

## Caratteristiche ecologiche del Fiume Adige lungo gradienti longitudinali: effetti della regimazione idrologica

Nico Salmaso<sup>1\*</sup>, Andrea Zignin<sup>1</sup>, Barbara Centis<sup>1</sup>, Bruno Maiolini<sup>1</sup>, Maria Cristina Bruno<sup>1</sup>, Paola Sartori<sup>2</sup>, Marcello Zambiasi<sup>2</sup>, Renato Angheben<sup>2</sup>, Nicola Dell'Acqua<sup>2</sup>

*1* Centro Ricerca e Innovazione, Istituto Agrario S. Michele all'Adige - Fondazione E. Mach. Via E. Mach, 1 - 38010, S. Michele all'Adige (TN)

*2* Autorità di Bacino del Fiume Adige, Piazza Vittoria, 5 - 38100, Trento

\* Referente per la corrispondenza: nico.salmaso@iasma.it

### Riassunto

Le variazioni delle portate e del regime termico, associate alle modificazioni morfologiche, influenzano profondamente la composizione, la stagionalità e le interazioni trofiche nelle comunità lotiche. L'impatto della regimazione idraulica sulle comunità biologiche del sistema Adige è analizzato in relazione agli effetti sul potamoplancton e sulle comunità bentoniche. Relativamente al potamoplancton, nelle stazioni con caratteristiche ancora torrentizie (Val d'Adige) gli organismi di origine bentonica e perifitica costituiscono la quasi totalità della componente algale in sospensione, mentre nei tratti di pianura (Rovigo) la comunità è generalmente costituita anche da specie planctoniche a rapida crescita. Lungo tutto il tratto fluviale analizzato lo sviluppo algale è strettamente controllato dalla regimazione idraulica e, in parte, dalle variabili ad essa connesse (torbidità). Le elevate velocità di corrente rendono conto del limitato sviluppo algale lungo il corso del fiume (le concentrazioni di clorofilla-*a* sono generalmente inferiori a  $7 \mu\text{g L}^{-1}$ ), nonostante la presenza di concentrazioni di nutrienti generalmente non limitanti. A scale temporali e spaziali più ridotte, sono analizzati in dettaglio gli effetti di un singolo evento di *hydropeaking* sulle comunità bentoniche iporreiche e riparie a valle di una centrale idroelettrica rappresentativa. I risultati evidenziano un forte impatto sul benthos e sulla fauna riparia, dovuto a drift catastrofico, e un notevole impatto sull'ambiente iporreico, la cui composizione faunistica evidenzia un ridotto scambio tra le acque superficiali e quelle profonde. I risultati ottenuti nello studio dei diversi compartimenti trofici sono complessivamente commentati in relazione all'alterazione dei regimi idraulici e termici causati dalla filiera della produzione idroelettrica e alla riduzione della risorsa idrica causata dall'utilizzo delle acque per scopi irrigui e dagli effetti dei cambiamenti climatici.

PAROLE CHIAVE: Fiume Adige / fitoplancton / zoobenthos / hydropeaking / regime idraulico / cambiamenti climatici

### Ecological characterization of the Adige River through longitudinal gradients: effects of the discharge regime

Variations of discharge and thermal regimes, together with morphological modifications, influence the composition, seasonality and trophic interactions of lotic communities. The impacts of regulation on potamoplancton and benthic communities were analysed in the Adige River. In the headwater stations, such as those located in Val D'Adige, benthic and periphytic organisms are the major constituents of phytoplankton, whereas in the lowland station (Rovigo) the community is also composed by planktonic species characterised by fast growth rates. In the analysed watercourse, algal growth is regulated by the discharge regime and, partly, by related variables, such as turbidity. In the Adige river, algal growth is always low, with chlorophyll-*a* values below  $7 \mu\text{g L}^{-1}$ , due to the high water velocity, whereas nutrient concentrations are never limiting. We analysed the effects at short temporal and spatial scales of one hydropeaking event on hyporheic, riparian and benthic communities located downstream of an hydroelectric power plant. The results highlight a strong impact on benthic and riparian fauna, caused by catastrophic drift, and a strong impact on the hyporheic habitat, whose faunistic composition shows a reduced exchange between surface and ground waters. The results obtained from the investigation of different trophic compartments are interpreted, based on the different hydraulic and thermal regimes caused by hydropower production and the reduction of water resources caused by agricultural abstractions and the effects of climate change.

KEY WORDS: Adige River / phytoplankton / zoobenthos / hydropeaking / hydraulic regime / climate change

## INTRODUZIONE

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 pianiziale del fiume, tra Badia Polesine e Boara Pisani (SALMASO e BRAIONI, 2008). 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 recentissimi studi (Progetti "GEcoRA" e "Analisi ambientale dell'interfaccia iporreica del bacino dell'Adige: progetto-pilota nell'ambiente iporreico del torrente Avisio"; DI LORENZO *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 svolgono l'intero ciclo vitale in acque sotterranee, risenta primariamente di fattori idrogeologici che caratterizzano gli acquiferi, quali ad esempio la profondità della falda. Relativamente alle acque superficiali, l'indagine sul potamoplancton, condotta nell'ambito del progetto promosso alla fine degli anni '90, è stata estesa dal 2007 a cinque stazioni rappresentative dei tratti submontani, vallivi e pianiziali (Progetto PlanAdige; SALMASO *et al.*, 2007). Riguardo alla fauna ittica, nello stesso periodo è iniziato anche un progetto finalizzato all'individuazione di efficaci protocolli per la gestione sostenibile della trota marmorata (*Salmo trutta marmoratus*) 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.*, 2006; 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 turbinare dalle centrali idroelettriche vengono restituite al corso d'acqua, e a proporre linee guida per una gestione eco-compatibile dei bacini artificiali. 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). L'indagine ha previsto la tipizzazione delle acque fluviali sulla base di descrittori geografici, fisico-chimici e geologici, selezionando dei potenziali siti di riferimento, come richiesto dalla Direttiva.

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. In questo lavoro l'attenzione sarà focalizzata sull'impatto della regimazione idraulica sulle comunità biologiche del sistema Adige in relazione agli effetti sul potamoplancton e sulle comunità bentoniche, e a diverse scale temporali. Più specificamente, gli obiettivi che questo lavoro si propone comprendono *i*) l'individuazione delle principali variabili forzanti (fattori fisici e idrologia, nutrienti algali, fattori biotici) in grado di controllare la selezione delle specie fitoplanctoniche e lo sviluppo complessivo di biomassa algale lungo un gradiente longitudinale dell'Adige, da Bolzano a Rovigo (su scale temporali stagionali), e *ii*) la valutazione degli effetti dell'hydropeaking sulle comunità macrobentoniche (su scale temporali orarie). L'effetto dei fattori idrologici sul potamoplancton e sul macrobenthos sarà analizzato anche in funzione delle modificazioni su scala secolare del regime idraulico dell'Adige dai primi del '900 ai giorni nostri.

Relativamente al primo obiettivo, numerosi studi hanno messo in evidenza come nutrienti algali e *grazing* zooplanctonico costituiscano fattori poco importanti per lo sviluppo del fitoplancton fluviale. In realtà, durante periodi di minor carico idraulico ed elevate temperature, la limitazione della crescita algale da parte dei fattori fisici e idraulici è ridotta, determinando condizioni più favorevoli per la crescita algale e per un maggior controllo del fitoplancton da parte dello zooplancton (GOSSELAIN *et al.*, 1998). Il crescente numero di lavori riportanti evidenze di una positiva relazione

tra contenuto di fosforo e biomasse algali nei fiumi (BASU e PICK, 1996; VAN NIEUWENHUYSE e JONES 1996; HEISKARY e MARKUS 2001; CHÉTELAT *et al.*, 2006) potrebbe essere legato al consumo di nutrienti durante il massimo sviluppo fitoplanctonico e, probabilmente, all'esistenza di una relazione stagionale tra disponibilità di fosforo e abbondanze fitoplanctoniche nei singoli fiumi (ROSSETTI *et al.*, 2009). I dati dell'Adige raccolti tra il 2007 e l'inizio del 2008 nell'ambito del Progetto PlanAdige saranno pertanto analizzati tenendo conto anche di questi aspetti.

Relativamente al secondo punto, l'attenzione è focalizzata sugli effetti prodotti sugli habitat fluviali dalla regolazione idraulica nell'ambito delle operazioni per la produzione di energia idroelettrica. Gli effetti dell'hydropeaking sulle comunità sono stati ampiamente indagati su scale temporali lunghe, comprendenti cioè effetti dovuti a eventi ripetuti di hydropeaking (CÉRÉGHINO e LAVANDIER, 1998a,b; CÉRÉGHINO *et al.*, 2002; 2004; CORTES *et al.*, 2002; HAY *et al.*, 2008). A nostra conoscenza non esistono invece studi riguardanti gli effetti dell'hydropeaking su scale temporali e spaziali brevi, ovvero orarie, e su un singolo tratto fluviale. Pertanto, nell'ambito del Progetto RePort, nel 2006 è stato analizzato l'impatto derivante da un singolo evento di hydropeaking nel bacino del fiume Adige (BRUNO *et al.*, 2009b). Studi su scala temporale breve sono importanti per valutare le risposte dei singoli taxa agli aumenti di portata. Infatti, organismi non adattati a resistere all'azione della corrente vengono strappati dal sedimento dopo pochi minuti, mentre organismi che possiedono adattamenti morfologici e/o comportamentali resistono per tempi più lunghi. Importante risulta anche essere la rimozione della CPOM (materia organica particellata grossolana) e dei macroinvertebrati ad esso associati; tale effetto è osservabile solo se vengono raccolti campioni su intervalli molto brevi e consecutivi. Nell'interpretazione dei fenomeni di drift, importanti divengono inoltre gli spostamenti di alcuni componenti della comunità bentonica verso l'ambiente iporreico, che viene utilizzato come rifugio. Tali spostamenti avvengono in genere nel volgere di breve tempo.

## AREA DI STUDIO

Il Fiume Adige nasce da una sorgente nei pressi del Lago di Resia, in provincia di Bolzano, a 1.550 m s.l.m. Dopo un percorso di 409 km, l'Adige si immette nel mare Adriatico a Porto Fossone, tra le foci dei fiumi Brenta e Po. Il bacino idrografico ha una superficie di circa 12.100 km<sup>2</sup>, interessando aree comprese nelle regioni Trentino-Alto Adige e Veneto, nonché, per una piccola parte, nel territorio svizzero.

Dalle origini fino alla città di Merano, la valle del-

l'Adige assume la denominazione di Val Venosta (area drenata pari a 2.670 km<sup>2</sup> circa in località Ponte Adige). La Val d'Adige propriamente detta va da Merano sino a Trento (circa 9.810 km<sup>2</sup> di area drenata); da qui fino a Verona è infine denominata Val Lagarina (11.100 km<sup>2</sup> circa di bacino sotteso). Dalla Val Lagarina, l'Adige assume carattere di fiume di pianura fino alla località di Albaredo, a valle di Verona, dove si trova la sezione di chiusura del bacino tributario. Da qui al mare Adriatico, per circa 110 km, il fiume è per lo più pensile.

La pendenza di fondo, tra il Lago di Resia e Borghetto passa dal 53‰ allo 0,91‰. Tra Borghetto e le Bocche di Sorio è dell'1,3‰, scendendo allo 0,55‰ sino ad Albaredo. Da Albaredo a Caverzere la pendenza è compresa tra 0,37‰ e 0,19‰, per scendere fino allo 0,10‰ nell'ultimo tronco sino alla foce. La larghezza della sezione varia da un minimo di 40 m nel tratto Merano-Bolzano, ad un massimo di 269 m tra i cigli interni arginali a Zevio (AUTORITÀ DI BACINO DELL'ADIGE, 1995).

Il bacino idrografico dell'Adige presenta un'ampia variabilità nelle caratteristiche del regime pluviometrico. Si passa da un minimo di 400-500 mm yr<sup>-1</sup> tipici della Val Venosta, fino ad un massimo di oltre 1.600 mm yr<sup>-1</sup> nella parte alta dei bacini dell'Avisio. L'afflusso medio rilevabile è stimato in 900 mm yr<sup>-1</sup>. La distribuzione annua registra un massimo nei mesi da maggio ad agosto, con un altro massimo in ottobre e novembre (AUTORITÀ DI BACINO DELL'ADIGE, 2003). È da evidenziare, per l'influenza sul 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.

Nel bacino dell'Adige si trovano molti laghi di origine glaciale e di modeste dimensioni. Il più grande è il Lago di Caldaro (con superficie di ca. 2 km<sup>2</sup>) che si trova nella Val d'Adige, 20 km a sud di Bolzano. Tuttavia, i bacini più grandi sono costituiti da invasi artificiali costruiti per la produzione di energia idroelettrica. Fino ad oggi sono state costruite 30 dighe principali che superano i 15 metri di altezza o che determinano un volume d'invaso superiore a 1 milione di m<sup>3</sup> (legge 584/1994), per una capacità complessiva d'invaso pari a 571×10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>, corrispondenti all'8,5% dello scorrimento superficiale annuale medio. Queste dighe alimentano 34 grandi impianti idroelettrici. La produzione complessiva degli impianti idroelettrici che utilizzano le acque dell'Adige e dei suoi affluenti è attualmente pari a circa 7.500 GWh, con la possibilità di arrivare ad una produzione potenziale futura di 10.700 GWh (AUTORITÀ DI BACINO DEL FIUME ADIGE, 2003). Circa l'85% degli invasi attuali è stato costruito tra il 1950 e il 1960; del rimanente 15%, solo il 5% era

presente prima del 1940, e il 10% è stato costruito dopo il 1960 (AUTORITÀ DI BACINO DELL'ADIGE, 2003; TERNA, 2007). In particolare, negli anni '50 furono realizzati nei pressi della sorgente dell'Adige i bacini di Resia e San Valentino alla Mutta, nel comune di Curon Venosta, per una capacità complessiva di 125 milioni di m<sup>3</sup>, mentre in Val di Non fu realizzato il bacino di Santa Giustina, per un volume di invaso massimo di 183 milioni di m<sup>3</sup>. Questi due bacini, da soli, presentano una capacità d'invaso pari ad oltre il 50% della capacità complessiva.

Un altro elemento che ha modificato l'idrologia naturale del fiume è rappresentato dagli sbarramenti eretti da sponda a sponda al fine di derivare in canali laterali acqua destinata alla produzione di energia elettrica e per scopi irrigui. Tali sbarramenti (sette tra Bolzano e Verona) bloccano quasi interamente il flusso naturale del fiume, determinando situazioni di scarso deflusso nell'alveo naturale per lunghi periodi dell'anno (0,5-2,5 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>; perlopiù da fine novembre a inizio maggio di tutti gli anni). Come è stato recentemente messo in evidenza (AUTORITÀ DI BACINO DEL FIUME ADIGE, 2003), tali sbarramenti possono determinare vari inconvenienti, tra i quali problemi igienico-sanitari dovuti all'insufficiente diluizione di scarichi abusivi, l'abbassamento della falda freatica con il conseguente disseccamento dei corsi d'acqua che affiancano il fiume, effetti negativi sulle biocenosi acquatiche e quindi sul potenziale autodepurativo del fiume.

Nel tratto di pianura dell'Adige, la principale causa di modificazione del regime idraulico naturale è costituita dal prelievo per usi irrigui, da maggio a settembre. In questo tratto la quantità d'acqua sottratta al fiume arriva fino a oltre 150 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, con un'area irrigata di quasi 2.260 km<sup>2</sup>, gran parte della quale (circa 2.000 km<sup>2</sup>) collocata all'esterno del bacino idrografico (ricordiamo che nel tratto di pianura il fiume è pensile). Il notevole asporto d'acqua contribuisce a mantenere un livello idrometrico basso, tale da aumentare la probabilità di risalita del cuneo salino nel tratto terminale del fiume, soprattutto in condizioni di alta marea. In questo tratto, così come nei tratti a monte, sono state costruite nove prese acquedottistiche che forniscono acqua potabile a numerosi comuni delle province di Verona, Rovigo e Venezia e, seppure in minore quantità, anche a paesi in provincia di Vicenza e Padova, per un totale di 2,33 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (IOB, 2008). Per impedire la risalita del cuneo salino ed evitare problemi di contaminazione delle acque prelevate per usi potabili, in località Busiola è stata realizzata una barriera mobile progettata per una portata minima di 80 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> (AUTORITÀ DI BACINO DEL FIUME ADIGE, 2003).

## MATERIALI E METODI

### Idrologia storica

Dati sui valori di portata gionalliera dell'Adige sono stati registrati dal 1923 al 1975 dal Magistrato alle Acque di Venezia; dal 1975 al 1987 dall'Ufficio Idrografico della Provincia Autonoma di Trento e, in seguito, dal Servizio Opere Idrauliche della Provincia Autonoma di Trento e dalla Direzione Difese del Suolo e Protezione Civile della Regione Veneto. Dal 1997 i dati sono stati registrati in automatico, a intervalli di 15 minuti.

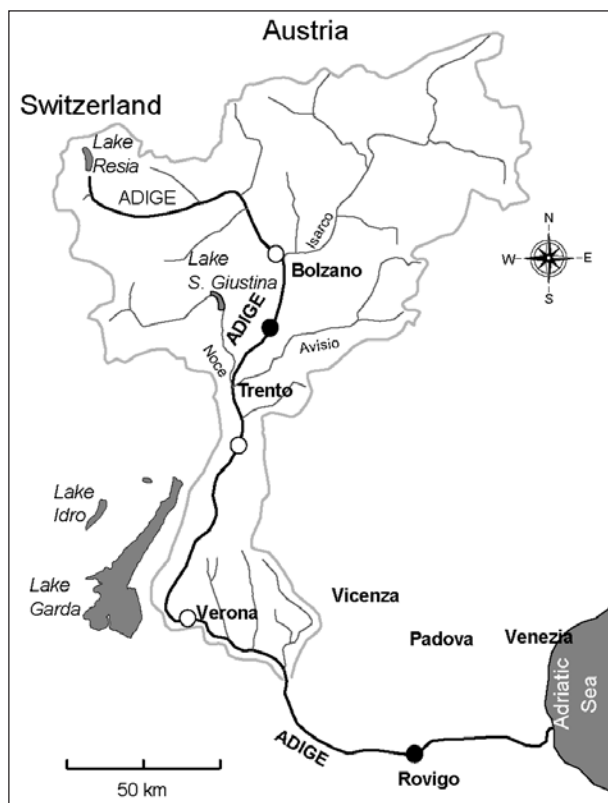
Per l'analisi idrologica svolta sui dati da gennaio 1923 a dicembre 2007 sono state scelte le stazioni di rilevamento di Ponte San Lorenzo, nei pressi di Trento (TSL; 186 m s.l.m.), e Boara Pisani, tra le province di Padova e Rovigo (BP; 7 m s.l.m.). La prima stazione è situata a 156 km dalla sorgente e a 253 km dalla foce; a questa corrisponde un'area del bacino contribuente di 9.763 km<sup>2</sup>, pari all'89% dell'area totale. Boara Pisani è situata 201 km a valle di TSL e presenta un bacino contribuente di 11.954 km<sup>2</sup>. Poiché per TSL mancano i dati tra il 1944 e il 1950, per quel periodo sono stati utilizzati i valori registrati alla stazione di Serravalle, 35 km a valle di TSL, con un bacino contribuente solo dell'8% maggiore di quello di TSL. I dati per l'anno 1944 mancano anche a Serravalle e sono stati ricostruiti (ZOLEZZI *et al.*, 2010) con una regressione lineare tra i valori misurati a TSL per il periodo 1923-1943 e quelli registrati a BP nel 1944. Per la presente analisi sono stati utilizzati i valori di portata giornaliera per il periodo dall'1 gennaio 1923 al 31 dicembre 2007.

### Comunità algali lungo il gradiente longitudinale

In questa parte della ricerca saranno riportati in dettaglio i risultati ottenuti dai campionamenti eseguiti in due stazioni rappresentative del corso medio alto (Cortina all'Adige, CA, 32 km a sud di Bolzano) e basso (Boara Pisani, BP, 5 km a nord di Rovigo) del fiume (Fig. 1). Le due stazioni sono ubicate a 280 km e a 52 km dalla foce, rispettivamente. La stazione più settentrionale è collocata dopo l'immissione del Fiume Isarco e prima dell'immissione del Fiume Noce nell'Adige. Qui l'Adige mostra condizioni sia torrentizie che potamali, con un'altezza della lama d'acqua generalmente compresa tra 1 m (magra) e 3 m (morbida). La stazione più meridionale, collocata dopo la chiusura del bacino idrografico, è invece caratterizzata da condizioni prettamente potamali, visto che il fondale raggiunge profondità superiori anche ai 6 metri. Le stazioni sono state campionate ogni quindici giorni a partire dal marzo 2007; in questa sede saranno presentati i risultati delle indagini fino al febbraio 2008.

I dati idrologici nelle due stazioni principali di cam-





**Fig. 1.** Bacino idrografico del Fiume Adige. Relativamente agli studi sul potamoplancton, con i cerchi pieni sono indicate le due stazioni di prelievo considerate nel presente lavoro, Cortina all'Adige (CA) a nord, e Boara Pisani (BP) a sud. Con i cerchi vuoti sono indicate altre stazioni indagate nell'ambito del progetto PlanAdige (da nord a sud: Bolzano, Besenello e Pescantina).

pionamento sono stati ottenuti dal Servizio Opere Idrauliche della Provincia Autonoma di Trento e dalla Direzione Difesa del Suolo e Protezione Civile della Regione Veneto.

I campioni di acqua sono stati raccolti dall'alto di ponti utilizzando un contenitore in polietilene legato ad un cordino in materiale plastico. La temperatura è stata rilevata immediatamente dopo il prelievo. L'ossigeno è stato fissato sul campo e determinato successivamente in laboratorio per via iodometrica (APHA, 1995).

Il fosforo totale (TP) è stato misurato su campioni non filtrati. Il fosforo solubile reattivo (SRP), i nitrati ( $N-NO_3$ ), nitriti ( $N-NO_2$ ) e l'ammonio ( $N-NH_4$ ) sono stati determinati su campioni filtrati. Le analisi chimiche sono state eseguite dall'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente secondo le metodiche standard (APHA, 1995).

I solidi sospesi totali a  $105^\circ C$  (SST) e la frazione volatile a  $550^\circ C$  (SSV, equivalente alla sostanza organica) sono stati determinati, previa rimozione delle particelle di detrito grossolano con un filtro da 0,2

mm, mediante filtrazione dei campioni su fitri Whatman GF/C sottoposti a pretrattamento a  $550^\circ C$  e pretrattati. La torbidità dell'acqua (NTU, Nephelometric Turbidity Units) è stata stimata con un torbidimetro Hach 2100N. La clorofilla-*a* è stata determinata per via spettrofotometrica, dopo filtrazione su filtri Whatman GF/C, rottura delle cellule algali con Ultra-Turrax, ed estrazione dei pigmenti per 24 ore in acetone 90%.

Le analisi di fitoplancton sono state eseguite con invertoscopi a contrasto di fase Leica e Zeiss su campioni preservati in Lugol acetico (UTERMHÖL, 1958). Le specie con dimensioni molto variabili (p. es. 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, fondata da A. Pascher, e Das Phytoplankton des Süßwassers, fondata da G. Huber-Pestalozzi.

### Hydropeaking

Gli effetti di un singolo evento di hydropeaking sono stati monitorati su scala spaziale (a monte e a distanza crescente a valle dell'impianto idroelettrico) e temporale (prima e durante l'onda di hydropeaking) sul torrente Noce, affluente destro del fiume Adige (Fig. 1; BRUNO *et al.*, 2009b). Il 24-09-2006, in accordo con l'ente gestore (ENEL), è stato predisposto un rilascio sperimentale dalla centrale di Cogolo-Pont, ovvero nessun rilascio per tutte le ore notturne, seguito da un rilascio alla massima capacità delle turbine (aumento della portata 7x) alle 12 del giorno successivo. Sono state scelte 4 stazioni: A, 0,25 km a monte dell'impianto idroelettrico di Cogolo-Pont, a 1265 m s.l.m., e B (1197 m s.l.m.), C (1054 m s.l.m.) e D (988 m s.l.m.) situate rispettivamente a 0,25 km, 6 km e 8 km a valle dell'impianto. Gli invertebrati driftanti sono stati raccolti alle stazioni B, C e D usando tre retini da drift (luce della maglia 100  $\mu m$ ) montati su una barra di metallo e calati in acqua da un ponte; il contenuto dei tre retini rappresentava un campione. Sono stati raccolti 4 campioni ogni 15' prima del rilascio, 7 campioni ogni 5' durante il rilascio. La velocità di corrente è stata misurata con un correntometro durante l'esperimento, per calcolare i volumi filtrati. Gli invertebrati iporreici sono stati raccolti filtrando con un retino di 10  $\mu m$  di maglia 10 L di acqua iporreica prelevata con una pompa Bou-Rouch. I campioni sono stati raccolti prima del rilascio alle stazioni A, B e C, e due ore dopo

l'inizio dell'onda di hydropeaking alla stazione B. Descrizioni dettagliate sui metodi e sulle modalità di identificazione della fauna sono riportati in BRUNO *et al.* (2009a,b).

## RISULTATI

### Idrologia storica

Nella figura 2 sono riportati i valori di portata giornaliera del Fiume Adige misurati nelle due stazioni TSL e BP, calcolati come media per i periodi 1923-1950; 1960-1989; 1990-2003; 2004-2007. Gli intervalli temporali scelti rappresentano le principali tappe nella produzione e modalità di utilizzo dell'energia idroelettrica. Il periodo 1923-1950 precede la costruzione dei maggiori invasi (7% del volume cumulato dei 30 maggiori invasi). Il 1960-1989 è il periodo successivo alla costruzione dei 30 maggiori invasi del bacino dell'Adige ed è caratterizzato da uno schema di produzione idroelettrica "classico", ovvero produzione da lunedì a venerdì, durante le ore diurne, e ridotta produzione in agosto in corrispondenza della chiusura estiva dei maggiori impianti industriali. Nel 1990-2003 si ha la liberalizzazione del mercato dell'energia, aumento delle richieste anche nei mesi estivi e durante i weekend. Nel

periodo recente si verifica l'aumento della richiesta per impianti di aria condizionata nei mesi estivi e per tutta la settimana.

Le alterazioni nei periodi considerati indicate dall'appiattimento dell'idrogramma annuale sono ancora più evidenti a BP. In particolare, nella stazione più meridionale le portate medie nel periodo primaverile-estivo dal 1990 sono più ridotte che a TSL, mentre più rilevanti sono gli effetti delle piene autunnali poiché le acque vengono drenate dal bacino piuttosto che essere raccolte negli invasi artificiali. Il trend di riduzione dei deflussi manifestatosi dall'inizio del secolo sembra essersi accentuato in questi ultimi anni, così come evidenziato dai minimi valori di portata rilevati nel corso del 2007 a BP (ARPAV, 2008).

La tendenza alla diminuzione dei deflussi nell'Adige diviene particolarmente evidente considerando l'evoluzione delle medie annuali delle portate a TSL e a BP (Fig. 3). Nella stazione idrometrica più settentrionale, la diminuzione diviene particolarmente evidente dopo gli anni '80, quando le medie annuali di portata hanno sempre presentato valori inferiori a  $250 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Nel complesso, la tendenza alla diminuzione (in media  $-0,6 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ ) è statisticamente significativa (Fig. 3a;  $r^2=0,11$ ;  $p<0,01$ ). Nella stazione di pianura le modificazioni

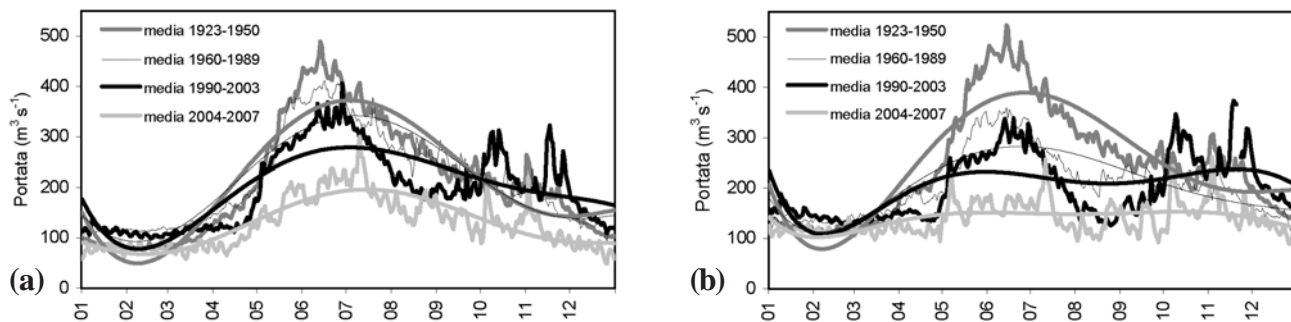


Fig. 2. Valori di portata media giornaliera calcolati per diversi intervalli temporali nelle stazioni di (a) Trento San Lorenzo (TSL) e (b) Boara Pisani (BP). Per ogni serie temporale i due grafici riportano le linee di tendenza polinomiale.

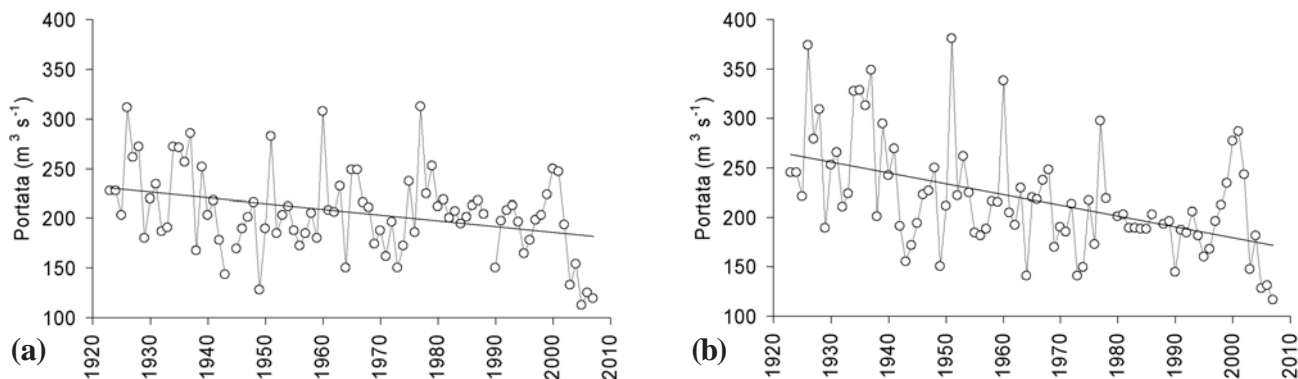


Fig. 3. Medie annuali delle portate rilevate dal 1923 al 2007 nelle stazioni di (a) Trento San Lorenzo (TSL) e (b) Boara Pisani (BP).

sono ancora più marcate. Le portate medie annuali rilevate a BP hanno infatti mostrato una costante e significativa diminuzione dal 1923 al 2007 (Fig. 3b;  $r^2=0,24$ ;  $p<0,01$ ). In questa stazione, la riduzione complessiva delle portate dagli inizi del secolo ad oggi può essere stimata –sulla base del trend lineare ( $-1,1 \text{ m}^3 \text{ yr}^{-1}$ )– sull'ordine di circa il 35%.

### Idrologia e caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche delle acque nell'alto e basso corso dell'Adige nel 2007 e inizio 2008

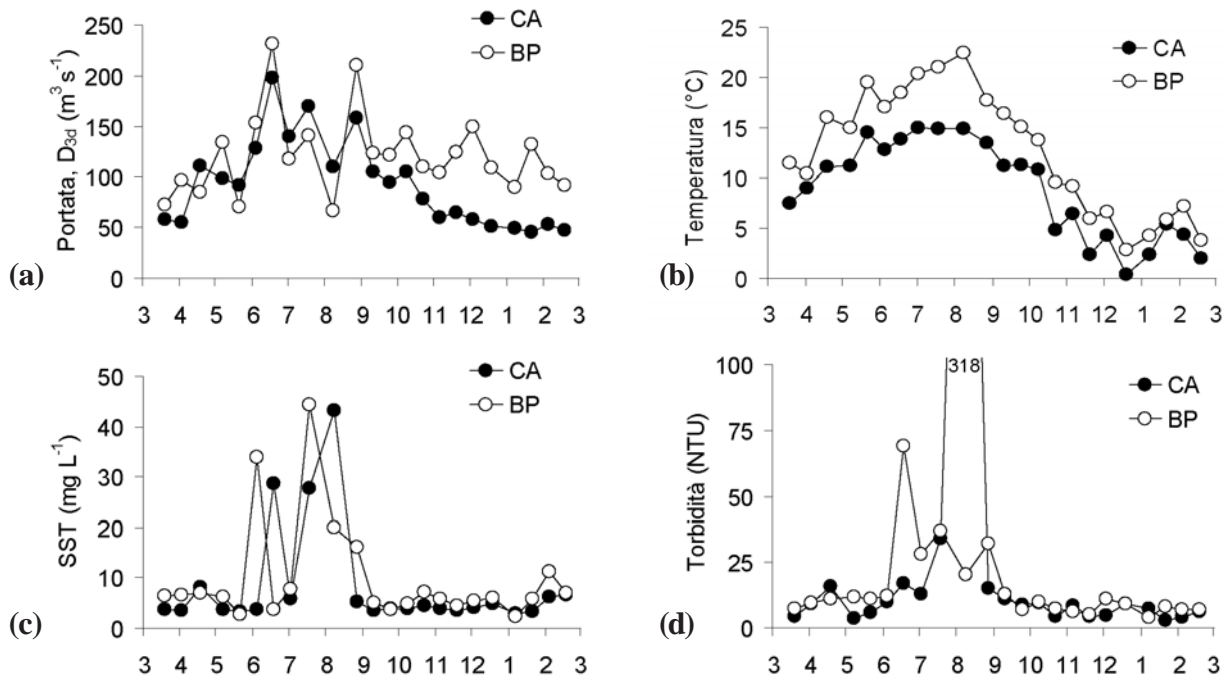
#### Idrologia e caratteristiche fisiche

Passando da una scala storica secolare ad una tipica scala temporale annuale, i valori di portata idraulica registrati tra il 2007 e l'inizio del 2008 nelle due stazioni prese a riferimento in questa ricerca (Cortina all'Adige, CA, e Boara Pisani, BP) sono riportati nella figura 4a. In entrambe le stazioni particolarmente evidente è apparso l'aumento delle portate in primavera ed estate, dovuto allo scioglimento delle nevi e al successivo contributo dato dallo scioglimento estivo dei ghiacciai. Una diminuzione nei mesi invernali è stata osservata solamente a Cortina all'Adige. La stazione meridionale ha presentato, in alcuni periodi estivi, portate inferiori rispetto alla stazione posta a monte a causa, come abbiamo avuto modo di commentare nella precedente sezione, di un significativo asporto di acqua per utiliz-

zo irriguo. I valori medi di portata nelle stazioni di CA e BP tra giugno e agosto sono di  $161$  e  $145 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , contro medie calcolate per l'intero periodo di studio rispettivamente di  $85$  e  $119 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . In entrambe le stazioni sono state osservate, specialmente nei periodi di minore portata, anche oscillazioni minori e a maggiore frequenza, dell'ordine di  $20\text{-}40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , causate dal rilascio di acqua dai bacini idroelettrici localizzati nella zona montana.

Le temperature dell'acqua hanno presentato intervalli di variazione diversi ( $0,4\text{-}15,0 \text{ }^\circ\text{C}$ , CA, e  $2,8\text{-}22,4 \text{ }^\circ\text{C}$ , BP), ma andamenti temporali del tutto paragonabili ( $r=0,98$ ;  $p<0,01$ ) (Fig. 4b).

I SST sono costituiti prevalentemente da particelle inorganiche ( $1,7\text{-}40,1 \text{ mg L}^{-1}$ ), mentre i SSV rappresentano il 9-39% dei SST ( $0,7\text{-}5,6 \text{ mg L}^{-1}$ ). SST e SSV hanno presentato una stretta correlazione temporale in entrambe le stazioni ( $r=0,96$ , CA e  $r=0,89$ , BP;  $p<0,01$ ). Nelle due stazioni, i SST hanno raggiunto le maggiori concentrazioni ( $16\text{-}44 \text{ mg L}^{-1}$ ) tra giugno e settembre (Fig. 4c). Pur con alcune evidenti differenze nella localizzazione temporale dei picchi di SST, le due serie di misure hanno presentato un andamento comparabile ( $r=0,46$ ;  $p<0,05$ ). Analogamente, escludendo i due picchi rilevati l'8 agosto a CA subito dopo un evento di pioggia molto intenso ( $318 \text{ NTU}$ ) e a BP il 18 giugno ( $69 \text{ NTU}$ ), anche i valori di torbidità hanno presentato un'elevata correlazione temporale nelle due stazioni



**Fig. 4.** Variazioni temporali di alcune variabili idrologiche e fisiche rilevate tra marzo 2007 e febbraio 2008 nelle stazioni di Cortina all'Adige (CA) e Boara Pisani (BP). (a) Valori medi di portata rilevati nelle 72 ore precedenti i prelievi; (b) temperatura dell'acqua; (c) solidi sospesi totali a  $105 \text{ }^\circ\text{C}$ ; (d) torbidità.

( $r=0,80$ ,  $p<0,01$ ) (Fig. 4d). Sempre escludendo i valori estremi, la torbidità ha mostrato un'elevata correlazione temporale con i SST, sia a CA ( $r=0,78$ ,  $p<0,01$ ) che a BP ( $r=0,66$ ,  $p<0,01$ ). La torbidità e, in minor misura, il peso secco, hanno mostrato una stretta corrispondenza con le variazioni di portata del fiume. Più in particolare, i valori NTU delle due stazioni sono risultati strettamente correlati con i valori medi di portata misurati durante le 72 ore precedenti le singole operazioni di campionamento ( $D_{3d}$ ) (CA,  $r=0,75$ ,  $p<0,01$ ; BP,  $r=0,45$ ,  $p<0,05$ ). Tale relazione, ma solo per la stazione CA, è stata dimostrata anche per il peso secco ( $r=0,53$ ,  $p<0,01$ ).

#### Fosforo, azoto e silice

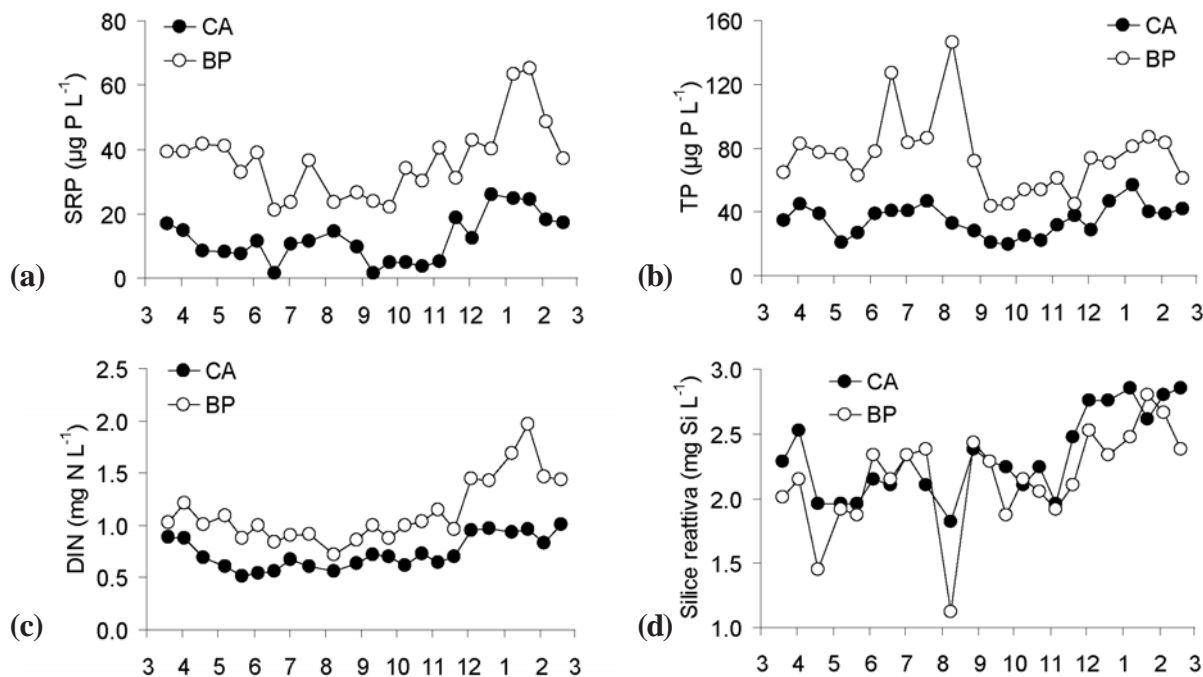
Le concentrazioni di SRP, pur caratterizzate da un andamento comparabile ( $r=0,67$ ,  $p<0,01$ ), hanno presentato concentrazioni medie annuali tre volte inferiori a CA ( $12 \mu\text{g P L}^{-1}$ ) rispetto a BP ( $37 \mu\text{g P L}^{-1}$ ) (Fig. 5a). A Cortina, il fosforo reattivo ha occasionalmente presentato concentrazioni molto basse, inferiori a  $5 \mu\text{g P L}^{-1}$  nella seconda metà di giugno e tra settembre e la prima metà di novembre. Per converso, a Boara le concentrazioni di questo nutriente non sono mai scese sotto  $20 \mu\text{g P L}^{-1}$ . Analogamente, il fosforo totale a Cortina è stato rilevato con concentrazioni medie annuali pari a circa la metà ( $35 \mu\text{g P L}^{-1}$ ) rispetto a quelle calcolate per la stazione di Boara ( $75 \mu\text{g P L}^{-1}$ ) (Fig.

5b); le serie di TP nelle due stazioni, tuttavia, hanno presentato solo una debole correlazione temporale ( $r=0,38$ ,  $p<0,10$ ).

L'azoto inorganico disciolto ( $\text{DIN} = \text{N-NO}_3 + \text{N-NO}_2 + \text{N-NH}_4$ ) è variato tra  $0,5$  e  $2 \text{ mg N L}^{-1}$ , presentando uno sviluppo comparabile nelle due stazioni ( $r=0,81$ ,  $p<0,01$ ), e concentrazioni medie annuali pari a  $0,74 \text{ mg N L}^{-1}$  (CA) e  $1,12 \text{ mg N L}^{-1}$  (BP) (Fig. 5c). La frazione dominante del DIN ( $\text{N-NO}_3$ ) è rimasta compresa tra  $0,5$  e  $1,8 \text{ mg N L}^{-1}$ .  $\text{N-NH}_4$  e  $\text{N-NO}_2$  invece hanno sempre presentato valori inferiori rispettivamente a  $0,2 \text{ mg N L}^{-1}$  e  $0,04 \text{ mg N L}^{-1}$ . Come per l'azoto, anche la silice ha presentato andamenti temporali simili a CA e a BP ( $r=0,74$ ,  $p<0,01$ ) (Fig. 5d). In generale, le concentrazioni di questo nutriente sono sempre rimaste superiori a  $1,5 \text{ mg Si L}^{-1}$ , con due minimi (tra  $1$  e  $1,5 \text{ mg Si L}^{-1}$ ) misurati il 18 aprile e l'8 agosto a BP, e concentrazioni medie annuali rispettivamente di  $2,3 \text{ mg Si L}^{-1}$  e  $2,2 \text{ mg Si L}^{-1}$  a CA e BP.

#### Biomassa fitoplanctonica

Le biomasse algali sono state stimate utilizzando la clorofilla-*a* e i biovolumi fitoplanctonici (Fig. 6a,b). Le variazioni temporali di queste due variabili hanno presentato una forte correlazione sia a CA ( $r=0,79$ ,  $p<0,01$ ) sia a BP ( $r=0,93$ ,  $p<0,01$ ). Nel complesso, la biomassa algale ha presentato andamenti temporali differenti nelle due stazioni ( $p>0,10$ ). Clorofilla-*a* e biovolume han-



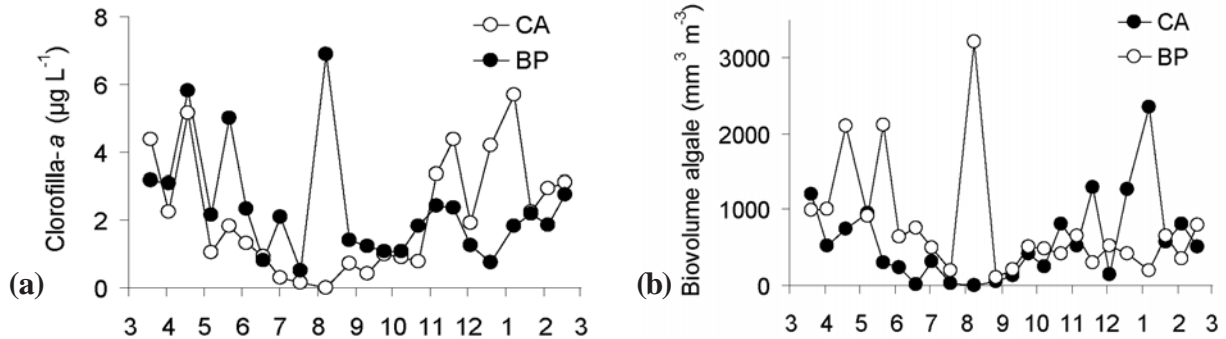
**Fig. 5.** Variazioni temporali dei nutrienti algali rilevate tra marzo 2007 e febbraio 2008 nelle stazioni di Cortina all'Adige (CA) e Boara Pisani (BP). (a) Fosforo reattivo; (b) fosforo totale; (c) azoto inorganico disciolto ( $\text{DIN} = \text{N-NO}_3 + \text{N-NO}_2 + \text{N-NH}_4$ ); (d) silice reattiva.



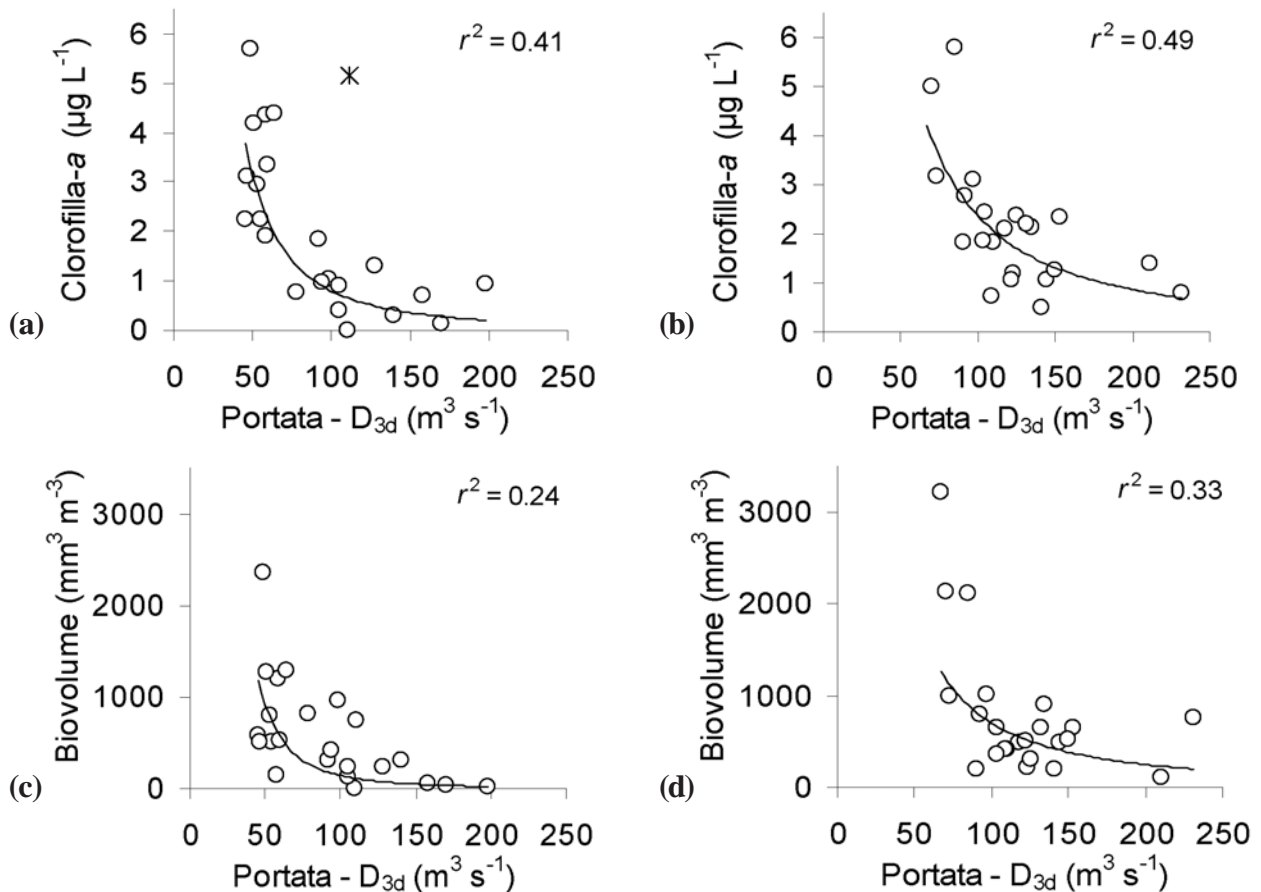
no mostrato valori massimi rispettivamente di  $5,7 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $2356 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$  (CA) e  $6,9 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $3210 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$  (BP), e valori medi annuali pari a  $2,1 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $583 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$  (CA), e  $2,3 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $785 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$  (BP).

Clorofilla-*a* e biovolume totale fitoplanctonico hanno mostrato una dipendenza negativa e non-lineare dalle portate idrauliche ( $D_{3d}$ ) (Fig. 7). Nella stazione più settentrionale (CA), i dati relativi al periodo prima-

verile ed estivo (aprile-settembre) sono caratterizzati da elevate portate e minori biomasse. In particolare, lo sviluppo algale ha presentato i minimi stagionali tra giugno e agosto, pochi giorni dopo eventi caratterizzati da portate massime annuali (18 giugno, 18 luglio) o da intense precipitazioni (8 agosto). Sempre in questa stazione, i dati da ottobre a marzo, pur se caratterizzati da un ridotto intervallo nei valori di portata, hanno



**Fig. 6.** Variazioni temporali della biomassa fitoplanctonica rilevate tra marzo 2007 e febbraio 2008 nelle stazioni di Cortina all'Adige (CA) e Boara Pisani (BP). (a) Clorofilla-*a*; (b) Biovolume fitoplanctonico totale.



**Fig. 7.** Relazioni tra biomasse fitoplanctoniche e portate nelle stazioni di Cortina all'Adige (a, c) e Bora Pisani (b, d). Nel grafico (a) il dato contrassegnato con l'asterisco è stato escluso dai calcoli.

mostrato variazioni di biomassa più elevate. Per converso, nella stazione più meridionale (BP) le biomasse algali più elevate sono state misurate anche nel corso del periodo più caldo, ma solo durante eventi di bassa portata idraulica, come nel caso del picco misurato l'8 agosto.

Clorofilla-*a* e biovolume hanno mostrato una correlazione negativa e non-lineare con la torbidità dell'acqua (rispettivamente  $r=-0,53$ ,  $p<0,05$  e  $r=-0,66$ ,  $p<0,01$ ) e i SST (rispettivamente  $r=-0,68$ ,  $p<0,01$ ;  $r=0,79$ ,  $p<0,01$ ) solo nella stazione più settentrionale. Sempre a CA, la biomassa fitoplanctonica (clorofilla-*a* e biovolume) ha presentato una correlazione positiva (almeno  $p<0,05$ ) con tutti i nutrienti algali (SRP, TP, DIN e silice;  $0,42 \leq r \leq 0,54$ ). Nella stazione di BP una correlazione positiva è stata rilevata solo tra il biovolume e il fosforo totale ( $r=0,52$ ,  $p<0,05$ ). Per converso, sia la clorofilla-*a* che il biovolume hanno mostrato una correlazione negativa con la silice ( $r=-0,72$  e  $r=-0,79$ ,  $p<0,01$ ).

#### Dinamica temporale della comunità fitoplanctonica

La comunità fitoplanctonica si è sviluppata principalmente con le diatomee, ma con una proporzione differente di pennate e centriche nelle due stazioni (Fig. 8a,b). A CA le diatomee pennate hanno costituito il gruppo predominante. A BP, invece, le diatomee centriche hanno costituito una frazione consistente in

primavera e durante il massimo sviluppo stagionale (8 agosto). In entrambe le stazioni le diatomee centriche erano costituite essenzialmente da poche specie appartenenti a *Cyclotella* spp., seguite da *Stephanodiscus* spp. Relativamente alle diatomee pennate, nella stazione nord sono stati principalmente individuati taxa meroplantonici e ticoplantonici perlopiù appartenenti a *Cymbella* spp., *Diatoma* spp. (principalmente *D. 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 epifittiche o meroplantoniche (*Cymbella* e *Diatoma*) a favore di specie con caratteristiche maggiormente pelagiche (*Fragilaria*, *Navicula*).

Le altre classi e gruppi algali (principalmente Chlorophyceae, Dinophyceae, Cryptophyceae, Chrysophyceae e cianobatteri) hanno sempre presentato valori complessivamente molto bassi, inferiori a  $50 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$  a CA, e a  $250 \text{ mm}^3 \text{ m}^{-3}$  a BP (Fig. 8c,d). L'abbondanza complessiva di questi gruppi algali minori ha mostrato un andamento temporale simile a quello delle diatomee centriche e pennate solo a Boara Pisani (rispettivamente  $r=0,53$ ,  $p<0,01$ ;  $r=0,51$ ,  $p<0,05$ ). È interessante notare che, pur con una presenza relativamente bassa, nel fitoplancton sono

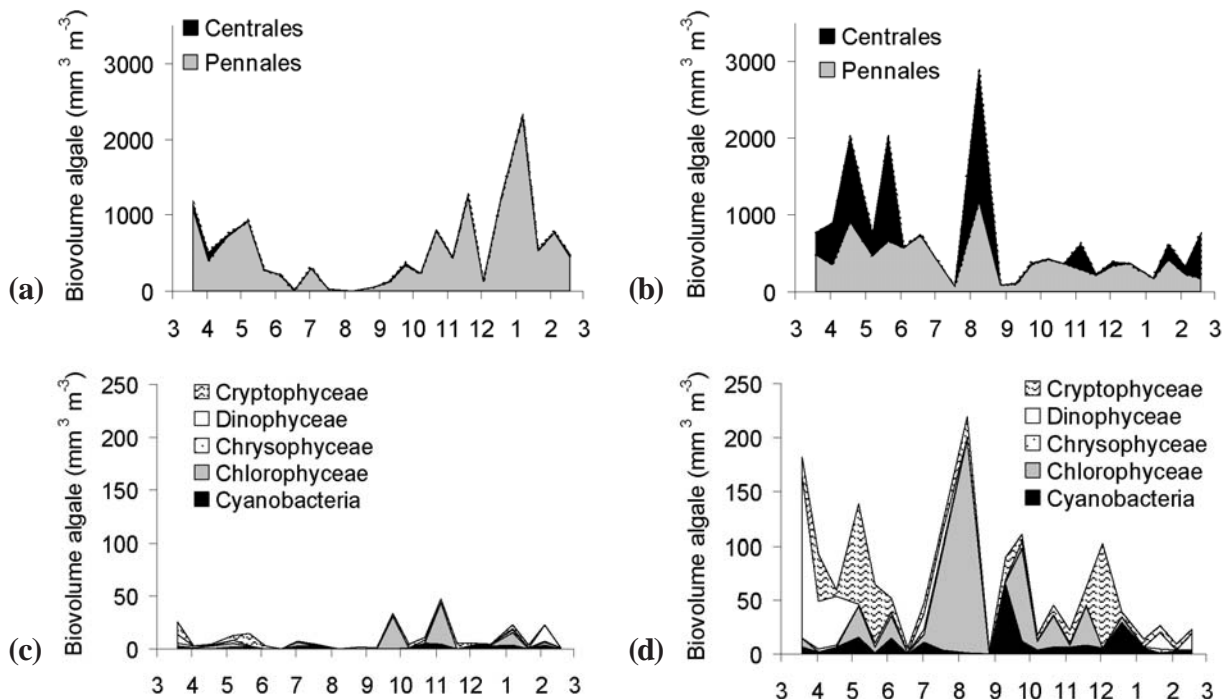


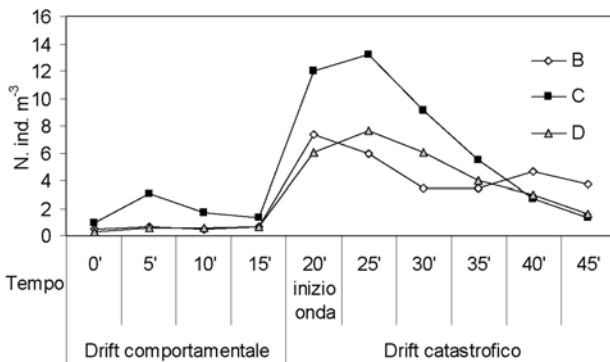
Fig. 8. Variazioni temporali tra marzo 2007 e febbraio 2008 della biomassa fitoplanctonica suddivisa per gruppi algali nelle stazioni di Cortina all'Adige, CA (a, c) e Boara Pisani, BP (b, d).

stati individuati taxa appartenenti ai cianobatteri in molte date di campionamento. Le maggiori abbondanze in questo gruppo sono state raggiunte da sottili colonie filamentose (*Oscillatoriales*) e da colonie di *Anabaena*.

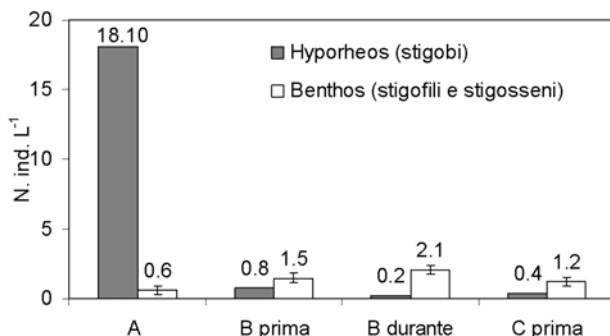
### Hydropeaking: effetti della regimazione a scale orarie

All'arrivo dell'onda il drift è aumentato di circa 7 volte immediatamente a valle dell'impianto e tale effetto si è propagato per 8 km a valle, solo leggermente attenuato (Fig. 9). Il drift era composto principalmente da larve di insetti acquatici e insetti ripari adulti. Le risposte all'aumento di portata sono state molto veloci: i picchi di drift si sono verificati dopo 5-10 minuti dall'arrivo dell'onda, e la maggior parte degli invertebrati è stata rimossa entro 15 minuti. L'abbondanza e composizione del drift sono ritornate ai valori iniziali dopo 25 minuti dall'arrivo dell'onda (Fig. 9). Tutti i taxa bentonici hanno subito gli effetti dell'onda in quanto sono stati tutti raccolti nel drift.

L'ambiente iporreico è stato utilizzato come rifugio dall'azione dell'hydropeaking da alcune componenti



**Fig. 9.** Densità (ind. m<sup>-3</sup>) media degli invertebrati raccolti nel drift in ogni campione, a ogni stazione.



**Fig. 10.** Abbondanza totale di invertebrati raccolti nell'iporreico nelle tre stazioni prima e durante l'arrivo dell'onda di hydropeaking.

del benthos. L'hydropeaking ha ridotto la diversità e abbondanza della fauna iporreica nei siti impattati, in particolare degli stigobi, ovvero gli organismi esclusivi degli spazi interstiziali iporreici, che erano risultati significativamente più abbondanti nelle stazioni non impattate (Fig. 10), mentre in proporzione più organismi bentonici utilizzavano l'iporreico come rifugio dall'azione dell'onda di hydropeaking (cfr. B prima-durante, Fig. 10).

## DISCUSSIONE

### Idrologia storica

I cambiamenti dell'idrogramma e delle interpolazioni polinomiali a Trento indicano chiaramente che nel primo periodo analizzato (1923-1950) l'Adige presentava ancora le caratteristiche tipiche di un fiume di origine glaciale-nivale, con un picco principale localizzato nella tarda-primavera e inizio-estate dovuto sostanzialmente allo scioglimento prima nivale, poi glaciale, e un picco minore autunnale dovuto alle piogge. Dal 1960 in poi, con la costruzione degli invasi, il picco estivo si è ridotto a causa della riduzione dei volumi d'acqua, immagazzinati per la produzione idroelettrica. Nel contempo, la portata è aumentata nei periodi di magra inverno/inizio primavera a causa del rilascio di acqua turbinata nei corsi d'acqua. L'appiattimento dell'idrogramma è diventato sempre più evidente parallelamente all'aumento della richiesta di energia idroelettrica e ai cambiamenti climatici in atto. Infatti, nel periodo 2004-2007 la scarsità di precipitazioni durante tutto l'anno ha comportato pesanti disavanzi medi annuali nei deflussi. Le alterazioni rispetto ai deflussi naturali sono ancora più evidenti a Boara Pisani, stazione situata nel tratto di pianura dove l'Adige non riceve più affluenti. Oltre agli effetti delle modulazioni giornaliere, settimanali e stagionali operate dalle centrali idroelettriche e dai serbatoi realizzati a monte, la naturalità dei deflussi in questo tratto fluviale è fortemente alterata dalle derivazioni a scopo irriguo e dalle manovre operate nelle principali traverse, in particolare quella del Canale Sava (ARPAV, 2008).

### Riduzione della disponibilità idrica

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'innalzamento 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 e VELTRI, 2007). Nonostante situazioni di bassa piovosità siano state evidenziate anche nel passato (p. es. 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). Per quanto riguarda le variabili direttamente connesse con il tasso di evapotraspirazione, un recente lavoro di BELLIN e ZARDI (2004) ha chiaramente dimostrato come il trend positivo all'aumento registrato nelle temperature atmosferiche su base mondiale (BATES *et al.*, 2008), in Europa (LUTERBACHER *et al.*, 2004) e nell'Italia settentrionale, (BRUNETTI *et al.*, 2000), sia perfettamente riproducibile anche su scala macroregionale. A titolo esemplificativo, analizzando i dati rilevati nella stazione di Trento tra il 1816 e il 2001, BELLIN e ZARDI (2004) stimarono un tasso medio di aumento delle temperature dell'aria pari a  $0,56\text{ }^{\circ}\text{C secolo}^{-1}$ . Il tasso di evapotraspirazione – e quindi la perdita netta di risorsa idrica dal bacino verso l'atmosfera – è favorito, oltre che dall'aumento di temperatura, anche dall'allungamento della stagione vegetativa in alcune piante coltivate in Trentino (REA e ECCEL, 2006; CAFFARRA e ECCEL, 2008) e dall'aumento dell'utilizzo delle acque a scopo irriguo. In aggiunta a questi elementi, alla diminuzione della disponibilità idrica contribuisce anche la riduzione delle riserve di acqua nelle aree coperte dai ghiacci nelle zone alpine (COMITATO GLACIOLOGICO TRENTO, SAT, 2007). Il ridotto apporto idrico proveniente dallo scioglimento delle nevi e dei ghiacciai è legato all'incremento invernale delle temperature che aumenta la probabilità di avere piogge in luogo di nevicata, riducendo il volume di neve disponibile e aumentando tra l'altro la probabilità di possibili inondazioni invernali (ALPINE CONVENTION, 2009).

Assieme ai fattori climatici, l'utilizzo dell'acqua fluviale a scopo irriguo costituisce un elemento estremamente importante nel controllo della disponibilità della risorsa idrica, specialmente nel tratto di pianura 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 ad un rilascio 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 e VELTRI, 2007).

### **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 può risultare potenzialmente limitante per la crescita algale. Per esempio, per le piccole diatomee centriche, che costituiscono uno dei gruppi più abbondanti dell'Adige, il limite suggerito da VAN DONK e KILHAM (1990) è di  $10\text{ }\mu\text{g P L}^{-1}$ . Tuttavia, considerando alcuni valori di fosforo reattivo misurati nella stazione di Cortina all'Adige ( $<5\text{ }\mu\text{g P L}^{-1}$ ), occasionali limitazioni da P non possono essere escluse nella parte alta del fiume. 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  $0,1\text{ mg L}^{-1}$  (REYNOLDS, 2006). Questo limite è circa 5 volte più basso rispetto alle concentrazioni minime rilevate nelle due stazioni.

Le elevate concentrazioni di SST nel Fiume Adige sono perlopiù dovute al trasporto di materiale inorganico sospeso. Come già evidenziato in precedenti lavori (SALMASO e BRAIONI, 2007), la frazione organica dei SST non ha mai presentato una correlazione positiva con la biomassa fitoplanctonica, anzi, nella stazione di Cortina all'Adige la frazione organica è apparsa negativamente correlata con la clorofilla-*a*. Essendo la biomassa fitoplanctonica legata negativamente alle portate idrauliche, ciò evidenzia come una consistente quota di sostanza organica presente nel fiume sia costituita anche da una frazione alloctona che diviene particolarmente importante nei momenti di elevato flusso idraulico.

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. I picchi di biomassa algale nella stazione di Boara Pisani sono stati determi-



nati da una favorevole combinazione di temperature medio-alte, basso flusso idraulico e migliori condizioni di illuminazione (con minore torbidità e basse concentrazioni di SST). Nella stazione più settentrionale le maggiori biomasse fitoplanctoniche sono state osservate, sempre in condizioni di bassa portata idraulica, anche nei mesi autunnali e invernali, per esempio in gennaio, con temperature di 2,4 °C. Considerato che la comunità diatomea in questi campioni ha presentato dominanza pressoché esclusiva di pennate appartenenti a *Cymbella* e *Diatoma*, è ipotizzabile che a questi picchi possano avere contribuito 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. 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 in circa 50 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> a Cortina all'Adige, e 100 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> a Boara Pisani.

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 0,4-0,5 e 2-3 raddoppi al giorno (COSTELLO e CHISHOLM, 1981; SHAFIK *et al.*, 1997; POPOVICH e 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 m s<sup>-1</sup>), ogni 104 e 26 km, rispettivamente. Queste distanze ovviamente aumentano all'aumentare del flusso.

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 legano lo sviluppo di specie a crescita rapida (*r*-selezionate; strategia CR; REYNOLDS, 2006) a condizioni di elevato 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 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 un unico tipo di matrice ambientale.

I picchi di clorofilla-*a* rilevati nelle due stazioni (<7 µg L<sup>-1</sup>) sono oltre un ordine di grandezza inferiori rispetto ai massimi rilevati in molti altri fiumi europei, p. es. Tamigi (150-285 µg L<sup>-1</sup>; RUSE e HUTCHINGS, 1996; YOUNG *et al.*, 1999), Elba (263 µg L<sup>-1</sup>; DESORTOVÁ *et al.*, 1996), e Mosa (>160 µg L<sup>-1</sup>; GOSSELAIN *et al.*, 1998). Questa situazione era già stata messa in evidenza con i dati rilevati una decina d'anni fa, quando SALMASO e BRAIONI (2007) nel basso corso del fiume rilevarono concentrazioni di clorofilla-*a* comprese tra 23 e 31 µg L<sup>-1</sup>. 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 µg P L<sup>-1</sup> e oltre 1000 µg P L<sup>-1</sup>). 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 fosforo (BASU e PICK, 1996; VAN NIEUWENHUYSE e JONES, 1996; HEISKARY e 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 delle discrepanze significative tra l'Adige e gli altri fiumi. Per esempio, BASU e PICK (1996) e VAN NIEUWENHUYSE e JONES (1996) hanno trovato delle relazioni significative e del tutto confrontabili tra le medie di clorofilla-*a* e TP misurate nel periodo vegetativo (generalmente tra aprile 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 aprile-settembre (33 e 82 µg P L<sup>-1</sup> a CA e BP), si ottengono risultati che sono decisamente più alti (tra 5,4-7,1, e 13,5-13,7 µg L<sup>-1</sup> rispettivamente a CA e BP) rispetto a quelli calcolati su base sperimentale (1,26 e 2,7 µg L<sup>-1</sup> a CA e BP). 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. Per esempio, nella Garonna, AMÉZIANE *et al.* (2003) misurarono, nonostante condizioni di assenza di limitazione da nutrienti, concentrazioni di clorofilla-*a* variabili tra <5 fino a circa 20 µg L<sup>-1</sup>. Questi autori evidenziarono come velocità di flusso fluviale attorno a 0,5 m s<sup>-1</sup> potessero approssimare la velocità al di sopra della quale lo sviluppo del potamoplancton

pelagico poteva iniziare a subire forti limitazioni.

L'effetto del flusso idraulico nell'Adige non si manifesta negativamente solo sul fitoplancton, ma anche sullo zooplancton. I dati recenti su questa componente, tuttora in fase di elaborazione, confermano appieno quanto rilevato nel corso dell'indagine condotta nel 1997-98 (SALMASO e 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.

### Hydropeaking

Studi ecologici sugli effetti degli impatti della regolazione idrologica sulla fauna zoobentonica del bacino del fiume Adige sono molto recenti: MAIOLINI *et al.* (2007) hanno studiato gli effetti sulla comunità zoobentonica dell'interruzione della continuità fluviale dovuta alla produzione idroelettrica sull'alto e medio corso del Noce. ZOLEZZI *et al.* (2009) hanno valutato le alterazioni idrologiche dell'Adige su diverse scale temporali (secolare, decennale) in relazione allo sviluppo dell'attività idroelettrica nel bacino, indicando i possibili effetti ecologici dei cambiamenti imposti al regime naturale delle portate. BRUNO *et al.* (2009a,b) hanno studiato gli effetti dell'hydropeaking sulla comunità bentonica ed iporreica, a monte e valle di un impianto idroelettrico situato sull'alto corso del Noce. Alcuni di questi risultati sono stati presentati in questo lavoro, e indicano come, a valle delle centrali di produzione, le improvvise e ripetute variazioni di portata, causate dal rilascio delle acque turbinate (hydropeaking) inducano severe alterazioni chimico-fisiche delle acque e delle comunità bentoniche, iporreiche e riparie (ROBERTSON *et al.*, 1995; CÉRÉGHINO e LAVANDIER, 1998a, 1998b, PAETZOLD *et al.*, 2008).

Gli impatti diretti sono dovuti all'attrito sul fondo, che causa la rimozione degli invertebrati tramite il drift catastrofico (BOON, 1993; TROELSTRUP e HERGENRADER, 1990; COBB *et al.*, 1992), l'improvviso allagamento delle rive che rimuove gli invertebrati terrestri (PERRY and PERRY, 1986; VAN LOOY *et al.*, 2006), e l'intasamento degli interstizi del letto fluviale dovuto alla deposizione del materiale fine portato dalle acque turbinate (BLASCHKE *et al.*, 2003; ANSELMETTI *et al.*, 2007), che riduce l'habitat disponibile per gli invertebrati che vivono nel substrato. Infatti, i risultati qui presentati indicano un aumento del drift di organismi bentonici e ripari nelle stazioni impattate da hydropeaking, causato dall'aumento di portata; una riduzione degli invertebrati stigobi nell'iporreico da imputarsi alla riduzione degli spazi interstiziali do-

vuta al *clogging*, e un parallelo aumento degli invertebrati bentonici che utilizzano l'iporreico come rifugio per evitare il drift. In sintesi, il torrente Noce presenta una serie di impatti che sono stati riportati in letteratura nel caso di torrenti alpini sottoposti agli eventi ripetuti di portata elevata che si verificano a valle degli impianti idroelettrici, causando perdite considerevoli nella popolazione bentonica e iporreica. Inoltre questi effetti possono ostacolare fasi del ciclo vitale quali l'emergenza degli insetti acquatici adulti. Poiché lo zoobenthos rappresenta la risorsa trofica per numerosi vertebrati e invertebrati, le alterazioni della sua biomassa e diversità si ripercuotono ovviamente su tutta la catena trofica, e quindi globalmente sull'ecosistema acquatico interessato. Pertanto, nonostante l'energia idroelettrica costituisca un'importante risorsa economica nelle zone alpine, e la più rilevante fonte di energia rinnovabile con chiari vantaggi per il bilancio globale di CO<sub>2</sub> (BRATRICH *et al.*, 2004), gli attuali criteri di produzione creano forti impatti sugli ambienti fluviali e sui numerosi habitat da questi generati e mantenuti.

### CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Gli studi ecologici svolti recentemente sul Fiume Adige hanno contribuito a mettere in evidenza l'importanza dell'effetto delle variazioni del regime idrologico 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 della funzionalità delle comunità bentoniche.

Un importante elemento di cambiamento è costituito dalla tendenza alla diminuzione della risorsa idrica fluviale. Alla luce dei cambiamenti osservati emerge tuttavia la necessità di pianificare e svolgere studi in grado di quantificare l'esatto ruolo svolto dalle componenti climatiche (precipitazioni atmosferiche, evapotraspirazione, contributo idrico dalle riserve nivale e glaciali) e antropiche (utilizzo per scopi irrigui, per uso potabile, per produzione idroelettrica, per produzione di neve artificiale, ecc.) nella determinazione delle variazioni a lungo termine della disponibilità idrica nel bacino dell'Adige. Ciò diviene essenziale anche per valutare in dettaglio le conseguenze delle modificazioni della regolazione idraulica sullo sviluppo di biomassa algale lungo il corso dell'Adige. Durante i periodi di diminuito afflusso idraulico le evidenze finora raccolte hanno infatti permesso di verificare un significativo 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 associato, con molta probabilità, all'instaurarsi di condizioni maggiormente favorevoli anche allo sviluppo di altri gruppi algali con caratteristiche meno desiderabili (p. es. cianobatteri) rispetto ai gruppi attualmente dominanti.

## BIBLIOGRAFIA

- ALPINE CONVENTION, 2009. Second report on the state of the Alps. Water and water management issues, 235 pp.
- AMÉZIANE 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.
- ANSELMETTI F., BÜHLER R., FINGER D., GIRARDI CLOS S., LANCINI A., RELLSTAB C., STURM M., 2007. Effects of Alpine hydro-power dams on particle transport and lacustrine sedimentation. *Aquatic Science*, **69**: 179-198.
- APHA, AWWA, WEF, 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19<sup>th</sup> edn. 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, 1995. *Verso il Piano di Bacino dell'Adige: progetto preliminare stralcio*. Quaderno N. 2. Trento 1995.
- 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.
- BARALDI F., GANDOLFI A., LUNELLI F., DE SIERVO L., ANGHENBEN 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.
- BASU B.K., PICK F.R., 1996. Factors regulating phytoplankton and zooplankton biomass in temperate rivers. *Limnology and Oceanography*, **41**:1572-1577.
- BATES B.C., KUNDZEWICZ Z.W., WU S., PALUTIKOF J.P. (eds), 2008. *Climate Change and Water. Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC Secretariat, Geneva, 210 pp.
- BELLIN A., ZARDI D., 2004. *Analisi climatologica di serie storiche delle precipitazioni e temperature in Trentino*. Quaderni di Idronomia Montana, 23. Editoriale BIOS, 256 pp.
- BLASCHKE A.P., STEINER K.-H., SCHMALFUSS R., GUTKNECHT D., SENGSCHEMITT D., 2003. Clogging processes in hyporheic interstices of an impounded river, the Danube at Vienna, Austria. *International Review of Hydrobiology*, **88**: 397-413.
- BOON P.J., 1993. Distribution, abundance and development of Trichoptera larvae in the River North Tyne following the commencement of hydroelectric power generation. *Regulated Rivers*, **8**: 211-224.
- BRAIONI M.G., 2001. *Studi e ricerche finalizzati alla conoscenza integrata della qualità delle rive del Fiume Adige*. Autorità di Bacino Nazionale dell'Adige: 1611 pp.
- BRATRICH C., TRUFFER B., JORDE K., MARKARD J., MEIER W., PETER A., SCHNEIDER M., WEHRLI B., 2004. Green hydro-power: a new assessment procedure for river management. *River Research and Applications*, **20**: 865-882.
- BRUNETTI M., MAUGERI M., NANNI T., 2000. Variations of temperature and precipitation in Italy from 1866 to 1995. *Theoretical and Applied Climatology*, **65**: 165-174.
- 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. In: *XVII Congresso Nazionale della Società Italiana di Ecologia*, Viterbo-Civitavecchia, 19-22 Settembre 2006: 1-6, <http://www.ecologia.it/congressi/XVI/articles>.
- 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.
- BRUNO M.C., MAIOLINI B., CAROLLI M., SILVERI L., 2009a. Hydropeaking impact on hyporheic invertebrates of an Alpine stream (Trentino, Italy). *International Journal of Limnology*, **45**: 157-170.
- BRUNO M.C., MAIOLINI B., CAROLLI M., SILVERI L., 2009b. Short time-scale impacts of hydropeaking on benthic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). *Limnologica* doi: 10.1016/j.limno.2009.11.012.

- CAFFARRA A., ECCEL E., 2008. Progetto FENOVITIS: risultati preliminari. *Italian Journal of Agrometeorology*, **13**: 54-55.
- CÉRÉGHINO R., LAVANDIER P., 1998a. Influence of hypolimnetic hydropeaking on the distribution and population dynamics of Ephemeroptera in a mountain stream. *Freshwater Biology*, **40**: 385-399.
- CÉRÉGHINO R., LAVANDIER P., 1998b. Influence of hydropeaking on the distribution and larval development of the Plecoptera from a mountain stream. *Regulated Rivers: Research and Management*, **14**: 297-309.
- CÉRÉGHINO R., CUGNY P., LAVANDIER P., 2002. Influence of intermittent hydropeaking on the longitudinal zonation patterns of benthic invertebrates in a mountain stream. *International Review of Hydrobiology*, **87**: 47-60.
- CÉRÉGHINO R., LEGALLE M., LAVANDIER P., 2004. Drift and benthic population structure of the mayfly *Rhithrogena semicolorata* (Heptageniidae) under natural and hydropeaking conditions. *Hydrobiologia*, **519**: 127-133.
- 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.
- COBB D.G., GALLOWAY T.D., FLANNAGAN J.F., 1992. Effects of discharge and substrate stability on density and species composition of stream insects. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **49**: 1788-1795.
- COMITATO GLACIOLOGICO TRENINO, SAT, 2007. *Ghiacciai in Trentino*. Disponibile su <http://www.sat.tn.it/ghiacciai.htm>
- CORTES R.M.V., FERREIRA M.T., VARANDAS OLIVEIRA S., OLIVEIRA D., 2002. Macroinvertebrate community structure in a regulated river segment with different flow conditions. *River Research and Applications*, **18**: 367-382.
- 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.
- DESORTOVÁ B., PRANGE A., PUNOCHÁ Y P., 1996. Chlorophyll-a concentrations along the River Elbe. *Archiv für Hydrobiologie*, **suppl. 113**: 203-210.
- DI LORENZO T., GALASSI D. M. P., MARCHETTI A., CASTALDO D., DEL TOSTO D., FIASCA B. GATTONE E., 2007. Verso la gestione sostenibile delle acque sotterranee: il progetto GEcoRA nel bacino del Fiume Adige. *Adige Etsch* **1**: 6-15.
- GOSSELAIN V., VIRoux L., DESCY J.P., 1998. Can a community of small-bodied grazers control phytoplankton in rivers? *Freshwater Biology*, **39**: 9-24.
- HAY C., FRANTI T., MARX D., PETERS E., HESSE L., 2008. Macroinvertebrate drift density in relation to abiotic factors in the Missouri River. *Hydrobiologia*, **598**: 175-189.
- HEISKARY S., MARKUS H., 2001. Establishing relationships among nutrient concentrations, phytoplankton abundance, and biochemical oxygen demand in Minnesota, USA, rivers. *Journal of Lake Reservoir Management*, **17**: 251-267.
- 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.
- LUTERBACHER J., DIETRICH D., XOPLAKI E., GROSJEAN M., WANNER H., 2004. European seasonal and annual temperature variability, trends, and extremes since 1500. *Science*, **303**: 1499-1503.
- MAIOLINI B., SILVERI L., LENCIONI V., 2007. Hydroelectric power generation and disruption of the natural stream flow: effects on the zoobenthic community. *Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica*, **83**: 21-26.
- PAETZOLD A., YOSHIMURA C., TOCKNER K., 2008. Riparian arthropod responses to flow regulation and river channelization. *Journal of Applied Ecology*, **45**: 894-903.
- PERRY S.A., PERRY W.B., 1986. Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and stranding in the Flathead and Kootenai Rivers, Montana, USA. *Hydrobiologia*, **134**: 171-182.
- POPOVICH C., GAYOSO A., 1999. Effect of irradiance and temperature on the growth rate of *Thalassiosira curviseriata* Takano (Bacillariophyceae), a bloom diatom in Bahía Blanca estuary (Argentina). *Journal of Plankton Research*, **21**: 1101-1110.
- 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.
- REA R., ECCEL E., 2006. Phenological models for blooming of apple in a mountainous region. *International Journal of Biometeorology*, **51**: 1-16.
- REYNOLDS C.S., 2006. *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, 1177 pp.
- REYNOLDS C.S., GLAISTER M.S., 1993. Spatial and temporal changes in phytoplankton abundance in the upper and middle reaches of the River Severn. *Archiv für Hydrobiologie*, **suppl 101**: 1-22.
- ROBERTSON A.L., LANCASTER J., HILDREW A.G., 1995. Stream hydraulics and the distribution of microcrustacea - a role for refugia. *Freshwater Biology*, **33**: 469-484.
- ROSSETTI G., VIAROLI P., FERRARI I., 2009. Role of abiotic and biotic factors in structuring the metazoan plankton community in a lowland river. *River Research and Applications*, **25**: 814-835.
- ROSSI D., VELTRI R., 2007. Come abbiamo fronteggiato l'emergenza idrica. *Adige-Etsch*, **1**: 15-19.
- ROTT E., 1981. Some results from phytoplankton counting intercalibration. *Schweizer Zeitung für Hydrobiologie*, **43**: 34-62.
- ROTT E., SALMASO N., 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**: 189-201
- SALMASO N., 2002. Ecological patterns of phytoplankton assemblages in Lake Garda: seasonal, spatial and historical



- features. *Journal of Limnology*, **61**: 95-115.
- SALMASO N., BRAIONI M.G., 2008. 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*, **42**: 533-545.
- 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.
- SHAFIK H.M., HERODEK S., VÖRÖS L., PRÉSING M., KISS T.H., 1997. Growth of *Cyclotella meneghiniana* Kutz. I. Effects of temperature, light and low rate of nutrient supply. *Annales de Limnologie*, **33**:139-147.
- TERNA, S. p. A., 2007. Dati storici., in <http://www.terna.it>.
- TROELSTRUP N.H., HERGENRADER G.L., 1990. Effect of hydro-power peaking flow fluctuations on community structure and feeding guilds of invertebrates colonizing artificial substrates in a large impounded river. *Hydrobiologia*, **199**: 217-228.
- UTHERMOL H., 1958. Zur Vervollkommung der quantitative Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen des International Verein Limnologie*, **9**: 1-38.
- VAN DONK E., KILHAM S.S., 1990. Temperature effects on siliconlimited and phosphorus-limited growth and competitive interactions among three diatoms. *Journal of Phycology*, **26**: 40-50.
- VAN LOOY K., JOCHEMS H., VANACKER S., LOMMELEN E., 2006. Hydropeaking impact on a riparian ground beetle community. *River Research and Application*, **23**: 223-233.
- VAN NIEUWENHUYSE E.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.
- 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.
- ZOLEZZI G., BELLIN A., BRUNO M.C., MAIOLINI B., SIVIGLIA A., 2010. Assessing hydrological alterations at multiple temporal scales: Adige River, Italy. *Water Resources Research* **45**, W12421.