.

Per quanto concerne l'analisi canonica delle corrispondenze (CCA) si osserva ancora una volta una migliore rappresentazione del sistema quando si vadano ad osservare i valori di correlazione tra le classi e le variabili ambientali o tra i gruppi funzionali e queste ultime. Nel caso dei gruppi funzionali la relazione con i fattori abiotici corrisponde al 87.4% già per il primo asse. E' stato possibile inoltre, verificare in entrambi i casi la significatività del modello attraverso il test "Monte Carlo". Per le classi, questa corrisponde a  $p=0.014$  ( $p<0.05$ ) e raggiunge il massimo della significatività possibile per i gruppi funzionali, ovvero  $p=0.002$  ( $p<0.05$ ). L'indicazione fornitaci da questi valori mostra una buona correlazione tra le variabili ambientali e i raggruppamenti costruiti sulla base dei due differenti criteri, e ancora una volta, mette in risalto l'efficacia dei gruppi funzionali come descrittori sintetici delle variazioni ambientali e dei gradienti ambientali in ambiente acquatico. Le CCA svolte a carattere esplorativo, sono state quindi condotte al fine di valutare, in seconda istanza, la capacità discriminante dei gruppi funzionali, presa in considerazione attraverso le analisi indirette (come il nMDS), in modo da constatare se queste ultime potessero appunto descrivere in maniera indiretta, le condizioni ecologiche complessive dell'ecosistema, tralasciando i dati ambientali.

#### **4.3. Stagno di Santa Rosalia**

Il primo gruppo di dati preso in considerazione, mostra la presenza di due periodi consecutivi di invasione, dal Ottobre 1998 al Giugno 1999 e dal Novembre 1999 al Giugno 2000. Le differenze registrate nell'estensione delle due fasi di invasione e nell'andamento delle temperature, come già sottolineato da NASELLI-FLORES & BARONE (2002), ha influenzato fortemente il contributo percentuale delle biomasse fitoplanctoniche registrate nelle fasi umide, e consente di rintracciare un certo pattern nella distribuzione delle classi nel tempo. Si evidenzia a tal proposito: (i) la presenza di Xantoficee, seppur con biovolumi esigui, che marca l'inizio della successione fitoplanctonica nella primissima fase di riempimento di entrambi i periodi di invasione; (ii) una generale similarità nel pattern di distribuzione delle Euglenoficee, che caratterizzano l'inizio della successione in entrambi i periodi ed il periodo di crollo delle temperature nel mese di Febbraio. Quest'ultima fase, mostra un declino per via dell'esclusione operata dalle altre classi nel primo anno, ma non nel secondo, quando la dominanza delle Euglenoficee si esprime al meglio; (iii) la minore importanza nella presenza di Criptofite che si rileva nel secondo anno di campionamento,

che pone l'attenzione su una possibile obliterazione della loro nicchia ecologica compiuta probabilmente dalle Euglene.

Il secondo periodo di studio analizzato, prende inizio quando lo Stagno di Santa Rosalia, si trovava già nella fase di invaso, nel mese Marzo del 2009. Inoltre, si nota come il periodo di invaso del bacino, sia stato più lungo rispetto a quello osservato circa una decade prima, di almeno un paio di mesi. Complice la più estesa fase umida e le più alte temperature raggiunte nel set di dati più recente, è possibile osservare nella prosecuzione del periodo di invaso, una sorta di “nuovo inizio”, marcato dalla presenza di Xantoficee, che riescono questa volta ad esprimere al meglio le loro caratteristiche, andando a costituire una parte importante nella biomassa algale. Il cambiamento nella durata dello stagno evidenzia, le principali differenze rispetto alle due dinamiche stagionali del fitoplancton osservate nei due periodi esaminati. Alla fine del Giugno 2009 si verifica un cambiamento piuttosto repentino nella dominanza delle classi algali delle Cloroficee e Criptoficee, che vengono rimpiazzate principalmente dalla Xantoficea *Chloridella* sp. e da una ampio contingente di *Trachelomonas hispida* (Euglenoficee). Da questo momento in poi, sarà possibile inoltre verificare la presenza di Dinoflagellati, rappresentati principalmente da *Gymnodinium* spp. .Questo gruppo di alghe flagellate non era stato mai registrato nei campioni relativi alla prima coppia di anni studiati e sottolinea ancora una volta come l'estensione del periodo di invaso, costituisca una ulteriore possibilità di occupare le neo-formate nicchie dell'ecosistema.

Nello studio della distribuzione dei coda sul piano bidimensionale descritto dal nMDS, viene posto in risalto come nel primo periodo di analisi la topografia dei punti non permetta di rintracciare nettamente una precisa stagionalità delle successioni. La possibilità di riassumere un complesso di variabili ambientali su di un piano, attraverso questa tecnica, consente di mettere l'accento in evidenza quali siano le principali forzanti ambientali, che nel complesso di dati elaborato in questo studio, è generalmente caratterizzato da una certa influenza esercitata dall'alternarsi delle stagioni. In questo caso invece, seppur è possibile rintracciare una certa ciclicità studiando le classi attraverso i grafici di distribuzione percentuale, lo studio delle specie riunite in gruppi funzionali e proiettate sul piano con tecniche che riassumano le principali forzanti, pone l'attenzione sulla possibilità che in questo caso, le cause della distribuzione dei coda nel tempo, sia da rintracciare in un altro complesso di fattori.

Il secondo periodo di indagine, studiato dal punto di vista della distribuzione delle biomasse dei coda nel tempo, attraverso l'utilizzo della analisi indiretta dei gradienti, è caratterizzato da una buona separazione dei cluster di coda, delineati dalle due stagioni fortemente caratterizzanti della regione Mediterranea ovvero, estate ed inverno. Questo tipo di analisi, non manca di posizionare in un giusto contesto di transizione dei principali parametri ambientali, le specie che fanno la loro comparsa nel periodo primaverile.

Dallo studio dei due grafici di dispersione nMDS ottenuti per i due periodi analizzati per lo Stagno di Santa Rosalia, resta ancora aperto un interrogativo in merito alla distribuzione dei punti per il 1990-2000, o meglio, su quali siano le principali forzanti ambientali responsabili della topografia dei punti. Una spiegazione può essere attribuita alla presenza delle alghe perifitiche, che certamente influiscono sulla concentrazione dei nutrienti all'interno del bacino. Altre motivazioni, potrebbero essere collegata alla presenza di fattori di disturbo all'interno del bacino da inserirsi all'interno di quella che è considerata come "variabilità occulta", che non può essere presa in considerazione dalle analisi.

Quando si prende in considerazione per lo studio delle forzanti ambientali, una matrice ottenuta mediando i valori di biomassa relativi ai gruppi funzionali comuni ai due periodi di studio, condensati in funzione del mese di comparsa, il risultato dell'indagine indiretta rivela come, effettivamente sia distinguibile un pattern nella distribuzione dei gruppi, il quale ancora una volta in grado di riassumere con la stagionalità, quel complesso di effetti dovuti legati alle condizioni ambientali locali.

#### **4.4. Comparazione dei gruppi funzionali nei tre ambienti**

La comparazione dei gruppi funzionali dei tre ambienti è stata realizzata al fine di verificare se, coda provenienti da bacini diversi in tempi diversi fossero in grado di segregare di dispersione, mettendo in evidenza pattern distribuzionali coerenti con la rappresentazione di gradienti. Nel complesso dei risultati ottenuti, è stato esattamente questo il risultato raggiunto studiando i bacini singolarmente: descrivere con la stagionalità, la sommatoria dei gradienti ambientali, responsabili nei diagrammi di dispersione della topografia dei punti. Diversamente da quanto atteso dai confronti invece, siamo riusciti ad osservare una caratteristica intrinseca dei gruppi funzionali che in realtà, non era attesa, o quantomeno, non era esattamente l'oggetto d'indagine.

I coda comuni ai tre ambienti, non riescono a descrivere un andamento stagionale, specialmente quando studiati insieme, poiché dimostrano essere più strettamente legati ai singoli bacini studiati. Sono infatti capaci di descrivere la stagionalità contestualmente al luogo di campionamento. Questo avviene alla luce del fatto che i coda comuni, si comportano all'interno di un ambiente in funzione degli altri coda presenti (Teoria dei giochi) (RANTA, 2006). Inoltre i coda comuni ai tre ambienti rappresentano gruppi relativamente generalisti, che dunque mal si adattano alla descrizione della sommatoria di caratteristiche ambientali, che andranno invece ad influenzare i coda più specialisti.

Il quadro ottenuto dallo studio del complesso dei coda in un ambiente, giova dunque sia della (i) interrelazione esistente tra i gruppi che (2) dalla presenza di quei gruppi (anche scarsamente rappresentati in termini di biomassa) più specializzati.

#### 4.4.1. XI: un gruppo troppo eterogeneo?

Il comportamento del gruppo **XI** lascia adito a critiche sulla sua capacità di descrivere in maniera comprensibile, in associazione ovviamente ad altri gruppi, i gradienti ambientali di un sistema. Questo raggruppamento infatti, è rappresentato da specie con forme e rapporti  $s v^{-1}$  molto simili, e in funzione di queste caratteristiche, le specie di questo codon dovrebbero condividere il loro comportamento nei confronti delle forzanti ambientali. All'interno di questo codon sono incluse molte alghe verdi prive di flagelli del genere *Monoraphidium* (Chlorophyta) dalla forma tipicamente affusolata e aghiforme, alghe verdi coloniali immerse in mucillagine come i *Selenastrum*, a forma di mezza luna, con o senza mucillagine come *Ankistrodesmus*, alga verde coloniale dalla tipica forma allungata. Sono collocate in questo gruppo anche le entità del picofitoplancton clorococcale (Chlorophyceae).

La scelta dei caratteri per l'inserimento in questo gruppo, sono relegati ad una caratteristica principalmente morfologica, che non tiene in considerazione anche altri parametri ecologici, a parte l'habitat di rinvenimento: ambienti piccoli e con elevati carichi di nutrienti. Questo raggruppamento pertanto, potrebbe essere molto più eterogeneo di quello che attualmente si considera, e potrebbe essere smembrato in altri gruppi, o quantomeno, potrebbe essere definito ulteriormente.

## 5. Conclusioni

L'approccio teorico legato all'utilizzo dei gruppi funzionali, abbinato ad alcune tecniche di statistica multivariata, sottoscrive l'esigenza di descrivere le condizioni ambientali di un dato ecosistema in una maniera indiretta, utilizzando i coda come sonda delle condizioni ecologiche.

Dovendo comprendere se i gruppi funzionali fossero davvero in possesso delle proprietà descrittive indirette dei gradienti ambientali, ci si è avvalsi di tecniche di analisi statistica che fossero appunto indirette (nMDS e PCA). Per raggiungere questo obiettivo però, è stato necessario avvalersi anche delle analisi dirette dei gradienti (CCA), sfruttando le matrici dei dati abiotici, per potere effettuare i dovuti confronti con i risultati ottenuti per via indiretta, e dunque testare il modello di risposta ottenuto per via indiretta.

In relazione all'utilizzo di indici appropriati ed alla scelta di condurre analisi indirette dei gradienti, la scelta si è rivolta sul nMDS come strumento per rappresentare i limnoecosistemi (e.g.: SALMASO, 1996, SALMASO & PADISÁK, 2007).

In ecologia quantitativa la scelta tra gli indici che misurano la distanza tra campioni è piuttosto ampia. Per lo studio di dati di abbondanza sono noti in letteratura una serie di indici di (dis-)dissimilarità come: distanza di Chord, distanza Euclidea, Chi-quadro ( $\chi^2$ ), distanza di Hellinger, distanza di Bray-Curtis, etc.. La scelta di utilizzo dell'indice di (dis-) di Bray-Curtis si è basata sulla caratteristica intrinseca di non risentire della presenza di molti zero nelle matrici alla quali deve essere applicato, e risulta dunque essere un ottimo strumento per calcolare la similarità tra campioni di biomassa (vedi: LEGENDRE & GALLAGHER, 2001 e letteratura ivi citata). Durante le fasi di ricerca dell'indice che meglio si adattasse ai nostri dati sorgente, sono stati testati tra gli altri anche la distanza di Chord e quella euclidea. Nel primo caso la rappresentazione delle biomasse espressa sia con nMDS che con cluster analysis ha mostrato una buona restituzione del dato, per molti aspetti simile a quella prodotta dalla distanza di Bray-Curtis, ma con stress più prossimi a valori che non offrono una robusta interpretazione dei diagrammi di dispersione. Nel caso della distanza euclidea si è potuto osservare invece, sia dai grafici di dispersione che dall'entità dello stress, la sua inapplicabilità a matrici di abbondanza o di biomassa, come per altro già noto in letteratura (LEGENDRE & GALLAGHER, 2001). I problemi generati dall'applicazione di questo ultimo indice inducono a situazioni paradossali, ad esempio mostrare un campione molto più vicino ad un altro, che possiede poche caratteristiche in comune con il



primo, rispetto ad un altro che è invece molto più simile. Il paradosso della distanza euclidea si trasmette anche alle analisi statistiche che a questo fanno ricorso, come ad esempio la PCA. Nel caso delle PCA applicate al Gorgo di Rebuttone è probabilmente imputabile a questa ragione la scarsa interpretabilità dei grafici ottenuti con questo tipo di analisi, sulle matrici di biomassa. Anche nel caso della CCA, dove si ricorre alla distanza  $\chi^2$ , possono osservarsi alcuni paradossi prodotti dalle distanze generate da questo indice (LEGENDRE & GALLAGHER, 2001).

Il tentativo di esplorare i gradienti ambientali utilizzando i coda come indicatori indiretti della variazione dei fattori abiotici, consente di evitare la “forzatura” imposta dalle analisi di tipo diretto dei gradienti (*constrained*) che utilizzano le matrici dei fattori ambientali per descrivere le distribuzioni delle specie. Inoltre, la possibilità di scegliere l'indice appropriato al tipo di tabella dati disponibile, consente di aggirare i paradossi generati da alcuni indici.

Nel caso degli ambienti presi a modello, i risultati mostrati dalla possibilità di scelta di indici idonei, l'utilizzo del nMDS e dei gruppi funzionali come “proxy” del sistema, ci ha consentito di osservare lo sviluppo cronologico di entità omogenee come i coda, e di testare poi l'entità della relazione tra queste e lo sviluppo dei gradienti con le CCA, analisi che meglio si adattano all'interpretazione della componente abiotica.

L'utilizzo dei gruppi funzionali nei tre ecosistemi restituisce una chiara lettura temporale della successione dei gruppi, orientata nel senso della stagionalità dettata dal tipo di clima al quale è soggetta la nostra isola. La stagionalità rappresenta dunque, la maniera più semplice per descrivere la sommatoria della variazione temporale dei parametri ambientali abiotici.

Per quanto riguarda il Biviere di Gela ad esempio, i meccanismi qui descritti mostrano come l'affetto dell'innalzamento delle temperature possa influire significativamente sui volumi di acqua invasati in un bacino poco profondo, agendo così sugli equilibri dell'ecosistema e spingendolo attraverso un continuum di stadi alternativi stabili. L'elevato disturbo determinato dai fenomeni evaporativi e dall'intervento umano volto al tentativo di impedire il disseccamento del sito, hanno nel complesso reso più difficoltosa e meno chiara l'interpretazione dei grafici di similarità prodotti con il nMDS. Gli interventi umani inoltre, programmati senza una adeguata conoscenza sul funzionamento dei sistemi naturali, può contribuire ad influenzare negativamente la struttura del biota, compromettendone il

funzionamento originario. Nel complesso si può affermare, che la dinamica temporale delle successioni fitoplanctoniche nel Biviere, siano in generale influenzate dal continuo incremento delle temperature che, in una delle zone più aride della Sicilia, produce un effetto sensibile. Da un punto di vista posto ad una scala temporale minore, anche l'azione dell'uomo ha contribuito alle variazioni delle condizioni ecologiche del bacino.

Per quanto riguarda il Gorgo di Rebuttone, l'azione antropica si è rivelata attraverso il disturbo esercitato dalla continua immissione di fauna ittica alloctona. Risulta subito evidente dai grafici, l'influenza della variazione delle condizioni climatiche, consentendo nel complesso una spiegazione dell'ecosistema più chiara ed intuitiva, sempre sulla base dell'interpretazione dei risultati ottenuti dalle analisi statistiche. Paradossalmente, l'inserimento della fauna ittica ha infatti marcato in maniera molto forte, la segregazione dei gruppi funzionali, in relazione alle stagioni.

L'interpretazione dei dati relativi allo Stagno di Santa Rosalia invece, resta ancora per certi versi in ombra, non essendo ancora del tutto chiaro in che misura la dinamica fitoplanctonica del primo periodo di studio, sia influenzata dalla presenza delle alghe perifitiche o se esistono altri fattori più importanti nella determinazione della successione. Nel secondo periodo preso in esame infatti, dove sussistevano nel complesso le stesse condizioni della vegetazione perifitica, è possibile osservare, seppure da un frammento della successione, come sia leggibile l'andamento stagionale del bacino. La scelta di valutare le condizioni ambientali, creando una matrice che contenesse informazioni contemporaneamente sui due periodi, ha in ultima analisi reso chiara la descrizione della stagionalità e dunque dell'andamento dei gradienti relazionati con questa.

Lo strumento dei gruppi funzionali qui proposto ed utilizzato, inserito nell'ambito del monitoraggio delle acque superficiali, ha mostrato essere un efficace ausilio nella descrizione indiretta dei gradienti ambientali e dei fattori che influenzano in maggiore misura la dinamica stagionale di una delle sue componenti fondamentali, dunque, offrendo una interpretazione dello stato ecologico delle acque dolci. Il continuo progredire del perfezionamento teorico di questo approccio, consente di ben sperare nei confronti delle sue possibili applicazioni future, soprattutto in quei contesti ove non sia previsto l'ausilio di esperti nella tassonomia del fitoplancton, di ecologi delle alghe e di limnologi.

In un contesto di protocolli proponibili agli enti gestori ed ai *decision makers* i gruppi funzionali offrono già in letteratura, un'ampia disponibilità di articoli scientifici teorici (si

veda la bibliografia) ed applicativi, soprattutto nell'ambito della limnologia dei corpi d'acqua continentali dalle dimensioni più estese, come gli studi che propongono indici fondati sull'utilizzo di questo approccio (vedi PADISÁK *et al.*, 2009 e letteratura ivi citata). La concretizzazione delle possibilità di utilizzo degli strumenti adottati in questo lavoro nell'ambito degli ambienti naturali più importanti nel quadro climatico esibito dalle aree mediterranee, come gli stagni temporanei, apre uno scenario interessante nell'analisi di quegli ambienti spesso considerati marginali nel panorama dello studio degli ecosistemi acquatici. I risultati finali confortano l'assunto iniziale in merito alle possibilità di utilizzo della morfologia e delle dimensioni delle specie e del raggruppamento di queste in associazioni, nel rivelare in ultima analisi, quali siano le condizioni generali degli ecosistemi e quali siano le principali forzanti ambientali che li modellano nel tempo.

Resta sempre aperta la possibilità di perfezionare ulteriormente la capacità di analisi e le possibilità di interpretazione dei dati, attraverso un ampliamento delle tecniche di analisi statistica utilizzata. In fine, è necessario augurarsi, che le ricerche nell'ambito della definizione di associazioni fitoplanctoniche altamente descrittive, possa proseguire attraverso l'impegno di coloro che incrementeranno le nostre conoscenze sull'autoecologia, l'ecologia, la tassonomia delle alghe, la limnologia in generale e la statistica multivariata.

## Bibliografia

- ALVAREZ-COBELAS M., ROJO C. & D. ANGELER. 2005. Mediterranean limnology: current status, gaps and the future. *Journal of Limnology*, 64:13-29.
- APHA, 1992. "Standard methods for the examination of water and wastewater". American Public Health Association, Washington, 1134 pp..
- AKTAN Y., GÜREVİN C. & Z. DORAK. 2009 .The effect of environmental factors on the growth and size structure of two dominant phytoplankton species in Büyükçekmece Reservoir (İstanbul, Turkey). *Turk. J. Biol.*, 33: 335-340.
- BARONE R. & L. NASELLI FLORES, 1994. "Phytoplankton dynamics in a shallow, hypertrophic reservoir (Lake Arancio, Sicily)". *Hydrobiologia*, 289: 199-214.
- BARONE R., MARRONE F. & L. NASELLI-FLORES. 2006. First record of *Cyanophora paradoxa* Koršikov (Glaucocystophyta) in Italy. *Naturalista Siciliano*, 30(1): 97-106.
- BARONE R., TERMINE R. & B. MASSA. 2008. Note su un bloom di *Prymnesium parvum* (Haptophyta) nel lago di Pergusa e sue conseguenze sulla fauna. *Il Naturalista Siciliano*, 32: 187-200.
- BARONE R., CASTELLI G. & L. NASELLI-FLORES. 2010. Red sky at night Cyanobacteria delight: the role of climate in structuring phytoplankton assemblage in a shallow, Mediterranean lake (Biviere di Gela, southeastern Sicily). *Hydrobiologia*, 639: 43-53.
- BALLATORE G. P., & G. FIEROTTI, 1968. "Carta dei suoli della Sicilia". *Industria Grafica Nazionale*.
- BARSANI L. & P. GUALTIERI, 2006. Algae : anatomy, biochemistry, and biotechnology. CRC Press, an imprint of *Taylor & Francis Group*, 301 pp. ISBN-13: 978-0-8493-1467-4.
- BLASIUS J. & M. GREENACRE. 1998. Visualization of categorical data. Academic Press, 594 pp.
- BRULLO S. & S. SCIANDRELLO. 2006. La vegetazione del bacino lacustre "Biviere di Gela" (Sicilia Meridionale). *Fitosociologia*, 43(2): 21-40.
- BRUNO M., MESSINEO V., MELCHIORRE S., MATTEI D. – 2004, *Dinamica di specie algali tossiche nei laghi di Albano e Nemi*, Istituto Superiore Sanità, Rapporti ISTISAN 04/32.
- BOURRELLY P., 1985. "Les Algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome III: Les Algues bleues et rouges. Les Euglénes, Péridinies et Cryptomonadies". *Société Nouvelle des Editions Boubée*, Paris, 606 pp.

- BOURRELLY P., 1988. "Les Algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome I: Les Algues vertes". *Société Nouvelle des Editions Boubée*, Paris, 572 pp.
- BOURRELLY P., 1990. "Les Algues d'eau douce. Compléments Tome I: Les Algues vertes". *Société Nouvelle des Editions Boubée*, Paris, 182 pp..
- BRAY J. R. & J. T. CURTIS. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.*, 27: 325-349.
- CARLSON R. E. & J. SIMPSON, 1996. "A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods". *North American Lake Management Society*, 96 pp.
- CARLSON R. E. 1992. "Expanding the trophic state concept to identify non-nutrient limited lakes and reservoirs". pp.59-71, in: Proceedings of a National Conference on Enhancing the State Lake Management Programs. *Monitoring and Lake Impact Assessment*. Chicago.
- COLE J., G. LIKENS & J. HOBBIE, 1984. "Decomposition of planktonic algae in an oligotrophic lake". *Oikos*, 42: 257-266.
- CHORUS I., BARTRAM J., 1999. Toxic Cyanobacteria in Water. London: E & F Spon.
- CALVO S., BARONE R., NASELLI-FLORES L., ORESTANO C., LUGARO A., DONGARRÀ G. & G. GENCHI. 1993. Limnological investigations on lakes and reservoirs in Sicily. *II Naturalista Siciliano*, 17 (suppl.): 1-292.
- CLARKE K.R. & R.N. GORLEY. 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- CLARKE K.R. & WARWICK R.M. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth.
- DOWNING J.A, PRAIRIE Y.T., COLE J.J., DUARTE C.M., TRANVIK L.J., STRIEGL R.G., MCDOWELL W.H., KORTELAINEN P., CARACO N.F., MELACK J.M. & J.J MIDDELBURG. 2006. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and Oceanography*, 51(5): 2388-2397.
- DURKIN C.A., MOCK T. & E. V. ARMBRUST. Chitin in Diatoms and Its Association with the Cell Wall. *Eukaryotic Cell*, 7(8):1038-150.
- EPPLEY R.W., ROGERS J.N. & J.J. MCCARTHY. 1969. Half-Saturation Constants for Uptake of Nitrate and Ammonium by Marine Phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, 14(6): 912-920.
- FALCONER I.R., BERESFORD A.M., & M.T.C. RUNNEGAR. 1983. Evidence of liver damage by toxin from a bloom of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa*. *Med. J. Aust.*, 1: 511-514.

- FEOLI E. & L. ORLOCI. 1991. The proprieties and interpretation of observation in vegetation studies. *Coenoses*, 6:61-70.
- FUJII S., NISHIMOTO N., NOTOYA A. & J. A. HELLEBUST. 1995. Growth and Osmoregulation of *Chaetoceros muelleri* in Relation to Salinity. *Plant. Cell. Physiol.*, 36(5): 759-764.
- FUNARI E., SCARDALA S. & E. TESTAI. 2008. Cianobatteri potenzialmente tossici: aspetti ecologici, metodologici e valutazione del rischio. *Rapporti ISTISAN*. 08/6, 92 pp.
- FRITZ E. S. 1974. Total Diet Comparison in Fishes by Spearman Rank Correlation Coefficients. *Copeia*, 1: 210-214.
- GRILLAS P., GAUTHIER N., YAVERKOVSKY N. & C. PERENNOU. 2004. Mediterranean Temporary Pools. Volume 1 - Issues relating to conservation, functioning and management. *Station biologique de la Tour du Valat, Le Sambuc 13200 Arles – France*, 121 pp. ISBN 2-9103-6850-5.
- GIGLIOLI I & E. SWYNGEDOUW. 2008. Let's Drink to the Great Thirst! Water and the Politics of Fractured Techno-natures in Sicily. *International Journal of Urban and Regional Research*, 32:392-414
- GITAY H. & I. R. NOBLE. 1997. What are functional types and how should we seek them? In: Plant Functional Types – Their Relevance to Ecosystem Properties and Global Change (Eds T.M. Smith, H.H. Shugart & F.I. Woodward), pp. 3–19. *Cambridge University Press*, Cambridge.
- GRANÉLI E. & N. JOHANSSON. 2003. Increase in the production of allelopathic substances by *Prymnesium parvum* cells grown under N- or P-deficient conditions. *Harmful Algae*, 2: 135-145.
- GRIME J.P. 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature*, 250: 26-31
- GRIME J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist*, 111: 1169-94.
- GRIME J.P. 1979. Plant Strategies and Vegetation Processes. *John Wiley and Sons Ltd*, Chichester, 222 pp.
- GRIME J.P. 2001. Plant Strategies, Vegetation Processes and Ecosystem Properties. *John Wiley and Sons Ltd*, Chichester, 456 pp.
- GUENTHER M. & R. BOZELLI, 2004. “Factors influencing algae-clay aggregation”. *Hydrobiologia*, 523: 217-223.

- HERTH W. 1979. The site of  $\beta$ -chitin fibril formation in centric diatoms. II. The chitin-forming cytoplasmic structures. *Journal of Ultrastructure Research*, 68 (1):16-27.
- HETTL H. 1983. "Chlorophyta. I. Phytomonadina". In: A. Pascher, Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 9. *Gustav Fischer Verlag Stuttgart*, 807 pp.
- HUBER PESTALOZZI, G., 1955. "Das Phytoplankton des Süßwassers. Euglenophyceen". Die Binnengewässer, Band XVI, 4. *E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung*, Stuttgart, 606 pp.
- HUTCHINSON G.E., 1937. "A contribution to the limnology of arid regions, primarily founded on observations made in the Lahontan Basin". *Trans. Conn. Acad. Arts Sci.*, 33: 47-132.
- HUTCHINSON G.E.. 1959. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals. *The American Naturalist*, 870 (93): 145-159.
- HUTCHINSON G.E., 1969. "Eutrophication, past and present". In: Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. *National Academy Sciences*.
- HAMMER O., HARPER D.A.T. & P.D. RYAN. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4: 4-9.
- IEROTHEOS Z., DIMITRIOU E., DEKKER A. & E. DORSMAN. 2007. Overview of temporary ponds in the Mediterranean region: Threats, management and conservation issues. *Journal of Environmental Biology*, 28(1): 1-9.
- JONGMANN R.H.G., TER BRAAK C.J.F., VAN TORGEREN O.F.R., 1995. Data Analysis in Community and Landscape Ecology. Cambridge University Press, 299 pp.
- KOMÁREK, J. & V. B. FOTT, 1983. "Chlophyceae. Chlorococcales". In: G. Huber-Pestalozzi, Das Phytoplankton des Süßwassers, Die Binnengewässer, Band XVI, 7 (1). *E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung*, Stuttgart, 1044 pp.
- KRUSKAL J.B. 1964. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a non metric hypothesis. *Psychometrika*, 29: 1-27.
- KRUSKAL J.B. & M. WISH. 1978. Multidimensional scaling. *Sage Publications*, London, 96 pp. .
- HILLEBRAND H., DÜRSELEN C.D., KIRSCHTEL D., POLLINGHER U. & T. ZOHARY. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*. 35: 403–424.
- LEGENDRE F. & E. D. GALLAGHER. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129: 271-280.

- LEPŠ J. & P. ŠMILAUER. 2003. Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. *Cambridge University Press*, 310 pp.
- LUTERBACHER J. et al., 2006. Mediterranean Climate Variability Over The Last Centuries: A Review. In: Lionello, P., P. Malanotte-Rizzoli & R. Boscolo (eds), *The Mediterranean Climate: an overview of the main characteristics and issues. Elsevier, Amsterdam*, 438 pp. .
- LÜRLING M. 2003. Phenotypic plasticity in the green algae *Desmodesmus* and *Scenedesmus* with special reference to the induction of defensive morphology. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.*, 39 (2): 85-101.
- MADONIA P., NASELLI FLORES L., PARELLO F., PARLATO B. & A.VIOLA. 2006. Ecological evolution of a Gypsum lake in central Sicily, Italy: integration of historical data with modern survey techniques. *Chemistry and Ecology*, 22(1): 333–347.
- MANNO E., VASSALLO M., VARRICA D., DONGARRÀ G. & S. HAUSER. 2007. Hydrogeochemistry and water balance in the coastal wetland area of “Biviere di Gela,” Sicily, Italy. *Water, Air & Soil Pollution*, 178: 179-193.
- MASSART D.L., SMEYERS-VERBEKE J., CAPRONA X. & K. SCHLESIER. 2005. Visual presentation of data by means of Box Plots. *FC GC Europe*, 18(4): 215-218.
- MOBERG A.D., M. SONECHKIN, K. HOLMGREN, N.M. DATSENKO & W. KARLEN. 2005. Highly variable Northern Hemisphere temperatures reconstructed from low- and high-resolution proxy data. *Nature*, 433: 613-617.
- MOSS B., D. HERING, A. J. GREEN, A. AIDOU, E. BECARES, M. BEKLIOGLU, H. BENNION, D. BOIX, S. BRUCET, L. CARVALHO, B. CLEMENT, T. DAVIDSON, S. DECLERCK, M. DOBSON, E. VAN DONK, B. DUDLEY, H. FEUCHTMAYR, N. FRIBERG, G. GRENOUILLET, H. HILLEBRAND, A. HOBBAEK, K. IRVINE, E. JEPPESEN, R. JOHNSON, I. JONES, M. KERNAN, T. L. LAURIDSEN, M. MANCA, M. MEERHOFF, J. OLAFSSON, S. ORMEROD, E. PAPASTERGIADOU, W. E. PENNING, R. PTACNIK, X. QUINTANA, L. SANDIN, M. SEFERLIS, G. SIMPSON, C. TRIGA, P. VERDONSCHOT, A. M. VERSCHOOR, & G. A. WEYHENMEYER. 2009. Climate change and the future of freshwater biodiversity in Europe: a primer for policy makers. *Freshwater Reviews*, 2:103–130. BioOne.
- MORRIS I. 1980. Studies in ecology volume 7. In: Morris (Ed) *The physiological ecology of phytoplankton. University of California Press*, 625 pp..
- MOHR S. & R. ADRIAN. 2002. Reproductive success of the rotifer *Brachionus calyciflorus* feeding on ciliates and flagellates of different trophic modes. *Freshwater Biology*, 47 (10): 1832-1839.
- NATALE L., 1981. *Idrologia Tecnica. Manuale di Ingegneria Civile*, Vol. 1. *Zanichelli*, Bologna, 339 pp.



- NASELLI FLORES L. 2003. Man-made lakes in Mediterranean semi-arid climate: the strange case of Dr Deep Lake and Mr Shallow Lake. *Hydrobiologia*, 506-509:13-21
- NASELLI FLORES L. & R. BARONE, 1997. "Importance of water-level fluctuation on population dynamics of cladocerans in a hypertrophic reservoir (Lake Arancio, south-west Sicily, Italy)". *Hydrobiologia*, 360: 223-232.
- NASELLI FLORES L. & R. BARONE. 1998. Phytoplankton dynamics in two reservoirs with different trophic state (Lake Arancio and Lake Rosamarina, Sicily). *Hydrobiologia*, 269/370: 163-178.
- NASELLI FLORES L. & R. BARONE. 2002. Limnology of a small, temporary water body: the Pond of Santa Rosalia (Sicily, Italia). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 28: 1-5.
- NASELLI FLORES L. & R. BARONE. 2003. Steady-state assemblages in a Mediterranean hypertrophic reservoir. The role of *Microcystis* ecomorphological variability in maintaining an apparent equilibrium. *Hydrobiologia*, 502:133–143.
- NASELLI FLORES L. & R. BARONE. 2005. Water-level fluctuations in Mediterranean reservoirs: Setting a dewatering threshold as a management tool to improve water quality. *Hydrobiologia*, 548:85–99.
- NASELLI FLORES L. & R. BARONE. 2007. Pluriannual morphological variability of phytoplankton in a highly productive Mediterranean reservoir (Lake Arancio, Southwestern Sicily). *Hydrobiologia*, 578: 87–95.
- NASELLI FLORES L., BARONE R., CHORUS I. & R. KURMAYER. 2007. Toxic Cyanobacterial Blooms in Reservoirs Under a Semiarid Mediterranean Climate: The Magnification of a Problem. *Environ. Toxicol.*, 22: 399–404.
- NASELLI FLORES L., PADISÁK J. & M. ALBAY. 2007a. Shape and size in phyoplankton ecology: do they matter? *Hydrobiologia*, 578: 157-161.
- NAUMANN E., 1929. "The scope and chief problems of regional limnology". *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 21: 423.
- PADISÁK J., 1992. Seasonal succession of phytoplankton in a large shallow lake (Balaton, Hungary). A dynamic approach to ecological memory, its possible role and mechanisms. *Journal of Ecology*, 80(2): 217-230.
- PADISÁK J., GÁBOR B., GRIGORSZKY I. & SORÓCZKI-PINTÉR. 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia*, 553:1–14
- PADISÁK J., CROSSETTI L. & L. NASELLI-FLORES. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621:1-19.

- PODANI J., 2000. Introduction to the exploration of multivariate biological data. *Backhuys*, Leiden, 407 pp.
- PFLUGMACHER S., JUNG K., LUNDVALL L., NEUMANN S. & A. PEUTHERT. 2006. Effects of cyanobacterial toxins and cyanobacterial cellfree crude extract on germination on alfalfa (*Medicago sativa*) and induction of oxidative stress. *Environ. Toxicol. Chem.*, 25:2381–2387.
- QUINN & KEOUGH. 2002. Experimental Design and Data Analysis for Biologist. *Cambridge University Press*, 537 pp.
- REYNOLDS C.S. . 1984. Phytoplankton periodicity: the interaction of form, function and environmental variability. *Freshwater Biology*. 14: 11-42.
- REYNOLDS C.S. . 1997. Vegetation Processes in the Pelagic: A Model for Ecosystem Theory. Ecology institute, D-21386 Oldendorf/Luhe Germany, 371 pp. .
- REYNOLDS C.S. . 2006. Ecology of Phytoplankton. Cambridge University Press, 535 pp.
- REYNOLDS C.S., V.L. HUSZAR, C. KRUK, L. NASELLI FLORES & S. MELO. 2002. “Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton”. *J. Plankton Res.*, 24: 417-428.
- RICHARDSON K., J. BEARDALL & J. A. RAVEN. (1983) Adaptation of unicellular algae to irradiance: an analysis of strategies. *New Phytologist*, 93: 157-91.
- SALMASO N. . 1996. Seasonal variations in the composition and rate of change of the phytoplankton community in a deep subalpine lake (Lake Garda, Northern Italy) An application of nonmetric multivariate scaling and cluster analysis. *Hydrobiologia*, 337: 49-68.
- SALMASO N. & J. PADISÁK. 2007. Morpho-Functional Groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia*, 578: 97-112.
- SCHEFFER M., S. H. HOSPER, M. L. MEIJER, B. MOSS & E. JEPPESEN, 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution*, 8: 275-279.
- SCHEFFER M. & E. H. VAN NES. 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*, 584: 455–466.
- SMITH T.M., SHUGART H.H., WOODWARD F.I. & P.J. BURTON. 1993. Plant functional types. In: *Vegetation Dynamics and Global Change* (Eds A.M. Solomon & H.H. Shugart). *Chapman & Hall*, New York, pp. 272–292.
- SOMMER U, 1989. Plankton Ecology: Succession in Plankton Communities. *Springer Verlag*, Berlin.

- STERNER R. W. 1989. The role of grazers in phytoplankton succession. See Sommer 1989, pp. 107–70.
- POCIECHA A., WILK-WOŹNIAK E., 2008, Comments on the diet of *Asplanchna priodonta* (Gosse, 1850) in the Dobczycki dam reservoir on the basis of field sample observations. *Ocean. Hydrob. Studies*, 37(3): 63-69.
- RAUP D. & R.E. CRICK. 1979. Measurement of faunal similarity in paleontology. *Journal of Paleontology*, 53:1213-1227.
- RICHARD D.S., BEATTLE K.A. & G.A. CODD. 1983. Toxicity of cyanobacterial blooms from Scottish freshwaters. *Environm. Technol. Letters*, 4: 377-382.
- SCHEFFER M., HOSPER S.H., MEIJER M-L., MOSS B. & E. JEPPESEN. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution*, Volume 8, Issue 8, pp 275-279. ISSN 0169-5347.
- SCHEFFER M. 1998, Ecology of shallow lakes. *Kluwer Academic Publishers*, pp. 357.
- SCHEFFER M. & E.H. VAN NES. 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*, 584: 455-466.
- SHEPARD R. N.. 1962. TRhe analysis of proximities: multidimensional scaling with an unknown distance function. II. *Psykometrika* 27: 219-246.
- SHIVA V. 2004. Le guerre per l'acqua. *Feltrinelli*, 158 pp. ISBN 8807170760
- SÁNCHEZ E., C. GALLARDO, M. A. GAERTNER, A. ARRIBAS & M. CASTRO, 2004. Future climate extreme events in the Mediterranean simulated by a regional climate model: a first approach. *Global and Planetary Change*, 44: 183-180.
- STELLA E., 1984. Fondamenti di limnologia. *Edizioni dell'Ateneo*, Roma, 299 pp.
- STEVENSON R. J., BOTHWELL M. I. & R. L. LOWE, 1996. Algal Ecology: freshwater benthic ecosystems. Aquatic ecology series. *Academic Press*, an imprint of *Elsevier* San Diego, 753 pp. ISBN 0-12-668450-2
- TARTARI G. A. & R. MOSELLO, 1997. Metodologie analitiche e controlli di qualità nel laboratorio chimico dell'Istituto Italiano di Idrobiologia. *Documenta dell'Istituto Italiano di Idrobiologia*, 60: 1-160.
- THORNTHWAITE C. W. .1948. An approach towards a rational classification of climate. *Geographical Review*, 38: 85–94.

- TER BRAAK, C. J. F. & P. ŠMILAUER. 2002. CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). *Microcomputer Power* (Ithaca NY, USA), 500 pp.
- TURNER P.C., GAMMIE A.J., HOLLINRAKE K., CODD G.A., 1990. Pneumonia associated with contact with cyanobacteria. *Br. Med. J.*, 300: 1440-1441.
- THOMPSON D.W. 1961. On Growth and Form. *Cambridge University Press*, 143 pp.
- UTERMHÖL H. . 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. int. Ver. theor. angew. Limnol.*, vol. 9, 38 pp.
- WEITHOFF G. 2003. The concepts of 'plant functional types' and 'functional diversity' in lake phytoplankton – a new understanding of phytoplankton ecology? *Freshwater Biology*, 48: 1669–1675.
- WELCH P.S., 1952. "Limnology". *McGraw-Hill*, New York, 538 pp.
- WETZEL R.G. & G. E. LIKENS, 1991."Limnological Analyses". 2nd ed. *Springer-Verlag*, New York, Inc. 391 pp.
- WHITE S. H., DUIVENVOORDEN L. J, FABBRO L. D., 2005. A decision-making framework for ecological impacts associated with the accumulation of cyanotoxins (cylindrospermopsin and microcystin). *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 10 (1): 5–37.
- WHITTON B. A. & M. POTTS. 2002. The Ecology of Cyanobacteria - Their Diversity in Time and Space. *Kluwer Academics Publishers*, 69 pp. ISDN 0-7923-4735-8
- WILSON A. E., SARNELLE O. & A.R. TILLMANN. 2006. Effects of Cyanobacterial toxicity and morphology on the population growth of freshwater zooplankton: Meta-analyses of laboratory experiments. *Limnology and Oceanography*, 51(4): 1915–1924
- WILLIAMS D.D., 1987. The ecology of temporary waters. *Croom Helm*, 205 pp. ISBN 0-7099-5211-2.
- WILLIAMS D.D. 2006. The Biology of Temporary Waters. *Oxford University Press*, 337 pp. ISBN: 0-19-852812-4.
- ZAMPINO D., DURO A., PICCIONE V. & C. SCALIA, 1997. "Fitoclima della Sicilia Teudogrammi secondo Walter e Lieth. In: A. Guerrini (Ed.), Atti del 5° Workshop del Progetto Strategico C.N.R. "Clima Ambiente e Territorio del Mezzogiorno" (Amalfi, 28-30 Aprile 1993) Tomo II: 7-54.