

UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PARMA

Dottorato di ricerca in Ecologia

Ciclo XXII

Interazione tra fattori idraulici e trofici nel controllo  
della comunità potamoplanctonica del Fiume Adige  
lungo un gradiente longitudinale.

Coordinatore:  
Chiar.mo Prof. Giulio De Leo

Relatore:  
Chiar.mo Prof. Giampaolo Rossetti

Correlatore:  
Dott. Nico Salmaso

Dottorando: Andrea Zignin



## **Riassunto:**

### **Interazione tra fattori idraulici e trofici nel controllo della comunità potamoplanctonica del Fiume Adige lungo un gradiente longitudinale.**

La presente tesi di dottorato si propone di incrementare le conoscenze ecologiche relative allo sviluppo della comunità potamoplanctonica in relazione alle principali variabili fisiche, chimiche e biologiche rilevate lungo il corso del fiume Adige. Lo studio è stato effettuato in cinque stazioni ubicate lungo la parte valliva e planiziale del fiume, per un tratto di circa 245 km, da Bolzano a Rovigo.

Nelle cinque stazioni, i nutrienti algali non sembrano rappresentare un fattore limitante per la crescita algale. Le concentrazioni medie annuali di fosforo totale e DIN (azoto inorganico disciolto) hanno sempre presentato valori superiori a  $20 \mu\text{g P l}^{-1}$  e  $0,5 \text{ mg N l}^{-1}$ .

Le densità della comunità zooplanctonica (principalmente composta da rotiferi) hanno mostrato valori piuttosto limitati registrando una media annuale inferiore a  $1000 \text{ ind. m}^{-3}$ . Gli organismi zooplanctonici hanno sempre presentato una dipendenza negativa dalla portata del fiume, senza alcuna particolare relazione con la biomassa algale, ciò che porterebbe ad escludere un possibile controllo top down sulla comunità fitoplanctonica.

Analogamente, le biomasse algali totali hanno mostrato un'evidente correlazione negativa con la portata idraulica e, in minor misura, con le variabili ad essa connesse. Più specificatamente, le limitate biomasse medie annuali rilevate in tutti i tratti osservati (generalmente sempre inferiori a  $3 \mu\text{g l}^{-1}$  come clorofilla-*a*) sono state associate all'alta velocità di corrente del fiume, mai inferiore a  $0,5 \text{ m s}^{-1}$ .

Da nord verso la foce, la comunità fitoplanctonica mostra evidenti cambiamenti passando da una comunità dominata da specie bentoniche e ticoplanctoniche (specie presenti solo occasionalmente nella colonna d'acqua) ad una comunità costituita da organismi più tipicamente planctonici e a rapida crescita (piccole diatomee centriche, Chlorococcales e Cryptophyceae). Inoltre, l'analisi multivariata delle matrici fitoplanctoniche mette in evidenza un significativo impatto della regimentazione idraulica sull'evoluzione stagionale della comunità specialmente nella stazione valliva.

La bassa concentrazione della biomassa fitoplanctonica è dovuta principalmente al particolare regime alpino del fiume Adige, caratterizzato da elevate portate nei periodi più favorevoli allo sviluppo algale. Ciò contrasta ampiamente con quanto accade invece nei principali fiumi europei dove i periodi di bassa portata coincidono con gli intervalli di tempo compresi tra fine primavera ed estate. Questo aspetto evidenzia come sia importante prendere in considerazione, nella valutazione dello stato "trofico" di un fiume, anche le sue caratteristiche idrografiche, studiando dettagliatamente la morfologia del corso d'acqua, individuando l'eventuale presenza di zone riparie in grado di favorire lo sviluppo fitoplanctonico e, infine, valutando il ruolo svolto dalla presenza di eventuali sbarramenti lungo l'asta del fiume nell'innescare di bloom algali destinati a peggiorare inevitabilmente la qualità dell'acqua.

Una sezione specifica della tesi riporta i risultati ottenuti da uno studio effettuato per valutare le variazioni giornaliere delle principali variabili fisiche, chimiche e biologiche nella stazione di Boara Pisani (Rovigo). Tale sperimentazione, effettuata a scala giornaliera, ha fornito elementi importanti per la corretta valutazione delle fluttuazioni diurne della comunità fitoplanctonica, permettendo di interpretare correttamente le variazioni osservate nei campionamenti effettuati con cadenza quindicinale.

## **Abstract:**

### **Relations between hydraulic and trophic factors controlling the development of potamoplankton in River Adige along longitudinal gradient.**

In this work we evaluate the influence of the main physical, chemical and biological factors on the temporal modifications occurring on the structure and dynamics of the phytoplankton community in five stations located in a trait of 245 km, from the upper to the lower course of the River Adige.

In all the sampling points, the algal growth is never really limited by nutrients. The concentrations of total phosphorus and DIN (Dissolved Inorganic Nitrogen) are always above  $20 \mu\text{g l}^{-1}$  and  $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ , respectively. Conversely, the total algal biomasses are highly and negatively correlated with the hydraulic discharge and other variables related to hydrology (such as mineral turbidity). More specifically, the low values of biomass in the studied stations (which generally display concentrations less than  $3 \mu\text{g l}^{-1}$  as chlorophyll-*a*) are due to the high velocity of the water column (never below  $0,5 \text{ m s}^{-1}$ ).

Apparently, hydrological characteristics of River Adige are detrimental for the development of consistent populations of micrograzers. The study showed the existence of a very poor zooplankton community (mainly rotifers), developing during periods of lower discharge with annual mean densities of rotifers and microcrustaceans below  $1000 \text{ ind. m}^{-3}$  pointing to low zooplankton grazing.

The phytoplankton composition showed evident changes between the valley and the lowland stations, displaying a shift from a community mostly dominated by benthic and tytoplanktonic (non-adapted organism from adjacent habitats and present in the water mainly by chance) diatoms to a community showing a relevant increase of planktonic species having faster growth rates (small centric diatoms, Cryptophyceae and Chlorococcales). As a whole, the multivariate analyses of the phytoplankton matrices highlighted a significant impact of the hydraulic regime on the community, especially when taking into account the valley stations. Fast and rapid changes are caused also by the absence of a rich and well structured community acting as a “buffer” against sudden changes in physical factors.

The very low maximum algal biomasses supported by River Adige are due to sustained water flow and to its particular Alpine flow regime, which is characterised by high flow and flooding occurring during the months when conditions for algal development are more favourable. Differently from other European mainland rivers, where lower discharges could occur during late spring and summer, this typology of river flow regime therefore represents a detriment to the flourish of a rich potamoplankton community. These aspects underline the need to consider also from a hydrographical perspective, the “trophic” status of large rivers and, more in general, their water quality.

A specific section of this work showed the results obtained during a diurnal experiment aimed at studying the extent of the daily temporal variations of the main physical and chemical variables, and of the phytoplankton community in the potamal zone of River Adige. Studies carried out at diurnal frequency, are important to assess the extent of fluctuations over short periods of time, allowing to understand correctly the variations occurring in samples collected with the usual temporal frequencies (from weeks to months).



# Indice

<b>1. Premessa e obiettivi della tesi di dottorato</b>	1
<b>2. Cenni di ecologia fluviale</b>	3
2.1 L'equilibrio energetico in un sistema aperto	3
2.2 Relazioni trofiche	4
2.3 La ritenzione e degradazione della sostanza organica	6
2.4 Il potere auto depurante	7
2.5 River Continuum Concept	7
2.6 Spiraling dei nutrienti	9
2.7 Il Flood Pulse Concept	10
2.8 Vegetazione riparia e ambienti acquatici marginali	10
<b>3. I fiumi e l'impatto dell'uomo</b>	12
3.1. Alterazioni chimiche e fisiche	12
3.2 Alterazioni morfologiche	12
3.3 Alterazioni idrologiche	13
3.4 Alterazioni biologiche	14
<b>4. Il Fitoplancton nei grandi fiumi: stato delle conoscenze e casi studio</b>	15
4.1 L'uso del fitoplancton nella gestione dei grandi fiumi	20
<b>5. Lo Zooplancton nei grandi fiumi: stato delle conoscenze e casi studio</b>	22
<b>6. Il bacino del fiume Adige</b>	24
6.1 Caratteristiche generali	24
6.2 Geologia	25
6.3 Uso del Suolo	25
6.4 Derivazioni a fini agricoli	26
6.5 Derivazioni a fini potabili	27
6.6 Uso idroelettrico	28
6.7 Idrologia attuale e cambiamenti climatici	29
<b>7. Stato delle conoscenze ecologiche del Fiume Adige nell'ultimo decennio</b>	33
7.1 Stato di conoscenza del fitoplancton del fiume Adige	34
7.2 Stato di conoscenza dello zooplancton del fiume Adige	35
<b>8. Materiali e Metodi</b>	37
8.1 Metodi di campo	37
8.2 Metodi di laboratorio	38
8.3 Analisi statistica della comunità fitoplanctonica	39
8.4 Stazioni di studio	42
8.5 Significatività della stazione di campionamento	43

<b>9. Risultati variazioni su scale temporali annuali</b>	44
9.1 Variabili fisiche	44
9.2 Nutrienti algali	59
9.3 Dinamica temporale della biomassa fitoplanctonica	64
9.4 Dinamica temporale della comunità fitoplanctonica	70
9.5 Comunità zooplanctonica	74
9.6 Analisi NMDS stazione per stazione	78
9.7 Correlazioni tra gli assi dell'NMDS e i principali gruppi algali	78
9.8 Analisi NMDS complessiva di tutte e cinque le stazioni	86
<b>10. Discussione variazioni su scale temporali annuali</b>	90
10.1 Variabili fisiche	90
10.2 Fattori implicati nel controllo dello sviluppo della biomassa algale nell'Adige	91
<b>11. Conclusioni variazioni su scale temporali annuali</b>	98
<b>12. Variazioni della comunità fitoplanctonica su scale temporali giornaliere</b>	100
12.1 Introduzione	100
12.2 Materiali e Metodi	100
12.3 Risultati	100
12.3.1 Variazione giornaliera delle principali variabili fisiche	100
12.3.2 Nutrienti algali	107
12.3.3 Descrittori abbondanza fitoplanctonica	109
12.3.4 Comunità zooplanctonica	112
12.3.5 Variazione giornaliera della comunità fitoplanctonica	114
12.3.6 Analisi multivariata della comunità fitoplanctonica	116
12.4 Discussione	121
12.4.1 Variabili abiotiche e controllo delle abbondanze fito e zooplanctoniche	121
12.4.2. Dinamica settimanale della comunità fitoplanctonica	122
12.5 Conclusioni	123
<b>13. Bibliografia</b>	124
<b>14. Allegati</b>	141

## 1.1 Premessa e obiettivi della tesi di dottorato.

La presente tesi di dottorato si inserisce all'interno di un ampio progetto di ricerca (progetto "PlanAdige") che l'Autorità di Bacino del Fiume Adige ha affidato all'Istituto Agrario di San Michele all'Adige - Fondazione Edmund Mach all'inizio del 2007. L'obiettivo principale del progetto PlanAdige è di aumentare il livello delle conoscenze sul potamoplancton (plancton fluviale) del fiume Adige.

Nel tratto montano lo studio del potamoplancton è stato effettuato osservando specie algali prevalentemente di origine *bentonica*, *ticoplanctonica* (specie originatesi da ambienti direttamente connessi all'asta fluviale per esempio; corpi lacustri) e *meroplanctonica* (specie che passano solo una parte della loro vita nella colonna d'acqua). Nel tratto pianiziale del fiume Adige (dopo la città di Verona), lo studio del potamoplancton è stato effettuato analizzando, oltre alle specie precedentemente elencate, anche lo sviluppo di taxa algali *euplanctonici* (organismi planctonici che nascono e trascorrono l'intera vita nel corso d'acqua).

Nello specifico, il lavoro di dottorato si proponeva di aumentare le conoscenze ecologiche relative allo sviluppo della comunità fitoplanctonica (intesa come insieme delle specie algali presenti nella colonna d'acqua siano esse di origine bentonica, meroplanctonica, ticoplanctonica ed euplanctonica) in relazione alle principali variabili fisiche, chimiche e biologiche rilevate lungo il corso del fiume Adige.

La ricerca è stata eseguita in cinque stazioni di campionamento. Le prime quattro stazioni sono state individuate nel tratto montano del fiume tra Bolzano e Verona: la prima stazione è localizzata nelle immediate vicinanze dell'abitato di Bolzano, la seconda tra Bolzano e Trento (Cortina all'Adige), la terza e la quarta tra Trento e Verona rispettivamente nei comuni di Besenello e Pescantina. L'ultima stazione è stata individuata nel tratto pianiziale del fiume esattamente nell'abitato di Boara Pisani, tra le province di Padova e Rovigo.

La componente fotosintetica del potamoplancton rappresenta, in determinate condizioni morfologiche e idrologiche, una delle parti costitutive più importanti - se non esclusive- del particolato organico in sospensione, in quanto essa influenza in maniera decisiva sia il livello qualitativo ed estetico delle acque che il loro spettro di utilizzo (per esempio: scopi potabili o ricreativi). Inoltre, in aggiunta all'impatto dovuto allo sviluppo di elevate quantità di biomassa algale, decisivo nel modulare l'entità di tale impatto è il tipo di organismi fitoplanctonici presenti. Un caso particolare, che non risulta tuttavia particolarmente frequente nei corpi fluviali delle zone climatiche temperate, è rappresentato dalla presenza di significative concentrazioni di tossine dovute alla proliferazione di alcune specie di cianobatteri. La conoscenza dei meccanismi e delle variabili forzanti in grado di controllare lo sviluppo del fitoplancton diviene pertanto un elemento indispensabile e strategico, preliminare a qualsiasi intervento gestionale, mirato a fornire previsioni sulla quantità e tipo di organismi algali che si possono sviluppare a seguito di eventuali cambiamenti nella regimazione idraulica delle acque causati, per esempio, da particolari politiche di utilizzo dell'acqua e, più in generale, dai cambiamenti climatici. A questo riguardo, nel corso dei tre anni di dottorato, sono stati acquisiti dati riguardanti la concentrazione dei principali nutrienti algali (azoto, fosforo e silice) al fine di studiare l'esistenza di possibili situazioni che potrebbero limitare la crescita fitoplanctonica (controllo bottom up); inoltre, è stata valutata anche la presenza di possibili condizioni di elevato sviluppo zooplanctonico, condizioni, queste, che potrebbero innescare un controllo top-down sulla comunità algale.

In molti paesi europei lo studio ecologico del fitoplancton fluviale ha una lunga tradizione. Si possono citare a solo titolo di esempio il caso del fiume Danubio, Mosa, Tamigi e Severn (Kiss 1994; Descy 1987; Ruse & Hutchings 1996; Reynolds & Glaister 1993). In Italia, esclusi alcuni lavori svolti sul fitoplancton nei tratti terminali dei fiumi Po ed Adige (Favero *et al.* 1979, Solazzi & Marzocchi 1985; Marzocchi *et al.* 1989; Salmaso & Braioni 2007) e diversi studi effettuati sulla comunità zooplanctonica nel tratto medio del fiume Po (Rossaro 1976, 1981, 1988; Rossaro & Cotta Ramusino 1976; Ferrari *et al.* 1984, 1989, 2006; Ferrari & Mazzoni 1989; De Leo & Ferrari 1993; Ferrari & Rossetti 2006; Rossetti *et al.* 2008), lo studio del fitoplancton nei fiumi è una materia poco approfondita.

E' da sottolineare che i dati ottenuti durante il dottorato di ricerca permetteranno, attraverso l'approfondimento dei meccanismi di funzionamento dell'ecosistema fluviale (ricerca di base), di ottenere strumenti ed elementi conoscitivi indispensabili per gli aspetti applicativi (ricerca applicata e applicazioni). Oltre a fornire indicazioni su tipo e quantità di organismi fitoplanctonici presenti nel fiume Adige e a costituire la base per la formulazione di modelli previsionali di sviluppo di biomassa algale in funzione delle principali variabili forzanti, i risultati ottenuti potranno essere utilizzati anche nel merito delle richieste formulate dalla recente direttiva europea sulle acque (Direttiva 2000/60/CE – “Water Framework Directive”). A questo riguardo bisogna sottolineare che solo pochi paesi europei sono stati finora in grado di formulare delle proposte operative relative all'utilizzo del fitoplancton per la classificazione ecologica degli ecosistemi fluviali (per esempio: Germania: Mischke & Behrendt 2006; Ungheria: Borics *et al.* 2006).

Una sezione specifica della tesi riporta i risultati ottenuti da uno studio effettuato per valutare le variazioni giornaliere delle principali variabili fisiche, chimiche e biologiche nella stazione di Boara Pisani. Tale sperimentazione, effettuata a scala giornaliera, ha fornito elementi importanti per la corretta valutazione delle fluttuazioni diurne della comunità fitoplanctonica, permettendo di interpretare correttamente le variazioni osservate nei campionamenti effettuati con cadenza quindicinale.

Gli obiettivi generali della tesi comprendono:

- *Stima della diversità algale e zooplanctonica.*
- *Approfondimento delle relazioni tra concentrazioni di nutrienti e sviluppo di biomasse fitoplanctoniche (controllo bottom up).*
- *Valutazione di eventuali situazioni di controllo della comunità zooplanctonica su quella fitoplanctonica (controllo top down).*
- *Valutazione di eventuali situazioni idrologiche in grado di innescare fioriture algali.*
- *Identificazione dei principali fattori fisici, chimici e biotici in grado di controllare la selezione di specie fitoplanctoniche e gruppi funzionali a scale settimanali/mensili.*
- *Influenza dello stesso pool di fattori abiotici e biotici sullo sviluppo del fitoplancton a scala oraria e giornaliera.*

## 2. Cenni di ecologia fluviale.

### 2.1 L'equilibrio energetico in un sistema aperto.

Le interazioni tra i processi che operano a livello delle catene alimentari (perdita e trasferimento di energia) e le interrelazioni metabolismo-dimensione degli individui, danno origine a comunità aventi una definita struttura trofica, che spesso caratterizza un particolare tipo di ecosistema (lago, foresta, banco di corallo ecc...; Odum 1983). La struttura e l'interazione tra i diversi livelli trofici possono essere descritte graficamente mediante piramidi ecologiche: un'ampia base costituita dai consumatori primari (o erbivori) e un ristretto scalino di consumatori secondari (o predatori; Odum 1983). Questo semplice schema, valido per gran parte degli ecosistemi marini, lacustri e terrestri, non può tuttavia essere applicato agli ambienti fluviali. Una delle più macroscopiche differenze tra ambienti terrestri e ambienti di acqua corrente risiede nel fatto che nei primi le piante superiori coprono generalmente il 99% dello spazio disponibile, mentre nei secondi la loro presenza è ridottissima o nulla (Hynes 1970). Gli organismi eterotrofi di un fiume consumano principalmente materiale alloctono proveniente dal bacino drenato (per esempio foglie, rami e detrito vegetale) costituendo quindi un tipico sistema ecologico aperto (Ghetti 1985). In un tratto di fiume, il metabolismo generale e quindi le dinamiche energetiche possono essere illustrate e sintetizzate dalla seguente formula:

$$I + P = R + E + D$$

Dove:

I = input energetico alloctono

P = produzione primaria interna

R = respirazione (consumo energetico)

E = esportazione di energia ad opera della corrente

D = detrito organico

E' evidente che la variazione di un parametro comporta automaticamente la ricerca di un nuovo equilibrio, con variazione in uno o più parametri del sistema. Un aumento dell'import (I), considerando la produzione costante, può determinare un aumento della respirazione o un aumento dell'export al tratto del fiume successivo, oppure l'aumento della frazione di riserva.

Le variazioni nella disponibilità di sostanza organica del sistema fluviale dipenderanno perciò dagli equilibri che si instaurano all'interno del corpo d'acqua in relazione alle variazioni delle riserve (D), determinando una situazione di equilibrio dinamico del sistema stesso, condizionato soprattutto dalle influenze del bacino imbrifero. I nuovi livelli di equilibrio inducono modifiche anche nella composizione delle biocenosi, che si adegua alla disponibilità di energia metabolica del sistema, con variazioni qualitative e quantitative nelle comunità biotiche.

## 2.2 Relazioni trofiche

All'interno dei corsi d'acqua si instaurano processi trofici diversi legati soprattutto alla capacità di utilizzo e trasformazione dell'energia in entrata nel sistema (per esempio la luce) e della materia organica disponibile. Difficilmente in un corso d'acqua si verifica un processo trofico completo; nella maggior parte dei casi si assiste a processi più o meno completi in funzione delle caratteristiche ecologiche del tratto del corso d'acqua in esame.

Il sistema trofico viene descritto attraverso gli adattamenti degli individui acquatici ai diversi modi di assunzione del cibo e quindi al loro ruolo trofico nel sistema. La suddivisione più semplice degli individui in base alle modalità nutrizionale è quella che individua tre gruppi: detritivori, erbivori e carnivori. Tuttavia la suddivisione degli organismi solo in funzione del tipo di alimento non risulta essere esaustiva, più efficace appare una suddivisione che tenga conto, oltre dei ruoli trofici legati al tipo di cibo, anche dei ruoli trofici in funzione delle mobilità di assunzione del cibo. Si individuano in questo modo dei gruppi funzionali che operano in modo indipendente ma sinergico, al fine di utilizzare con la massima efficienza le diverse forme energetiche disponibili. La tabella 2.1 descrive l'insieme dei ruoli trofici all'interno di un sistema acquatico fluviale. Tra i diversi gruppi esistono delle relazioni sequenziali o di feedback (relazioni funzionali) che esprimono la capacità di trasformazione e di trasferimento dell'energia.

Le relazioni trofiche possono essere descritte in modo semplificato attraverso la comprensione delle relazioni di trasformazione dell'energia in entrata nel sistema fiume, rappresentata dalla luce solare e dalla sostanza organica presente nel fiume (Fig. 2.1). Nei sistemi fluviali sono distinguibili quattro diverse categorie di sostanza organica, che costituiscono altrettante fonti di energia per le comunità biologiche (Giller & Malmqvist 1988):

1. materiale organico autoctono: generato dai produttori primari fluviali utilizzando le radiazioni solari;
2. CPOM (Coarse Particulate Organic Matter) particellato organico grossolano, avente dimensioni  $> 0,1$  mm generalmente di origine alloctona;
3. FPOM (Fine Particulate Organic Matter) particellato organico fine con dimensioni tra  $0,45 \mu\text{m}$  e  $1$  mm costituito principalmente da prodotti dello sminuzzamento del CPOM;
4. DOM (Dissolved Organic Matter) particelle organiche minuscole, con diametro  $< 0,45 \mu\text{m}$ . Il DOM è principalmente costituito da acidi fulvici, umici e idrofilici, carboidrati, zuccheri, amminoacidi oltre a piccoli batteri, virus e sostanze colloidali (Volk *et al.* 1997).

Tabella 2.1 - Gruppi funzionali bentonici con relative risorse alimentari e ruolo trofico (da Siligardi *et al.* 2007)

GRUPPI FUNZIONALI	RISORSE ALIMENTARI	RUOLO TROFICO	MODALITA' ALIMENTARE
Trituratori ( <i>shredders</i> )	Foglie o CPOM e microbi associati	Detritivori	Masticatori
	Macrofite	Erbivori	Masticatori e minatori
Scavatori ( <i>gougers</i> )	Materiale legnoso (xilema)	Detritivori	Minatori e Scavatori
Collettori filtratori ( <i>collectors filterers</i> )	FPOM sospeso e microbi associati	Detritivori	Filtratori
Collettori raccoglitori ( <i>collectors gatherers</i> )	FPOM sedimentato e microbi associati	Detritivori	Pascolatori di superficie del sedimento
Raschiatori ( <i>scrapers</i> )	Perifiton e fauna associata	Erbivori	
Perforatori ( <i>piercers</i> )	Macrofite	Erbivori	
Predatori ( <i>predators</i> )	Prede animali	Carnivori	
Parassiti	Prede animali	Parassiti interni	

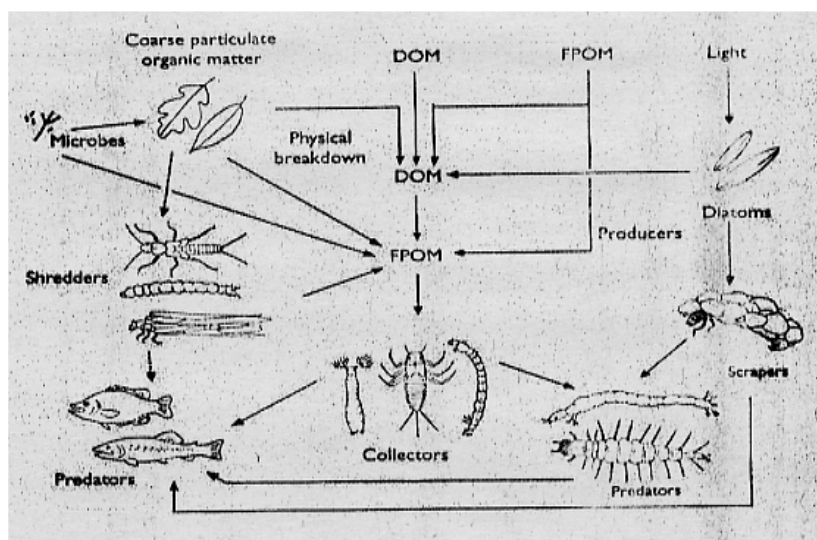


Figura - 2.1 Rappresentazione schematica delle reti trofiche all'interno del corso d'acqua (da Allan 1995).

### 2.3 La ritenzione e degradazione della sostanza organica.

Il processo di ritenzione è basato sull'intrappolamento del materiale organico di grosse dimensioni (CPOM), costituito da foglie, rametti o detrito organico caduti o trasportati in alveo e sul suo successivo immagazzinamento *in situ*. I meccanismi di ritenzione in un corso d'acqua svolgono una funzione fondamentale nel processo di ciclizzazione della sostanza organica, in quanto permettono al CPOM di essere intrappolato ed elaborato dalle comunità biologiche. In generale, la ritenzione in un corso d'acqua dipende dalle sue caratteristiche idrologiche e morfologiche: il grado di diversità morfologica, la velocità della corrente e la scabrezza del substrato contribuiscono a determinare una varietà di situazioni che aumenta l'efficacia di ritenzione. Nei corsi d'acqua di tipo planiziale la funzione ritentiva è esercitata principalmente dalle macrofite. La vegetazione è infatti in grado di trattenere il CPOM, sia perché agisce da barriera fisica, sia perché all'interno delle chiazze di vegetazione la velocità di corrente viene rallentata, favorendo la deposizione di materiale. La misura della capacità di ritenzione in un corso d'acqua rappresenta quindi un passo importante nella comprensione delle dinamiche che regolano la ciclizzazione dei nutrienti.

La ritenzione dei corsi d'acqua può essere espressa come la differenza tra la quantità di particelle trasportate dalla corrente, in una specifica sezione, e l'ammontare complessivo di quelle ancora presenti. Le zone a *riffle* hanno una buona capacità di ritenzione qualora siano presenti ostacoli che trattengono le foglie; nelle zone a *pool* l'arresto delle foglie è dovuta solo alla bassa velocità di corrente; i tratti a *run* in cui il flusso è omogeneo e costante, presentano una ridotta capacità di ritenzione. Elevata capacità presentano i *debris-dams*, ostacoli naturali formati da rami e/o altro materiale vegetale di grosse dimensioni, comprese le radici degli alberi riparali sporgenti in acqua.

Il trattenimento e la permanenza delle foglie in una determinata zona del corso d'acqua è di notevole importanza per lo sviluppo dei macroinvertebrati che, cibandosene, partecipano al processo di demolizione. I trituratori (i primi macroinvertebrati che colonizzano – si nutrono di CPOM sminuzzandola) tendono a colonizzare foglie presenti in zone ad elevata ritenzione.

Altri fattori interagiscono sul processo di demolizione quali (Fenoglio & Bo 2009):

- i) diminuzione della portata del fiume,
- ii) tratti fluviali con vegetazione riparia,
- iii) dimensioni del fiume (i corsi d'acqua di ordine minore hanno una più alta capacità di ritenzione),
- iv) la forma, le dimensioni e la flessibilità delle foglie.

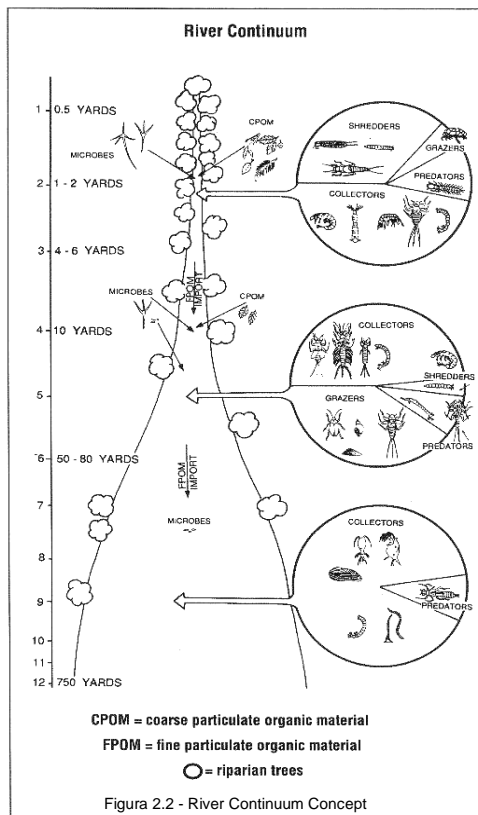
Viceversa molti interventi antropici modificano e/o alterano la capacità di ritenzione dell'alveo e i processi di demolizione – trasformazione della sostanza organica alloctona ed autoctona.

## 2.4 Il potere autodepurante

La sostanza organica che raggiunge un corso d'acqua, sia essa di origine naturale o antropica, viene demolita da microrganismi sospesi nell'acqua (batteri, funghi) e i prodotti della mineralizzazione vengono riciclati dalla componente vegetale (microalghe, idrofite). Questo depuratore naturale supporta fisicamente e biologicamente un altro sistema depurante, costituito da macroinvertebrati, che funge da acceleratore e regolatore del processo. I macroinvertebrati che si nutrono di batteri ne "ringiovaniscono" le popolazioni mantenendole così in uno stato di elevata attività, mentre i trituratori, sminuzzando i detriti organici grossolani in particelle minute, ne aumentano la superficie potenziando così l'attacco dei batteri; a loro volta i frammenti organici parzialmente "trattati" dai batteri risultano più appetibili ai macroinvertebrati.

Un ulteriore contributo alla rimozione della biomassa è fornito dai vertebrati; questi organismi nel loro complesso, possono essere considerati il terzo sistema depurante dell'ambiente fluviale. L'efficienza dei tre sistemi depuranti è a sua volta condizionata dall'integrità dell'ambiente terrestre circostante, in particolare dalle fasce di vegetazione riparia. La vegetazione riparia, infatti, intercetta le acque di dilavamento dei versanti e ne rallenta la velocità, inducendo la sedimentazione del carico solido e degli inquinanti ad esso legati (per esempio il processo di denitrificazione).

## 2.5 River Continuum Concept



I primi studi inerenti l'ecologia fluviale erano usualmente analisi rivolte a singoli tratti fluviali o particolari tematiche (Odum 1957), tralasciando elementi peculiari dei torrenti e dei fiumi, quali il continuo movimento dell'acqua verso valle e la stretta connessione dell'intera asta fluviale (Fenoglio & Bo 2009). Margalef (1960) propose una prima integrata visione degli ambienti fluviali, alla quale seguì, grazie all'apporto di diverse discipline, la formulazione della teoria nota come *River Continuum Concept* (Vannote *et al.* 1980; Fig. 2.2). Un corso d'acqua può essere considerato una successione di ecosistemi che sfumano gradualmente l'uno nell'altro e sono interconnessi con gli ecosistemi terrestri circostanti: dalla sorgente alla foce variano i parametri morfologici, idrodinamici, fisici e chimici e, in relazione ad essi, i popolamenti biologici.

Il *River Continuum Concept* propone una visione unificata dell'ecologia fluviale, che richiama l'attenzione sulla stretta dipendenza della struttura e delle funzioni delle comunità biologiche dalle condizioni geomorfologiche ed idrauliche medie del sistema fisico. Il River Continuum Concept o RCC è

basato sull'idea che i sistemi fluviali siano in condizione di "equilibrio dinamico" e che la modificazione longitudinale delle caratteristiche abiotiche lungo l'asta fluviale abbia profonde

ripercussioni sulle dinamiche funzionali e sulla composizione delle comunità biologiche. Il RCC permette di descrivere un corso d'acqua come un sistema continuo nel quale le differenze longitudinali delle comunità insediate hanno caratteristiche clinali (la variazione clinale è la graduale variazione, nell'ambito di una medesima specie, di una o più caratteristiche morfologiche – fenotipo - all'interno di una data area geografica) piuttosto che zonali (Cushing *et al.* 1983). Il RCC, inoltre, mette in relazione le comunità biologiche con la disponibilità di materiale organico nei vari punti del corso d'acqua: ad una continua e integrata serie di gradienti fisici e chimici è associata una continua trasformazione delle componenti biotiche (Salmoiraghi 1992).

Il bilancio tra autotrofia ed eterotrofia e quindi l'importanza relativa dell'apporto interno (basato essenzialmente su fitoplancton e macrofite) ed esterno (legato a foglie, legno e detrito di prevalente origine vegetale terrestre) variano lungo il corso del fiume e dipendono da fattori quali ampiezza e morfologia dell'alveo, velocità della corrente e caratteristiche idrologiche, temperatura e chimismo, substrato, copertura vegetazionale riparia, irraggiamento solare (Fenoglio & Bo 2009).

Analizzando lo sviluppo longitudinale di un fiume si può rilevare come nei tratti montani i corsi d'acqua sono spesso piccoli e completamente coperti dalla vegetazione cosicché poca luce è disponibile per la comunità acquatica. I consumatori dipendono essenzialmente da foglie e da altre forme di detrito organico che provengono dalle aree riparie e dal bacino di drenaggio. Grosse particelle di detrito organico come frammenti di foglie, sono predominanti come sono dall'altra parte dominanti tra i consumatori insetti acquatici ed altri consumatori primari che appartengono alla classe funzionale chiamata “shredders” (tritatori). I corsi d'acqua montani sono eterotrofi con un rapporto P/R molto minore all'unità. Al contrario, la parte centrale del fiume è più larga, non coperta da vegetazione e meno dipendente dall'input di detrito organico proveniente dal bacino imbrifero, poiché alghe autotrofe e macrofite acquatiche sono produttori primari molto attivi. La materia organica presente è in prevalenza finemente particolata ed è utilizzata da organismi filtratori e raccoglitori, “collectors” (collettori). Il metabolismo della comunità è autotrofo con un rapporto P/R di uno o più. La diversità in specie e le variazioni diurne della temperatura generalmente hanno un picco nel tratto medio del fiume. Nei tratti più a valle dei grandi fiumi, la corrente è ridotta e l'acqua è generalmente torbida facendo diminuire la penetrazione della luce e l'attività fotosintetica (Odum 1983). I fiumi in tali condizioni diventano nuovamente eterotrofi ed hanno una bassa varietà di specie nella maggior parte dei livelli trofici.

## **2.6 Spiraling dei nutrienti**

Per l'unidirezionalità della corrente, le comunità biologiche presenti lungo un corso d'acqua modificano la loro struttura, composizione e funzione sia secondo il gradiente delle caratteristiche geo – morfo – idrologiche del corso stesso e delle caratteristiche fisico – chimiche e microbiologiche delle sue acque, sia secondo una strategia di trasformazione che comporta, per le comunità poste a valle, di trarre profitto anche dell'inefficienza delle comunità poste a monte. Il loro metabolismo, condizionato dall'unidirezionalità della corrente, è influenzato dalla produttività primaria e dall'apporto della sostanza organica autoctona ed alloctona in loco o proveniente da monte. In particolare le comunità eterotrofe utilizzano il detrito (foglie intere cadute nell'acqua e/o loro frammenti), come fonte di energia, ma l'input dei detriti a sua volta condiziona il tipo e il numero degli organismi che le compongono.

Queste comunità inoltre, intaccando le dimensioni del detrito particellato e modificandone la dinamica del trasporto, influenzano la struttura e la funzione delle comunità poste a valle (Braioni *et al.* 2005). Ne deriva che ogni corso d'acqua, in condizioni naturali, ha una ben definita capacità di spiralizzazione dei nutrienti e di ritenzione in ogni tratto e conseguentemente una specifica capacità autodepurativa salvaguardata, nel tempo, dai peculiari adattamenti che le specie hanno sviluppato rispetto alle variazioni dei parametri ambientali e biologici.

In questo contesto si inserisce il concetto di *spiraling dei nutrienti* (Elwood & Nelson 1972). Lo spiraling è un modello teorico che descrive il trasporto accoppiato di materia ed energia nei sistemi fluviali. L'accoppiamento tra ciclizzazione e trasporto viene rappresentata con una spirale di diametro tanto più stretto quanto più elevata è l'attività biologica (più veloce il riciclo) e con spire tanto più ravvicinate tra loro quanto più elevata è la capacità di ritenzione del sistema (più ridotto il trasporto) (Fig. 2.3).

La spiralizzazione delle sostanze nutritive (carbonio, azoto e fosforo) può essere suddivisa in due fasi: l'assunzione (*uptake*) dei nutrienti dal comparto acqua da parte dei componenti del biota acquatico (batteri, funghi, protozoi ecc...) e la successiva metabolizzazione e trasporto attraverso la catena alimentare.

Se si prende come esempio un tratto discreto di fiume ridotto ad un modello molto semplice formato dal comparto acqua (W) e dal comparto biota (B) si è a conoscenza che tra i due comparti esistono delle relazioni biunivoche: di prelievo ed assimilazione (*uptake* U) e di rilascio (R) da parte del biota. Nel modello di dislocazione dei nutrienti, il trasporto viene rappresentato da due flussi verso valle,  $F_w$  e  $F_b$ . Il primo indica la capacità della corrente di veicolare un atomo nell'acqua, mentre  $F_b$  indica il flusso di trasporto nel biota; entrambi vengono espressi in massa per lunghezza del fiume per unità di tempo. Supponendo che l'assunzione unitaria  $H_w$  dell'acqua verso il biota sia regolata dal rapporto  $U/F_w$ , cioè  $H_w$  ( $m^{-1}$ ) =  $U/F_w$  e che analogamente, il tasso di rilascio  $H_b$  del biota verso il comparto acqua sia dato dal rapporto  $R/F_b$ , cioè  $H_b$  ( $m^{-1}$ ) =  $R/F_b$ , allora le distanze di trasporto  $S_w$  e  $S_b$  risultano essere il reciproco di  $H_w$  e  $H_b$ , cosicché è possibile determinare la lunghezza totale in metri della spirale S, ovvero:

$$S = S_w + S_b = F_w / U + F_b / R$$

Nel caso ideale in cui in un fiume si verificano situazioni uniformi e stabili allora l'assunzione sarà uguale al rilascio ( $U = R$ ) e di conseguenza:

$$S = F_t / U$$

dove  $F_t$  esprime il flusso totale dato da  $F_w + F_b$ . Questa equazione descrive il fatto che maggiore è l'assimilazione tanto più corta sarà la ciclizzazione a spirale dei nutrienti, confermando l'intuizione originaria della spiralizzazione.




MECCANISMI RITENZIONE ATTIVITÀ			CICLIZZAZIONE TASSO DI Distanza fra LE SPIRE		RISPOSTA DELL'ECOSIST. ALL'AGGIUNTA NUTRIENTI	STABILITÀ ECOSISTEMA
A)	ALTA	ALTA	VELOCE 	CORTA	CONSERVATIVO (I>E)	ALTA
B)	ALTA	BASSA	LENTO 	CORTA	ACCUMULATORE (I>E)	ALTA
C)	BASSA	ALTA	VELOCE 	LUNGA	CONSERVATIVO INTERMEDIO <A >D	BASSA
D)	BASSA	BASSA	LENTO  <small>tasso di riciclaggio distanza fra spire</small>	LUNGA	ESPORTATORE (I=E)	BASSA

Figura - 2.3. Spiralizzazione dei nutrienti. Effetti di differenti relazioni fra la distanza del trasporto ad opera della corrente (velocità x tempo) e l'attività biologica sulla materia organica metabolizzabile, ciclizzata in corsi d'acqua differenti. Più piccolo è il diametro della spira e più veloce è il tasso di riciclo; la distanza tra le spire indica la distanza a valle del trasporto. I=import; E=export (Minshall *et al.* 1985)

## 2.7 Il Flood Pulse Concept

Il *Flood Pulse Concept* o FPC (Junk 1999) ha introdotto nello studio degli ecosistemi lotici anche il fenomeno dell'esondazione che nel RCC non viene preso in considerazione. Il FPC mette in risalto la stretta dipendenza esistente tra i grandi fiumi e la loro area di esondazione: tra corpo idrico e pianura alluvionata esiste infatti un enorme scambio di nutrienti, acqua e organismi, che modella profondamente la struttura delle cenosi acquatiche e il funzionamento dell'intero sistema. Le inondazioni e le secche (il "pulse" del fiume) rappresentano il motore di questo sistema accoppiato (Fenoglio & Bo 2009). Altri studi hanno contribuito ad ampliare questo concetto: la variazione delle portate, oltre a modificare la superficie bagnata complessiva, influenza gli scambi tra acque superficiali e sotterranee, permettendo in alcuni periodi il fenomeno del downwelling, cioè l'intrusione di acque superficiali nel sistema sotterraneo e in altre favorendo l'upwelling, cioè la risalita delle acque di falda nel sistema fluviale (Ward 1989).

Recenti studi realizzati sul fiume Tagliamento hanno evidenziato che una completa inondazione della pianura alluvionale, anche se si verifica solo una o due volte all'anno, rende l'ambiente particolarmente dinamico dal punto di vista ecologico (Van der Nat *et al.* 2002).

## 2.8 Vegetazione riparia e ambienti acquatici marginali

Amoros e Roux (1988) introdussero in ecologia fluviale il termine "connettività" per indicare principalmente il livello di connessione tra l'asta fluviale principale e i sistemi lentic perifluviali, quali lanche abbandonate, stagni paludi e laghi di cava. Gli ambienti acquatici marginali sono elementi di estrema importanza, in quanto costituiscono uno degli ambienti di maggior dinamicità biochimica ed ecologica delle aree perifluviali, giungendo ad influenzare le caratteristiche del sistema lotico tramite scambi di acque sotterranee e superficiali secondo quanto previsto dal FPC; per esempio questi ambienti costituiscono un importante *hot-spot* di ricchezza biologica e un'area *source* per la ricolonizzazione del reticolo idrografico (Viaroli *et al.* 1996, 2002; Rossetti *et al.* 2008).

Un altro aspetto importante dell'ecologia fluviale è la vegetazione riparia la cui presenza indica un maggiore tempo di corrivazione dell'acqua di ruscellamento superficiale e una conseguente diminuzione del potere erosivo sulle sponde. Questo fenomeno ha conseguenze sul trasporto, dai terreni agricoli al fiume, dei sedimenti grossolani e fini e della sostanza organica a cui sono legati gli inquinanti (composti organoclorurati e metalli pesanti) ed in particolare il fosforo, tra i nutrienti. Quest'ultimi, trasportati in grande quantità dai sedimenti fini durante le morbide e le piene, si depositano nelle aree riparie esondate e a seguito della perdita di energia della massa d'acqua per l'attrito determinato dalla vegetazione e dalla scabrosità del suolo favoriscono il lento percolamento di questi elementi negli acquiferi superficiali e profondi. Le rive e le aree riparie rappresentano quindi un comparto ecosistemico determinante sulla capacità filtro tampone e autodepurante del sistema fiume e sulla conservazione della biodiversità (Braioni *et al.* 2001).

Riassumendo possiamo così sintetizzare le diverse funzioni svolte dalla zona riparia (da Siligardi *et al.* 2007):

- Riduzione dell'erosione con conseguente consolidamento delle sponde.
- Trappole per sedimenti; la presenza di formazioni arbustive ed arboree riduce la velocità della corrente e trattiene il sedimento sul posto.
- Apporto di materia organica; le formazioni riparie sono cospicue fonti di materia organica che diviene disponibile all'interno dell'ecosistema fluviale.
- Regolazione dell'umidità del suolo, impedendo il rapido deflusso delle acque dopo le piene.
- Microclima; in particolare, la temperatura dell'acqua è correlata a quella del suolo nelle fasce riparie circostanti.
- Regolazione termica; la zona riparia sottrae calore e, insieme all'ombreggiamento, contribuisce a mantenere fresche le acque fluviali. Le zone d'ombra favorite dalla fascia riparia sono habitat indispensabili alla vita di molti pesci.
- Tampone per la materia organica.
- Intercettazione e rimozione dei nutrienti (autodepurazione).
- Fonte di cibo e rifugio.

### **3. I fiumi e l'impatto dell'uomo**

I fiumi sono tra gli ambienti naturali maggiormente modificati dalle attività dell'uomo nei secoli (Allan 1995). Storicamente questi corsi d'acqua venivano utilizzati come risorsa idropotabile, alimentare (per esempio con la pesca), vie di trasporto, per l'approvvigionamento di campi dediti all'agricoltura ed infine permettevano di allontanare dalla città l'acqua inquinata causa principale di epidemie (Wehr & Descy 1998). Già più di 5000 anni fa l'uomo ha iniziato a modificare i corsi d'acqua dei fiumi per i propri scopi come ci dimostrano le numerose dighe costruite lungo il Nilo per irrigare i campi e per uso potabile da parte del popolo Egizio (Wehr & Descy 1998); anche i Romani furono maestri nella regolamentazione delle acque: essi modificarono il tracciato di numerosi fiumi, costruendo argini e dighe colossali per l'epoca e conducendo vaste opere di bonifica di ambienti periferici (Pesavento Mattioli 1998).

#### **3.1 Alterazioni chimiche e fisiche.**

La gestione dei grandi fiumi richiede un equilibrio tra le richieste umane e il mantenimento di un stato ecologico integro anche se, fino ad ora, i principi ecologici hanno giocato un ruolo minore nella gestione dei grandi fiumi (Edwards 1995). Diversi studi hanno documentato l'impatto che opere civili hanno avuto sull'ecosistema fluviale ma pochi studi hanno comunicato agli enti competenti come attuare politiche di recupero e salvaguardia di questi ambienti (Sparks 1995). Attualmente, anche se la contaminazione delle acque superficiali è nettamente diminuita (in seguito ai provvedimenti legislativi come la legge Merli 319/76 e il D. Lgs. 152/99), numerosi problemi affliggono i sistemi ecologici fluviali, dalla diminuzione o scomparsa delle portate, all'alterazione degli alvei, dall'invasione delle specie alloctone al permanere di alcune forme gravi di inquinamento (Fenoglio & Bo 2009).

L'inquinamento delle acque superficiali può essere definito come l'introduzione nei sistemi fluviali di materia o energia da parte dell'uomo, in modo diretto o indiretto, con conseguenze negative per l'ecosistema e la salute umana (Chapman 1992). Le attività umane (agricoltura, industria, allevamento intensivo) producono grandi quantità di sostanze di diversa natura che possono essere immesse direttamente nei fiumi (ad esempio con scarichi industriali o civili) o essere rilasciate nel bacino imbrifero e quindi convogliate in un secondo momento nel reticolo idrografico. L'introduzione di diverse tipologie di sostanze può inoltre portare a diverse forme di inquinamento delle acque. Si possono distinguere un inquinamento da sostanza organica, da eccesso di nutrienti, da metalli pesanti, da tensioattivi e detergenti e infine da microinquinanti organici (Trova 1997).

#### **3.2 Alterazioni morfologiche.**

Di diversa origine ma sicuramente non meno importanti, sono le alterazioni sulle caratteristiche ecologiche dei sistemi fluviali dovute alle alterazioni morfologiche. Le alterazioni morfologiche più diffuse sono in primo luogo la canalizzazione degli alvei. Uno dei principali effetti della canalizzazione è la diminuzione della lunghezza dei fiumi: passando da un andamento sinuoso o irregolare ad uno rettilineo, lo sviluppo longitudinale e quindi l'habitat disponibile, si riducono nettamente (Surian & Rinaldi 2003). L'andamento rettilineo provoca un aumento della velocità della corrente, con la maggior erosione del substrato e la

conseguente alterazione del profilo. I fiumi canalizzati diventano quindi più veloci, più profondi e con meno habitat disponibili (Fenoglio & Bo 2009).

Un'altra diffusa tipologia di alterazione morfologica è legata alla sottrazione di materiali inerti dall'alveo fluviale. L'estrazione di materiali dagli alvei ha innescato un processo erosivo imponente, che ha portato ad un generale abbassamento dei fondi fluviali in numerosi tratti con l'inevitabile scomparsa della naturale tendenza al sovralluvionamento e alla divagazione degli alvei (Fenoglio & Bo 2009). Alcuni recenti studi hanno inoltre evidenziato come l'artificializzazione degli alvei comporti la riduzione o addirittura la scomparsa dei rifugi utilizzati dagli organismi fluviali durante le piene e gli eventi alluvionali (Negishi *et al.* 2002). In genere, quindi, la banalizzazione morfologica comporta una diminuzione dell'abbondanza e della diversità biologica delle comunità fluviali e quindi della funzionalità dell'intero sistema (Brookes 1988).

### **3.3 Alterazioni idrologiche.**

Con il termine di alterazioni idrologiche vengono indicate le alterazioni connesse alla portata e al regime fluviale (Fenoglio & Bo 2009). In Italia l'incremento del consumo di acqua fluviale è essenzialmente legato alle accresciute esigenze di potabilizzazione ma specialmente all'uso industriale ed irriguo. Su scala globale, Biswas (1997) ipotizza che, con l'aumento esponenziale delle terre coltivate e irrigate, la quantità d'acqua utilizzata per uso agricolo rappresenti ormai i due terzi del totale dell'acqua dolce utilizzata dall'uomo. Alla fine del secolo scorso, circa 3800 km<sup>3</sup> di acqua vengono ogni anno destinati all'uso agricolo sul nostro pianeta (Revenega *et al.* 2000).

La realizzazione delle dighe costituisce un altro dei più diffusi e importanti elementi di alterazione delle caratteristiche morfo-idrologiche dei sistemi fluviali. Per esempio la costruzione di dighe nella parte montana del bacino imbrifero potrebbe causare una ridotta portata d'acqua nella parte pianiziale del fiume; tale riduzione di portata potrebbe innescare condizioni favorevoli per lo sviluppo di bloom algali in cui non si può escludere anche un'abbondante proliferazione di alghe potenzialmente tossiche nel corso d'acqua (Wehr & Descy 1998).

Le dighe possono essere costruite con finalità diverse: alcuni serbatoi possono essere utilizzati per usi irrigui e potabili, ma la maggior parte degli invasi presenti sulla terra hanno finalità idroelettriche (Baltieri 2006). La costruzione di grandi invasi artificiali particolarmente numerosi nelle Alpi, può avere importanti ripercussioni sul biota degli ambienti fluviali (per esempio Bruno *et al.* 2006 e Maiolini *et al.* 2007). Recenti studi hanno dimostrato come non solo i grandi invasi ma anche le piccole dighe possano avere profondi impatti sulle comunità biologiche fluviali (Tiemann *et al.* 2005).

Inoltre, alcuni studi hanno sottolineato un aspetto della pericolosità delle dighe tanto importante quanto sinora trascurato, legato alla produzione di gas serra da parte dei grandi bacini di acqua creati con le dighe idroelettriche (IRN 2006). Secondo alcune recenti stime, le grandi dighe possono contribuire sensibilmente al riscaldamento globale (4%), rilasciando ogni anno ca. 104 milioni di tonnellate di metano (Lima *et al.* 2007).

Infine, le attività umane non solo influenzano l'ecosistema fluviale, ma possono influire anche sugli affluenti e sul bacino idrografico creando zone ad alto rischio di esondazione o alterando il normale scorrimento dell'acqua sotterranea (Townsend 1996).

### 3.4 Alterazioni biologiche.

Con il termine alterazioni biologiche ci si riferisce all'introduzione di specie non autoctone e quindi all'inquinamento biologico della comunità (Fenoglio & Bo 2009). In molti casi le specie introdotte scompaiono rapidamente, poiché non riescono ad adattarsi alle condizioni esistenti: su cento specie alloctone (comprese, oltre alle specie invasive, anche organismi che si trovano casualmente nell'ambiente di studio) si stima che solo una è destinata a diventare invasiva, cioè ad affermarsi e avere un impatto sulle cenosi autoctone (Williamson 1996). Tuttavia, quando questo avviene, le specie alloctone possono avere un rapido aumento numerico e una veloce espansione geografica perché questi organismi non trovano nel nuovo areale competitori diretti, parassiti e predatori specializzati, per cui possono crescere rapidamente (Fenoglio & Bo 2009).

Le specie invasive presenti nei nostri ambienti acquatici appartengono oramai a moltissimi gruppi tassonomici, dai Crostacei Copepodi (Ferrari & Rossetti 2006) ai Bivalvi come *Corbicula fluminea* e *Dreissena polymorpha* ma è soprattutto nella fauna ittica che si osservano oramai numerose specie alloctone di varia provenienza come per esempio la *Pseudorasbora parva* di origine asiatica e il pesce gatto *Ictalurus* sp. di provenienza nordamericana (Fenoglio & Bo 2009).

Un drammatico aumento della densità di popolazione di questi organismi causa inevitabilmente una drastica riduzione della biomassa fitoplanctonica, peggiora la qualità dell'acqua e interferisce sulla normale funzionalità dell'ecosistema. Recenti e drammatici sviluppi di grandi quantità di questi organismi in diversi fiumi (per esempio Missisipi, Danubio, Ohio, Hudson) richiedono un intervento mirato per la salvaguardia di questi ambienti (Wehr & Descy 1998).

## 4. Fitoplancton nei grandi fiumi: stato delle conoscenze e casi studio

La presenza di organismi planctonici nei fiumi e il loro raggruppamento con il termine di potamoplancton risale al 1898 in un lavoro svolto da Zacharias. Successivamente sono stati svolti diversi studi ispirati a questa nuova componente ambientale (Kofoid 1903, Butcher 1924, 1932, Eddy 1931 e Chandler 1937) che sono stati riassunti nella sintesi di Welch (1952).

Nel 1931 Eddy dimostrò che lo sviluppo di biomassa algale è proporzionale all'età dell'acqua del fiume quindi, solo in fiumi con velocità di correnti basse e lunghi è possibile lo sviluppo di vero fitoplancton fluviale. Numerosi studi hanno confermato che la biomassa media del fitoplancton fluviale aumenta gradualmente scendendo a valle (studi recensiti da Rojo *et al.* 1994). A conferma di ciò, recenti ricerche affermano come lo sviluppo di fitoplancton in grado di crescere e riprodursi interamente nell'acqua dei fiumi è possibile solo in ambienti lotici di terzo ordine o superiori (Reynolds & Descy 1996, Reynolds 2006). Le alghe che si trovano in sospensione in fiumi di ordine inferiore al terzo e in piccoli fiumi di montagna sono principalmente di origine bentonica (Swanson & Bachmann 1976).

Welch (1952) fu il primo a evidenziare come il potamoplancton subisca delle variazioni lungo l'asta fluviale. Modelli che simulano queste variazioni mostrano che esistono quattro fasi che si susseguono dalla sorgente alla foce (poco plancton alla sorgente-> incremento della densità-> massimo-> ed infine diminuzione della biomassa algale verso la foce) causate principalmente dalle interazioni tra la morfologia del fiume, l'idrologia, la quantità di luce disponibile e la velocità di crescita algale (Descy & Gosselain 1994, Garnier *et al.* 1995).

In accordo con il concetto del *Flood Pulse Concept*, lo sviluppo di fitoplancton è agevolato in fiumi con estese aree soggette ad allagamenti. Per esempio nel fiume Orinoco (Lewis 1988) le aree soggette ad allagamento contribuiscono ad incrementare la densità fitoplanctonica osservata nel principale corso d'acqua. Per questi principali motivi, la comunità algale dei fiumi non è composta solamente da alghe presenti in sospensione, nate e cresciute nella massa d'acqua (specie *euplanctoniche*) ma bensì anche da diversi gruppi algali di origine bentonica che possono passare parte della loro vita nel sedimento: in questo caso si parla di specie *meroplanctoniche* (Reynolds 2006). Inoltre, essendo il fiume per definizione un ambiente dinamico, esso può ricevere masse d'acqua da affluenti o da laghi e quindi le specie algali osservate nel corso d'acqua possono avere anche origine diversa, in questo caso parleremo di specie *ticoplanctoniche* (Reynolds 2006).

Le specie che si sviluppano nei fiumi sono generalmente specie di piccole dimensioni, a rapida crescita, in grado di far fronte alle ampie variazioni nelle condizioni di luce. A loro volta queste dipendono dall'intensità e durata della luce incidente (e quindi dalla stagione), dalla trasparenza dell'acqua e dalla profondità dell'alveo fluviale. La velocità di crescita algale nei fiumi è altamente dipendente dal rapporto tra fotosintesi e respirazione, che è positivo in fiumi limpidi e poco profondi mentre inizia a diventare negativo in sezioni del fiume dove la profondità dell'acqua aumenta e con essa anche la torbidità. Questo deficit è in particolar modo osservabile negli estuari dei grandi fiumi, quali per esempio il fiume Hudson, come dimostrato da Cole e collaboratori (1992). Generalizzando, nella terminologia di Reynolds (1988a) le specie fitoplanctoniche che si sviluppano nei fiumi sono specie opportuniste a rapida crescita, C-selezionate, o specie ruderali-opportuniste (CR-selezionate; Fig. 4.1)

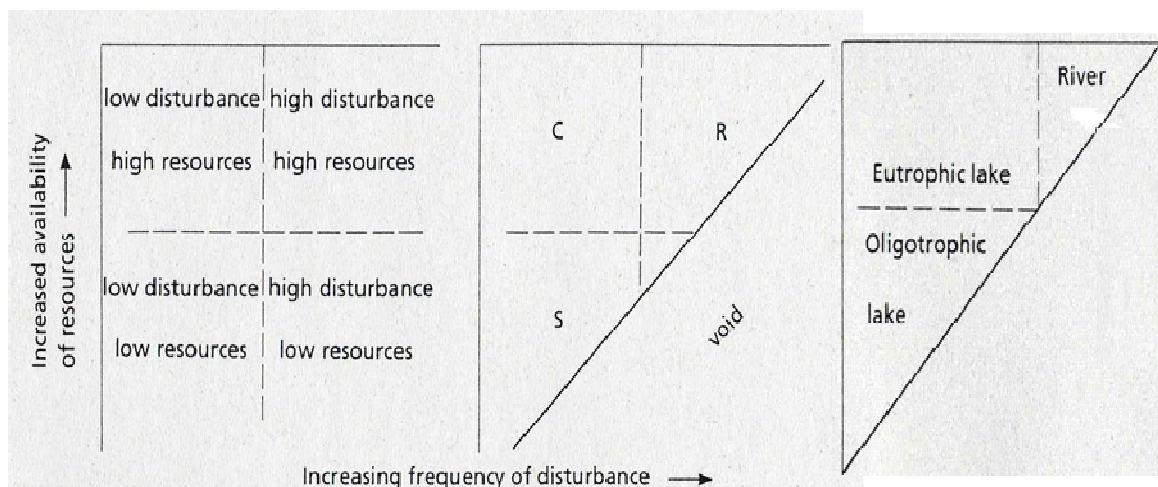


Figura - 4.1. Suddivisione delle specie in base alla concentrazione dei nutrienti e all'intensità del disturbo (S specie stress-tolleranti, C specie coloniali e R specie ruderali) e ambienti in cui si possono osservare più frequentemente (da Reynolds 1992).

In questi ambienti, i gruppi algali che hanno più successo sono le diatomee e le alghe verdi; queste ultime tendono a rappresentare il maggior numero di microalghe presenti nella colonna d'acqua durante i mesi estivi, mentre nei restanti mesi le Chlorophyceae vengono sostituite prevalentemente dalle diatomee (Wehr & Descy 1998). A seconda delle condizioni ambientali che si creano in determinate stagioni dell'anno è frequente osservare anche diversi taxa appartenenti al gruppo delle Cryptophyceae e dei cianobatteri. Al contrario, se si trascurano sporadici casi di bloom algali rinvenuti in fiumi come l'Ohio (Wehr & Thorp 1997) e il fiume St. Lawrence (Hudon *et al.* 1996), Chrysophyceae, Dinophyceae ed Euglenophyceae si sviluppano molto raramente negli ambienti lotici (Wehr & Descy 1998). A conferma di ciò, ricerche effettuate sul fitoplancton fluviale propongono liste di specie di diverse centinaia di taxa, di cui però solo poche specie possono essere considerate tipicamente planctoniche, caratterizzate cioè da un ciclo vitale che si sviluppa interamente nella colonna d'acqua del fiume (Reynolds & Descy 1996).

I principali fattori in grado di selezionare le specie algali dei fiumi sono state riassunte da Reynolds (1988b, 1995):

- i) I nutrienti algali nei fiumi sono spesso in concentrazione superiore alle concentrazioni limitanti per lo sviluppo algale. Pertanto, i modelli di sviluppo del fitoplancton basati sulla concentrazione dei nutrienti algali nei laghi (Tilman *et al.* 1982) non possono essere applicati nella maggior parte dei fiumi del mondo. Pochi studi dimostrano la limitazione dei nutrienti nello sviluppo di fitoplancton in sistemi fluviali (Moss & Balls 1989).
- ii) L'abbondanza del fitoplancton e la sua riproduzione sono controllate dalla portata idraulica e dai fattori ad essa connessi, come il tempo di residenza, la profondità del fiume, la velocità della corrente, la trasparenza dell'acqua e la sedimentazione.

- iii) E' impossibile mantenere una comunità fitoplanctonica stabile in grandi fiumi se questi sistemi sono in continuo mescolamento. Lo sviluppo di una comunità algale stabile avviene solo in condizione di stabilità della colonna d'acqua e in presenza di stratificazione (Margalef 1960).

Lo studio di numerosi fiumi dislocati in tutte le parti del mondo ha evidenziato l'esistenza di un'ampia variabilità nei valori di biomassa algale, i quali possono passare da valori medi inferiori ad  $1 \mu\text{g l}^{-1}$  (fiume Orinoco in Brasile: Lewis 1988) fino ad oltre  $400 \mu\text{g l}^{-1}$  (diversi fiumi: Jones 1984, Moss *et al.* 1984; Reynolds 2006). Le concentrazioni più elevate sono confrontabili con i valori misurati in laghi eutrofici e ipereutrofici. In queste condizioni di spinta eutrofizzazione si potrebbero innescare blooms algali di specie tossiche con la conseguenza di un peggioramento della qualità dell'acqua (Wehr & Descy 1998). Questi alti valori di biomassa algale sono principalmente causati dalla peculiarità di questi organismi che, in condizioni favorevoli, reagiscono con prontezza ad un'eccessiva concentrazione di nutrienti algali (condizione osservabile frequentemente nei fiumi) provocando inevitabilmente repentine fioriture algali responsabili di un peggioramento della qualità dell'acqua. Infatti, la maggior parte delle specie algali presenti nei grandi fiumi del mondo come il Danubio, Meuse e Ohio (per esempio: piccole specie appartenenti ai generi *Stephanodiscus* spp., *Cyclotella* spp. e *Chlorella* spp.) hanno un half-saturation growth minore o uguale a  $10 \mu\text{g P l}^{-1}$  (Van Donk & Kilham 1990, Lampert & Sommer 1997). Questa concentrazione è 10 volte inferiore a quella che normalmente si ritrova nella maggior parte dei fiumi. Contrariamente però, sono stati pubblicati alcuni lavori (per esempio: Basu & Pick 1996; Roos & Pieterse 1996) in cui la concentrazione di fosforo potrebbe risultare limitante. Questi studi hanno infatti evidenziato come può esistere una relazione tra la clorofilla-*a* e il fosforo totale che non esclude quindi, in particolari sistemi fluviali, un controllo bottom up sullo sviluppo fitoplanctonico.

E' importante comunque evidenziare che nel caso la quantità dei nutrienti non ecceda la concentrazione richiesta dalla biomassa algale, il fitoplancton, tramite il processo dell'autodepurazione, può migliorare la qualità dell'acqua in corsi d'acqua che scorrono in territori dov'è significativa l'attività agricola oppure in zone ricche di stabilimenti industriali (Wehr & Descy 1998). Per esempio, in uno studio condotto da O'Keefe *et al.* nel 1990 sul fiume Buffalo (Sud Africa) è stato messo in evidenza come l'alta concentrazione di nutrienti presenti in questo sistema si riducesse in presenza di una densa comunità algale in grado di svilupparsi in corrispondenza di piccoli bacini artificiali situati lungo il fiume.

La maggior parte dei fiumi europei negli ultimi anni ha fatto registrare un aumento dell'eutrofizzazione e quindi un peggioramento della qualità dell'acqua attribuito soprattutto all'influenza delle attività umane su questi particolari sistemi acquatici (Friedrich & Viehweg 1984, Descy 1987). Per esempio, studi svolti sul Danubio negli ultimi 40 anni (Szemes 1967, Kiss 1994) hanno mostrato un aumento dei taxa algali e della concentrazione dei nutrienti nel fiume. Questo incremento di biodiversità e di stato trofico è dovuto principalmente ad una diminuzione della concentrazione del peso secco trasportato dovuto specialmente alla costruzione di numerose dighe nella parte austriaca e tedesca del fiume. Tali modificazioni hanno determinato un aumento di sedimentazione del particolato solido in sospensione, con una conseguente diminuzione di torbidità del fiume e, di conseguenza, un incremento della zona eufotica a valle (Kiss 1994).

Osservazioni svolte su alcuni fiumi americani e australiani, hanno messo in evidenza la presenza massiccia anche di taxa algali potenzialmente tossici per la salute umana. Specie come *Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena circinalis* e *Plankthotrix*

*agardhii* sono state osservate in fiumi americani come il Mississippi (Lange & Roda 1993, Huff 1986), il Potomac (Krogmann *et al.* 1986) e in fiumi australiani come il fiume Murray (Bormans *et al.* 1997). E' da sottolineare che questi blooms algali sono stati registrati con velocità della corrente molto basse (per esempio il Murray registrava una velocità di corrente inferiore a  $0,05 \text{ m s}^{-1}$ ) che hanno permesso una stratificazione termica della colonna d'acqua, condizione necessaria per lo sviluppo di Nostocales quali *Anabaena circinalis* (Wehr & Descy 1998). Nonostante nei fiumi delle zone temperate il rischio di fioriture di alghe tossiche sia piuttosto basso (è sufficiente infatti anche un leggero aumento di portata per determinare una destratificazione della colonna d'acqua, influenzando negativamente la crescita algale - Webster *et al.* 1996 -) alcuni sistemi con alti tempi di ricambio o connessi a laghi o a pozze con caratteristiche eutrofiche, potrebbero favorire l'insorgere di fioriture anche nei fiumi (per esempio il fiume Bure, Moss *et al.* 1984). Per questo è importante continuare a tenere in considerazione e approfondire gli studi riguardanti i bloom algali di cianobatteri in quanto si è a conoscenza che queste particolari specie algali sono in forte espansione (Couté *et al.* 1997, Padisák 1997).

Sebbene esistano modelli che descrivono dettagliatamente lo sviluppo del fitoplancton in ambienti lacustri (per esempio: The PEG Model, Sommer *et al.* 1986), lo sviluppo delle dinamiche di questa importante categoria trofica nei fiumi è di più difficile interpretazione in quanto, rispetto agli ambienti lentici, i fiumi sono sistemi acquatici più dinamici e suscettibili a cambiamenti dovuti principalmente alle variazioni idrologiche (Reynolds 1988b).

A conferma di quanto proposto da Eddy (1931), anche Margalef (1960) affermava che una comunità algale può svilupparsi solo se la colonna d'acqua ha una marcata stabilità che possa permettere anche una stratificazione termica e perciò riteneva che lo sviluppo di un vero potamoplancton nei fiumi è possibile solo in corsi d'acqua lunghi e profondi. Dato che, come sottolineato dai lavori discussi in precedenza, lo sviluppo del fitoplancton nei fiumi è determinato soprattutto da fattori fisici, si può quindi affermare che questa comunità ambientale è controllata principalmente da processi che accadono a livello del bacino (Billen *et al.* 1994).

Everbecq *et al.* (2001) hanno proposto un modello di sviluppo del plancton fluviale denominato POTAMON che tiene in considerazione importanti caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche, ma anche interazioni di tipo ecologico (per esempio il grazing) per una corretta valutazione dello sviluppo di questi microorganismi nei fiumi. Dal modello proposto da Everbecq si evince quanto segue:

- i) Le diatomee rimangono il gruppo algale più importante durante la maggior parte del tempo dato che hanno un'alta velocità di crescita anche in ambienti con poca luce; inoltre in ambienti turbolenti, come la maggiore parte dei fiumi, queste microalghe riescono a contrastare il processo di sedimentazione causato dai pesanti frustoli silicei e quindi vengono continuamente rimesse in sospensione (Reynolds 1994). Le piccole diatomee centriche sono suscettibili inoltre al grazing da parte dello zooplancton, formando bloom algali quando la densità dei pascolatori diminuisce (primavera e autunno); difficilmente la loro crescita è limitata dalla concentrazione dei principali nutrienti algali (P, N, Si).

- ii) In presenza di lunghi periodi di magra le principali variabili in grado di controllare lo sviluppo temporale del fitoplancton sono la temperatura e l'intensità della luce. La successione dalla primavera all'autunno in grandi fiumi secondo il modello POTAMON può essere descritta secondo lo schema seguente: piccole diatomee centriche (*Stephanodiscus hantzschii*, *Cyclotella* spp.), Chlorophyceae, Cryptophyceae e diatomee centriche di grandi dimensioni (soprattutto *Aulacoseira* spp.). Questa successione è prevalentemente dovuta ad un controllo top down da parte dello zooplancton sul fitoplancton; contrariamente, non si è tenuto conto di un possibile controllo bottom up (limitazione dei nutrienti) delle specie algali.
- iii) La struttura della comunità fitoplanctonica cambia gradualmente a seconda del sito dove viene svolto il campionamento. Dalla sorgente alla foce si potranno osservare comunità fitoplanctoniche completamente diverse dovute ai cambiamenti morfologici ed idrodinamici dell'asta fluviale e a causa delle modificazioni delle comunità biotiche.

Questo modello può essere applicato a gran parte dei fiumi europei anche se pone poca rilevanza al possibile sviluppo di organismi che in determinate condizioni ambientali possono causare un degrado della qualità dell'acqua. Per esempio, non viene preso in considerazione l'eventuale sviluppo massivo di cianobatteri come accade in fiumi ricchi di "dead zone" e di piccoli bacini (Huff 1986, Lange & Rada 1993). Inoltre, lo studio del grazing inteso solo come zooplancton è sicuramente riduttivo in quanto è risaputo che la densità fitoplanctonica può essere drasticamente ridotta anche dalla presenza dei benthic filter-feeders (Roditi *et al.* 1996, Strayer *et al.* 1996, 1999, Descy *et al.* 2003). Diversi autori hanno constatato diminuzioni misurabili nella quantità di fitoplancton dovute al pascolamento di organismi quali la *Dreissena* sp. (*Dreissena polymorpha*: Effler *et al.* 1996) o di altri filtratori invasori, quali *Corbicula* sp. e *Corophium curvispinum* (Bachmann *et al.* 1995).

Infine, lo sviluppo del fitoplancton nei fiumi è favorito oltre che da una modesta concentrazione di zooplancton e quindi da una bassa pressione di grazing (Gosselain *et al.* 1998a), anche da una ridotta velocità di sedimentazione (Cole *et al.* 1992). Nonostante l'importanza di questa variabile, pochissimi studi hanno preso in considerazione l'effetto svolto dalla sedimentazione sulla concentrazione di fitoplancton (Carling 1992). Reynolds (1995) ha comunque verificato come il processo di sedimentazione sia il principale fattore che causa una drastica riduzione delle diatomee in tratti di fiumi poco profondi e con una bassa velocità di corrente.

Una descrizione precisa della successione delle alghe presenti in un fiume risulta quindi di difficile elaborazione in quanto varia profondamente da fiume a fiume e in particolar modo dalla zona geografica in cui si trova il corso d'acqua (Reynolds 1992). Alcune associazioni di specie possono essere osservate in tipologie di fiumi che hanno proprietà "regionali/ambientali" simili (Reynolds 1992). Per esempio, in accordo con Margalef (1960), l'associazione *Aulacoseira* – *Navicula* – *Rhoicosphaenia* – *Cymbella* - *Diploneis* si osserva frequentemente in fiumi situati in zone montuose calcaree. *Phormidium* e *Lyngbya* sono spesso osservate in zone dove sono presenti substrati rocciosi, mentre specie come *Amphipleura* e *Chara* si sviluppano soprattutto in fiumi dove la velocità della corrente è bassa e in zone dove l'acqua può ristagnare. In fiumi che scorrono su substrati granitici dominano associazioni composte da *Fragilaria*, *Melosira*, *Nitzschia* e *Pinnularia*. In fiumi con un'elevata

concentrazione di nutrienti si può osservare l'associazione tra *Cocconeis*, *Melosira*, *Navicula* e *Surinella* (Reynolds 1992).

Alcuni tipici raggruppamenti fitoplanctonici sono principalmente selezionati dalle condizioni locali di profondità dell'acqua, dall'intensità della luce e dalla velocità della corrente. Si tratta di raggruppamenti costituiti da *Stephanodiscus* – *Nitzschia* – *Asterionella* (prevalentemente in fiumi medio-lunghi); *Chlorella* – *Ankistrodesmus* – *Scenedesmus* – *Euglena* spp. (in piccoli corsi d'acqua ricchi di nutrienti) ed infine alcune associazioni algali caratterizzate dalla presenza di taxa in grado di sopravvivere prevalentemente nei mesi estivi in corsi d'acqua con alte temperature, elevata concentrazione di nutrienti e basse velocità della corrente (principalmente *Dinobryon* – *Sphaerocystis* e *Plankthotrix agardhii* – *Microcystis*; Reynolds 1987). Anche la successione tra diatomee e alghe verdi - la più frequente nei sistemi fluviali - non è dovuta a fattori endogeni, ma bensì a fattori fisici, quali la velocità della corrente e la profondità del fiume, che a loro volta sono dipendenti dalla variazione nella regimentazione delle portate a scala stagionale.

Nei fiumi la successione delle specie algali sia di origine bentonica sia di origine planctonica, avviene frequentemente in breve tempo se confrontata con le successioni algali osservabili nei laghi. Questo è dovuto principalmente ai rapidi cambiamenti che si possono verificare nei corsi d'acqua (per esempio aumenti improvvisi della portata). Per questo motivo, la successione algale nelle acque correnti difficilmente culmina in uno stato di climax come quello che si osserva in ecosistemi quali, per esempio, le foreste. Nelle acque correnti, una successione di specie algali che possa ambire a raggiungere un livello di climax può avvenire solo se intervengono fattori esterni a livello del bacino idrografico quali, per esempio, i cambiamenti climatici che potrebbero essere in grado di modificare il regime idrologico del fiume (Reynolds 1992). A rafforzare questa ipotesi è stato dimostrato come la successione di piccole specie algali con un'alta velocità di crescita richiede dai 35 ai 60 giorni affinché si possa instaurare una comunità fitoplanctonica in equilibrio che, in caso di persistenza di tali condizioni, potrebbe raggiungere anche la condizione di climax (Harris 1983, 1986).

Riassumendo, l'ecologia di alcuni elementi del biota fluviale (comprese anche le relazioni trofiche) e in particolar modo lo sviluppo del potamoplancton è determinata dalla frequenza delle fluttuazioni delle variabili ambientali associata alla loro periodicità e all'intensità che questi eventi possono avere (Reynolds 1992).

#### **4.1 L'uso del fitoplancton nella gestione dei grandi fiumi.**

L'uso del fitoplancton nella gestione dei fiumi ha una discreta storia principalmente dovuta allo studio dei motivi che causano problemi di odori e gusto dell'acqua ad uso potabile, problemi di otturazione degli impianti di depurazione e problemi riguardanti morte improvvisa di grandi quantità di pesci (Palmer 1962). Studi dettagliati sulla comunità fitoplanctonica basati su ricerche a lungo termine hanno dimostrato come il fitoplancton sia un indicatore estremamente sensibile alle variazioni ambientali (Maberly *et al.* 1994). Ciò nonostante, quando si decide di proporre delle linee guida per la gestione dei grandi fiumi attraverso lo studio del fitoplancton sorgono diverse difficoltà dovute principalmente al fatto che la composizione, le dinamiche e la produzione algale in questi ambienti sono molto meno conosciute rispetto ai numerosi studi svolti negli ambienti lacustri. Nei laghi la biomassa fitoplanctonica è utilizzata già da anni per la valutazione dello stato trofico (Wetzel 1983, Harper 1992). Per quello che concerne i fiumi, la valutazione della qualità dell'acqua usando come indicatore il potamoplancton è tuttora una materia poco approfondita. A questo riguardo

bisogna sottolineare che solo pochi paesi europei sono stati finora in grado di formulare delle proposte operative relative all'utilizzo del fitoplancton per la classificazione ecologica degli ecosistemi fluviali (per esempio: Germania: Mischke & Behrendt 2006; Ungheria: Borics *et al.* 2006). I motivi sono molteplici ma il più importante riguarda l'estremo dinamismo naturale che caratterizza gli ambienti fluviali, e quindi l'estrema variabilità a cui può essere soggetta la comunità fitoplanctonica. La qualità dell'acqua dei fiumi è profondamente influenzata anche dalle attività umane: l'inquinamento determina non solo cambiamenti nelle variabili chimiche e fisiche ma anche nella selezione delle specie algali che determineranno la struttura della comunità fitoplanctonica (Marcela 2003).

Concludendo, è inoltre importante sottolineare che l'eutrofizzazione dei grandi sistemi fluviali del mondo è da tenere in osservazione in quanto può avere serie effetti sulla qualità dell'acqua marina in prossimità delle regioni costiere, incrementando significativamente la concentrazione di nutrienti algali veicolati nel mare (Rabalais *et al.* 1996; Billen & Garnier 1997; Lohrenz *et al.* 1997).

## 5. Zooplancton nei grandi fiumi: stato delle conoscenze e casi studio

In letteratura esistono diversi lavori che indicano come la biomassa zooplanctonica in ambienti lotici presenti concentrazioni molto più basse rispetto a quelle presenti nei laghi (Pace *et al.* 1992, Thorp *et al.* 1994). Nella maggior parte dei fiumi, a ciò corrisponderebbero anche minori interazioni tra fitoplancton e zooplancton (Kohler 1995, Basu & Pick 1996).

La comunità zooplanctonica presente nei sistemi fluviali è costituita da organismi di piccole dimensioni caratterizzati da un'alta capacità di replicazione in ambienti con limitato tempo di residenza (Viroux 1997); tali organismi hanno una ridotta capacità di grazing e quindi un minore impatto sulla biomassa fitoplanctonica rispetto ai microcrostacei (Wehr & Descy 1998).

Numerosi lavori pubblicati confermano come il gruppo dei rotiferi rappresenti la componente più abbondante della comunità zooplanctonica in ambienti lotici (Ferrari *et al.* 1989; Rossetti *et al.* 2008; Baranyi *et al.* 2002; Pourriot *et al.* 1997; Gosselain *et al.* 1998a). Le principali cause risiedono nel fatto che, rispetto ai crostacei, i rotiferi si adattano meglio a vivere in acque fredde (solitamente in fiumi a carattere Alpino come l'Adige l'acqua difficilmente supera i 20°C anche in estate) e hanno un'elevata velocità di crescita (Nogrady *et al.* 1993). Questi animali sono in grado di duplicarsi ogni 1-7 giorni (Moss 1980). In particolare, per *Syncheta oblonga* e *Keratella cochlearis*, i tempi di duplicazione sono di uno e due giorni rispettivamente (Ecker & Walz 1998). Per contro, i crostacei hanno un tempo di generazione molto più lungo, compreso tra 5 e oltre 30 giorni (Moss 1980). Inoltre, questo breve tempo di duplicazione conferisce ai rotiferi un'alta capacità di resilienza e quindi una maggiore predisposizione a ricolonizzare zone che subiscono forti disturbi (Townsend 1996). Alte concentrazioni di particolato in sospensione e alti valori di torbidità sono spesso associati a una drastica riduzione di fecondità per i crostacei, a causa dell'interferenza delle particelle in sospensione con l'apparato filtratore (McCabe & O'Brien 1983). La riproduzione dello zooplancton è spesso inibita anche con velocità della corrente superiore a 0,4 m s<sup>-1</sup> (Rzoska 1978). Saunders & Lewis (1988a) hanno riportato una relazione inversa tra la velocità di schiusa delle uova e la velocità dell'acqua. D'altra parte, moderati livelli di torbidità sembrano comunque giocare un ruolo favorevole allo sviluppo dello zooplancton. Infatti, una minore trasparenza dell'acqua causa anche una minore visibilità per i pesci predatori (Vinyard & O'Brien 1976, Gardner 1981).

Oltre al tempo di duplicazione e alla capacità di resistere a basse temperature, i rotiferi hanno una alimentazione più varia rispetto ai cladoceri e ai copepodì, potendo assimilare anche batteri e detrito (Moss 1980). L'attività di feeding nei rotiferi non è inibita dal materiale organico in sospensione perché normalmente i rotiferi sono più selettivi nei riguardi della grandezza delle particelle che ingeriscono. Si è dimostrato come molte specie di rotiferi difficilmente possano ingerire batteri o alghe di dimensioni inferiori a 5 µm (Bodgan & Gilbert 1982, 1984, 1987, Bodgan *et al.* 1980; Kirk 1991, Kirk & Gilbert 1990).

La morfologia fluviale svolge un ruolo chiave per lo sviluppo della comunità zooplanctonica; per esempio, bracci laterali morti o sistemi lentici situati lungo il corso d'acqua costituiscono importanti aree di inoculo per questi organismi. Ciò è sottolineato in diversi lavori dove si puntualizza come l'origine dello zooplancton presente nell'acqua corrente di un fiume sia da ricercare in zone adiacenti al fiume in cui le condizioni idrologiche

presentano condizioni favorevoli per lo sviluppo di questi organismi (Vranovsky 1974, Saunders & Lewis 1988b).

Gli eventi di piena causano un drammatico cambiamento nella composizione della comunità zooplanctonica (Neumann *et al.* 1994), un aumentato tasso di mortalità e una diminuzione di densità dovuta principalmente al washing-out (Tockner *et al.* 1998). De Leo e Ferrari (1993), usando un modello statistico, suggerirono come la comunità dei rotiferi possa mostrare una marcata stabilità per valori di portata bassi, tendendo ad un rapido ripristino dopo eventi catastrofici, quali le piene. Gli stessi autori dimostrarono come importanti eventi di piena che non causavano una totale scomparsa di questi organismi potessero favorire un aumento della biodiversità all'interno della comunità zooplanctonica.

## 6. Il Bacino dell'Adige

In questo capitolo vengono riportate le principali caratteristiche morfologiche del fiume Adige. Particolare attenzione è rivolta allo studio attinente l'utilizzo della risorsa acqua del fiume (principalmente uso idroelettrico, potabile e agricolo) che determina le più marcate alterazioni idrologiche osservabili lungo l'asta dell'Adige.

### 6.1 Caratteristiche generali.

Il fiume nasce da una sorgente non molto lontano dal lago di Resia, a quota 1550 metri s.l.m., ha un bacino imbrifero di circa 12.100 km<sup>2</sup>, un percorso di 409 km e sbocca nel mare Adriatico a Porto Fossone tra le foci dei fiumi Brenta e Po. Il suo bacino idrografico interessa aree comprese nelle regioni Trentino-Alto Adige e Veneto, nonché, per una piccola parte, nel territorio svizzero (Fig. 6.1).

Dalle origini fino alla città di Merano la valle dell'Adige assume la denominazione di Val Venosta (area drenata pari a 2670 km<sup>2</sup> circa in località Ponte Adige), chiamandosi poi più propriamente Val d'Adige da Merano sino a Trento (circa 9810 km<sup>2</sup> di area drenata), per poi infine divenire Val Lagarina da qui fino a Verona (11100 km<sup>2</sup> circa) (Autorità di Bacino del Fiume Adige 2003).

La pendenza di fondo, tra il lago di Resia e Borghetto (confine settentrionale della provincia di Verona) passa dal 53 al 0,91 per mille; tra Borghetto e le Bocche di Sorio è dell'1,3 per mille, discende allo 0,55 sino ad Albaredo, allo 0,37 sino a Legnago, allo 0,20 sino a Boara Pisani, allo 0,19 sino a Cavarzere, allo 0,10 per mille nell'ultimo tronco sino alla foce (Autorità di Bacino del Fiume Adige 2003; Fig. 6.2).

La larghezza della sezione varia da un minimo di 40 metri nel tratto Merano-Bolzano, ad un massimo di 269 metri tra i cigli interni arginali a Zevio (Autorità di Bacino del Fiume Adige 2003).

Nel bacino dell'Adige non vi sono grandi laghi tuttavia, ve ne sono molti di origine glaciale e di modeste dimensioni; il lago più grande è quello di Caldaro che si trova nella Val d'Adige 20 km a sud di Bolzano. Tra gli altri Laghi sono da ricordare: il lago Nero, nell'alta Valle Passiria, il lago Valdurna, il lago di Anterselva, i laghi di Ledro e Dobbiaco, il lago di Braies, i laghi di Lagorai, il lago delle Piazze, il lago di Tovel, il lago di Terlago e il caratteristico lago di Carezza (Autorità di Bacino del Fiume Adige 2003).

E' da sottolineare, per l'influenza che hanno nel regime idrologico, la presenza di un discreto numero di aree glaciali permanenti, per un'estensione complessiva di circa 200 km<sup>2</sup>, soprattutto in Val Venosta, nelle Alpi Aurine e nel gruppo dell'Ortles-Cevedale (Autorità di Bacino del Fiume Adige 2003).

Per quanto riguarda il regime pluviometrico esiste un'ampia variabilità nell'ambito del bacino. Si passa da un minimo di 400-500 mm all'anno tipici della Val Venosta, fino ad un massimo di oltre 1600 mm anno<sup>-1</sup> nella parte alta del bacini dell'Avisio. Come valore medio si può indicare in 900 mm anno<sup>-1</sup> l'afflusso rilevabile. La distribuzione annua registra un massimo nei mesi da maggio ad agosto, con un altro massimo in ottobre e novembre (Autorità di Bacino del Fiume Adige 2003).

Nella caratterizzazione idrologica del fiume Adige rivestono particolare importanza gli affluenti principali: l'Isarco, il Noce e l'Avisio. Sotto il profilo del bacino tributario il più importante è l'Isarco, che ha una estensione superiore ad un terzo dell'intero bacino

dell'Adige. Il corso d'acqua raccoglie le acque del primo grande affluente, l'Isarco (bacino imbrifero pari a 4202 km<sup>2</sup>), poco dopo Bolzano. Gli ulteriori affluenti principali fanno capo a due rami, disposti a sinistra e a destra orografica, rispetto al corso principale: il Noce (bacino imbrifero pari a 1375 km<sup>2</sup>) e l'Avisio (bacino imbrifero pari a 937 km<sup>2</sup>). Dalla Val Lagarina l'Adige assume carattere di fiume di pianura fino alla località di Albaredo, a valle di Verona, dove il fiume chiude il suo bacino tributario. Da qui al mare Adriatico, per circa 110 km, il fiume è per lo più pensile (Autorità di Bacino del Fiume Adige 2003; Fig. 6.3).

## **6.2 Geologia.**

La forma assunta dal bacino, allungato all'incirca in maniera ortogonale alla catena alpina, seziona e mostra la grande variabilità litologica e complessità strutturale. A grandi linee si può individuare:

- i) un comprensorio settentrionale di substrati scistoso-cristallini, con venature di granito e dioriti, considerabili, ai fini idrologici, completamente impermeabili;
- ii) una porzione di territorio, all'incirca mediana al bacino, di rocce dolomitiche che sorgono sopra un tavolato porfirico, idrologicamente impermeabile, anche se sovrapposto localmente ad arenarie e tufi;
- iii) una zona meridionale, poco estesa sul bacino, di rocce calcaree, moreniche e di origine alluvionale, permeabili, ma la cui presenza sul totale dell'estensione non influenza in modo netto il regime idrologico dell'area.

Su questo tipo di substrato geolitologico si è innestata l'opera di modellamento dovuta all'escavazione glaciale e fluviale, iniziata nel Cenozoico inferiore e non conclusa a tutt'oggi. Sui tipi morfologici cristallini metamorfici quest'azione si è manifestata con pendii poco incisi e pendenze uniformi; laddove invece l'azione ha incontrato substrati geologici calcarei e dolomitici si assiste ad una ampia variabilità ed eterogeneità di forme. Infine, particolare asprezza assumono le valli caratterizzate da rocce ignimbritiche, con versanti incombenti e fondovalle a gola. Localmente emerge, oltre all'influenza del tipo di litologia presente, anche quella della struttura laddove cioè ampie e profonde valli si sono formate in corrispondenza di fessurazioni di origine tettonica, sia a scala locale che regionale (Autorità di Bacino del Fiume Adige 2003).

## **6.3 Uso del Suolo.**

L'Autorità di Bacino dell'Adige ha realizzato una Carta d'Uso del Suolo a partire da immagini del satellite Landsat 5 (1996) e della sonda Soyuz MK4 (1995); mediante l'uso di sofisticati software si sono identificate quattordici classi prevalenti di uso del territorio.

Specificatamente si sono identificate:

- i) Aree ad antropizzazione irreversibile: in cui rientrano le aree urbanizzate (2,8%) localizzate principalmente nei fondovalle e le aree di cava (0,1%); queste anche se coprono una piccola parte del territorio risultano punti critici di gestione economica, sociale, ambientale, vedi come esempio le cave di porfido della Val di Cembra;

- ii) Aree ad antropizzazione reversibile o parzialmente reversibile: comprendono le zone sfruttate ai fini della produzione agricola; vengono distinte in: colture avvicendate (2,2%) frutteto (2,7%), vigneto (2,8%); l'evidente specializzazione colturale deriva dalla forte vocazione dei terreni di bassa montagna e collina alla coltivazione del melo e dei fondovalle e delle colline assolate alla produzione di pregiate uve da vino; si differenzia il sottobacino Adige – Chiampo che arriva ad avere un 50,5% di colture avvicendate, ma esso si trova già nel contesto della pianura veneta;
- iii) Aree utilizzate scarsamente antropizzate: rientrano in questa classe le zone a prato – pascolo (7%), pascolo (3%), bosco (39,2%); sono le aree non urbanizzate, ma rilevanti per la difesa dal rischio idrogeologico e per l'economia, basti pensare che i boschi della Provincia di Trento sono destinati per l'80% alla produzione;
- iv) Aree non antropizzate: si fa riferimento al territorio in cui si trovano: vegetazione pioniera (22,9%), affioramenti rocciosi (8,9%), corpi idrici (0,3%), copertura nevosa (5,4%) e suolo nudo (2,5%).

La peculiarità dell'uso del suolo del bacino dell'Adige è data dal fatto che il 75% del territorio (9000 Km<sup>2</sup>) presenta caratteristiche montane: bosco, vegetazione pioniera, affioramenti rocciosi; di conseguenza le zone di fondovalle risultano le più antropizzate e differenziate nell'uso del territorio. L'Adige, con il suo corso, si trova quindi ad attraversare le zone a maggiore attività antropica (Autorità di Bacino del Fiume Adige 2003).

#### **6.4 Derivazioni a fini agricoli.**

Nel bacino dell'Adige l'uso irriguo della risorsa idrica è di primaria importanza. Vi sono prelievi da sorgente, da pozzi freatici o da sistemi in pressione ed infine molte derivazioni da corso d'acqua superficiale.

Dal punto di vista dell'utilizzo della risorsa, le derivazioni superficiali risultano predominanti sulle altre. Dopo la chiusa, le acque dell'Adige sono sfruttate principalmente a scopo agricolo o per utilizzo idropotabile, con prelievi che possono raggiungere picchi superiori a 120 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (Autorità di Bacino del Fiume Adige 2003; Fig. 6.4).

Importante è sottolineare anche le quantità che vengono deviate dall'alveo del fiume, che determinano, in tratti anche lunghi di fiume, evidente riduzione dell'altezza idrometrica e della portata. Notevole è la portata del Canale Biffis, con funzione di produzione energetica, che dallo sbarramento di Mori sull'Adige preleva 135 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> di acqua per poi restituire ca. 116 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> allo sbarramento di Chievo, circa una sessantina di chilometri a valle. Dal Biffis partono due ulteriori derivazioni, l'I.R.M.A. (nome del consorzio di bonifica, gestore della presa) (1 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) e l'Adige – Garda (18 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>), utilizzate a scopo agricolo. Dallo sbarramento di Chievo parte poi la derivazione Camuzzoni con 115 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, che si unisce al sistema di canali Milani (60 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) e Marazza (80 – 130 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>), rientrando unitamente all'altezza dello Sbarramento di Pontolcello. Da qui diparte il canale S.A.V.A. (nome del consorzio gestore della presa), che reimmette i 150 – 170 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> prelevati, nell'alveo dell'Adige poco prima della chiusa di bacino di Albaredo d'Adige. Per scopo agricolo, a differenza dei precedenti aventi tutti scopo energetico, è invece il canale L.E.B. (Consorzio di Bonifica di 2° grado Lessinio – Euganeo – Berico) che devia circa 30,8 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>.

Questi sbarramenti bloccano interamente il flusso naturale del fiume provocando immediatamente a valle l'aridità dell'alveo per lunghi periodi dell'anno (da fine novembre a

inizio maggio di tutti gli anni), originando così gravi inconvenienti di varia natura, quali ad esempio:

- i) problemi igienico sanitari per la scarsa portata dell'acqua non sufficiente per diluire gli scarichi fognari depurati e non, industriali e abusivi;
- ii) con il residuo di portata naturale del fiume dopo gli sbarramenti ( $0,5-2,5 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$ ), nei mesi invernali e primaverili, la falda freatica superficiale alimenta il fiume, soprattutto nel tratto Mori - Ceraino, così che la soggiacenza si abbassa di circa 3 metri causando una diminuzione della disponibilità di risorsa sotterranea in primavera ovvero della riserva regolatrice, ed inoltre il disseccamento dei fossati o corsi d'acqua che affiancano il fiume; la mancanza d'acqua nel letto fluviale impedisce alle biocenosi di svilupparsi adeguatamente per svolgere le attività naturali per l'autodepurazione delle acque dell'Adige.

Il limitato periodo di utilizzo delle derivazioni irrigue coincide purtroppo sempre più con i momenti di emergenza idrica estiva: l'effetto combinato della scarsità di deflusso idrico nell'Adige, della regolazione degli invasi a monte da parte dei gestori idroelettrici in funzione della richiesta di energia ed il conseguente limitato o addirittura assente turbinamento delle centrali nelle giornate di sabato e domenica, crea delle situazioni di criticità in cui in molti casi non può essere assicurata la derivazione sia a causa della risalita del cuneo salino, con un conseguente peggioramento delle caratteristiche chimiche, fisiche ed organolettiche dell'acqua, sia per motivi tecnici legati ad un tirante idrico inferiore a quello minimo per l'utilizzo della stessa opera di presa.

Il ruolo svolto dall'utilizzo dell'acqua fluviale a scopo irriguo costituisce, assieme ai fattori climatici, un elemento estremamente importante nel controllo della disponibilità della risorsa idrica, specialmente nel tratto padano, maggiormente interessato dai prelievi. Nei mesi tra maggio e settembre, i volumi di acqua che transitano attualmente nella stazione di Boara Pisani presentano valori fino a oltre il 20% inferiori rispetto a quelli transitati nella stazione di Trento (Iob 2008). L'aggravamento del problema dell'insufficiente carico idraulico estivo veicolato nel tratto terminale dell'Adige è diventato particolarmente evidente nel corso degli ultimi anni. Già nei primi mesi del 2007, a causa di una carenza nelle precipitazioni nevose e nelle piogge, nella sezione di Boara Pisani è stata registrata una riduzione di portata del 35% rispetto al 1996-2006, tale da determinare l'emanazione di diverse ordinanze finalizzate da una parte alla riduzione o mantenimento dei livelli di asporto di acqua per usi irrigui, e dall'altra alla produzione, da parte delle centrali idroelettriche, di un volume aggiuntivo d'acqua idoneo a garantire un deflusso minimo atto a contrastare la risalita del cuneo salino alla foce del fiume (Rossi & Veltri 2007).

Le derivazioni di tipo industriale prevedono l'utilizzo dell'acqua per il raffreddamento dei motori, per il lavaggio di inerti. Sono piccole derivazioni che non hanno un grande impatto sulla quantità d'acqua prelevata, anche perché prevedono quasi sempre una restituzione, ma portano ad un locale peggioramento della qualità dovuto al fatto che l'acqua restituita è di qualità inferiore e a temperatura maggiore.

## **6.5 Derivazioni a fini potabili.**

Quasi esclusivamente nel tratto veneto il fiume Adige è il principale dispensatore d'acqua per uso potabile sia per l'alimentazione umana che per usi produttivi o industriali (Fig. 6.4). I

prelievi d'acqua per uso idropotabile avvengono quasi esclusivamente nel tratto che va da Badia Polesine fino a Rosolina e precisamente nelle province di Verona, Rovigo e Venezia ma, l'approvvigionamento interessa anche le province di Vicenza e Padova. In questo tratto il fiume è pensile e questo esclude qualsiasi immissione d'acqua per gravità ovvero è il tratto di fiume dove diminuisce fortemente la possibilità di immissioni di sostanze inquinanti. Proprio per questa peculiarità l'Adige è diventato per il Veneto una delle principali risorse idriche e sede di nove centrali di potabilizzazione (Autorità di Bacino del Fiume Adige 2003).

Attualmente la richiesta d'acqua per uso potabile, industriale o produttivo aumenta continuamente in relazione sia all'incremento delle utenze che al miglioramento del tenore medio di vita, per contro diminuisce la disponibilità e la qualità. Studi recenti effettuati sulle derivazioni idropotabili hanno permesso di aggiornare la situazione al 2007 evidenziando come i prelievi totali per usi potabili raggiungano attualmente i  $2,33 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . I dati raccolti sulle derivazioni mostrano come la gestione dei grandi serbatoi ad uso idroelettrico o più in generale del mercato dell'energia, è spesso conflittuale con i prelievi potabili ed irrigui nel Veneto. Nel 2007, per la prima volta e per circa un mese, l'azione degli impianti idroelettrici è stata ininfluenza sull'emergenza idrica ed il fiume non è stato in equilibrio favorendo l'intrusione del cuneo salino, per questo motivo si evidenzia come le concessioni di derivazione ad uso irriguo in certi periodi dell'anno non sono compatibili con le disponibilità idriche (Autorità di Bacino del Fiume Adige 2003).

## 6.6 Uso idroelettrico.

Nella parte montana del bacino dell'Adige, sono stati realizzati 31 invasi artificiali, destinati soprattutto alla produzione di energia elettrica, con una capacità di invaso complessiva di 570 milioni di  $\text{m}^3$  d'acqua, il 75% dei quali è contenuto in soli 5 invasi. Nei pressi della sorgente dell'Adige, a 1650 m s.l.m. sono stati realizzati i bacini di Resia e San Valentino alla Mutta, entrambi nel comune di Curon Venosta, per una capacità complessiva di 125 milioni di  $\text{m}^3$ . Nella parte più elevata della Val Senales, a 1650 m s.l.m, è stato realizzato il bacino di Vernago per un invaso di 42 milioni di  $\text{m}^3$  (Autorità di Bacino del Fiume Adige 2003; Fig 6.4).

Nella Val d'Ultimo sono stati realizzati gli invasi di Lago Verde, Fontana Bianca, Quadra della Miniera e Zoccolo. Di questi il bacino a quota inferiore è quello di zoccolo, 1095 m s.l.m con una capacità di invaso pari a 33,5 milioni di  $\text{m}^3$  (Autorità di Bacino del Fiume Adige 2003).

Nel bacino dell'Avisio, sono stati realizzati gli invasi di Fedaia nei pressi della sorgente, ai piedi del ghiacciaio della Marmolada con un volume di 16,6 milioni di  $\text{m}^3$  e di Fortebuso, sul Travignolo, a 1400 m s.l.m con un volume di 32,1 milioni di  $\text{m}^3$ , nonché quello di Stramentizzo con un volume di 11,5 milioni di  $\text{m}^3$  (Autorità di Bacino del Fiume Adige 2003). Nel bacino del Noce sono stati realizzati gli invasi di Careser, Pian Palù, Santa Giustina e Mollaro. Quello di Santa Giustina a 500 m s.l.m ha un volume complessivo di 182,8 milioni di  $\text{m}^3$ .

Il contributo dei bacini artificiali nella laminazione delle piene dell'Adige è generalmente limitato o per la posizione orografica o per i ridotti volumi disponibili. Solo l'invaso di Santa Giustina, nella parte inferiore del bacino idrografico del Noce, ha volumi adeguati per incidere sull'onda di piena dell'Adige (Autorità di Bacino del Fiume Adige 2003).

Gli impianti idroelettrici che utilizzano le acque del fiume Adige e suoi affluenti sono numerosi e la loro producibilità complessiva è pari a circa 7500 GWh (Autorità di Bacino del Fiume Adige 2003). Per quanto concerne l'ENEL, esiste la possibilità che vengano realizzati ulteriori impianti; 5 in Alto Adige e 2 nel Trentino per un aumento potenziale della producibilità di 1606 GWh. Sono stati predisposti progetti di fattibilità e di massima di impianti idroelettrici da realizzarsi per conto di privati per un aumento totale della producibilità di 1465 GWh. Nell'insieme la producibilità futura prevista ottenibile dal sistema Adige, compresi i potenziamenti degli impianti esistenti, è pari 10700 GWh (Autorità di Bacino del Fiume Adige 2003).

## **6.7 Idrologia attuale e cambiamenti climatici.**

In questo paragrafo viene analizzata la tendenza alla diminuzione dei deflussi nell'Adige utilizzando i dati di portata osservati dal 1923 al 2007 nella stazione di Boara Pisani. L'analisi dei dati storici delle portate dell'Adige rispecchia alcuni degli effetti del riscaldamento globale e delle modificazioni climatiche ad esso correlate sottolineando come queste variazioni potrebbero diventare la principale causa dello sviluppo di fioriture algali con l'inevitabile peggioramento della qualità dell'acqua.

Le portate medie annuali rilevate a Boara Pisani hanno infatti mostrato una costante e significativa diminuzione dal 1923 al 2007 ( $r=0,48$ ;  $p < 0,01$ ). In questa stazione, la riduzione complessiva delle portate dagli inizi del secolo ad oggi può essere stimata – sulla base del trend lineare ( $-1,1 \text{ m}^3 \text{ anno}^{-1}$ ) – sull'ordine di circa il 35% (Salmaso *et al.* 2009). A Boara Pisani le alterazioni rispetto ai deflussi naturali sono molto evidenti, in quanto in questa stazione, situata nel tratto di pianura, l'Adige non riceve più affluenti e soffre oltre alle modulazioni giornaliere, settimanali e stagionali operate dalle centrali idroelettriche e dai serbatoi realizzati a monte, anche l'incremento delle derivazioni a scopo irriguo e le manovre operate dalle principali traverse lungo l'Adige ed in particolare quelle del Canale Sava (ARPAV 2008).

La consistente diminuzione della risorsa idrica fluviale in circa un secolo di osservazioni ha le sue cause in una molteplicità di fattori. Relativamente al ruolo svolto dalle modificazioni climatiche, il rapporto dell'IPCC ha chiaramente evidenziato come gli elementi chiave coinvolti nella riduzione della disponibilità idrica comprendano la riduzione delle precipitazioni atmosferiche, l'aumento dell'evapotraspirazione dovuto all'aumento delle temperature, e il ridotto apporto idrico proveniente dallo scioglimento di nevi e ghiacciai (Bates *et al.* 2008). Relativamente al primo fattore, le analisi delle precipitazioni rilevate nel lungo periodo nel bacino idrografico hanno evidenziato una considerevole diminuzione degli afflussi meteorici a partire dal 2003 (Rossi & Veltri 2007). Nonostante situazioni di bassa piovosità siano state evidenziate anche nel passato (per esempio: 1943-1945), e nonostante l'esistenza di un'elevata variabilità interannuale, nel complesso le serie di dati sembrano comunque indicare una tendenza alla diminuzione dell'apporto meteorico (ca. 10-15%) (Iob 2008). Alla diminuzione della disponibilità idrica contribuisce anche la riduzione delle riserve di acqua nelle aree coperte dai ghiacci nelle zone alpine (Comitato Glaciologico Trentino 2007). Il ridotto apporto idrico proveniente dallo scioglimento delle nevi e dei ghiacciai è legato all'incremento delle temperature invernali che aumenta la probabilità di avere piogge in luogo di nevicate, riducendo il volume di neve disponibile e aumentando tra l'altro la probabilità di possibili inondazioni invernali (Alpine Convention, 2<sup>nd</sup> Draft Report on the State of the Alps, Settembre 2008).

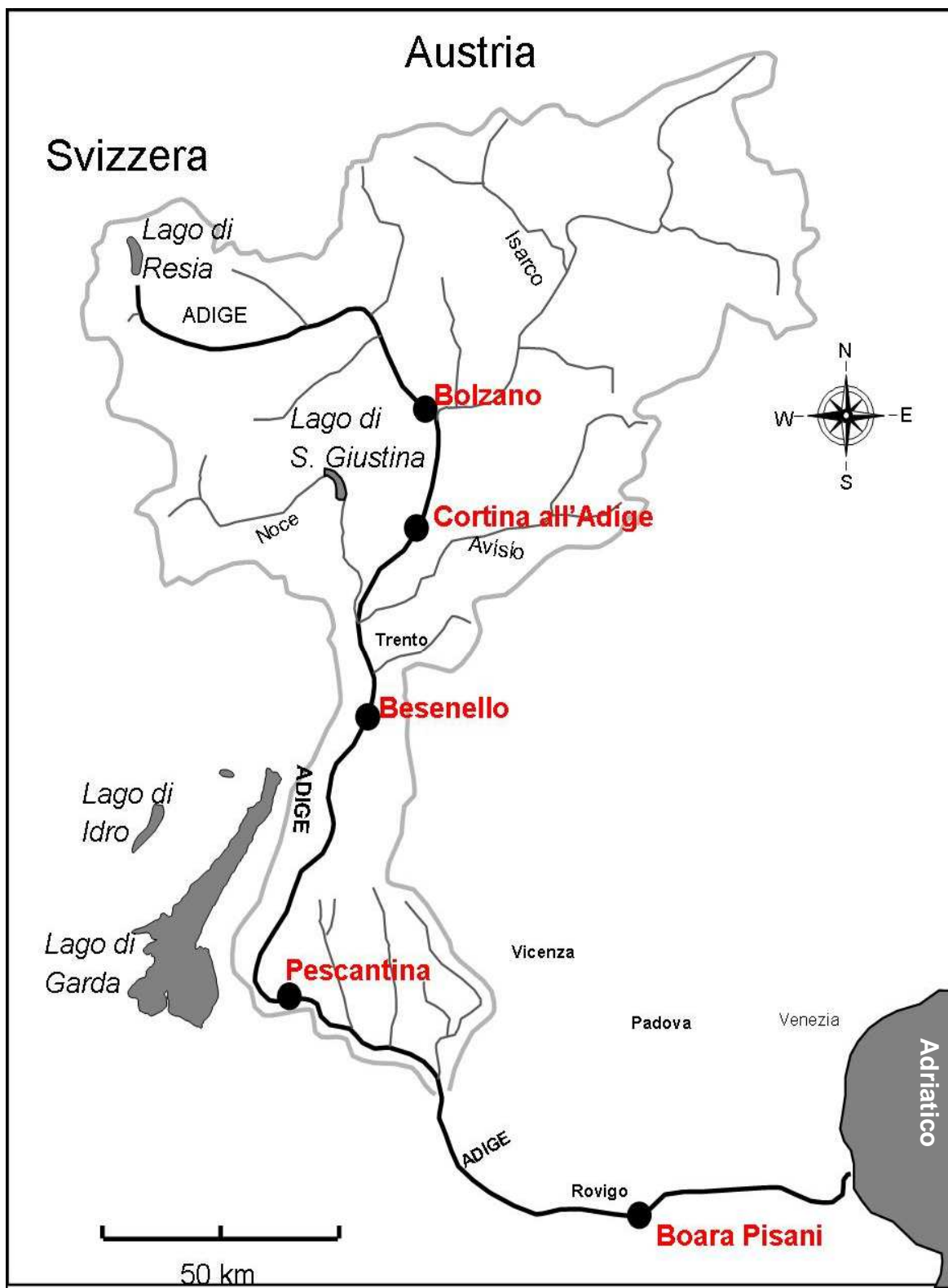


Figura 6.1 - Bacino idrografico dell'Adige con i principali affluenti. In rosso sono indicate le stazioni di campionamento (per la descrizione delle stazioni vedi paragrafo 8.4).

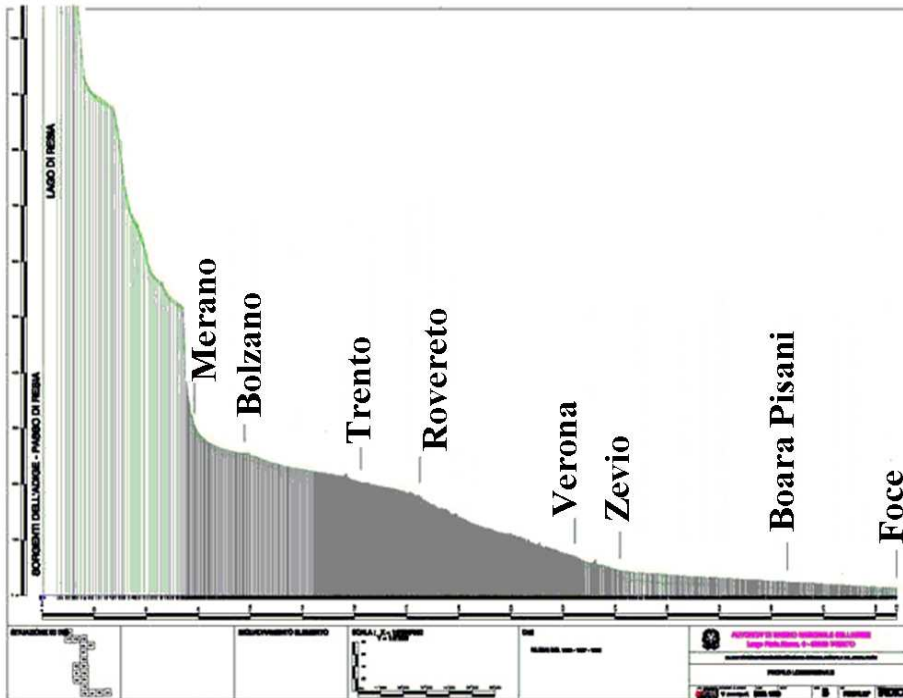


Figura 6.2- Pendenza del fiume Adige.

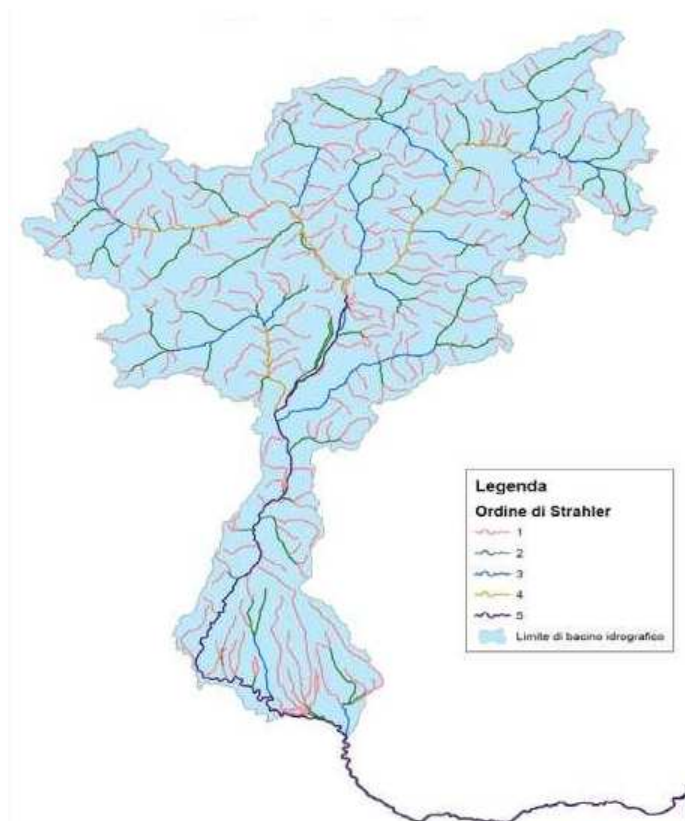


Figura 6.3- Principali corsi d'acqua nel bacino secondo ordine di Strahler.



Figura 6.4 – Schema idraulico delle derivazioni nel bacino dell’Adige. In rosa le prese idroelettriche, in verde gli usi agricoli e in azzurro le prese potabili.

## **7. Stato delle conoscenze ecologiche del Fiume Adige nell'ultimo decennio.**

Da anni il Fiume Adige è oggetto di studi finalizzati alla conoscenza integrata del suo stato ecologico, attuati a supporto di iniziative dirette alla redazione di Piani di bacino o adempimenti normativi. A partire dalla fine degli anni '90, periodo in cui fu realizzato un esaustivo lavoro promosso dall'Autorità di Bacino dell'Adige che vide coinvolte le province autonome di Bolzano e Trento, la Regione del Veneto e numerosi Enti di Ricerca (Braioni 2001), si è assistito a un aumento delle conoscenze relative agli aspetti biologici, chimici e fisici del fiume, con importanti ricadute sullo spettro di strumenti a disposizione per la gestione del bacino idrografico e dell'ecosistema fluviale. Relativamente all'ambito strettamente ecologico, parte dei risultati ottenuti da questa indagine sono stati utilizzati per la pubblicazione di studi riguardanti l'ecologia del potamoplancton nel tratto planiziale del fiume, tra Badia Polesine e Boara Pisani (Salmaso & Braioni 2007). In particolare, le indagini misero in evidenza come i principali fattori di controllo della comunità algale fossero rappresentati da fattori fisici, con un ruolo soltanto marginale svolto dai nutrienti e dai fattori biotici (incluso il grazing).

In ambito prettamente ecologico, altri importanti studi cofinanziati dall'Autorità di Bacino dell'Adige hanno riguardato e riguardano tuttora direttamente le acque fluviali sotterranee e superficiali. Le acque sotterranee di due affluenti principali dell'Adige, ovvero i torrenti Noce e Avisio sono state oggetto di due recenti studi (Progetti "GEcoRA" e "Analisi ambientale dell'interfaccia iporreica del bacino dell'Adige: progetto-pilota nell'ambiente iporreico del torrente Avisio"; Galassi *et al.* 2007) che hanno permesso di definire una serie di protocolli analitici finalizzati alla formulazione di metodi di valutazione dello stato e del rischio ecologico dell'ambiente iporreico. I dati raccolti hanno evidenziato come la categoria degli stigobionti (organismi che espletano l'intero ciclo vitale in acque sotterranee) risentano primariamente di fattori idrogeologici che caratterizzano gli acquiferi, quali ad esempio la profondità della falda. Relativamente alle acque superficiali, l'indagine è stata estesa dal 2007 su cinque stazioni rappresentative dei tratti submontani, vallivi e planiziali (Progetto PlanAdige; Salmaso *et al.* 2007). Riguardo alla fauna ittica, nello stesso periodo è iniziato anche un progetto che si propone di individuare efficaci protocolli per la gestione sostenibile della trota marmorata (*Salmo trutta marmoratus*) nel bacino dell'Adige mediante la caratterizzazione genetica, fenotipica ed ecologica delle popolazioni presenti lungo il corso del fiume (Progetto Game; Baraldi *et al.* 2007). Focalizzato su scale temporali diverse, dell'ordine delle ore e dei giorni, il Progetto RePort (Bruno *et al.* 2007) mira invece a valutare gli effetti fisici, chimici e biologici del tasso di diminuzione e aumento della portata durante l'hydropeaking, quando le acque turbinate dalle centrali idroelettriche vengono restituite al corso d'acqua, e a proporre linee guida per una gestione eco-compatibile degli impianti idroelettrici. Relativamente all'ambito normativo, in merito alla necessità di uniformare le indagini ecologiche sulla base della Direttiva Europea sulle Acque (Water Framework Directive, WFD, 2000/60/CE), recentemente è stato finanziato anche un progetto per l'analisi delle caratteristiche delle acque superficiali nel bacino dell'Adige al fine di pervenire ad una classificazione in tipi dei corsi d'acqua ricadenti all'interno del bacino idrografico (Ramirez *et al.* 2007).

Gli studi finora svolti sull'Adige hanno ampiamente sottolineato l'importanza del ruolo svolto dalle variazioni delle portate e del regime termico nel controllo della composizione, della stagionalità e delle interazioni trofiche nelle comunità lotiche.

### 7.1 Stato di conoscenza del fitoplancton del fiume Adige

Dei circa 1250 fiumi (fonte: Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio) presenti in Italia solo alcuni presentano caratteristiche idonee a sostenere una comunità potamoplanctonica. Limitati sono pertanto gli studi in questo settore: alcuni lavori effettuati negli anni ottanta sul fitoplancton nel tratto finale del Fiume Po (per esempio Marzocchi *et al.* 1989) e una ricerca svolta nel 1997-98 da Salmaso e Braioni (2007) in tre stazioni del tratto potamale del Fiume Adige.

Dai risultati del lavoro di Salmaso e Braioni (2007), il gruppo delle diatomee costituiva la componente microalgale maggiormente rappresentata nel fiume, seguita dalle Chlorophyceae. Le densità fitoplanctoniche osservate erano comprese tra 1000 e 10000 cellule  $\text{ml}^{-1}$ . I valori di biovolume registrati erano compresi tra poco meno di 100 e 7000  $\text{mm}^3 \text{m}^{-3}$ . Date le maggiori dimensioni cellulari, le diatomee, seppur inferiori al numero dei cianobatteri, costituivano la componente algale più importante in termine di biomassa algale. In particolare, i maggiori valori di biovolume ( $>2000 \text{mm}^3 \text{m}^{-3}$ ) furono rilevati in occasione del massimo sviluppo primaverile di *Cyclotella* spp. (presente con numerosi frustoli ricchi in cloroplasti, ovvero con una piccola percentuale di organismi non vitali). Nel rimanente periodo i biovolumi si mantennero su valori piuttosto contenuti, perlopiù inferiori a 1000  $\text{mm}^3 \text{m}^{-3}$ . Durante la ricerca fu possibile evidenziare una sequenza temporale di specie, caratterizzate da una stabile comunità di diatomee centriche in primavera, e da una drastica diminuzione di diatomee a favore di altri taxa algali (in particolare delle Criptofitee) nel periodo tardo primaverile ed estivo.

Sempre nel lavoro citato, le concentrazioni di azoto e fosforo presentavano valori tali da non risultare mai limitanti per la crescita algale, evidenziando come fossero altri i fattori implicati nel controllo della produzione fitoplanctonica. In particolare gli elevati valori dei descrittori di biomassa algale rilevati in primavera, sembravano essere legati non solo alla normale evoluzione del popolamento fitoplanctonico (caratterizzato in genere da un incremento primaverile), ma anche da una particolare condizione di relativa calma idrologica necessaria per il mantenimento e la crescita di una stabile e vitale comunità. A conferma di queste considerazioni, la drastica riduzione della biomassa fitoplanctonica a partire dal mese di maggio coincideva con l'inizio di un periodo caratterizzato da aumenti di portata ed evidenti oscillazioni dei livelli del fiume. I prelievi effettuati in un periodo di alto deflusso documentavano una rarefazione della comunità dovuta ad effetti di "dilavamento" e diluizione del fitoplancton.

Riassumendo, la ricerca svolta da Braioni *et al.* (2001) portava alle seguenti conclusioni:

- i) Lo sviluppo di elevati livelli di biomassa fitoplanctonica e la contemporanea affermazione di una stabile comunità nella stagione di crescita algale (primavera-autunno) non risultavano potenzialmente mai limitati dal livello dei nutrienti, apparendo fortemente favoriti da condizioni di regimazione idraulica stabili e da livelli di portata medio-bassi.

- ii) Nonostante condizioni climatiche favorevoli e alti livelli di nutrienti, la crescita algale nei mesi estivi risultava significativamente inibita da un regime idrologico ad elevata variabilità e da maggiori portate d'acqua.

## 7.2 Stato di conoscenza dello zooplancton del Fiume Adige.

Come già osservato nella gran parte dei fiumi europei, anche nel Fiume Adige i rotiferi rappresentano la componente zooplanctonica più rilevante come densità (Braioni *et al.* 2001). Le biocenosi non sono però costituite da specie tipicamente planctoniche ma bensì di origine bentonica: molte infatti sono state già ritrovate anche nel benthos e nel drift dell'Adige del tratto rhythrale (Braioni & Gottardi 1979; Braioni 1981). Come densità totale si è rinvenuto un picco importante in marzo, a seguito di un periodo di condizioni di stabilità idrologica.

Diversamente dal plancton presente nel fiume Po, le specie rinvenute sono di piccola taglia e prevalentemente non planctoniche (Braioni 2001). Il maggior contributo in densità, e in particolare nel periodo di magra stabile, viene fornito da Bdelloidei, *Keratella cochlearis*, *Kellicottia longispina*, *Proales Theodora* e *Lecane bulla*. Sempre in questo periodo, anche se con frequenze molto più basse, compaiono specie prevalentemente caratteristiche di ambienti planctonici come *Filinia terminalis*, *Synchaeta gr. tremula-oblonga* e *Cephalodella gr. gibba*. Le osservazioni effettuate hanno permesso di verificare l'estrema povertà della componente a microcrostacei presente nel fiume (Braioni 2001). In particolare, gli unici copepodi adulti o allo stadio di copepodite rinvenuti sono risultati costituiti da rare forme di Cyclopoida e Harpacticoida. Gli stadi naupliari dei copepodi sono invece risultati piuttosto abbondanti nei mesi primaverili. I cladoceri sono stati rinvenuti sporadicamente sia con organismi appartenenti alla famiglia Chydoridae (tra cui *Biapertura affinis*) che con specie appartenenti al genere *Bosmina*.

Nonostante la bassa concentrazione di microcrostacei, la presenza di un discreto numero di nauplii in coincidenza con il massimo sviluppo primaverile del fitoplancton, suggerisce l'istaurarsi, almeno in certi momenti dell'anno, caratterizzati da una relativa stabilità idrologica, di relazioni trofiche tra la comunità fitoplanctonica e zooplanctonica (Braioni 2001).

Le biocenosi dei rotiferi composte sia da specie planctoniche sia da specie bentoniche sono destabilizzate in modo determinante dalla portata (Ferrari *et al.* 1987; Ferrari *et al.* 1989; Reckendorfer *et al.* 1999). Solamente in inverno-inizio primavera, durante un periodo di magra prolungata, la colonna d'acqua sembra sostenere una biocenosi planctonica, seppur costituita da specie di piccole dimensioni. Ma anche in questo periodo la biocenosi dei rotiferi non raggiungono densità riscontrate nel fiume Po e diversamente da quelle sono rappresentate da forme di piccole dimensioni e non sempre tipiche del plancton.

Nel fiume Adige, pertanto, e basse densità dei copepodi, cladoceri, nautili e rotiferi riscontrate nel periodo di maggiore stabilità idrologica, testimoniano come la comunità zooplanctonica non sia strutturata come un sistema ad alto grado di autorganizzazione, come è stato evidenziato lungo il corso di pianura del fiume Po. Una stima come peso secco del carico di Rotiferi trasportati nella colonna d'acqua ha ulteriormente confermato, rispetto a quello calcolato sul fiume Po (Ferrari *et al.* 1989), l'esiguità della biocenosi e la bassissima potenzialità della colonna d'acqua a sostenere biocenosi complesse e ad elevata funzionalità.

Dalla ricerca svolta si traggono quindi le seguenti conclusioni:

- i) l'instaurarsi di relazioni trofiche tra le comunità fitoplanctoniche e zooplanctoniche è limitato a brevi periodi dell'anno caratterizzati a una maggiore crescita algale, da una relativa stabilità idrologica e da livelli di portata mai elevati
- ii) la portata e le variabili ad esse connesse costituiscono il fattore determinante nel favorire, ma in particolare nel deprimere, lo sviluppo delle biocenosi dei rotiferi, la componente più consistente delle zooplancton.

## 8. Materiali e Metodi

### 8.1 Metodi di campo

Nel corso della ricerca sono stati svolti, nel periodo compreso tra marzo 2007 e febbraio 2009, campionamenti ogni 15 giorni per un totale di 46 uscite (Tab 8.1). Nel periodo compreso tra l'8 e il 13 settembre 2009 a Boara Pisani i campionamenti sul fitoplancton sono stati estesi all'intera giornata.

Anno 2007	Anno 2008	Anno 2009
19 Marzo 2007	7 Gennaio 2008	7 Gennaio 2009
2 Aprile 2007	21 Gennaio 2008	22 Gennaio 2009
18 Aprile 2007	4 Febbraio 2008	2 Febbraio 2009
7 Maggio 2007	18 Febbraio 2008	16 Febbraio 2009
21 Maggio 2007	3 Marzo 2008	
4 Giugno 2007	19 Marzo 2008	
18 Giugno 2007	7 Aprile 2008	
2 Luglio 2007	23 Aprile 2008	
18 Luglio 2007	5 Maggio 2008	
8 Agosto 2007	19 Maggio 2008	
27 Agosto 2007	4 Giugno 2008	
10 Settembre 2007	18 Giugno 2008	
24 Settembre 2007	7 Luglio 2008	
8 Ottobre 2007	21 Luglio 2008	
22 Ottobre 2007	7 Agosto 2008	
5 Novembre 2007	26 Agosto 2008	
19 Novembre 2007	9 Settembre 2008	
3 Dicembre 2007	23 Settembre 2008	
19 Dicembre 2007	7 Ottobre 2008	
	21 Ottobre 2008	
	3 Novembre 2008	
	18 Novembre 2008	
	16 Dicembre 2008	

**Tabella 8.1 - Elenco delle date di campionamento suddivise per anno.**

Il campionamento è stato effettuato dall'alto di attraversamenti stradali (ponti), posizionandosi in corrispondenza del centro del fiume ed osservando che non vi siano turbolenze troppo accentuate o affioramenti del fondale o di altri materiali depositati sul fondo.

Le misure di portata sono ottenute dagli idrometri posti in corrispondenza, o nelle vicinanze, delle stazioni di campionamento; per la stazione di Bolzano vengono trasmesse direttamente dall'Ufficio Idrografico della Provincia di Bolzano; le misure di Cortina all'Adige e Besenello sono reperibili in rete ([www.soi.provincia.tn.it](http://www.soi.provincia.tn.it)), mentre quelle di Boara Pisani sono trasmesse dall'ARPAV. Le misure della velocità della corrente sono state estrapolate utilizzando i valori di portata del fiume e l'area della sezione del fiume in cui sono collocati i sensori di rilevazione. La velocità della corrente nella stazione di Boara Pisani è stata estrapolata utilizzando un modello matematico formulato da Egiatti e Cremonese (2006).

La raccolta dei campioni d'acqua avviene in sequenza: prima di tutto si procede alla raccolta di quattro secchi d'acqua, che vengono versati in un bidone da 50 litri, in seguito l'acqua così raccolta viene agitata e solo successivamente a questa operazione, si raccolgono i seguenti subcampioni:

- i) Peso secco;
- ii) Clorofilla-*a*;
- iii) Fitoplancton; sul posto si aggiungono 2 ml di Lugol acidificato con acido acetico glaciale;

Da una secchiata indipendente alle precedenti, si raccoglie il campione destinato alle analisi chimiche, che viene versato in una bottiglia in PET chiara da 1 litro. Si raccoglie quindi il campione per l'analisi dell'ossigeno disciolto: viene riempita una bottiglietta in vetro a volume noto, evitando la formazione di bolle che aumenterebbero il valore dell'ossigeno disciolto. Vanno poi aggiunti 3 ml di soluzione di solfato di manganese (II) e 3 ml di soluzione alcalina di ioduro di potassio e sodio azide, che fissano l'ossigeno in soluzione.

Per la raccolta del campione di zooplancton sono stati filtrati, mediante l'utilizzo di un retino con maglia pari a 50  $\mu\text{m}$ , 50 litri di acqua. Il campione contenuto nell'imbuto all'estremità del retino viene raccolto in una bottiglia da 250 ml e fissato con alcool etilico. I campioni sono stati trasportati all'interno di frigoriferi da campo e poi conservati in cella frigo all'Istituto Agrario fino alla loro analisi. I campioni di chimica sono analizzati, il giorno seguente al campionamento, nei laboratori chimici dell'APPA di Trento e da settembre 2008 presso i laboratori dell'Istituto Agrario di San Michele all'Adige.

Per ogni stazione si eseguono i seguenti rilevamenti strumentali:

- i) Temperatura dell'aria e dell'acqua ( $^{\circ}\text{C}$ ) con Termometro Testo 960, digitale, avendo cura di posizionare la sonda non alla luce diretta, quanto piuttosto all'ombra;
- ii) Conducibilità ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ , a  $20^{\circ}\text{C}$ ), pH e ossigeno disciolto ( $\text{mg l}^{-1}$  e % di saturazione) dell'acqua con strumento multiparametrico WTW 450i;
- iii) Torbidità (NTU) con Torbidimetro Hach, Delta OHM HD 25.2.

## 8.2 Metodi di laboratorio

L'ossigeno è stato fissato sul campo e determinato successivamente in laboratorio per via titolometrica (metodo di Winkler; APHA *et al.* 1995).

La concentrazione di fosforo totale (TP) è stata misurata su campioni non filtrati. Il fosforo solubile reattivo (SRP), i nitrati ( $\text{N-NO}_3\text{-N}$ ), nitriti ( $\text{N-NO}_2$ ) e l'ammonio ( $\text{N-NH}_4$ ) sono stati determinati su campioni filtrati. Le analisi chimiche sono state eseguite dall'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente secondo le metodiche descritte da APHA *et al.* (1995).

Il peso secco a  $105^{\circ}\text{C}$  e la sostanza organica ( $550^{\circ}\text{C}$ ) sono stati determinati, previa rimozione delle particelle di detrito grossolane con un filtro da 0,2 mm, mediante filtrazione dei campioni su fitri Whatman GF-C tarati e preliminarmente sottoposti a trattamento a  $550^{\circ}\text{C}$ . La clorofilla-*a* è stata determinata con uno spettrofotometro dopo filtrazione su filtri Whatman

GF-C, rottura delle cellule algali con Ultra-Turrax, ed estrazione dei pigmenti per 24 ore in acetone 90% (Lorenzen 1967).

Nella stazione di Boara Pisani il coefficiente di assorbimento della luce ( $K_d$ ) è stato stimato grazie all'utilizzo di un radiometro LiCor 192SA. La zona eufotica ( $Z_{eu}$ ) è stata stimata dai valori di  $K_d$  utilizzando la seguente relazione  $Z_{eu} = \ln(100)/K_d$  (Kirk 1994). La profondità della zona eufotica nelle altre stazioni della ricerca è stato estrapolata dai valori di torbidità, tramite la seguente relazione  $Z_{eu} = 21,3 \times NTU^{-0.70}$  ( $r^2=0,81$ ,  $n=8$ ) (Salmaso & Zignin 2009).

Le analisi di fitoplancton sono state eseguite con invertoscopi a contrasto di fase Leica e Zeiss su campioni preservati in Lugol acetico (Utermöhl 1958). Le specie con dimensioni molto variabili (per esempio diatomee centriche) sono state conteggiate separandole in classi dimensionali. Per ogni specie, i biovolumi algali sono stati calcolati moltiplicando i dati di densità per biovolumi specifici approssimati a solidi geometrici semplici (Rott 1981). Descrizioni dettagliate sui metodi utilizzati in laboratorio e sui criteri di valutazione di qualità dei conteggi sono state riportate in Salmaso (2002) e Rott *et al.* (2007). L'identificazione delle specie è stata eseguita utilizzando le monografie più recenti delle serie Süßwasserflora von Mitteleuropa, curata da A. Pascher, e Das Phytoplankton des Süßwassers, curata da G. Huber-Pestalozzi.

Lo zooplancton è stato determinato quantitativamente a livello dei maggiori gruppi tassonomici (calanoidi, ciclopoidi, arpacticoidi, cladoceri e rotiferi), procedendo inoltre ad una identificazione delle specie dominanti o di maggior rilevanza ecologica (de Bernardi 1984; McCauley 1984). La determinazione dei rotiferi è stata effettuata secondo la metodica riportata nella specifica Guida (Braioni & Gelmini 1983).

### 8.3 Analisi statistica della comunità fitoplanctonica

La matrice fitoplanctonica (taxa x data di campionamento) è stata studiata sia considerando i biovolumi delle singole specie sia dividendo i taxa algali in gruppi morfo-funzionali e in ordini algali. Il raggruppamento delle specie in gruppi morfo-funzionali è stato svolto considerando la classificazione proposta da Salmaso e Padisak 2007. Il criterio usato per discriminare i gruppi include: motilità delle specie algali (presenza/assenza di flagelli), la capacità di assumere nutrienti attraverso mixotrofia (organismi a metabolismo misto), il volume, la forma ed infine la presenza di involucri gelatinosi (Weithoff 2003). Questa suddivisione permette di dividere le alghe in 31 gruppi (tabella 4, in allegati).

L'analisi statistica multivariata richiede all'inizio una matrice simmetrica di similarità (o dissimilarità) che esprima il livello di distanza tra tutti i campioni che si vogliono analizzare. Uno dei problemi principali che ci si trova ad affrontare quando si studiano le comunità planctoniche è che molte specie osservate sono presenti solo raramente nei conteggi, quindi una buona parte dei dati presenti nella matrice sono uguali a zero. I metodi di misura della similarità tra due campioni, inclusa la distanza euclidea o il coefficiente di correlazione non sono sufficientemente robusti per l'analisi di queste matrici (Orloci 1978; Field *et al.* 1982). Un esempio riportato da Orloci (1978) presentava un caso estremo di questo problema in cui, utilizzando le distanze euclidee, due campioni con nessuna specie in comune risultavano più simili rispetto a due campioni con la stessa specifica composizione. Un metodo di misura della dissimilarità che supera i problemi sopra menzionati è l'indice di Bray-Curtis (Bray & Curtis 1957):

$$BC_{ij} = \sum \frac{|n_{ik} - n_{jk}|}{(n_{ik} + n_{jk})}$$

dove  $n_{ik}$  e  $n_{jk}$  rappresentano le abbondanze (nel presente studio rappresentano i biovolumi algali) della specie  $k$  nei campioni  $i$  e  $j$  rispettivamente e  $BC_{ij}$  è la dissimilarità tra i campioni  $i$  e  $j$ . Questo indice non presenta solo una robusta relazione con distanze ecologiche che rimangono simili ma anche una robusta relazione lineare anche quando tali distanze diventano più lunghe (Faith *et al.* 1987) I valori dell'indice di Bray-Curtis variano tra 0 (due campioni identici) e 1 (nessuna specie in comune).

Per l'analisi delle matrici di dissimilarità è stata utilizzata la Non Metric Multidimensional Scaling (NMDS) in quanto questa analisi è libera da qualunque assunzione sulla linearità dei dati e può basarsi su ogni tipo di matrici di dissimilarità. L'essenza di questo approccio è che le differenze tra i valori di distanza, utilizzate per valutare il rispetto o meno degli assiomi metrici, vengono completamente ignorate, mentre viene considerato soltanto l'ordine di rango delle distanze (la matrice di dissimilarità iniziale può quindi essere non metrica). Per quello che concerne la grandezza delle distanze dell'input, Kruskal (1977) ha effettuato un'analisi in cui le distanze sono state suddivise in tre gruppi (distanze grandi, medie e piccole) esaminando l'effetto sui risultati omettendo un singolo gruppo di distanze. Si è scoperto che piccole distanze avevano scarsa influenza, mentre l'omissione di grandi distanze modificava l'ordinamento in maniera più marcata. Pertanto le distanze minori non sembrano essere critiche nell'NMDS. Il metodo inoltre può essere programmato anche per tollerare valori di distanza mancanti (Podani 2007) L'obiettivo della NMDS consiste nel posizionare i punti in un numero prescelto di dimensioni (di solito due) tale che l'ordine di rango delle distanze dell'ordinamento sia il più vicino possibile all'ordine di rango delle distanze iniziali (Shepard 1962; Kruskal 1964). In altre parole, la relazione d'ordine tra le dissimilarità o le distanze iniziali tra oggetti ( $d_{ij}$ ) e le distanze di ordinamento ( $d'_{ij}$ ) deve essere monotona.

L'algoritmo più noto dell'NMDS (Kruskal 1964) è iterativo. Viene specificata una configurazione iniziale di punti e questa viene migliorata attraverso i passaggi di iterazione fino al punto in cui non sono possibili sostanziali miglioramenti. Ogni passaggio di iterazione consiste in due parti:

1. L'ordine di rango delle distanze originali (o dissimilarità) e l'ordine di rango delle distanze di ordinamento vengono confrontati utilizzando la tecnica di *regressione monotona* (Kruskal 1964). Non si tratta di un confronto diretto di due ordini di rango poiché viene esaminato soltanto quanto vanno modificate (diminuite o aumentate) le distanze di ordinamento per raggiungere la monotonicità con quelle dell'input. La differenza può essere espressa anche quantitativamente, utilizzando la funzione di stress proposta da Kruskal, che opera sulle deviazioni al quadrato. Se lo stress è uguale a zero, l'ordine delle distanze di ordinamento si adatta perfettamente all'ordine delle distanze originali e non è necessario introdurre delle modifiche. Non esiste una regola generale per quanto riguarda il valore ottimale di stress. Molti autori considerano molto buono uno stress pari a 0,05; spesso però sono considerati buoni valori compresi tra 0,1 e 0,2.

2. I calcoli continuano a traslare le posizioni dei punti per consentire una diminuzione dello stress. L'analisi si ferma quando la configurazione viene considerata finale poiché non sono più possibili ulteriori miglioramenti significativi. La configurazione finale può essere ruotata di qualunque grado e compressa e dilatata da un fattore di scala arbitrario; contrariamente ad altre procedura di ordinamento l'NMDS non presenta restrizioni nell'utilizzo.

I dati sono stati inseriti nella matrice iniziale previa trasformazione mediante doppia radice quadrata dei biovolumi algali calcolati per ogni singola specie. Tale trasformazione è stata effettuata per ridurre il peso dei taxa algali più abbondanti. La trasformazione con la doppia radice quadrata viene utilizzata in questa ricerca in quanto diversi studi che riguardavano biomasse fitoplanctoniche hanno dimostrato il vantaggio di usare questa trasformazione in concomitanza con l'uso dell'indice di dissimilarità di Bray-Curtis (Salmaso 1996).

Le coordinate degli assi ottenuti mediante l'analisi statistica multivariata sono stati utilizzati per effettuare analisi di correlazione non parametrica (Spearman). Per evitare di commettere un errore di tipo I, cioè la probabilità  $\alpha$  di trovare una differenza significativa quando in realtà non esiste, il  $p$  value ottenuto dalla correlazione di Spearman è stato corretto utilizzando il metodo di Holm meno conservativo rispetto al metodo di Bonferroni. Il metodo di Holm si basa su un ordinamento crescente dei valori di  $p$  delle varie  $K$  ipotesi. Ognuna viene valutata in sequenza e confrontata con un valore soglia sempre meno conservativo. Di seguito si riporta brevemente come funziona la correzione di Holm:

1. Siano  $p_1 > p_2 > \dots > p_K$  i valori ordinati di  $p$  relativi alle  $K$  ipotesi nulle.
2. Rifiuta  $H_{0K}$  se  $p_K < \alpha$  e passa allo step successivo, alternativamente fermati e accetta tutte  $K$  ipotesi.
3. Rifiuta  $H_{0(K-1)}$  se  $p_{(K-1)} < \alpha/(K-1)$  e passa allo step successivo, alternativamente fermati e accetta tutte le  $(K-1)$  ipotesi. Ecc.
4. I valori aggiustati di  $p$  sono dati da  $p_{ak} = \max\{K * p_K, (K-1) * p_{(K-1)}, \dots, k * p_k\}$ ,  $k = 1, 2, \dots, K$ .

Dove specificato nel testo, l'analisi di regressione tra le variabili ambientali e le abbondanze fitoplanctoniche è stata effettuata previa trasformazione logaritmica. Questa trasformazione riduce le grandi differenze assolute ed è più adatta per i dati di abbondanza qualora si desideri rendere evidenti soltanto le differenze di ordini di grandezza. Ogni variabile misurata sulla scala di rapporti con una distribuzione fortemente asimmetrica verso destra può essere sottoposta a questa trasformazione per rendere la distribuzione più simmetrica, approssimandosi a condizioni di normalità. Quest'operazione viene utilizzata anche per rendere lineari le relazioni tra le variabili.

Le analisi statistiche sono state effettuate utilizzando il programma "R".

## 8.4 Stazioni di studio

La scelta dei siti da campionare è stata effettuata cercando di soddisfare tre requisiti importanti legati:

- 1) alla rappresentatività di una stazione in una determinata zona dell'alveo fluviale.
- 2) alla possibilità di ottenere dati di portata da stazioni idrologiche poste nelle zone di misura e campionamento (esclusa la stazione di Pescantina di cui non sono ancora disponibili i dati di portata).
- 3) alla presenza di attraversamenti del fiume (ponti stradali o altri tipi di manufatti) in quanto era impossibile data la velocità della corrente operare in sicurezza con imbarcazioni.

Le prime quattro stazioni sono state individuate nel tratto montano del fiume mentre l'ultima stazione è stata individuata a Boara Pisani a circa 52 km dalla foce del fiume presso Porto Fossone. La prima stazione (1) si trova nelle vicinanze di Bolzano, prima dell'immissione nell'Adige delle acque del Fiume Isarco. La seconda stazione (2) si trova 15 km a nord di San Michele all'Adige, nell'abitato di Cortina all'Adige. La terza stazione (3) è ubicata 10 km a sud di Trento nel comune di Besenello; in corrispondenza di questo punto è già entrata l'acqua dei fiumi Noce e Avisio. La quarta stazione (4) si trova a nord di Verona nell'abitato di Pescantina, mentre la stazione più a valle (5) si trova a Boara Pisani, in provincia di Rovigo (Fig. 6.1).

Le stazioni 2 e 3 sono caratterizzate da fondali piuttosto profondi ma si diversificano tra loro per la granulometria del substrato dell'alveo e il grado di naturalità-artificializzazione delle rive e delle aree golenali; le stazioni 1 e 4 invece sono caratterizzate da fondali piuttosto bassi in quanto presentano portate inferiori: la stazione 1 è posta a monte della confluenza dell'Isarco, del Noce e dell' Avisio, la stazione 4 risente dalla derivazione idrica del Canale Biffis che sottrae la maggior parte della portata dell'Adige.

La stazione di Boara Pisani si trova a circa 50 km dalla foce; in questo tratto il Fiume ha una pendenza dello 0,02 ‰ e una larghezza degli argini di ca. 100 m con una profondità che può variare da 3-4 metri fino a 8 metri. Nonostante il prevalente carattere pianeggiante, nei pressi della stazione di Boara Pisani sono pressoché assenti zone riparie che potrebbero servire come inoculo per lo sviluppo del fitoplancton. Queste *dead zone* (Reynolds 2006) sono presenti, seppur limitate, a monte di Boara Pisani, in prossimità dell'abitato di Badia Polesine. Il regime torrentizio dell'Adige, le variazioni della portata legata alle centrali idroelettriche e i continui lavori di regimazione e di asporto dei sedimenti depositatesi sui grandi argini, impediscono lo sviluppo delle macrofite acquatiche anche in questo tratto terminale del fiume.

Data l'estensione del territorio esaminato (che spazia dalla Provincia di Bolzano alla Provincia di Rovigo per circa 300 km lungo l'alveo), i campionamenti nelle stazioni 1 e 5 sono svolti anche con il supporto di personale afferente rispettivamente all'APPA di Bolzano e all'ARPAV di Rovigo.

I dati sono raccolti a distanza di due settimane l'uno dall'altro; l'elevata frequenza temporale di campionamento è stata adottata per garantire una maggiore attendibilità dei dati i quali possono essere caratterizzati da elevate fluttuazioni in relazione specialmente alle

modificazioni del regime idraulico del fiume. Nello specifico, la frequenza bisettimanale del campionamento è stata scelta tenendo presente:

- i) l'arco di tempo sperimentale complessivo richiesto per valutare le maggiori variazioni del regime idrologico del fiume Adige,
- ii) il numero di stazioni,
- iii) la durata dei cicli biologici delle componenti del biota.

### 8.5 Significatività della stazione di campionamento

Relativamente alla rappresentatività dei campioni raccolti in una determinata stazione, l'indagine condotta nel 1997-98 (Salmaso & Braioni 2007) ha fornito indicazioni metodologiche molto importanti. Nell'ambito di quella ricerca, i prelievi e le misure furono effettuati nelle tre stazioni di Badia Polesine, Lusia e Boara Pisani, tutte in provincia di Rovigo e collocate su un tratto lungo complessivamente 25 km. In ogni stazione furono prelevate due serie di campioni di acqua ("A" e "B") da 5 litri a distanza di circa un'ora l'una dall'altra sulle quali furono eseguite le diverse analisi chimiche, fisiche e biologiche. I risultati ottenuti indicarono una completa omogeneità delle due serie di campioni "A" e "B". Inoltre, l'analisi dei dati mise in evidenza una sostanziale equivalenza delle caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche nelle tre stazioni analizzate; un esempio con due variabili esemplificative è mostrato nella Fig. 8.1. A parte alcune differenze rilevate nello sviluppo della biomassa algale durante il periodo di minor afflusso idrico (cf. il grafico della clorofilla-*a* nei mesi di marzo e aprile; Fig. 8.1), le diverse variabili analizzate hanno sempre mostrato valori del tutto comparabili nel segmento fluviale analizzato. Visto il lavoro appena analizzato, possiamo assumere che una stazione di campionamento è rappresentativa di un tratto fluviale fino a quando non subentrano lungo il corso del fiume, significativi cambiamenti sia a livello idrologico (per esempio l'immissione di affluenti) sia a livello morfologico e/o geografico (per esempio il passaggio da una zona povera di insediamenti umani ad una dove l'attività antropica è fortemente sviluppata).

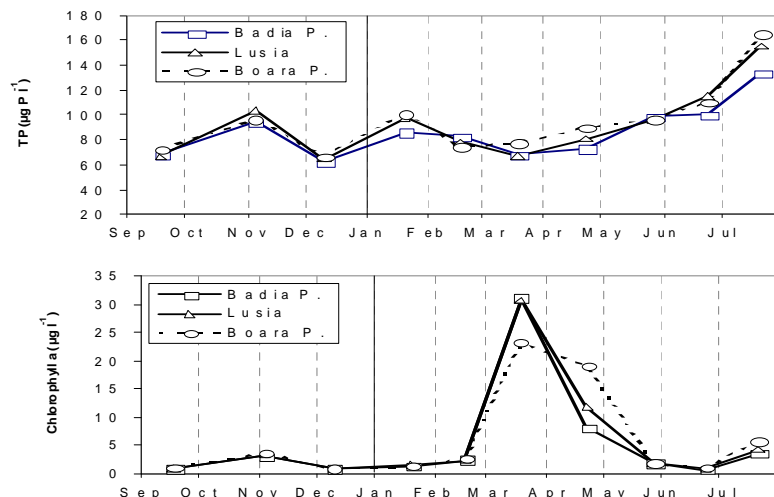


Figura 8.1 - Variazione temporale del fosforo totale e della clorofilla-*a* nelle stazioni di Badia Polesine, Lusia e Boara Pisani (da Salmaso & Braioni 2007).

## 9. Variazioni su scale temporali annuali

### 9.1 Variabili fisiche

Nelle figure da 9.1 a 9.4 sono riportati gli idrogrammi di portata registrati da marzo 2007 a febbraio 2009 nelle stazioni di Bolzano, Cortina all'Adige, Besenello e Boara Pisani. I dati della stazione di Pescantina non sono disponibili.

Nelle quattro stazioni è apparso particolarmente evidente l'aumento della portata in primavera ed estate, dovuto allo scioglimento delle nevi e al successivo contributo dato dallo scioglimento dei ghiacciai. I valori medi di portata osservati a Bolzano, Cortina all'Adige, Besenello e Boara Pisani tra giugno e agosto sono stati di 69, 190, 223, 200  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ , contro medie calcolate per l'intero periodo di studio di 50, 124, 166 e 170  $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ , rispettivamente. La stazione di Bolzano ha fatto registrare valori medi annui (media  $\pm$  errore standard della media) prossimi a  $50 \pm 5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (Fig. 9.5). L'apporto di grandi quantità d'acqua da parte dei principali affluenti nella parte settentrionale del bacino è stato messo in risalto dai valori medi annui di portata registrati sia nella stazione di Cortina all'Adige ( $124 \pm 13 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ; Fig. 9.5) sia nella stazione di Besenello ( $166 \pm 90 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ; Fig. 9.5). La stazione meridionale ha fatto registrare valori medi annuali simili a quelli registrati nella stazione di Besenello ( $170 \pm 92 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ; Fig. 9.5); l'esigua differenza tra le portate medie registrate nelle stazioni settentrionali rispetto a quelle registrate a Boara Pisani è dovuto principalmente al fatto che in alcuni periodi estivi l'utilizzo dell'acqua per scopi irrigui nel tratto meridionale del fiume diminuisce sensibilmente la portata dell'Adige. Ciò è ulteriormente dimostrato dalle portate medie calcolate a Besenello tra giugno e settembre, pari a  $223 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  contro i  $200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  calcolati nello stesso periodo a Boara Pisani.

In tutte le stazioni sono state osservate, specialmente nei periodi di minore portata, anche oscillazioni minori e a maggior frequenza, dell'ordine dei  $20\text{-}40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , causate dal rilascio di acqua dai bacini idroelettrici localizzati nella parte montana. In Fig. 9.6, è riportato un esempio di queste oscillazioni a scala settimanale nella stazione di Bolzano.

Se si esclude la stazione di Bolzano, la velocità media della corrente osservata durante i due anni della ricerca, diminuisce man mano che ci si avvicina alla foce passando da un massimo registrato nella stazione di Cortina all'Adige ( $1,26 \text{ m s}^{-1}$ ) fino a poco più di  $1 \text{ m s}^{-1}$  ( $1,03 \text{ m s}^{-1}$ ) nella stazione di Boara Pisani (Fig. 9.7f). Analogamente a quanto osservato per la portata, in tutte e quattro le stazioni, la velocità della corrente registrata nei periodi compresi tra giugno e agosto è risultata mediamente superiore alla media registrata nei restanti mesi (Fig. 9.7 a,b,c,e).

I valori medi dell'altezza della colonna d'acqua durante l'intero periodo della ricerca hanno presentato sostanziali differenze tra le prime tre stazioni (rispettivamente 1,76 m, 1,95 m, 2,28 m a Bolzano, Cortina all'Adige e Besenello) e la stazione di Boara Pisani (5,25 m) (Fig. 9.8f). Nella stazione di Bolzano è stata osservata una profondità massima dell'alveo fluviale pari a ca. 3 m. Al contrario, il valore minimo (1,4 m), è stato registrato in coincidenza con il più basso valore di portata (7 gennaio 2008) (Fig. 9.8a). Anche in questo caso, la profondità media più elevata è stata rinvenuta nei mesi estivi (2,14 m) rispetto alla media osservata nei restanti mesi (1,63 m). Nelle altre stazioni, la profondità della colonna d'acqua è oscillata tra 1,6 e 3,1 m (Cortina all'Adige; Fig. 9.8b), 2,0 e 3,3 m (Besenello; Fig. 9.8c), 4,2 e 7,5 m (Boara Pisani; Fig. 9.8e).

Nelle tre stazioni settentrionali, la temperatura dell'acqua è oscillata tra valori prossimi allo zero nei mesi invernali e valori mai superiori a 18 °C nei mesi estivi; al contrario, nelle due stazioni meridionali la temperatura dell'acqua nei mesi invernali raramente è scesa sotto i 5 °C, mentre nei mesi più caldi ha di rado superato i 20 °C. Le stazioni di Bolzano, Cortina all'Adige e Besenello hanno presentato temperature medie annuali inferiori anche di 4°C rispetto a quelle registrate a Pescantina e Boara Pisani (Fig. 9.9f). Nella stazione di Bolzano, la media annuale registrata è stata inferiore a 10 °C ( $9,7 \pm 0,6$ ) confermando come in questo tratto l'acqua dell'Adige presenti temperature basse durante gran parte dell'anno (Fig. 9.9a). Analogamente, le due stazioni di Cortina all'Adige e Besenello confermano i bassi valori di temperatura, con medie annuali inferiori alla media registrata nella stazione di Bolzano (rispettivamente  $8,6 \pm 0,6$  °C e  $9,6 \pm 0,6$  °C; Fig. 9.9b,c). Le stazioni meridionali hanno fatto registrare temperature medie annuali più elevate rispetto alle stazioni settentrionali (Pescantina,  $11,7 \pm 0,7$  °C; Boara Pisani,  $12,3 \pm 0,7$  °C) (Fig. 9.9d,e).

I valori di pH misurati nelle cinque stazioni sono riportati in Fig 9.10. La stazione di Pescantina (Fig. 9.10d) si discosta dalle altre mostrando variazioni rilevanti, da un minimo di poco superiore a 7,5 unità, fino ad un massimo prossimo a 9 unità pH. La particolarità di questa stazione è messa ulteriormente in evidenza dalla differenza tra i valori medi annuali calcolati per le stazioni di Bolzano ( $7,9 \pm 0,02$ ), Cortina all'Adige ( $8,07 \pm 0,02$ ), Besenello ( $8,05 \pm 0,02$ ) e Boara Pisani ( $8,04 \pm 0,02$ ) rispetto a quelli calcolati per la stazione di Pescantina ( $8,3 \pm 0,04$ ) (Fig. 9.10f).

In Fig 9.11 sono riportati gli andamenti temporali della conducibilità riportata a 20°C. In tutte le stazioni si è verificata una diminuzione dei valori di conducibilità nei mesi compresi tra giugno e settembre rispetto ai valori misurati nel restante periodo. Questo è dovuto principalmente allo scioglimento della neve e dei ghiacciai che introduce nel fiume grandi quantità d'acqua con minori salinità. Nella stazione di Bolzano il valore di conducibilità medio registrato nel periodo compreso tra giugno e settembre è di  $200 \mu\text{S cm}^{-1}$  contro  $260 \mu\text{S cm}^{-1}$  registrati nel restante periodo (Fig 9.11a). Andamenti simili si ritrovano anche nelle altre stazioni (Fig 9.11b,c,d,e). Da Cortina all'Adige a Boara Pisani, i valori medi annuali misurati mostrano un aumento lineare lungo il gradiente longitudinale (Fig. 9.11f).

La concentrazione dell'ossigeno disciolto nelle cinque stazioni è risultata strettamente dipendente dalla temperatura dell'acqua (Fig. 9.12). Da nord a sud la concentrazione di O<sub>2</sub> ha mostrato una relazione negativa non lineare con la temperatura (Bolzano,  $r = 0,83$   $p < 0,01$ ; Cortina all'Adige,  $r = -0,82$ ,  $p < 0,01$ ; Besenello,  $r = -0,88$ ,  $p < 0,01$ ; Pescantina,  $r = -0,62$ ,  $p < 0,01$ ; Boara Pisani,  $r = -0,83$ ,  $p < 0,01$ ;  $n = 46$ ). Lungo l'asta fluviale, e con l'eccezione di Pescantina, questa variabile ha mostrato una progressiva diminuzione dei valori medi annuali (Fig. 9.12f).

Nelle cinque stazioni le maggiori concentrazioni di particolato in sospensione sono state registrate durante i mesi estivi (giugno-settembre) (Fig. 9.13). Il picco massimo è stato misurato nel campionamento del 18 giugno 2008 a Boara Pisani ( $251 \text{ mg l}^{-1}$ ; Fig. 9.13e). Il peso secco nei campioni analizzati è perlopiù costituito da particelle inorganiche. Nelle stazioni settentrionali la frazione media annuale del particolato inorganico in sospensione è oscillata tra l'85% e il 90 %. Il contributo della frazione organica è iniziato a diventare significativo solo in coincidenza con i periodi di elevato sviluppo algale (mesi primaverili ed autunnali). Il valore medio annuale più alto è stato registrato nella stazione di Cortina all'Adige ( $19,9 \pm 5,95 \text{ mg l}^{-1}$ ) (Fig. 9.13b) mentre la stazione di Pescantina ha fatto osservare i valori medi annuali più bassi ( $16,42 \pm 6,15$ ) (Fig. 9.13d). Escludendo la stazione di Bolzano, si può notare come la concentrazione del materiale in sospensione diminuisca lungo il gradiente

longitudinale fino a Pescantina, per poi tornare, a Boara Pisani, a concentrazioni medie annuali superiori anche ai valori registrati nella stazione di Bolzano (Fig. 9.13f).

Analogamente a quanto osservato per il peso secco, i più alti valori di torbidità sono stati osservati nei mesi estivi (giugno-settembre Fig. 9.14). I valori medi annuali più alti sono stati osservati nella stazione di Bolzano ( $50,2 \pm 20,4$  NTU). Picchi di torbidità superiore alle 300 unità nefelometriche sono stati osservati nelle stazioni di Bolzano, Cortina all'Adige e Besenello durante il campionamento effettuato il 7 luglio 2008 durante un periodo di forti piogge. Nella stazione di Bolzano è stato osservato un picco di torbidità prossimo alle 900 NTU. Scendendo verso la foce si è potuta osservare una graduale diminuzione della torbidità del fiume (Fig.9.14f).

Il peso secco e la torbidità hanno mostrato una dipendenza positiva e non lineare dalle variazioni di portata del fiume. Previa linearizzazione dei dati con trasformazione logaritmica, i valori di torbidità sono risultati sempre correlati positivamente con i valori medi di portata calcolati durante le 72 ore precedenti le singole operazioni di campionamento (Bolzano,  $r = 0,61$ ,  $p < 0,01$ ; Cortina all'Adige,  $r = 0,66$ ,  $p < 0,01$ ; Besenello,  $r = 0,67$   $p < 0,01$ ; Boara Pisani,  $r = 0,49$ ,  $p < 0,01$ ). Tale dipendenza è dimostrata anche per il peso secco (Bolzano,  $r = 0,68$ ,  $p < 0,01$ ; Cortina all'Adige,  $r = 0,65$ ,  $p < 0,01$ ; Besenello,  $r = 0,65$ ,  $p < 0,01$ ; Boara Pisani,  $r = 0,42$ ,  $p < 0,01$ ).

La profondità della zona eufotica è riportata nella Fig. 9.15. Durante i mesi estivi, in coincidenza con i più alti valori di torbidità e di concentrazione dei solidi sospesi, la profondità di penetrazione della luce solare è ridotta a pochi centimetri. Nei rimanenti mesi nelle stazioni settentrionali la profondità della zona eufotica è di gran lunga superiore alla profondità dell'alveo del fiume, mettendo in evidenza come nella maggior parte dell'anno la luce riesca a penetrare fino al fondo del fiume. I valori medi annuali della profondità della zona eufotica a Bolzano ( $5,9 \pm 4,4$  m), Cortina all'Adige ( $5,2 \pm 3,6$  m) e Besenello ( $5,7 \pm 3,6$  m) sono risultati di gran lunga superiori alle profondità medie annuali della colonna d'acqua nei medesimi punti. La stazione di Boara Pisani si discosta da questa particolarità in quanto ha fatto registrare valori medi di profondità della zona eufotica ( $4 \pm 2,3$  m) minori rispetto alla profondità media dell'alveo (Fig. 9.15f).

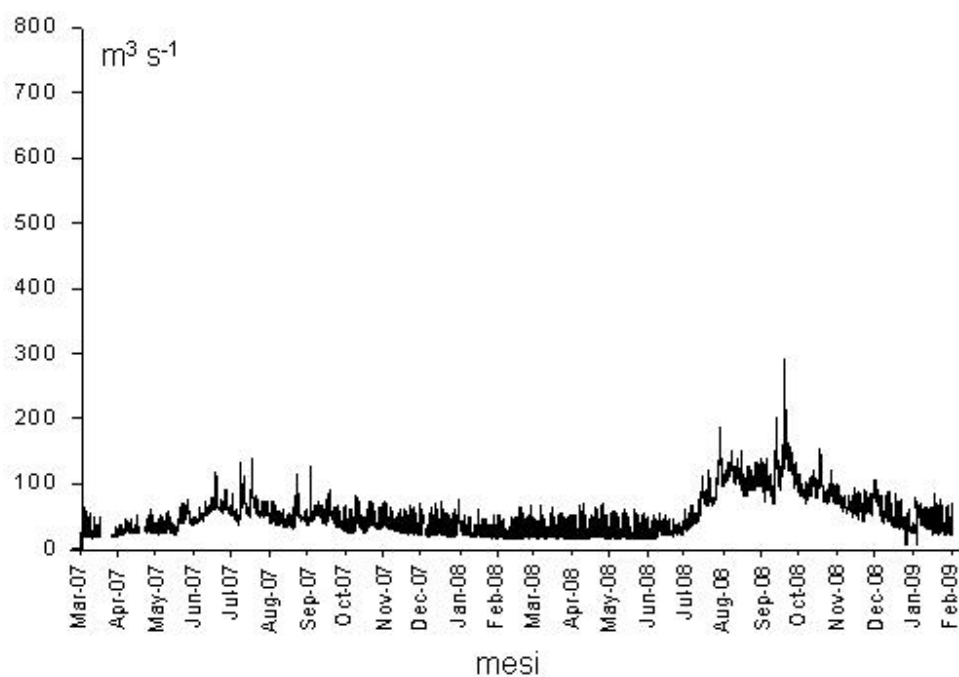


Figura 9.1 - Idrogramma delle portate registrate da marzo 2007 a febbraio 2009 nella stazione di Bolzano.

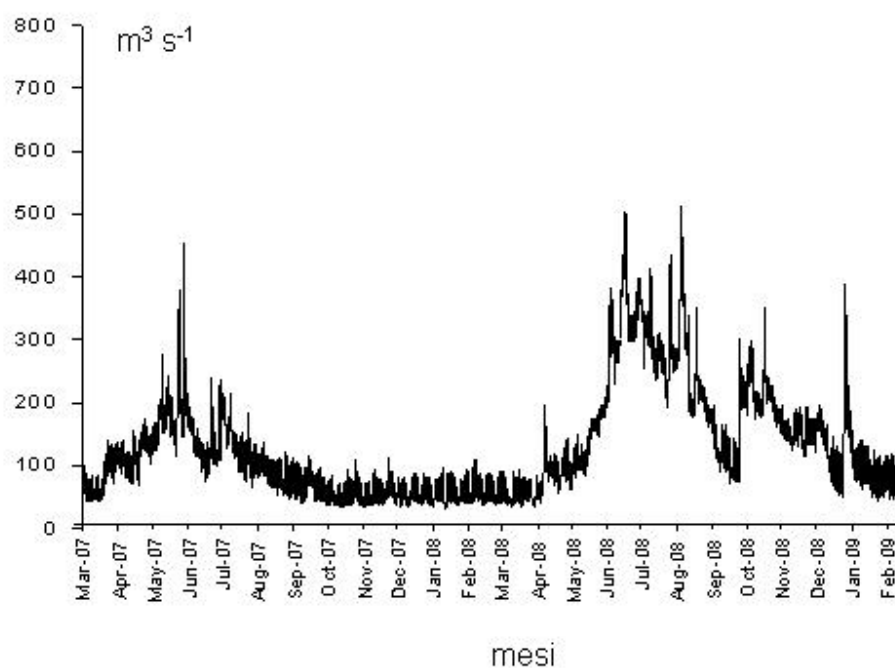
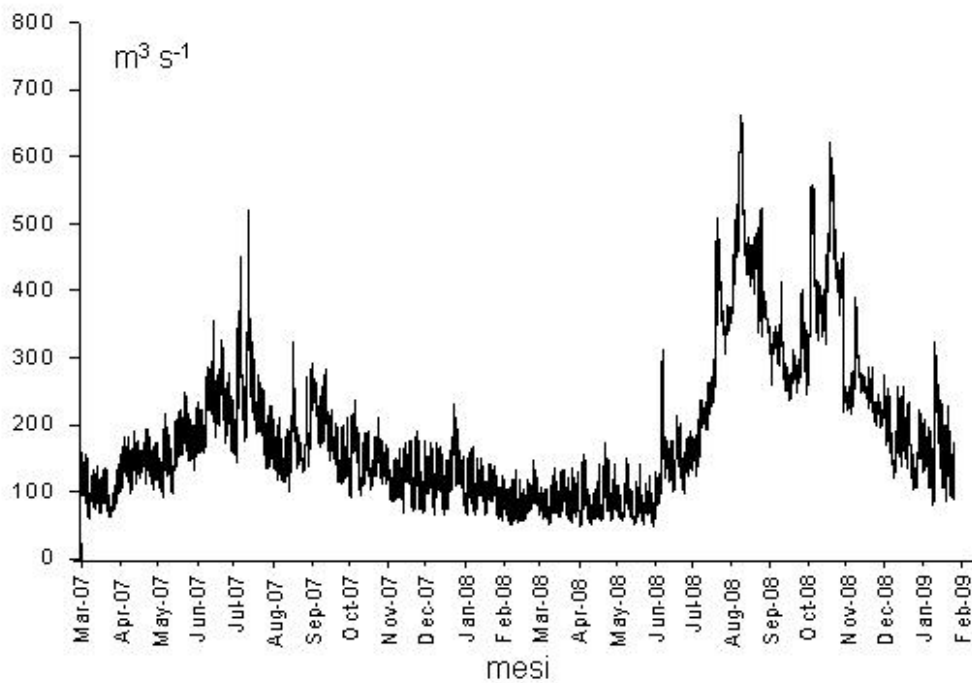
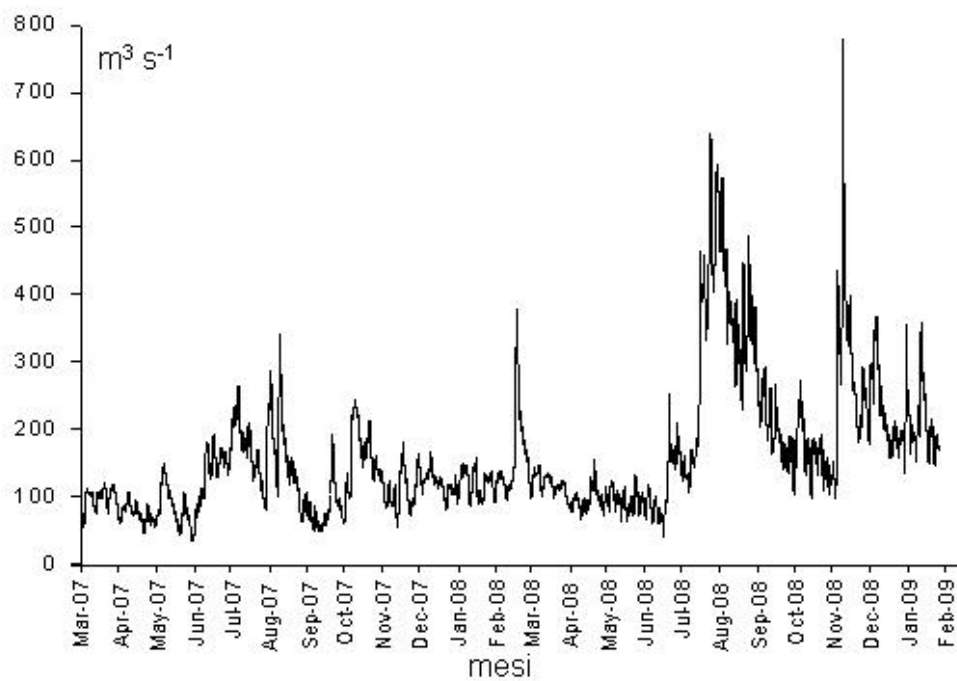


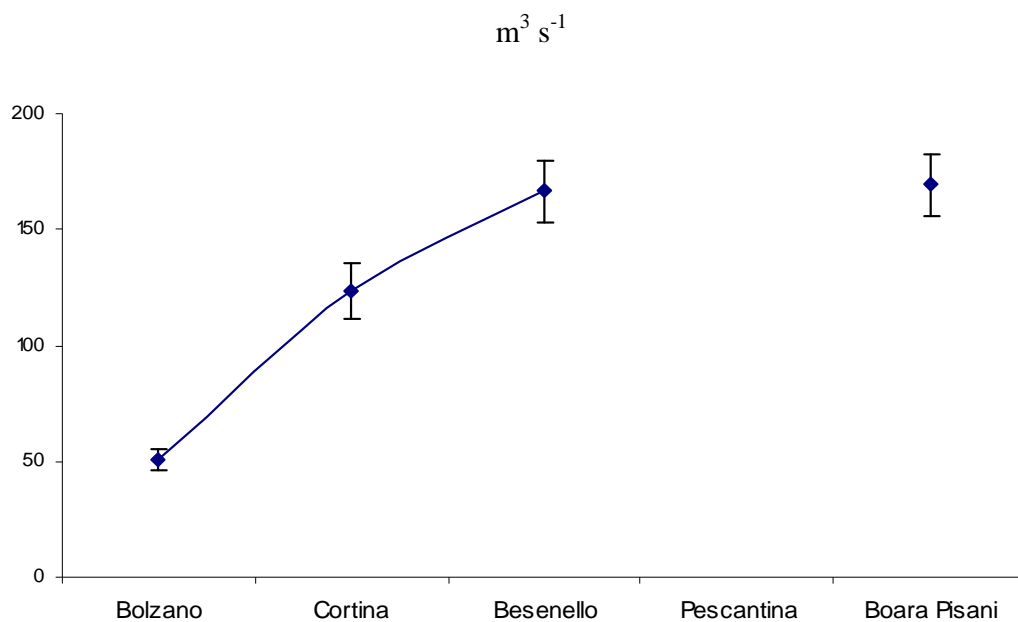
Figura 9.2 - Idrogramma delle portate registrate da marzo 2007 a febbraio 2009 nella stazione di Cortina all'Adige.



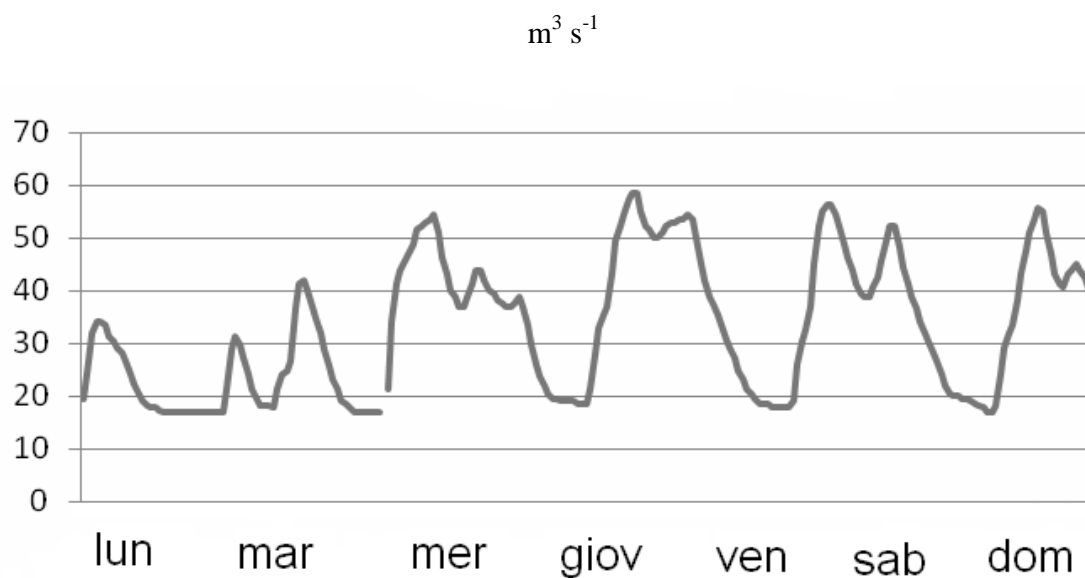
**Figura 9.3 - Idrogramma delle portate registrate da marzo 2007 a febbraio 2009 nella stazione di Besenello.**



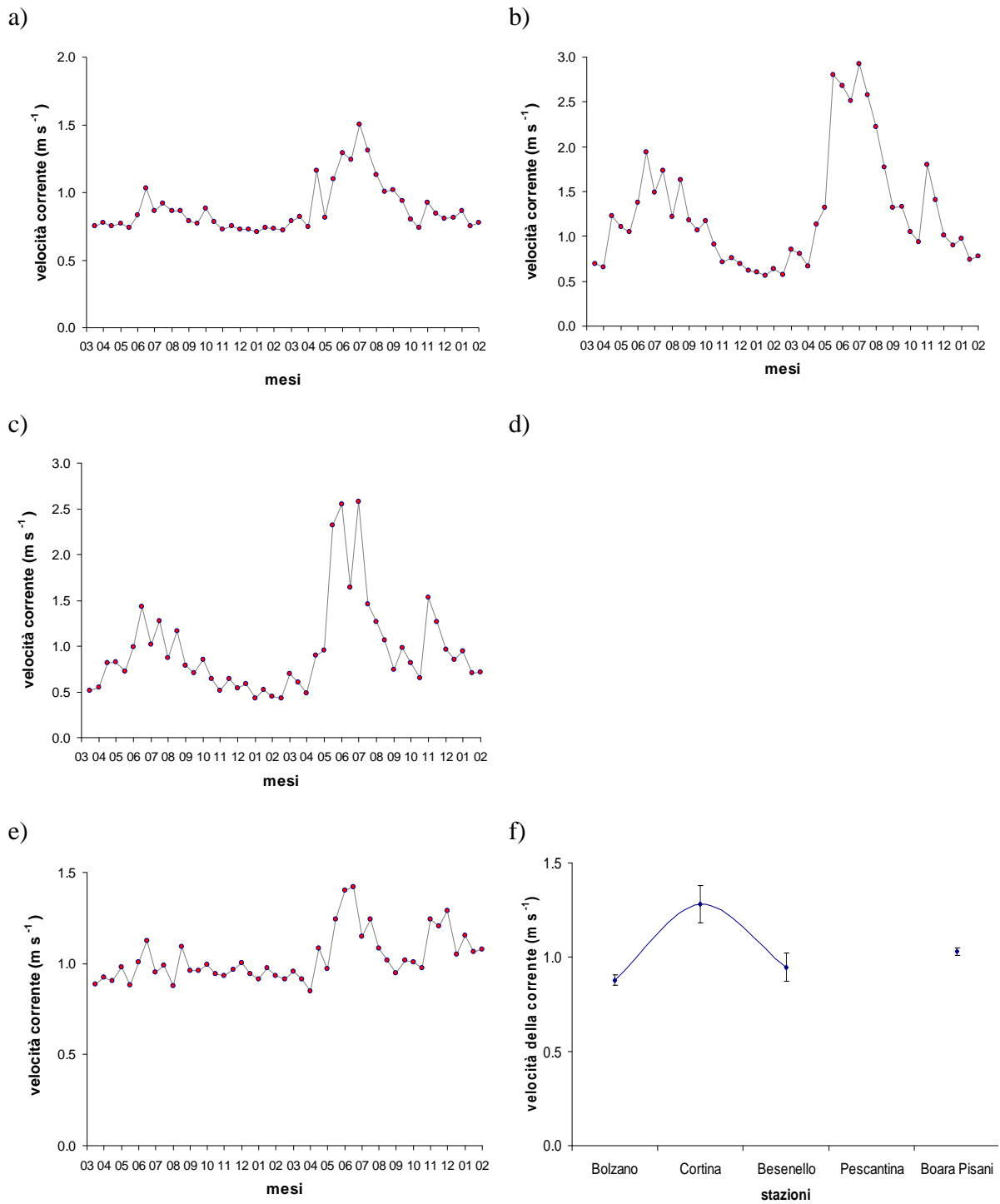
**Figura 9.4 - Idrogramma delle portate registrate da marzo 2007 a febbraio 2009 nella stazione di Boara Pisani.**



**Figura 9.5 - Media ( $\pm$  es) delle portate registrate tra marzo 2007 e febbraio 2009 osservate nelle 4 stazioni della ricerca.**

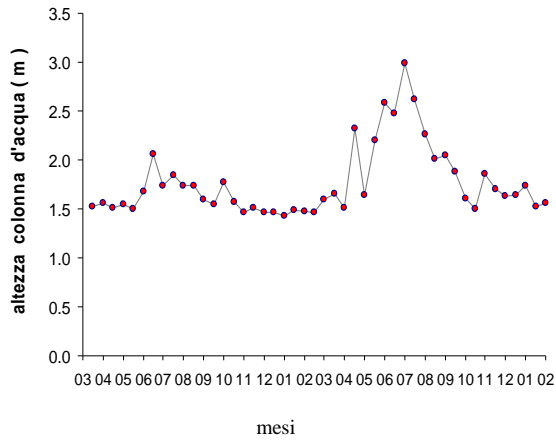


**Figura 9.6 - Esempio delle oscillazioni a scala settimanale registrate nella stazione di Bolzano.**

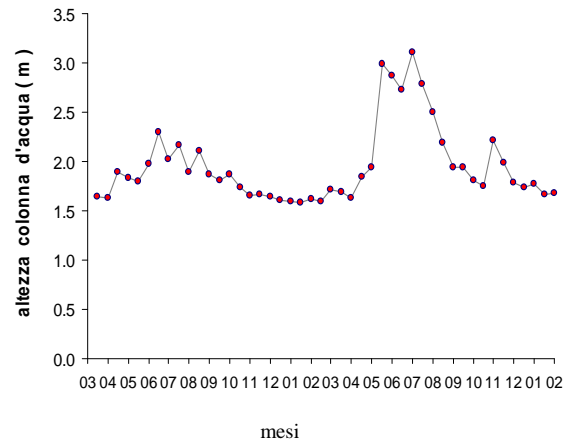


**Figura 9.7 - Variazioni temporali tra marzo 2007 e febbraio 2009 della velocità della corrente. a) Bolzano b) Cortina all'Adige c) Besenello e) Boara Pisani f) medie annuali registrate nelle stazioni ed errore standard della media.**

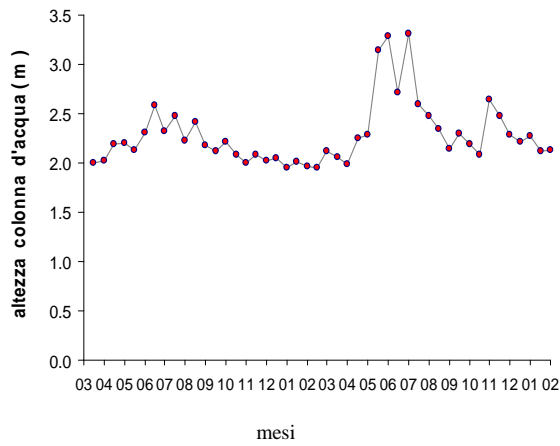
a)



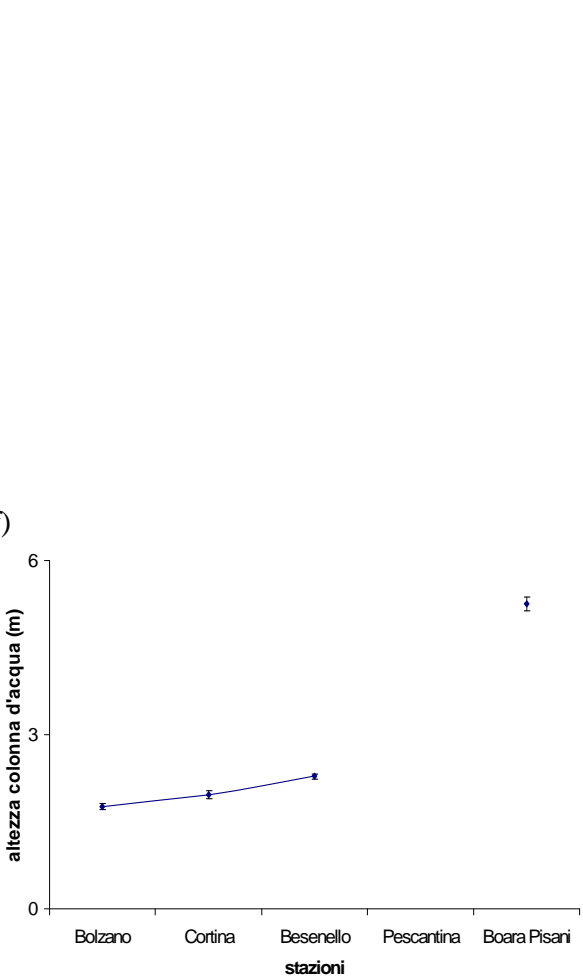
b)



c)



d)



e)

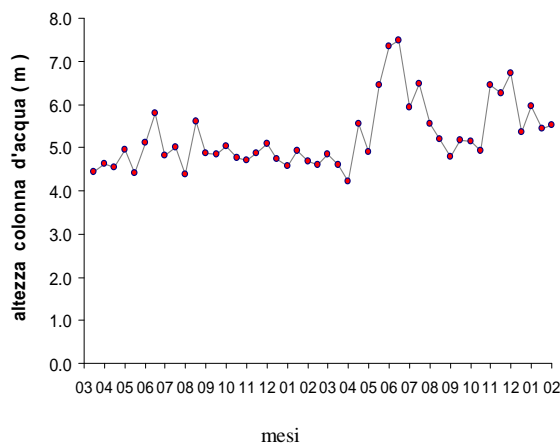
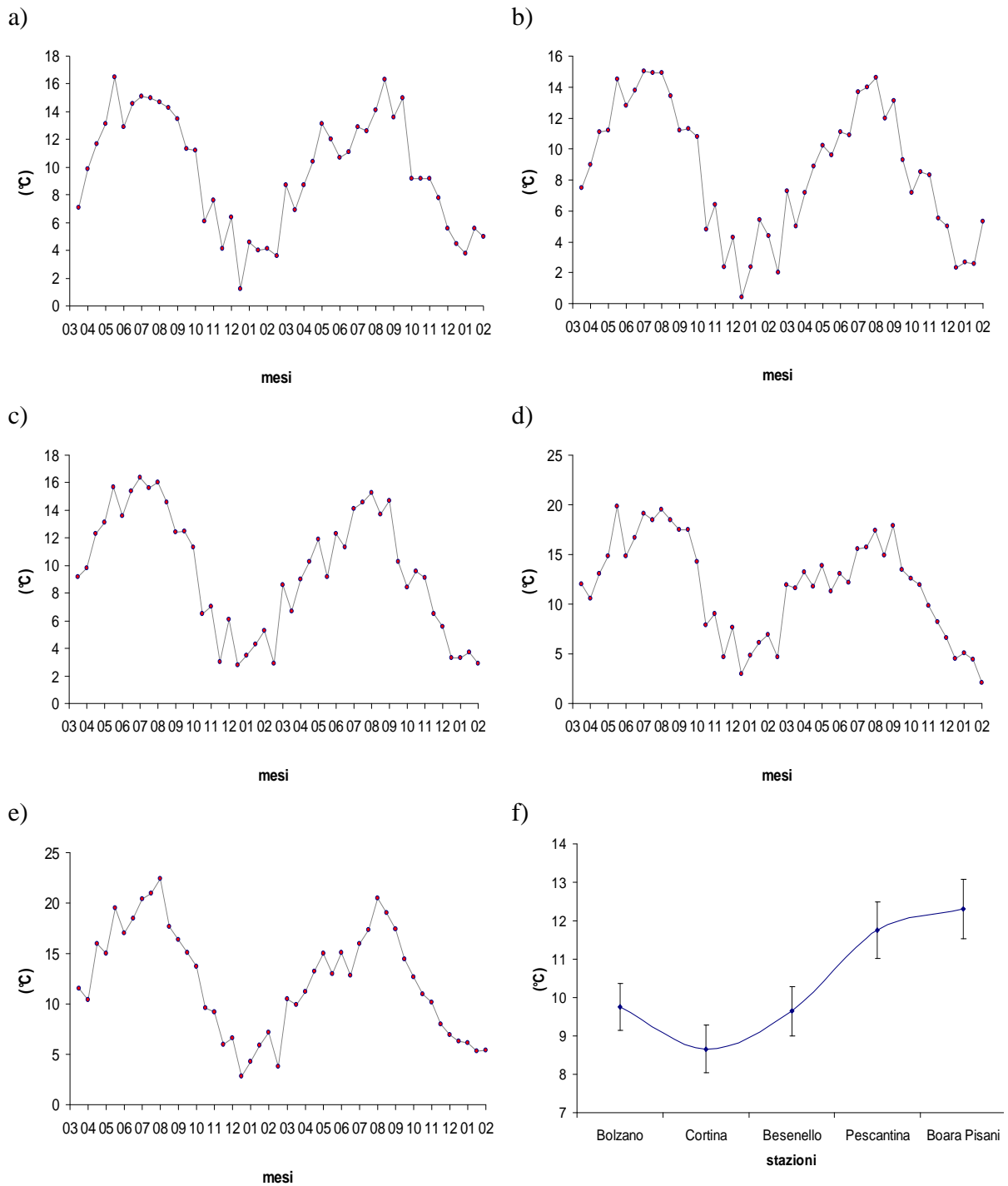
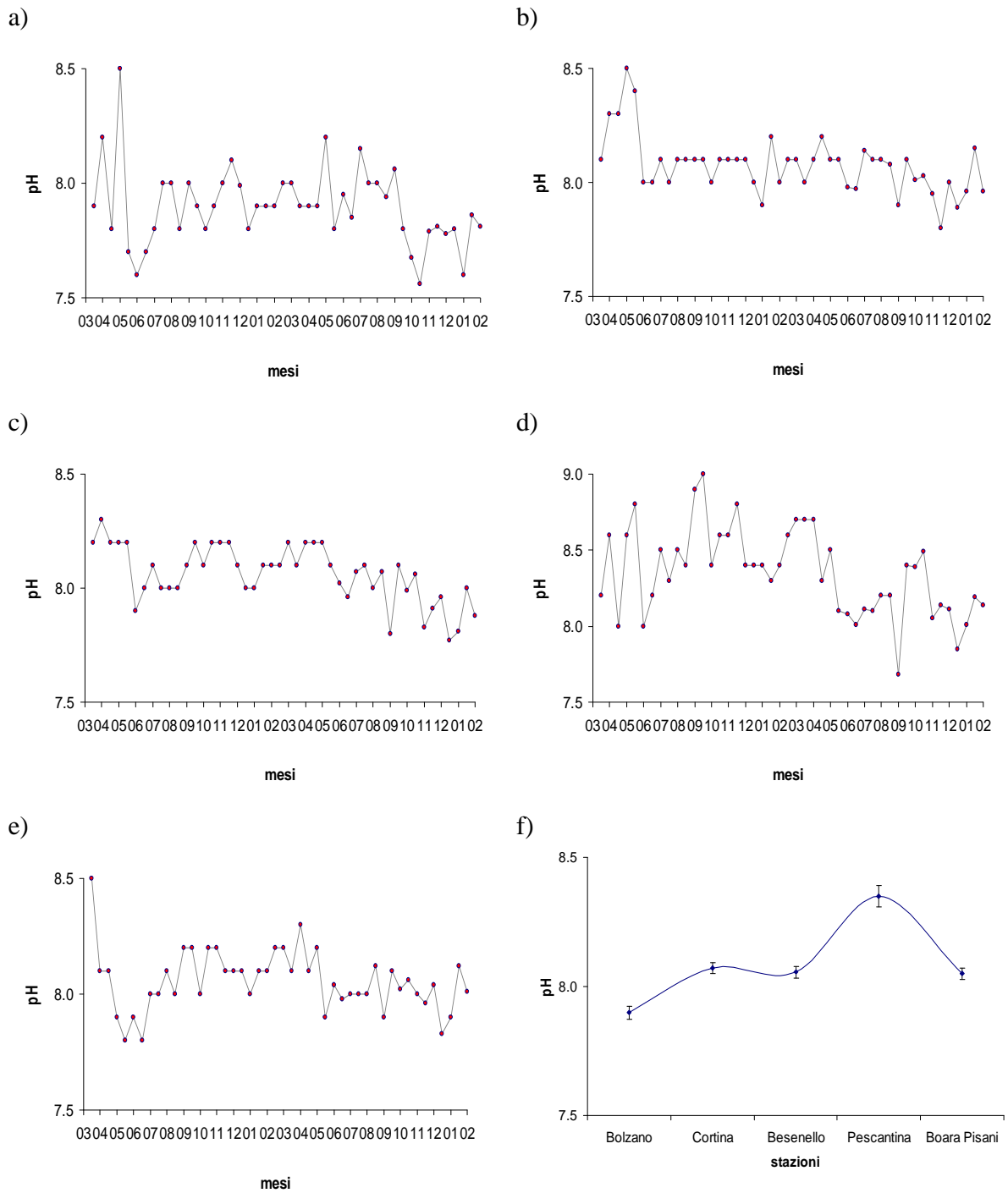


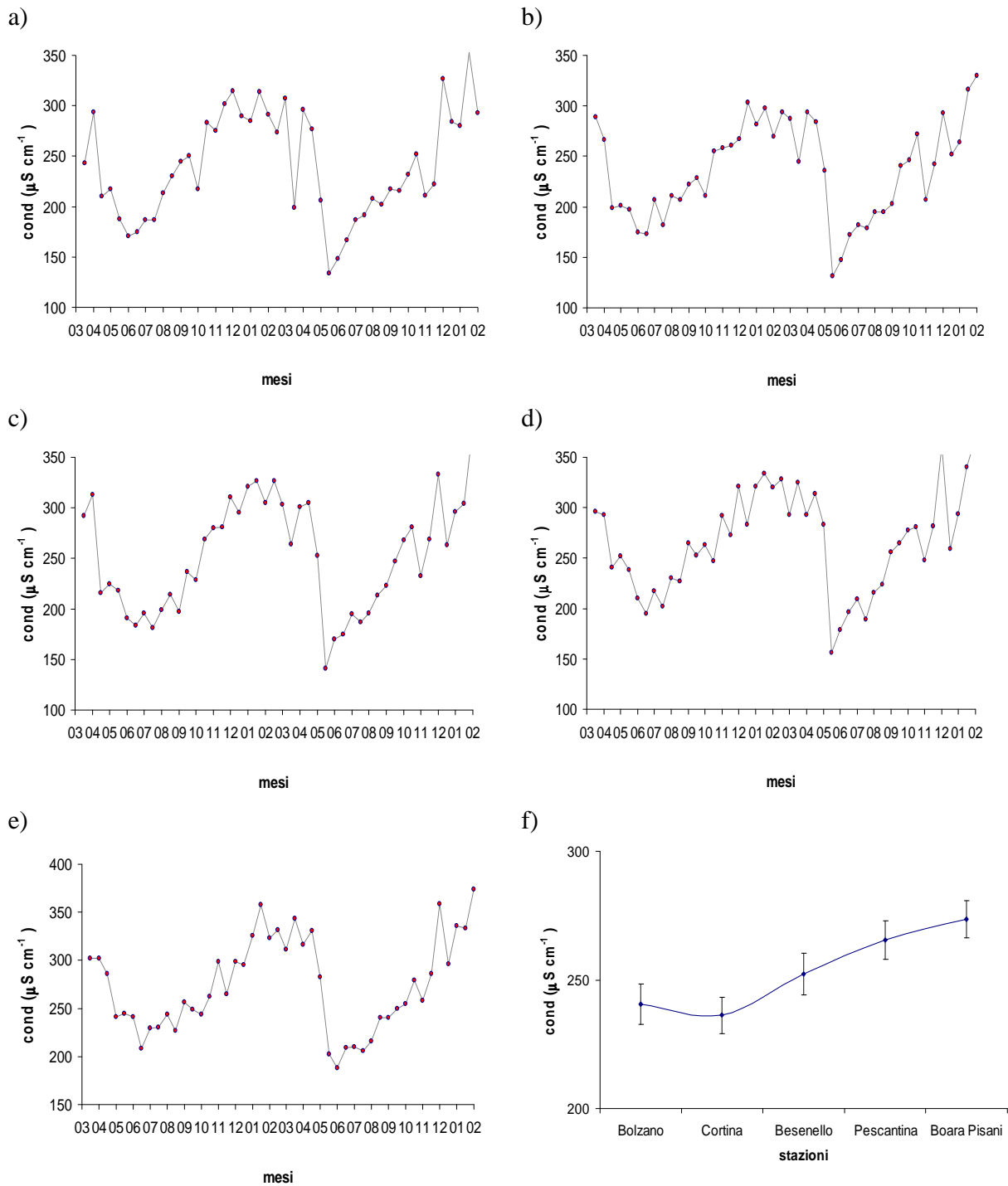
Figura 9.8 - Variazioni temporali tra marzo 2007 e febbraio 2009 della altezza dell'acqua. a) Bolzano b) Cortina all'Adige c) Besenello e) Boara Pisani f) medie annuali registrate nelle stazioni ed errore standard della media.



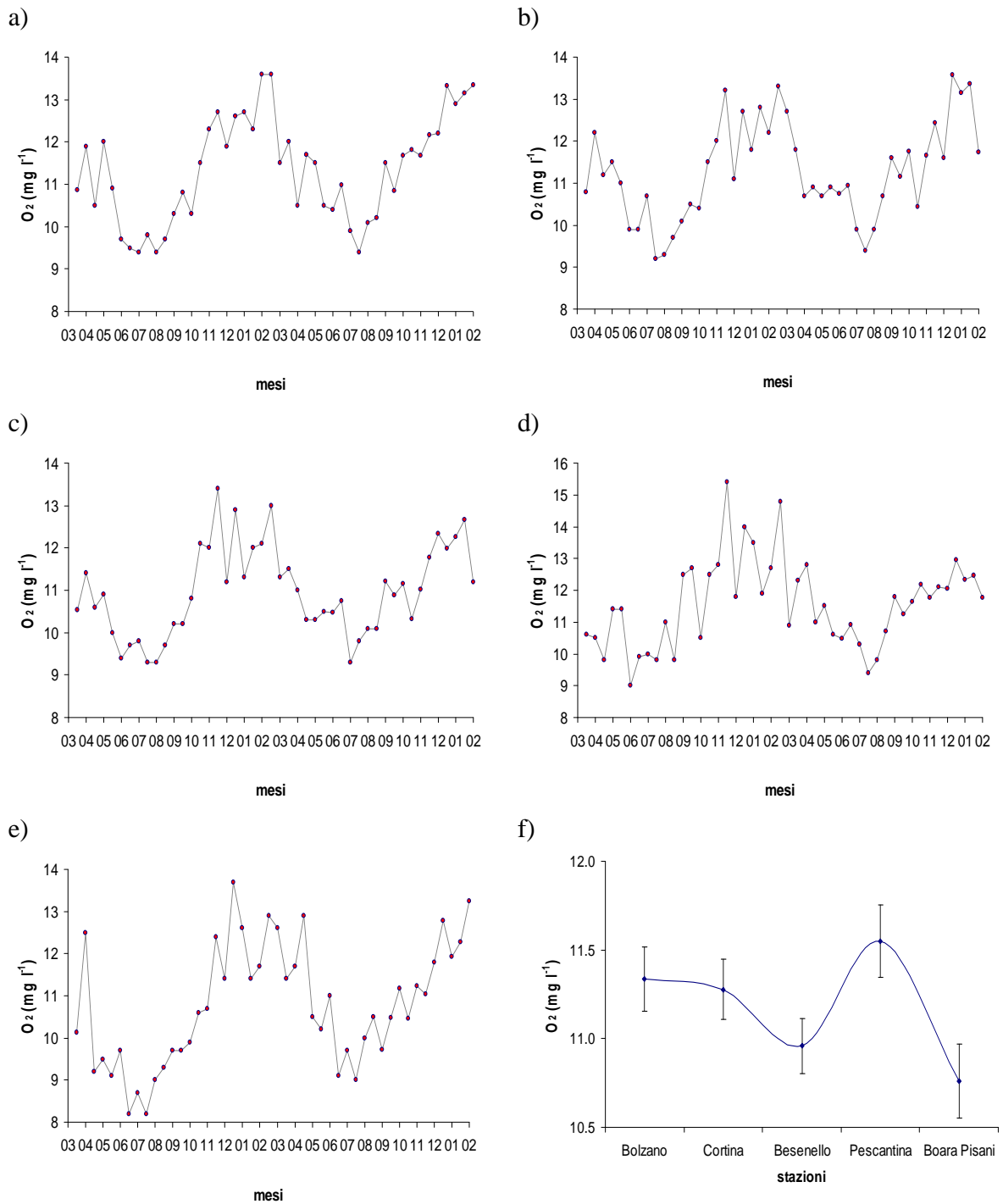
**Figura 9.9 - Variazioni temporali tra marzo 2007 e febbraio 2009 della temperatura. a) Bolzano b) Cortina all'Adige c) Besenello d)Pescantina e) Boara Pisani f) medie annuali registrate nelle stazioni ed errore standard della media.**



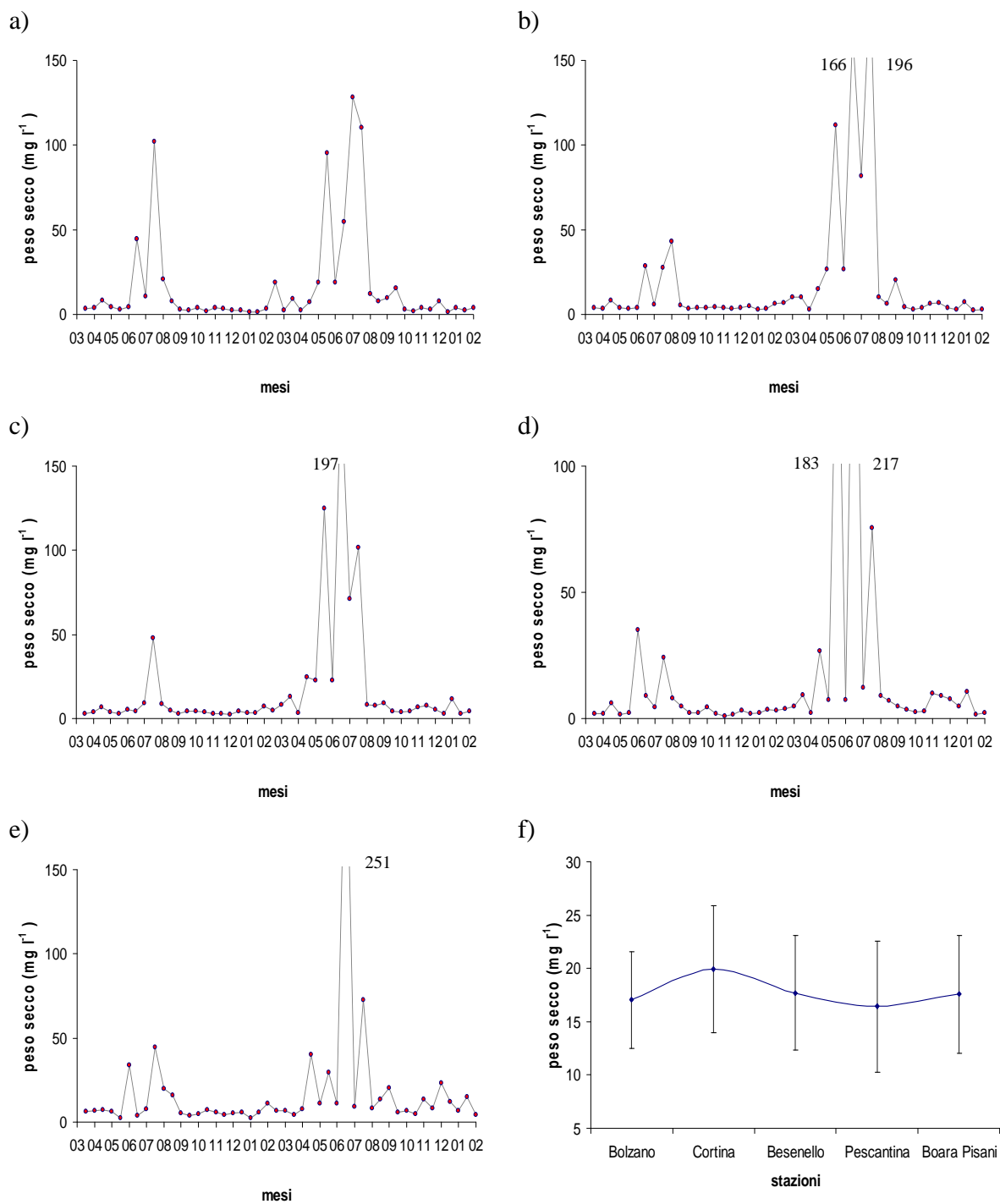
**Figura 9.10 - Variazioni temporali tra marzo 2007 e febbraio 2009 del pH. a) Bolzano b) Cortina all'Adige c) Besenello d)Pescantina e) Boara Pisani f) medie annuali registrate nelle stazioni ed errore standard della media.**



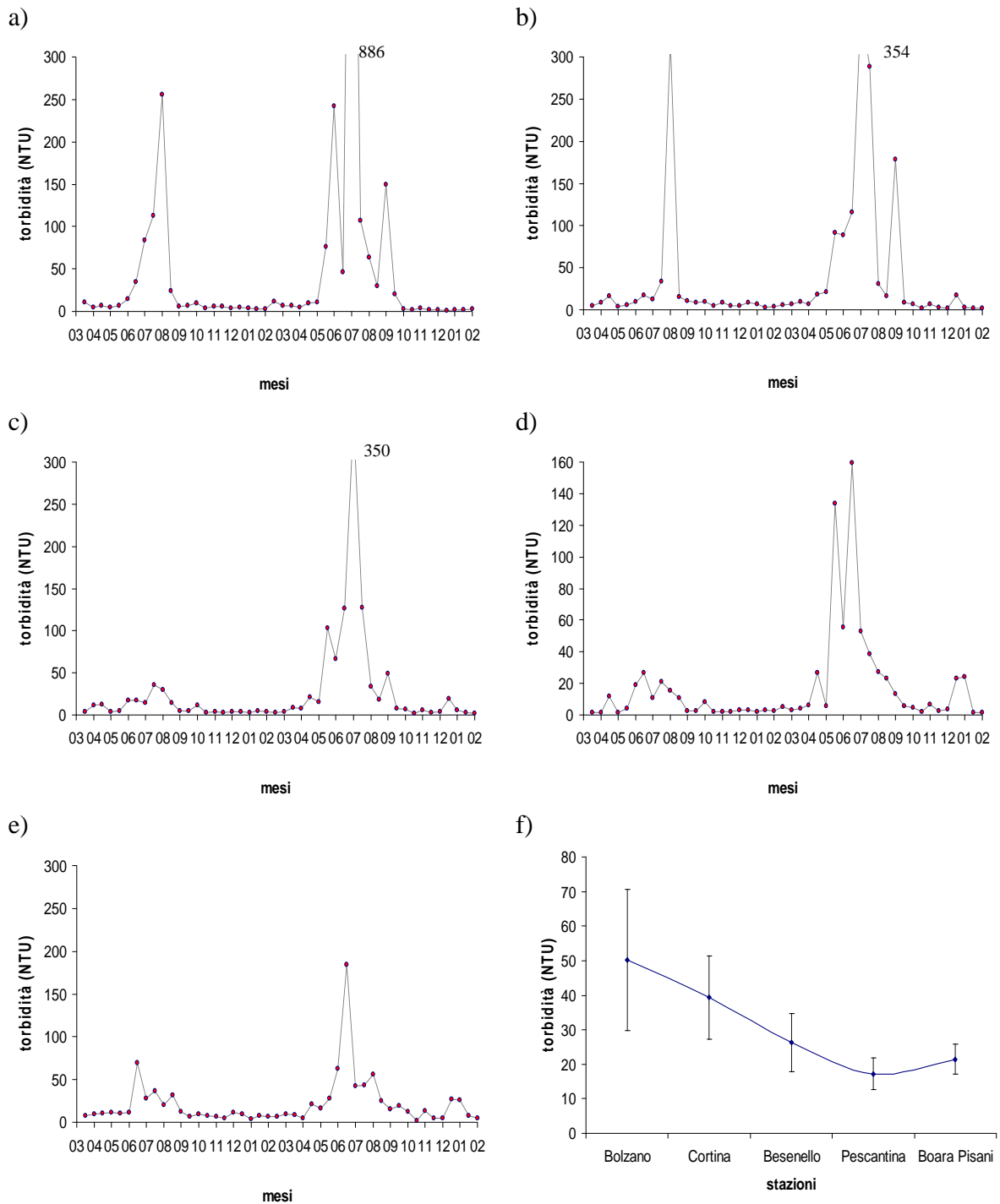
**Figura 9.11 - Variazioni temporali tra marzo 2007 e febbraio 2009 della conducibilità. a) Bolzano b) Cortina all'Adige c) Besenello d) Pescantina e) Boara Pisani f) medie annuali registrate nelle stazioni ed errore standard della media.**



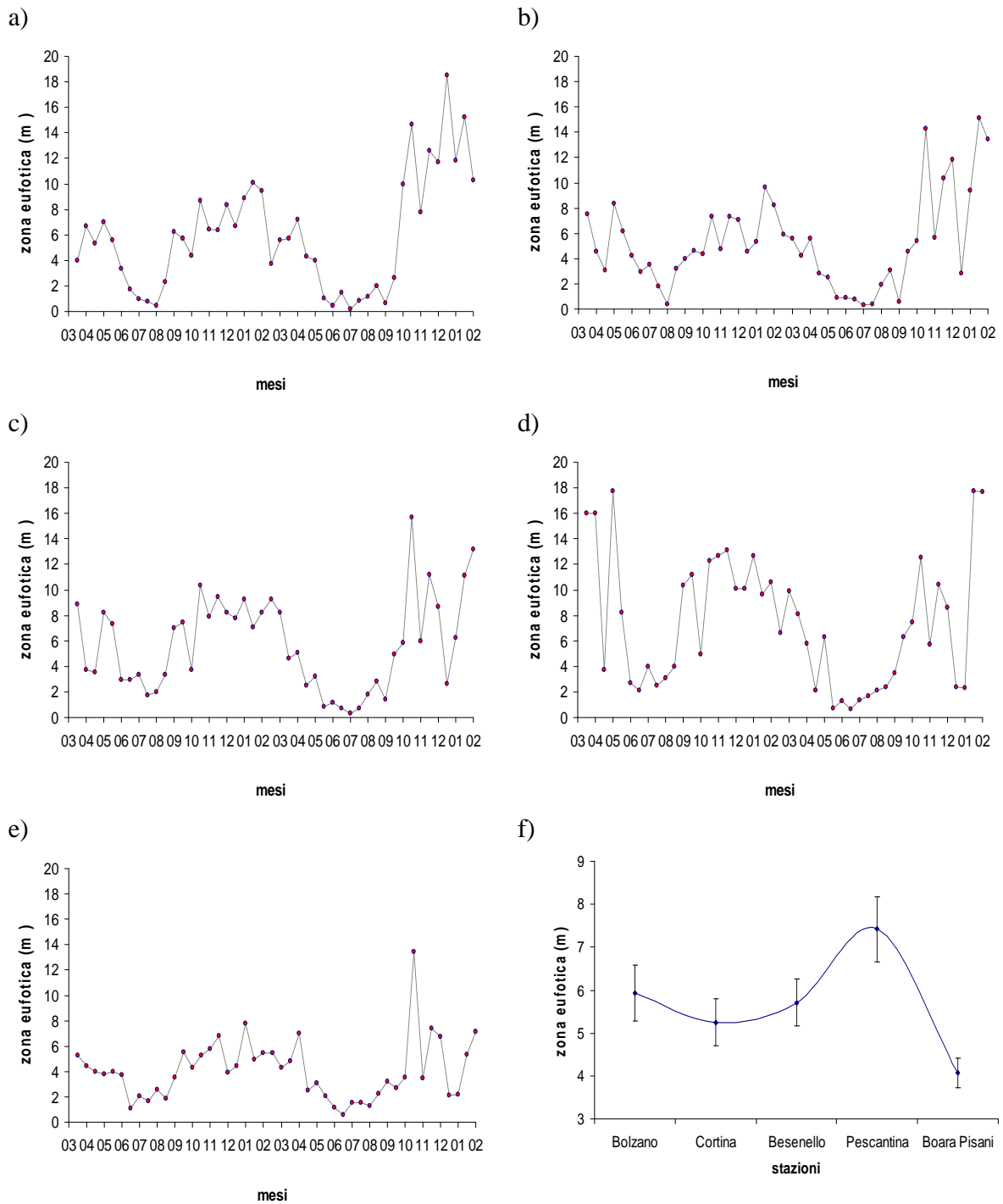
**Figura 9.12 - Variazioni temporali tra marzo 2007 e febbraio 2009 della concentrazione dell'ossigeno disciolto. a) Bolzano b) Cortina all'Adige c) Besenello d) Pescantina e) Boara Pisani f) medie annuali registrate nelle stazioni ed errore standard della media.**



**Figura 9.13 - Variazioni temporali tra marzo 2007 e febbraio 2009 del peso secco. a) Bolzano b) Cortina all'Adige c) Besenello d) Pescantina e) Boara Pisani f) medie annuali registrate nelle stazioni ed errore standard della media.**



**Figura 9.14 - Variazioni temporali tra marzo 2007 e febbraio 2009 della torbidità. a) Bolzano b) Cortina all'Adige c) Besenello d) Pescantina e) Boara Pisani f) medie annuali registrate nelle stazioni ed errore standard della media.**



**Figura 9.15 - Variazioni temporali tra marzo 2007 e febbraio 2009 della profondità della zona eufotica. a) Bolzano b) Cortina all'Adige c) Besenello d) Pescantina e) Boara Pisani f) medie annuali registrate nelle stazioni ed errore standard della media.**

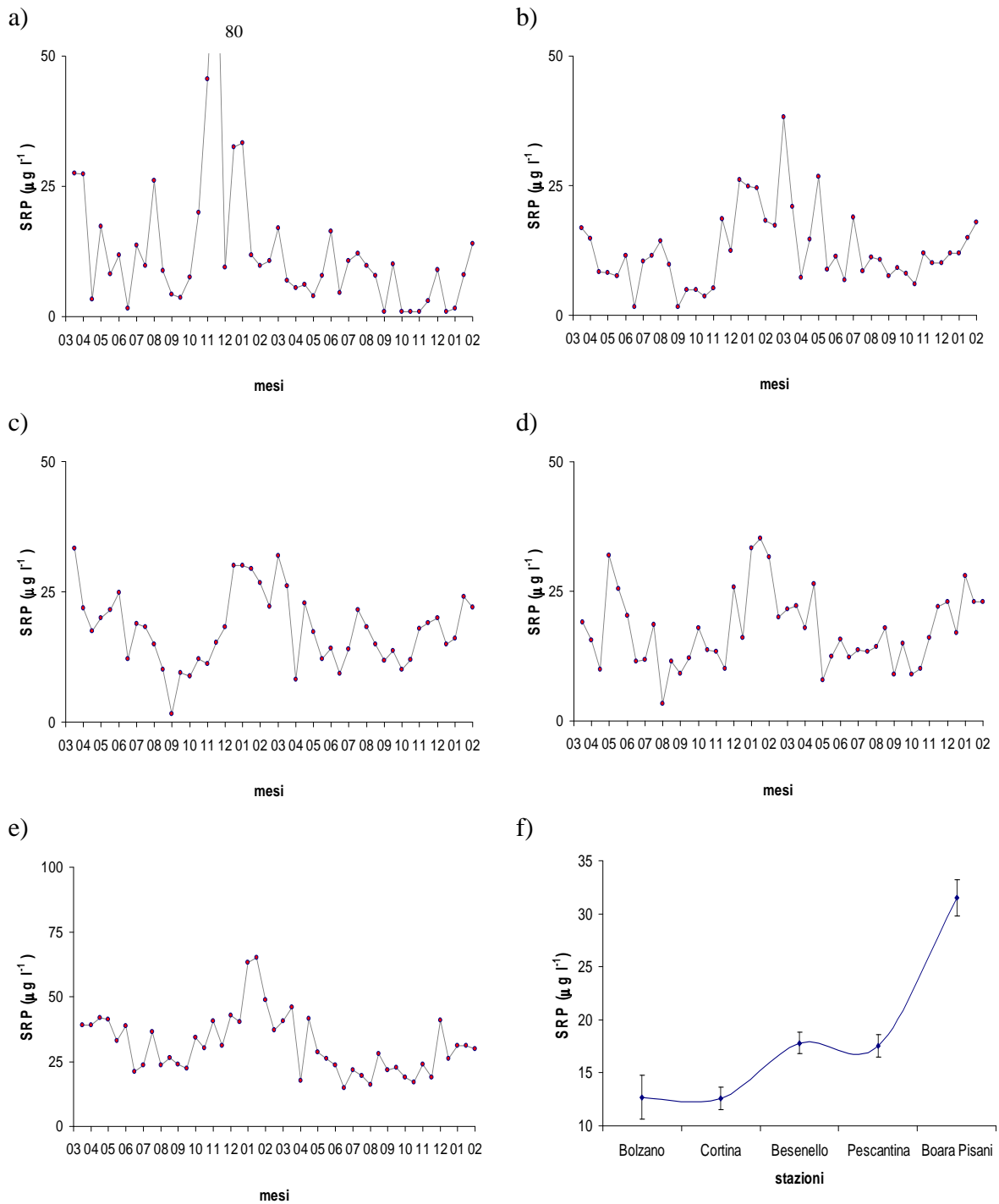
## 9.2 Nutrienti algali

Le concentrazioni medie del fosforo reattivo nelle tre stazioni settentrionali e a Pescantina hanno mostrato valori medi (12,7, 12,6, 17,8, 17,5  $\mu\text{g P l}^{-1}$ , rispettivamente) da due a tre volte inferiori rispetto a Boara Pisani (31,5  $\mu\text{g P l}^{-1}$ ) (Fig 9.16f). Nelle stazioni di Bolzano e Cortina all'Adige sono stati osservati diversi periodi in cui il fosforo reattivo ha presentato concentrazioni inferiori a 5  $\mu\text{g P l}^{-1}$  (Fig. 9.16a,b) Concentrazioni così basse si sono osservate soprattutto a Bolzano tra settembre e dicembre 2008. Per contro, nella stazione di Bolzano è stato registrato l'unico picco superiore a 50  $\mu\text{g P l}^{-1}$ , in occasione del campionamento svolto il 19 novembre 2007 (80  $\mu\text{g P l}^{-1}$ ; Fig. 9.16a). Esclusi pochi casi, le concentrazioni di fosforo reattivo a Besenello e Pescantina raramente sono scesa sotto il valore di 10  $\mu\text{g P l}^{-1}$  (Fig 9.16 c,d); a Boara Pisani le concentrazioni di questo nutriente non sono scese mai sotto i 15  $\mu\text{g P l}^{-1}$  (Fig 9.16e).

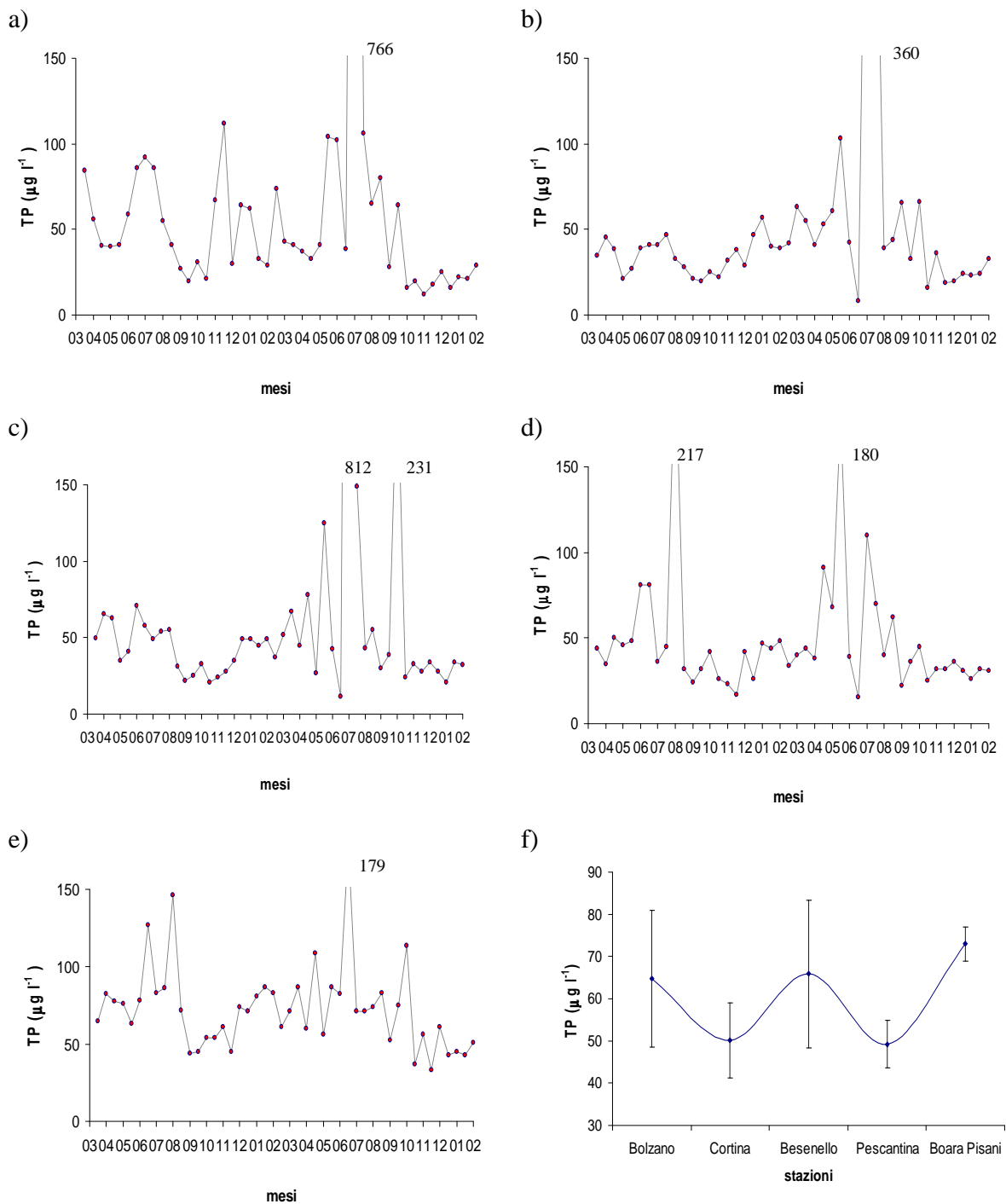
Il fosforo totale è stato rilevato con concentrazioni medie annuali più basse nelle prime quattro stazioni (da Bolzano a Pescantina: 64,7, 50,2, 65,8 e 70,9  $\mu\text{g P l}^{-1}$ ) rispetto alla stazione di Boara Pisani (72,9  $\mu\text{g P l}^{-1}$ ) (Fig 9.17f). Concentrazioni superiori a 150  $\mu\text{g P l}^{-1}$  sono state osservate sporadicamente in tutte le stazioni (Fig. 9.17).

L'azoto inorganico disciolto (DIN:  $\text{N-NO}_3 + \text{N-NO}_2 + \text{N-NH}_4$ ) è variato tra 0,5 e 2,4  $\text{mg N l}^{-1}$ , presentando medie annuali superiori a 1  $\text{mg N l}^{-1}$  nelle stazioni meridionali (Pescantina, 1,1  $\text{mg N l}^{-1}$ ; Boara Pisani, 1,2  $\text{mg N l}^{-1}$ ) mentre nelle stazioni settentrionali la concentrazione media annuale è stata compresa tra 0,79  $\text{mg N l}^{-1}$  (Cortina all'Adige) e 0,95  $\text{mg N l}^{-1}$  (Besenello) (Fig. 9.18a,b,c,d,e). In tutte le stazioni la concentrazione dell'azoto inorganico disciolto non è mai scesa sotto 0,5  $\text{mg N l}^{-1}$  (Fig. 9.18f). La frazione dominante del DIN (nitrato) ha presentato valori compresi tra 0,5 e 2,4  $\text{mg N l}^{-1}$ . Le concentrazioni di ammonio e nitriti hanno mostrato valori sempre inferiori rispettivamente a 0,2  $\text{mg N l}^{-1}$  e 0,004  $\text{mg N l}^{-1}$ .

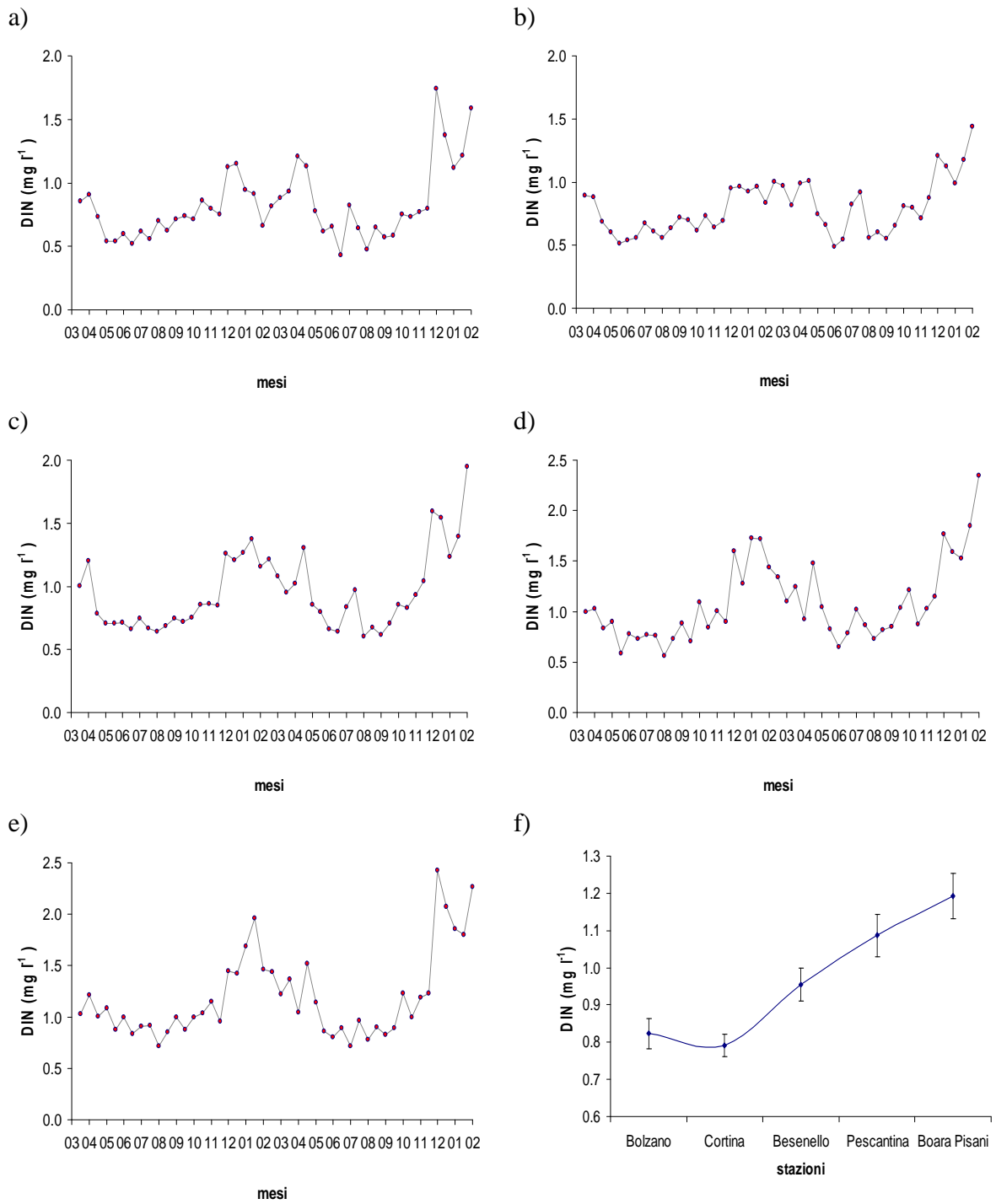
La concentrazione del fosforo reattivo, del fosforo totale e dell'azoto inorganico disciolto hanno mostrato un graduale incremento dalle stazioni settentrionali verso quelle meridionali. Contrariamente, la concentrazione della silice reattiva ha mostrato una graduale diminuzione da nord verso sud (Fig. 9.19f). Escludendo la stazione di Pescantina (2,8  $\text{mg Si l}^{-1}$ ; Fig. 9.19d), in tutte le altre stazioni le concentrazioni medie annuali di Si hanno sempre presentato valori superiori a 3  $\text{mg Si l}^{-1}$  (Fig. 9.19a,b,c,e).



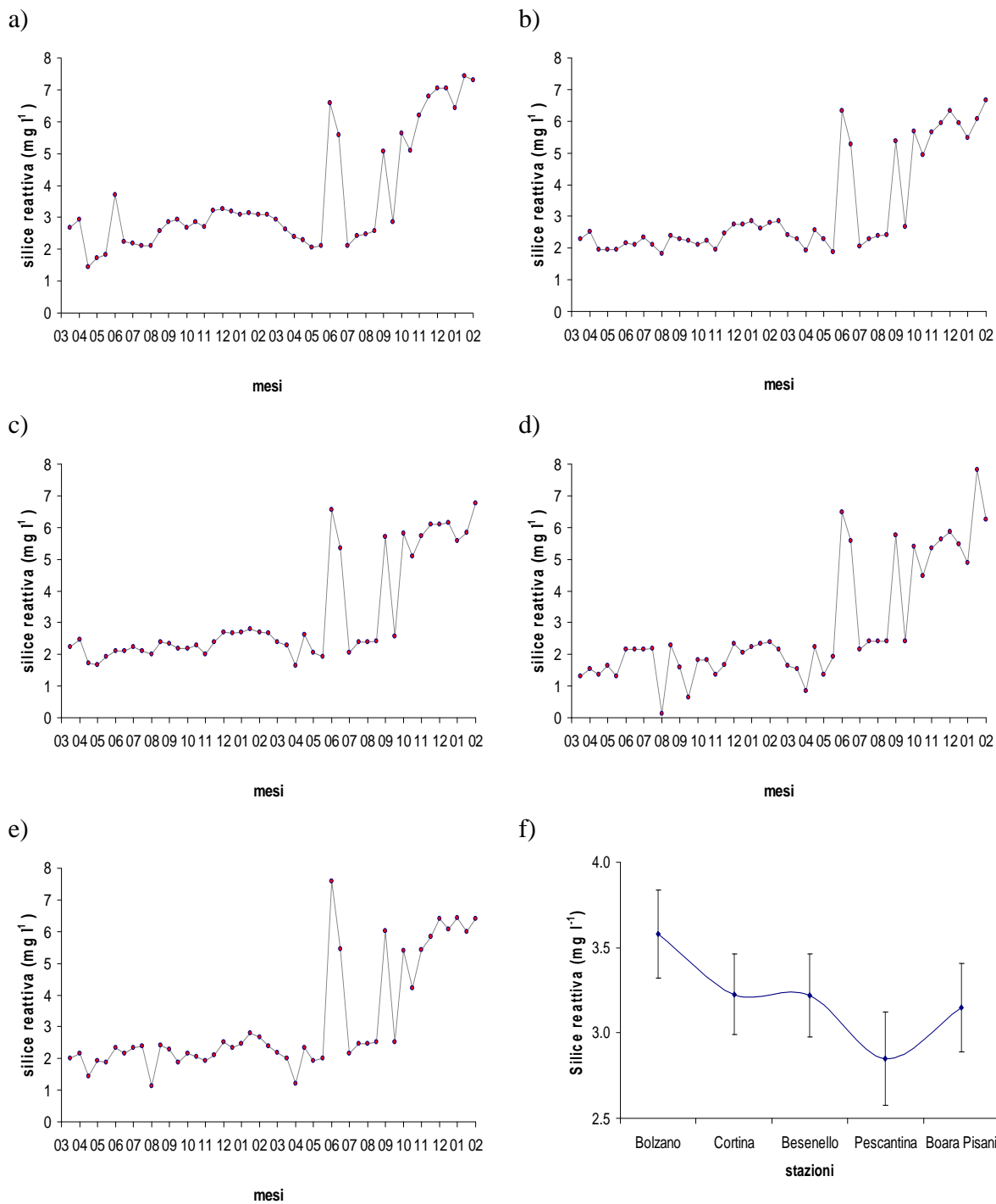
**Figura 9.16 - Variazioni temporali tra marzo 2007 e febbraio 2009 della concentrazione del fosforo reattivo. a) Bolzano b) Cortina all'Adige c) Besenello d) Pescantina e) Boara Pisani f) medie annuali registrate nelle stazioni ed errore standard della media.**



**Figura 9.17 - Variazioni temporali tra marzo 2007 e febbraio 2009 della concentrazione del fosforo totale. a) Bolzano b) Cortina all'Adige c) Besenello d) Pescantina e) Boara Pisani f) medie annuali registrate nelle stazioni ed errore standard della media.**



**Figura 9.18 - Variazioni temporali tra marzo 2007 e febbraio 2009 della concentrazione dell'azoto inorganico disciolto. a) Bolzano b) Cortina all'Adige c) Besenello d) Pescantina e) Boara Pisani f) medie annuali registrate nelle stazioni ed errore standard della media.**



**Figura 9.19 - Variazioni temporali tra marzo 2007 e febbraio 2009 della concentrazione della silice reattiva. a) Bolzano b) Cortina all'Adige c) Besenello d) Pescantina e) Boara Pisani f) medie annuali registrate nel stazioni ed errore standard della media.**

### 9.3 Dinamica temporale della biomassa fitoplanctonica

Le biomasse algali sono state stimate utilizzando la clorofilla-*a* e i biovolumi fitoplanctonici (Fig 9.20 e 9.21). Le variazioni temporali di queste due variabili hanno presentato una forte correlazione in tutte e cinque le stazioni (Bolzano,  $r = 0,86$ ,  $p < 0,01$ ; Cortina all'Adige,  $r = 0,85$ ,  $p < 0,01$ ; Besenello,  $r = 0,81$ ,  $p < 0,01$ ; Pescantina,  $r = 0,82$ ,  $p < 0,01$ ; Boara Pisani,  $r = 0,86$ ,  $p < 0,01$ ).

I più alti valori medi annuali di clorofilla-*a* e di biomassa algale sono stati registrati nella stazione di Boara Pisani ( $2,3 \mu\text{g l}^{-1}$  e  $762 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ , rispettivamente). Nei due anni di ricerca, il picco massimo di biovolume totale è stato tuttavia registrato nella stazione di Bolzano durante il campionamento del 18 aprile 2007 ( $6245 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ; Fig. 9.21a), a causa di un preponderante sviluppo di *Glenodinium* spp. e *Diatoma* spp. Analizzando in dettaglio i valori di clorofilla-*a* e biovolume algale registrati nella stazione di Bolzano è interessante notare un'ulteriore picco nel campionamento del 5 maggio 2008 ( $14,2 \mu\text{g l}^{-1}$ ,  $5828 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$  rispettivamente per la clorofilla-*a* e il biovolume totale) dovuto a un preponderante sviluppo di *Diatoma* spp. (principalmente *Diatoma vulgare*; Fig. 9.20a, 9.21a). Il massimo di clorofilla-*a* ( $15,4 \mu\text{g l}^{-1}$ ) è stato invece registrato nella stazione di Boara Pisani durante il campionamento effettuato il 7 aprile 2008, a causa di un elevato sviluppo di *Cyclotella* spp. (Fig. 9.20e).

Nelle stazioni intermedie (Cortina all'Adige, Besenello e Pescantina) le medie annuali di clorofilla-*a* e biovolume totale hanno presentato valori più bassi (rispettivamente  $1,4$ - $1,9 \mu\text{g l}^{-1}$ ;  $451$ - $522 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ; Fig. 9.20f, 9.21f).

In tutte le stazioni, i valori di clorofilla-*a* e biovolume nei mesi primaverili (inizio marzo-fine maggio) sono risultati mediamente più alti rispetto alle medie dei restanti mesi. A titolo esemplificativo, nella stazione di Boara Pisani durante i mesi primaverili sono stati registrati valori medi di clorofilla-*a* e di biovolume totale rispettivamente di  $4,4 \mu\text{g l}^{-1}$  e  $1531 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ . Durante i mesi estivi e nel periodo autunnale/invernale, le concentrazioni medie di clorofilla-*a* e di biovolume hanno presentato valori pari a  $1,9 \mu\text{g l}^{-1}$  e  $653 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ , e  $1,5 \mu\text{g l}^{-1}$  e  $409 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ , rispettivamente.

I descrittori di abbondanza fitoplanctonica hanno mostrato una robusta dipendenza negativa e non lineare con le portate idrauliche (Fig. 9.22 e 9.23).

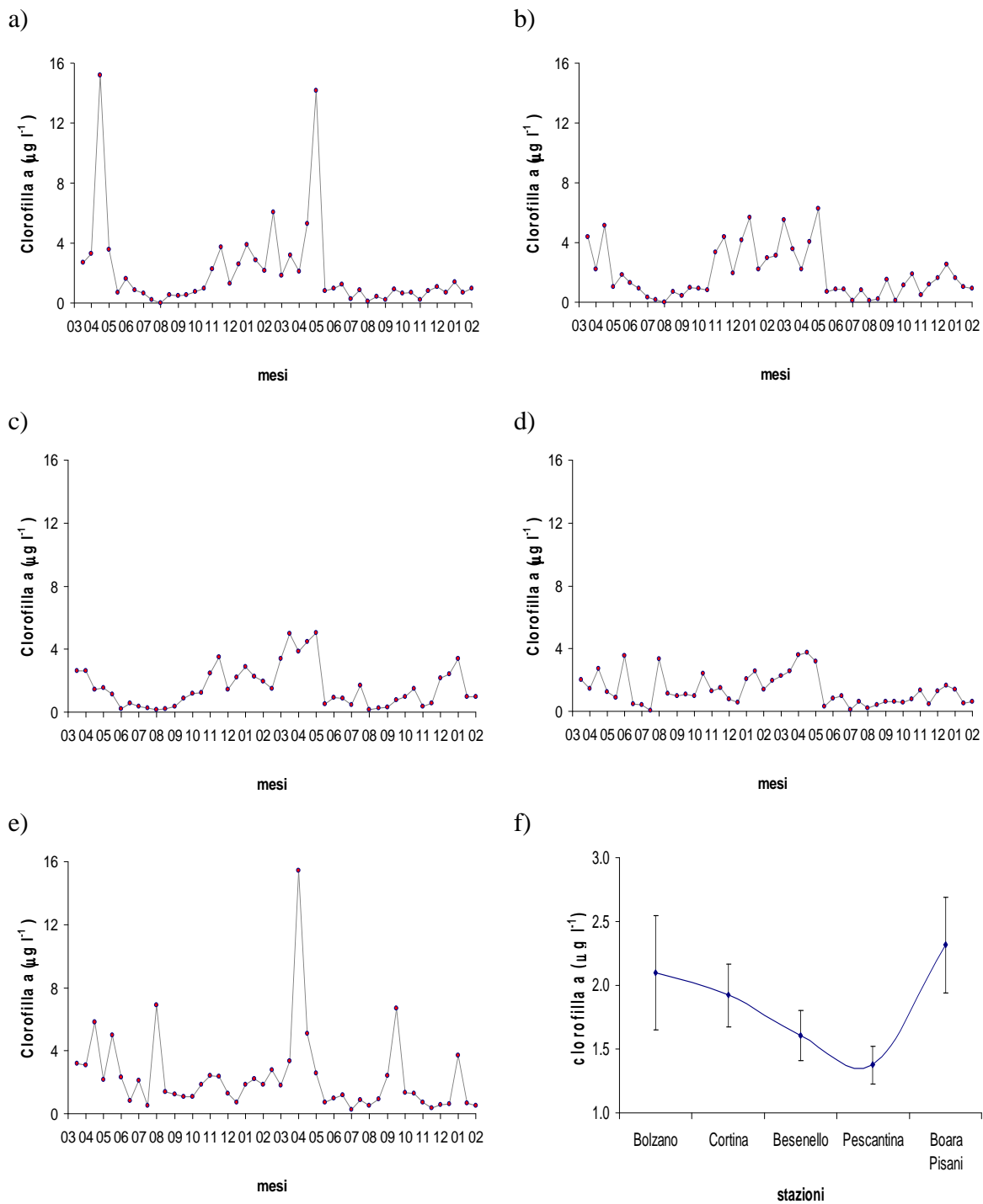
Le concentrazioni di clorofilla-*a* hanno mostrato una relazione positiva con la profondità della zona eufotica a Cortina all'Adige ( $r = 0,35$ ,  $p < 0,05$ ) e a Besenello ( $r = 0,37$ ,  $p < 0,01$ ). Risultati simili si ottengono considerando la biomassa algale.

La clorofilla-*a* e con il biovolume totale hanno mostrato una correlazione negativa con le concentrazioni di solidi sospesi trasportati dal fiume solo nella stazione di Cortina all'Adige ( $r = -0,28$ ,  $r = -0,29$ ,  $p < 0,05$ , rispettivamente). Nella stazione di Besenello solo il biovolume algale ha mostrato una correlazione negativa con i solidi sospesi ( $r = -0,36$ ,  $p < 0,01$ ).

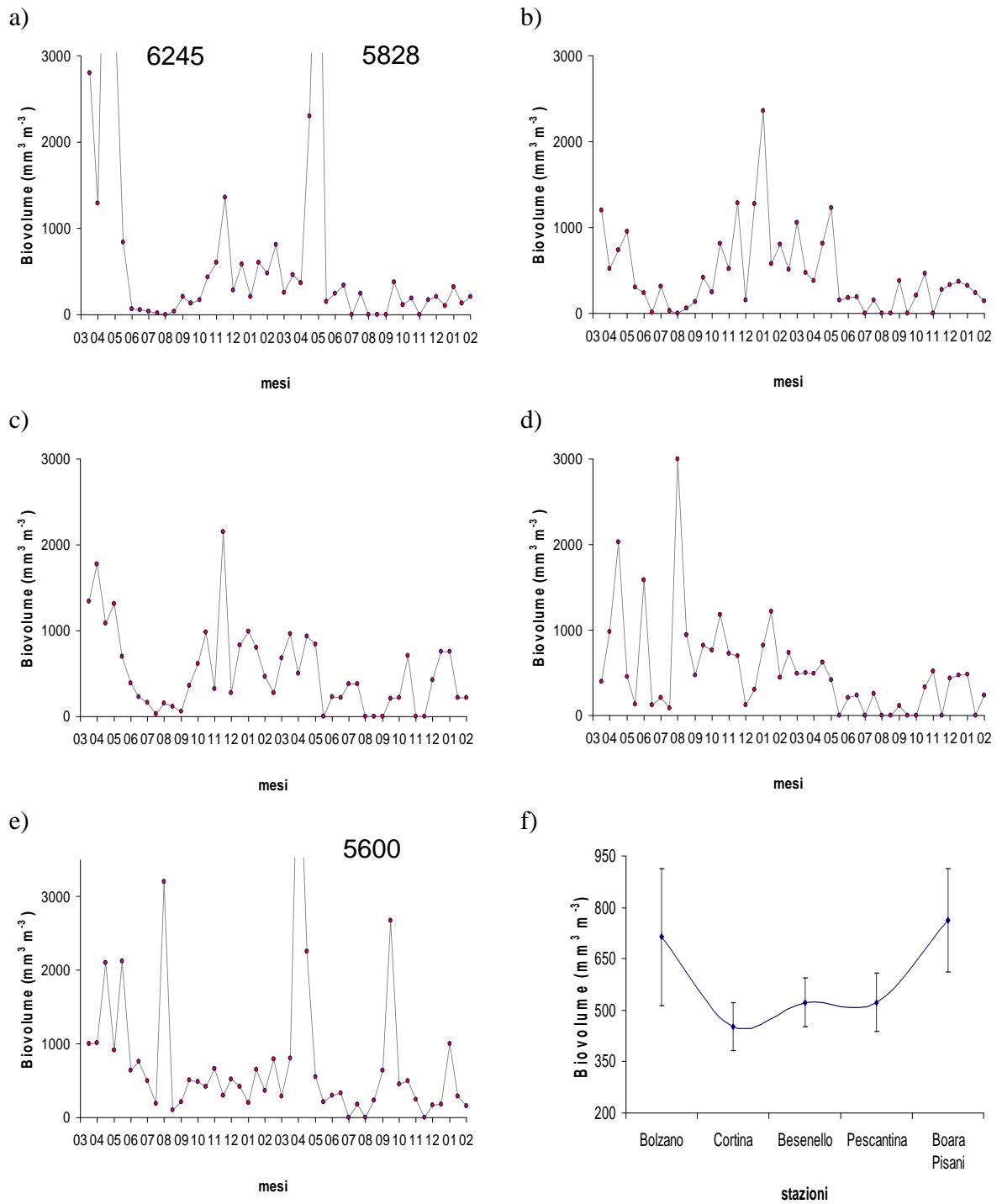
Nelle tre stazioni settentrionali la biomassa fitoplanctonica ha presentato una correlazione positiva (almeno  $p < 0,05$ ) con il fosforo reattivo e il DIN ( $0,28 \leq r \leq 0,66$ ). Fosforo totale e silice reattiva non hanno invece mostrato alcuna correlazione sia con la clorofilla-*a* che con il biovolume totale ( $p > 0,1$ ). A Pescantina la clorofilla-*a* e il biovolume totale non hanno presentato nessuna correlazione con il fosforo reattivo, il fosforo totale e il DIN, ma solo una correlazione negativa con la silice ( $r = -0,42$  e  $r = -0,48$ ,  $p < 0,01$  rispettivamente per clorofilla-*a* e biovolume totale). A Boara Pisani è stata rilevata una correlazione positiva tra la clorofilla-*a* e il fosforo reattivo ( $r = 0,30$ ,  $p < 0,01$ ), mentre è stata

osservata una correlazione negativa tra i descrittori di abbondanza fitoplanctonica con la concentrazione di silice reattiva ( $r = -0,45$  e  $r = -0,46$ ,  $p < 0,01$ , rispettivamente).

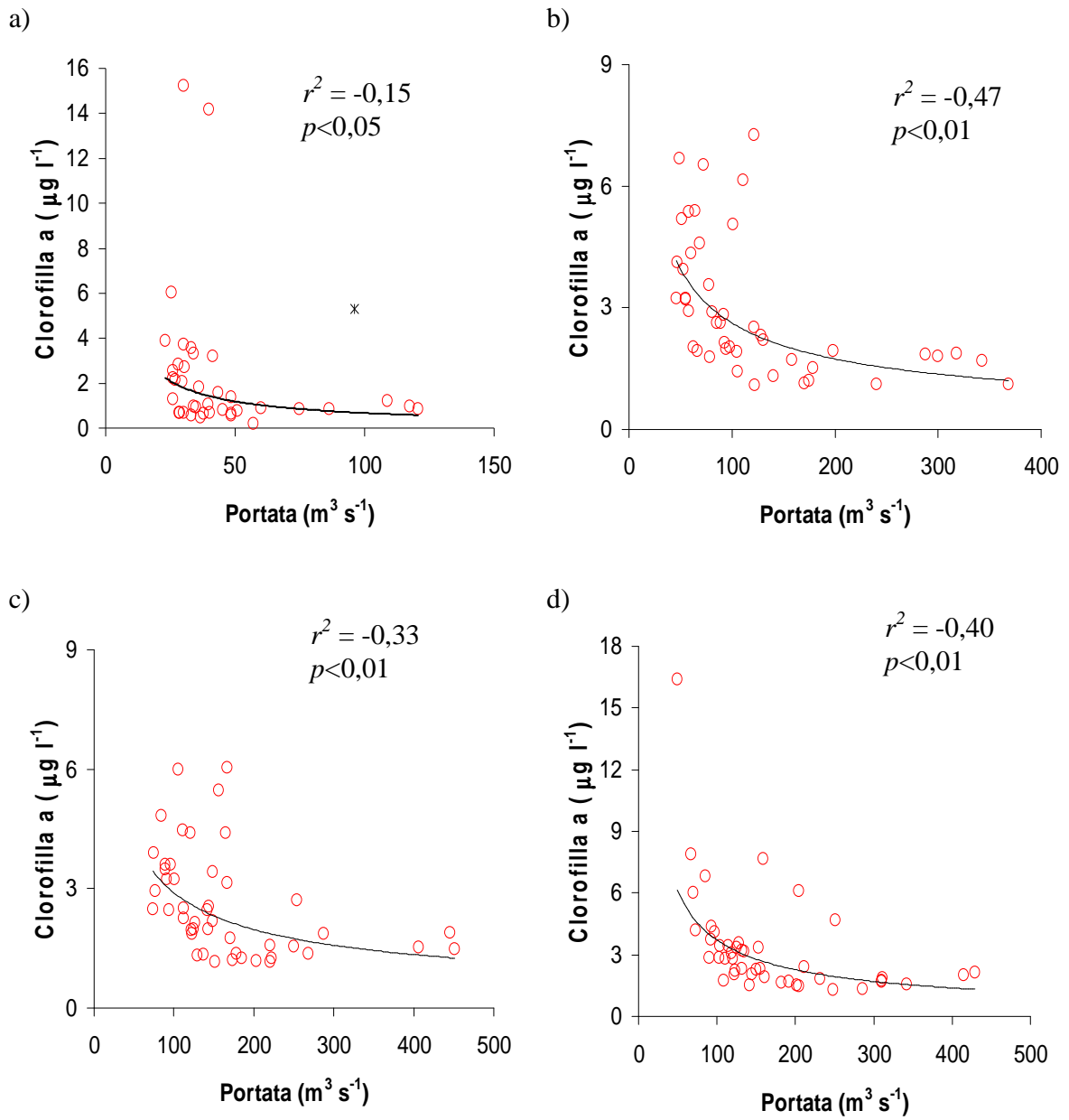
Nelle tre stazioni settentrionali si è osservata una correlazione negativa tra i descrittori di abbondanza fitoplanctonica e la temperatura ( $-0,60 \leq r \leq -0,39$ ,  $p < 0,01$ ). Contrariamente a quanto osservato per la temperatura, il pH ha mostrato correlazioni positive con i descrittori di abbondanza fitoplanctonica solo nelle stazioni meridionali (almeno  $p < 0,05$ ).



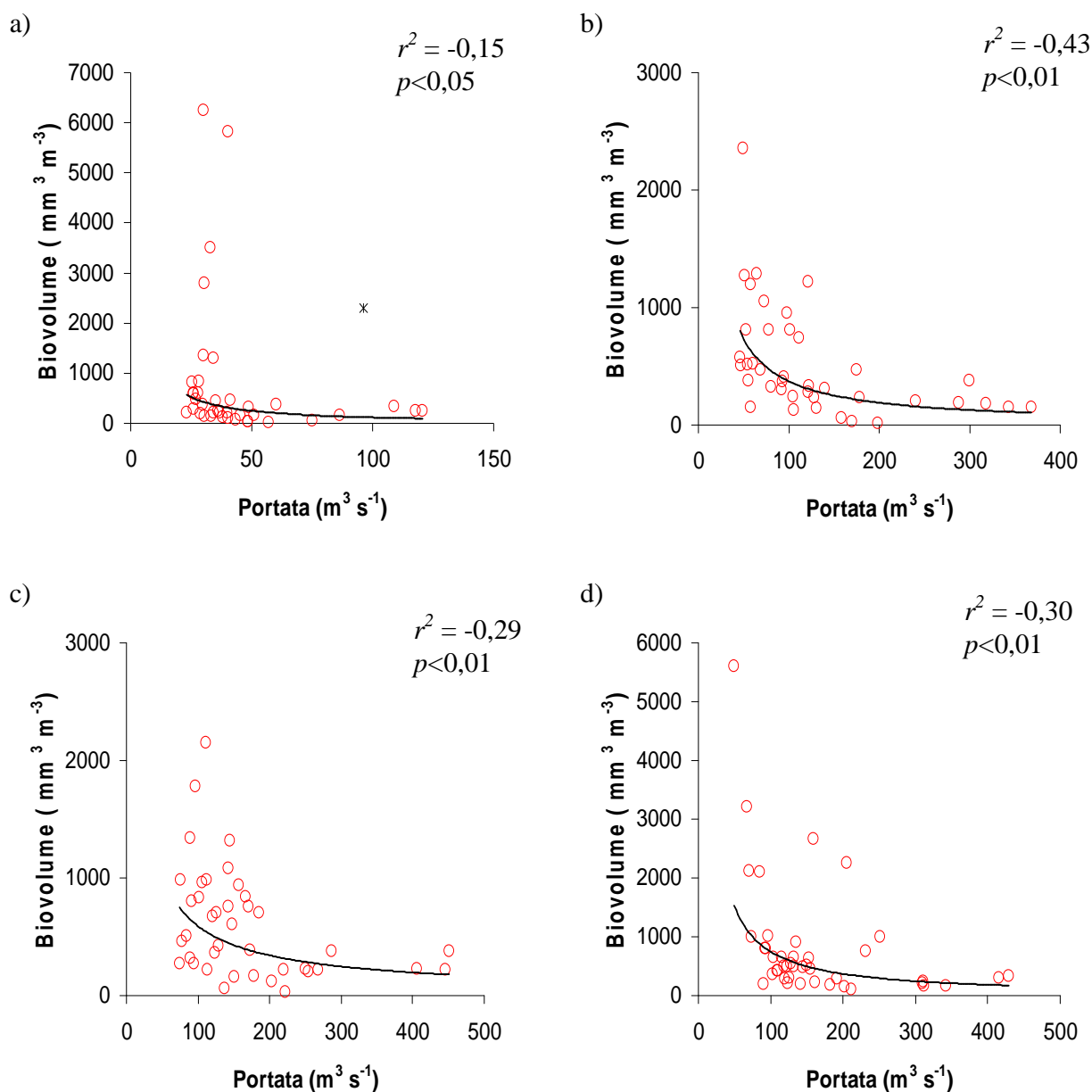
**Figura 9.20 - Variazioni temporali tra marzo 2007 e febbraio 2009 della concentrazione di clorofilla-a. a) Bolzano; b) Cortina all'Adige; c) Besenello; d) Pescantina; e) Boara Pisani; f) medie annuali registrate nelle stazioni ed errore standard della media.**



**Figura 9.21 - Variazioni temporali tra marzo 2007 e febbraio 2009 del biovolume algale totale. a) Bolzano b) Cortina all'Adige c) Besenello d) Pescantina e) Boara Pisani f) medie annuali registrate nelle stazioni ed errore standard della media.**



**Figura 9.22** Relazioni tra clorofilla-*a* e portata nelle stazioni di a) Bolzano; b) Cortina all'Adige; c) Besenello; d) Boara Pisani. Nel grafico (a) il dato contrassegnato con l'asterisco è stato escluso dai calcoli.



**Figura 9.23** Relazioni tra biovolume algale totale fitoplanctoniche e portata nelle stazioni: a) Bolzano; b) Cortina all'Adige; c) Besenello; d) Boara Pisani. Nel grafico (a) il dato contrassegnato con l'asterisco è stato escluso dai calcoli.

## 9.4 Dinamica temporale della comunità fitoplanctonica

L'elenco dei taxa fitoplanctonici osservati nelle cinque stazioni è riportato nella tabella 1 in allegati. La comunità fitoplanctonica è apparsa perlopiù composta da specie algali appartenenti alla classe delle Bacillariophyceae, ma con una proporzione differente tra i due principali ordini (centrales e pennales; Fig. 9.24). Dalla stazione di Bolzano ( $662 \pm 190 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ) verso Boara Pisani ( $348 \pm 42 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ) si è assistito ad una generale diminuzione della biomassa media di questo gruppo (Fig. 9.24f). Al contrario, a Boara Pisani le diatomee centriche hanno rivestito un ruolo importante nel biovolume totale soprattutto in primavera (aprile-maggio) e alla fine dell'estate (fine agosto inizio di ottobre) registrando, nel periodo di studio, un biovolume medio pari a  $337 \pm 108 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$  (Fig. 9.24g). In tutte le altre quattro stazioni i biovolumi medi registrati per questo ordine sono stati compresi tra un massimo di  $28 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$  e un minimo di  $5 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$  rispettivamente a Pescantina e Bolzano.

In tutte le stazioni le diatomee centriche sono costituite principalmente da *Cyclotella* spp. Nelle stazioni settentrionali tali specie difficilmente superano volumi cellulari superiori a  $50 \mu\text{m}^3$ . Al contrario, nella stazione di Boara Pisani sono state osservate specie algali appartenenti a *Cyclotella* spp. con volume cellulare più grande, raggiungendo valori anche di  $400 \mu\text{m}^3$ ; inoltre, in questa stazione, è risultato significativo anche lo sviluppo di diatomee centriche appartenenti a *Stephanodiscus* spp.; questo genere è risultato pressoché assente nelle tre stazioni più settentrionali. Relativamente alle diatomee pennate, nelle prime quattro stazioni sono stati principalmente individuati taxa meroplanctonici e ticoplanctonici, perlopiù appartenenti a *Cymbella* spp., *Diatoma* spp. (principalmente *Diatoma ehrenbergii*), seguiti da *Fragilaria* spp. (principalmente *F. arcus*, *F. crotonensis* e *F. ulna*), *Gomphonema* sp., *Cocconeis* sp., *Navicula* spp., *Didymosphenia geminata* e *Nitzschia* spp. Queste stesse specie sono state rinvenute anche a Boara, dove però è stato osservato un minore contributo di specie epifitiche o meroplanctoniche (*Cymbella* and *Diatoma*) a favore di specie con caratteristiche maggiormente pelagiche (*Fragilaria*, *Navicula*), e di *Didymosphenia*.

In dettaglio, i picchi di biovolume delle pennate registrati a Bolzano il 18 aprile 2007 ( $5686 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ) e il 5 maggio 2008 ( $5678 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ) sono stati causati da un preponderante sviluppo di *Diatoma vulgare* e *Diatoma herenberghii* (Fig.9.24a). Le pennate hanno fatto registrare picchi evidenti anche nella stazione di Cortina all'Adige il 7 gennaio 2008 ( $2297 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ), a carico di *Diatoma* spp. ( $1300 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ) oltre che ad un discreto sviluppo di *Cymbella* spp. ( $500 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ) e, in minor misura, *Fragilaria* spp. e *Navicula* spp (Fig. 9.24b). A Besenello il biovolume delle pennate ha superato i  $2000 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$  solo durante il 19 novembre 2007 ( $2112 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ), a causa di un largo sviluppo di *Diatoma* spp. ( $1760 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ; Fig.9.24c). A Pescantina inizia a diventare significativo anche lo sviluppo di diatomee appartenenti all'ordine delle centriche (Fig. 9.24d). In particolare, il 18 febbraio 2008 il biovolume totale delle diatomee centriche ( $412 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ) ha superato quello delle pennate ( $288 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ) a causa di un preponderante sviluppo di *Cyclotella* spp. ( $373 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ) e, in minor misura, *Stephanodiscus* spp. ( $32 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ). Rimane comunque chiaro come anche la stazione di Pescantina mostri visibili caratteristiche bentoniche in quanto, escluso il caso appena descritto, in tutte le altre date di campionamento, il biovolume delle pennate è risultato sempre maggiore rispetto al biovolume delle centriche raggiungendo, nel campionamento dell'8 agosto 2007, un picco massimo di  $2810 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ , anche in questo caso dovuto principalmente ad un maggiore sviluppo di *Diatoma* spp..

La stazione di Boara Pisani ha mostrato invece caratteristiche più pelagiche. In Fig 9.24e si possono osservare vari picchi dovuti ad alti sviluppi di diatomee euplanctoniche. Il

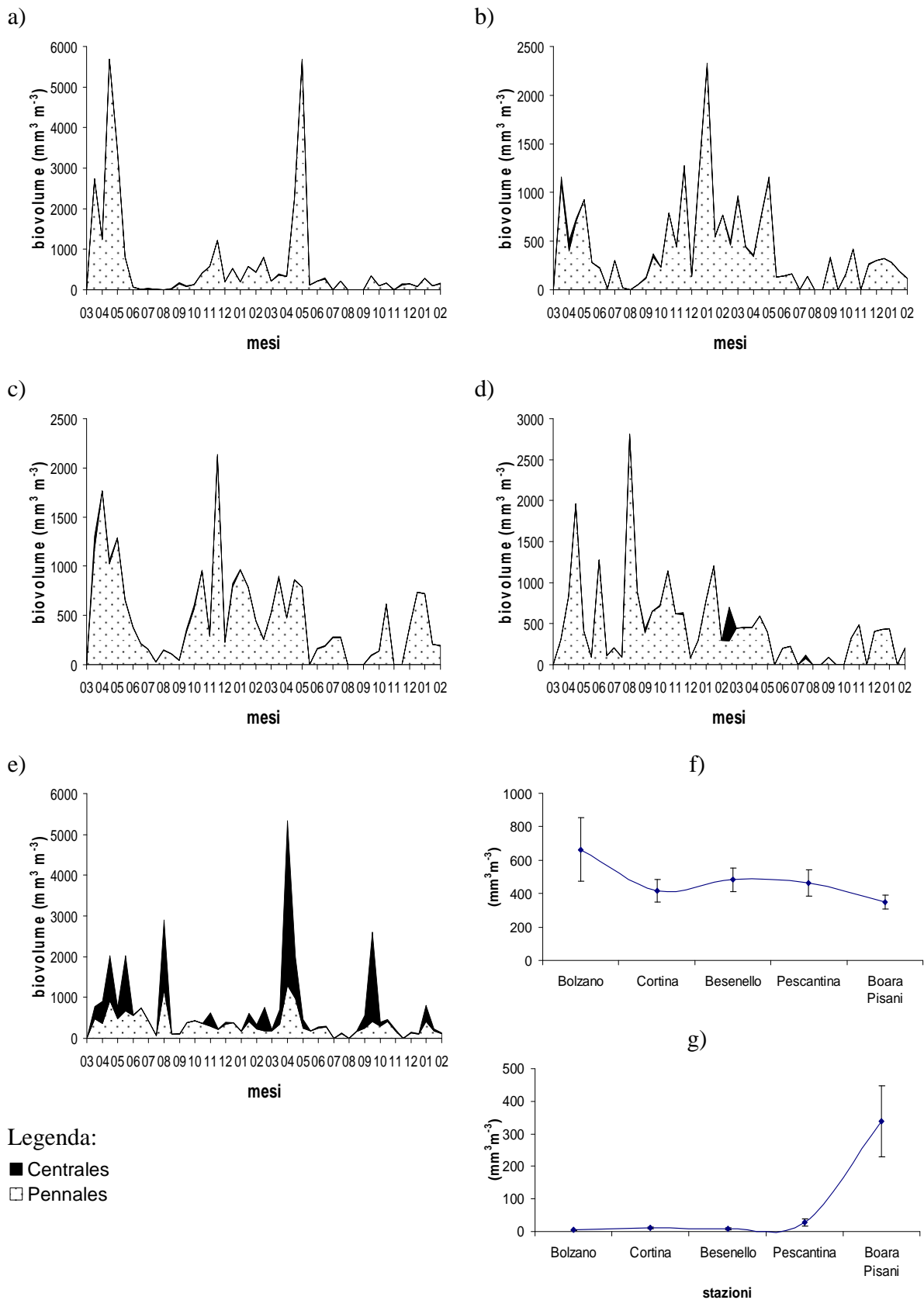
picco massimo è stato osservato il 7 aprile 2008 ( $4037 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ), a causa dello sviluppo di *Cyclotella* spp. ( $3600 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ) e, in minor misura, *Stephanodiscus hantzschii* ( $437 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ). Nei campionamenti di fine agosto ed inizio settembre di entrambi gli anni il biovolume delle centriche ha raggiunto picchi compresi tra  $2500$  e  $3000 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ , causati anche in questo caso da *Cyclotella* spp. e *Stephanodiscus* spp. Al contrario, le diatomee pennate hanno fatto registrare valori di biovolume più alti rispetto a quelli delle centriche solamente nei periodi estivi compresi tra maggio e luglio, con elevate concentrazioni di *Didymosphenia geminata*, *Navicula* spp. e *Fragilaria* spp. (Fig. 9.24e).

Nelle stazioni di Cortina all'Adige, Besenello e Boara Pisani le diatomee pennate e le diatomee centriche hanno mostrato una correlazione negativa e non lineare con i valori di portata (dopo linearizzazione dei dati con trasformazione logaritmica:  $-0,66 \leq r \leq -0,26$ ,  $p < 0,05$ ). A Bolzano l'effetto negativo della portata è stato particolarmente evidente solo nel caso del biovolume delle diatomee pennate ( $r = -0,51$ ,  $p < 0,01$ ). A Boara Pisani lo sviluppo delle diatomee centriche ha presentato una relazione negativa con la profondità della zona eufotica ( $r = -0,36$ ,  $p < 0,01$ ). Nelle altre stazioni, a causa della limitata profondità del fondale, sempre superiore alla zona eufotica, non sono state prese in considerazione relazioni tra  $Z_{eu}$  e fitoplancton.

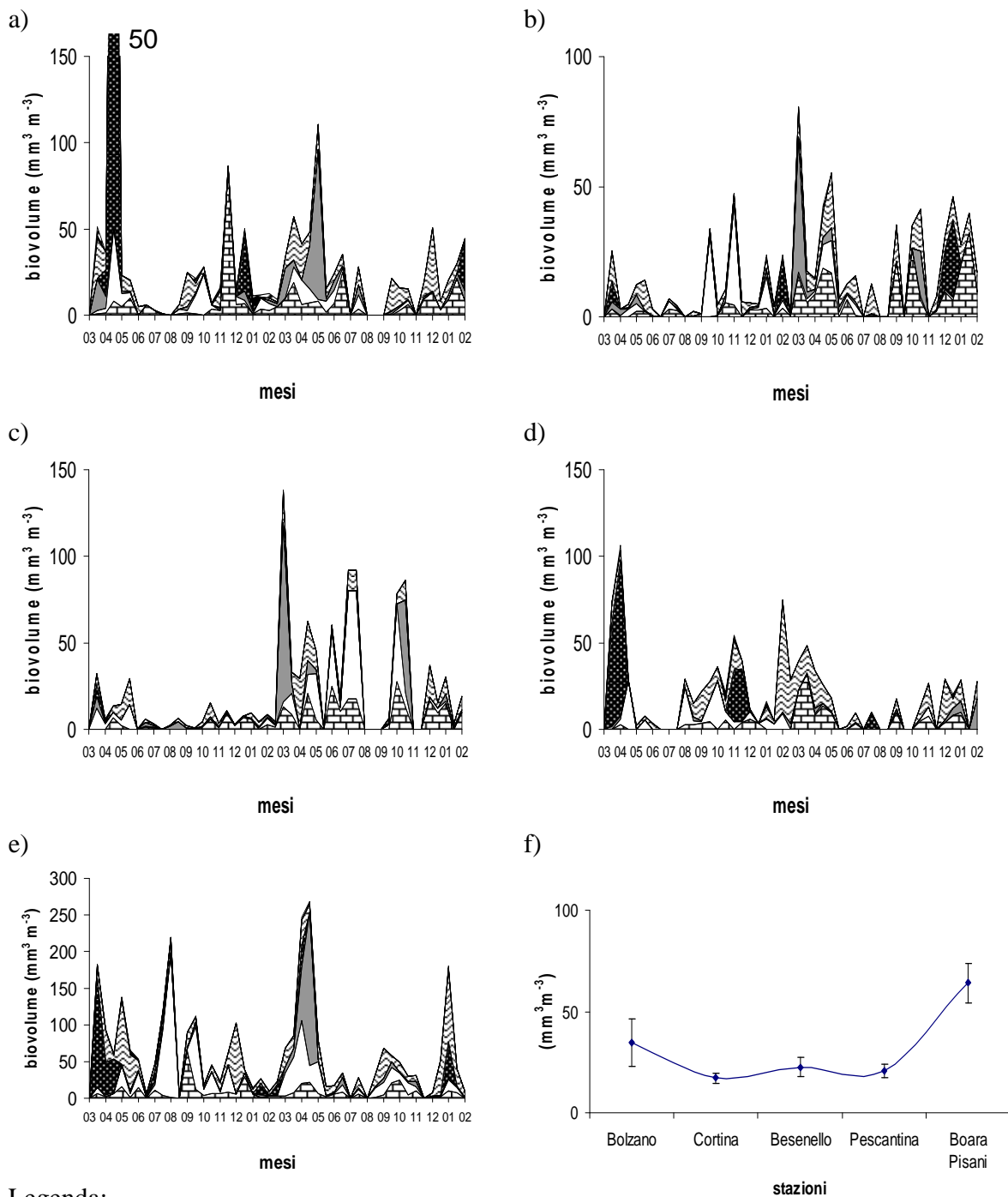
Escludendo il campionamento del 18 aprile 2007 a Bolzano (caratterizzato da un preponderante sviluppo di *Glenodinium* spp.) i gruppi algali diversi dalle diatomee hanno sempre presentato biovolumi totali molto bassi, inferiori a  $100 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$  a Cortina all'Adige,  $140 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$  a Besenello e Pescantina, e  $300 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$  a Boara Pisani (Fig 9.25). Le specie algali che hanno mostrato i picchi più elevati, oltre al già citato *Glenodinium* spp. a Bolzano, sono soprattutto da ricercare nei gruppi delle Cryptophyceae, Chrysophyceae e Chloroficeae. Nelle stazioni settentrionali e in modo particolare a Cortina all'Adige, le Cryptophyceae sono risultate il gruppo algale più abbondante dopo le diatomee; i taxa appartenenti a questo gruppo sono stati *Cryptomonas* cf. *obovata* e *Plagioselmis nannoplanctica*. Interessanti poi i picchi osservati a Boara Pisani l'8 agosto 2007 (ca.  $200 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ), dovuti a piccole chlorococcales, e il picco di ca.  $250 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$  del 23 aprile 2008, dovuti a Chrysophyceae, particolarmente *Dinobryon* spp. (Fig. 9.25e). Il biovolume medio delle classi algali minori ha presentato un aumento verso la foce del fiume (Fig. 9.25f).

L'abbondanza complessiva dei gruppi algali minori ha mostrato un andamento temporale simile a quello delle diatomee centriche ( $0,28 \leq r \leq 0,51$ ,  $p < 0,05$ ) e delle diatomee pennate ( $0,28 \leq r \leq 0,51$ ,  $p < 0,05$ ) in tutte e cinque le stazioni. Escludendo la stazione di Besenello, nelle altre stazioni anche gli altri gruppi algali diversi dalle diatomee hanno presentato una dipendenza negativa e non lineare con i valori di portata (dopo linearizzazione dei dati con trasformazione logaritmica:  $-0,45 \leq r \leq -0,26$ ,  $p < 0,05$ ).

E' interessante notare che, pur con una presenza relativamente bassa, nella comunità fitoplanctonica sono stati individuati taxa appartenenti ai cianobatteri in molte date di campionamento. Nella stazione di Bolzano sono state rinvenute numerose colonie filamentose appartenenti a *Komvophoron* spp.; questa specie è tipicamente bentonica, e anche se in rapida diffusione, è ancora poco conosciuta, suscitando molto interesse tra gli studiosi di cianobatteri (J. Komárek, comunicazione personale). A Boara Pisani, oltre ad alcune colonie di *Komvophoron* spp., sono state rinvenute costantemente colonie filamentose di Oscillatoriales presumibilmente appartenenti a *Planktothrix* spp.



**Figura 9.24 -** Variazioni temporali tra marzo 2007 e febbraio 2009 della biomassa fitoplanctonica delle diatomee suddivisa in ordini algali. a) Bolzano; b) Cortina all'Adige; c) Besenello; d) Pescantina; e) Boara Pisani; f) ordine pennate media annuale ed errore standard della media; g) ordine centriche media annuale ed errore standard della media



**Figura 9.25 -** Variazioni temporali tra marzo 2007 e febbraio 2009 della biomassa fitoplanctonica (escluse le diatomee) suddivisa per gruppi algali. a) Bolzano; b) Cortina all'Adige; c) Besenello; d) Pescantina; e) Boara Pisani; f) media annuale ed errore standard della media.

## 9.5 Comunità zooplanctonica.

L'elenco dei taxa zooplanctonici osservati nelle cinque stazioni durante i due anni della ricerca è riportato in tabella 3 in allegati. Come già osservato da Braioni *et al.* (2001), le specie osservate sono principalmente organismi di origine bentonica quindi, quando si parla di comunità zooplanctonica, si intende una comunità formata prevalentemente da specie zoobentoniche. Queste specie si ritrovano nel corso d'acqua a causa del cosiddetto fenomeno di *drift* (entrata di organismi bentonici in corrente e il loro trasporto verso valle) che può essere di diversa origine: casuale o passivo (per es. gli organismi possono perdere accidentalmente la presa al substrato), catastrofico (forti perturbazioni che possono essere originate sia da fenomeni naturali sia da fenomeni antropici), attivo e/o comportamentale (gli organismi si staccano dal substrato volontariamente per es. alla ricerca di risorse) (Braioni *et al.* 2005)

Nella figura 9.26 è riportato l'andamento temporale della comunità zooplanctonica nelle diverse stazioni. Dopo il primo anno di lavoro, vista l'estrema povertà di questa componente biologica, e valutato che nelle stazioni di Bolzano, Cortina all'Adige, Besenello e Pescantina la comunità presentava caratteristiche pressoché coincidenti, si è deciso di proseguire l'osservazione dei campioni di zooplancton solo nella stazione di Besenello (stazione rappresentativa della comunità zooplanctonica presente nel tratto alpino dell'Adige) e Boara Pisani (stazione rappresentativa della comunità zooplanctonica presente nel tratto di pianura dell'Adige). Come densità totale lo zooplancton ha presentato un andamento simile a quello del biovolume algale totale (Besenello e Boara Pisani,  $n=46$ :  $r=0,71$  e  $r=0,67$ , rispettivamente,  $p<0,01$ . Bolzano, Cortina all'Adige e Pescantina,  $n=23$ :  $r=0,65$ ,  $r=0,76$ ,  $r=0,63$ , rispettivamente,  $p<0,01$ ).

Le specie di rotiferi rinvenute sono di piccole dimensioni e prevalentemente non tipicamente planctoniche. Infatti, il maggior contributo in densità viene fornito dalla classe Bdelloidei e dai taxa *Keratella cochlearis*, *Kellicottia longispina* e *Lecane* spp..

Le osservazioni effettuate hanno permesso di verificare l'estrema povertà della componente a microcrostacei presente nel fiume. In particolare gli unici copepodi e cladoceri adulti sono stati rinvenuti solo nella stazione di Boara Pisani con densità estremamente basse (sono stati osservati sporadicamente con 1 o al massimo 2 individui a campione).

Nel primo anno della ricerca in tutte le stazioni si è osservata una drastica riduzione dello zooplancton durante i mesi estivi, in particolar modo da giugno a settembre. Nelle stazioni settentrionali, tale riduzione ha portato alla quasi scomparsa della comunità (con densità medie inferiori a  $100 \text{ ind m}^{-3}$ ). Tale riduzione è risultata meno evidente nelle stazioni di Pescantina e Boara Pisani, anche se in quest'ultima tale riduzione la si nota bene considerando il secondo anno di osservazione, dove da maggio fino a settembre 2008 la comunità zooplanctonica è risultata pressoché assente.

La densità zooplanctonica media più elevata nel corso del primo anno di ricerca è stata registrata a Boara Pisani ( $1510 \text{ ind m}^{-3}$ ). Risalendo verso nord lo zooplancton ha mostrato una tendenza alla diminuzione, raggiungendo un valore medio minimo pari a  $1200 \text{ ind m}^{-3}$  nella stazione di Cortina all'Adige. Nelle stazioni settentrionali le massime densità di zooplancton sono state misurate nella stazione di Bolzano il 18 aprile 2007, a causa di un maggiore sviluppo di specie tipiche di ambienti lacustri quali, per esempio, *Filinia terminalis* e *Lecane* spp.

La biocenosi di Boara Pisani ha mostrato una maggiore biodiversità; oltre a taxa bentonici sono stati osservati anche diversi taxa che normalmente vivono solo in ambienti lentici quali per esempio *Filinia Terminalis*, *Cephalodella* gr. *gibba* e *Notholca* spp.

In tutte le stazioni, i valori medi più bassi di densità della comunità zooplanctonica sono stati osservati nei periodi compresi tra maggio e settembre (224-818 ind m<sup>-3</sup>) rispetto ai valori medi calcolati per i restanti mesi dell'anno (1780-2300 ind m<sup>-3</sup>).

La densità della comunità zooplanctonica ha mostrato una dipendenza negativa con i valori di portata del fiume (Fig. 9.27) e una correlazione positiva con la clorofilla-*a* e con il biovolume totale algale (almeno  $p < 0,05$ ).

Le densità zooplanctoniche nelle stazioni settentrionali hanno mostrato una correlazione negativa con la temperatura dell'acqua, l'altezza della colonna d'acqua e la torbidità (almeno  $p < 0,05$ ). Contrariamente, soltanto la comunità zooplanctonica osservata a Boara Pisani ha mostrato una significativa correlazione con l'altezza dell'acqua ( $p < 0,01$ ; Tab 9.2)

Le concentrazioni di fosforo totale nelle cinque stazioni non hanno mostrato nessuna relazione con la densità zooplanctonica. A Cortina all'Adige le concentrazioni degli altri nutrienti algali (fosforo reattivo, DIN e silice reattiva) hanno invece mostrato correlazioni significative con la densità della comunità zooplanctonica (almeno  $p < 0,05$ ). A Bolzano e Besenello si sono osservate correlazioni significative solo tra la concentrazione di DIN e lo zooplancton (almeno  $p < 0,05$ ), mentre a Boara Pisani una relazione significativa è emersa tra la silice reattiva e lo zooplancton ( $p < 0,05$ ; Tab. 9.2)



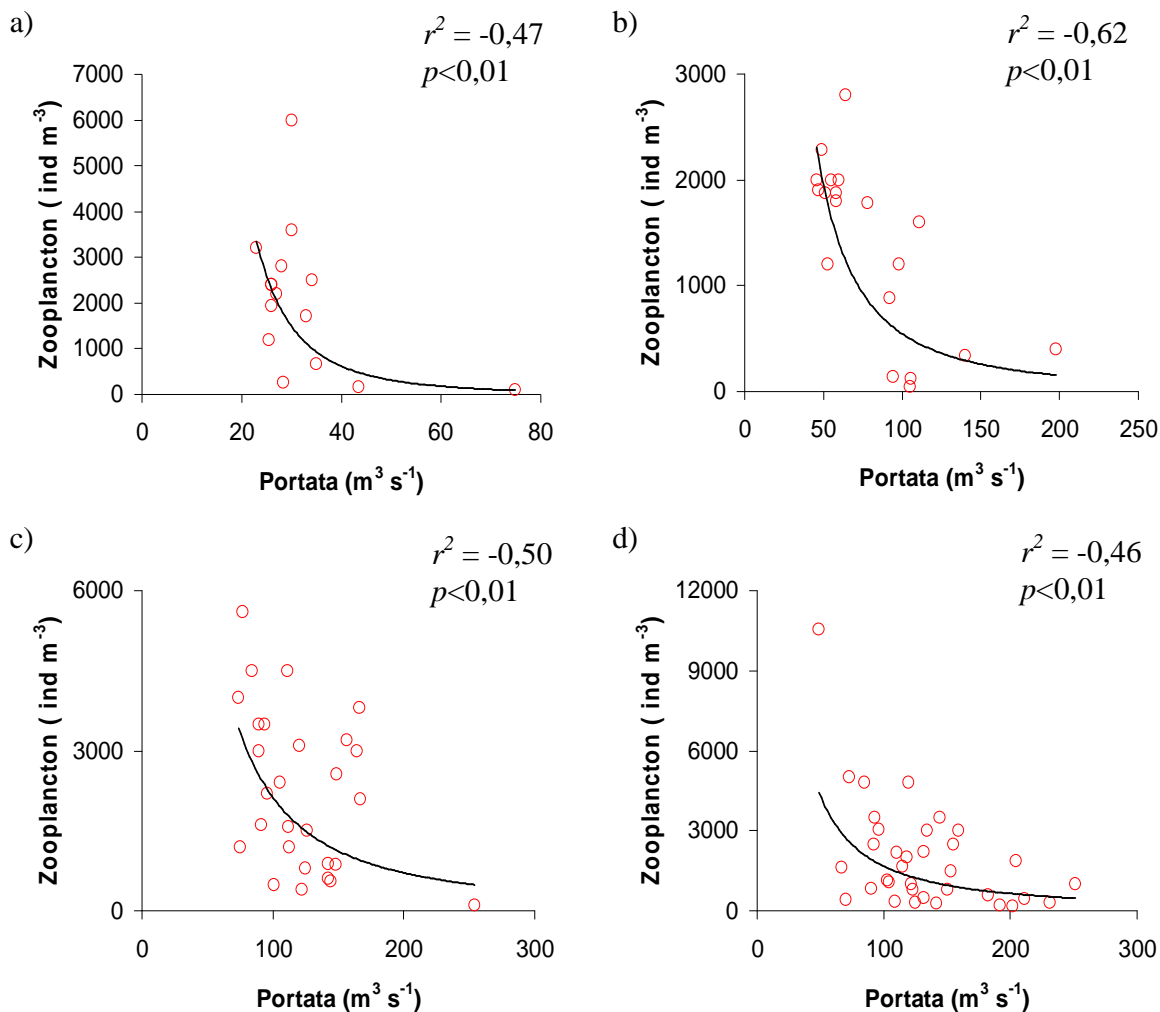


Figura 9.27. Relazioni tra densità zooplanctonica e portata nelle stazioni: a) Bolzano; b) Cortina all'Adige; c) Besenello; d) Boara Pisani.

Tabella 9.2 Correlazione di Spearman tra la densità zooplanctonica e le principali variabili fisiche, chimiche ed idrauliche del Fiume Adige. \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$

Stazioni	Temp.	Torbidità	DIN	Fosforo reattivo	Fosforo totale	Silice reattiva	Peso secco	Altezza colonna d'acqua
Bolzano	-0,61**	-0,67**	0,49*	0,38	0,05	0,36	-0,38	-0,69**
Cortina all'Adige	-0,78***	-0,62**	0,66**	0,51**	0,32	0,49*	-0,47*	-0,79***
Besenello	-0,62**	-0,48*	0,64**	0,33	-0,08	0,03	-0,37	-0,71**
Pescantina	-0,30	-0,35	0,25	0,17	0,06	-0,04	-0,21	n.d
Boara Pisani	-0,06	-0,34	0,13	0,29	0,04	-0,39*	-0,35	-0,68**

## 9.6 Analisi NMDS stazione per stazione

Nelle figure 9.28 - 9.32 sono riportati gli ordinamenti dei campioni di fitoplancton ottenuti tramite l'analisi multivariata NMDS. I valori di stress (Kruskal & Wish 1978) delle dieci analisi variano tra 0,10 e 0,20.

Le configurazioni ottenute non hanno mostrato una regolare successione della comunità fitoplanctonica nel tempo. Apparentemente i campioni sembrano essere distribuiti in modo caotico, contrariamente a quello che è stato osservato in studi effettuati in ambienti lacustri di grandi dimensioni (per esempio Salmaso & Padisak 2007) e in alcuni fiumi dell'Inghilterra (Skidmore *et al.* 1998).

Per i due anni considerati gli ordinamenti ottenuti utilizzando le singole specie fitoplanctoniche, i gruppi morfo-funzionali (MFG) e gli ordini algali nella maggior parte dei casi hanno mostrato configurazioni sovrapponibili. La confrontabilità dei risultati ottenuti utilizzando diversi livelli di dettaglio tassonomico o sulla base dei gruppi morfo-funzionali è stata verificata confrontando i primi due assi delle diverse configurazioni con la correlazione di Spearman (previa correzione del valore  $p$  della correlazione mediante l'utilizzo della correzione di Holm). L'analisi non ha preso in considerazione i casi caratterizzati da biomasse pressoché nulle documentate durante particolari condizioni di morbida del fiume (Bolzano: agosto 2008; Cortina all'Adige: agosto 2008; Besenello agosto, settembre e novembre 2008 e Pescantina luglio, agosto e novembre 2008).

Nella tabella 9.3 sono riportati i risultati delle correlazioni effettuate tra i sei assi dell'NMDS nelle cinque stazioni. Le correlazioni osservate nelle stazioni di Bolzano e Besenello risultano essere significative mentre a Pescantina solo il primo asse mostra correlazioni significative. Contrariamente nelle stazioni di Cortina all'Adige e Boara Pisani, non sono state osservate correlazioni significative tra gli assi dell'NMDS.

Nelle tabelle inserite nelle figure 9.28d, 9.29d, 9.30d, 9.31d e 9.32d sono riportate le correlazioni tra gli assi dell'NMDS e le principali variabili ambientali. Sostanzialmente la maggior parte degli assi ha mostrato correlazioni significative solamente con la clorofilla-*a* e il biovolume algale (almeno  $p < 0,05$ ).

## 9.7 Correlazioni tra gli assi dell'NMDS e i principali gruppi algali

Nelle tabelle 9.4 - 9.8 vengono analizzate le correlazioni tra i sei assi della NMDS e i principali gruppi algali: Oscillatoriales, Chlorococcales, Ochromonadales, Pennales, Centrales, Cryptomonadales. Per *altri ordini* si intende la somma dei biovolumi delle specie osservate e appartenenti agli ordini: Nostocales, Chlamydomonadales, Desmidiaceae Zygnemataceae, Euglenales, Peridinales e Katablephariodophyta. Tali ordini sono risultati spesso assenti nel conteggio e quando sono stati identificati hanno fatto registrare biovolumi molto bassi (perlopiù inferiori a  $10 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ).

Sostanzialmente almeno un asse NMDS di tutte e cinque le stazioni mostra correlazioni significative con l'ordine delle Pennales (almeno  $p < 0,05$ ) mentre l'ordine delle Centrales mostra correlazioni significative solamente con gli assi delle stazioni di Cortina all'Adige, Pescantina e Boara Pisani (almeno  $p < 0,05$ ).

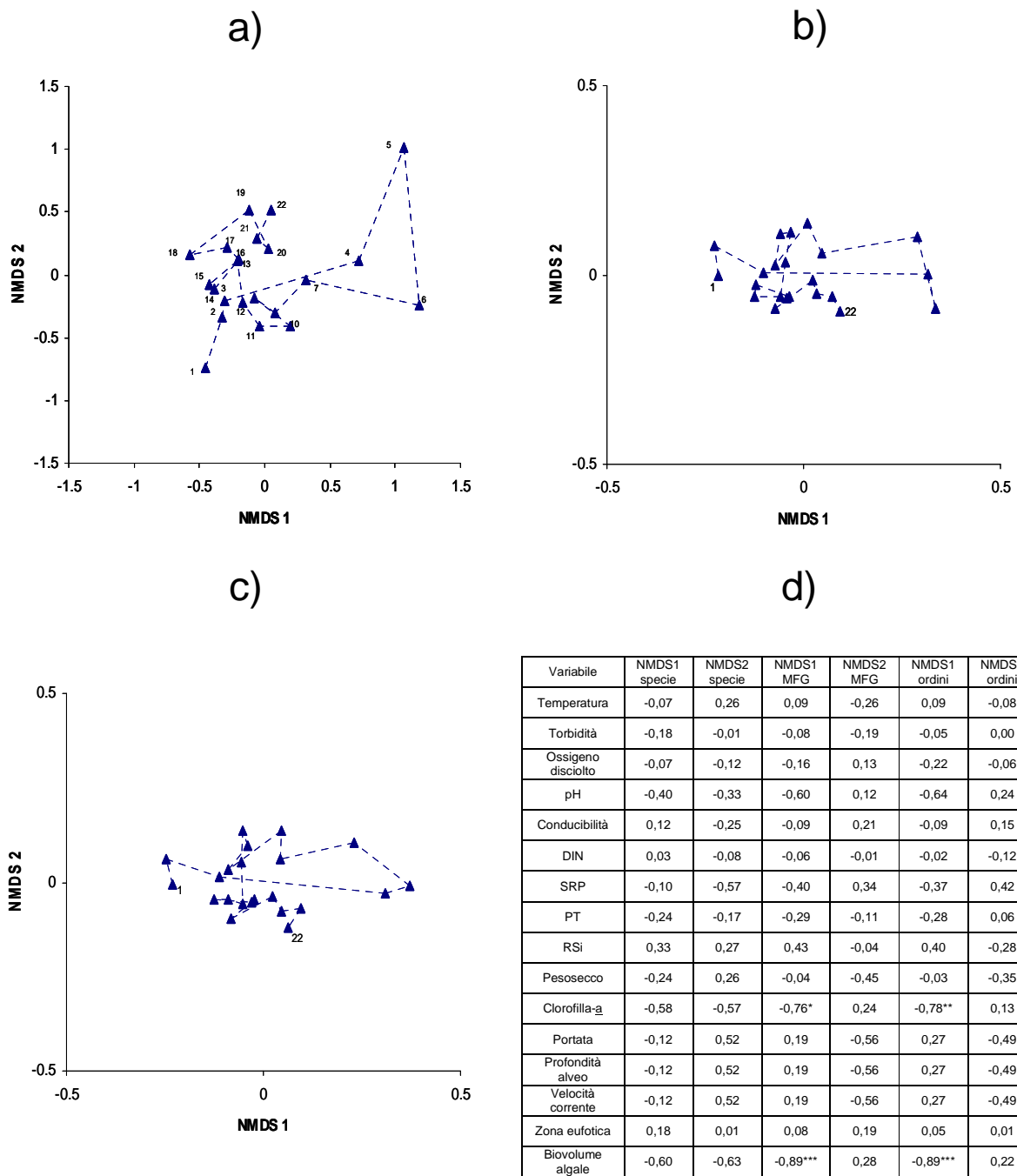


Figure 9.28.- Ordinamento NMDS ottenuto utilizzando (a) le specie algali, (b) i gruppi morfofunzionali (MFG) e (c) gli ordini fitoplanctonici nella stazione di Bolzano. La tabella (d) riporta le correlazioni di Spearman tra le coordinate dei sei assi NMDS e le variabili ambientali. \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ .

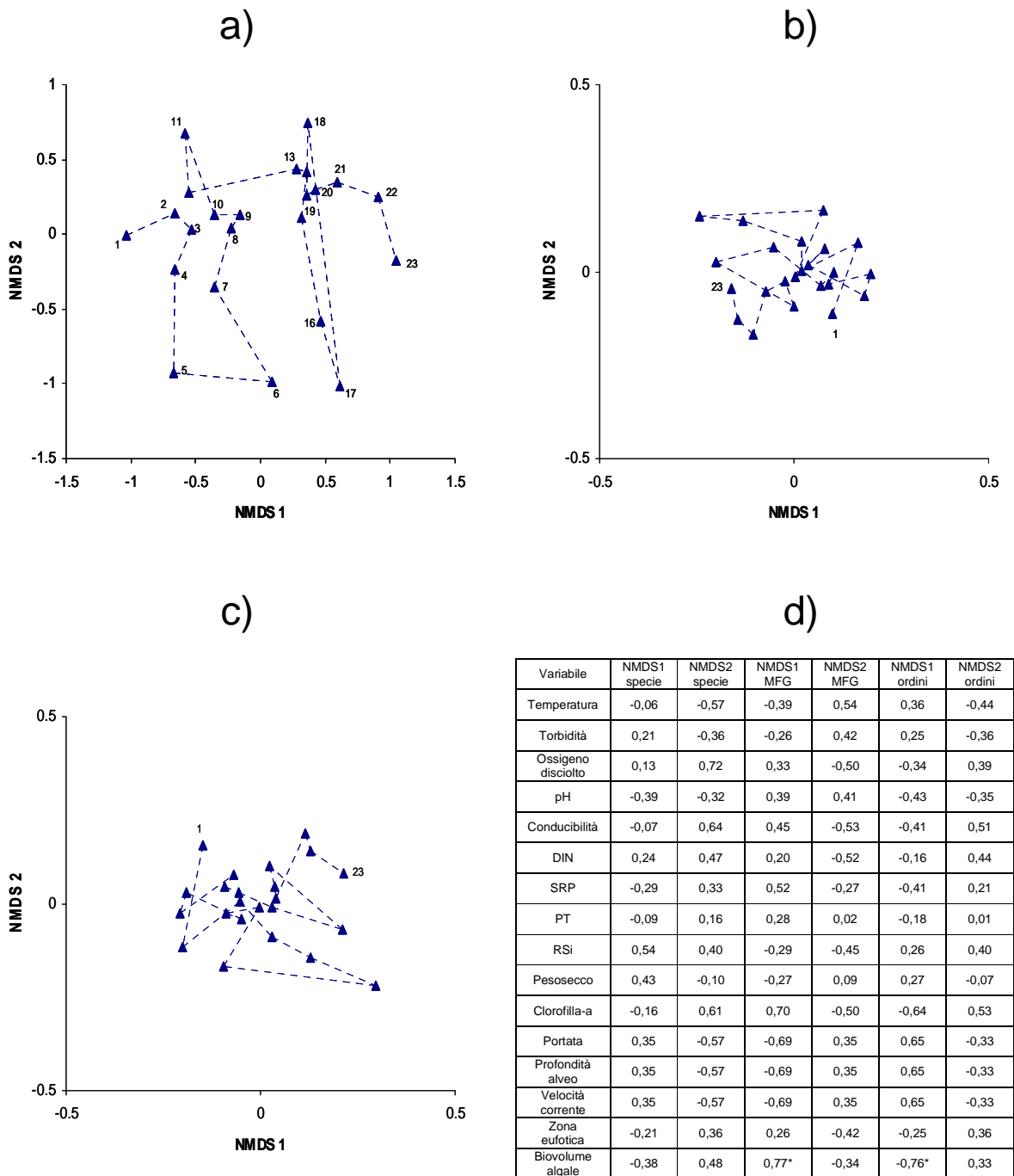


Figure 9.29 - Ordinamento NMDS ottenuto utilizzando (a) le specie algali, (b) i gruppi morfofunzionali (MFG) e (c) gli ordini fitoplanctonici nella stazione di Cortina all'Adige. La tabella (d) riporta le correlazioni di Spearman tra le coordinate dei sei assi NMDS e le variabili ambientali. \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ .

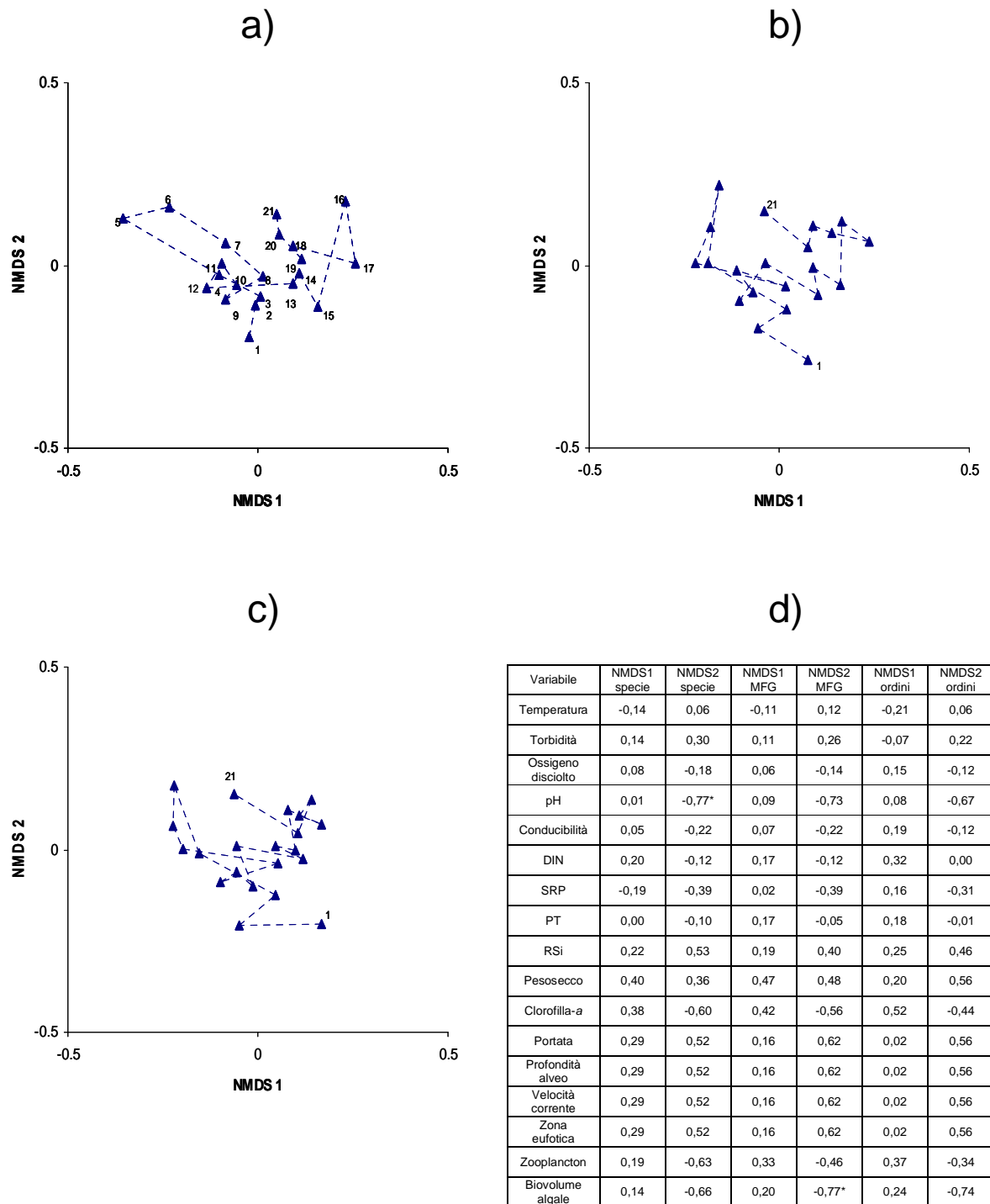


Figure 9.30 - Ordinamento NMDS ottenuto utilizzando (a) le specie algali, (b) i gruppi morfofunzionali (MFG) e (c) gli ordini fitoplanctonici nella stazione di Besenello. La tabella (d) riporta le correlazioni di Spearman tra le coordinate dei sei assi NMDS e le variabili ambientali. \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ .

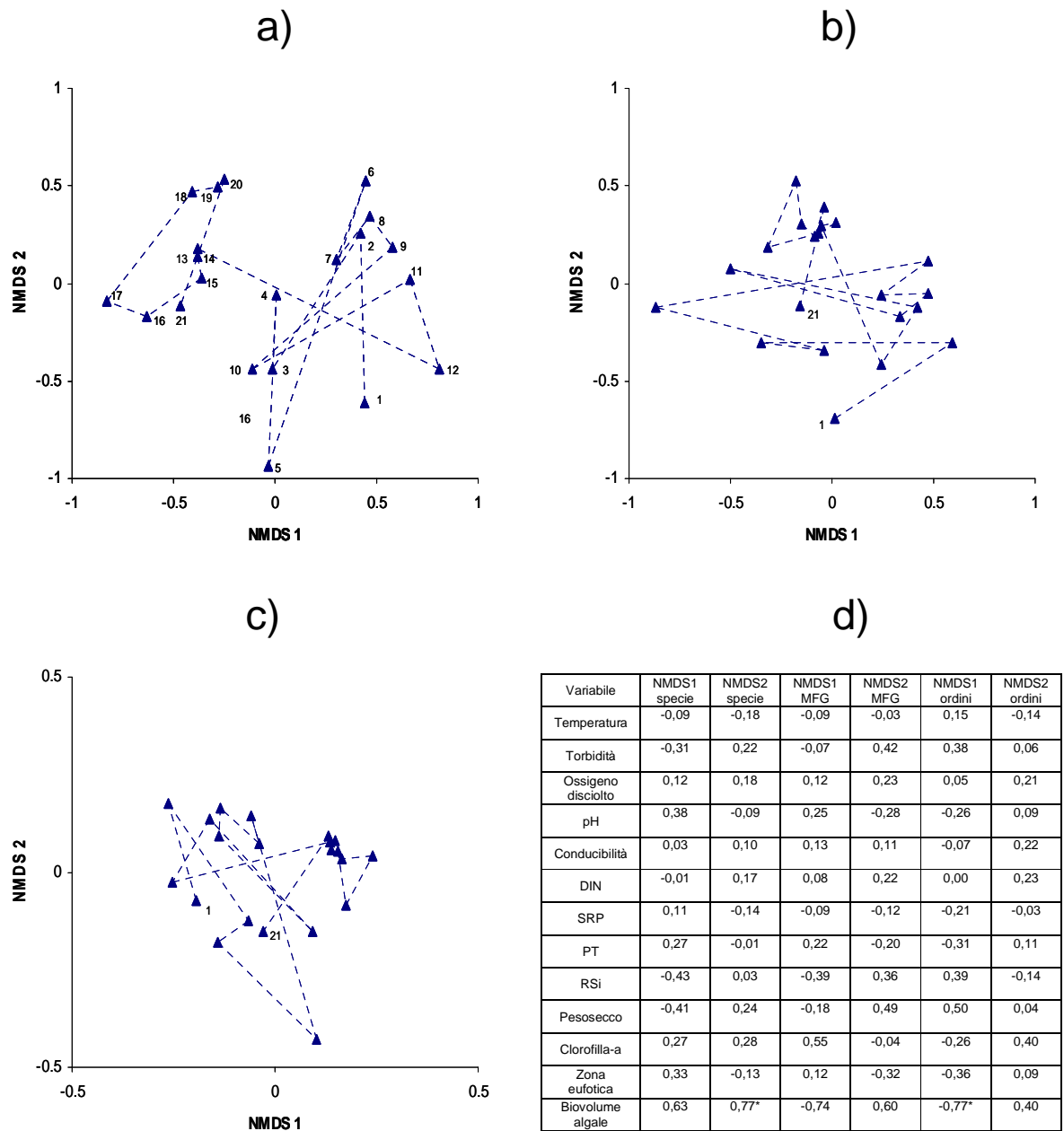


Figure 9.31 - Ordimento NMDS ottenuto utilizzando (a) le specie algali, (b) i gruppi morfofunzionali (MFG) e (c) gli ordini fitoplanctonici nella stazione di Pescantina. La tabella (d) riporta le correlazioni di Spearman tra le coordinate dei sei assi NMDS e le variabili ambientali.\*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ .

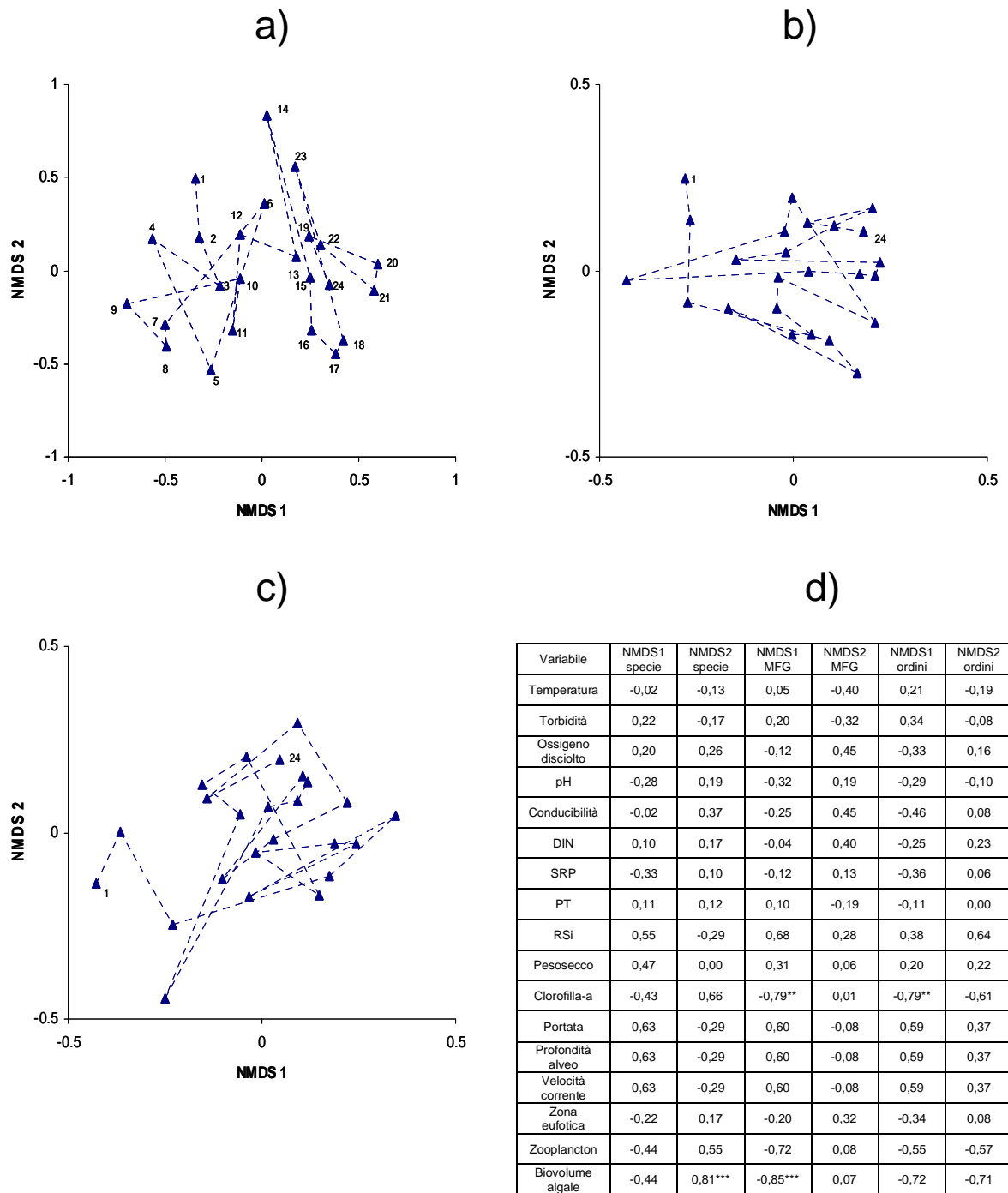


Figure. 9.32 - Ordinamento NMDS ottenuto utilizzando (a) le specie algali, (b) i gruppi morfofunzionali (MFG) e (c) gli ordini fitoplanctonici nella stazione di Boara Pisani. La tabella (d) riporta le correlazioni di Spearman tra le coordinate dei sei assi NMDS e le variabili ambientali. \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ .

**Tabella 9.3 - Correlazioni di Spearman tra le coordinate NMDS ottenute con le specie algali, gli ordini fitoplanctonici e i gruppi morfofunzionali (MFG) nelle cinque stazioni di ricerca. \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ .**

Stazione		Correlazione Spearman	
		Assi ordini	Assi MFG
Bolzano	Asse 1 fito	0,83***	0,83***
	Asse 2 fito	-0,74*	-0,79**
Cortina	Asse 1 fito	0,55	-0,58
	Asse 2 fito	0,59	-0,63
Besenello	Asse 1 fito	0,79**	0,89***
	Asse 2 fito	0,78**	0,81***
Pescantina	Asse 1 fito	-0,83***	-0,82***
	Asse 2 fito	0,52	0,60
Boara Pisani	Asse 1 fito	0,09	0,46
	Asse 2 fito	-0,41	0,47

**Tabella 9.4 - Correlazioni di Spearman tra gli assi delle NMDS effettuate e gli ordini fitoplanctonici nella stazione di Bolzano. \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ .**

Principali ordini algali	NMDS1 specie	NMDS2 specie	NMDS1 MFG	NMDS2 MFG	NMDS1 ordini	NMDS2 ordini
Oscillatoriales	-0,20	0,10	-0,27	-0,15	-0,25	-0,33
Chlorococcales	-0,74	-0,16	-0,70	-0,11	-0,65	-0,08
Ochromonadales	-0,67	-0,01	-0,53	-0,34	-0,57	-0,40
Pennales	-0,78*	-0,61	-0,95***	0,21	-0,95***	0,17
Centrales	-0,18	0,03	-0,19	-0,05	-0,27	-0,17
Cryptomonadales	-0,76	-0,06	-0,65	-0,25	-0,65	-0,32
altri	-0,19	-0,81**	-0,50	0,46	-0,57	0,44

**Tabella 9.5 - Correlazioni di Spearman tra gli assi delle NMDS effettuate e gli ordini fitoplanctonici nella stazione di Cortina all'Adige. \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ .**

Principali ordini algali	NMDS1 specie	NMDS2 specie	NMDS1 MFG	NMDS2 MFG	NMDS1 ordini	NMDS2 ordini
Oscillatoriales	0,33	0,51	-0,11	-0,61	0,13	0,76*
Chlorococcales	0,43	0,21	0,16	-0,12	-0,17	0,19
Ochromonadales	-0,17	-0,02	0,43	-0,06	-0,43	0,19
Pennales	-0,32	0,56	0,80***	-0,43	-0,80***	0,42
Centrales	-0,47	0,33	0,88***	-0,03	-0,92***	0,06
Cryptomonadales	0,53	0,23	-0,24	-0,59	0,23	0,71
altri	-0,09	0,40	0,37	-0,51	-0,38	0,48

**Tabella 9.6 - Correlazioni di Spearman tra gli assi delle NMDS effettuate e gli ordini fitoplanctonici nella stazione di Besenello. \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$**

Principali ordini algali	NMDS1 specie	NMDS2 specie	NMDS1 MFG	NMDS2 MFG	NMDS1 ordini	NMDS2 ordini
Oscillatoriales	0,77*	0,14	0,80***	0,21	0,71	0,36
Chlorococcales	0,78**	-0,13	0,88***	0,04	0,83***	0,20
Ochromonadales	-0,15	-0,08	0,02	-0,10	0,01	-0,02
Pennales	0,12	-0,79**	0,17	-0,85***	0,37	-0,82***
Centrales	-0,08	-0,50	-0,03	-0,71	0,11	-0,69
Cryptomonadales	0,79**	-0,08	0,80***	-0,04	0,78**	0,12
altri	-0,34	-0,49	-0,33	-0,50	-0,08	-0,64

**Tabella 9.7 - Correlazioni di Spearman tra gli assi delle NMDS effettuate e gli ordini fitoplanctonici nella stazione di Pescantina. \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$**

Principali ordini algali	NMDS1 specie	NMDS2 specie	NMDS1 MFG	NMDS2 MFG	NMDS1 ordini	NMDS2 ordini
Oscillatoriales	-0,51	0,53	-0,04	0,88***	0,69	0,37
Chlorococcales	-0,03	0,39	0,14	0,44	0,23	0,33
Ochromonadales	-0,10	0,14	0,19	0,18	0,01	0,20
Pennales	0,52	0,69	0,89***	-0,05	-0,42	0,82***
Centrales	0,77*	-0,15	0,50	-0,74	-0,82***	0,05
Cryptomonadales	-0,03	0,27	0,27	0,19	0,09	0,23
altri	0,70	0,16	0,72	-0,43	-0,68	0,55

**Tabella 9.8 - Correlazioni di Spearman tra gli assi delle NMDS effettuate e gli ordini fitoplanctonici nella stazione di Boara Pisani. \*\*\*  $p < 0,001$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$**

Principali ordini algali	NMDS1 specie	NMDS2 specie	NMDS1 MFG	NMDS2 MFG	NMDS1 ordini	NMDS2 ordini
Oscillatoriales	0,02	0,08	-0,33	0,06	0,11	-0,36
Chlorococcales	0,14	0,14	-0,20	-0,26	-0,14	-0,29
Ochromonadales	0,29	-0,13	0,11	0,03	0,07	0,24
Pennales	-0,51	0,57	-0,70	-0,17	-0,49	-0,76*
Centrales	0,02	0,78**	-0,76*	0,50	-0,91***	-0,40
Cryptomonadales	-0,03	0,24	-0,59	0,10	-0,39	-0,51
altri	-0,67	0,26	-0,54	-0,16	-0,47	-0,44

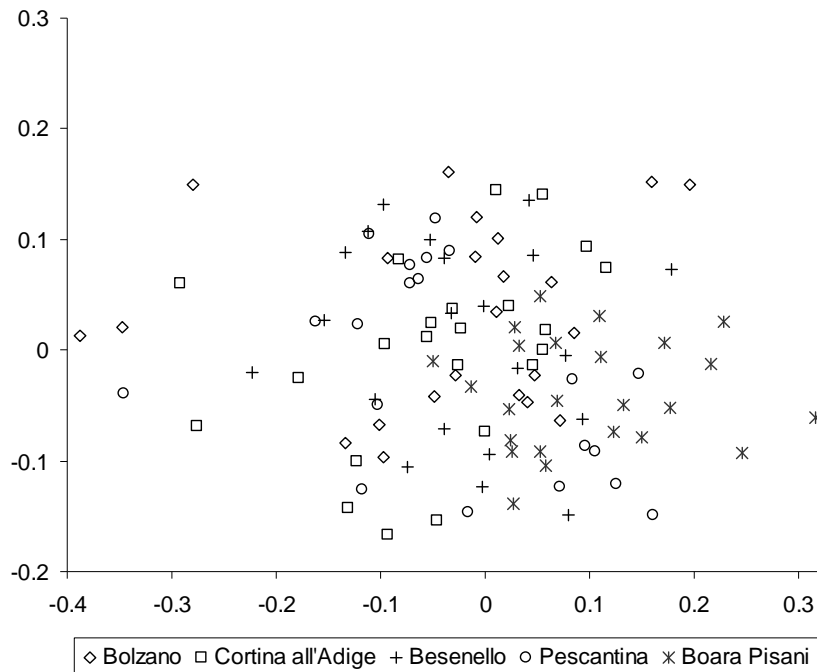
## 9.8 Analisi NMDS di tutte e cinque le stazioni

In questo paragrafo si riportano i risultati dell'NMDS ottenuta analizzando un'unica matrice fitoplanctonica contenente i dati delle comunità algali osservate nelle stazioni di Bolzano, Cortina all'Adige, Besenello Pescantina e Boara Pisani.

Come per l'NMDS applicata alle singole stazioni, sono stati esclusi dall'elaborazione i mesi nei quali le condizioni di morbida del fiume non hanno permesso lo sviluppo della comunità algale (sez. 9.6). L'NMDS è stata effettuata utilizzando i gruppi morfo-funzionali, gli ordini algali e le specie fitoplanctoniche. Le tre analisi hanno dato risultati simili, per questo motivo viene di seguito analizzata solo l'analisi effettuata con i gruppi morfofunzionali (Fig. 9.33). Dalla configurazione si può notare come i punti ottenuti per la stazione di Boara Pisani occupino un'area ben distinta rispetto ai punti ottenuti per le tre stazioni settentrionali e per Pescantina. Ciò conferma come la comunità fitoplanctonica delle stazioni di Bolzano, Cortina all'Adige e Besenello, seppur caratterizzate dall'immissione di importanti affluenti (per es. l'Isarco e Noce), presentino caratteristiche simili e, in generale, differenti rispetto alla struttura della comunità fitoplanctonica della stazione più meridionale. La stazione di Pescantina, pur trovandosi nella parte pianeggiante dell'Adige, a causa delle sue peculiari caratteristiche torrentizie dovute principalmente alla modificazione del regime idrologico per scopi idroelettrici, presenta una comunità fitoplanctonica confrontabile con la comunità algale osservata nelle stazioni settentrionali. Tutte le stazioni sembrano confermare l'esistenza di uno sviluppo caotico nell'evoluzione temporale della comunità, confermando quanto osservato nell'analisi delle singole stazioni (Fig. 9.28 - 9.32).

Al fine di studiare l'esistenza di possibili relazioni tra la struttura evidenziata dall'analisi NMDS e le variabili ambientali, è stata ottenuta un'ulteriore configurazione NMDS, ma senza l'inclusione di Pescantina per la quale, come ho già avuto modo di evidenziare, non sono disponibili i dati di tipo idrologico. A questo riguardo, la Fig. 9.34 riporta l'applicazione di un'analisi vector fitting (Oksanen 2005) in cui i vettori hanno una significatività pari almeno a  $p < 0,05$ . In dettaglio, si è osservato come il primo asse dell'NMDS sia correlato significativamente con il fosforo reattivo (SRP), la concentrazione di clorofilla-*a* e il biovolume algale ( $p < 0,001$ ). Il secondo asse dell'NMDS ha mostrato una correlazione negativa con la velocità della corrente ( $p < 0,001$ ), con la portata del fiume e l'altezza della colonna d'acqua ( $p < 0,01$ ) e con il peso secco ( $p < 0,05$ ) (Tab. 9.9).

Utilizzando tecniche di surface fitting (Oksanen 2005) è stato possibile verificare l'esistenza di possibili relazioni lineari tra l'ordinamento ottenuto con l'NMDS e le variabili ambientali. In questo caso è stata effettuata l'analisi utilizzando sia la portata che la velocità della corrente. I grafici sottolineano ulteriormente come l'ordinamento dei punti, ottenuto mediante l'NMDS elaborata con i dati dei gruppi morfo-funzionali, sia distribuito lungo un gradiente quasi lineare in relazione all'aumento di portata e velocità della corrente (Fig. 9.35-9.36).



**Figura 9.33 - Ordinamento NMDS ottenuto utilizzando i gruppi morfo-funzionali osservati nelle cinque stazioni di campionamento.**

**Tabella 9.9 - Correlazione di Spearman tra i due assi dell'NMDS (ottenuti utilizzando i gruppi morfo-funzionali) e le principali variabili ambientali. \*\*\* $p < 0,001$ ; \*\* $p < 0,01$ ; \* $p < 0,05$ .**

	NMDS1	NMDS2
Temperatura	0,15	-0,08
Torbidità (NTU)	0,17	-0,19
Ossigeno disciolto	-0,08	0,05
pH	0,33	0,09
Conducibilità	0,16	-0,06
DIN	0,21	-0,32
Fosforo reattivo	0,50***	-0,01
Fosforo totale	0,44**	-0,10
Silice reattiva	-0,38*	-0,30
Peso Secco	0,14	-0,39*
Clorofilla-a	0,65***	0,15
Portata	0,03	-0,41**
Zona eufotica	-0,17	0,19
Biovolume	0,68***	0,30
Velocità corrente	-0,01	-0,42***
Altezza colonna d'acqua	-0,31	0,40**

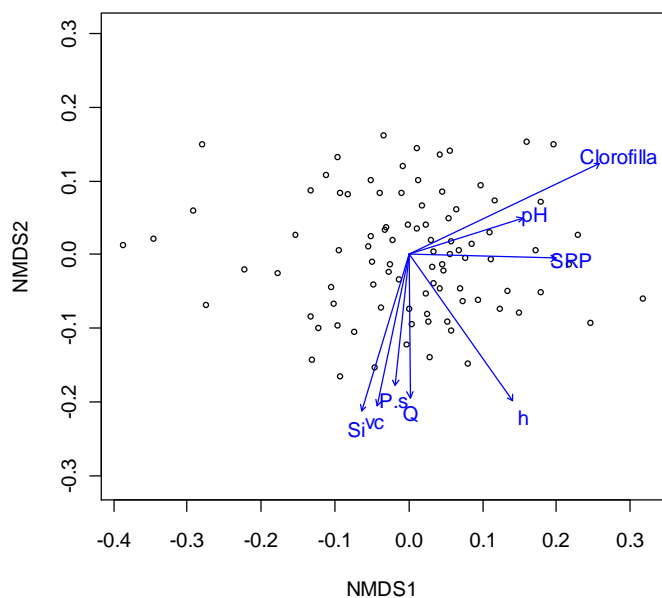


Figura 9.34 - Vector fitting: i vettori in figura hanno una significatività pari a  $p < 0,01$ . Clorofilla=clorofilla-*a*, SRP = fosforo reattivo, h= altezza della colonna d'acqua, Q=portata, P.s= peso secco, Vc=velocità della corrente , Si= silice reattiva, Biovolume=biovolume algale totale).

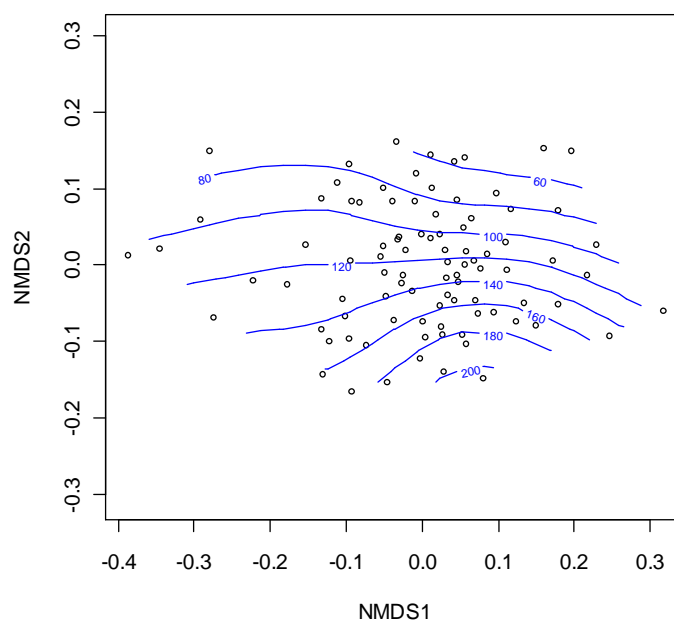
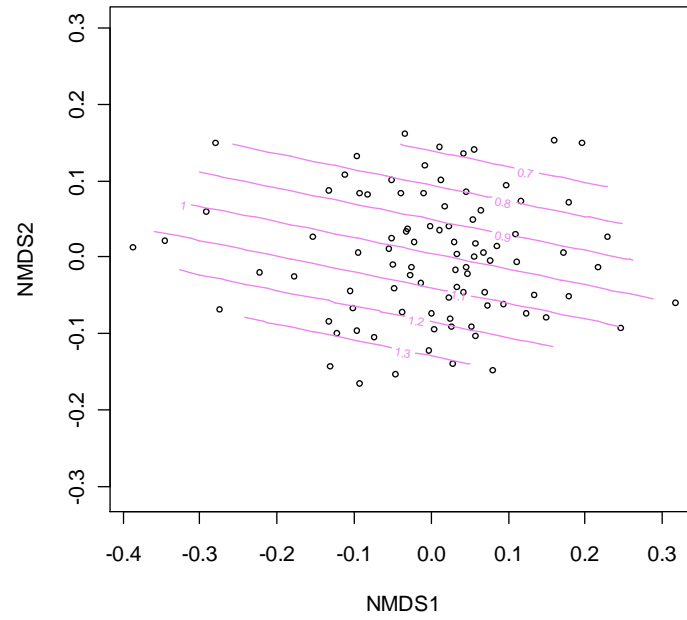


Figura 9.35 - Surface fitting ottenuto utilizzando l'NMDS elaborata con i gruppi morfo-funzionali e la portata del fiume.



**Figura 9.36 - Surface fitting ottenuto utilizzando la configurazione NMDS elaborata con i gruppi morfologici e la velocità della corrente del fiume.**

## 10. Discussione

### 10.1 Variabili fisiche

Lungo il tratto compreso tra Bolzano e Besenello si osserva un marcato incremento della portata, causato dall'immissione di importanti affluenti (Isarco, Noce e Avisio). È importante sottolineare come a Boara Pisani durante i mesi estivi la media della portata d'acqua sia spesso inferiore rispetto alla media delle stazioni di Cortina all'Adige e Besenello. Ciò è dovuto principalmente alla richiesta di abbondanti volumi d'acqua per impiego irriguo nelle province di Verona, Rovigo e Venezia (ca.  $120 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  nei periodi di maggior fabbisogno agricolo; Autorità di Bacino del Fiume Adige 2003). Un recente lavoro ha evidenziato che nei mesi tra maggio e settembre i volumi di acqua che transitano attualmente nella stazione di Boara Pisani presentano valori fino a oltre il 20% inferiori rispetto a quelli registrati nella stazione di Trento (Iob 2008).

L'aggravamento del problema dell'insufficiente carico idraulico estivo veicolato nel tratto terminale dell'Adige è diventato particolarmente evidente nel corso degli ultimi anni. Già nei primi mesi del 2007, a causa di una carenza nelle precipitazioni nevose e pluviali, nella sezione di Boara Pisani è stata registrata una riduzione di portata del 35% rispetto al 1996-2006, tale da determinare l'emanazione di diverse ordinanze finalizzate da una parte alla riduzione o mantenimento dei livelli di asporto di acqua per usi irrigui e dall'altra alla produzione, da parte delle centrali idroelettriche, di un volume aggiuntivo d'acqua idoneo a garantire un deflusso minimo atto a contrastare la risalita del cuneo salino alla foce del fiume (Rossi & Veltri 2007).

Essendo variabili strettamente correlate alla portata, le variazioni temporali della velocità della corrente e dell'altezza della lamina d'acqua osservate nei due anni del lavoro seguono modificazioni simili a quelle registrate per la portata. Esclusi rari casi osservati a Cortina all'Adige, la velocità della corrente registrata nelle quattro stazioni è sempre stata superiore a  $0,5 \text{ m s}^{-1}$ . Nel fiume Garonna (Francia sud-occidentale), Ameziane *et al.* (2003) dimostrarono come la crescita del potamoplancton potesse iniziare a subire limitazioni già a velocità di flusso fluviale superiori a  $0,5 \text{ m s}^{-1}$ .

La temperatura media annuale dell'acqua mostra un graduale aumento dalle stazioni settentrionali verso le stazioni meridionali. La media annuale (sui due anni) nella stazione di Boara Pisani ( $12,3 \text{ }^\circ\text{C}$ ) è comunque inferiore rispetto alle temperature medie annuali osservate nei tratti finali di altri grandi fiumi europei, come per esempio il Po (Rossetti *et al.* 2008), il Danubio (Kiss 1996) e la Mosa (Descy 1987), evidenziando come l'acqua del fiume Adige rimanga costantemente a temperature piuttosto basse e più simili a quelle registrate nei fiumi localizzati nel nord Europa (per esempio, nel il fiume Tamigi si registra una media annuale di  $11,5 \text{ }^\circ\text{C}$ ; Ruse & Hutchings 1996).

L'innalzamento della temperatura causa una diminuzione della concentrazione dell'ossigeno disciolto che nella maggior parte dei sistemi lotici è presente in quantità prossime alla saturazione. L'ossigeno disciolto presenta valori medi decrescenti da nord a sud, con un minimo nella stazione di Boara Pisani. La stazione di Pescantina si discosta da questo gradiente con una media annuale superiore rispetto anche alla stazione di Bolzano. Questo fatto potrebbe trovare spiegazione nella peculiarità di questo sito di campionamento, caratterizzato da una minore altezza della lamina d'acqua e quindi da un maggiore sviluppo di fitobenthos nei fondali che, ricevendo una quantità di luce tale da sostenere elevati processi

fotosintetici, aumenta le concentrazioni di O<sub>2</sub> in soluzione incrementando anche i valori di pH. Escluso il caso particolare di Pescantina dove, per il motivo appena discusso, il pH ha fatto registrare i valori medi annuali più alti, l'andamento di questa variabile fisica lungo l'asta fluviale mostra solo un lieve incremento dalle stazioni settentrionali verso la stazione di Boara Pisani.

L'aumento dei valori di conducibilità registrati lungo le cinque stazioni da nord verso sud è dovuto ad un arricchimento in minerali. In tutti i siti di campionamento, nei mesi tardo-primaverili si è osservata una diminuzione della conducibilità dovuta principalmente ad un effetto di diluizione giocato dagli alti volumi di acqua poco mineralizzata in arrivo dagli affluenti più settentrionali e derivata dallo scioglimento dei nevai e dalle acque piovane.

I valori medi della torbidità mostrano una diminuzione dalla stazione più settentrionale fino a Pescantina. Questo calo può essere determinato dalla deposizione dei materiali più grossolani man mano che il fiume scende verso valle. D'altra parte, nella stazione di Boara Pisani, l'elevata profondità dell'alveo unita alla presenza di limo sul fondo e ai moti turbolenti del fiume, può causare una risospensione del particolato disciolto, incrementando i valori medi di torbidità fino a valori superiori a quelli osservati a Pescantina e prossimi a quelli registrati nelle tre stazioni settentrionali. Nei mesi tardo-primaverili ed estivi sono stati osservati i maggiori valori medi di torbidità. In questi periodi di potenziale maggiore sviluppo vegetativo, la zona eufotica si riduce a meno di un metro di profondità. Analogamente, lungo le cinque stazioni, il peso secco mostra variazioni annuali simili a quelle osservate per la torbidità, con un gradiente longitudinale che diminuisce da Bolzano fino a Pescantina per poi aumentare lievemente di nuovo nella stazione di Boara Pisani. Anche in questo caso l'elevato trasporto solido durante i mesi estivi causa una drastica diminuzione della zona eufotica, sottolineando ulteriormente come nel periodo vegetativo il fiume Adige presenti caratteristiche poco favorevoli allo sviluppo algale.

Lungo il gradiente longitudinale si osserva un sostanziale arricchimento di azoto e fosforo dovuto principalmente al graduale aumento lungo il fiume di numerose zone adibite all'agricoltura ed alla coltivazione di piccoli frutti. In queste aree situate all'interno del bacino idrografico o confinanti direttamente con il corso d'acqua, il marcato utilizzo sia per la difesa delle piante da parassiti sia per la fertilizzazione dei campi di prodotti contenenti fosforo ed azoto determinano un significativo incremento della concentrazione di questi due elementi all'interno della colonna d'acqua. Per contro, la concentrazione di silice reattiva lungo l'asta del fiume Adige evidenzia una graduale diminuzione. Le stazioni settentrionali risultano arricchite di questo composto per l'apporto naturale da parte degli affluenti provenienti dai sottobacini a substrato roccioso siliceo. La diminuzione della concentrazione di Si verso sud potrebbe essere connessa con l'utilizzo da parte delle diatomee di questo importante elemento costitutivo delle pareti silicee.

## **10.2 Fattori implicati nel controllo dello sviluppo della biomassa algale nell'Adige**

Le concentrazioni di fosforo, azoto e silice non sembrano costituire importanti elementi limitanti la crescita algale nell'Adige. Il fosforo totale è sempre stato rilevato con concentrazioni molto al di sopra del limite che potenzialmente può iniziare a limitare la crescita algale (per esempio,  $\leq 10 \mu\text{g P l}^{-1}$  per le piccole diatomee centriche, uno dei gruppi più abbondanti dell'Adige; Van Donk & Kilham 1990). Tuttavia, considerando alcuni valori di fosforo reattivo misurati nelle stazioni settentrionali ( $< 5 \mu\text{g P l}^{-1}$ ), occasionali limitazioni da P non possono essere escluse nella parte alta del fiume. D'altra parte, come dimostrato da

Reynolds (2006), la concentrazione di fosforo reattivo al di sotto della quale la crescita del fitoplancton potrebbe iniziare ad esser limitata si aggira intorno a  $3 \mu\text{g P l}^{-1}$ .

Situazioni di azoto limitazione possono essere considerate improbabili. La crescita fitoplanctonica può iniziare a mostrare uno stress da limitazione di nutrienti per concentrazioni di azoto disciolto inferiori a circa  $0,1 \text{ mg N l}^{-1}$  (Reynolds 2006). Questo limite è circa 5 volte inferiore rispetto alle concentrazioni minime rilevate nelle cinque stazioni.

Durante i mesi più favorevoli allo sviluppo algale, ed in presenza di relativa calma idrologica, la variazione della concentrazione di silice a Boara Pisani potrebbe essere controllata dallo sviluppo di diatomee. In particolare, nel campionamento effettuato nell'agosto 2007 si è notato come la diminuzione della concentrazione di silice sia coincisa con il massimo sviluppo di *Cyclotella* spp; ciononostante, in tale occasione la concentrazione di silice reattiva non è comunque scesa al di sotto di  $1,1 \text{ mg Si l}^{-1}$ . Per contro, l'assenza di una relazione negativa tra diatomee e silice nelle restanti stazioni riflette l'assenza di una fase caratterizzata da un preponderante sviluppo di diatomee, sottolineando inoltre una maggiore disponibilità di questo nutriente algale nelle stazioni settentrionali dovuto principalmente al naturale apporto di silice da parte degli affluenti provenienti dai sottobacini a substrato roccioso siliceo. Tenendo in considerazione che la concentrazione di silice in grado di innescare situazioni limitanti per la crescita algale è minore di  $0,5-0,1 \text{ mg Si l}^{-1}$  (Reynolds 2006) e che la concentrazione di Si in tutte e cinque le stazioni non è mai scesa al di sotto di  $1 \text{ mg Si l}^{-1}$  (con l'esclusione di un raro caso a Pescantina), si può affermare che le concentrazioni di questo nutriente algale non costituiscono un elemento limitante per la crescita delle diatomee dell'Adige.

Le elevate concentrazioni di peso secco sono per lo più dovute al trasporto di materiale inorganico sospeso. Come già evidenziato in precedenti lavori (Salmaso & Braioni 2007), la frazione organica del peso secco non ha mai presentato una correlazione positiva con la biomassa fitoplanctonica. Al contrario, la biomassa fitoplanctonica mostra una correlazione negativa con le portate idrauliche, evidenziando come una quota di sostanza organica presente nel fiume sia costituita anche da una consistente frazione alloctona che diviene particolarmente importante nei momenti di elevato flusso idraulico nella zona settentrionale del fiume.

La portata del fiume e le variabili ad essa connesse (torbidità dell'acqua e, in parte, solidi sospesi) hanno avuto un impatto fortemente negativo sullo sviluppo della biomassa fitoplanctonica, particolarmente nei periodi favorevoli per la crescita algale, e cioè quelli primaverili ed estivi, quando sono migliori le condizioni di temperatura ed illuminazione. I picchi di biomassa algale nella stazione di Boara Pisani sono stati determinati da una favorevole combinazione di temperature medio-alte, basso flusso idraulico e migliori condizioni di illuminazione (con minore torbidità e quantità di solidi sospesi). Nelle stazioni settentrionali le maggiori biomasse fitoplanctoniche sono state osservate sempre in condizioni di bassa portata idraulica. Considerato che la comunità diatomica in questi campioni ha presentato dominanza pressoché esclusiva di pennate appartenenti a *Cymbella* spp. e *Diatoma vulgare* e *ehrenbergii*, è ipotizzabile che a questi picchi possano avere contribuito anche sostanziali frazioni algali perfitiche, soprattutto epilittiche e meroplanctoniche. Per converso, pur in presenza di condizioni ottimali di crescita, il crollo della comunità o il mantenimento di modestissime popolazioni fitoplanctoniche è sempre avvenuto in condizioni di elevate portate idrauliche, associate ad un peggioramento del regime di illuminazione della colonna d'acqua. In dettaglio, i picchi di clorofilla-*a* registrati nella stazione di Bolzano nell'aprile 2007 e in maggio 2008, caratterizzati in entrambi i casi dalla presenza di acqua fredda (ca.  $11^{\circ}\text{C}$  e  $13^{\circ}\text{C}$ ,

rispettivamente) e relativa calma idrologica, sono stati causati principalmente da un preponderante sviluppo di *Diatoma vulgare* e *Diatoma ehrenbergii*, specie tipicamente bentoniche, sottolineando ulteriormente come in questo sito di campionamento il fitoplancton presente nella colonna d'acqua sia principalmente di origine meroplanctonica o ticoplanctonica.

Nei periodi di maggiore sviluppo, nel basso corso del fiume la comunità è dominata da piccole diatomee centriche. Ciò è in accordo con le osservazioni che hanno associato lo sviluppo di specie a crescita rapida (*r*-selezionate; specie opportunistiche, *C* o *CR* strategists; Reynolds 2006) a condizioni di maggior disturbo ambientale causato da maggiori portate e maggiori torbidità. La presenza delle pennate nei periodi più favorevoli allo sviluppo algale indica comunque una maggiore crescita anche per questo gruppo di diatomee, siano esse più o meno attaccate ai substrati. Come messo in evidenza da Reynolds e Glaister (1993), una distinzione netta tra alghe perfitiche e planctoniche non è sempre possibile, perché molte specie non sono necessariamente legate ad unico tipo di matrice ambientale.

La portata del fiume, e le variabili ad essa connesse (torbidità dell'acqua e, in parte, solidi sospesi), hanno avuto un impatto fortemente negativo sullo sviluppo della biomassa fitoplanctonica, particolarmente nei periodi favorevoli per la crescita algale, e cioè quelli primaverili ed estivi, dove migliori sono le condizioni di temperatura ed illuminazione. Nelle cinque stazioni della ricerca, i picchi di biomassa algale sono stati determinati da una favorevole combinazione di temperature medio-alte, basso flusso idraulico e migliori condizioni di illuminazione (con minore torbidità e quantità di solidi sospesi). Nelle prime quattro stazioni, considerato che la comunità diatomica ha presentato dominanza pressoché esclusiva di pennate appartenenti a *Cymbella* e *Diatoma*, è ipotizzabile che a questi picchi possano avere contribuito anche sostanziali frazioni algali perfitiche, soprattutto epilittiche e meroplanctoniche, considerata anche la natura delle stazioni. Per converso, pur in presenza di condizioni ottimali di crescita, il crollo della comunità o il mantenimento di modestissime popolazioni fitoplanctoniche è sempre avvenuto in condizioni di elevate portate idrauliche, associate ad un peggioramento del regime di illuminazione della colonna d'acqua. Sulla base delle osservazioni disponibili, i limiti di portata idraulica critica, al di sotto dei quali la biomassa algale può iniziare a crescere più velocemente, possono essere fissati a circa  $100 \text{ m}^3 \text{ sec}^{-1}$  (Fig 10.1).

Il maggiore afflusso idrico ha effetti negativi sullo sviluppo algale sia perché ha un effetto diretto di diluizione sia perché non permette alle alghe planctoniche di avere tempo sufficiente per aumentare la loro biomassa mentre le popolazioni si spostano verso valle. Le misure di crescita effettuate in laboratorio e le stime di crescita sul campo forniscono valori, per le tipiche componenti planctoniche dell'Adige (piccole diatomee centriche), variabili tra 2-3, e 0,4-0,5 raddoppi al giorno (Costello & Chisholm 1981; Popovich & Gayoso 1999; Ietswaart *et al.* 1999). Assumendo velocità di crescita dello stesso ordine di grandezza (0,5 e 2,0 raddoppi al giorno), Salmaso e Braioni (2007) calcolarono come le piccole centriche dell'Adige potessero raddoppiare le loro abbondanze, in condizioni di basso flusso ( $0,6 \text{ m s}^{-1}$ ), ogni 104 e 26 km, rispettivamente. Queste distanze ovviamente aumentano all'aumentare del flusso. Utilizzando queste stime, e considerando che l'Adige assume caratteristiche simili a quelle di un grande fiume di pianura solo dopo la città di Verona a ca.150 km dalla foce, in presenza delle migliori condizioni favorevoli alla crescita algale questi organismi sarebbero in grado di replicarsi solo 4-5 volte prima di raggiungere il mare. In dettaglio, se si assume un valore medio di duplicazione al giorno pari a 1,5 raddoppi e si tiene in considerazione che in questo tratto finale del fiume la velocità media della corrente osservata è stata pari a  $1,03 \text{ m s}^{-1}$

(media calcolata nella stazione di Boara Pisani da marzo 2007 a febbraio 2009), in condizioni ottimali per la crescita algale, le piccole diatomee centriche osservate a Verona riuscirebbero a duplicarsi solo poco più di una volta e mezza prima di raggiungere il mare.

I picchi di clorofilla-*a* rilevati nelle cinque stazioni (max ca. 16  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) sono oltre un ordine di grandezza inferiori rispetto ai massimi rilevati in molti altri fiumi europei, p. es. Tamigi (150-285  $\mu\text{g l}^{-1}$ ; Ruse & Hutchings 1996; Young *et al.* 1999), Elba (263  $\mu\text{g l}^{-1}$ ; Desortová *et al.* 1996), e Mosa (>160  $\mu\text{g l}^{-1}$ ; Gosselain *et al.* 1998a). Questa situazione era già stata messa in evidenza con i dati rilevati una decina d'anni fa, quando Salmaso e Braioni (2007) rilevarono nel basso corso del fiume concentrazioni di clorofilla-*a* comprese tra 23 e 31  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Negli esempi di fiumi europei riportati poco sopra, le acque presentano tuttavia anche maggiori concentrazioni di fosforo rispetto all'Adige (con medie annuali comprese tra 150  $\mu\text{g P l}^{-1}$  e oltre 1000  $\mu\text{g P l}^{-1}$ ). Queste considerazioni sembrano essere in accordo con i risultati riportati in diversi lavori recenti, nei quali è stata messa in evidenza l'esistenza di una stretta dipendenza delle concentrazioni di clorofilla-*a* dalle concentrazioni di nutrienti, in particolare con il fosforo totale (Basu & Pick 1996; Van Nieuwenhuysse & Jones 1996; Heiskary & Markus 2001; Chételat *et al.* 2006). D'altra parte, anche prendendo in considerazione i modelli che più facilmente possono essere utilizzati per un confronto con i dati rilevati in questo lavoro, emergono alcune discrepanze significative tra l'Adige e gli altri fiumi. Per esempio, in due lavori pubblicati da Basu e Pick (1996) e Van Nieuwenhuysse e Jones (1996), si trovano delle relazioni significative e del tutto confrontabili tra le medie di clorofilla-*a* e TP misurate nel periodo vegetativo (generalmente tra maggio e settembre). Tuttavia, se questi modelli vengono utilizzati per stimare le biomasse algali dell'Adige a partire dalle concentrazioni medie di TP calcolate per il periodo maggio-settembre (84 e 80  $\mu\text{g P l}^{-1}$  a Boara Pisani e nelle altre quattro stazioni della ricerca), si ottengono risultati che sono decisamente più alti (tra 13,9-13,7 e 12,9-13,1  $\mu\text{g l}^{-1}$  rispettivamente a Boara Pisani e nelle alte quattro stazioni della ricerca) rispetto a quelli calcolati su base sperimentale (2,3 e 1,7  $\mu\text{g l}^{-1}$  a Boara Pisani e nelle alte quattro stazioni della ricerca) (Fig. 10.2).

Queste differenze mettono in evidenza l'esistenza di altri fattori in grado di controllare lo sviluppo algale nell'Adige. Uno di questi potrebbe essere costituito dall'elevata velocità di corrente che sembra costituire un tratto caratteristico di questo fiume. Come già accennato in precedenza, nella Garonna Améziane *et al.* (2003) misurarono, nonostante condizioni di assenza di limitazione da nutrienti, concentrazioni di clorofilla-*a* variabili tra < 5  $\mu\text{g l}^{-1}$  fino a circa 20  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Essi evidenziarono come velocità di flusso fluviale attorno a 0,5  $\text{m s}^{-1}$  potessero approssimare la velocità al di sopra della quale potesse iniziare ad essere limitato lo sviluppo di potamoplankton pelagico.

Oltre ad impedire lo sviluppo del fitoplancton, le limitazioni idrologiche si riflettono anche sullo sviluppo dei singoli gruppi algali. Se confrontiamo i risultati ottenuti in diversi altri fiumi (Chételat *et al.* 2006), nelle stazioni settentrionali il contributo dei diversi gruppi, escluse le diatomee, risulta molto basso, quasi del tutto assente. Analogamente, questo fenomeno si verifica anche nella stazione di Boara Pisani dove però le biomasse osservate per i gruppi delle Cryptophyceae e delle Chloroficeae appaiono leggermente più abbondanti rispetto a quelle osservate nelle stazioni settentrionali; Fig. 10.3a,b,c). Le uniche alghe in grado di sopravvivere in fiumi in cui si ha un sostanziale incremento di portata sono le pennate meroplantoniche e le diatomee ticoplanctoniche che crescono principalmente nelle cosiddette *dead zone* (Reynolds 1996) che svolgono sia funzione di riparo sia funzione di inoculo.

Come è stato osservato in diversi studi (per esempio Reynolds & Descy 1996), escluse le diatomee, un significativo incremento del "vero" potamoplankton è stato dimostrato solo

nelle zone finali dei grandi fiumi. Le piccole alghe centriche sono specie opportunistiche a strategia *r* e con un alto rapporto superficie-volume, caratteristica che le rende buone competitori in termini di sfruttamento delle risorse e velocità di colonizzazione.

In assenza di un controllo sullo sviluppo di fitoplancton operato dalle variabili idrauliche, la concentrazione del fosforo totale misurata nel fiume Adige, potrebbe innescare un marcato sviluppo di alghe caratteristiche di ambienti eutrofizzati, in modo particolare potrebbe avviare lo sviluppo di specie dannose alla salute umana appartenenti soprattutto al gruppo dei cianobatteri (Downing *et al.* 2001; Jeppesen *et al.* 2005). Nei fiumi australiani condizioni con elevate concentrazioni di nutrienti associati ad una stabilità della colonna dell'acqua sono determinanti per lo sviluppo di numerose popolazioni di cianobatteri (Mitrovic *et al.* 2001). In fiumi dove sono presenti importanti sbarramenti che fermano l'acqua e creano una sorta di bacino lacustre artificiale, si è osservato che il passaggio tra un ambiente dominato da *Anabaena* spp. ad un ambiente dominato dalle diatomee centriche è dovuto principalmente alla presenza o assenza della stratificazione termica. La stratificazione termica è essenzialmente possibile solo in presenza di lunghi periodi caratterizzati da basse portate (Sherman *et al.* 1998) e non è mai stata osservata lungo gli sbarramenti del fiume Adige.

L'effetto del flusso idraulico nell'Adige non si manifesta negativamente solo sul fitoplancton, ma anche sullo zooplancton. I dati recenti su questa componente confermano appieno quanto rilevato nel corso dell'indagine condotta nel 1997-98 (Salmaso & Braioni 2007), e cioè la presenza di una comunità zooplanctonica caratterizzata da abbondanze estremamente basse e mai tali da suggerire un ruolo importante svolto dal grazing nel controllo delle popolazioni fitoplanctoniche. Il controllo della biomassa fitoplanctonica attraverso il grazing dello zooplancton è stato osservato in alcuni grandi fiumi europei solo in periodi brevi durante la stagione vegetativa ed in concomitanza con condizioni di bassa portata (Garnier *et al.* 1995; Gosselain & Descy 1998). In particolare, le caratteristiche idrologiche naturali del Fiume Adige, con periodi di morbida in estate, periodo proprio in cui sul fiume Po in magra la biocenosi dei rotiferi raggiungono le più elevate densità (Rossetti *et al.* 2008), e di piene improvvise in autunno, in cui solitamente compaiono fioriture di rotiferi, rappresentano di per sé condizioni non ottimali allo sviluppo del microzooplancton, che quindi solo nella fase primaverile incontra condizioni idonee. Le forti e periodiche variazioni di portata, la rettificazione e artificializzazione delle aree riparie intra-argine riducono, inoltre, i siti più adatti allo sviluppo dinamico e riproduttivo delle specie. Di conseguenza il popolamento zooplanctonico risulta drasticamente ridotto rispetto a quello del Po e meno significativa è la componente tipicamente planctonica.

L'apparente caos nello sviluppo temporale della comunità fitoplanctonica e l'assenza di una comunità algale ben strutturata sono causati principalmente dalle variabili idrologiche (portata, velocità della corrente ed altezza della lamina d'acqua). Successioni stagionali più regolari della comunità fitoplanctonica sono state documentate in fiumi dove i periodi di maggiore portata si verificano durante la stagione invernale e quindi nel periodo meno favorevole allo sviluppo algale. Per esempio, nel fiume Trent (Inghilterra) Skidmore *et al.* (1998) trovarono una successione regolare dello sviluppo della biomassa fitoplanctonica in presenza di lunghi periodi di bassa portata e di alta disponibilità di luce. In questi periodi (primavera ed inizio estate) fu osservata la presenza di un alto numero di organismi planctonici e di una comunità algale ben strutturata. Con la fine dell'estate, e sempre in presenza di condizioni di bassa portata, la drastica diminuzione della comunità fitoplanctonica fu messa in relazione con la sedimentazione delle alghe e con l'attività di grazing determinata sia dallo zooplancton sia dai filtratori bentonici.

In ambienti come i laghi profondi, Salmaso e Padisak (2007) dimostrarono che l'esistenza di una comunità algale ben strutturata, unita alla presenza di fattori ambientali meno esposti a repentine variazioni, è un'importante chiave per lo sviluppo di una regolare successione della comunità fitoplanctonica. In questi ambienti le variabili ambientali presentano un alto grado di correlazione con la maggior parte dei gruppi algali che condividono simili fabbisogni e vivono dentro determinati *range* ambientali (per esempio la temperatura dell'acqua), mettendo in evidenza come le specie possano essere selezionate da questi fattori (Salmaso 2003). Cicli irregolari di successione algale sono stati osservati in laghi meno profondi ed in presenza di repentine variazioni dello status ambientale come, per esempio, un rapido riempimento di un corpo lacustre che è causa di una drastica riduzione della comunità fitoplanctonica (Moccia *et al.* 2000). In questi casi, come dimostrato anche per il fiume Adige, i fattori che possono determinare una successione regolare nel tempo della comunità fitoplanctonica (come, per esempio, la variazione della radiazione solare, la presenza o l'assenza di una stratificazione termica, la disponibilità di nutrienti algali ed il grazing dello zooplancton) diventano variabili meno importanti nel controllo dello sviluppo stagionale del fitoplancton, mentre assumono grande importanza altre variabili - nel caso dell'Adige soprattutto variabili idrauliche.

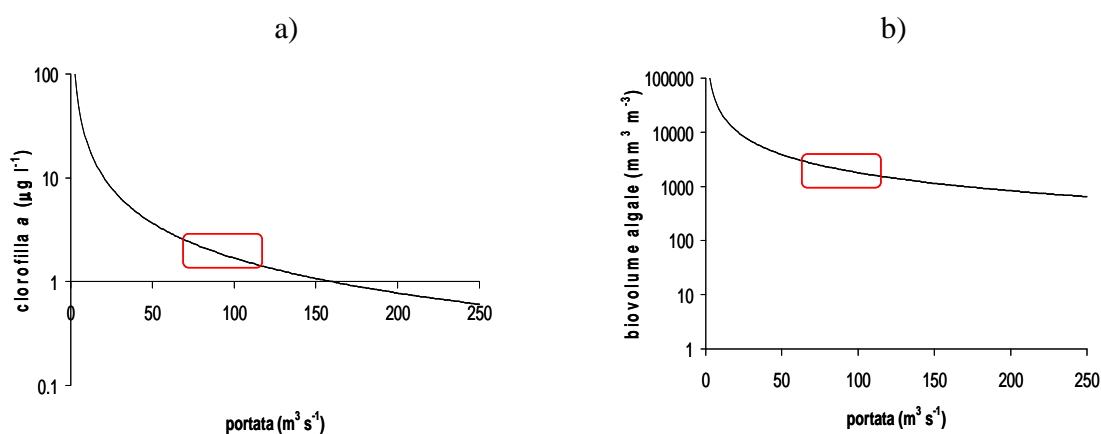


Figura 10.1 - Relazione tra a) clorofilla-*a* e portata, e b) biovolume algale e portata del fiume a Boara Pisani. Portate prossime ai  $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  possono essere considerate il limite sopra il quale lo sviluppo fitoplanctonico è fortemente inibito.

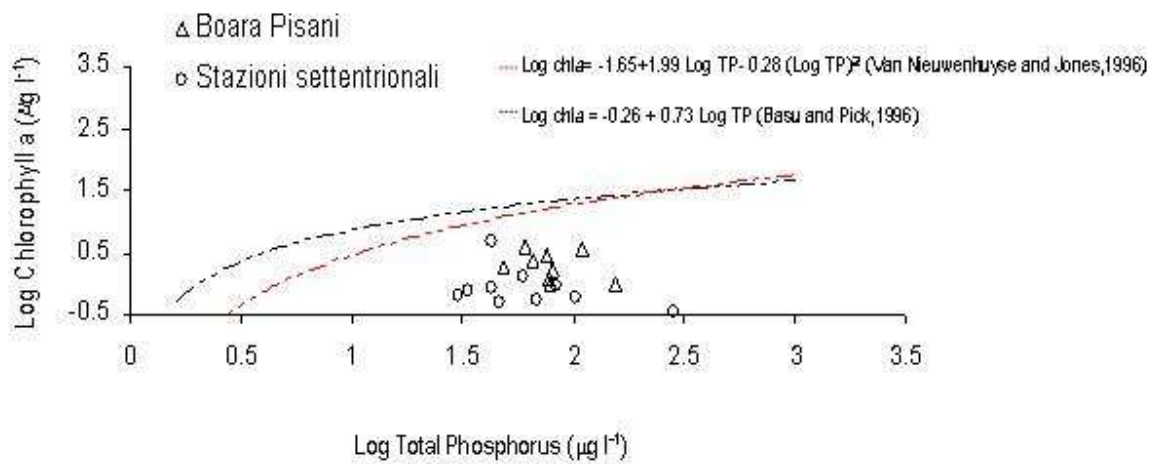


Figura 10.2 - Relazione tra clorofilla-*a* e fosforo totale in diversi fiumi temperati. I dati sono stati raccolti nel periodo vegetativo (maggio-settembre). Viene messa in risalto la peculiarità del fiume Adige che si colloca all'estremo dei due modelli.

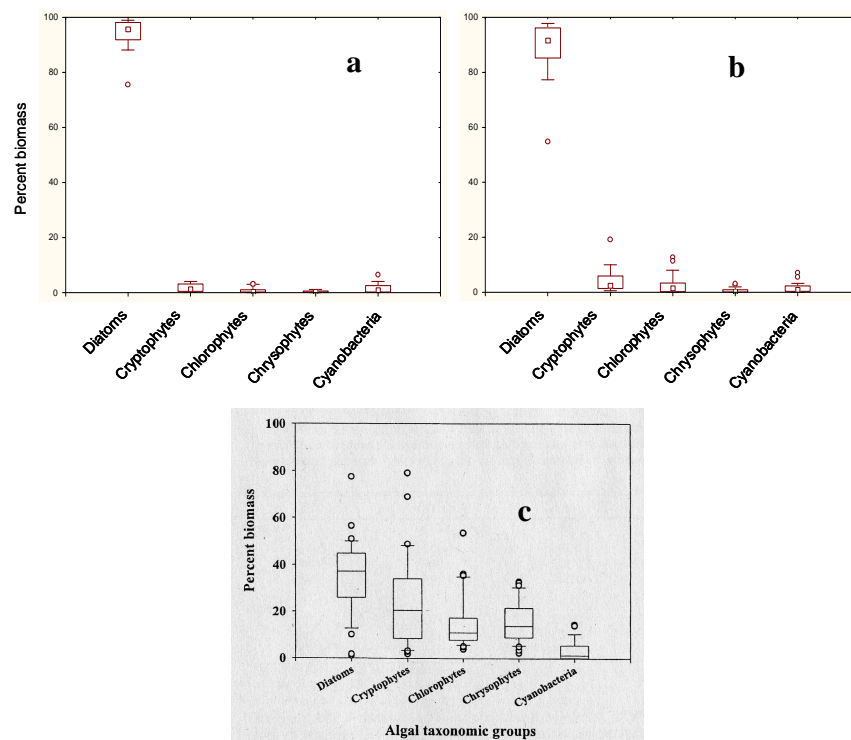


Figura 10.3 - Box plots della percentuale di biomassa suddivisa nei principali gruppi algali osservati in a) media biomassa osservata nelle stazioni di Bolzano, Cortina all'Adige, Besenello e Pescantina b) nella stazione di Boara Pisani e c) in 31 fiumi in Ontario e nel Quebec occidentale durante i periodi vegetativi. La linea centrale di ogni box è la mediana, l'estremità dei box rappresentano il 25th e 75th percentile, e le barre rappresentano l'intervallo compreso tra il 10th e il 90th percentile.

## 11. Conclusioni

I recenti studi ecologici sul fiume Adige hanno contribuito a mettere in evidenza l'importanza dell'effetto delle variazioni del regime idraulico sulle comunità biotiche a differenti scale temporali e spaziali. La costruzione di dighe, soprattutto a partire dagli anni '50, rappresenta uno dei principali elementi di alterazione della funzionalità del reticolo idrografico. L'improvviso rilascio di consistenti quantità di acqua turbinata dalle centrali idroelettriche costituisce un serio elemento di disturbo alla funzionalità delle comunità bentoniche.

Lungo il gradiente longitudinale del fiume, particolarmente interessante è risultata la stazione di Pescantina. Posta a valle dello sbarramento di Ala da cui parte il canale Biffis (portata media annuale ca.  $135 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ; Autorità di Bacino del Fiume Adige 2003), essa mostra valori medi dei parametri spesso al di fuori dell'andamento generale lungo l'asta del fiume, proprio per il fatto che presenta una portata ridotta e fondali bassi sui quali si sviluppa, in condizioni di non eccessiva torbidità, una ricca flora bentonica costituita essenzialmente da diatomee in grado di influenzare significativamente le concentrazioni delle variabili legate ai processi fotosintetici (ossigeno disciolto e pH).

Le concentrazioni di azoto, fosforo e silice sono, esclusi rari casi, sufficientemente elevate da non risultare mai limitanti per la crescita del fitoplancton. Le basse densità di organismi zooplanctonici sembrerebbero indicare l'assenza di un controllo top down della comunità fitoplanctonica. Analogamente, l'assenza di organismi bentonici filtratori esclude qualsiasi tipo di controllo top down operato da quest'ultimi sullo sviluppo del fitoplancton.

Le peculiari caratteristiche morfologiche del fiume Adige, caratterizzato da lunghe sponde rettificate e quindi dall'assenza di zone riparie o *dead zone* che rappresentano importanti aree di inoculo o di riparo durante le piene, sono un importante fattore morfologico che non permette di incrementare la concentrazione di biomassa fitoplanctonica all'interno del corso d'acqua.

Gli elevati valori di biomassa algale (clorofilla-*a* e biovolume algale) rilevati in primavera e inizio autunno (fine settembre) sembrano essere legati non solo alla normale evoluzione del popolamento fitoplanctonico (caratterizzato generalmente da incremento primaverile e da picchi all'inizio dell'autunno), ma anche a una particolare condizione di relativa calma idrologica necessaria per il mantenimento e la crescita di una stabile e vitale comunità. Nelle stazioni settentrionali occasionali incrementi della biomassa algale durante il periodo primaverile sono stati causati principalmente dal distacco dai substrati di specie appartenenti all'ordine delle diatomee pennate. A conferma di queste considerazioni, il crollo dei valori di biomassa algale a partire dal mese di maggio coincide con l'inizio di un periodo caratterizzato da aumentati afflussi e da una spiccata variabilità dei livelli del fiume. L'aumento di portata del fiume causa un effetto di diluizione delle alghe e contemporaneamente una diminuzione della zona eufotica. In queste condizioni, nella stazione pianiziale durante il periodo più favorevole per la crescita algale le specie più abbonanti appartengono all'ordine delle diatomee centriche, con un basso contributo di tutti gli altri ordini algali. Per contro, le specie algali dominanti, nelle stazioni settentrionali e a Pescantina durante l'intero periodo di studio, sono costituite da organismi appartenenti all'ordine delle pennate di origine meroplanctonica e ticoplanctonica, mentre tutti gli altri gruppi sono risultati pressoché assenti.

Durante i periodi di minor afflusso idraulico le evidenze finora raccolte hanno permesso di verificare un moderato aumento di biomassa fitoplanctonica. Tale aumento può

divenire particolarmente critico nei momenti maggiormente favorevoli alla crescita del fitoplancton, e cioè nel corso dei mesi primaverili ed estivi. In un futuro che vede come probabile un'ulteriore diminuzione della disponibilità idrica nelle regioni sudalpine (Bates *et al.* 2008), sarà possibile attendersi un concomitante aumento delle biomasse algali associate, con molta probabilità, all'instaurarsi di condizioni maggiormente favorevoli anche allo sviluppo di altri gruppi algali con caratteristiche meno desiderabili (per esempio cianobatteri) rispetto ai gruppi attualmente dominanti. Il ruolo svolto dall'utilizzo dell'acqua fluviale a scopo irriguo costituisce, assieme ai fattori climatici, un altro elemento estremamente importante nel controllo della disponibilità della risorsa idrica, specialmente nel tratto padano, maggiormente interessato dai prelievi. Come già discusso in precedenza, nei mesi tra maggio e settembre, i volumi di acqua che transitano attualmente nella stazione di Boara Pisani presentano, infatti, valori fino a oltre il 20% inferiori rispetto a quelli transitati nel tratto settentrionale (idrometro di Trento; Iob 2008).

La diminuzione della portata del fiume Adige, che potrebbe innescare fenomeni di bloom algali, deve essere presa in seria considerazione anche alla luce di quello che è stato dimostrato in un recente lavoro pubblicato da Salmaso e collaboratori (2009) in cui è stata stimata- durante gli ultimi 80 anni- una diminuzione annuale della portata pari a circa  $1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ anno}^{-1}$ .

La portata e le variabili ad essa connesse sono inoltre la causa dell'apparente "caos" nello sviluppo stagionale della comunità fitoplanctonica. Rapidi cambiamenti idraulici sono il motivo dell'assenza di una ricca e ben strutturata comunità fitoplanctonica.

In conclusione, si può affermare che la bassa concentrazione della biomassa fitoplanctonica è dovuta principalmente al particolare regime alpino del fiume Adige, caratterizzato da elevate portate nei periodi più favorevoli allo sviluppo algale. Ciò contrasta ampiamente con quanto accade invece nei principali fiumi europei dove i periodi di bassa portata coincidono con gli intervalli di tempo compresi tra fine primavera ed estate. Questo aspetto evidenzia come sia importante prendere in considerazione, nella valutazione dello stato "trofico" di un fiume, anche le sue caratteristiche idrografiche, studiando dettagliatamente la morfologia del corso d'acqua, individuando l'eventuale presenza di zone riparie in grado di favorire lo sviluppo fitoplanctonico e, infine, valutando il ruolo svolto dalla presenza di eventuali sbarramenti lungo l'asta del fiume nell'innescare di bloom algali destinati a peggiorare inevitabilmente la qualità dell'acqua.

Come verrà dimostrato nella sezione 12, le variabili forzanti che determinano lo sviluppo di biomassa fitoplanctonica a scala quindicinale sono in grado di controllare anche lo sviluppo del potamoplancton a scala giornaliera.

## 12. Variazioni della comunità fitoplanctonica su scale temporali giornaliere

Il presente lavoro è stato effettuato per verificare l'affidabilità dei risultati ottenuti nei due anni del progetto del dottorato tramite un esperimento svolto sul campo con prelievi effettuati ogni 8 ore. Sostanzialmente, si trattava di verificare se i fattori di controllo della dinamica di comunità individuati nell'ambito dei prelievi svolti a frequenza quindicinale agissero anche su scale temporali più brevi, su scale giornaliere.

In ambienti soggetti a repentini cambiamenti, come per esempio i fiumi, esperimenti di questo tipo diventano indispensabili per comprendere i risultati ottenuti su scale temporali più ampie (tipicamente quindicinali o mensili). Nella discussione e nella conclusione del capitolo si trovano considerazioni simili a quelle fatte nelle osservazioni su scala stagionale. Con questo non si vuole proporre un noioso e ripetitivo esercizio. Al contrario, lo scopo è di evidenziare come nel fiume Adige le variabili forzanti in grado di determinare lo sviluppo del fitoplancton rimangano sostanzialmente le stesse, indipendentemente dalla scala temporale.

### 12.1 Introduzione

I fiumi sono ambienti estremamente dinamici che subiscono variazioni significative in brevi periodi di tempo. Nonostante questa peculiare caratteristica, sono stati pubblicati solo pochi articoli basati su ricerche a scala giornaliera con l'intento di studiare le fluttuazioni giornaliere della comunità fitoplanctonica (Blum 1954; Kiss 1996; Kiss *et al.* 1994; Szemes 1969). Lo scopo principale di questo capitolo è di studiare le fluttuazioni giornaliere della comunità fitoplanctonica in relazione alle variazioni delle principali variabili fisiche, chimiche e biologiche, individuando le variabili forzanti in grado di controllare le oscillazioni delle componenti biotiche. Lo studio è stato svolto nella stazione planiziale di Boara Pisani. Le caratteristiche di questa stazione sono state descritte nella sezione 8.4. I campionamenti sono stati effettuati ogni otto ore durante un'intera settimana, da lunedì 8 (ore 8.00) a domenica 13 settembre 2008 (ore 24:00).

### 12.2 Materiali e Metodi

Sul campo ed in laboratorio sono state seguite le medesime procedure utilizzate nel corso del lavoro svolto a scala quindicinale (sezione 8).

### 12.3 Risultati

#### 12.3.1 Variazione giornaliera delle principali variabili fisiche.

La variazione giornaliera della portata nella stazione di Boara Pisani è mostrata nella Fig. 12.1. I valori minimi di portata, compresi tra 100 e 130 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, sono stati registrati tra lunedì e martedì. Nel corso dei fine settimana, infatti, grandi quantità d'acqua vengono trattenute nei bacini artificiali localizzati nella parte settentrionale del bacino. Con l'inizio della settimana lavorativa, la messa in funzione delle centrali idroelettriche ha causato un aumento di portata che ha raggiunto ca. 180 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>. Da mercoledì a venerdì si è osservata una ciclicità giornaliera,

con massimi alla mattina e alla sera e minimi di portata nel pomeriggio; queste oscillazioni sono dovute principalmente ai rilasci d'acqua delle centrali idroelettriche e, in minor misura, all'utilizzo per scopi irrigui. Dal venerdì alla domenica la portata ha subito un marcato incremento, superando ampiamente i  $200 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . I corrispondenti valori della velocità della corrente sono variati tra  $0,95$  e  $1,10 \text{ m s}^{-1}$  durante i periodi di bassa e alta portata, rispettivamente. La media settimanale della velocità della corrente è stata superiore a  $1 \text{ m s}^{-1}$ . Le analisi statistiche sono state effettuate utilizzando la portata del fiume; l'uso dei valori della velocità di corrente ha permesso di ottenere comunque risultati del tutto equivalenti (non presentati in questo lavoro).

Nella settimana di studio la profondità del fiume è variata tra ca.  $6,45$  e  $7,40$  metri. Lo spessore della zona eufotica è variato tra  $3,5$  m durante i periodi di bassa portata, riducendosi fino a poco più di  $1,5$  m nei momenti di alta portata (Fig. 12.2).

La temperatura dell'acqua ha evidenziato un chiaro ciclo giornaliero con punte massime superiori a  $19$  °C durante il pomeriggio, e valori minimi registrati nei campionamenti svolti nella prima parte della giornata. Inoltre, è apparsa evidente una chiara dipendenza della temperatura dalla portata, confermando la presenza di acque più fredde nel bacino settentrionale (Fig 12.3).

La conducibilità ha fatto registrare i valori massimi (ca.  $300 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) nella prima parte della settimana. L'arrivo di acqua con minore salinità dalla parte montana del bacino ha causato, dalla mattinata di mercoledì, una diminuzione dei valori di conducibilità fino a raggiungere un minimo di poco superiore a  $240 \mu\text{S cm}^{-1}$  (campionamento notturno di giovedì; Fig. 12.4).

All'inizio della settimana i valori massimi di pH sono stati registrati nei campionamenti notturni. Durante il resto della settimana il pH non ha fatto registrare grandi variazioni, restando compreso tra  $8,1$  e  $8,2$  unità (Fig.12.5).

L'ossigeno disciolto e le percentuali di saturazione dell' $\text{O}_2$  sono variate tra  $9,6$  e  $10,8 \text{ mg l}^{-1}$ , e  $96$  e  $104$  %, rispettivamente (Fig. 12.6, 12.7). Questi risultati confermano come negli ambienti lotici l'ossigeno disciolto sia spesso in equilibrio con la concentrazione dell'ossigeno atmosferico. Nell'Adige, ciò è ulteriormente confermato dall'esistenza di una significativa relazione negativa tra l' $\text{O}_2$  e la temperatura dell'acqua ( $r = -0,68$ ,  $p < 0,05$ ,  $n=21$ ).

Il peso secco ha fatto registrare valori compresi tra  $20 \text{ mg l}^{-1}$  e  $130 \text{ mg l}^{-1}$ . La concentrazione del particolato in sospensione è apparsa strettamente dipendente dalla portata del fiume ( $r = 0,71$ ,  $p < 0,05$ ,  $n=21$ ). La frazione inorganica del peso secco è variata tra l'80 e il 95% del peso secco totale, raggiungendo anche il 97% durante i momenti di alta portata osservati alla fine della settimana. La frazione organica ha fatto registrare i massimi valori (tra il 15 e il 20% del peso secco totale) solo nei momenti di bassa portata (Fig.12.8).

La torbidità è variata tra  $14$  fino a  $46$  unità nefelometriche. Anche in questo caso, la torbidità ha mostrato una chiara dipendenza positiva con la portata del fiume ( $r=0,83$ ,  $p=0,01$ ,  $n=21$ ). Escluso il picco di torbidità registrato nella mattina di giovedì - dovuto molto probabilmente ad un temporale notturno - i valori più alti di torbidità sono stati registrati alla fine della settimana in concomitanza con l'aumento della portata del fiume (Fig. 12.9).

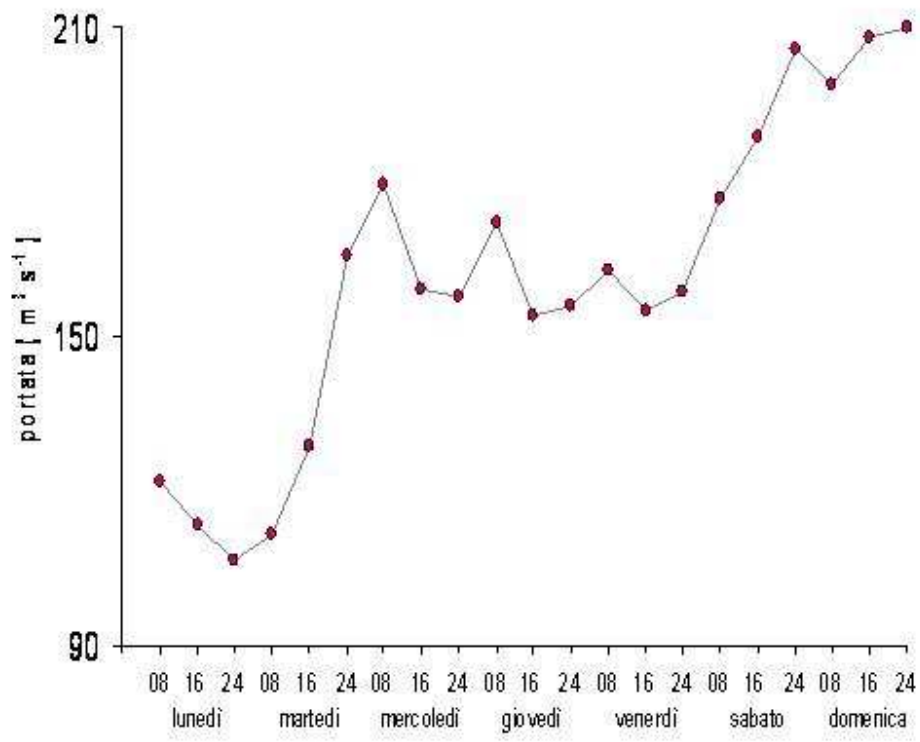


Figura 12.1 - Portate registrate a Boara Pisani da lunedì 8 settembre (8.00 a.m) a domenica 13 settembre (24.00 p.m).

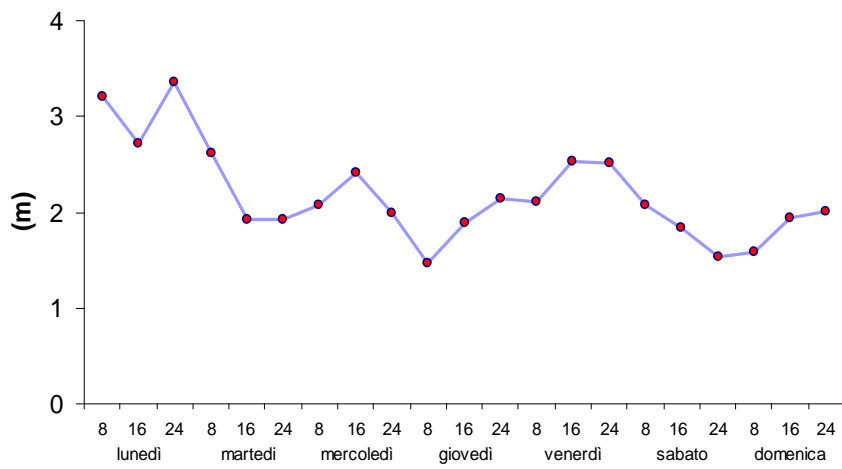


Figura 12.2-Variazioni giornaliere della profondità della zona eufotica.

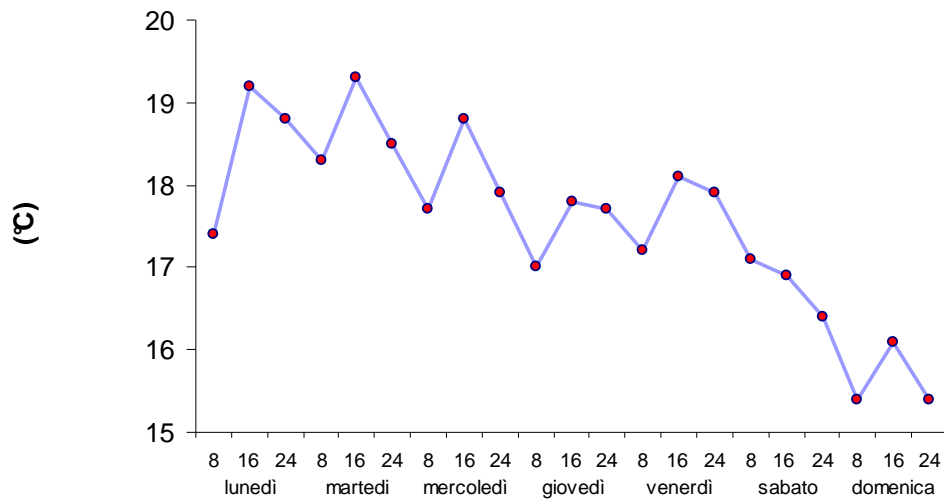


Figura 12.3-Variazioni giornaliere dei valori di Temperatura.

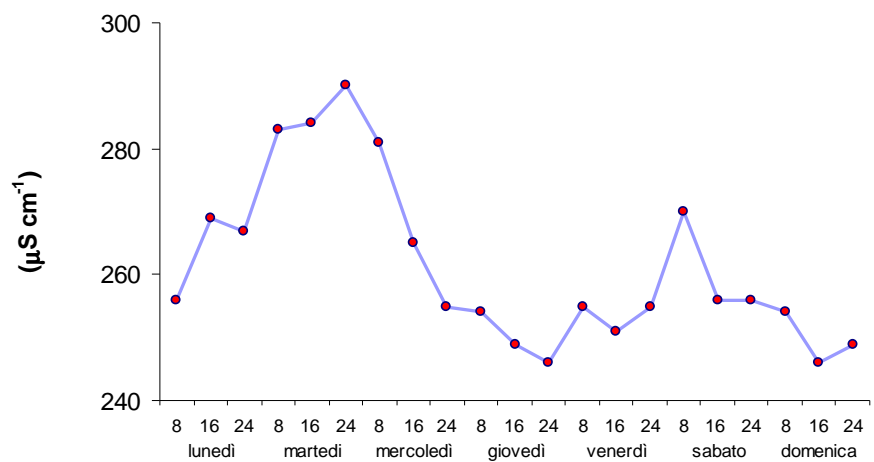


Figura 12.4 - variazioni giornaliere dei valori di conducibilità.

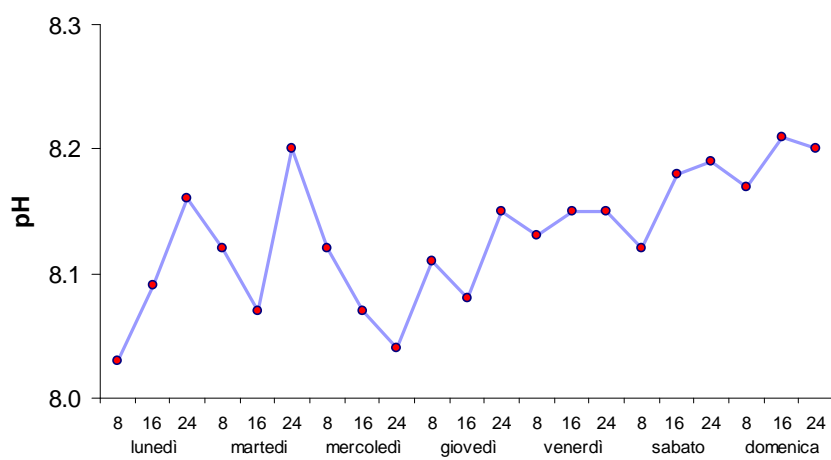


Figura 12.5 - Variazioni giornaliere dei valori di pH.

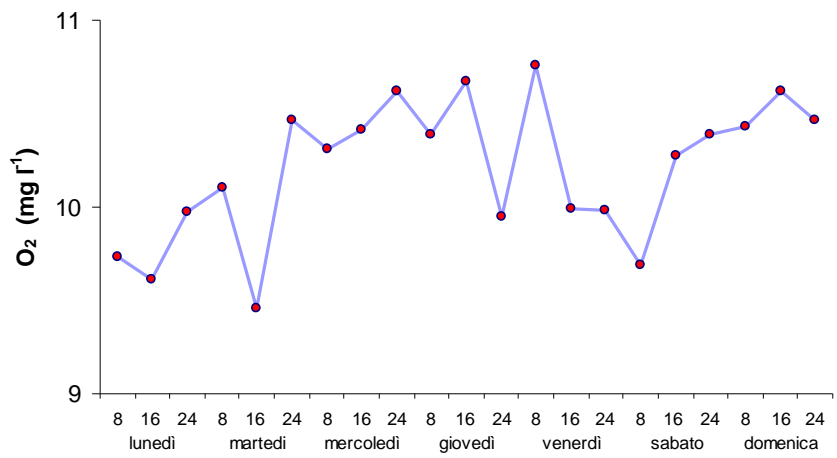


Figura 12.6 - Variazione giornaliera dai valori di ossigeno disciolto.

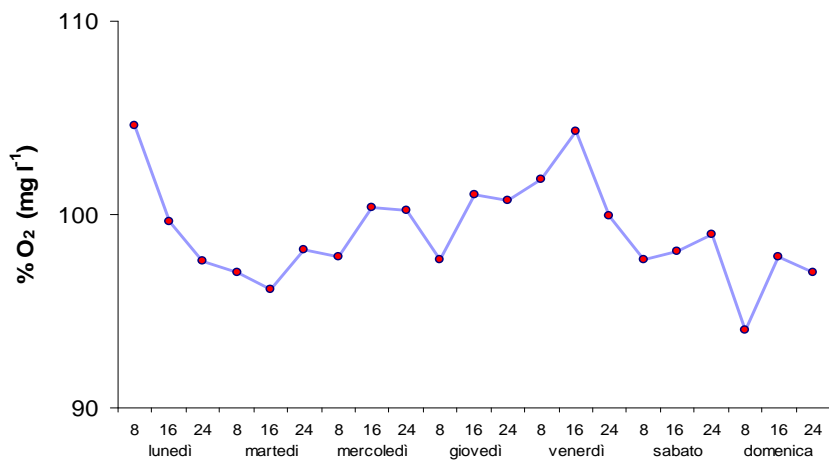


Figura 12.7 - Variazione giornaliera dai valori di saturazione dell'ossigeno.

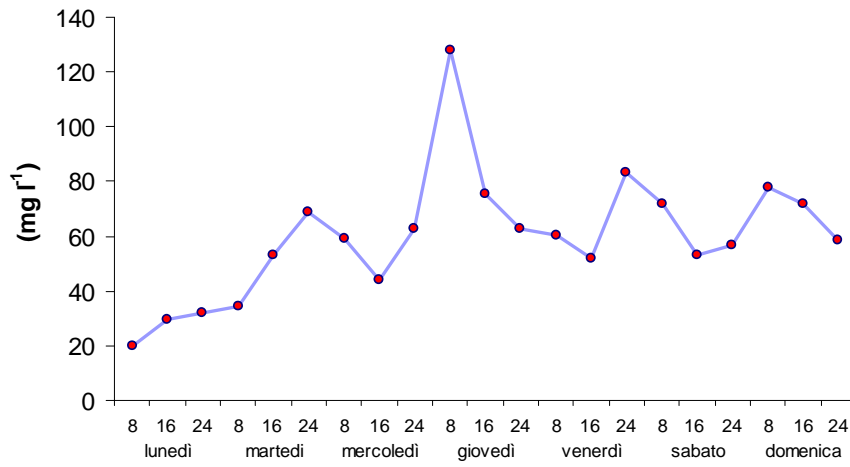


Figura 12.8 - Variazioni giornaliere dei valori di peso secco.

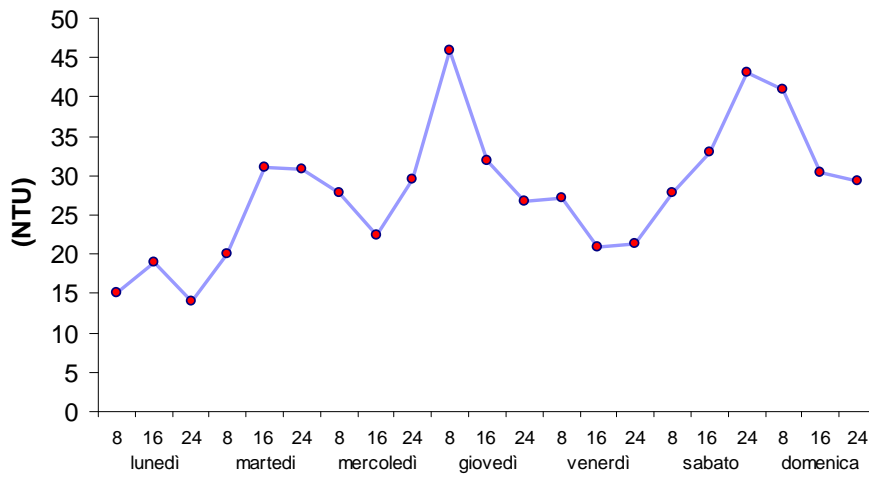


Figura 12.9 - Variazioni giornaliere dei valori di torbidità.

### 12.3.2 Nutrienti algali.

Le variazioni temporali dei nutrienti algali sono riportate nella Fig. 12.10. La concentrazione dell'azoto inorganico disciolto (DIN) è compresa tra 0,8 e 1,1 mg N l<sup>-1</sup>. La concentrazione del nitrato è risultata, tra le tre componenti del DIN, la più alta, registrando valori sempre superiori all'80% della concentrazione totale dell'azoto inorganico disciolto. L'ammoniaca ha raggiunto concentrazioni comprese tra l'1 e il 3 % di tutto il DIN, mentre la concentrazione dei nitriti è risultata trascurabile. La media settimanale della concentrazione di azoto inorganico disciolto (media  $\pm$  errore standard della media) è stata di  $0,91 \pm 0,06$  mg N l<sup>-1</sup>.

Le concentrazioni di fosforo totale hanno presentato valori compresi tra 20 e 120  $\mu$ g P l<sup>-1</sup>, mentre la concentrazione del fosforo reattivo è oscillata tra 15 e 30  $\mu$ g P l<sup>-1</sup>. Le medie settimanali delle concentrazioni di TP e SRP hanno presentato valori pari a  $63,8 \pm 29,3$  e  $20,2 \pm 3,9$   $\mu$ g P l<sup>-1</sup>, rispettivamente.

Se si esclude il valore registrato nel campionamento di lunedì mattina (2,8 mg l<sup>-1</sup>), durante la settimana le concentrazioni della silice reattiva sono risultate comprese tra 2 e 2,5 mg Si l<sup>-1</sup>. La media settimanale della concentrazione della silice reattiva è stata di  $2,27 \pm 0,15$  mg Si l<sup>-1</sup>.

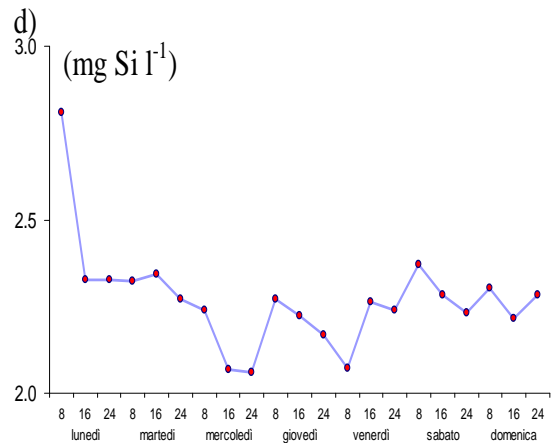
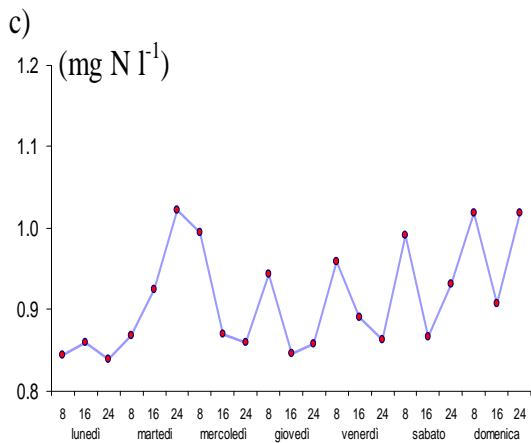
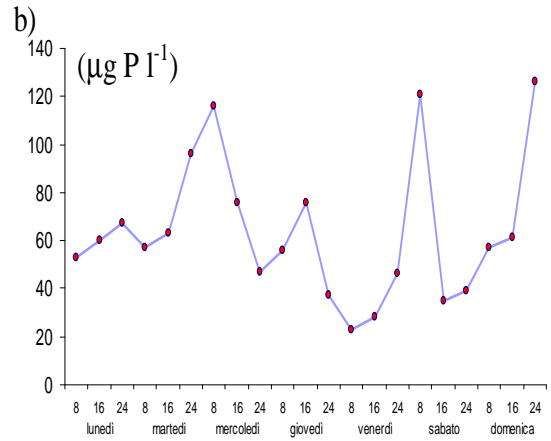
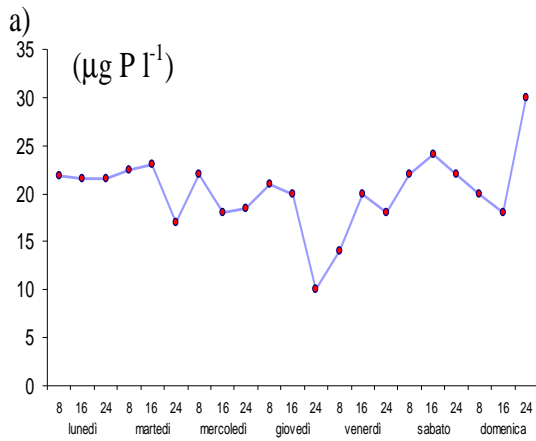


Figura 12.10 - Concentrazioni di a) fosforo reattivo ( $\mu\text{g P l}^{-1}$ ); b) fosforo totale ( $\mu\text{g P l}^{-1}$ ); c) DIN ( $\text{mg N l}^{-1}$ ); d) silice reattiva ( $\text{mg Si l}^{-1}$ ).

### 12.3.3 Descrittori dell'abbondanza fitoplanctonica

La variazione dei principali descrittori fitoplanctonici (clorofilla-*a* e biovolume algale) è riportata nelle figure 12.11 e 12.12. Le concentrazioni di clorofilla-*a* e il biovolume algale hanno mostrato andamenti del tutto confrontabili ( $r = 0,94$ ,  $p < 0,01$ ,  $n = 21$ ).

Le concentrazioni maggiori di clorofilla-*a* ( $2,5-4 \mu\text{g l}^{-1}$ ) e biovolume ( $500-800 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ) sono state rilevate nei periodi di minore portata. Nel restante periodo clorofilla-*a* biovolume hanno presentato concentrazioni inferiori a  $2 \mu\text{g l}^{-1}$  e  $400 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ , rispettivamente. Le medie settimanali delle concentrazioni di clorofilla-*a* e biovolume sono state di  $1,7 \pm 0,8 \mu\text{g l}^{-1}$  e  $402,2 \pm 178,9 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ , rispettivamente.

Le concentrazioni di clorofilla-*a* e biovolume algale hanno mostrato una relazione negativa con la portata del fiume (Figg. 12.13 e 12.14). Analogamente, la clorofilla-*a* e il biovolume algale hanno presentato una relazione negativa con la torbidità ( $r = -0,79$ ,  $p < 0,01$ ,  $n = 21$  e  $r = -0,67$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 21$ , rispettivamente). Solamente la concentrazione della clorofilla-*a* ha infine mostrato una correlazione negativa con il peso secco ( $r = -0,69$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 21$ ).

Le concentrazioni di clorofilla-*a* hanno mostrato valori medi settimanali maggiori durante i campionamenti notturni (media  $2 \mu\text{g l}^{-1}$ ) mentre i valori medi più bassi sono stati registrati nei campionamenti della mattina (media  $1,5 \mu\text{g l}^{-1}$ ). Analogamente, i valori medi più alti di biovolume algale sono stati registrati nel campionamento di mezzanotte (media  $470 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ) e quelli più bassi nel campionamento delle 8.00 (media  $310 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ ).

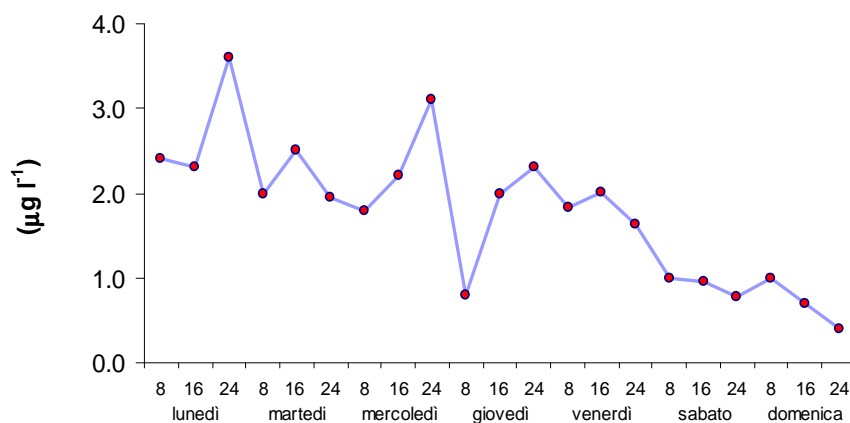


Figura 12.11 - Variazioni giornaliere delle concentrazioni di clorofilla-*a*.

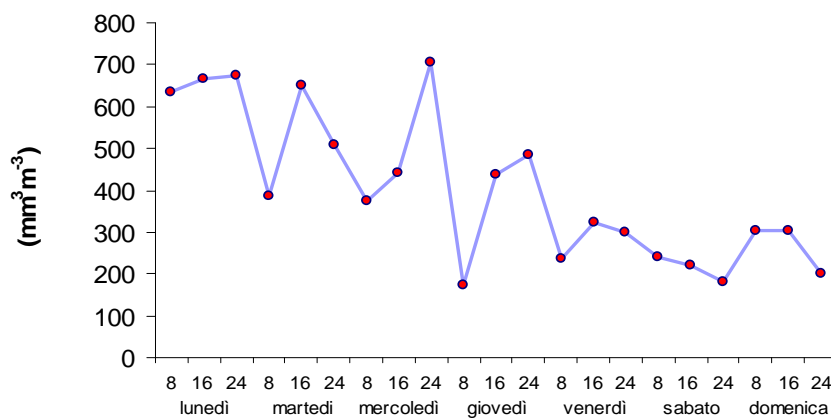


Figura 12.12 - Variazioni giornaliere del biovolume totale algale

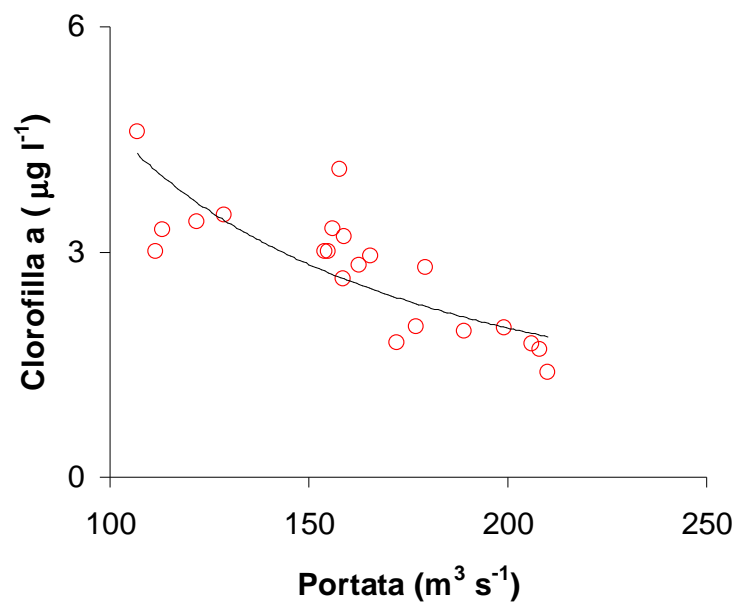


Figura 12.13- Relazione tra clorofilla-*a* e portata ( $r^2 = - 0,81$ ,  $p < 0,01$ ,  $n = 21$ )

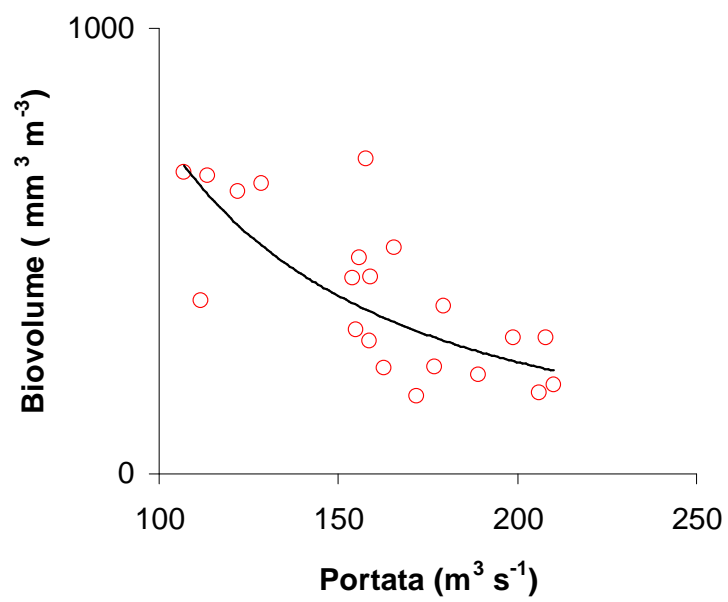


Figura 12.14-Relazione tra biovolume algale totale e portata ( $r^2 = - 0,72$ ,  $p < 0,01$ ,  $n = 21$ )

#### 12.3.4 Comunità zooplanctonica

Le osservazioni effettuate hanno confermato la presenza di una comunità zooplanctonica estremamente ridotta. Sono stati identificati 7 taxa appartenenti al gruppo dei rotiferi ed è stata verificata sporadicamente la presenza di nauplii di ciclopidi. Il gruppo dei bdelloidea è risultato il più abbondante, seguito dai taxa: *Keratella cochlearis*, *Lecane* sp., *Keratella quadrata*, *Notholca* sp., *Kellicottia longispina* e *Cephalodella* sp..

La variazione della densità dello zooplancton durante la settimana è riportata in figura 12.15. La densità totale ha mostrato un andamento simile a quello del fitoplancton, con le più alte concentrazioni registrate durante il periodo di bassa portata del fiume e con valori variabili tra 1500 e 2000 ind m<sup>-3</sup>. Il rilascio di acqua dagli invasi artificiali ha causato una drastica riduzione dello zooplancton fino a valori minori di 100 ind m<sup>-3</sup>. La media settimanale degli individui osservati è stata di poco superiore a 800 ind m<sup>-3</sup>.

Durante il periodo di studio non sono stati osservati copepodi e cladoceri adulti ma solo nauplii che hanno fatto registrare densità comprese tra 20 e 120 ind m<sup>-3</sup> nei momenti di alta e bassa portata, rispettivamente.

La densità dello zooplancton ha mostrato una negativa e significativa correlazione con la portata del fiume (Fig.12.16) e con il peso secco ( $r = -0,76$ ,  $p < 0,05$ ,  $n = 21$ ).

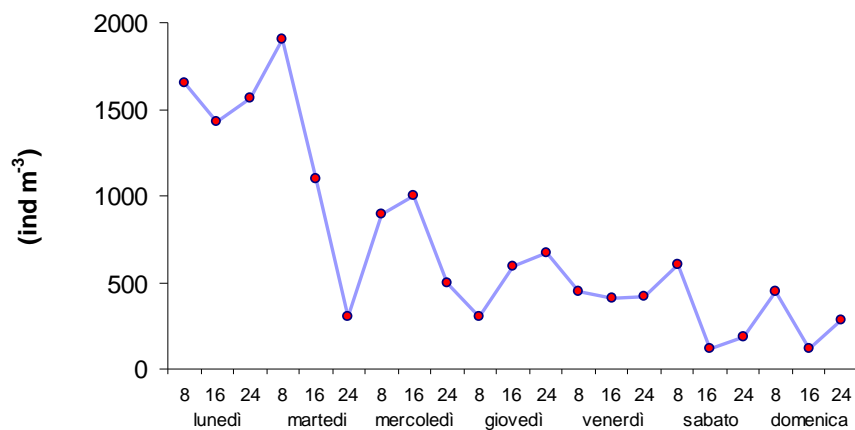


Figura 12.15 Variazioni giornaliere della densità della comunità zooplanctonica.

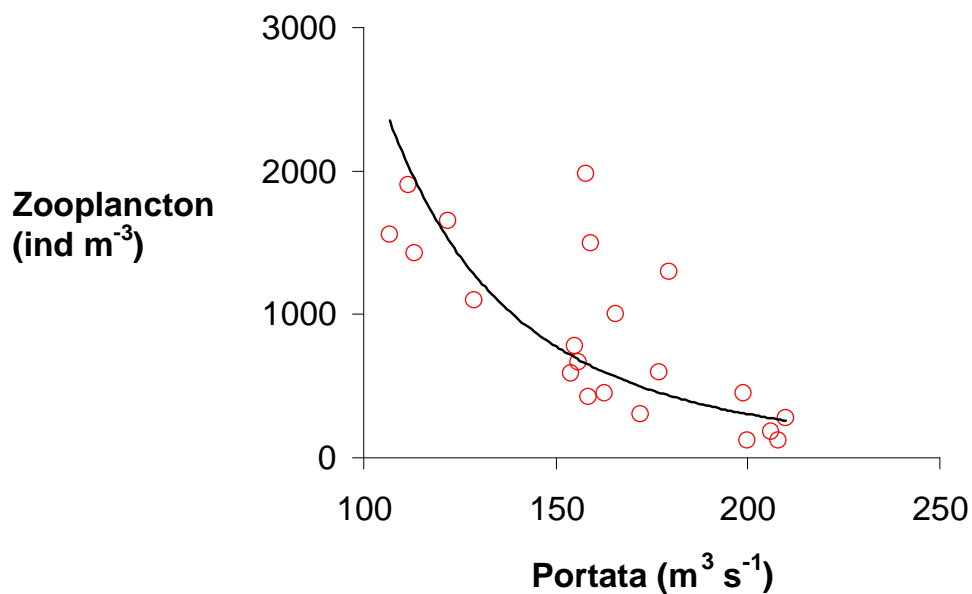


Figura 12.16. Relazione tra la densità dello zooplancton e la portata ( $r^2 = -0,57$ ,  $p < 0,01$ ,  $n = 21$ )

### 12.2.5 Variazione giornaliera della comunità fitoplanctonica

L'elenco dei taxa fitoplanctonici osservati durante la settimana di studio è riportato nella tabella 2 in allegati. Lo sviluppo temporale della comunità fitoplanctonica durante la settimana è riportato nelle figure 12.17-12.18. Le diatomee, con picchi massimi di biovolume superiori a  $600 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ , sono risultate il gruppo algale maggiormente rappresentato nella comunità fitoplanctonica (Fig.12.17). Tra le diatomee la maggior parte delle specie osservate durante il periodo della ricerca erano costituite da Pennales, mentre le centriche erano quasi totalmente rappresentate da piccole diatomee (diametro 5-10  $\mu\text{m}$ ) appartenenti a *Cyclotella* spp. e, in minor misura, *Stephanodiscus* spp.

Escludendo il campionamento effettuato lunedì pomeriggio, caratterizzato da un preponderante sviluppo di *Diatoma vulgare* e *Rhoicosphaenia abbreviata*, durante i periodi di bassa portata le diatomee centriche si sono sempre sviluppate con valori sempre superiori rispetto a quelli delle pennate. Le Pennales hanno presentato uno sviluppo superiore alle centriche con la messa in funzione delle centrali idroelettriche e con il conseguente aumento di portata. Questo gruppo è perlopiù formato da specie tico-meroplanctoniche appartenenti principalmente a *Navicula* spp., *Diatoma* spp., *Nitzschia* spp. e *Cymbella* spp. L'aumento di portata causato da importanti eventi meteorologici ha comportato la completa scomparsa delle diatomee centriche ed una drastica diminuzione delle specie appartenenti all'ordine delle pennate.

Il biovolume delle restanti specie algali è rimasto molto più basso rispetto a quello delle diatomee, mai superando i  $100 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ . Anche in questo caso si possono notare alcune differenze tra la composizione in specie della comunità fitoplanctonica durante il periodo di bassa e alta portata. Durante il periodo di bassa portata sono risultate più abbondanti le Chlorophyceae (principalmente con specie di piccole dimensioni appartenenti all'ordine delle Chlorococcales), mentre durante i periodi di alta portata sono aumentate di importanza le Cryptophyceae (principalmente *Cryptomonas* spp.).

I rimanenti gruppi algali hanno fatto registrare biovolumi pressoché trascurabili, anche se è importante sottolineare la presenza di 5 taxa appartenenti al gruppo dei cianobatteri. Tra questi, importante la presenza di un taxa appartenente all'ordine delle Oscillatoriales (molto probabilmente specie appartenenti al taxa *Komvophoron* spp.; Komarek comunicazione personale) che ha raggiunto, nel campionamento del mattino di domenica, un biovolume massimo prossimo a  $40 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$ .

In tabella 12.1 sono mostrati i risultati ottenuti dalla matrice di correlazione tra l'ordine delle Centrales, delle Pennales e dei restanti taxa algali con le principali variabili fisiche, chimiche e biologiche. Il biovolume delle Centrales ha presentato una relazione negativa con la portata del fiume ( $r = -0,88$ ,  $p < 0,01$ ) e le variabili ad essa connesse (almeno  $p = 0,05$ ). L'ordine delle Pennales ha mostrato invece una relazione negativa con il pH ( $r = -0,72$ ,  $p < 0,05$ ) e positiva con la clorofilla-*a* e la biomassa algale ( $r = 0,76$  e  $r = 0,75$ ,  $p < 0,01$ , rispettivamente); infine i restanti gruppi algali mostrano relazioni negative con la portata, torbidità e peso secco (almeno  $p < 0,05$ ).

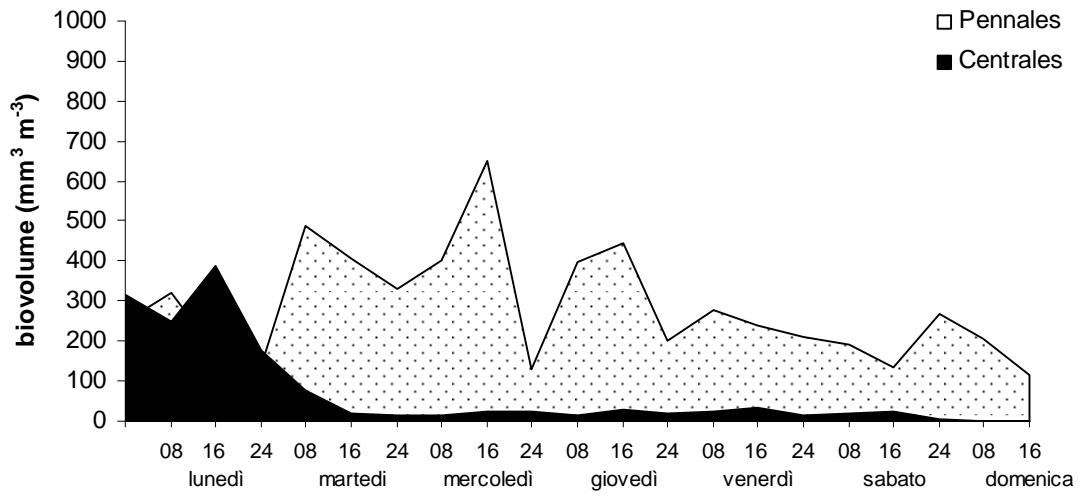


Figura 12.17 Variazioni temporali della biomassa fitoplanctonica delle diatomee pennate e centriche.

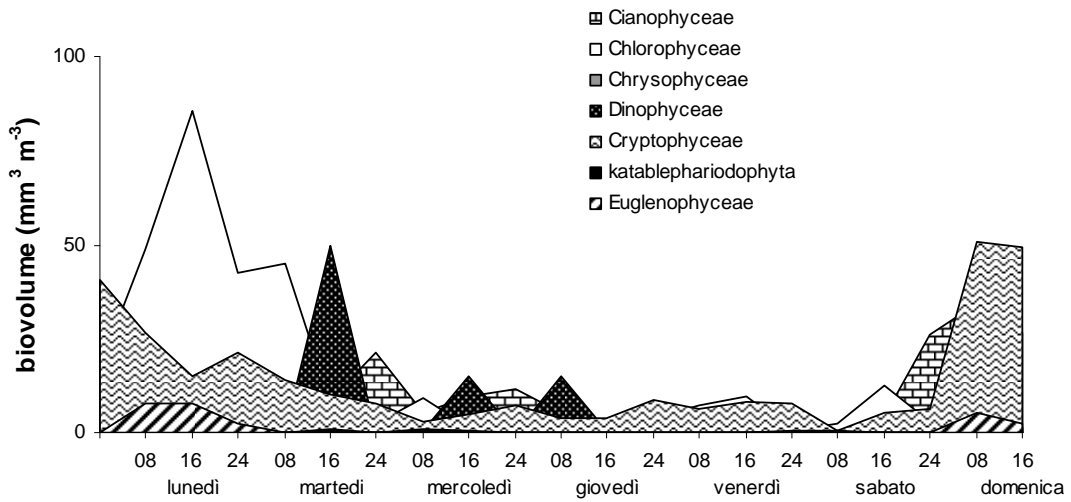


Figura 12.18-Variazioni temporali della biomassa fitoplanctonica di tutti gli ordini fitoplanctonici, escluse le diatomee.

Tabella 12.1 - Correlazioni tra gli ordini delle Centrales, Pennales e dei restanti gruppi algali con le principali variabili chimiche, fisiche e biologiche( \*\*\* $p < 0,001$ ; \*\* $p < 0,01$ ; \* $p < 0,05$  ).

Variabile	Pennales	Centrales	Altri gruppi
Temperatura	0,49	0,44	0,25
pH	-0,72**	-0,30	0,09
Conducibilità	0,16	0,23	0,37
Saturazione %	0,17	0,16	-0,28
Torbidità	-0,08	-0,66*	-0,38
Profondità zona eufotica	-0,06	0,83***	0,45
Ossigeno disciolto	-0,03	-0,53	-0,26
DIN	-0,21	-0,50	-0,03
Fosforo reattivo	-0,41	0,17	0,34
Fosforo totale	-0,04	-0,10	0,27
Silice reattiva	-0,29	0,61*	0,36
Peso.Secco	-0,07	-0,65*	-0,44
Clorofilla- <i>a</i>	0,76***	0,60*	0,28
Portata	-0,23	-0,88***	-0,38
Altezza colonna d'acqua (m)	-0,24	-0,75***	-0,36
Velocità corrente	-0,24	-0,75***	-0,36
Densità zooplancton	0,05	0,82***	0,47
Biomassa algale	0,75***	0,62*	0,52

### 12.2.6 Analisi multivariata della comunità fitoplanctonica.

Le configurazioni ottenute con l'analisi NMDS delle matrici fitoplanctoniche raggruppate in ordini e in gruppi morfofunzionali sono riportate nelle figure 12.19-12.20 (l'analisi statistica multivariata utilizzando le specie algali non è riportata nella tesi in quanto è risultata del tutto confrontabile con quella effettuata con gli ordini algali). Lo stress (Kruskal & Wish 1978) delle due configurazioni è di 0,16 (Fig. 12.19) e 0,13 (Fig. 12.20). Le due configurazioni hanno mostrato un andamento simile, caratterizzato dall'assenza di schemi ciclici di sviluppo. Agli estremi della configurazione si possono distinguere due raggruppamenti caratterizzati dalle date iniziali della ricerca e dal fine settimana.

Le coordinate dei due assi delle due configurazioni hanno presentato una correlazione positiva con la portata, la torbidità e il peso secco, e una correlazione negativa con la temperatura, la zona eufotica e la densità dello zooplancton (Fig. 12.21 e 12.23, Tab. 12.2-12.3)

L'importanza delle condizioni idrauliche e dei fattori ad esse connesse nel controllo dello sviluppo settimanale della comunità fitoplanctonica è ulteriormente confermato dalle analisi effettuate mediante un'applicazione surface fitting (Oksanen 2005). I campioni nelle due configurazioni NMDS hanno presentato una distribuzione lungo un gradiente lineare definito dai valori di portata e torbidità. Nello specifico, per quello che concerne la portata si nota un aumento graduale da 100 a 220 m s<sup>-1</sup>, mentre per la torbidità l'aumento è da 20 fino a 45 NTU (Fig. 12.22 e 12.24).

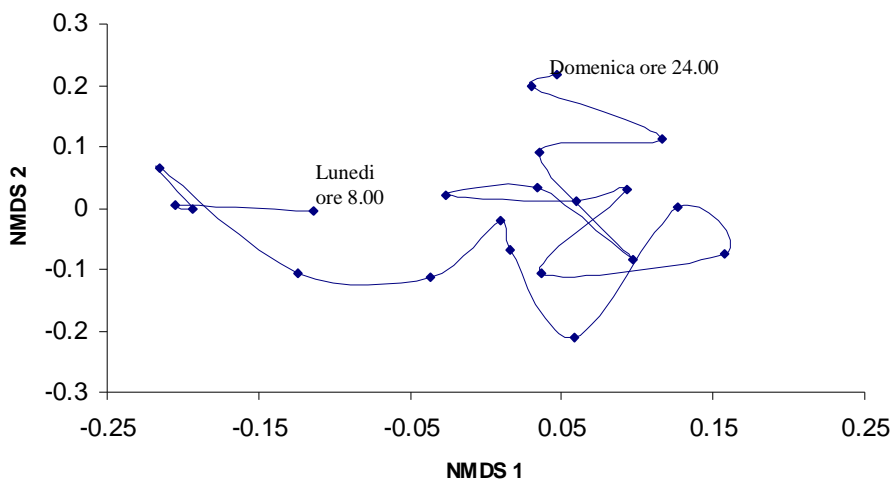


Figura 12.19 - Configurazione ottenuta con l' NMDS utilizzando gli ordini algali.

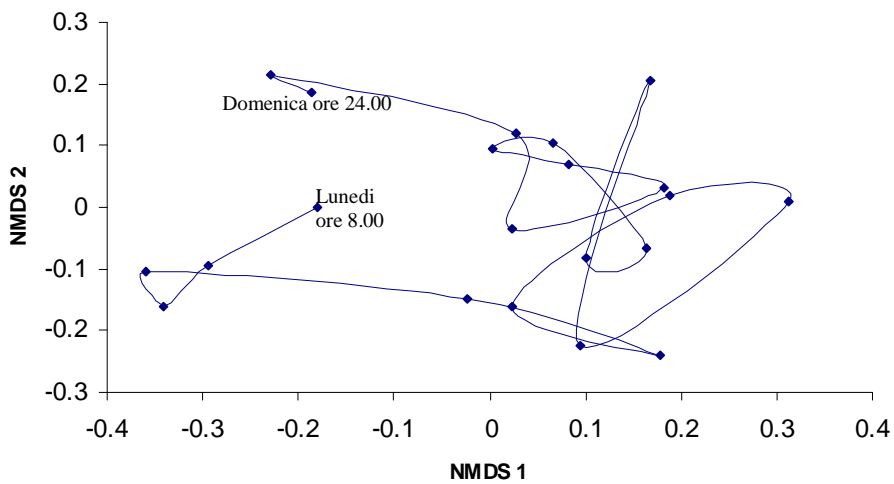


Figura 12.20 - Configurazione ottenuta con l' NMDS utilizzando i gruppi morfofunzionali.

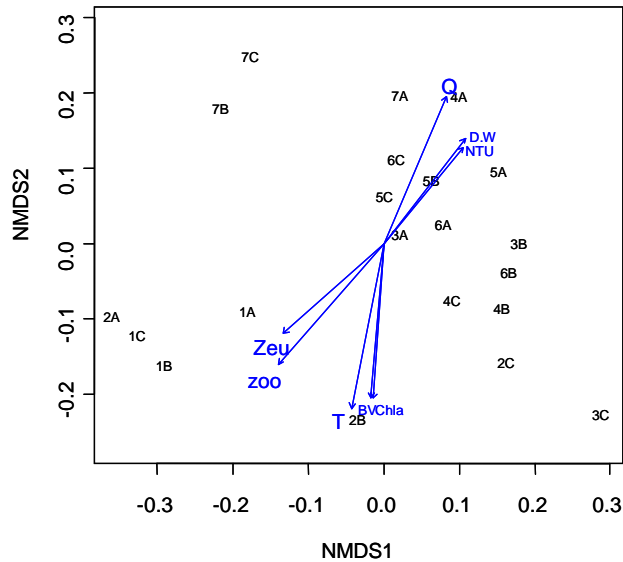


Figura 12.21- Vector fitting ottenuto con la configurazione NMDS utilizzando gli ordini algali (1A = lunedì ore 8.00, 1B = lunedì ore 14.00...7C = domenica ore 24.00). Zeu= zona eufotica, zoo = zooplancton, T = temperatura, BV= biovolume algale, Chla = clorofilla-*a*, NTU = torbidità, D.W = peso secco, Q = portata.

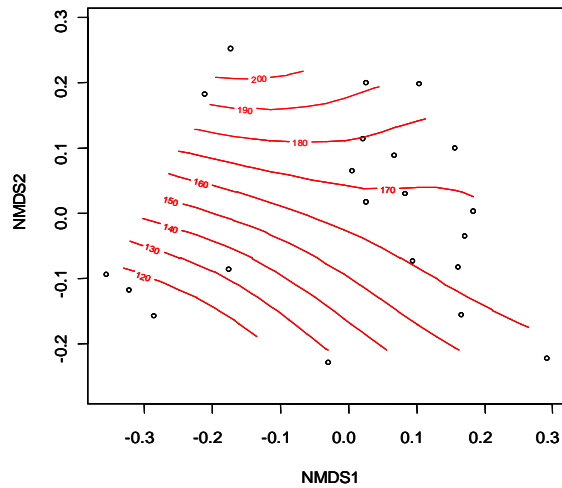


Figura 12.22- Surface fitting della configurazione NMDS ottenuta con gli ordini algali con i valori di portata. Si può notare come i punti ottenuti dall'analisi statistica multivariata si distribuiscano lungo un gradiente quasi lineare rispetto ai valori di portata.

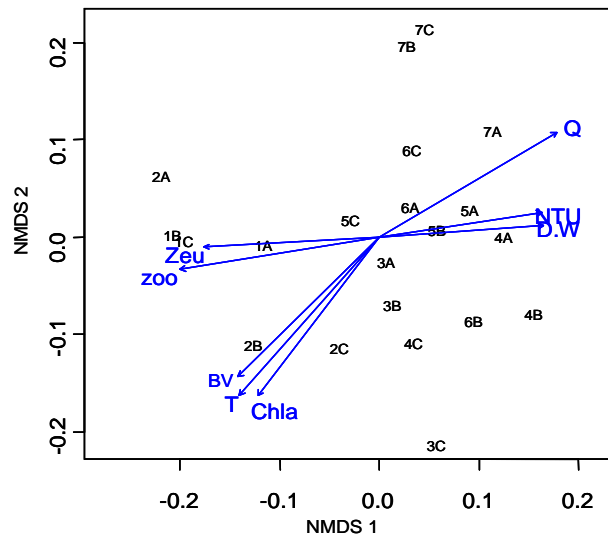


Figura 12.23-Vector fitting ottenuto con la configurazione NMDS utilizzando i gruppi morfofunzionali (1A = lunedì ore 8.00, 1B = lunedì ore 14.00...7C = domenica ore 24.00). Zeu= zona eufotica, zoo = zooplancton, T = temperatura, BV= biovolume algale, Chla = clorofilla-*a*, NTU = torbidità, D.W = peso secco, Q = portata.

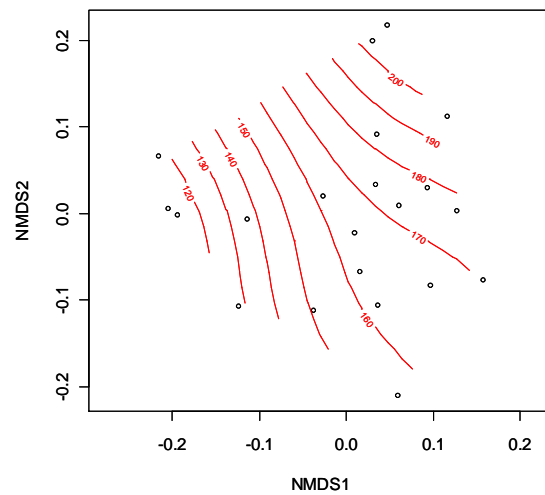


Figura 12.24-Surface fitting della configurazione NMDS ottenuta con i gruppi morfofunzionali con i valori di portata. Si può notare come i punti ottenuti dall'analisi statistica multivariata si distribuiscono lungo un gradiente quasilineare rispetto ai valori di portata.

Tabella - 12.2 Correlazione tra i due assi dell'NMDS ottenuta utilizzando gli ordini algali e le principali variabili ambientali ( \*\*\* $p < 0,001$ ; \*\* $p < 0,01$ ; \* $p < 0,05$  ).

	NMDS 1	NMDS 2
Temperatura	-0,61**	-0,55*
pH	0,27	0,18
Torbidità	0,62**	-0,03
Conducibilità	-0,55*	0,15
DIN	0,20	0,35
Fosforo reattivo	-0,18	0,19
Fosforo totale	-0,29	0,02
Silice reattiva	-0,43	0,15
Peso Secco	0,57*	0,09
Portata	0,49	0,38
Densità zooplancton	-0,56*	-0,45
Profondità zona eufotica	-0,62**	-0,03
Clorofilla-a	-0,44**	-0,59**
Biovolume algale	-0,53*	-0,60**
Velocità della corrente	0,51*	0,37

Tabella 12.3.- Correlazione tra i due assi dell'NMDS ottenuta utilizzando i gruppi morfofunzionali e le principali variabili ambientali ( \*\*\* $p < 0,001$ ; \*\* $p < 0,01$ ; \* $p < 0,05$  )

	NMDS 1	NMDS 2
Temperatura	-0,05	-0,79***
pH	0,01	0,19
Torbidità	0,41	0,34
Conducibilità	-0,52	-0,21
DIN	0,10	0,50
Fosforo reattivo	-0,42	-0,03
Fosforo totale	-0,17	-0,08
Silice reattiva	-0,56*	-0,20
Peso Secco	0,36	0,45
Portata	0,24	0,72**
Densità zooplancton	-0,08	-0,74**
Profondità zona eufotica	-0,41	-0,34
Clorofilla-a	-0,01	-0,77***
Biovolume algale	-0,06	-0,84***
Velocità della corrente	0,26	0,71**

## 12.4 Discussione

### 12.4.1. Variabili abiotiche e controllo delle abbondanze fito- e zooplanctoniche

Come evidenziato nella prima parte della ricerca, le elevate concentrazioni di peso secco nel fiume sono perlopiù dovute al trasporto di materiale inorganico sospeso. La torbidità e la zona eufotica hanno presentato una forte dipendenza dalla portata del fiume anche su scale giornaliere. Indirettamente, queste variabili hanno avuto un impatto negativo sullo sviluppo delle biomasse fitoplanctoniche. La maggiore concentrazione di fitoplancton durante i primi giorni della settimana è dovuta principalmente alle basse portate del fiume e alla ridotta concentrazione di particellato in sospensione. Aumentando la profondità della zona eufotica del fiume - che occupa più del 50% dell' altezza totale della colonna d'acqua - condizioni viene favorito un maggiore sviluppo della biomassa fitoplanctonica. A conferma di quanto appena affermato in due lavori pubblicati rispettivamente da Schmidt e Voros (1981) e da Kiss (1994) è stato dimostrato come l'aumento della zona eufotica nel Danubio dovuto ad una maggiore deposizione del particellato in sospensione causato dalla costruzione di numerose dighe nel tratto austriaco e tedesco durante gli anni '70 avesse provocato, nel tratto di fiume che attraversa Budapest, un marcato incremento dei taxa fitoplanctonici.

Come nel caso della ricerca svolta su base quindicinale, le concentrazioni dei nutrienti algali hanno sempre presentato valori sempre superiori rispetto ai limiti al di sotto dei quali le comunità algali possono presentare limitazioni nel loro sviluppo (Reynolds 2006). La concentrazione del fosforo reattivo è risultata in tutti i campionamenti effettuati superiore a  $10 \mu\text{g l}^{-1}$ . Inoltre, la concentrazione del DIN non è mai scesa sotto  $0,1 \text{ mg N l}^{-1}$ . Il fosforo totale è sempre stato rilevato con concentrazioni molto elevate. Analoghe considerazioni possono essere effettuate per la silice. Una valutazione critica sui limiti di concentrazione che possono essere considerati limitanti per la crescita algale è riportata nella sezione 10.1.

Il valore più alto di clorofilla-*a* registrato durante la settimana è stato osservato nel campionamento serale di lunedì (ca.  $3,6 \mu\text{g l}^{-1}$ ). Le più alte concentrazioni di clorofilla-*a* registrate durante i campionamenti serali sono principalmente dovute alla proliferazione del fitoplancton e alla fotosintesi nella parte centrale della giornata in condizioni ambientali (maggiore luce e temperatura più alta) favorevoli per lo sviluppo algale. La concentrazione fitoplanctonica tende a crescere gradualmente dal tardo pomeriggio per raggiungere il picco massimo poco dopo il tramonto. Le fluttuazioni appena descritte diventano meno evidenti con l'incremento della portata, sottolineando come i regolari cicli diurni di sviluppo della comunità fitoplanctonica siano fortemente disturbati dalle variabili idrologiche.

L'effetto del flusso idraulico nell'Adige non si manifesta negativamente solo sul fitoplancton, ma anche sullo zooplancton. I dati raccolti nella settimana dello studio, confermano appieno quanto rilevato nel corso dell'indagine condotta sulla base dei campioni raccolti con frequenza quindicinale (sez. 10.2), e cioè la presenza di una comunità zooplanctonica caratterizzata da abbondanze estremamente basse e mai tali da suggerire un ruolo importante svolto dal grazing nel controllo delle popolazioni fitoplanctoniche. Nell'intera settimana non sono stati osservati copepodi e cladoceri adulti. La presenza di nauplii ha mostrato i valori di densità più elevati durante i giorni di bassa portata. La biocenosi dei rotiferi è composta principalmente da specie bentoniche di piccole dimensioni, da principalmente bdelloidei e *Keratella cochlearis*.

La portata del fiume e le variabili ad essa connesse (torbidità dell'acqua e, in parte, solidi sospesi), hanno avuto un impatto fortemente negativo sullo sviluppo della biomassa

fitoplanctonica, confermando ampiamente quanto già era stato messo in evidenza nella prima parte della ricerca (sezione 10.2) I picchi di biomassa algale sono stati determinati da una favorevole combinazione di temperature medio-alte, basso flusso idraulico e migliori condizioni di illuminazione (con minore torbidità e quantità di solidi sospesi). Le relazioni negative osservate tra i gruppi algali e la portata del fiume mettono in evidenza come le principali variabili forzanti in grado di determinare lo sviluppo del fitoplancton su scale giornaliere siano da ricercare principalmente nelle peculiari caratteristiche idrologiche del fiume Adige.

#### **12.4.2. Dinamica settimanale della comunità fitoplanctonica**

Numerosi studi condotti su ambienti lentici a scala mensile, hanno dimostrato l'esistenza di una successione regolare nello sviluppo della comunità fitoplanctonica durante l'anno (Salmaso & Padišak 2007). La presenza di comunità ecologiche ricche di specie è uno dei principali fattori in grado di mantenere stabile la comunità algale anche in presenza di forti stress ambientali esterni. In bibliografia è molto più difficile trovare studi di questo genere effettuati in ambienti fluviali; in una ricerca svolta sul fiume Trent (Inghilterra), Skidmore *et al.* (1998) trovarono che lo sviluppo di biomassa algale seguiva un ciclo regolare, con alti valori durante i periodi di bassa portata e una graduale diminuzione nei periodi di alta portata.

Nel fiume Adige, l'irregolare ciclo giornaliero fitoplanctonico è dovuto principalmente alla portata e, in minor misura, alle variabili ad essa connessa. La configurazione ottenuta mediante l'NMDS non ha mostrato una regolare successione della comunità fitoplanctonica nel tempo ma ha evidenziato una distinzione delle date di campionamento in due gruppi caratterizzati dalla presenza massiccia di alghe planctoniche (per esempio *Cyclotella* spp. e piccole Chlorococcales) durante i periodi di bassa portata e comunità algali formate quasi totalmente da alghe di origine bentonica (per es. *Navicula* spp. e *Diatoma* spp) nei periodi di alta portata.

## 12.5 Conclusioni

In ambienti dinamici come i fiumi spesso l'improvviso aumento di portata causato da un temporale estivo oppure dai rilasci degli invasi nella parte montana dei bacini fluviali, può causare drastici cambiamenti nella struttura della comunità planctonica. E' principalmente per questo motivo che è importante svolgere studi giornalieri per valutare le effettive oscillazioni nel tempo della comunità algale in ambienti fortemente soggetti a repentini cambiamenti.

Questo lavoro è stato svolto principalmente per validare la ricerca che si sta svolgendo a scala mensile in quanto i campionamenti effettuati ogni 15 giorni non permettono di apprezzare eventuali variazioni nella struttura della comunità planctonica in brevi periodi.

Dai risultati è emerso come la colonna d'acqua che passa per Boara Pisani trasporti una consistente quantità di materiale inorganico fine in sospensione che nei periodi di magra riducono fortemente la profondità della zona eufotica. Inoltre, a conferma dei risultati ottenuti nei campionamenti quindicinali, il gruppo delle diatomee ha rappresentato quasi il 90% di tutta la comunità fitoplanctonica. E' importante comunque sottolineare, anche in questo caso, la presenza di 5 taxa algali appartenenti al gruppo dei cianobatteri che risultano quindi essere un gruppo algale spesso osservabile nel plancton del fiume Adige anche se presente in ridotte concentrazioni. Nonostante ciò, la seppur ridotta presenza di cianobatteri è da tenere sotto stretta osservazione. Diversi studi hanno evidenziato come, nelle zone dove i fiumi rallentano il loro flusso verso valle (per esempio, a causa di sbarramenti laterali), sia possibile osservare una transizione da una comunità fitoplanctonica composta perlopiù da diatomee centriche verso una comunità di *Anabaena* spp. La transizione sarebbe favorita prevalentemente dall'instaurarsi nella colonna d'acqua di una stratificazione termica resa possibile dalle basse velocità della corrente (Sherman *et al.* 1998).

Durante l'intera settimana le concentrazioni dei nutrienti algali non hanno mai mostrato valori che possono limitare la crescita algale. Le densità della comunità zooplanctonica (prevalentemente composta da organismi appartenenti alla classe dei rotiferi), sono rimaste al di sotto di valori tali da poter supporre un controllo top down del fitoplancton. Al contrario, lo sviluppo algale è apparso strettamente controllato dalla portata del fiume e dalle variabili ad essa connesse (per esempio: la torbidità minerale). Le più alte concentrazioni algali sono state infatti registrate nella prima parte della settimana, durante momenti di bassa portata e in presenza di un preponderante sviluppo di diatomee appartenenti all'ordine delle Centrales (quasi esclusivamente *Cyclotella* spp.). Nella seconda parte della settimana il consistente aumento di portata del fiume ha determinato invece una drastica diminuzione della biomassa algale, con la quasi totale scomparsa delle diatomee appartenenti all'ordine delle Centrales a favore di taxa meroplanctonici e bentonici (prevalentemente *Navicula* spp. e *Nitzschia* spp.).

In conclusione, oltre ad impedire la formazione di una stratificazione termica dell'acqua, il regime idrologico dell'Adige, caratterizzato da alte velocità di corrente e da basse profondità della lamina d'acqua, è il principale fattore in grado di impedire un eccessivo sviluppo di biomasse fitoplanctoniche. L'idrologia e il regime fluviale sono la causa dell'apparente caos nello sviluppo della comunità fitoplanctonica.

L'esperimento giornaliero ha fornito elementi importanti per la valutazione dell'ampiezza delle fluttuazioni della comunità fitoplanctonica su brevi scale temporali, permettendo di interpretare correttamente le variazioni osservate nella ricerca principale del dottorato.

## Bibliografia

Amoros C. & Roux A. L. 1988. Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. *Münstersche Geographische Arbeiten* 29: 25-130.

Allan J. D. 1995. *Stream ecology*. Chapman e Hall, Londra.

Amézière T., Dauta A. & Le Cohu R. 2003. Origin and transport of phytoplankton in a large river: the Garonne, France. *Archiv für Hydrobiologie*. 156: 385–404.

Anagnostidis K. & Komàrek J. 1988 “Modern approach to the classification system of the cyanophytes. 3: Oscillatoriales.” *Archiv für Hydrobiologie*. 50: 327-472.

APHA, AWWA, WEF. 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19th ed. American Public Health Association. Washington.

ARPAV. 2008. Livelli e portate medie giornaliere del fiume Adige a Boara Pisani nell'anno 2007. Arpav Rovigo, 9 pp.

AUTORITÀ DI BACINO DEL FIUME ADIGE. 2003. Il progetto preliminare stralcio del piano di bacino e il programma di formazione del piano di bacino. QUADERNO N. 3. Trento 2003.

Bachmann V., Cegielka E., Wagner P., Usseglio-Polatera P. & Moreteau J-C. 1995. Installation de l'Amphipode *Corophium curvispinum* et de la palourde asiatique *Corbicula* sp. dans la partie française de la Moselle. *Hydroécologie Appliquée*. 7:185–91.

Baltieri M. 2006. Quando l'acqua non c'è. L'impatto delle derivazioni irrigue e idroelettriche sugli ecosistemi acquatici, Legambiente, Rete Fiumi, Torino.

Baraldi F., Gandolfi A., Lunelli F., De Siervo L. & Angheben R. 2007. Gestione sostenibile della trota marmorata (*S. t. marmoratus*) nel bacino dell'Adige: caratterizzazione genetica, fenotipica ed ecologica finalizzate alla conservazione (denominato progetto GAME). In: Atti “Terzo Workshop organizzato dall'Autorità di Bacino del Fiume Adige”. Rovereto (TN), 18 ottobre 2007: 13-18.

Baranyi C., Hein T., Holarek C., Keckeis S. & Schiemer F. 2002. Zooplankton biomass and community structure in a Danube River floodplain system: effects of hydrology. *Freshwater Biology* .47: 473–482.

Basu B. K. & Pick F. R. 1996. Factors regulating phytoplankton and zooplankton biomass in temperate rivers. *Limnology and Oceanography*. 41:1572–7.

Bates B.C., Kundzewicz Z.W. & Wu S. In Palutikof J.P. (eds), 2008. Climate Change and Water. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Secretariat, Geneva, 210 pp.

Billen G. & Garnier J. 1997. The Phison River plume: coastal eutrophication in response to changes in land use and water management in the watershed. *Aquatatic Microbiology Ecology*. 13:3–17.

Billen G., Garnier J. & Hanset P. 1994. Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVERSTRAHLER model applied to the Seine River system. *Hydrobiologia*. 289: 119-137.

Biswas A.K. 1997. Water Resources: Environmental Planning, Management and Development. McGraw-Hill, New York.

Blum J.L. 1954: Evidence for a diurnal pulse in stream phytoplankton. *Science* 119:732-734

Bogdan K.G. & Gilbert J. J. 1982. Seasonal patterns of feeding by natural populations of *Keratella*, *Polyarthra* and *Bosmina*: clearance rates, selectivities and contributions to community grazing. *Limnology and Oceanography*., 27, 918-934.

Bogdan.K.G. & Gilbert J.J. 1984. Body size and food size in freshwater zooplankton. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 81: 6427-6431.

Bogdan K.G. & Gilbert J.J. 1987. Quantitative composition of food niches in some freshwater zooplankton. A multi-tracer-cell approach. *Oecologia* (Berlin). 72: 331-340.

Bogdan.K.G. Gilbert J. J & Starkweather L. 1980. In situ clearance rates of planktonic rotifers. *Hydrobiologia*, 73,73-77.

Borics G., G. Várбірó, K.T. Kiss, I. Grigorszky & Krasznai E. 2006. Possible evaluation of the rheo-plankton for assessing the ecological status of rivers. 6th International Symposium on Use of algae for monitoring rivers. Hungary, Balatonfüred, 12-16 September 2006. Edited by É. Ács, K.T. Kiss, J. Padisák e K.É. Szabó. Program, Abstracts e Extended Abstracts: 29.

Bormans M. Maier H., Burch M. & Baker P. 1997. Temperature stratification in the lower River Murray, Australia: implication for cyanobacterial bloom development. *Marine and Freshwater Reseources*. 48:647–54.

Braioni M.G. 1981. The drift of Rotifers in Adige River: preliminary communication. *Bollettino Zoologico*. 48, 305.310

- Braioni M.G. (eds). 2001. Studi e ricerche finalizzati alla valutazione integrata delle qualità del fiume Adige Relazione conclusiva. Sottoprogetto 1. Autorità di Bacino Nazionale del F. Adige, Dipartimento di Biologia Università di Padova, Dipartimento di Biologia Evoluzionistica Università di Bologna, Province Autonome di Trento e Bolzano, Regione Veneto.
- Braioni M.G. & Gottardi M. 1979. I Rotiferi dell'Adige: confronto tra il popolamento interstiziale e quello bentico - perifitico. *Bollettino Museo Civico Storia Naturale. Verona.* 6:187-219.
- Braioni M.G. & Gelmini D. 1983. Rotiferi Monogononti (Rotifera Monogononta). CNR. *Guide Riconoscimento delle Specie Animali delle Acque Interne Italiane* 23, 1-180.
- Braioni M.G., Braioni A. & Salmoiraghi G. 2005. Valutazione integrata del sistema Fiume – Corridoio Fluviale mediante Indici ambientali e paesaggistici. I casi studio: Adige e Cordevole. A:A:A Associazione Analisti Ambientali- P.le Morandi n.2 – Milano.
- Bray R. J. & Curtis J. T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs.* 27: 325-349. [287, 535, 569, 600, 633, 707]
- Brookes A. 1988. *Channelized Rivers – Perspectives for Environmental Management*, John Wiley e Son, Chichester.
- Bruno M.C, Maiolini B., Bellin A., Zolezzi G., Siviglia A. & Dell'Acqua N. 2006. Il progetto di ricerca "REPORT" (regolazione delle Portate Fluviali): linee guida per una gestione eco-compatibile delle dinamiche fluviali, "Atti Società Italiana di Ecologia", 16, pp.1-12.
- Bruno M.C., Carolli M., Maiolini B., Bellin A., Zolezzi B., Siviglia A., Sartori P. & Dell'acqua N. 2007. Progetto RePort. Regolazione delle portate: linee guida per una gestione eco-compatibile degli ecosistemi e della dinamica fluviale. In: Atti "Terzo Workshop organizzato dall'Autorità di Bacino del Fiume Adige". Rovereto (TN), 18 ottobre 2007: 19 - 22.
- Butcher RW. 1924. The plankton of the River Wharfe. *Naturalist, (Hull)* April-June: 175-214
- Butcher RW. 1932. Studies in the ecology of rivers II. The microflora of rivers with special reference to the algae on the river bed. *Annals of Botany* 46: 813-861.
- Carling, P. A. 1992. In-stream hydraulics and sediment transport. In P. Calow e G. E. Petts (eds), *The rivers handbook*, Vol. 1. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 101-125.
- Chandler DC. 1937. Fate of typical lake plankton in streams. *Ecological Monograph* 7:445-479.
- Chapman D. 1992, *Water quality assessments*, Chapman e Hall, Londra.

Chételat J., Pick F.R. & Hamilton P.B. 2006. Potamoplankton size structure and taxonomic composition: Influence of river size and nutrient concentrations. *Limnology and Oceanography*. 51: 681-689.

Cole J. J., Caraco N. F. & Peierls B. L. 1992. Can phytoplankton maintain a positive carbon balance in a turbid, freshwater, tidal estuary? *Limnology and Oceanography*. 37: 1608–1617

Comitato Glaciologico Trentino 2007. <http://www.sat.tn.it/ghiacciai.htm>

Costello J.C. & Chisholm S.W. 1981. The influence of cell size on the growth rate of *Thalassiosira weissflogii*. *Journal of Plankton Research*. 3:415–419.

Couté A., Leitao M. & Martin C. 1997. Première observation du genre *Cylindrospermopsis* (Cyanophyceae, Nostocales) en France. *Cryptogamie Algologie*. 18:57–70.

Cushing C.E., Mc Intire D.C., Cummins K.W., Petersen R.C., Sedell J.R. & Vannote R.L., 1983. Relationships among Chemical, Physical and Biological Indices along River Continuum based on Multivariate Analysis. *Archiv für Hydrobiologie* , 98, pp317-26.

Descy J P. 1987. Phytoplankton composition and dynamics in the River Meuse (Belgium). *Archiv für Hydrobiologie*. Suppl. 78: 225-245.

Descy J.P & Gosselain V. 1994. Ecological importance and dynamics of phytoplankton in a large lowle river (River Meuse, Belgium). 289 : 139-155.

Descy J. P., Everbecq E., Gosselain V., Viroux L. & Smitz S. 2003. -Modelling the impact of benthic filter-feeders on the composition and biomass of river plankton. *Freshwater. Biology.*, 48, 404-417.

Desortová B., Prange A. & Punčochář P. 1996. Chlorophyll-*a* concentrations along the River Elbe. *Archiv für Hydrobiologie*. Suppl 113:203–210.

De Bernardi R., Giussani G., Mosello R. & Origgi I. 1984. Quadro limnologico di cinque piccoli laghi piemontesi (Avigliana, Trana, Ceia, Viverone e Sirio). *Documenta Istituto Italiano Idrobiologia*. 5: 1-97.

De Leo G.A. & Ferrari I. 1993. Disturbance and diversity in a river zooplankton community: a neutral model analysis. *Coenoses* 8: 121–129.

Downing, J.A., S.B. Watson & McCauley E. 2001. Predicting cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 1905-1908.

Ecker B. & Walz N. 1998. Zooplankton succession and thermal stratification in the polymictic shallow Müggelsee (Berlin, Germany): a case for the intermediate disturbance hypothesis? *Hydrobiologia*, 337/338, 199–206.

- Eddy S. 1931. The plankton of the Sangamon River in the summer of 1929. *Bulletin of the Natural History Survey of Illinois* 19:469-486.
- Edwards R. W. 1995. The ecological basis for the management of water quality. In Harper, D. M. e A. J. D. Ferguson (eds), *The Ecological Basis for the River Management*. John Wiley e Sons, Chichester: 135–146.
- Effler S. W., Brooks C. M., Whitehead K., Wagner B., Doerr S.M., Perkins M., Siegfried C. A., Walrath L. & Canale R. P. 1996. Impact of zebra mussel invasion on river water quality. *Water Environmental Resources*. 68:205–14.
- Elwood J. W. & Nelson D.J. 1972 Periphyton production and grazing rates in a stream, measured with a  $^{32}\text{P}$  material balance method. *Oikos*, 23, 295-303.
- Egiatti G. & Cremonese S. 2006. Considerazioni sulla scala di deflusso del Fiume Adige a Boara Pisani. ARPAV – Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione Ambientale del Veneto. U.O. Rete Idrografica Regionale 01/06.
- Everbecq E., Gosselain V., Viroux L. & J.-P. Descy 2001. POTAMON: a dynamic model for predicting phytoplankton composition and biomass in lower rivers. *Water Research* 35 , pp. 901–912.
- Favero P., Marzocchi M., Tolomio C., Solazzi A. & Cavolo F.-1979. Relazione preliminare sulle ricerche fitoplanctoniche svolte nel Delta del Po durante il 1977. *Informatore. Botanico.*, 11 (2), 207-217.
- Fenoglio S. & Bo T. 2009. *Lineamenti di Ecologia Fluviale*. Città Studi Edizioni. Torino.
- Ferrari I. & Mazzoni R. 1989. Zooplankton in the Po River during the summer of 1985. *Toxicological e Environmental Chemistry* 20–21: 39–48.
- Ferrari I. & Rossetti G. 2006. New records of the centropagid *Boeckella triarticulata* (Copepoda: Calanoida) in Northern Italy: evidence of a successful invasion? *Aquatic Invasions* 1: 219–222.
- Ferrari I., Mazzoni R. & Solazzi A. 1987. Il popolamento del Fiume Po nell'estate 1985. *Atti A.I.O.L.* VII, 261.266.
- Ferrari I., Farabegoli A. & Mazzoni R. 1989. Abundance e diversity of planktonic rotifers in the Po River. *Hydrobiologia* 186/187: 201–208.
- Ferrari I., Caleo A., Mazzocchi M.G. & Matteucci G. 1984. Dynamics of planktonic rotifer populations in an experimental canal. In *Atti 48 Simposio Dinamica Popolazioni*, Parma, Italy, 22–24 October 1981: 51–57.

- Ferrari I., Viglioli S., Viaroli P. & Rossetti G. 2006. The impact of the drought event of summer 2003 on the zooplankton of the Po River (Italy). *Verhelungen des internationalen Vereins für Limnologie* 29: 2143–2149.
- Field J. G., K. R. Clarke & Warwick R. M. 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series* 8: 37-52. [483]
- Friedrich, G. & Viehweg M. 1984. Recent developments of the phytoplankton and its activity in the Lower Rhine. *Verhelungen des internationalen Vereins für Limnologie*. 22: 2029-2035
- Gardner M.B. 1981: Mechanism of size selectivity by planktivorous fish: a test of hypotheses. *Ecology*, 62:571-578.
- Garnier J., Billen G. & Coste E. M. 1995. Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the Seine River: Observations and modelling. *Limnology and Oceanography*. 40: 750–765
- Galassi D.M.P., Di Lorenzo T., Marchetti A., Gattone E., Castaldo D., Lorenzin M., Defrancesco C., Fuganti A., Zanuso F. & Dell'Acqua N. 2007. The GEcoRA (Groundwater Ecological Risk Assessment) methodology in groundwater Adige river alluvial plain (Trentino – Alto Adige, north Italy). Workshop 2, Autorità di Bacino del fiume Adige.
- Ghetti P.F. 1985. I corsi d'acqua come tipici ecosistemi aperti. *Atti del seminario di aggiornamento Ecologia dell'Ambiente fluviale*, pp. 171-89.
- Giller P.S. & Malmqvist B. 1988. *The Biology of Streams and Rivers*, Oxford University Press, New York.
- Gosselain V, Descy J P., Viroux L., Joaquim-Justo C., Hammer A, Metens A. & Schweitzer S. 1998a. Grazing by large river zooplankton: a key to summer potamoplankton decline? The case of the Meuse and Moselle rivers in 1994 and 1995. *Hydrobiologia* 369/370: 199–216.
- Gosselain V, Viroux L & Descy J-P. 1998b. Can a community of small-bodied grazers control phytoplankton in rivers? *Freshwater Biology* 39: 9–24.
- Harper D. M. 1992. *Eutrophication of Freshwater. Principles, Problems and Restoration*. Chapman and Hall, London.
- Harris G.P. 1983. Mixed layer physics and phytoplankton populations: studies in equilibrium and non-equilibrium ecology. *Progress Phycological Research* 2: 1-52.
- Harris G.P. 1986. *Phytoplankton ecology: structure, function and fluctuation*. Chapman and Hall, London.
- Heiskary S. & Markus H. 2001. Establishing relationships among nutrient concentrations, phytoplankton abundance, and biochemical oxygen demand in Minnesota river, USA. *Journal Lake and Reservoir Management*. 17: 251-267.

- Hynes H.B.N. 1970. *The ecology of Running Waters*. University of Toronto Press, Toronto.
- Hoogenhout H. & Amesz J. 1965. Growth rates of photosynthetic micro-organisms in laboratory cultures. *Archiv für Mikrobiologie* 50: 10-25.
- Huber-Pestalozzi G. 1968. *Das Phytoplankton des Süßwassers*. Stuttgart.
- Hudon C., S. Paquet & E.V. Jarry. 1996. Downstream variations of phytoplankton in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Hydrobiologia* 337: 11–26.
- Huff D. R. 1986. Phytoplankton communities in Navigation Pool. no. 7 of the upper Mississippi River. *Hydrobiologia* 136:47–56.
- Ietswaart T.H., Breebart L, Van Zanten B. & Bijkerk R. 1999. Plankton dynamics in the River Rhine during downstream transport as influenced by biotic interactions and hydrological conditions. *Hydrobiologia*, 410:1–10.
- Iob D. 2008. Il bilancio idrico: presentazione di attività svolte, analisi e prospettive. In: Atti “Workshop 04 organizzato dall’Autorità di Bacino del fiume Adige”. Verona, 18 marzo 2008: 1-24.
- IRN 2006. *Fizzy Science. Loosening the Hydro Industry’s Grip on Reservoir Greenhouse Gas Emissions Research*, International Rivers Network Publ., Berkeley.
- Jeppesen E., M. Søndergaard, J.P. Jensen, K.E. Havens, O. Anneville, L. Carvalho, M.F. Coveney, R. Deneke, M.T. Dokulil, B. Foy, D. Gerdeaux, S.E. Hampton, S. Hilt, K. Kangur, J. Köhler, E.H.H.R. Lammens, T.L. Lauridsen, M. Manca, M.R. Miracle, B. Moss, P. Nöges, G. Persson, G. Phillips, R. Portielje, S. Romo, C. Schelske, D. Straile, I. Tatrai, E. Willén & Winder M. 2005. Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology*. 50: 1747–1771
- Jones F. H. 1984. The dynamics of suspended algal populations in the lower Wye catchment. *Water Resources*. 18: 25–35.
- Junk W. J. 1999. The flood pulse concept of large rivers: Learning from the tropics. *Archiv für Hydrobiologie* 115: 261–280.
- Kirk J.T.O. 1994. *Light e photosynthesis in aquatic ecosystems*. 2nd ed. Cambridge University Press.
- Kirk K. L. 1991. Suspended clay reduces *Daphnia* feeding rate: behavioural mechanisms. *Freshwater Biology* 25: 357–365.
- Kirk K. L. & Gilbert J. J. 1990. Suspended clay and the population dynamics of planktonic rotifers and cladocerans. *Ecology* 71:1741–1755.

- Kiss K.T. 1994. Trophic level and eutrophication of the River Danube in Hungary. *International Association of Theoretical and Applied Limnology*. 25: 1688-1691
- Kiss K. T. 1996. Diurnal change of planktonic diatoms in the River Danube near Budapest (Hungary). - *Archiv für Hydrobiologia. Algological Studies*, 80: 113-122.
- Kiss K. T., É. Ács & Kovács K. 1994. Ecological observations on *Skeletonema potamos* (Weber) Hasle in the River Danube, near Budapest (1991–92, daily investigations). *Hydrobiologia* 289: 163–170.
- Krogmann D. W. Buttala, R. & Sprinkle J. 1986. Blooms of cyanobacteria in the Potomac River. *Plant Physiology*. 80:667–71.
- Kruskal J. B. 1964. Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika* 29: 115-129.
- Kruskal J. B 1977. The relationship between multidimensional scaling and clustering. In: J. Van Ryzin (ed.), *Classification and Clustering*. Academic, New York. pp. 17-44
- Kruskal J. B. & Wish M. 1978. *Multidimensional scaling*. Sage University Paper series on Quantitative Applications in the Social Sciences, 07-011. Sage Publications, Beverly Hills. 93 pp. [444, 448]
- Kofoed CA. 1903. The phytoplankton of the lower Illinois River and its basin. Part I: Quantitative investigations and general results. *Bulletin of the Illinois State Laboratory of Natural History* 6: 95-269
- Kohler J. 1995. Growth, production and losses of phytoplankton in the lowland River Spree: carbon balance. *Freshwater Biology*. 34:501–12.
- Lampert W. & Sommer U. 1997. *Limnoecology: the Ecology of Lakes e Streams*. Oxford University Press, New York.
- Lange T. R. & Roda R. G. 1993. Community dynamics in a typical navigation pool in the upper Mississippi River. *Journal of the Iowa Academy of Science* 100:21–27.
- Lewis jr. W. M., 1988. Primary production in the Orinoco river. *Ecology* 69: 679–692.
- Lima I.B.T., Ramos F.M., Bambace L.A.W. & Rosa R.R. 2007. Methane Emissions from Large Dams as Renewable Energy Resources: A developing Nation Perspective, “Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change”, 13, pp. 1381-86.
- Lohrenz S. E., Fahnenstiel G. L., Redalje D. G., Lang G. A., Chen X. & Dagg, M. J. 1997. Variations in primary production of northern Gulf of Mexico continental shelf waters linked to nutrient inputs from the Mississippi River. *Marine Ecology Progress Series*. Ser. 155:45–54.

- Lorenzen C.J. 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography*, 12, 343-3.
- Maberly S. C., Reynolds C. S., George D. G., Haworth E. Y. & Lund J. W. G. 1994. The sensitivity of freshwater planktonic communities to environmental change: monitoring, mechanisms and models. In Leigh, R. A. & Johnston, A. E. [Eds.] *Long-Term Experiments in Agricultural and Ecological Sciences*. CAB International, Wallingford, U.K., pp. 387–405.
- McCauley E. 1984. The estimation of the abundance and biomass of zooplankton samples. In: J. A. Downing & F. Rigler (eds), *A manual on methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters*. IBP Handbook No. 17. 2<sup>nd</sup> edition. Blackwell. Oxford: 228–265.
- Maiolini B., Bruno M.C., Carolli M. & Silveri L. 2007, Effects of Hydropeaking on the Hyporheos of an Alpine Stream: Preliminary Results, “Geophysical Research Abstracts”, 9.
- Marcela M L. 2003. A comparative analysis of the phytoplankton from six pampean lotic systems (Buenos Aires, Argentina). *Hydrobiologia*. 495 (1–3), 103–117.
- Margalef R. 1960. Ideas for a synthetic approach to the ecology of running waters. *International Review of Hydrobiology*. 45:133–53.
- Marzocchi M., Tolomio C., Solazzi A., Cavolo F. & Montessor M. 1989. Dynamics of phytoplankton populations in the terminal tract of the Po della Pila River over three years. *Nova Thalassia*, 10:103-118
- McCabe G. D. & O'Brien W. J. 1983. The effect of suspended silt on the feeding and reproduction of *Daphnia pulex*. *American Midland Naturalist*. 110: 324–337.
- Minshall G.W., Cummins K.W., Petersen C., Cushing C.E., Bruns D.A., Sedell J.R. & Vannote R.L., 1985. Developments in stream ecosystem theory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 42: 1045-1055
- Mischke U. & Behrendt H. 2006. German assessment method to evaluate large rivers by phytoplankton for EU-WFD. 6th International Symposium on Use of algae for monitoring rivers. Hungary, Balatonfüred, 12-16 September 2006. Edited by É. Ács, K.T. Kiss, J. Padišák & K.É. Szabó. Program, Abstracts and Extended Abstracts: 94.
- Mitrovic S.M., L.C. Bowling & Buckney R.T. 2001. Vertical disentrainment of *Anabaena circinalis* in the turbid, freshwater Darling River, Australia: quantifying potential benefits from buoyancy. *Journal of Plankton Research* 23: 47-55
- Moccia A., F. Decet & Salmaso N. 2000. Plankton and nutrient evolution of a piedmont reservoir in Northern Italy (L. Santa Croce). *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Limnologie*. 27: 2929–2933
- Moss B. 1980. *Ecology of Freshwaters*. Blackwell. Oxford London.

Moss B. & Balls H. 1989. Phytoplankton distribution in a temperate floodplain lake and river system. II Seasonal changes in the phytoplankton communities and their control by hydrology and nutrient availability. *Journal of Plankton Research*. 11:839-867.

Moss B., H. Balls I. Booker K. Manson & Timms M. 1984. The river Bure, United Kingdom: patterns of change in chemistry and phytoplankton in a slow-flowing fertile river. *International Association of Theoretical and Applied Limnology*. 22: 1959–1964.

Negishi J.N., Inoue M. & Nunokawa M. 2002. Effects of Channelisation on Stream Habitat in Relation to a Spate and Flow Refugia for Macroinvertebrates in Northern Japan. *Freshwater Biology*, 47, pp. 1515-29.

Neumann D., Seidenberg-Busse C., Petermeier A., Staas S., F. Molls F. & Rutschke J. 1994. Gravel-pit lakes connected with the river Rhine as a reserve for high productivity of plankton and young fish, *Water Science Technology*. 29 pp. 267–271.

Nogrady T., R. L. Wallace & Snell T.W. 1993. Rotifera 1. Biology, ecology and systematics. In H. J. Dumont e T. Nogrady (eds), *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*. 6. SPB Academic Publishers, The Hague, The Netherlands

Odum E. P 1983. *Basic Ecology*. CBS College Publishing.

Odum H.T. 1957. Trophic Structure and Productivity of Silver Springs, Florida, *Ecological Monographs*, 27, pp.55-112.

Oksanen J. 2005 *Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial*. World Wide Web electronic publication [www.cc.oulu.fi/jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf](http://www.cc.oulu.fi/jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf).

O'Keefe J. H., Bryen B. A., Davies B. R. & Palmer R. W. 1990. The effects of impoundments on the physico-chemistry of two contrasting southern African river systems. *Reg. Rivers Res. Manage.* 5:97–110.

Orlóci L. 1978. *Multivariate analysis in vegetation research*. 2nd edition. Dr. W. Junk B. V. The Hague. ix + 451 pp. [252, 269, 270, 278, 280, 288, 371, 461]

Pace M. L., Findlay S. E. G. & Links D. 1992. Zooplankton in advective environments: the Hudson River community e a comparative analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* . 49:1060–9.

Padisàk J. 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszinska) Seenaya and Subba Raju, an expeing, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv für Hydrobiologie. Suppl.* 107:563–93.

Palmer C. M. 1962. *Algae in Water Supplies*. U.S. Public Health Service Publ. 657, Washington, D.C.

Pascher A. 1930. Die Süßwasser-Flora Mitteleuropa , In: A. Pascher, Editors

- Pesavento Mattioli S. 1998. Bonifiche e drenaggi con anfora in epoca Romana: aspetti tecnici e topografici, Università di Padova. Padova.
- Podani J. 2007. Analisi ed esplorazione multivariate dei dati in ecologia e biologia. Liguori Editore. Napoli.
- Popovich C. & Gayoso A. 1999. Effect of irradiance and temperature on the growth rate of *Thalassiosira curviseriata* Takano (Bacillariophyceae), a bloom diatom in Bahia Blanca estuary (Argentina). *Journal of Plankton Research*, 21:1101–1110
- Pourriot R., Rougier C. & Miquelis A. 1997. Origin and development of river zooplankton: example of the Marne. *Hydrobiologia* 345: 143–148.
- Rabalais N. N., Turner R. E., Justic D., Dortch Q, Wiseman W.J. & Gupta B. K. 1996. Nutrient changes in the Mississippi River and system responses on the adjacent continental shelf. *Estuaries* 19:386–407.
- Ramirez M., Maiolini B., Zambiasi M., Lazzeri F., Angheben R. & Dell'acqua N. 2007. Analisi delle caratteristiche delle acque superficiali nel bacino dell'Adige: corpi idrici superficiali e condizioni di riferimento. In: Atti "Terzo Workshop organizzato dall'Autorità di Bacino del Fiume Adige". Rovereto (TN), 18 ottobre 2007: 9-12.
- Reckendorfer W., Keckeis H., Winkler G. & Schemer F. 1999 Zooplankton abundance in the River Danube, Austria: the significance in a inshore retention. *Freshwater Biology*. 41, 583-591.
- Revenga C., Brunner J., Henninger N., Kassem K. & Payne R. 2000. Pilot Analysis of global ecosystems (PAGE): Freshwater system. World Resources Institute, Washington.
- Reynolds C.S 1987. The response of phytoplankton communities to changing lake environments . *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* 49: 220-36
- Reynolds C. S., 1988.a Functional morphology and the adaptive strategies of freshwater phytoplankton. In Segren, C. D. (ed.), *Growth e reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge: 388-433.
- Reynolds C.S. 1988b. Potamoplankton: paradigms, paradoxes, prognoses. In Round, F. E. [Ed.] *Algae and the Aquatic Environment*. Biopress Ltd., Bristol, pp. 285–311.
- Reynolds C.S. 1992. Algae. In P. Calow e G. E. Petts (eds), *The rivers handbook*, Vol. 1. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 195-215.
- Reynolds C.S 1994. The long, the short and the stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers. *Hydrobiologia* 289:9–21.

- Reynolds C.S 1995. River plankton: the paradigm regained. In Harper, D. M. e Ferguson, A. J. D. [Eds.] *The Ecological Basis for River Management*. Wiley, New York, pp. 161–174.
- Reynolds C.S 1996. Algae. In P. Calow e G. E. Petts (eds), *River Biota. Diversity e Dynamics*. Blackwell Science, Oxford, pp. 6–26.
- Reynolds C.S. 2006. *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Reynolds C.S. & Glaister M. 1993. Spatial and temporal changes in phytoplankton abundance in the upper and middle reaches of the River Severn. *Archiv für Hydrobiologie*.101(Suppl.):1–22.
- Reynolds C.S. & Descy J-P. 1996. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Archiv fur Hydrobiologie*. 113(Suppl.):161–87.
- Roditi H. A., N. F. Caraco, J. J. Cole & Strayer D.L. 1996. Filtration of Hudson River water by the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). *Estuaries* 19: 824–832.
- Rojo C., M. Alvarez Cobelas & Arauzo M. 1994. An elementary, structural analysis of river phytoplankton. *Hydrobiologia*. 289: 43–55.
- Roos J.C. & Pieterse A. 1996 Seasonal variation of phytoplankton biomass in the Middle Vaal River, South Africa. *Water SA*. 22: 33-42
- Rossaro B. 1976. Lo «zooplancton» del Po a Caorso. *Istituto Lombardo Rendiconti Scientifici*. 110: 35–54.
- Rossaro B. 1981. Il carico biologico del medio Po presso Caorso (Piacenza): la sua composizione specifica e le relazioni con le proprietà dell'acqua esaminate mediante l'analisi delle componenti principali. *Rivista di Idrobiologia* 20: 153–163.
- Rossaro B. 1988. Mid-Po River zooplankton. A seven-year study. *Hydrobiologia* 160: 97–105.
- Rossaro B. & Cotta Ramusino M. 1976. I copepodi del Po a Isola Serafini. *Rivista di Idrobiologia* 15: 187–203.
- Rossetti G., Viaroli P. & Ferrari I. 2008. Role of abiotic e biotic factors in structuring the metazoan plankton community in a lowle river. Published online in Wiley InterScience ([www.interscience.wiley.com](http://www.interscience.wiley.com)) DOI: 10.1002/rra.1170
- Rossi D. & Veltri R. 2007. Come abbiamo fronteggiato l'emergenza idrica. *Adige-Etsch* 1/1: 15-19.
- Rott E. 1981. Some results from phytoplankton counting intercalibration. *Schweiz. Zeit. Hydrobiologia*. 43: 34-62.

Rott E., N. Salmaso & Hoehn E. 2007. Quality control of Utermöhl based phytoplankton biovolume estimates – an easy task or a Gordian knot? *Hydrobiologia*. 578: 141-146.

Ruse L.P. & Hutchings A.J. 1996. Phytoplankton composition of the River Thames in relation to certain environmental variables. *Archiv Für Hydrobiologie. Suppl.* 113, 10:189–201.

Rzoska J. 1978. *On the Nature of Rivers*. Dr W Junk, The Hague.

Salmaso N. 1996. Seasonal variation in the composition and rate of change of the phytoplankton community in a deep subalpine lake (Lake Garda, Northern Italy). An application of non metric multidimensional scaling and cluster analysis. *Hydrobiologia* 337: 49–68.

Salmaso N. 2002. Ecological patterns of phytoplankton assemblages in Lake Garda: seasonal, spatial and historical features. *Journal of Limnology*, 61: 95-115.

Salmaso N. & Padišák J. 2007. Morpho-Functional Groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia* 578: 97-112.

Salmaso N. & Braioni M.G. 2007. Factors controlling the seasonal development and distribution of the phytoplankton community in the lowland course of a large river in Northern Italy (River Adige). *Aquatic Ecology*. DOI 10.1007/s10452-007-9135-x.

Salmaso N. & Zignin A. 2009. At the extreme of physical gradients: phytoplankton in high flowing, large rivers. *Hydrobiologia*. Doi: 10.1007/s10750-009-0018-0

Salmaso N., Zignin A., Centis B., Sartori P. & Dell'acqua N. 2007. Il plancton fluviale come strumento di conoscenza della qualità ecologica e per la gestione delle acque del Fiume Adige. In: Atti "Terzo Workshop organizzato dall'Autorità di Bacino del Fiume Adige". Rovereto (TN), 18 ottobre 2007: 47-49.

Salmaso N., Zignin A., Centis B., Maiolini B., Bruno M.C., Sartori P., Zambiasi M. & Dell'Acqua N. 2009. Caratteristiche ecologiche del Fiume Adige lungo gradienti longitudinali: effetti della regimazione idrologica: effetti della regimazione idrologico. *Biologia Ambientale*; submitted.

Salmoiraghi G. 1992 - Ecosistemi lotici: sequenza temporale e distribuzione spaziale delle comunità macro zoobentoniche. *S.It.E. Atti*, 15: 195-220.

Saunders, J.F. & Lewis W.M. 1988a. Zooplankton abundance in the Caura river, Venezuela. *Biotropica*, 20: 206-214.

Saunders, J.F. & Lewis W.M. 1988b. Zooplankton abundance and transport in a tropical white-water river. *Hydrobiologia*, 162: 147-155.

Schmidt A. & Vörös L. 1981. Phytoplankton of the lower Hungarian section of the Danube in the 1970s. *Hydrology. Kzl.* 61: 322-330

Siligardi M., Bernabei S., Cappelletti C., Chierici E., Ciutti F., Franchini A., Maiolini B., Mancini L., Minciardi M., Monaunic., Rossi G. & Sansoni G. 2007. I.F.F. Indice di Funzionalità Fluviale. Manuale ANPA.

Shepard R. N. 1962. The analysis of proximities: multidimensional scaling with an unknown distance function. *Psychometrika* 27: 125-139.

Sherman B. S., Webster I. T., Jones G. J. & Oliver R. L. 1998 Transitions between *Aulacoseira* and *Anabaena* in a turbid river weir pool. *Limnology and Oceanography*. 43, 1902–1915.

Skidmore R.E., Maberly S.C & Whitton B.A. 1998. Patterns of spatial and temporal variation in phytoplankton chlorophyll-*a* in the River Trent and its tributaries. *Science of the Total Environment*. 210/211 pp. 357–365.

Solazzi A. & Marzocchi M. 1985. Dinamica dei popolamenti fitoplanctonici nell'area del Delta Padano. *Nova Thalassia*. 7, 171-185.

Sommer U., Gliwicz Z.M., Lampert W. & Duncan A. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in freshwaters. *Archiv für Hydrobiologie* 106: 433–471

Sparks R. E. 1995. Need for ecosystem management of large rivers and their floodplains. *BioScience* 45:168–81.

Surian N. & Rinaldi M. 2003. Morphological Response to River Engineering and Management in Alluvial Channels in Italy. *Geomorphology*, 50, pp.307-26.

Strayer D. L, J. Powell, P. Ambrose, M. L. Pace & Fischer D. T.1996. Arrival, spread, and early dynamics of a zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) population in the Hudson River estuary. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 1143–1149

Strayer D. L., N. F. Caraco, J. J. Cole, S. Findlay & Pace M. L. 1999. Transformations of freshwater ecosystems by bivalves: A case study of zebra mussels in the Hudson River. *Bioscience* 49: 19–28.

Swanson C. D. & Bachmann R. W. 1976. A model of algal exports in some Iowa streams. *Ecology* 57:1076–80.

Szemes G., 1967. Das Phytoplankton der Donau. In R. Liepolt, *Limnologie der Donau*. In Liepold, R (ed.): 158-179.

Szemes G., 1969. The phytoplankton of the Hungarian reach of the Danube during the winter months. *Annal. Univ. Sci. Budapestinensis* 11: 75-117.

Thorp J. H. & DeLong M. D. 1994. The riverine productivity model: an heuristic view of carbon sources and organic processing in large river ecosystems. *Oikos* 70:305–8.

- Thorp J.H., A.R. Black, K.H. Haag & Wehr J.D. 1994. Zooplankton assemblages in the Ohio River: seasonal, tributary, and navigation dam effects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* . 51: 1634-1643.
- Tiemann J.S., Gillette D.P, Wildhaber M.L. & Edds D.R. 2005. Effects of Low head Dams on the Ephemeropterans, Plecopterans e Trichopterans Group in a North American River, *Journal of Freshwater Ecology*, 20 pp. 519-25.
- Tilman D., Kilham S. S. & Kilham, P. 1982. Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 13:349–72.
- Tockner K., Schiemer F. & Ward J. V. 1998. Conservation by restoration: the management concept for a river-floodplain system on the River Danube in Austria. *Aquatic. Conservation*. 8: 71–86.
- Townsend C. R. 1996. Concepts in river ecology: pattern e process in the catchment hierarchy. *Archiv für Hydrobiologie*. 113 Suppl.:3–21.
- Trova C.1997. L'inquinamento delle acque; Calderini. Bologna.
- Uthermol H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitative Phytoplankton-Methodik-International Association of Theoretical and Applied Limnology., 9: 1-38.
- Van der Nat D., Schmidt A.P., Tockner K., Edwards P.J. & Ward J.V. 2002. Inundation Dynamics in Braided Floodplains: Tagliamento River, Northeast Italy, *Freshwater Biology*. 48, pp 1799-1812.
- Van Donk E. & Kilham S.S. 1990. Temperature effects on silicon limited and phosphorus-limited growth and competitive interactions among three diatoms. *Journal of Phycology*, 26:40–50.
- Van Nieuwenhuysse E. & Jones J. R. 1996 Phosphorus- chlorophyll relationship in temperate streams and its variation with stream catchment area. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 53:99–105.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E. 1980 The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37: 130.137.
- Viaroli P., Rossetti G. & Pedrelli E. 1996. Riverine Wetles of the Po valley, Managment of Mediterranean Wetles, 2, pp.275-94.
- Viaroli P., Ferrari I. & Rossetti G. 2002. Long-term limnological research in a quarry lake of the Po River, Italy. *Verhelungen des internationalen Vereins für Limnologie* 28: 576–581.

- Vinyard G. L. & O'Brien W. J. 1976. Effects of light e turbidity on the reactive distance of bluegill (*Lepomis macrochirus*). Journal of the Fisheries Research Board of Canada. 33: 2845–2849.
- Viroux, L. 1997 Zooplankton development in two large lowland rivers, the Moselle (France) and the Meuse (Belgium), in 1993. Journal of Plankton Research., 19(11), 1743–1762
- Viroux L. 2002. Seasonal e longitudinal aspects of microcrustacean (Cladocera, Copepoda) dynamics in a lowland river. Journal of Plankton Research 24: 281–282.
- Volk C.J., Volk C.B. & Kaplan L.A. 1997. Chemical composition of biodegradable dissolved organic matter in stream water. Limnology and Oceanography. 42, pp.39-44.
- Vranovsky, M.1974. Zooplankton of the side-arms of Baka ahead of its confluence with the main stream and its importance for the forming of zooplankton of the river Danube. Biol. Pr. Slov. Akad. Vied 7, 20, 77.
- Ward J.V. 1989. The Four Dimensional Nature of Lotic Ecosystem, Journal of the North American Benthological Society, 8, pp.2-8.
- Webster I. T., Jones G. J., Oliver R. L., Bormans M. & Sherman B. S. 1996. Control Strategies for Cyanobacteria Blooms in Weir Pools. CEM Technical. Report. 119, CSIRO, Australia.
- Wehr J. D. & Thorp J.H. 1997. Effects of navigation dams, tributaries, and littoral zones on phytoplankton of the Ohio River. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 54:378-395.
- Wehr J.C & Descy J. P. 1998 . Use of phytoplankton in large river management. Journal of Phycology. 34:741-749.
- 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 E. B. 1952. Limnology, 2nd ed. McGraw-Hill, New York.
- Wetzel R. G. 1983. Limnology, 2nd ed. Saunders, Philadelphia.
- Williamson M. 1996. Biological Invasion. Chapman e Hall, Londra.
- Young K., Morse G.K., Scrimshaw M.D., Kinniburg J.H., Macleod C.L. & Lester J.N. 1999. The relation between phosphorus and eutrophication in the Thames catchment, UK. Science of the Total Environment. 228: 157- 183.
- Zacharias O. 1898. Das Potamoplankton. Zoologischer Anzeiger. 21: 41-48.



# ALLEGATI

**Tabella.1** Elenco degli 87 taxa fitoplanctonici osservati durante i due anni del dottorato di ricerca. La “x” indica che la specie è stata osservata nella specifica stazione di campionamento.

	Genere	Specie	Bolzano	Cortina all'Adige	Besenello	Pescantina	Boara Pisani
CIANOPHYCEAE							
	<i>Anabaena</i>	<i>planctonica</i> Brunnthaler					X
	<i>Anabaena</i>	sp.					X
	<i>Limnotrichoideae</i>	ind.	X	X	X	X	X
	<i>Planktothrix</i>	<i>rubescens</i> (De Candolle ex Gomont) Anagnostidis & Komárek	X	X	X	X	X
	<i>Planktolyngbya</i>	<i>limnetica</i> (Lemmermann) J. Komárková- Legnerová e G. Cronberg	X	X	X	X	X
	Oscillatoriales	cf. <i>komvophoron</i> Anagnostidis & Komárek	X	X	X	X	X
	<i>Pseudanabaena</i>	cf. <i>catenata</i> Lauterborn	X	X	X	X	X
CHLOROPHYCEAE							
	<i>Ankyra</i>	<i>judayi</i> (G.M. Smith) Fott	X	X	X	X	X
	<i>Ankistrodesmus</i>	sp.	X	X	X	X	X
	<i>Carteria</i>	sp.	X				X
	<i>Closterium</i>	sp.	X	X	X	X	X
	<i>Coelastrum</i>	sp.					X
	<i>Cosmarium</i>	sp.	X				X
	<i>Cosmarium</i>	cf. <i>depressum</i> (Nägeli) P. Lundell	X	X		X	X
	<i>Cosmarium</i>	cf. <i>bioculatum</i> Brébisson ex Ralfs			X		X
	<i>Kirchneriella</i>	<i>contorta</i> (Schmidle) Bohlin	X	X	X	X	X
	<i>Lagerheimia</i>	sp.			X		
	<i>Monoraphidium</i>	spp.	X	X	X	X	X
	<i>Mougeotia</i>	spp.					X
	<i>Nephrocytium</i>	sp.					X
	<i>Oocystis</i>	sp.					X
	<i>Pediastrum</i>	<i>duplex</i> Meyen		X		X	X
	<i>Planktosphaeria</i>	<i>gelatinosa</i> G.M. Smith					X
	<i>Pseudoquadrigula</i>	sp.	X				X

	<i>Scenedesmus</i>	cf. <i>armatus</i> Chodat			X		X
	<i>Scenedesmus</i>	<i>brasiliensis</i> Bohlin			X		X
	<i>Scenedesmus</i>	cf. <i>caudato- aculeolatus</i> Chodat					X
	<i>Scenedesmus</i>	sp.	X	X		X	X
	<i>Staurastrum</i>	cf. <i>planctonicum</i> Teiling	X				X
	<i>Staurastrum</i>	spp.	X	X	X	X	
	<i>Tetraëdron</i>	<i>minimum</i> (A. Braun) Hansgirg		X	X	X	X
	Chlorococcales	Ind.4-8	X	X	X	X	X
	Chlorococcales	Ind.14-18	X	X	X	X	X
CHRYSOPHYCEAE							
	<i>Dinobryon</i>	spp.	X	X	X	X	X
	<i>Dinobryon</i>	<i>sociale</i> Ehrenberg	X				
	<i>Mallomonas</i>	cf. <i>acaroids</i> Perty		X		X	X
	<i>Mallomonas</i>	spp.	X	X	X	X	X
	<i>Pseudokephyrion</i>	spp.			X		X
BACILLARIOPHYCEAE							
	<i>Amphora</i>	cf. <i>ovalis</i> Kützing	X	X	X	X	X
	<i>Aulacoseira</i>	sp.	X	X	X	X	X
	<i>Aulacoseira</i>	<i>granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen			X		X
	<i>Achnanthes</i>	sp.	X	X	X	X	X
	<i>Asterionella</i>	<i>formosa</i> Hassall	X	X	X	X	X
	<i>Cocconeis</i>	spp.	X	X	X	X	X
	<i>Cyclotella</i>	spp. D 4-6	X	X	X	X	X
	<i>Cyclotella</i>	spp.D9-13	X	X	X	X	X
	<i>Cyclotella</i>	spp. D 14-16	X	X	X	X	X
	<i>Cymbella</i>	sp.	X	X	X	X	X
	<i>Cymbella</i>	sp.D40	X				X
	<i>Cymatopleura</i>	sp.	X	X	X	X	X
	<i>Craticula</i>	sp.	X				X
	<i>Diatoma</i>	<i>ehrenbergii</i> Kützing	X	X	X	X	X
	<i>Diatoma</i>	<i>vulgaris</i> Bory	X	X	X	X	X
	<i>Didymosphenia</i>	<i>geminata</i> (Lyngbye) M. Schmidt	X	X	X	X	X
	<i>Fragilaria</i>	<i>arcus</i> (Ehrenberg) Cleve	X	X	X	X	X
	<i>Fragilaria</i>	<i>construens</i> (Ehrenberg) Grunow	X	X	X	X	X
	<i>Fragilaria</i>	<i>crotonensis</i> Kitton	X	X	X	X	X
	<i>Fragilaria</i>	<i>ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot	X	X	X	X	X

	<i>Fragilaria</i>	sp.	X	X	X	X	X
	<i>Gomphonema</i>	sp.	X	X	X	X	X
	<i>Gyrosigma</i>	<i>attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst	X	X	X	X	X
	<i>Meridion</i>	<i>circulare</i> (Greville) C. Agardh	X	X	X	X	X
	<i>Navicula</i>	<i>cf. subminuscola</i> Manguin	X	X	X	X	X
	<i>Navicula</i>	spp.	X	X	X	X	X
	<i>Nitzschia</i>	<i>acicularis</i> (Kützing) W. Smith	X	X	X	X	X
	<i>Nitzschia</i>	spp.	X	X	X	X	X
	<i>Nitzschia</i>	<i>cf. sigmoidea</i> (Ehrenberg) W. Smith	X	X	X	X	X
	<i>Neidium</i>	spp.	X	X	X	X	X
	<i>Rhoicosphenia</i>	<i>abbreviata</i> (C. Agardh) Lange- Bertalot	X	X	X	X	X
	<i>Stephanodiscus</i>	sp. D30	X	X	X	X	X
	<i>Stephanodiscus</i>	sp. D40	X				X
	<i>Stephanodiscus</i>	<i>hantzschii</i> Grunow	X	X		X	X
DINOPHYCEAE							
	<i>Ceratium</i>	<i>hirundinella</i> (O.F. Müller) Dujardin					X
	<i>Glenodinium</i>	sp.	X	X	X	X	X
	<i>Gymnodinium</i>	sp.		X		X	
	<i>Peridinium</i>	sp.	X	X		X	X
CRYPTOPHYCEAE							
	<i>Cryptomonas</i>	spp.	X	X	X	X	X
	<i>Cryptomonas</i>	<i>cf. ovata</i> Ehrenberg	X	X	X	X	X
	<i>Cryptomonas</i>	<i>marssonii</i> Skuja	X	X	X	X	X
	<i>Cryptomonas</i>	<i>reflexa</i> (M. Marsson) Skuja	X				X
	<i>Cryptomonas</i>	<i>obovata</i> Skuja	X	X	X	X	X
	<i>Cryptomonas</i>	<i>erosa</i> Ehrenberg	X				X
	<i>Plagioselmis</i>	<i>nannoplanctica</i> (H. Skuja) G. Novarino, I.A.N. Lucas e S. Morrall	X	X	X	X	X
	<i>Rhodomonas</i>	<i>minuta</i> Skuja	X	X	X	X	X
KATABLEPHARIODOPHYTA							
	<i>Katablepharis</i>	spp.	X		X		X
EUGLENOPHYCEAE							
	<i>Euglena</i>	sp.	X	X		X	X
	<i>Trachelomonas</i>	sp.	X	X		X	X

**Tabella 2. Elenco dei 62 taxa fitoplanctonici osservati nella stazione di Boara Pisani durante il lavoro svolto durante la settimana dall'8 al 13 settembre 2008.**

	Genere	Specie
CYANOPHYCEAE	<i>Anabaena</i>	sp.
	<i>Planktothrix</i>	<i>rubescens</i> (De Candolle ex Gomont) Anagnostidis e Komárek
	<i>Planktolyngbya</i>	<i>limnetica</i> (Lemmermann) J. Komárková-Legnerová e G. Cronberg
	Oscillatoriales	cf. <i>komvophoron</i> Anagnostidis & Komárek
	<i>Pseudanabaena</i>	cf. <i>catenata</i> Lauterborn
	<i>Merismopedia</i>	sp.
CHLOROPHYCEAE		
	<i>Ankyra</i>	<i>judayi</i> (G.M. Smith) Fott
	<i>Ankistrodesmus</i>	sp.
	<i>Carteria</i>	sp.
	<i>Closterium</i>	sp.
	<i>Cosmarium</i>	sp.
	<i>Coelastrum</i>	<i>microporum</i> Nägeli
	<i>Monoraphidium</i>	spp.
	<i>Monoraphidium</i>	cf. <i>dybowski</i> (Wolosz.) Hindak e Kom. Legnerova
	<i>Nephrocytium</i>	sp.
	<i>Oocystis</i>	sp.
	<i>Scenedesmus</i>	sp.
	<i>Tetraëdron</i>	<i>minimum</i> (A. Braun) Hansgirg
	Chlorococcales	Ind.4-8
	Chlorococcales	Ind.14-18
CHRYSOPHYCEAE		
	<i>Dinobryon</i>	spp.
BACILLARIOPHYCEAE		
	<i>Amphora</i>	cf. <i>ovalis</i> Kützing
	<i>Aulacoseira</i>	sp.
	<i>Achnanthes</i>	sp.
	<i>Asterionella</i>	<i>formosa</i> Hassall
	<i>Cocconeis</i>	sp.
	<i>Cyclotella</i>	sp. D 4-6
	<i>Cyclotella</i>	sp. D9-13
	<i>Cymbella</i>	sp.
	<i>Cymbella</i>	sp.D40
	<i>Cymatopleura</i>	sp.
	<i>Craticula</i>	sp.
	<i>Diatoma</i>	<i>ehrenbergii</i> Kützing
	<i>Diatoma</i>	<i>vulgaris</i> Bory
	<i>Didymosphenia</i>	<i>geminata</i> (Lyngbye) M. Schmidt
	<i>Fragilaria</i>	<i>arcus</i> (Ehrenberg) Cleve

	<i>Fragilaria</i>	<i>crotonensis</i> Kitton
	<i>Fragilaria</i>	<i>ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot
	<i>Fragilaria</i>	<i>tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot
	<i>Gomphonema</i>	sp.
	<i>Gyrosigma</i>	<i>attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst
	<i>Navicula</i>	cf. <i>subminuscola</i> Manguin
	<i>Navicula</i>	sp.
	<i>Nitzschia</i>	<i>acicularis</i> (Kützing) W. Smith
	<i>Nitzschia</i>	spp.
	<i>Nitzschia</i>	cf. <i>sigmoidea</i> (Ehrenberg) W. Smith
	<i>Neidium</i>	sp.
	<i>Rhoicosphenia</i>	<i>abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot
	<i>Stephanodiscus</i>	sp. D30
	<i>Stephanodiscus</i>	sp. D40
	<i>Stephanodiscus</i>	<i>hantzschii</i> Grunow
DINOPHYCEAE		
	<i>Ceratium</i>	<i>hirundinella</i> (O.F. Müller) Dujardin
	<i>Glenodinium</i>	sp.
	<i>Gymnodinium</i>	sp.
	<i>Peridinium</i>	sp.
CRYPTOPHYCEAE		
	<i>Cryptomonas</i>	sp.
	<i>Cryptomonas</i>	cf. <i>ovata</i> Ehrenberg
	<i>Cryptomonas</i>	<i>marssonii</i> Skuja
	<i>Plagioselmis</i>	<i>nannoplanctica</i> (H. Skuja) G. Novarino, I.A.N. Lucas e S. Morrall
	<i>Rhodomonas</i>	<i>minuta</i> Skuja
KATABLEPHARIODOPHYTA		
	<i>Katablepharis</i>	sp.
EUGLENOPHYCEAE		
	<i>Trachelomonas</i>	sp.

**Tabella 3. Presenza/assenza ( + presente – assente) degli organismi zooplanctonici osservati nelle cinque stazioni**

Stazioni	Bolzano	Cortina all'Adige	Besenello	Pescantina	Boara Pisani
<b>Rotiferi</b>					
Bdelloidea	+	+	+	+	+
<i>Keratella cochlearis</i>	+	+	+	+	+
<i>Kellicottia longispina</i>	+	+	+	+	+
<i>Lecane</i> spp.	+	+	+	+	+
<i>Brachionus calyciflorus</i>	+	+	+	+	+
<i>Syncheta</i> gr. <i>tremula-oblonga</i>	+	+	+	+	+
<i>Notholca</i> spp.	+	+	+	+	+
<i>Keratella quadrata</i>	+	+	+	+	+
<i>Filinia terminalis</i>	+	+	+	+	+
<i>Euchlanis</i> spp	+	+	+	+	+
<i>Gastropus</i> spp.	+	+	+	+	+
<i>Pleurotrocha</i> spp.	+	+	+	+	+
<i>Cephalodella</i> gr. <i>gibba</i>	+	+	+	+	+
<i>Polyarthra</i> spp.	+	+	+	+	+
<i>Asplanchna</i> spp	-	-	-	-	+
<b>Cladoceri</b>					
Ceriodaphnia	-	-	-	-	+
Bosminia	-	-	-	-	+
Daphnia	-	-	-	-	+
<b>Copepodi</b>					
Copepodite	-	-	-	+	+
<b>Nauplii</b>	+	+	+	+	+

Tabella 4. Gruppi Morfo-Funzionali (da Samaso & Padisak 2007)

Flagellates	Potential mixotrophs	1 Large (colonial or unicellular)	1a Large Chrysophytes/Haptophytes	1a- LargeChry
			1b Large Dinophytes	1b- LargeDino
Without flagella	Mostly autotrophs	2 Small (unicellular)	1c Large Euglenophytes	1c-LargeEugl
			2a Small Chrysophytes/Haptophytes	2a- SmallChry1
		2b Small Dinophytes	2b-SmallDino	
		2c Small Euglenophytes	2c-SmallEugl	
		2d Cryptophytes	2d-Crypto	
	Cyanobacteria	3 Phytomonadina	3a Unicellular Phytomonadina	3a-UnicPhyto
		4 Unicellular	3b Colonial Phytomonadina	3b-ColoPhyto
		5 Colonies	4 Unicellular cyanobacteria	4-UnicCyano
			5a Thin filaments (Oscillatoriales)	5a-FilaCyano
			5b Large vacuolated Chroococcales	5b- LargeVacC
			5c Other large colonies, mostly non-vacuolated Chroococcales	5c- OtherChroo
		5d Small colonies, Chroococcales	5d- SmallChroo	
		5e Nostocales	5e-Nostocales	
Diatoms	6 Large	6a Large Centrics	6a-LargeCent	
		6b Large Pennates	6b-LargePenn	
	7 Small	7a Small Centrics	7a-SmallCent	
		7b Small Pennates	7b-SmallPenn	
Others— Unicellular	8 Large	8a Large unicells—Unicellular Conjugatophytes/Chlorophytes	8a- LargeCoCh	
		8b Large unicells—Other groups	8b-LargeUnic	
	9 Small	9a Small unicells—Conjugatophytes	9a-SmallConj	
		9b Small unicells—Chlorococcales	9b-SmallChlor	
		9c Small Chrysophytes	9c- SmallChry2	
Others— Colonial	10 Filaments	9d Small unicells—Other groups	9d-SmallUnic	
		10a Filaments—Chlorophytes	10a- FilaChlorp	
		10b Filaments—Conjugatophytes	10b-FilaConj	
		10c Filaments—Xanthophytes	10c-FilaXant	
	11 Non filament. colonies	11a Chlorococcales—Naked colonies	11a- NakedChlor	
		11b Chlorococcales—Gelatinous colonies	11b- GelaChlor	
		11c Other colonies	11c-OtherCol	