

Criticità nella determinazione del Deflusso Ecologico in Italia mediante gli invertebrati bentonici

Daniel Spitale^{1,2}, Maria Cristina Bruno^{3*}

¹ *BioMonitoringTeam, via Stenico 2 – 38095 Tre Ville (TN), www.biomonitoraggi.it*

² *Museo delle Scienze, MUSE, Sezione di Limnologia e Algologia, Corso del Lavoro e della Scienza 3 – 38123 Trento.*

³ *Fondazione Edmund Mach, Centro Ricerca e Innovazione, Dipartimento Agroecosistemi Sostenibili e Biorisorse, Via E. Mach 1 – 38010 San Michele all'Adige (TN).*

* *Referente per la corrispondenza: cristina.bruno@fmach.it*

Pervenuto il 1.2.2018; accettato il 18.4.2018

Riassunto

Nel Decreto n. 30/STA del 13.02.2017 si definiscono le Linee Guida per l'aggiornamento dei metodi di determinazione del Deflusso Minimo Vitale e Deflusso Ecologico. La disamina del metodo basato sugli invertebrati bentonici rileva una serie di problematiche che il presente lavoro identifica e discute. 1) Relazione tra STAR_ICMi e portata: le due variabili vanno correlate attraverso un terzo fattore (LRD: Lentic-lotic River Descriptor) che è a sua volta composto da 7 metriche le quali sono ricodificate in maniera arbitraria, e alcune di queste non hanno una relazione diretta con la portata. Si suggerisce di adottare metodi che pongano in relazione diretta STAR_ICMi e portata, senza passare attraverso campagne di misura delle portate che richiedano applicazione del protocollo CARAVAGGIO; 2) Metodo di ponderazione dell'indice STAR_ICMi per ridurre l'abbondanza del benthos in funzione della riduzione dell'habitat: la correzione non agisce sulla presunta riduzione dell'abbondanza assoluta degli organismi bentonici, ma modifica direttamente il valore dell'indice STAR_ICMi. La correzione dell'indice non ha quindi basi ecologiche sostenibili teoricamente; 3) Correzione dell'indice STAR_ICMi per corpi idrici in stato ecologico elevato/buono, verificato applicandolo a dati reali: la correzione, oltre a non avere presupposti ecologici, non è efficace in quanto i valori risultanti sono compresi nell'intervallo di confidenza stesso dell'indice; 4) Applicabilità delle metriche nOCH e AB/BaSi, non adatte al contesto alpino a causa della scarsa presenza dei taxa in esse inclusi. È auspicabile che a livello nazionale si avvii una riflessione più ampia e partecipata, che coinvolga non solo gli Enti di Ricerca predisposti alla definizione delle metriche, ma anche ricercatori e Agenzie per l'Ambiente, in modo da non mettere in campo metodiche e procedure che potrebbero rivelarsi molto presto non idonee a definire i DE secondo le indicazioni fornite nelle *Guidance* europee.

PAROLE CHIAVE: Bioindicatori / STAR_ICMi / Direttiva Quadro Acque / Stato Ecologico / Carattere lentic-lotico

Critical issues in using benthic invertebrates to determine the Ecological Flows in Italy

The decree n. 30/STA, 13.02.2017 defines the Guidelines to identify the methods useful to determine the Ecological Flows. In this paper we discuss the method based on benthic macroinvertebrates and identify several critical issues: 1) Relationship between the STAR_ICMi and discharge: these two variables should be related through a third factor (LRD: Lentic-lotic River Descriptor), which is in turn composed by 7 metrics, coded arbitrarily to attribute a final score; moreover, some of the LRD metrics are not directly related to discharge. We suggest adopting methods based on the direct relationship between STAR_ICMi and discharge, without the need to add discharge surveys based on the CARAVAGGIO method; 2) Correction of the STAR_ICMi index when habitat availability decreases: the correction does not act on the supposed reduction of the absolute abundance of benthic organisms, but instead it modifies the value of the STAR_ICMi index. Therefore, this correction cannot be ecologically supported, 3) Correction of the STAR_ICMi for water bodies in high/good ecological status, verified using real data: the correction, besides not being ecologically-supported, is ineffective, as the resulting values are within the confidence interval of the index; 4) Applicability of the nOCH and AB/BaSi metrics, which are unsuitable for the Alpine streams because based on rare/absent taxa. We hope to open up a debate involving not only the research institutes in charge of the development of the specific methods, but also scientists and Environmental Agencies. This could prevent to adopt methods and procedures that could prove inappropriate to define the e-flow according to the European Guidelines.

KEY WORDS: Bioindicators / STAR_ICMi / Water Framework Directive / Ecological Status / Lentic-lotic River Descriptor

INTRODUZIONE

Nel 2012 la Commissione Europea (European Commission, 2013) ha sottolineato l'importanza della gestione quantitativa della risorsa idrica nel raggiungimento degli obiettivi della Direttiva Quadro Acque 2000/60/CE. Nello stesso documento è stato riconosciuto che qualità e quantità della risorsa idrica sono strettamente correlate nel concetto di "buono stato ecologico" e che la gestione dei prelievi dovrebbe basarsi sull'individuazione dei deflussi ecologici (*ecological flows* o *e-flows*).

Le linee guida europee (European Commission, 2015) considerano i deflussi ecologici (DE) un elemento integrante dei Piani di Gestione delle Autorità di Bacino distrettuali. Il DE è definito come il regime idrologico coerente con il raggiungimento degli obiettivi ambientali fissati dalla Direttiva Quadro Acque e delle Direttive Uccelli (Direttiva n. 79/409/CEE) e Habitat (Direttiva n. 92/43/CEE) per i corpi idrici superficiali naturali. Gli obiettivi prevedono il non deterioramento dello stato esistente, il raggiungimento dello stato buono nei corpi idrici superficiali naturali e la coerenza con gli standard e gli obiettivi delle aree protette.

Con il Decreto n. 30/STA del 13.02.2017 del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (di seguito: DD STA MATTM 30/2017), sono state approvate per l'Italia le Linee Guida per l'aggiornamento dei metodi di determinazione del Deflusso Minimo Vitale. Nell'allegato A di tale decreto vengono fornite definizioni di DMV e DE sostanzialmente coincidenti e volutamente coerenti con la necessità di considerare gli effetti dei deflussi sugli elementi di qualità biologica.

L'allegato al Decreto rileva la presenza di disomogeneità relative all'implementazione del DMV su scala nazionale, dovute in particolare a: i) assenza di un chiaro riconoscimento della dipendenza del DMV dal regime idrologico naturale e dalla dinamica morfologica del corso d'acqua; ii) assenza di evidenti e robuste correlazioni tra i valori del DMV e lo stato dei corpi idrici classificato sulla base degli indici previsti dal D.Lgs. 152/06 e ss.mm.ii.; iii) presenza di una significativa diversità delle formule di calcolo, tali da comportare valori territoriali di DMV sensibilmente disomogenei, anche all'interno di uno stesso distretto idrografico.

È importante sottolineare che nelle Linee Guida viene specificato che il monitoraggio specifico che accompagnerà il rilascio dei DE consentirà la messa a punto di metriche biologiche per la valutazione delle relazioni causa-effetto tra le alterazioni idrologiche e quelle delle cenosi. Nelle Linee Guida è presente il chiaro auspicio che nella fase di monitoraggio degli effetti dei DE vengano sviluppate metodiche in grado di quantificare i DMV/DE per mezzo dei parametri ecologici. È quindi

chiaro l'intento di indirizzare la sperimentazione verso strumenti che abbiano una fondata base ecologica, avendo riconosciuto i limiti dei metodi esclusivamente idrologici-topografici.

I metodi di calcolo per l'aggiornamento del DMV/DE indicati nell'allegato A del Decreto sono riconducibili a tre categorie principali: metodi idrologici (basati sul concetto di deflusso naturale: Poff *et al.*, 1997), metodi idraulico/habitat (Indice di integrità dell'Habitat fluviale, basato sul modello MesoHABSIM, Vezza *et al.*, 2017) e metodi su base biologica. L'allegato A del Decreto (Appendice 3) propone un approccio su base biologica definito come "Metodo eco-biologico basato sugli invertebrati bentonici, in diretta connessione con la classificazione dello Stato Ecologico". In tale approccio, il DMV/DE è valutato in funzione degli aspetti di qualità dell'habitat, e basato sulla risposta attesa tra l'indice STAR_ICMi e il carattere lenticolo-lotico del corpo idrico (Lentic-lotic River Descriptor, LRD: Buffagni, 2004), e tra LRD e portata, che permetterebbero di ricavare la relazione tra STAR_ICMi e portata. Si ricorda che lo STAR_ICMi è l'indice attualmente utilizzato per la classificazione dei corpi idrici sulla base della componente macrobentonica ai sensi del DM 260/2010, mentre l'LRD è basato sull'applicazione del metodo CARAVAGGIO (Buffagni *et al.*, 2013), protocollo di raccolta dati per il rilevamento delle caratteristiche idromorfologiche degli habitat fluviali. Viene poi proposta una correzione dell'indice STAR_ICMi che dovrebbe tener conto degli effetti della riduzione quantitativa dell'alveo bagnato in seguito a derivazioni idriche. Inoltre, nel caso lo stato ecologico risulti elevato o buono, ma si sia in presenza di acclarata riduzione di portata, l'Appendice 3 identifica una seconda correzione da applicarsi però a livello delle metriche che compongono l'indice STAR_ICMi. Infine, vengono indicati due indici che dovrebbero rispondere bene al carattere lenticolo-lotico, da utilizzare in parallelo alle consuete analisi per la classificazione dello stato ecologico: 1) nOCH (numero famiglie Odonata, Coleoptera, Hemiptera)/nFAM; 2) AB/BaSi (*Acentrella*+*Baetis*)/(*Baetidae*+*Siphonuridae*).

Gli obiettivi del presente lavoro sono pertanto:

1. esaminare la relazione teorica tra STAR_ICMi e portata;
2. verificare mediante esempi l'efficacia del metodo di ponderazione dell'indice STAR_ICMi che dovrebbe ridurre l'abbondanza del benthos in funzione della riduzione dell'habitat;
3. analizzare l'effetto della correzione dell'indice STAR_ICMi nel caso di corpi idrici in stato ecologico elevato/buono;
4. applicare le metriche nOCH e AB/BaSi in alcuni esempi alpini per verificarne l'efficacia.

METODI

Al fine di testare le modalità e l'efficacia delle metodiche proposte nel DD STA MATTM 30/2017 sono stati scelti due torrenti appartenenti al bacino dell'Adige, l'Arnò e il Fersina. Entrambi sono derivati a scopo idroelettrico, di media montagna, posti a breve distanza dalla sorgente (rispettivamente 14 e 10 km) e ad una quota di circa 700 m. Il torrente Arnò si trova su substrato calcareo, mentre il Fersina è su substrato siliceo. I due corpi idrici sono attualmente classificati dal Piano di Tutela delle Acque 2015 con stato ecologico buono per il triennio 2014-2016 (PAT, 2015).

I campioni di macroinvertebrati sono stati prelevati utilizzando la metodica multihabitat proporzionale descritta nel dettaglio sul manuale ISPRA (2014). In entrambi i casi le analisi dei macroinvertebrati sono state eseguite in due stagioni differenti, ovvero in condizioni idrologiche di magra e di morbida, a monte e nel tratto sotteso dalla derivazione idroelettrica ad acqua fluente (potenza < 3MW). Nel tratto sotteso viene rilasciata la sola quota relativa al DMV, cioè un volume teorico pari a $0,097 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ per la derivazione sul torrente Fersina, e $0,05 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ sul torrente Arnò, a fronte di una portata media derivata rispettivamente di 1,168 e $0,726 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Gli aspetti di dettaglio metodologico che verranno discussi e che sono presentati nel DD STA MATTM 30/2017, sono i seguenti:

1. Calcolo del DMV/DE sulla base degli indici STAR_ICMi e LRD. L'approccio prevede i seguenti passaggi:
 - a) lo STAR_ICMi viene stimato a partire dal carattere lenticolo-tico (LRD) tramite modelli appositamente costruiti o già esistenti, definiti per tipologie fluviali;
 - b) i valori di LRD attesi in funzione delle variazioni di portata vengono ricostruiti sulla base di appositi modelli (definiti per macrotipo fluviale o per tipi raggruppati) che mettono in relazione la portata (Q) con l'LRD. I modelli vengono poi calibrati a livello di corpo idrico;
 - c) sulla base delle relazioni STAR_ICMi vs LRD (punto a) e LRD vs Q (punto b), viene derivata la relazione tra STAR_ICMi e Q. L'intersezione di questa relazione con i limiti di classe dello stato ecologico Elevato/Buono e Buono/Moderato dovrebbe consentire di individuare i valori utili per la definizione del DE in base agli obiettivi fissati per il corpo idrico.
2. Correzione dell'indice STAR_ICMi in funzione della riduzione dell'alveo bagnato. Questa ponderazione è effettuata mediante un coefficiente (rA), stimato in funzione della diminuzione di habitat disponibile. Tale coefficiente è calcolato mediante la seguente formula: $rA = ((\ln(HD+1) + 0,24) / 4,8551)$, con a = larghezza media dell'alveo bagnato osservata, b = larghezza media dell'alveo bagnato attesa in "condizioni naturali", e $HD = (a/b) * 100$. Il coefficiente rA, da utilizzare se $b \geq a$, quindi se l'alveo presenta

riduzione in confronto alle condizioni naturali, varia tra 1 (quando $a = b$) e $\approx 0,05$ (quando $a \approx 0$). Il valore di rA ottenuto viene moltiplicato per il valore di STAR_ICMi derivato dal campione raccolto, ottenendo il valore di STAR_ICMi da usare per la classificazione dello stato ecologico.

3. Correzione nei casi con stato ecologico elevato/buono e derivazioni significative. La correzione è finalizzata a modificare i valori dei subindici di STAR_ICMi quando questi risultano di valore superiore a quelli di riferimento. Qualora lo stato ecologico risulti elevato o buono e si sia in presenza di acclarata riduzione di portata e, contemporaneamente, $(mj - REFj) > 0$, i valori di STAR_ICMi vengono corretti secondo la seguente formula: $mpj = mj - 2(mj - REFj)$, con mpj = valore corretto della metrica j in caso di prelievo (p), mj = valore osservato della metrica j, $REFj$ = valore tabellare per la metrica j, per il mesohabitat corrispondente. Tale correzione è operata per tutte le metriche per le quali $(mj - REFj) > 0$ (a livello di Famiglia). Ai fini del calcolo dello STAR_ICMi, gli RQe_j si calcolano come: $mpj / REFj$ (RQe, Rapporti di Qualità Ecologica).
4. Metriche per la messa a punto di metodiche per la quantificazione dei DE: le metriche nOCH (numero famiglie Odonata, Coleoptera, Hemiptera)/nFAM e AB/BaSi (*Acentrella+Baetis*)/(Baetidae+Siphonuridae), sono proposte come strumenti per il riconoscimento di situazioni di particolare lenticità, per la loro buona risposta al carattere lenticolo-tico.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Calcolo del DE sulla base degli indici STAR_ICMi e LRD

La procedura per la quantificazione dei DE proposta nel DD STA MATTM 30/2017 si basa su due relazioni, la prima che lega l'indice STAR_ICMi con il carattere lenticolo-tico, e la seconda tra LRD e la portata. Nella procedura di calcolo sono stati identificati tre elementi critici di seguito esposti.

Il descrittore LRD è un indicatore eterogeneo a sua volta definito da ben 7 metriche, alcune delle quali sono variabili categoriche ordinali, altre nominali, altre numeriche discrete (Tab. I). A prescindere dalla tipologia, queste vengono trasformate tutte in variabili categoriche ordinali attribuendo loro un punteggio. Per alcune di queste il punteggio deriva dalle frequenze con cui le categorie sono presenti nel transetto, per altre l'attribuzione è meno chiara. Per esempio, la procedura prevede di identificare e contare i tipi di substrato lungo 10 transetti trasversali all'alveo. Il punteggio finale della variabile substrato deriverà dalla somma delle frequenze del substrato j moltiplicato per il peso delle categorie di substrato. Quindi, per esempio, ai substrati fini (sabbia e

Tab. I. Sintesi delle 7 metriche che compongono l'indice LRD, rilevate sul canale primario, secondario (se presente) e a livello di tratto fluviale (500 m) (Buffagni, 2004; Buffagni *et al.*, 2010).

Metrica	Tipo di variabile	Ricodifica	Scala spaziale
F = Tipo di flusso	Categorica ordinale	range 8 ÷ -2	Transetto trasversale
D = Profondità massima	Numerica discreta	range 0 ÷ 1	Transetto trasversale
S = Tipo di substrato	Categorica nominale	range 1 ÷ -1	Transetto trasversale
B= Barre di deposito	Categorica nominale	range -0,5 ÷ -5	Transetto trasversale
V = Tipo di vegetazione	Categorica nominale	range 1 ÷ -3	Transetto trasversale
SWC = Tipo di flusso	Categorica ordinale	range 24 ÷ -10	Tratto fluviale
SWSa = Elementi artificiali	Categorica nominale	range 0 ÷ 2	Tratto fluviale

limo) è stato dato un peso pari a 1, mentre a quelli grossolani (massi e ciottoli) -1. Se la frequenza dei substrati fini e grossolani è uguale, la variabile substrato avrà un valore pari a 0. Il peso 1 e -1 è stato dato in base all'osservazione che tendenzialmente ciottoli e massi si trovano in ambienti lotici, mentre sabbia e limo in quelli lenticci.

Pare evidente che questa rielaborazione delle frequenze con attribuzione di pesi arbitrari sia una componente fortemente critica dell'indice LRD. A questo si aggiunge che alle diverse metriche del LRD (Tab. I) sono stati attribuiti pesi diversi in base alla presunta diversa importanza nel rappresentare le condizioni lentiche e lotiche. Come chiaramente esposto da Legendre e Legendre (2012), la ricodifica di variabili categoriche in variabili numeriche in modo da poterle trattare come tali (p.e. per poterne farne una media) è una procedura spesso adottata in passato ma che non ha nessuna validità. L'unico modo per trattare le variabili categoriche è considerarle come tali, cioè utilizzando il campionamento per stimare i parametri della loro distribuzione (Agresti, 2007).

Un secondo aspetto critico dell'indice LRD, che ricordiamo dovrebbe indicare le variazioni di portata, è che esso è composto da metriche che non hanno una relazione diretta con la portata (tipi di substrato, artificialità e, in molti casi, il tipo di vegetazione, Tab. I). L'inclusione di questi fattori che non variano direttamente con la portata rende ancora più difficoltosa l'interpretazione della relazione tra LRD e portata e tra LRD e STAR_ICMi.

Dal punto di vista numerico, questi fattori tendono ad aumentare l'incertezza della previsione, e probabilmente sarebbe preferibile ometterli. A ciò si aggiunga che la stima del DMV/DE è data da una doppia previsione, la prima che si basa sulla relazione tra LRD e portata, e la seconda tra LRD e STAR_ICMi. L'intervallo di confidenza di queste due operazioni aumenta esponenzialmente in quanto la previsione deve tener conto dell'errore associato sia alla variabile dipendente che a quella indipendente (LRD è la dipendente nella relazione LRD-portata, e LRD è a sua volta variabile indipendente nella relazione STAR_ICMi-LRD). È molto probabile

che l'intervallo di confidenza che si otterrà nella stima di STAR_ICMi sarà spesso molto ampio, anche con un ipotetico buon *fitting* di entrambe le relazioni. Dato che, come rilevato da altri ricercatori, lo STAR_ICMi non risponde molto bene alle variazioni di portata in ambienti privi di inquinamento (p.e. Quadroni *et al.*, 2017; Salmaso *et al.*, 2018), ci si attende che la stima dei DE dallo STAR_ICMi avrà una variabilità tale da limitarne l'utilità pratica.

Infine, va sottolineato che le relazioni tra STAR_ICMi e LRD e tra LRD e portata dovranno essere necessariamente definite per ogni tipologia fluviale. Secondo quanto affermato nel DD STA MATTM 30/2017, la relazione tra STAR_ICMi e LRD risulterebbe già disponibile in base a non ben specificate implementazioni svolte in diverse regioni italiane inclusa l'area alpina. La relazione LRD e portata, invece, dovrebbe essere ottenuta mediante apposite campagne di misura delle portate e applicazione del protocollo CARAVAGGIO. Dato che ciò significa che in larga parte questo lavoro debba essere ancora svolto, non si vede la necessità di passare attraverso l'indicatore LRD quando saranno disponibili i dati di portata raccolti, appunto, in tali campagne.

Un programma più idoneo con le medesime finalità potrebbe prevedere piuttosto delle misure ripetute di portata in concomitanza con misure di campo che effettivamente e direttamente variano con essa, quali la profondità, la larghezza dell'alveo bagnato, la velocità di corrente, e le unità idromorfologiche così come definite nel manuale ISPRA 132/2016 (Rinaldi *et al.*, 2016). Se davvero la relazione tra STAR_ICMi e portata verrà confermata, allora potrà essere utilizzata direttamente, senza la necessità di utilizzare i rilievi con metodologia CARAVAGGIO. La semplificazione dell'approccio gioverebbe, non solo in termini di risorse.

Correzione dell'indice STAR_ICMi in funzione della riduzione dell'alveo bagnato

La correzione proposta nel DD STA MATTM 30/2017 si basa sul presupposto che, in seguito alla diminuzione della portata (p.e. causa derivazione), l'alveo bagnato diminuisca e quindi si riduca l'abbondanza assoluta de-

gli organismi bentonici. Di conseguenza viene indicata una procedura di correzione che vorrebbe tener conto di tale presunta riduzione dell'abbondanza degli organismi bentonici, ma che, in realtà, agisce direttamente sull'indice, anziché sull'abbondanza degli organismi. Infatti, la correzione dell'indice STAR_ICMi viene applicata in funzione della diminuzione percentuale della larghezza media dell'alveo bagnato, e non dell'abbondanza. Ad esempio, se l'indice STAR_ICMi in un torrente non derivato è pari a 0,80 (Buono), e dopo la derivazione la larghezza dell'alveo diminuisce del 50%, la correzione proposta è la seguente: $(\ln(50+1) + 0,24) / 4,8551 = 0,859$ (dove 0,24 e 4,8551 sono costanti). Il valore rappresenta la correzione da effettuare all'indice, quindi $0,80 \times 0,859 = 0,687$. In questo esempio ipotetico, il tratto fluviale verrebbe declassato da Buono a Sufficiente.

Una prima criticità che si solleva riguarda la definizione di "larghezza media dell'alveo bagnato in condizioni naturali". È comune la situazione in cui a monte del tratto oggetto di misura insistano già diversi utilizzi, e quindi la stima della larghezza in condizioni naturali diventa molto approssimativa. Nello spirito delle Linee Guida forse sarebbe sufficiente definire la larghezza media dell'alveo nelle condizioni precedenti (ex-ante) ad una derivazione in progetto.

Al di là di questo problema di definizioni, si deve annotare che la correzione non agisce sul presupposto con cui è stata proposta, ovvero la presunta riduzione dell'abbondanza assoluta degli organismi bentonici, ma piuttosto modifica direttamente il valore dell'indice STAR_ICMi. Se da una parte è ammissibile, ma da dimostrare, che al diminuire dell'alveo bagnato diminuisca anche l'abbondanza degli organismi, un approccio ecologico al problema dovrebbe modellizzare la variazione dell'indice al diminuire della numerosità (p.e. mediante rarefazione, vedi Spitale, 2017). Va comunque riconosciuto come sia improbabile che l'indice possa diminuire semplicemente in rapporto alla diminuzione dell'area bagnata, in quanto la relazione tra portata e biota è sicuramente non lineare e verosimilmente diversa in funzione della tipologia morfologica di corso d'acqua e/o dello stato di alterazione della sua morfologia (Rosenfeld, 2017).

La conoscenza delle relazioni empiriche tra portata e risposte ecologiche è un aspetto cruciale per definire i DE, e una correzione artificiale dell'indice, oltre che non aver nessun supporto ecologico, è contraria anche alle Linee Guida europee (European Commission, 2015) da cui il DD STA MATTM 30/2017 discende.

Correzione dell'indice STAR_ICMi nei casi con stato ecologico elevato/buono

Al fine di porre in relazione diretta la modulazione dei rilasci e la definizione del DE con lo stato ecolo-

gico definito mediante i macroinvertebrati, il DD STA MATTM 30/2017 propone un secondo tipo di correzione da applicarsi nei casi in cui la qualità ecologica sia elevata o buona e quando uno o più sub-indici dello STAR_ICMi superino i valori di riferimento (un esempio di applicazione di tale correzione è presentato in Tab. II).

Gli elementi critici di questo approccio sono simili a quelli precedenti, ovvero la correzione non si basa su motivazioni ecologiche accertate, ma è rappresentata da un ulteriore aggiustamento dell'indice, dettato dall'esigenza di farlo forzatamente rispondere alla diminuzione di portata. Se, come affermato, esistesse realmente una relazione diretta tra DMV/DE e STAR_ICMi, allora evidentemente non sarebbero necessarie correzioni di sorta. Nel caso reale presentato (Tab. II), la correzione determina una diminuzione dell'indice STAR_ICMi da 0,826 a 0,802. La diminuzione determina peraltro una diminuzione inefficace, in quanto compresa nell'intervallo di confidenza stesso dell'indice, e pari a 0,774 - 0,865 (Spitale, 2017).

Metriche per la messa a punto di metodiche per la quantificazione del DE

L'applicazione degli indici nOCH e AB/BaSi ai due casi studio fornisce un quadro eterogeneo sulla reale efficacia nel rappresentare la situazione ambientale. Nel caso del nOCH questo ha un valore maggiore nel tratto sotteso nell'Arnò, mentre presenta entrambe le

Tab. II. Esempio della correzione proposta nel DD STA MATTM 30 da applicarsi nei casi in cui la qualità ecologica sia elevata o buona e quando uno o più sub-indici dello STAR_ICMi superano i valori di riferimento. m_j = valore osservato della metrica j , REF_j = valore tabellare di riferimento per la metrica j , mp_j = valore corretto della metrica j in caso di prelievo (p). La correzione è operata per tutte le metriche per le quali $(m_j - REF_j) > 0$. In questo esempio il numero di famiglie (Nfam) identificato è pari a 22, quindi maggiore del valore di riferimento per questa tipologia fluviale e pari a 20,5 (O3SS1 A2 siliceo, regione TAA, vedi Tab. I del DL 260 del 08.11.2010). La correzione determina una diminuzione dell'indice STAR_ICMi da 0,826 a 0,802. La diminuzione è compresa nell'intervallo di confidenza dell'indice determinato col metodo presentato in Spitale (2017), ovvero tra gli intervalli di confidenza (CI) al 5% e 95%.

	M_j	REF_j	m_j - REF_j >0	mp_j
ASPT	6,105	6,179		6,105
logEPTD	1,519	2,24		1,519
Nfam	22	20,5	1.5	19
EPT	9	9		9
GOLD	0,248	0,661		0,248
Shannon	0,970	2,271		0,970
STAR_ICMi	0,826	1,006		0,802
Classe	Buono			Buono
CI 5%	0,774			
CI 95%	0,865			

Tab. III. Esempio di applicazione degli indici nHOC (numero famiglie Odonata, Coleoptera, Hemiptera)/nFAM) e AB/BaSi (*Acentrella*+*Baetis*) / (Baetidae+Siphonuridae) nei due torrenti usati come esempio.

	nHOC monte	nHOC sotteso	AB/BaSi monte	AB/BaSi valle
Arnò febbraio 2017	0,074	0,083	1	1
Arnò maggio 2017	0,071	0,107	1	1
Fersina giugno 2017	0,125	0,059	1	1
Fersina agosto 2017	0,086	0,114	1	1

situazioni (maggiore o minore nel sotteso) nel Fersina (Tab. III).

Ricordiamo che, qualora l'indice risponda alle sue finalità, è da attendersi un suo aumento nel tratto sotteso, dovuto ad un aumento delle famiglie di odonati, coleotteri ed emitteri rispetto al totale delle famiglie. Nei torrenti alpini, tuttavia, il numero di famiglie di odonati ed emitteri è sempre molto scarso, sia in termini di abbondanza che di ricchezza di famiglie, perciò la metrica spesso si riduce ad un confronto dei soli coleotteri. Tra questi, dominano in termini di abbondanza le famiglie Elmidae e Hydraenidae, sono inoltre presenti in bassa densità altre famiglie quali Hydrophilidae, Haliplidae, Dytiscidae, Helodidae, Dryopidae. I rappresentanti di queste famiglie sono acquatici sia da adulti che da larve, tranne Hydraenidae e Helophoridae, che lo sono solo da adulti. I coleotteri acquatici prediligono, in generale, gli ambienti ripari caratterizzati da una ridotta velocità di corrente e da bassa profondità, soprattutto dove c'è vegetazione e tende ad accumularsi materiale organico. Pertanto, in torrenti alpini, l'aumento della metrica nOCH dovrebbe essere ascritto principalmente alla presenza delle famiglie più rare che, in quanto tali, forse non sono così idonee a rappresentare un aumento della lenticità.

L'indice AB/BaSi a monte e nel tratto sotteso dalla derivazione non è calcolabile nei due torrenti presi come esempio in quanto tra i Baetidae era presente il solo genere *Baetis* (e non *Acentrella*), mentre non sono stati trovati Siphonuridae.

Un'altra criticità legata a questo indice sta nella necessità di distinguere i taxa ad un livello più accurato di quello richiesto dall'indice STAR_ICMi. La distinzione tra *Baetis* e *Acentrella* può non essere così ovvia in quanto sostanzialmente legata alla presenza di una frangia di peli sul lato esterno delle tibie. I due generi, inoltre, fanno oggi parte del "*Baetis* complex", cioè sono entrambi due sottogeneri del genere *Baetis* (Bauernfeind e Soldan, 2012). *Acentrella sinaica* è l'unica specie del genere presente in Italia, è rara in torrenti alpini essendo stata raccolta solo in Piemonte, e presente soprattutto nelle zone alte di fiumi e torrenti (rhitral) dove la corrente è veloce ed il substrato costituito di ciottoli o ghiaia (Belfiore, 1983; Buffagni e Belfiore,

2003; ARPA Piemonte, 2014). I Siphonuridae sono rappresentati in Italia da una sola specie, *Siphonurus lacustris*, diffusa in quasi tutte le regioni in acque ferme o a debole corrente, pozze e zone umide anche a quote elevate, con abbondante vegetazione sommersa, ma a bassa quota (massimo 900 m slm: Ruffo e Stoch, 2000-2004). Pertanto, il valore dell'indice in torrenti alpini risulta sempre = 1 e inapplicabile per la definizione dei DMV e DE in tali contesti geografici.

CONCLUSIONI E PROSPETTIVE

Le metodiche identificate nel DD STA MATTM 30/2017 per la definizione dei DMV/DE tramite i macroinvertebrati si basano su un riutilizzo di indici (STAR_ICMi) e procedure (CARAVAGGIO) originariamente sviluppati per finalità diverse. Dall'entrata in vigore dell'indice come strumento per la classificazione (Decreto MATTM 260/2010), tra gli operatori e ricercatori è maturata la convinzione della scarsa sensibilità dello STAR_ICMi nei casi di derivazioni idriche senza peggioramento legato alle caratteristiche chimiche (caso frequente in ambito alpino) (p.e., Quadroni *et al.*, 2017; Salmaso *et al.*, 2018). Se a ciò si aggiungono le forti perplessità legate alle criticità appena esposte, pare quanto mai opportuna una rivalutazione dell'intero approccio che porti ad individuare indicatori di tipo stressor-specifici.

È necessario un cambio di paradigma, che evolva dai metodi basati sulla valutazione della qualità delle acque verso nuove metriche, definite e sviluppate ad hoc, e che si basino sulle effettive relazioni portata-risposte ecologiche e/o biologiche. Tra gli approcci più promettenti, si possono citare quelli basati sulla diversità e abbondanza degli invertebrati reofili, la cui risposta alla diminuzione di portata è di tipo soglia, anziché graduale (Wilding e Poff, 2008). Altri indici basati sulla fauna a invertebrati sono stati proposti per altri tipi di impatti idromorfologici, quali l'hydropeaking (Leitner *et al.*, 2017). Buoni risultati stanno dando anche le metriche che utilizzano gruppi funzionali trofici (FFG, Functional Feeding Group: Cummins, 1974; Merritt e Cummins, 1996), che rispondono alle alterazioni dei flussi energetici e delle reti trofiche causate dalla diminuzione progressiva del deflusso (Merritt *et al.*, 2017).

Nell'ottica di una implementazione della legislazione nazionale che risponda ai più recenti sviluppi della pianificazione integrata delle risorse idriche e del territorio, va ricordato che nel panorama internazionale per la definizione dei DE la comunità scientifica si sta spostando dall'utilizzo di metriche basate su regimi idrologici statici, a una caratterizzazione del deflusso dinamica, variabile temporalmente (Poff, 2017).

Nelle metriche biologiche vengono inclusi i processi a livello di popolazioni e le caratteristiche funzionali (*species traits*). Inoltre, si sta ravvisando la necessità

di incorporare altre variabili ambientali (ad es., temperatura, sedimento: Acreman, 2016) per aumentare l'efficacia nella definizione ed applicazione degli *environmental flows*.

È auspicabile che a livello nazionale si avvii una riflessione più ampia e partecipata, che coinvolga non

solo gli Enti di Ricerca predisposti alla definizione delle metriche, ma anche ricercatori e operatori (ad es. del Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente), in modo da non mettere in campo metodiche e procedure che potrebbero rivelarsi non idonee a definire i DE secondo le indicazioni fornite nelle *Guidance* europee.

BIBLIOGRAFIA

- Acreman M., 2016. Environmental flows – basics for novices. *WIREs Water*, **3**: 622-628.
- Agresti A., 2007. *An Introduction to Categorical Data Analysis, second edition*. Wiley & Sons Inc. Hoboken, New Jersey, 372 pp.
- ARPA Piemonte, 2014. *Indagine qualitativa di alcuni corsi d'acqua appenninici di pregio della provincia di Alessandria*. Relazione tecnica, 66 pp.
- Bauernfeind E., Soldan T., 2012. *The Mayflies of Europe (Ephemeroptera)*. Brill, 781 pp.
- Belfiore C., 1983. *Efemeroteri (Ephemeroptera). Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne Italiane*, 24. Consiglio Nazionale delle Ricerche, 113 pp.
- Buffagni A., 2004. *Classificazione ecologica e carattere lentico-lotico in fiumi mediterranei*. Quaderni dell'Istituto di Ricerca sulle Acque del C.N.R., 122. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma, 190 pp.
- Buffagni A., Belfiore C., 2003. A review of Ephemeroptera species distribution in Italy: Gains from recent studies and areas for future focus. In: Gaino E. (ed.), *Research Update on Ephemeroptera&Plecoptera*. University of Perugia, Perugia, Italy: 279-290.
- Buffagni A., Terranova L., Demartini D., 2013. *Manuale di applicazione del metodo CARAVAGGIO - Guida al rilevamento e alla descrizione degli habitat fluviali*. Monografie dell'Istituto di Ricerca Sulle Acque del C.N.R. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma. 293 pp.
- Buffagni A., Erba S. Armanini D.G., 2010. The lentic-lotic character of Mediterranean rivers and its importance to aquatic invertebrate communities. *Aquatic Sciences*, **72**: 45-60.
- Cummins K.W., 1974. Structure and function of stream ecosystems. *BioScience*, **24**: 631-641.
- European Commission, 2013. *A Water Blueprint for Europe*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 27 pp.
- European Commission, 2015. *Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive*. WFD CIS Guidance Document No. 31, 106 pp.
- ISPRA, 2014. *Metodi biologici per le acque superficiali interne*. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale – Manuali e Linee Guida 111/2014, 232 pp.
- Legendre P., Legendre L., 2012. *Numerical Ecology, 3rd Ed.* Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, 1006 pp.
- Leitner P., Hauer C., Graf W., 2017. Habitat use and tolerance levels of macroinvertebrates concerning hydraulic stress in hydropeaking rivers – A case study at the Ziller River in Austria. *Science of The Total Environment*, **575**: 112-118.
- Merritt R.W., Cummins K.W., 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall/Hunt Publishers, Dubuque, 862 pp.
- Merritt R.W., Fenoglio S., Cummins K.W., 2017. Promoting a functional macroinvertebrate approach in the biomonitoring of Italian lotic systems. *Journal of Limnology*, **76**: 5-8.
- PAT, 2015. Deliberazione della Giunta Provinciale PAT n. 233 16-12-2015, aggiornato APPA-TN al Dicembre 2017. http://www.appa.provincia.tn.it/pianificazione/Piano_di_tutela/-Piano_Tutela_Acque/pagina10.html.
- Poff N.L., 2017. Beyond the natural flow regime? Broadening the hydro-ecological foundation to meet environmental flows challenges in a non-stationary world. *Freshwater Biology*, **00**: 1-11. <https://doi.org/10/1111/fwb.13038>.
- Poff N.L., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard 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.
- Quadroni S., Crosa G., Gentili G., Espa P., 2017. Response of stream benthic macroinvertebrates to current water management in Alpine catchments massively developed for hydropower. *Science of the Total Environment*, **609**: 484-496.
- Rinaldi M., Belletti B., Comiti F., Nardi L., Mao L., Bussettini M., 2016. *Sistema di rilevamento e classificazione delle Unità Morfologiche dei corsi d'acqua (SUM). Versione aggiornata 2016*. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale – Manuali e Linee Guida 132/2016, 130 pp.
- Rosenfeld J.S., 2017. Developing flow-ecology relationships: Implications of nonlinear biological responses for water management. *Freshwater Biology*, **62**: 1305-1324.
- Ruffo S., Stoch, F., 2000-2004. *CKmap 2004. Ver 5.1*. Ministero dell'Ambiente della Tutela del Territorio.
- Salmaso F., Crosa G., Espa P., Gentili G., Quadroni S., Zaccara S., 2018. Benthic macroinvertebrates response to water management in a lowland river: effects of hydro-power vs irrigation off-stream diversions. *Environmental Monitoring and Assessment*, **190**: 33.
- Spitale D., 2017. Performance of the STAR_ICMi macroinvertebrate index and implications for classification and biomonitoring of rivers. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, **418**: 20.
- Veza P., Zanin A., Parasiewicz P., 2017. *Manuale tecnico-operativo per la modellazione e la valutazione dell'integrità dell'habitat fluviale*. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale – Manuali e Linee Guida 154/2017, 102 pp.
- Wilding T.K., Poff N.L., 2008. *Flow-ecology relationships for the watershed flow evaluation tool*. Report to The Colorado Water Conservation Board, 49 pp.