

## Effetti e mitigazione dell'hydropeaking sugli ecosistemi fluviali alpini

**Maria Cristina Bruno – Fondazione E. Mach, Bruno Maiolini – Fondazione E. Mach, Mauro Carolli – Università di Trento**

### Sommario

Nei torrenti alpini impattati dalla presenza di centrali idroelettriche con bacini di accumulo in alta quota le alterazioni del regime delle portate sono dovute a riduzione di portata (tratti a deflusso minimo vitale) a seguito del prelievo in alta quota, associato alla presenza di invasi artificiali, e agli improvvisi e ripetuti rilasci di acqua a valle dalle centrali (hydropeaking). Alle onde di hydropeaking sono spesso associati bruschi innalzamenti o abbassamenti di temperatura (thermopeaking). Sono illustrati brevemente due studi in cui sono stati valutati gli impatti di alterazioni del regime delle portate (hydropeaking e deflusso minimo vitale vs regime naturale) e delle onde di thermopeaking sulla diversità e abbondanza dei macroinvertebrati bentonici. Sono infine discusse alcune possibili soluzioni di mitigazione a tali alterazioni di portata e di temperatura, e a titolo esemplificativo viene presentato un progetto per ridurre l'hydropeaking utilizzando un reticolo di canali artificiali irrigui attualmente in parte dismessi.

### 1. Introduzione

Il regime naturale delle portate, ovvero le variazioni quantitative della portata nel corso dell'anno (Poff *et al.*, 1997) ha una funzione fondamentale per strutturare le comunità bentoniche (Bunn & Arthington, 2002). Nei torrenti alpini, una delle principali cause di alterazione del regime delle portate è la costruzione e messa in opera d'impianti idroelettrici a caduta con bacini di accumulo in alta quota creati da dighe (Meile *et al.*, 2010; Zolezzi *et al.*, 2011). L'impatto più rilevante che ne risulta è generato dai rilasci a valle delle centrali, che causano rapide fluttuazioni di portata associate all'accensione e spegnimento delle turbine, un fenomeno chiamato

hydropeaking (Gore & Petts, 1989). Queste "onde" possono verificarsi una o più volte al giorno e si propagano per molti km a valle (Bruno et al., 2010). Le ripetute onde di hydropeaking causano diversi tipi di impatto: l'aumento di sedimenti fini interstiziali e conseguente colmatazione dei sedimenti del letto fluviale (clogging); l'induzione del drift catastrofico di invertebrati dovuto all'aumento degli sforzi tangenziali della corrente sul fondo; la creazione di barriere fisiche, idrologiche e termiche per la migrazione controcorrente di specie ittiche; la riduzione della rigenerazione e reclutamento di semi nelle fasce riparie; lo spiaggiamento di vertebrati ed invertebrati acquatici; l'alterazione o impedimento di fasi cruciali del ciclo vitale di insetti anfibi e infine la riduzione di processi ecologici di primaria importanza quali la denitrificazione (Moog, 1993; Bunn & Arthington, 2002; Blaschke et al., 2003; Bruno et al., 2010; Smokorowski et al., 2011). Il fenomeno dell'hydropeaking è frequentemente associato anche a un'alterazione del regime termico dei corsi d'acqua, poiché i rilasci da serbatoi in quota sono caratterizzati da marcate differenze di temperatura tra le acque turbinate e il corpo idrico ricevente a causa dei fenomeni di stratificazione invernale e di circolazione estiva che si verificano nei serbatoi artificiali, posti a quota più alta del punto di reimmissione. Ciò determina in alcuni casi sensibili e improvvise variazioni di temperatura nel corso d'acqua (thermopeaking) (Zolezzi et al., 2011), che inducono un aumento del drift comportamentale (Carolli et al., 2012) ovvero causato dall'ingresso volontario dell'animale nella colonna d'acqua o involontario come conseguenza di un aumento dell'attività degli animali e/o al cambiamento della loro posizione sul substrato. Questo fenomeno contribuisce alla diminuzione della biodiversità acquatica. Un impatto diverso è invece causato dalla costante riduzione di portata nei tratti fluviali a deflusso minimo vitale, che sono generalmente presenti sia a valle dei punti di prelievo che a valle delle dighe; in questi tratti si verificano principalmente alterazioni della temperatura e della dinamica di sedimenti, interruzione della continuità (sensu Amoros & Roux, 1988: trasferimento mediato dal flusso di acqua, di materia, energia e/o organismi entro o tra elementi dell'ecosistema fluviale) longitudinale e ulteriore perdita di habitat (Dewson et al., 2007). L'effetto sugli invertebrati bentonici è un'alterazione della diversità e densità, con riduzione di taxa

reofili e aumento di taxa adattati ad acque con bassa velocità (Jowett, 1997). L'impatto sulla comunità bentonica delle onde di thermopeaking è poco studiato in campo per l'impossibilità di separarla da quella di hydropeaking. Pertanto, un primo set di simulazioni è stato condotto per indurre shock termici positivi e negativi di entità simili a quelle registrate a valle di centrali idroelettriche, valutandone le risposte delle comunità bentoniche in un impianto di canalette artificiali. Tale impianto è stato anche utilizzato per un secondo set di esperimenti in cui sono stati confrontati gli effetti di condizioni di regime idrologico costante rispetto a condizioni di regime naturale e di hydropeaking sulla diversità e composizione delle comunità bentoniche. Scopo del presente contributo è da una parte sintetizzare risultati in parte già presentati in altri articoli, in parte inediti, dall'altra presentare alcune misure di mitigazione dell'hydropeaking.

## 2. Materiali e metodi

### 2.1 Apparato sperimentale

La struttura sperimentale è composta di cinque canalette, situate lungo il torrente Fersina in Trentino (località Canezza di Pergine, 600 m s.l.m.). Ogni canaletta è costruita in acciaio, misura 20 m in lunghezza e 30 cm in larghezza; tre canalette sono profonde 30 cm e due 50 cm, e riempite rispettivamente con uno strato di sedimento raccolto in alveo di 10 cm (canalette A, B, C) o 40 cm (canalette D ed E); le canalette sono alimentate direttamente dal torrente (dettagli in Carolli et al., 2012). Da 5 mesi prima dell'inizio degli esperimenti, e fino alla fine di essi, la portata nelle canalette era costantemente di  $0,005 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  e la velocità  $0,5 \text{ m s}^{-1}$ .

### 2.2 Simulazioni di thermopeaking

Sono state condotte quattro simulazioni: due thermopeaking freddi (CTP1: 12 settembre 2008, CTP2: 29 luglio 2009), raffreddando l'acqua di circa  $3 \text{ }^\circ\text{C}$  in 4,5 e 4 min, e due thermopeaking caldi (WTP1: 17 novembre 2008, WTP2: 11 Marzo 2009), riscaldando l'acqua di  $2\text{-}3 \text{ }^\circ\text{C}$  in 1 e 2 min, con un tasso di cambiamento di temperatura di circa  $2,4 \times 10^{-1} \text{ }^\circ\text{C min}^{-1}$ , molto simile a quello

registrato in un fiume impattato da hydropeaking nel bacino dell'Adige (Zolezzi et al., 2011). Gli invertebrati bentonici che si staccavano dal substrato, venivano raccolti con retini da drift all'uscita delle canalette, sia prima delle simulazioni (drift di base) che durante le simulazioni (drift attivo). Nel caso del drift attivo, che rappresenta la risposta al disturbo rappresentato dall'onda termica, i campioni di drift sono stati raccolti continuamente per tutta la durata della simulazione, e cambiando i retini a intervalli brevi (2-3 minuti), per seguire l'andamento temporale del drift. Campioni di benthos sono stati raccolti da ogni canaletta prima delle simulazioni per valutare la propensione al drift degli invertebrati. I metodi sperimentali e le analisi statistiche applicate sono spiegati in dettaglio in Carolli et al. (2012).

### 2.3 Esperimenti su regimi idrologici a deflusso minimo vitale, hydropeaking e regime naturale

Sono state selezionate tre stazioni: 1) le 5 canalette descritte nel precedente paragrafo, mantenute artificialmente a deflusso costante, rappresentavano il tratto a deflusso minimo vitale (DMV), 2) un tratto fluviale 100 m a monte delle canalette con regime naturale (RN), 3) un tratto fluviale 200 m a valle delle canalette che riceve le immissioni di una piccola centrale idroelettrica, quindi impattato da hydropeaking (HP). I macroinvertebrati bentonici sono stati raccolti utilizzando substrati artificiali di tipo Hester-Dandy per ogni stazione (cinque serie di tre substrati per le stazioni in alveo, tre substrati per ognuna delle cinque canalette); un substrato per ogni serie è stato prelevato ogni 15 giorni e riposizionato dopo aver rimosso tutti gli invertebrati. Contemporaneamente sono stati raccolti campioni quantitativi di benthos, uno per ogni stazione in alveo e uno per canaletta, utilizzando un retino Hess. L'esperimento è iniziato nel febbraio 2010 ed è terminato nell'agosto 2010 a causa di una piena che ha distrutto tutto l'apparato di substrati, modificato l'alveo e ricoperto le canalette di sedimento. In ogni data di campionamento, tutti gli invertebrati venivano rimossi dai substrati e dai campioni raccolti con retino Hess, e identificati al più basso livello tassonomico possibile. I taxa dominanti, e identificati almeno a livello di genere, appartenevano a Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT), per i quali sono state applicate metriche che non verranno discusse in questa

sede. Sono stati inoltre selezionati i taxa più comuni non EPT, ovvero Diptera Chironomidae e Simuliidae, Copepoda Harpacticoida e Coleoptera Elmidae. Tutti i taxa sono stati anche classificati come gruppo funzionale trofico, o "functional feeding group" (FFG: detritivori, detritivori-pascolatori, detritivori-pascolatori-trituratori, pascolatori, trituratori, trituratori-pascolatori, predatori, filtratori) e le abbondanze dei taxa in ogni campione raggruppate per FFG.

## 3. Risultati

### 3.1 Simulazioni di thermopeaking

I risultati in dettaglio sono presentati e discussi in Carolli et al. (2012). In sintesi, sono stati osservati aumenti del drift di 3, 5, 2 e 4 volte, rispettivamente per i due thermopeaking freddi e caldi (Figura 1), nonostante i cambiamenti in temperatura ottenuti nelle canalette fossero nel range di tollerabilità degli organismi bentonici in quanto simili alle variazioni diurne (ma ottenuti molto più velocemente). L'incremento del drift avveniva entro due minuti dall'inizio delle manipolazioni di temperatura.

La composizione in taxa del drift raccolto prima e durante le simulazioni differiva, indicando che alcuni taxa rispondevano preferenzialmente alle alterazioni termiche; le larve di Chironomidae, Simuliidae e Baetidae erano i taxa più abbondanti nel drift durante tutte le manipolazioni termiche.

Il drift indotto dagli improvvisi cambiamenti di temperatura è probabilmente comportamentale in quanto attivo, differentemente da quello passivo, o catastrofico, che si verifica in risposta all'hydropeaking. I due tipi di drift possono verificarsi come eventi distinti e successivi in torrenti impattati da hydropeaking e thermopeaking, in quanto la propagazione delle onde di portata e termica avvengono in modo asincrono (Toffolon et al., 2010), e quindi la comunità bentonica è sottoposta a due impatti successivi: l'aumento della trazione al fondo, seguito dal brusco cambiamento di temperatura. Gli effetti del thermopeaking sono quindi sinergici con quelli dell'hydropeaking e, a lungo termine, possono alterare la distribuzione

longitudinale degli invertebrati bentonici, e ridurne la diversità e abbondanza.

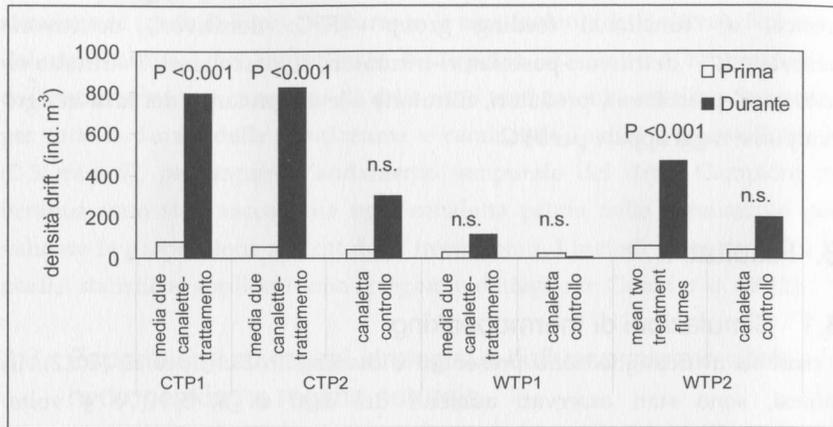


Figura 1 – Abbondanze totali del drift prima e durante ogni simulazione di thermopeaking freddo (CTP1 e CTP2) e caldo (WTP1 e WTP2) nelle due canalette-trattamento (valori cumulati come valori medi) e nella canaletta di controllo, e valori di P del test di Kruskal-Wallis del confronto prima-durante di ogni esperimento (n.s. = non significativo).

### 3.2 Esperimenti su regimi idrologici a deflusso minimo vitale, hydropeaking e regime naturale

La composizione e l'abbondanza delle comunità bentoniche differivano tra i tre regimi idrologici (Figura 2): la comunità nel sito HP era meno abbondante e diversa, più variabile temporalmente, e ha richiesto un tempo maggiore per raggiungere il numero massimo di taxa. Le densità e diversità maggiori erano presenti nei siti DMV.

Il regime delle portate ha avuto un effetto anche sulla distribuzione dei gruppi trofici funzionali di EPT (Fig. 3): i campioni HP erano i più variabili e quelli DMV i meno variabili per entrambi i metodi di campionamento. La composizione in gruppi funzionali di EPT era più simile per i campioni raccolti con RN e DMV, specialmente per i substrati, mentre i campioni raccolti in regime di HP erano sempre diversi dai rimanenti, soprattutto per i substrati.

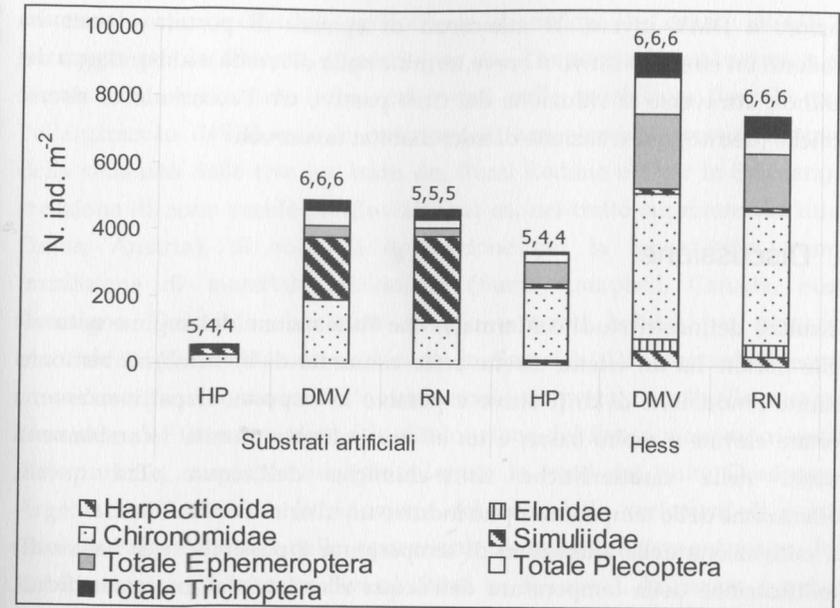


Figura 2 – Abbondanza media dei taxa dominanti per i due metodi di campionamento, e per ogni regime di portata. I numeri indicano rispettivamente il numero totale di taxa di Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera.

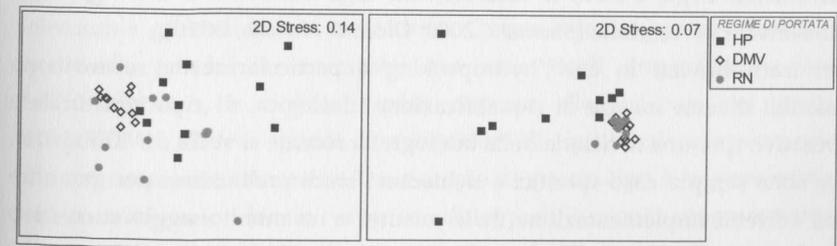


Figura 3 – Ordinamento (Non-metric MultiDimensionalScaling) basato sui gruppi trofici funzionali di efemerotteri, plecoteri, e tricoteri dei campioni raccolti con i tre regimi di portata (HP, DMV, RN) Sinistra: substrati artificiali, destra: campioni Hess.

Le basse densità ed elevata variabilità riscontrate nei siti sottoposti a HP è da imputare alle alterazioni del regime idrologico e termico che rimuovono invertebrati tramite l'induzione massiccia di drift passivo e attivo. Nelle

stazioni a DMV invece, la mancanza di episodi di portata elevata ha prodotto un effetto positivo a breve termine sulla diversità e abbondanza del benthos, attraverso la riduzione del drift passivo e/o l'accumulo di risorse trofiche (detrito) e la creazione di microhabitat favorevoli.

#### 4. Discussione

I risultati dei nostri studi confermano che l'alterazione del regime naturale delle portate ha un effetto diretto sulle comunità di invertebrati bentonici tramite l'induzione di drift attivo e passivo in risposta, rispettivamente, a portate elevate e molto basse, e un effetto indiretto tramite i cambiamenti indotti nella caratteristiche fisico-chimiche dell'acqua. Tra queste, l'alterazione della temperatura può indurre un ulteriore drift attivo.

La mitigazione delle alterazioni di temperatura è possibile, e si basa sulla modificazione della temperatura dell'acqua rilasciata dai bacini artificiali, ottenuta con due tipi d'intervento: sfruttamento della stratificazione dell'acqua nei bacini e prelievo a livello variabile, o destratificazione della colonna d'acqua. Il primo tipo d'intervento è stato per esempio applicato alla diga di Flaming Gorge sul Green River e alla diga Shasta sul fiume Sacramento negli U.S.A., il secondo alla diga North Pine nel lago Lake Samsonvale in Australia (*Sherman, 2000; Olden & Naiman, 2010*).

Nei tratti fluviali in cui l'hydropeaking è particolarmente severo sono possibili diverse misure di riqualificazione idrologica, di tipo strutturale e operativo (per una revisione della bibliografia recente si veda *SINTEF, 2010*), che sono sempre caso-specifici e richiedono studi preliminari per garantire una corretta implementazione delle misure, e un monitoraggio successivo alla loro messa in opera. Gli interventi strutturali che modulano le variazioni idrologiche (e in molti casi anche quelle termiche), comprendono: lo scarico di tutte o parte delle acque turbinate tramite gallerie e/o canali direttamente in laghi (per es., nel Canton Ticino in Svizzera 6 impianti idroelettrici rilasciano direttamente nel Lago Maggiore) o nella piana alluvionale; la costruzione di bacini di laminazione (molti esempi in Svizzera, in Austria sul fiume Bregenz nella regione del Vorarlberg), l'uso di strutture esistenti (*cave*

dismesse, reticoli di fossi agricoli), la diversione in canali laterali di passaggio per la rimonta di pesci (per es.: l'impianto Kreuzbergmaut sul Fiume Salz, Austria) e, infine, interventi sulla morfologia fluviale quali l'allargamento dell'alveo e la creazione di zone lentiche tramite aumento della sinuosità delle rive (es: tratti dei fiumi Rodano e Thur in Svizzera) la creazione di zone umide perifericali (per es. nel tratto superiore del fiume Drava, Austria), di zone di deposizione per la fauna ittica tramite immissione di materiale alluvionale (fiume Campbell, Canada, fiume Dordogne, Francia), e di zone rifugio o nuovi habitat per pesci e/o invertebrati (fiumi Maronne e Vezere in Francia). Gli interventi operativi prevedono la riduzione delle variazioni di portata e livello (tramite l'aumento del flusso minimo e la diminuzione del flusso massimo rilasciati dalle turbine, come per esempio adottato in tratti dei fiumi Dordogne e Argentat in Francia) o la riduzione dei tassi delle variazioni di portata (tramite rallentamento delle operazioni di accensione/spegnimento delle turbine, messo in atto in diversi fiumi in Svizzera). Lo scopo è evitare variazioni troppo veloci ed elevate che inducono drift di invertebrati e spiaggiamento di pesci e invertebrati. Infine, gli interventi operativi più complessi prevedono sviluppo di rilasci variabili temporalmente, simili a quelli naturali (*environmental flows*) come sviluppato per esempio in Norvegia sul fiume Daleelva, e rappresentano la sfida più grossa per scienziati e gestori della risorsa idrica. Queste soluzioni sono difficilmente applicabili perché in contrasto con uno degli importanti vantaggi dell'idroelettrico, e cioè la rapida risposta alle richieste del mercato energetico. In sintesi, quindi, le mitigazioni di tipo funzionale sono quelle più comunemente intraprese. Un esempio di questo tipo è rappresentato in ambito nazionale da un progetto di riqualificazione programmato in Trentino, che prevede la parziale riduzione dell'hydropeaking causato sul fiume Noce, uno dei principali tributari dell'Adige, tramite la deviazione di acque turbinate da una centrale di grandi dimensioni dal Noce verso un adiacente sistema di fossi irrigui e la successiva lenta restituzione al fiume. Il sistema di fossi attraversa una zona agricola dedicata alla coltivazione di melo e vite (piana Rotaliana), ha perso la sua originale funzione irrigua, sostituita dai pozzi, ma viene mantenuto per il controllo di eventuali

allagamenti della piana. Il ripristino della funzionalità idraulica dei fossi favorirebbe il mantenimento di comunità biologiche e della vegetazione in alveo e il controllo delle temperature estive. Tali effetti verrebbero potenziati dalla creazione di fasce riparie lungo il sistema di fossi. Tra i vantaggi attesi è una parziale riduzione dell'hydropoaking, la ricarica delle falde nella piana agricola, una riduzione del carico di azoto, sia per denitrificazione che per bioaccumulo, un incremento della biodiversità acquatica, in ambienti che se ben gestiti possono mimare le scomparse zone umide. Inoltre il prelievo di acqua solamente nei momenti di produzione eviterà di alimentare i fossi irrigui durante i periodi di bassa portata, con notevoli vantaggi sia per la fauna ittica che, più in generale, per l'ecologia del fiume Noce.

## Bibliografia

- Amoros C., Roux A. L. (1988). *Interaction of waterbodies within the floodplain of large rivers: function and development of connectivity*. In: *Proceedings of the 2nd International Seminar of the international Association of Landscape Ecology*, Screiber K.-F. (ed). Munstersche Geographische Arbeiten 29, Munster: 125–130.
- Blaschke A. P., Steiner K.-H., Schmalfluss R., Gutknecht D., Sengschmitt D. (2003). *Clogging processes in hyporheic interstices of an impounded river, the Danube at Vienna, Austria*. *International Review of Hydrobiology*, 88, 397–413.
- Bruno M. C., Maiolini B., Carolli M., Silveri L. (2010). *Short time-scale impacts of hydropoaking on benthic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy)*. *Limnologia*, 40: 281–290.
- Bunn S. E., Arthington A. H. (2002). *Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity*. *Environmental Management*, 30: 492–507.
- Carolli M., Bruno M. C., Siviglia A., Maiolini B. (2012). *Responses of benthic invertebrates to abrupt changes of temperature in flume simulations*. *River Research and Application*, 28(6): 678–691.
- Dewson Z. S., James B. W. A., Death R. G. (2007). *A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates*. *Journal of the North American Benthological Society*, 26: 401–415.
- Gore J. A., Petts G. E. (1989). *Alternatives in Regulated River Management*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Jowett I. G. (1997). *Environmental effects of extreme flows*. In: *Floods and droughts: the New Zealand experience*, Mosley M. P., Pearson C. P. (eds). Caxton Press. Christchurch, New Zealand: 104–116.
- Meile T., Boillat J. L., Schleiss A. J. (2010). *Hydropoaking indicators for characterization of the Upper-Rhone River in Switzerland*. *Aquatic sciences*, 73: 171–182.
- Moog O. (1993). *Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts*. *Regulated Rivers: Research & Management*, 8: 5–14.
- Poff N. L., Allan J. D., Bain M. B., Karr J. R., Prestagard K. L., Richter B. D., Sparks R. E., Stromberg J. C. (1997). *The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration*. *Bioscience*, 47: 769–784.
- Sherman B. (2000) *Scoping Options for Mitigating Cold Water Discharges from Dams*. CSIRO Land and Water, Canberra.
- SINTEF. (2011) *Mitigation Measures Against Hydropoaking Effects. A literature review*. Report n. TR A7192.
- Smokorowski K. E., Metcalfe R. A., Finucan S. D., Jones N., Marty J., Power M., Pyrcz R. S., Steele R. (2011). *Ecosystem level assessment of environmentally based flow restrictions for maintaining ecosystem integrity: a comparison of a modified peaking versus unaltered river*. *Ecohydrology*, 4: 791–806.
- Toffolon M., Siviglia A., Zolezzi G. (2010). *Thermal wave dynamics in rivers affected by hydropoaking*. *Water Resources Research*, 46, W08536, DOI: 10.1029/2009WR008234.
- Zolezzi G., Siviglia A., Toffolon M., Maiolini B. (2011). *Thermopoaking in alpine streams: event characterization and time scales*. *Ecohydrology*, 4: 564–576.