

Nuove metriche per valutare l'impatto della *siltation* nei fiumi: due casi studio sui macroinvertebrati bentonici

Elena Piano^{1*}, Alberto Doretto¹, Elisa Falasco¹, Francesca Bona¹, Stefano Fenoglio²

¹ DIBIOS, Università di Torino, Via Accademia Albertina 13, 10123 Torino, Italia

² DISIT, Università del Piemonte Orientale, Viale Teresa Michel 25, I-15121 Alessandria, Italia

* Referente per la corrispondenza: epiano@unito.it

Pervenuto il 24.2.2017; accettato il 27.3.2017

Riassunto

La presenza di sedimento fine (< 2 mm) è una componente essenziale e naturale degli ecosistemi fluviali, specialmente in quelli di medio e alto ordine, che ne garantisce la funzionalità e l'eterogeneità degli habitat. Tuttavia, numerose attività antropiche possono causare un eccessivo accumulo di sedimento fine nei corsi d'acqua (*siltation*), provocando cospicue alterazioni idromorfologiche, quali l'omogeneizzazione del substrato, l'anossia e la torbidità dell'acqua, oltre che il danneggiamento degli organismi bentonici, mediante abrasione, seppellimento e intasamento delle tracheobranchie. Questi effetti risultano ulteriormente amplificati in ecosistemi quali i torrenti alpini, normalmente caratterizzati da substrato prevalentemente grossolano. Vista la criticità di questo fenomeno, sono stati investigati due casi studio in ambiente alpino, al fine di valutare quali metriche relative ai macroinvertebrati bentonici permettano di quantificare l'effetto della *siltation* sulla qualità fluviale. Entrambi gli studi sono stati realizzati nelle Alpi sudoccidentali. Nel primo studio sono stati confrontati due torrenti, uno fortemente impattato da carichi elevati di sedimento fine provenienti da un sistema di cave di gneiss, in cui sono state scelte 7 stazioni di campionamento, e uno di controllo, sul quale sono state identificate 3 stazioni. In ogni stazione sono stati raccolti campioni quantitativi di macroinvertebrati e sedimento fine mediante trappole per il sedimento. Nel secondo caso studio, 135 gabbiette sono state allestite in un tratto fluviale omogeneo, differenziate in termini di qualità del substrato (grossolano, intermedio e fine), e raccolte in 3 tempi diversi, da 7, 21 e 63 giorni dall'allestimento. I macroinvertebrati sono stati identificati al livello di famiglia e/o genere e, a partire dai dati di comunità, sono state calcolate diverse metriche di tipo tassonomico e funzionale. È stata quindi testata la loro risposta alla *siltation* ed è stato valutato il loro potere discriminante. I risultati di entrambi gli studi hanno dimostrato come la ricchezza tassonomica e l'abbondanza degli invertebrati siano negativamente influenzati dalla *siltation*. La maggior parte di questa perdita è dovuta a una significativa riduzione dei taxa più sensibili (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), i quali sono probabilmente danneggiati sia direttamente dall'intasamento delle tracheobranchie, sia indirettamente dall'anossia e dalla riduzione delle disponibilità trofiche e di habitat. Da un punto di vista funzionale, i gruppi ecologici, biologici e trofici che includono organismi caratterizzati da taglia media, monovoltini, con respirazione acquatica, tipicamente reofili e associati ai substrati minerali più grossolani sono risultati negativamente impattati dalla deposizione di sedimento fine. Il calcolo di queste metriche potrebbe quindi rappresentare in futuro un valido strumento per la quantificazione dell'alterazione della qualità fluviale legata alla *siltation* in ambiente alpino.

PAROLE CHIAVE: sedimento fine / qualità delle acque / disturbo idromorfologico / gruppi funzionali / torrenti alpini

New metrics for evaluating the impact of siltation in rivers: two study cases on benthic macroinvertebrates

The presence of fine sediment (< 2 mm) is a natural component of medium and high order rivers, which ensures river functionality and habitat heterogeneity. However, several anthropogenic activities might cause an excessive deposition of fine sediment on the river bed (*siltation*), causing morphological alterations, like substrate homogenization, water turbidity increase and anoxia, as well as impacts on biota, through abrasion, burial of individuals and occlusion of gills. These alterations are amplified in alpine streams, where the river bed is normally dominated by coarse substrata. Due to the high impact of this phenomenon, we here performed two study cases in alpine streams in order to evaluate which macroinvertebrates metrics best describe the impacts of siltation. Both study cases were developed in Italian South-Western Alps. In the first study case, we compared a stream located downstream of a quarry and one surrounded by natural land use. In the former, we selected seven sampling sites, while in the latter we selected three sampling sites. In each site, we collected quantitative samples of macroinvertebrates as well as of fine sediment by means of sediment traps. In the second study case, we settled 135 artificial substrata in a stream reach, which were differentiated in terms of fine sediment quantity. These cages were collected in three sampling sessions, 7, 21 and 63 days after the beginning of the experiment. Macroinvertebrates were identified to the family or genus level and several taxonomic and functional metrics were calculated. We then tested their response to siltation and their discrimination power. Results demonstrated that taxa richness is negatively affected by siltation and this is particularly true for the most sensitive taxa, i.e. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (EPT). These organisms are probably impacted both directly, by the occlusion of gills, and indirectly, by anoxia and reduction of food availability. In a functional view, the ecological, biological and functional feeding groups including small organisms, monovoltine, with aquatic respiration, preferring coarse substrata and fast-flowing water were the most impacted by siltation. We suggest that in the future the use of these metrics could help in detecting the impact of siltation on water quality in alpine streams.

KEY WORDS: fine sediment / water quality / hydro-morphological alteration / functional groups / alpine streams

INTRODUZIONE

L'erosione e la deposizione di sedimento fine sono fenomeni intrinseci e naturali dei processi idromorfologici dei sistemi fluviali (Jones *et al.*, 2012). La velocità della corrente regola questi processi, per cui fino a che essa è sufficientemente elevata la frazione fine viene trasportata verso valle, mentre non appena diminuisce le particelle fini vengono depositate. I corsi d'acqua alpini, tipicamente caratterizzati da elevate velocità della corrente, presentano quindi naturalmente substrati caratterizzati da un'elevata percentuale di materiale grossolano, mentre il sedimento fine rappresenta una frazione estremamente scarsa. Quantità elevate di sedimento fine in torrenti alpini sono generalmente il frutto di attività antropiche, che comportano un loro innaturale aumento, un fenomeno detto *siltation* (Wood e Armitage, 1997). Le attività estrattive (Milisa *et al.*, 2010; Bona *et al.*, 2016), alcune pratiche agricole e forestali (Burdon *et al.*, 2013), la costruzione e l'alta percorrenza di strade adiacenti alle aste fluviali (Kaller e Hartman, 2004; Kreutzweiser *et al.*, 2005) sono tutti esempi di fenomeni di origine antropica che causano un aumento innaturale della deposizione di sedimento fine negli ambienti fluviali.

Nei torrenti alpini, gli effetti dell'eccessivo deposito di sedimento fine sugli organismi bentonici sono molteplici e articolati. Si possono individuare conseguenze dirette, quali il danneggiamento di alcune strutture anatomiche per abrasione (Lemly, 1982), oppure il seppellimento degli organismi sotto uno strato di materiale fine (Wood *et al.*, 2005). A questi, si aggiungono numerosi impatti indiretti tra cui: l'alterazione del substrato con conseguente riduzione dei microhabitat e delle zone di rifugio (Jones *et al.*, 2012), la diminuzione del contenuto e della circolazione di ossigeno disciolto per otturazione degli interstizi tra il substrato (Bo *et al.*, 2007), la riduzione della disponibilità di CPOM come conseguenza della minore capacità di catturarla e trattenerla da parte del substrato (Doretto *et al.*, 2016), l'aumento della torbidità con conseguente abbassamento della produttività primaria (Jones *et al.*, 2014), l'incremento dell'instabilità del substrato (Jones *et al.*, 2012), l'accumulo di sostanze tossiche sul fondo (Bo *et al.*, 2007).

I macroinvertebrati bentonici sono tra gli organismi acquatici che maggiormente risentono degli impatti causati dalla sedimentazione (Couceiro *et al.*, 2010; Larsen *et al.*, 2011), specialmente in ecosistemi alpini, dove le comunità sono prevalentemente composte da organismi che prediligono substrati grossolani e necessitano di elevate concentrazioni di ossigeno per sopravvivere (Bona *et al.*, 2016). In tal senso, il monitoraggio della comunità di macroinvertebrati bentonici permette di valutare l'alterazione ecologica provocata da questo fenomeno nei torrenti di montagna. Attualmente, la valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua italiani

sulla base della comunità di macroinvertebrati avviene mediante l'indice STAR_ICM, come richiesto dalla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE (Buffagni e Erba, 2007). Tuttavia, questo indice è stato sviluppato al fine di valutare lo stato ecologico dei corsi d'acqua piuttosto che la risposta a forme di disturbo specifiche o per valutare alterazioni causate da fattori di stress di tipo fisico, quali la *siltation*.

Al fine di quantificare correttamente l'impatto causato dalla sedimentazione nei corsi d'acqua alpini, particolare attenzione deve quindi essere posta all'individuazione di metriche derivate dalla comunità dei macroinvertebrati bentonici che riflettano in maniera specifica il disturbo causato dalla *siltation*. Tra le varie metriche relative ai macroinvertebrati bentonici per la valutazione della qualità delle acque, è emerso negli ultimi anni un particolare interesse del mondo scientifico per le metriche funzionali (Menezes *et al.*, 2010). Queste metriche si riferiscono a gruppi che includono organismi appartenenti a entità tassonomiche anche molto differenti, ma che condividono simili esigenze ecologiche, ruolo trofico o cicli di sviluppo, e che pertanto, sulla base dell'*habitat templet theory* (Poff e Ward, 1990), sono potenzialmente impattate allo stesso modo dai disturbi di natura antropica.

Obiettivo di questo lavoro è di testare la capacità delle metriche che compongono l'indice STAR_ICM e di metriche funzionali derivate dalla comunità di macroinvertebrati nel discriminare siti impattati dalla sedimentazione. Poiché la scala di indagine è estremamente importante per rilevare la risposta delle metriche al disturbo (Larsen *et al.*, 2009), si è scelto di procedere mediante due esperimenti: i) un esperimento sul campo, per testare le metriche a livello di asta fluviale; ii) un esperimento manipolativo, per testare le metriche a livello di tratto fluviale.

MATERIALI E METODI

Esperimento sul campo

L'esperimento sul campo è stato condotto in due diversi torrenti alpini: il torrente Luserna e il torrente Comba Liussa, entrambi appartenenti al bacino idrografico del Pellice nelle Alpi Cozie (Piemonte). Il torrente Luserna è un torrente di quarto ordine interessato da numerose fonti antropiche di impatto, tra le quali quella più rilevante è costituita dal notevole volume di pietrisco e sedimento riversato in alveo dalle cave distribuite lungo la sua asta torrentizia. Il torrente Comba Liussa è un torrente di terzo ordine che presenta caratteristiche fisico-chimiche, climatiche, morfologiche e di esposizione molto simili al torrente Luserna, dal quale però si differenzia per l'assenza di attività estrattive nel suo bacino (Fig. 1).

Lungo il corso del torrente Luserna, a valle delle cave di pietra, sono stati identificati 7 siti di campionamento a

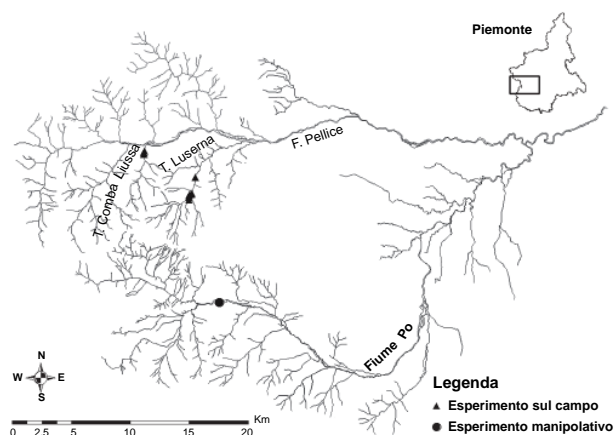


Fig. 1. Mappa che rappresenta i siti di campionamento selezionati per l'esperimento sul campo (triangoli) nel bacino del Torrente Pellice e il sito selezionato per l'esperimento manipolativo sul fiume Po.

distanza progressiva dalla fonte di disturbo e quindi caratterizzati da livelli decrescenti di quantità di sedimento fine depositato in alveo. Nel torrente Comba Liussa sono stati identificati 3 siti di campionamento scelti come controllo, in quanto l'impatto causato dal sedimento fine in questo torrente è trascurabile. In ciascun sito di campionamento sono quindi stati identificati 6 plot di campionamento, nei quali sono predisposte delle trappole per il sedimento al fine di quantificare il sedimento fine depositato in alveo (Hedrick *et al.*, 2013). Le trappole sono state disposte in maniera random e indipendente, sempre con il lato lungo rivolto verso la corrente e ritirate dopo 17 giorni. I campioni di sedimento sono stati quindi portati in laboratorio per eseguire le analisi granulometriche mediante setacciatura. Durante la sessione di ritiro delle trappole per il sedimento è stato inoltre raccolto un campione quali-quantitativo di macroinvertebrati mediante retino Surber accanto ad ogni trappola, per un totale di 6 campioni per ciascun sito di campionamento.

Esperimento manipolativo

L'esperimento manipolativo è stato svolto in un tratto omogeneo del fiume Po, all'interno del comune di Pasana, nelle Alpi Cozie (Fig. 1). In questo esperimento, sono stati utilizzati dei substrati artificiali come unità standard di campionamento, disposti in maniera random sul letto del torrente. Questi substrati artificiali consistono di trappole a forma di parallelepipedo costruite con l'ausilio di una rete metallica (18 cm x 6 cm x 6 cm, maglia 0,8 cm, volume totale = 0,65 dm³). Sono state realizzate 135 trappole, con 3 differenti proporzioni di sedimento fine (range di dimensioni 0,5-1 mm) e ghiaia pisello (dimensioni medie 14-20 mm) per simulare tre differenti situazioni di deposito del sedimento fine: 45 trappole sono state riempite al 100% con ghiaia pisello (no *siltation*), 45 trappole con 50% di sedimento fine e

50% di ghiaia pisello (*siltation media*) e 45 trappole con 66% di sedimento fine e 33% di ghiaia pisello (*siltation elevata*). I substrati artificiali sono stati disposti in sito durante la stessa giornata, sepolti nel letto del fiume, tutti con il medesimo orientamento, in modo che il lato superiore fosse esposto alla corrente, cosicché potessero essere colonizzati dai macroinvertebrati. I substrati sono stati poi raccolti in tre differenti date, dopo 7, 21 e 63 giorni, per un totale di 45 unità di campionamento per ogni data di raccolta, 15 per ogni tipologia di trattamento.

Analisi biologiche

I campioni di macroinvertebrati sono stati conservati in etanolo 70% e gli individui raccolti sono stati successivamente smistati e identificati in laboratorio. La determinazione sistematica è stata condotta fino al genere o alla famiglia, in base all'ordine di appartenenza. Inoltre, parallelamente alla classificazione sistematica, tutti i taxa campionati sono stati suddivisi sulla base dei gruppi trofici funzionali (raschiatori, tagliuzzatori, raccoglitori, filtratori e predatori; Cummins e Klug, 1979) e delle categorie ecologiche e biologiche di appartenenza in linea con l'approccio di Usseglio-Polatera *et al.* (2000). Queste ultime due classificazioni hanno permesso di caratterizzare le comunità di ogni sito da un punto di vista funzionale.

Analisi statistiche

Per ogni metrica è stata valutata la capacità di discriminare tra situazioni di controllo e situazioni disturbate dal deposito di sedimento fine. Le diverse metriche sono state distinte in quattro categorie: i) sub-metriche dell'indice STAR_ICM; ii) gruppi trofici funzionali (Cummins e Klug, 1979); iii) gruppi biologici definiti da Usseglio-Polatera *et al.* (2000); iv) gruppi ecologici definiti da Usseglio-Polatera *et al.* (2000).

La capacità delle metriche di misurare il disturbo causato dalla sedimentazione è stata testata in due fasi. In un primo momento, la risposta delle metriche al disturbo è stata valutata mediante regressione lineare. Nell'esperimento di campo è stata testata la risposta delle metriche misurate a livello di ciascun plot alla quantità di sedimento fine, mentre nell'esperimento manipolativo è stata testata la risposta delle metriche calcolate per ciascuna gabbietta in funzione dei tre livelli di *siltation* considerati. Solo le metriche significativamente influenzate dalla sedimentazione sono state prese in considerazione per la fase successiva. In un secondo momento, è stato valutato il *Discrimination Power* (DP), ovvero la capacità della metrica di discriminare siti di controllo da siti impattati (Menetrey *et al.*, 2011). Per questa seconda fase, è stata valutata la differenza tra il 25° percentile della distribuzione della metrica nei siti di controllo e il 75° percentile della distribuzione della metrica nei siti impattati. Solo le metriche per le quali questa differenza è maggiore o uguale a 0 sono state ritenute sufficientemente potenti

nel discriminare l'effetto della sedimentazione. Per la valutazione del DP, nell'esperimento in campo sono stati confrontati i siti del torrente Comba Liussa (controllo) con quelli del torrente Luserna (impatto). Nell'esperimento manipolativo, il confronto è stato effettuato tra i substrati privi di sedimento fine (controllo) e quelli con il 66% di sedimento fine (impatto). Infine, sono state considerate valide per il monitoraggio della *siltation* in fiumi alpini solo le metriche in grado di discriminare condizioni impattate e di controllo in entrambi gli esperimenti. Tutte le analisi sono state svolte con il software R (R Core Team, 2016).

RISULTATI

Per quanto concerne l'esperimento in campo, solo due delle sei metriche che compongono lo STAR_ICMi rispondono in maniera statisticamente significativa al disturbo causato dalla *siltation* (Tab. I) e allo stesso tempo hanno un DP sufficiente a distinguere aste fluviali fortemente impattate da aste fluviali naturaliformi (Fig. 2). Nell'ambito delle metriche di tipo funzionale, sono state osservate risposte

statisticamente significative da parte di tre gruppi trofici funzionali, due gruppi ecologici e un gruppo biologico (Tab. I e Fig. 2). Tra i gruppi trofici funzionali, la categoria maggiormente impattata dalla *siltation* nel torrente disturbato è quella degli *shredders*, ovvero dei taxa che si nutrono di materiale organico grossolano. Dal punto di vista dei gruppi ecologici, i taxa maggiormente impattati sono quelli reofili, xeno- o oligosaprobici, tipici di acque fredde e parte montana dei corsi d'acqua, che prediligono substrati minerali grossolani, mentre in termini di gruppi biologici, i taxa più penalizzati sono risultati quelli di medie dimensioni, semivoltini o monovoltini, tagliuzzatori e camminatori, con respirazione e dispersione acquatica.

I risultati dell'esperimento manipolativo mostrano invece una risposta statisticamente significativa alla *siltation* da parte di un numero decisamente minore di metriche (Tab. I) e solo quattro metriche hanno un DP sufficientemente elevato da distinguere situazioni di controllo da condizioni fortemente disturbate (Fig. 3). Tra queste, l'unica metrica tra quelle che compongono lo STAR_ICMi in grado di discriminare i siti impattati da quelli di controllo è risul-

Tab. I. Risultati della regressione lineare e calcolo del *Discrimination Power* (DP) applicati sulle metriche calcolate a partire dai dati dell'esperimento in campo e dell'esperimento manipolativo. Le metriche sono state distinte in base al raggruppamento a cui appartengono. Nella colonna Regressione si riporta il beta-estimate, mentre gli asterischi indicano il livello di significatività della relazione. Nella colonna DP, "VERO" indica che la metrica discrimina la situazione di controllo da quella impattata, "FALSO" che la metrica non discrimina la situazione di controllo da quella impattata.

		Esperimento sul campo		Esperimento manipolativo	
		Regressione	DP	Regressione	DP
METRICHE STAR_ICMI	ASPT	NS	—	NS	—
	Log(Sel_EPTD+1)	-0,005495**	FALSO	NS	—
	1-GOLD	-0,0030443**	FALSO	-0,07615***	FALSO
	Ricchezza in taxa	-0,1746***	VERO	-1,206***	FALSO
	Ricchezza in EPT	-1,4966***	VERO	-1,2845***	VERO
	Indice di Shannon	NS	—	NS	—
GRUPPI TROFICI FUNZIONALI	Shredders	-0,3131*	VERO	-33,574***	FALSO
	Scrapers	-0,0379*	VERO	-0,7402***	FALSO
	Collector-Gatherers	-1,188*	VERO	-7,816**	FALSO
	Predators	NS	—	-1,2625*	FALSO
	Filterers	NS	—	NS	—
GRUPPI ECOLOGICI	Gruppo ecologico A	-0,2165*	VERO	-14,295***	VERO
	Gruppo ecologico B	-0,19421*	VERO	-17,197***	FALSO
	Gruppo ecologico C	NS	—	-4,2402***	VERO
	Gruppo ecologico D	NS	—	NS	—
	Gruppo ecologico F	NS	—	-6,455*	FALSO
	Gruppo ecologico G	NS	—	NS	—
GRUPPI BIOLOGICI	Gruppo biologico b	NS	—	NS	—
	Gruppo biologico c	NS	—	NS	—
	Gruppo biologico d	NS	—	-0,4646*	FALSO
	Gruppo biologico e	NS	—	-6,818*	FALSO
	Gruppo biologico f	-0,4404*	VERO	-35,814***	VERO
	Gruppo biologico g	NS	—	NS	—
	Gruppo biologico h	NS	—	NS	—

tata la ricchezza in EPT, ovvero una metrica di ricchezza, mentre le altre tre metriche rappresentano rispettivamente due gruppi ecologici e un gruppo biologico.

DISCUSSIONE

I risultati di questo studio mostrano come l'eccessiva, innaturale deposizione di sedimento fine in ecosistemi lotici alpini abbia un forte impatto sulle comunità di macroinvertebrati bentonici. Per quanto concerne il biomonitoraggio di corsi d'acqua alpini impattati da *siltation*, questo studio permette di trarre alcuni utili spunti.

Nell'esperimento sul campo, tra le metriche che compongono lo STAR_ICMi, solo quelle di ricchezza, ovvero ricchezza in taxa e ricchezza in EPT, appaiono in grado di discriminare aste fluviali impattate da quelle di controllo. Tali risultati concordano con quelli ottenuti in molti altri lavori che hanno esaminato l'effetto del sedimento fine sulla comunità macrobenthonica in sistemi lotici (Zweig e Rabeni, 2001, Larsen *et al.* 2011, Buendia *et al.*, 2013). Tuttavia, se consideriamo i risultati ottenuti dall'esperimento manipolativo, la ricchezza in EPT è l'unica tra le sub-metriche dello STAR_ICMi in grado di discriminare situazioni fortemente impattate da condizioni di controllo. Questo risultato è in accordo con Bona *et al.* (2016), dove la ricchezza in taxa sembra rispondere alle alterazioni dell'uso del suolo responsabili della *siltation* nei fiumi piuttosto che alla quantità di sedimento fine, mentre è dimostrata la relazione diretta e negativa tra la ricchezza in EPT e la quantità di sedimento alloctono. La risposta di questa metrica è dovuta al fatto che questi organismi sono probabilmente danneggiati sia direttamente dall'intasamento delle tracheobranchie (Lemly, 1982), sia indirettamente dall'anossia e dalla riduzione delle disponibilità trofiche (Bo *et al.*, 2007; Doretto *et al.*, 2016) e dalla perdita di habitat/microhabitat. Al contrario, la ricchezza tassonomica non sempre si dimostra adeguata a valutare la risposta biologica a disturbi di tipo fisico.

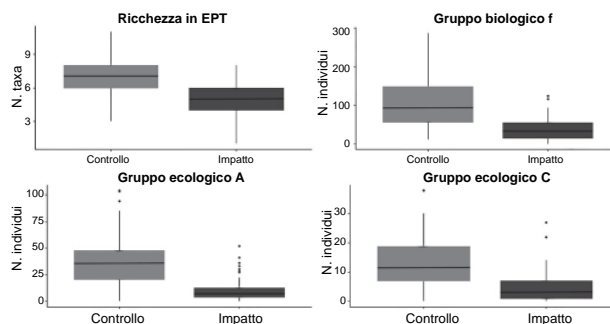


Fig. 3. Boxplots che rappresentano le metriche che hanno discriminato i substrati impattati dai substrati di controllo nell'esperimento manipolativo.

Ad esempio i risultati ottenuti da Longing *et al.* (2010) non hanno evidenziato nessuna differenza significativa tra siti impattati da sedimento e quelli di controllo in termini di ricchezza in taxa. La variabilità dovuta alla presenza o assenza di taxa rari e poco frequenti oppure la preferenza di certi taxa nei confronti del sedimento fine possono influenzare queste metriche. Sembra quindi insufficiente basare piani di monitoraggio ambientale per la valutazione dell'impatto della *siltation* sui torrenti alpini solamente sul calcolo dell'indice previsto dalla direttiva. Al contrario, risulta opportuno integrare i monitoraggi con la valutazione di metriche di tipo funzionale che dimostrano di rispondere molto bene a questa particolare tipologia di disturbo.

In entrambi gli esperimenti, infatti, i risultati dimostrano come le metriche funzionali rispondano meglio alla *siltation* rispetto alle metriche previste dall'indice STAR_ICM. L'impiego dei gruppi biologici ed ecologici sembra quindi una procedura molto valida nel valutare gli effetti della sedimentazione sugli organismi macrobentonici (Couceiro *et al.*, 2010; Leitner *et al.*, 2015). I tratti biologici offrono delle importanti e utili risposte

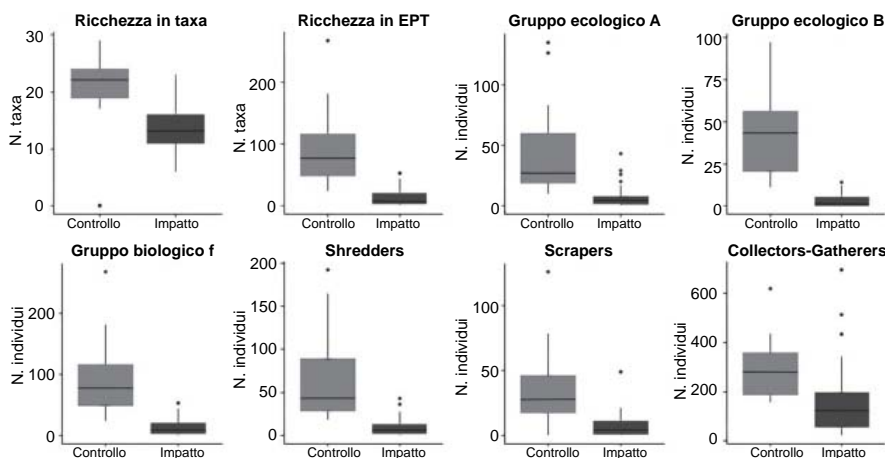


Fig. 2. Boxplots che rappresentano le metriche che hanno discriminato l'asta fluviale impattata dall'attività estrattiva da quella di controllo nello studio sul campo.

perché assumono un significato di funzionale o adattativo, in accordo con l'*habitat template theory* (Poff e Ward 1990). Tra queste, sembra opportuno focalizzarsi sull'abbondanza di individui appartenenti a specie classificate all'interno del gruppo ecologico A e del gruppo biologico f *sensu* Usseglio-Polatera *et al.* (2000). Il primo gruppo comprende taxa reofili, xeno o oligosaprobici, tipici di acque fredde della parte montana dei corsi d'acqua, che prediligono substrati minerali; il secondo include taxa di taglia media, monovoltini, camminatori e tagliuzzatori con respirazione acquatica. Un approccio funzionale è quindi sicuramente un elemento che offre promettenti

sviluppi per il monitoraggio degli impatti fisici nei sistemi lotici. Il loro inserimento in valutazioni di impatto ambientale permetterebbe un miglior rilevamento degli effetti del disturbo, sia come analisi puntuali sia attraverso la realizzazione di un indice stressor-specifico sviluppato *ad hoc* per misurare la siltation in corsi d'acqua alpini.

Ringraziamenti

Ringraziamo Anna Chiara Eandi, Ilaria Zanin, Sabrina Mossino e Davide Giuliano per l'aiuto in campo e in laboratorio. Si ringrazia inoltre il Parco del Monviso per il supporto nello svolgimento degli esperimenti.

BIBLIOGRAFIA

- Bo T., Fenoglio S., Malacarne G., Pessino M., Sgariboldi F., 2007. Effects of clogging on stream macroinvertebrates: an experimental approach. *Limnologia*, **37** (2): 186-192.
- Bona F., Doretto A., Falasco E., La Morgia V., Piano E., Ajassa R., Fenoglio S., 2016. Increased sediment loads in alpine streams: an integrated field study. *River Research and Application*, **32**: 1316-1326.
- Buendia C., Gibbins C.N., Vericat D., Batalla R.J., Douglas A., 2013. Detecting the structural and functional impacts of fine sediment on stream invertebrates. *Ecological Indicators*, **25**: 184-196.
- Buffagni A., Erba S., 2007. *Macroinvertebrati acquatici e Direttiva 2000/60/EC (WFD. Parte A. Metodi di campionamento per i fiumi guadabili*. IRSA-CNR Notiziario dei Metodi Analitici, **2007** (1): 2-27.
- Burdon F.J., McIntosh A.R., Harding J.S., 2013. Habitat loss drives threshold response of benthic invertebrate communities to deposited sediment in agricultural streams. *Ecological Applications*, **23** (5): 1036-1047.
- Couceiro S.R., Hamada N., Forsberg B.R., Padovesi-Fonseca C., 2010. Effects of anthropogenic silt on aquatic macroinvertebrates and abiotic variables in streams in the Brazilian Amazon. *Journal of Soil Sediment*, **10** (1): 89-103.
- Cummins K.W., Klug M.J., 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **10**: 147-172.
- Doretto A., Bona F., Falasco E., Piano E., Tizzani P., Fenoglio S., 2016. Fine sedimentation affects CPOM availability and shredder abundance in Alpine streams. *Journal of Freshwater Ecology*, **31** (2): 299-302.
- Hedrick L.B., Anderson J.T., Welsh S.A., Lin L.S., 2013. Sedimentation in mountain streams: a review of methods of measurement. *Natural Resources*, **4**: 92-104.
- Jones J.I., Murphy J.F., Collins A.L., Armitage P.D., 2012. The impact of fine sediment on macro-invertebrates. *River Research and Applications*, **28**: 1055-1071.
- Jones J.I., Duerdoth C.P., Collins A.L., Naden P.S., Sear D.A., 2014. Interactions between diatoms and fine sediment. *Hydrological Processes*, **28** (3): 1226-1237.
- Kreutzweiser D.P., Capell S.S., Good K.P., 2005. Effects of fine sediment input from a logging road on stream insect communities: a large-scale experimental approach in Canadian headwater stream. *Aquatic Ecology*, **39**: 55-66.
- Kaller M.D., Hartman K.J., 2004. Evidence of a threshold level of fine sediment accumulation for altering benthic macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*, **518**: 95-104.
- Larsen S., Vaughan I. P., Ormerod S.J., 2009. Scale-dependent effects of fine sediments on temperate headwater invertebrates. *Freshwater Biology*, **54** (1): 203-219.
- Larsen S., Pace G., Ormerod S.J., 2011. Experimental effects of sediment deposition on the structure and function of macroinvertebrate assemblages in temperate streams. *River Research and Applications*, **27**: 257-267.
- Leitner P., Hauer C., Ofenböck T., Pletterbauer F., Schmidt-Kloiber A., Graf W., 2015. Fine sediment deposition affects biodiversity and density of benthic macroinvertebrates: a case study in the freshwater pearl mussel river Waldai (Upper Austria). *Limnologia*, **50**: 54-57.
- Lemly A.D., 1982. Modification of benthic insect communities in polluted streams: combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. *Hydrobiologia*, **87** (3): 229-245.
- Menetrey N., Oertli B., Lachavanne J.B., 2011. The CIEPT: a macroinvertebrate-based multimetric index for assessing the ecological quality of Swiss lowland ponds. *Ecological Indicators*, **11** (2): 590-600.
- Menezes S., Baird D.J., Soares A.M., 2010. Beyond taxonomy: a review of macroinvertebrate trait of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental Management*, **14** (5): 629.
- R Core Team, 2016. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, URL: <http://www-based.com> community descriptors as tools for freshwater biomonitoring. *Journal of Applied Ecology*, **47** (4): 711-719.
- Milisa M., Zivkovic V., Matonick in Kepcija R., Habdija I., 2010. Siltation disturbance in a mountain stream: aspect of functional composition of the benthic community. *Periodicum Biologorum*, **112** (2): 173-178.
- Poff N.L., Ward J.V., 1990. Physical habitat template of lotic systems: recovery in the contextw.R-project.org/.
- Usseglio-Polatera P., Bournaud M., Richoux P., Tachet H., 2000. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, **43**: 175-205.
- Wood P.J., Armitage P.D., 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, **21** (2): 203-217.
- Wood P.J., Toone J., Greenwood M.T., Armitage P.D., 2005. The response of four lotic macroinvertebrate taxa to burial by sediments. *Archiv für Hydrobiologie*, **163** (2): 145-162.
- Zweig L.D., Rabeni C.F., 2001. Biomonitoring for deposited sediment using benthic invertebrates: a test on 4 Missouri streams. *Journal of North American Benthological Society*, **20** (4): 643-657.