

ALLEGATO A

Linee guida per l'aggiornamento dei metodi di determinazione del deflusso minimo vitale al fine di garantire il mantenimento, nei corsi d'acqua, del deflusso ecologico a sostegno del raggiungimento degli obiettivi ambientali definiti ai sensi della Direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000

1. Finalità

Con le presenti linee guida, si forniscono indirizzi metodologici volti a assicurare che la quantificazione operativa dei deflussi minimi vitali avvenga coerentemente con l'esigenza di garantire nei corsi d'acqua il deflusso ecologico a sostegno del raggiungimento degli obiettivi di qualità definiti ai sensi della Direttiva Quadro Acque 2000/60/CE (DQA) del Parlamento europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000.

2. Introduzione

Nell'ambito delle presenti linee guida, si intende:

- per deflusso ecologico (DE), il regime idrologico che, in un tratto idraulicamente omogeneo di un corso d'acqua, appartenente ad un corpo idrico così come definito nei Piani di Gestione dei distretti idrografici, è conforme col raggiungimento degli obiettivi ambientali definiti ai sensi dell'art. 4 della DQA;
- per deflusso minimo vitale (DMV), la portata istantanea da determinare in ogni tratto omogeneo del corso d'acqua, che deve garantire la salvaguardia delle caratteristiche fisiche del corso d'acqua, chimico-fisiche delle acque nonché il mantenimento delle biocenosi tipiche delle condizioni naturali locali. Per "salvaguardia delle caratteristiche fisiche del corso d'acqua" deve intendersi il mantenimento delle sue tendenze evolutive naturali (morfologiche ed idrologiche), anche in presenza delle variazioni artificialmente indotte nel tirante idrico, nella portata e nel trasporto solido; per "salvaguardia delle caratteristiche chimico-fisiche e delle biocenosi tipiche delle condizioni naturali delle acque", deve intendersi invece il mantenimento, nel tempo, dello stato di qualità chimica e ecologica delle acque, tale da consentire il perseguimento degli obiettivi di qualità individuati ai sensi degli artt. 76, 77, 78 e 79 del Decreto Legislativo n. 152 del 3 aprile 2006, di recepimento dell'art. 4 della DQA.

Sebbene la definizione di DMV sia sostanzialmente coincidente con quella di DE, e il DMV rappresenti una componente di tale deflusso, sussiste l'esigenza che i metodi con i quali le Autorità provvedono alla quantificazione del DMV siano maggiormente coerenti con la necessità di considerare gli effetti dei deflussi sui comparti ambientali dei corsi d'acqua, con particolare riferimento agli elementi di qualità biologici, al fine di supportare il raggiungimento degli obiettivi ambientali fissati, per tali corpi idrici, nei Piani di gestione. Il DMV rappresenta pertanto il regime che deve essere ricondotto al DE. Le presenti linee guida sono dunque primariamente volte ad assicurare che i criteri di determinazione delle portate di riferimento (DMV/DE) garantiscano, anche operativamente, la piena conformità con le indicazioni espresse a livello comunitario nel CIS Guidance Document n°31/2015 "Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive".

3. Stato dell'applicazione del DMV nei diversi distretti italiani e valutazione delle criticità

L'applicazione del DMV nei diversi Distretti e Regioni italiane presenta aspetti comuni, ma anche caratteristiche di disomogeneità. In tab.1, si riporta un quadro sinottico rappresentativo dell'applicazione nazionale del DMV, desunto dallo stato dell'arte ricostruito dalle Autorità di Bacino sulla base di un questionario tematico, predisposto nel 2016 da ISPRA. Dall'analisi si evince che il DMV è stato applicato, nella maggior parte dei casi, imponendo ai concessionari di derivazione d'acqua il rilascio di portate, calcolate su base idrologica, tese a garantire la permanenza, nel corpo idrico interessato dalla derivazione, di un unico valore soglia annuale o di pochi valori soglia stagionali. In particolare, nella tabella vengono esplicitati i principali aspetti comuni, le disomogeneità e gli elementi problematici riscontrati nell'ambito dell'analisi condotta sull'applicazione del DMV a scala nazionale.

Tab. 1 Aspetti comuni e disomogeneità relativi all'implementazione del DMV su scala nazionale

Aspetti comuni	Disomogeneità	Elementi problematici
Uso di metodi di calcolo sostanzialmente idrologici	Implementazione avvenuta a partire da date comprese tra il 1989 ed il 2009 facendo ricorso a riferimenti tecnico – scientifici per il calcolo dei DMV basati su presupposti diversi	Uso di riferimenti tecnico – scientifici per il calcolo dei DMV di carattere essenzialmente idrologico, non completamente adeguati a riconoscere la dipendenza del DMV dal regime idrologico naturale e da valutazioni circa la qualità ecologica e la morfologia dei corpi idrici
Riconoscimento della necessità di determinazione attraverso sperimentazioni	Differente importanza riconosciuta agli usi idrici in atto nei corsi d'acqua nelle formule di calcolo DMV. A titolo di esempio, la fruizione ricreativa è considerata (attraverso un coefficiente moltiplicativo) nel calcolo del DMV in alcune regioni, ma non in altre	Gli indici biotici inclusi negli attuali sistemi di classificazione, pur rispondendo in maniera integrata al complesso di pressioni con particolare riguardo alla qualità fisico-chimica delle acque, non sono tarati specificatamente in risposta alla variabilità idrologica
Riconoscimento del carattere dinamico dei metodi di determinazione del DMV, che evolvono con la conoscenza scientifica	Uso di differenti formule empiriche, per lo più definite su base regionale, ricorrendo a <i>expertise</i> locale. Le formule sono spesso di tipo moltiplicativo e solo alcune tengono conto (ancorché in modo parametrico indiretto) della morfologia del corso d'acqua	Impiego di monitoraggi ex post che non considerano la fauna ittica in forma coerente con la procedura di classificazione
Riconoscimento della necessità di procedere a ripetuti aggiornamenti dei valori unitari di DMV, nonché della tipologia di derivazioni cui tali valori trovano applicazione	Eterogeneità nelle modalità di controllo dei rilasci tesi a sostenere il DMV, secondo quanto stabilito dai disciplinari di concessione	Necessità di integrare il sistema di monitoraggio ambientale e idrologico, ai fini del controllo della effettiva implementazione delle disposizioni esistenti di DMV e della valutazione degli impatti dei rilasci sullo stato dei corpi idrici
Riconoscimento della necessità di svolgere studi sistematici volti a quantificare gli effetti ecologici	Diversità nell'individuare un set di indicatori in grado di rispondere ad alterazioni di natura puramente	Assenza di programmi di monitoraggio istituzionali in grado di fornire un confronto

del rilascio del DMV.	idrologica (quali i prelievi) e in funzione delle specificità dei corpi idrici interessati e della presenza concomitante di altre tipologie di pressioni di origine puntuale o diffusa	quantitativo fra gli stessi indicatori nella configurazione precedente e successiva al rilascio del DMV e di definire le relazioni causa-effetto sullo stato dei corpi idrici
Modulazione temporale su base esclusivamente stagionale (inverno/estate)		Mancato riconoscimento degli effetti cumulati delle modulazioni possibili dei prelievi e della variabilità idrologica annuale

Tra gli elementi problematici messi in luce dall'analisi in merito all'applicazione nazionale del DMV, particolare rilievo assumono i seguenti:

- assenza di un chiaro riconoscimento della dipendenza del DMV dal regime idrologico naturale e dalla dinamica morfologica del corso d'acqua;
- 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.;
- 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.

4. Aggiornamento dei metodi di determinazione del DMV/DE

Al fine di superare le criticità sopra evidenziate, di aggiornare i metodi di calcolo del DMV e di rendere la sua applicazione coerente con le indicazioni comunitarie sul DE ed omogenea sull'intero territorio nazionale, le presenti linee guida tengono conto dei seguenti obiettivi-chiave:

- i nuovi metodi di stima del DMV devono tenere maggiormente in conto, rispetto a quelli ad oggi utilizzati, della complessità del collegamento esistente tra regime idrologico e stato di qualità ecologico dei corpi idrici; in particolare, vanno adottati metodi in grado di promuovere l'evoluzione da un unico valore/soglia di DMV ad un insieme di valori temporalmente distribuiti, secondo il principio del "paradigma delle portate naturali", per cui il mantenimento di un regime, simile a quello naturale, in un dato corso d'acqua, favorisce il mantenimento degli habitat e delle specie autoctone in esso presenti; inoltre, occorre favorire metodi in grado di utilizzare adeguatamente gli indicatori biologici o eco-idraulici che, sulla base dello stato attuale delle conoscenze scientifiche, risultano efficaci al fine di registrare gli impatti di alterazioni idrologiche ed idromorfologiche sui corpi idrici;
- deve essere univocamente identificata la scala spaziale di riferimento per la determinazione e l'applicazione dei nuovi valori di DMV, considerando quale elemento base un tratto di corso d'acqua esteso non più del corpo idrico superficiale, così come individuato nei Piani di Gestione delle Acque;
- qualora si preveda di modificare i parametri già standardizzati per le formule già utilizzate per il calcolo del DMV, devono essere programmate idonee attività di sperimentazione, che assicurino l'integrazione del contestuale monitoraggio ambientale e idrologico (portate liquide e portate solide), imponendo la continuità di osservazione e misura delle grandezze per valutare gli impatti sullo stato del corpo idrico del DMV rivisto;
- ove possibile, i nuovi metodi devono rendere esplicito il livello di confidenza atteso per i nuovi valori di DMV, in modo da aggiungere informazioni sull'incertezza associata al processo di determinazione e consentire la distinzione tra i casi in cui è opportuno applicare metodologie più evolute dai casi in cui è possibile ed economicamente sostenibile utilizzare approcci più speditivi.

Poiché elemento centrale delle procedure di determinazione del DMV è il regime idrologico, sarà necessario procedere con gradualità e continuità all'implementazione della rete di monitoraggio idrologico, in misura adeguata alle necessità.

4.1 Aggiornamento dei metodi di determinazione del DMV/DE: l'idromorfologia fluviale

Com'è noto, all'interno di un bacino idrografico o di ogni singolo sottobacino, è possibile individuare diverse *unità fisiografiche* sulla base della variabilità del rilievo. Ad un livello maggiore di dettaglio, si passa alla scala spaziale del *tratto*, il quale presenta condizioni al contorno, portate liquide e solide sufficientemente uniformi in modo tale da determinare una certa omogeneità in termini di caratteri morfologici e di comportamento. Un aspetto critico nell'identificazione dei tratti può essere rappresentato dalla determinazione degli attributi che devono essere usati per classificare il corso d'acqua. I tratti devono riflettere variazioni ben identificabili del carattere e del comportamento del corso d'acqua (ad esempio grado di confinamento, dimensioni, morfologia del corso d'acqua). All'interno di ogni tratto, si possono identificare le unità morfologiche, le quali vanno a determinare l'assemblaggio tipico di forme che caratterizzano la morfologia fluviale.

Si definisce unità morfologica un'area sommersa o emersa (ad es., barre, *riffle*, piana inondabile) creata da processi di deposizione e/o erosione e situata all'interno dell'alveo (*bankfull*) o al suo esterno (nella pianura alluvionale). Le unità morfologiche possono essere superfici deposizionali o erosive, oppure possono essere associate alla presenza di vegetazione (inclusi gli accumuli legnosi).

Le unità morfologiche sono definite in base a caratteristiche di forma, substrato e vegetazione, e non dipendono quindi dal livello idrometrico (portata liquida), rimanendo invariati fintantoché non vi siano processi rilevanti di erosione e deposito che vadano a modificarle.

Ogni tipologia morfologica, presenta, entro certi limiti, un insieme caratteristico di unità morfologiche, il cui assemblaggio è il risultato dei processi che hanno determinato quella determinata morfologia, in funzione delle variabili guida e delle condizioni al contorno (che dipendono a loro volta da fattori che agiscono a scale gerarchicamente superiori). È importante comunque riconoscere il fatto che i corsi d'acqua e le loro pianure non devono essere ricondotti a delle tipologie fisse o statiche, ma che possono variare continuamente nel tempo e nello spazio in risposta a modifiche dei fattori di controllo.

La scala spaziale delle unità morfologiche e delle unità a scale inferiori (unità idrauliche e sedimentarie) sono le più appropriate ai fini della valutazione degli habitat fisici intesi in senso lato e a supporto dell'analisi degli aspetti strutturali (fisici) degli habitat veri e propri, dove questi ultimi sono definiti come insieme delle risorse e condizioni presenti in un'area che generano la presenza in termini di utilizzo, sopravvivenza e riproduzione di un determinato organismo. Infatti, le diverse componenti fisiche fluviali all'interno di un tratto (unità morfologiche, idrauliche ed elementi fluviali) costituiscono degli habitat distinti per la flora e la fauna fluviale acquatica e terrestre, provvedendo alle diverse fasi del ciclo vitale dei diversi organismi fluviali. Le unità morfologiche e le unità idrauliche in esse incluse, corrispondono generalmente per dimensioni ed estensione alla scala denominata *mesohabitat*. Le unità spaziali ancora più piccole (unità sedimentarie e/o vegetazionali o elementi fluviali), come per esempio le piccole zone di sedimento fine in mezzo a clasti di grandi dimensioni, corrispondono invece alla scala del *microhabitat*. L'habitat disponibile per un determinato organismo cambia al variare della portata defluente, ragion per l'analisi degli habitat deve considerare diverse condizioni idrologiche per una stessa unità morfologica.

4.1.1 Determinazione delle principali pressioni idromorfologiche e dei loro effetti

Le pressioni idromorfologiche devono essere classificate sulla base del "comparto" fluviale su cui vanno ad agire: sulle variabili guida (regime idrologico e solido), sulle condizioni al contorno (vegetazione e sedimenti del fondo e delle sponde), o direttamente sulla forma dell'alveo (dimensioni e forma sezioni, andamento planimetrico, pendenza dell'alveo). Nel seguito, sono riportati alcuni esempi di pressioni:

- Pressioni sulle variabili guida: Traverse fluviali, dighe e relativi invasi, sistemazioni idraulico-forestali, casse di espansione e scolmatori.

- Pressioni sulle condizioni al contorno: Interventi di stabilizzazione alveo e sponde, arginature, manutenzione della vegetazione e dei sedimenti
- Pressioni sulla forma dell'alveo: Ricalibratura e risagomatura delle sezioni, rettifiche, estrazione di sabbia e ghiaia, riduzione pendenza energetica tramite opere trasversali

E' fondamentale distinguere tra strumenti che mirano a quantificare l'entità delle pressioni idromorfologiche rispetto a quelli che hanno lo scopo di valutarne gli effetti sul sistema fluviale, attraverso appositi indici.

Occorre sottolineare, infatti, che l'intensità di una pressione (es. prelievo idrico, presenza di dighe, traverse, etc.) non è necessariamente proporzionale alla sua "significatività", in quanto tale significatività è legata al potenziale impatto della pressione sullo stato del corpo idrico.

Pertanto, poiché l'impatto risulta dalla combinazione del tipo di pressione con la "resilienza" del corpo idrico, espressa dalla sua tipologia morfologica (TM), la significatività di una pressione risulterà TM-specifica e non assoluta.

4.1.2 Misura e valutazione delle pressioni idromorfologiche

La valutazione delle pressioni idromorfologiche è condotta al fine di misurare l'intensità e l'estensione delle pressioni stesse in maniera diretta (es. misura dei prelievi o delle restituzioni; misura delle portate solide, etc.) o in maniera indiretta, attraverso la considerazione del tipo e densità delle opere idrauliche o delle azioni di gestione (es. regolazione di invasi) e/o manutenzione di sedimenti e vegetazione, come, ad esempio, l'indice IAM.

L'indice di artificialità IAM rappresenta un sub-indice della metodologia IQM e valuta la presenza, frequenza e continuità delle opere o interventi antropici che possano avere effetti sul sistema fluviale. Si compone di 12 indicatori suddivisi nelle seguenti categorie: i) opere di alterazione della continuità longitudinale a monte; ii) opere di alterazione della continuità longitudinale nel tratto; iii) opere di alterazione della continuità laterale; iv) opere di alterazione della morfologia dell'alveo e/o del substrato; v) interventi di manutenzione e prelievo. Ad ogni indicatore, tipo-specifico, viene assegnato un punteggio crescente con il grado di artificializzazione (esso rappresenta il grado di "significatività" della pressione, i quanto TM specifico).

L'indice è rappresentato dalla somma dei diversi punteggi.

4.1.3 Valutazione degli effetti (impatti) delle pressioni idromorfologiche

Il regime idrologico e quello dei sedimenti sostengono entrambi l'integrità degli ecosistemi fluviali, giacché le strutture e i processi propri di tali ecosistemi e gli adattamenti delle specie acquatiche e ripariali che li costituiscono sono governati dall'andamento delle variazioni intra-e inter-annuali delle portate fluviali e di sedimento. La variabilità delle portate agisce infatti sul biota attraverso un *template idromorfologico*, determinando quando e quanto a lungo gli habitat sono disponibili per le comunità acquatiche e ripariali.

L'alterazione della dinamica dei sedimenti, causata da alterazioni idrologiche o morfologiche, si riflette anch'essa sulla tipologia e stabilità degli habitat fisici.

Le principali componenti del regime idrologico di un corso d'acqua che regolano i processi ecologici sono riconducibili a cinque:

la **portata** in un dato intervallo di tempo (giorno, mese, anno, ecc.);

la **frequenza** (o tempo di ritorno) di una fissata condizione di deflusso;

la **durata** di una certa condizione di deflusso (numero di intervalli temporali in cui un fissato valore di portata viene superato, ecc.);

il periodo dell'anno (**timing**) in cui una certa condizione di deflusso si manifesta;

la **rapidità** di variazione da una condizione di deflusso ad un'altra che caratterizza un certo corso d'acqua.

a) Indici di qualità morfologica (IQM, IQMm) alla scala di tratto

L'Indice di Qualità Morfologica (IQM), strumento operativo all'interno del sistema IDRAIM, è il metodo adottato in Italia per la classificazione e il monitoraggio idromorfologico dei corpi idrici attraverso il D.lgs. 152/06 e ss.mm.ii.. Tale metodo valuta le alterazioni morfologiche alla scala di tratto considerando, tra l'altro, anche la presenza e tipologia di unità morfologiche in esso contenute.

Seguendo l'approccio gerarchico multi scala adottato in IDRAIM, a un livello spaziale inferiore si definiscono le unità morfologiche, le quali vanno a determinare l'assemblaggio tipico di forme che caratterizzano una certa morfologia fluviale.

L'Indice di Qualità Morfologica di monitoraggio (IQMm) è uno strumento specifico per il monitoraggio, utile per quantificare variazioni della qualità morfologica alla scala di pochi anni, ad esempio dopo l'esecuzione di interventi che possono aver migliorato o peggiorato la qualità morfologica del corso d'acqua. In conseguenza del punto precedente, l'IQMm è più sensibile a variazioni degli indicatori che possono avvenire alla scala temporale di qualche anno, mentre l'IQM è stato sviluppato per fornire una valutazione complessiva ad una scala temporale più ampia e può risultare pertanto insensibile, in termini di punteggio finale e classe di qualità, a variazioni, anche significative, di un certo indicatore in un arco di tempo troppo breve rispetto al manifestarsi dell'impatto stesso.

b) Indici a livello di unità morfologiche e Habitat (SUM, IH)

Seppure la scala di tratto rimanga quella più appropriata per la valutazione delle caratteristiche morfologiche e delle condizioni del corso d'acqua, è utile anche un'accurata caratterizzazione delle unità morfologiche presenti all'interno del tratto fluviale, la quale non è oggetto specifico della valutazione attraverso IQM-IQMm.

Il SUM (Sistema di classificazione delle unità morfologiche) è stato sviluppato al fine di stabilire una procedura generale e standardizzata per il rilevamento e la classificazione delle unità morfologiche. Esso non è stato invece sviluppato allo scopo di fornire una valutazione quantitativa o qualitativa delle condizioni dello stato morfologico del tratto rispetto a una ipotetica condizione di riferimento. Sono stati definiti due indici SUM che permettono di sintetizzare i dati raccolti attraverso il rilevamento e la classificazione delle unità morfologiche in un dato tratto. Un primo indice riguarda la ricchezza di unità all'interno di un tratto, il secondo la densità di unità. Mentre il primo ha finalità più qualitative in termini di diversità di unità, il secondo indice dà una stima quantitativa delle unità nello spazio (tratto).

Il SUM costituisce una base per la delimitazione e caratterizzazione delle unità morfologiche ai fini dell'analisi delle variazioni spaziali e temporali degli habitat, allo scopo di calcolare gli indici di habitat in relazione alle comunità acquatiche.

Al fine della quantificazione dell'habitat, è necessario considerare differenti condizioni di portata caratteristiche del regime idrologico del corso d'acqua in esame, dato che l'habitat disponibile per un determinato organismo cambia al variare della portata defluente.

La metodologia MESOHABSIM è stata sviluppata per permettere di derivare l'Indice di Habitat (IH), che valuta l'alterazione spaziale e temporale di habitat.

c) Metodi di valutazione dell'alterazione idrologica: l'indice di alterazione del regime idrologico (IARI) e l'indice di hydropeaking

Per identificare e quantificare l'alterazione del regime idrologico di un corso d'acqua, si possono utilizzare diverse metodologie, tra le quali, ad esempio, l'IHA - *Indicators of Hydrologic Alteration*, lo IAHRS - *Indices de Alteracion Hidrologica en RioS* e lo IARI - *Indice di alterazione del regime idrologico*.

Tutte le procedure citate fanno riferimento alle cinque componenti del regime idrologico sopraelencate e sono, nelle linee generali, basate sul confronto tra una condizione considerata indisturbata e una condizione che si ritiene alterata, entrambe caratterizzate attraverso il valore assunto da un certo numero di parametri descrittivi dei 5 diversi aspetti del regime idrologico.

Per quanto concerne lo IARI, è importante evidenziare come esso sia un indicatore dell'alterazione del regime idrologico definito secondo una modalità "a posteriori", descrittiva, cioè, di uno stato di fatto basato su dati osservati; esso, in altri termini, è stato pensato per fornire un'indicazione sintetica dell'alterazione del regime idrologico osservato negli ultimi anni rispetto ad una condizione ritenuta di riferimento, osservata o, totalmente o in parte, ricostruita o stimata.

Lo IARI è stato sviluppato per consentire la prima classificazione anche nelle condizioni di generale scarsità o assenza di dati di portata. In ogni caso, la procedura prevede che la condizione "attuale" da classificare sia sempre basata su osservazioni reali (sistematiche o "ad hoc"), mentre la condizione di "riferimento" può, in mancanza di osservazioni pregresse, essere tutta o in parte ricostruita o stimata.

La possibilità di definire un indice IARI nella condizione di disponibilità di dati "nulla" costituisce una eccezione, consentita al solo scopo di poter procedere alla classificazione dei corpi idrici, secondo quanto previsto dalla Direttiva Quadro Acque.

Lo IARI non è stato, invece, concepito per un utilizzo in una modalità previsionale "a priori", ossia per la valutazione, in fase progettuale, dell'impatto idrologico di un intervento antropico su un corso d'acqua, dal

momento che in tal caso la valutazione sarebbe basata su “stime” del futuro regime idrologico e non, ovviamente, su osservazioni.

L’incertezza nella previsione del regime idrologico potrebbe essere, infatti, di entità superiore a quella dell’impatto previsto, per cui l’indice IARI potrebbe non evidenziarne l’alterazione.

Le Autorità possono utilizzare comunque l’indice IARI in modalità previsionale, se la disponibilità dei dati è “sufficiente” o “scarsa”, purché, in quest’ultimo caso, siano disponibili almeno 5 anni di dati di portata giornaliera attuali.

Infatti la disponibilità di dati giornalieri di portata su almeno gli ultimi 5 anni, consentirebbe una sufficiente caratterizzazione del regime idrologico sia nella condizione attuale, sia tenendo in conto la possibile alterazione del regime dovuta alla pressione in progetto.

L’utilizzo dello IARI andrebbe invece escluso per la valutazione in fase progettuale/previsionale dell’impatto idrologico di un intervento antropico nelle condizioni di disponibilità di dati “nulla” e “scarsa” quando, in quest’ultimo caso, non si disponga di almeno 5 anni di dati di portata giornaliera attuali.

In tali casi, per applicare lo IARI in fase previsionale, è necessario procedere all’acquisizione sistematica e preventiva di almeno 5 anni di dati idrologici, mediante l’installazione di una nuova stazione per la misura (diretta o indiretta) della portata, ovvero, ove già installata da un numero di anni inferiore a 5, completare il periodo minimo di monitoraggio di 5 anni per una sufficiente caratterizzazione del regime idrologico attuale. L’utilizzo dell’indice IARI, qualunque sia la disponibilità di dati (sufficiente, scarsa e nulla) e qualunque sia la modalità di applicazione (descrittiva, previsionale) è da escludersi anche allorquando l’impatto sul regime idrologico dell’intervento si manifesta ad una scala temporale inferiore a quella giornaliera, come nel caso dell’*hydropeaking*. È del tutto evidente che in tali casi l’indice IARI non può, in alcun modo, evidenziare l’eventuale alterazione del regime idrologico.

Per quanto riguarda la quantificazione del possibile impatto da *hydropeaking*, essa deve essere effettuata valutandone il livello di pressione, che va opportunamente classificato.

È possibile adottare allo scopo due indicatori (HP1 e HP2), che misurano rispettivamente l’intensità e la velocità di variazione della portata. In ogni caso, il metodo di quantificazione adottato dovrebbe consentire di stabilire la distanza relativa dalle condizioni indisturbate e di evidenziare se la pressione da *hydropeaking* sia dovuta principalmente alla sua intensità, velocità di variazione o a entrambi.

4.2 Aggiornamento dei metodi di determinazione del DMV/DE: il Paradigma delle portate naturali

La definizione di soglie minime di portata, individuate su scale temporali ampie (anno, stagione), in molti casi non costituisce una soluzione ragionevole al problema della determinazione operativa del DMV/DE, specialmente allorquando la variabilità stagionale dei corsi d’acqua analizzati è marcata, come avviene per la maggior parte dei corsi d’acqua italiani. Secondo il paradigma delle portate, un migliore processo di avvicinamento ai deflussi ecologici (in vista del conseguimento degli obiettivi definiti dall’art. 4 della DQA) può essere ottenuta in genere tutelando non un “quantitativo d’acqua” più o meno costante, bensì l’integrità complessiva del regime di deflusso, attraverso la considerazione di tutti gli attributi, sintetizzabili nelle seguenti cinque categorie: durata, intensità, frequenza, stagionalità e rapidità di variazione.

I corsi d’acqua sono infatti sistemi in equilibrio dinamico, fortemente determinati dalla presenza di fattori ambientali estremi, quali ad esempio l’azione meccanica del corso d’acqua e il divenire continuo delle forme fluviali. Una vastissima letteratura scientifica dimostra come il regime idrologico svolga un ruolo decisivo nella definizione della struttura e del funzionamento degli ecosistemi fluviali. Le sue caratteristiche influenzano infatti in maniera significativa parametri come la qualità dell’acqua, la temperatura, il ciclo dei nutrienti, la disponibilità d’ossigeno e i processi geomorfologici che danno forma agli alvei fluviali e alle piane alluvionali, determinando i diversi habitat fluviali. Per questa ragione, fattori idrologici quali portata, frequenza, durata, stagionalità e rapidità di variazione dei deflussi naturali devono essere considerati elementi chiave per la determinazione e conservazione dell’integrità ecologica e per la biodiversità dei corsi d’acqua.

Infatti: a) il regime idrologico è un determinante importante dell’habitat fisico, che a sua volta determina la composizione del biota; b) le specie acquatiche e riparie si sono evolute in risposta diretta al regime

idrologico e alle condizioni morfologiche; c) mantenere modelli naturali di connettività longitudinale e laterale è essenziale per la sopravvivenza delle comunità; d) il successo delle invasioni di specie alloctone è facilitato dall'alterazione dei regimi idrologici.

Oltre al regime idrologico, anche la morfologia fluviale influenza profondamente le comunità biologiche dei corsi d'acqua. Infatti, è sufficientemente provato che le alterazioni al naturale regime di deflusso e alla morfologia del corpo idrico portano a modificazioni della disponibilità d'habitat e inducano una varietà di risposte ecologiche da parte delle comunità presenti. Per questo motivo, accanto al paradigma delle portate naturali, si sta sviluppando il c.d. "paradigma del regime naturale dei sedimenti", che integra la gestione di regime idrologico, la morfologia e il regime dei sedimenti, in considerazione della loro importanza per la struttura e funzione degli ecosistemi acquatici e ripari.

4.2.1 Modello ecologico del sistema fluviale

Le peculiari condizioni ecologiche che caratterizzano gli ambienti fluviali possono essere efficacemente descritte secondo il "modello ecologico del mosaico dinamico". Secondo tale modello, l'integrità dell'ecosistema fluviale, garanzia della possibilità per l'ecosistema stesso di svolgere il complesso di funzioni ecosistemiche che gli sono proprie, è dipendente dalla conservazione di uno stato di equilibrio dinamico, in grado di mantenere tutte le biocenosi presenti in un mosaico mutevole di habitat.

La variabilità del regime idrologico naturale (e della morfologia fluviale) è la componente fondamentale di tale equilibrio, in quanto consente la preservazione della diversità delle componenti degli ecosistemi acquatici e ripari alle diverse scale temporali; tali componenti si sono infatti adattate evolutivamente in funzione di questa variabilità. Le diverse cenosi si insediano nei vari habitat che si vengono a creare nel territorio fluviale in funzione della continua variabilità spaziale e temporale dei fattori ambientali. Molte specie animali e vegetali necessitano, nel corso del loro ciclo biologico, di una serie di habitat diversi, la cui disponibilità è determinata dalla variabilità stagionale e pluriennale dei deflussi, la quale determina il continuo rimaneggiamento del territorio fluviale, in primo luogo attraverso la variazione (di intensità, temporale e spaziale) delle *water force* a cui sono soggetti gli organismi sommersi ma anche attraverso fenomeni di sommersione periodica degli habitat ripari, in occasione di periodi di piena.

Le magre e le piene regolano i ritmi dei processi ecosistemici ed esercitano pressioni selettive sulle comunità influenzando il successo relativo di differenti specie e cenosi; la selezione è tanto maggiore quanto maggiore è la frequenza ma, soprattutto, l'intensità degli eventi idrologici estremi.

I deflussi di magra controllano in modo particolare la disponibilità di habitat sommersi e la chimica dell'acqua, concentrano le prede, prosciugano le porzioni meno elevate delle piane alluvionali e sono spesso associate a temperature più elevate e minore quantità di ossigeno disciolto. I deflussi di magra controllano anche la connettività, limitando i movimenti di alcuni organismi acquatici. Poiché le specie autoctone possono essere adattate ad eventi estremi di magra che avvengono naturalmente, questi eventi periodici possono permettere a queste specie di vincere la competizione con le specie invasive generaliste. All'estremo opposto, il regime di piena svolge un ruolo critico nella struttura e funzionamento degli ecosistemi acquatici. Ad esempio, i cambiamenti a breve termine dei deflussi causati dagli eventi di ruscellamento, nei periodi di scarsa piovosità, possono dare il necessario sollievo dalle condizioni di magra stressanti. Piene di piccola entità possono permettere ai pesci ed altri organismi mobili di accedere alle piane alluvionali e habitat come i canali secondari, le zone di ristagno e le aree umide. Queste aree possono fornire risorse alimentari importanti, favorendo la crescita, offrendo rifugio dalle correnti forti e le temperature più basse del canale principale, o costituire aree di ovodeposizione. Le piene più intense possono mobilitare quantitativi significativi di sedimenti, legno e altra materia organica, formare nuovi habitat e rinnovare le condizioni di qualità dell'acqua sia nel canale principale che nelle aree umide della piana alluvionale. Il ruolo giocato dai sedimenti è molto rilevante, a ragione della loro interazione tra elementi biologici e idromorfologici.

4.3 Aggiornamento dei metodi di determinazione del DMV/DE: la risposta biologica alle alterazioni idrologiche e morfologiche

4.3.1 Comunità e habitat bersaglio

Gli ecosistemi naturali presentano livelli di perturbazione che si attestano tipicamente entro un intervallo naturale di variabilità. Eventi perturbativi che eccedono questo intervallo, come talune attività antropiche, possono esercitare rilevanti pressioni sull'ecosistema, alterando processi ambientali fondamentali e generando stress ecologico, secondo differenti pattern. Ad esempio, una riduzione del deflusso altera l'ampiezza, la profondità e la distribuzione spaziale delle velocità nei sistemi fluviali. Questo può modificare la distribuzione e la disponibilità di habitat nel corso d'acqua, con effetti nocivi sulle comunità biologiche. Alterazioni al regime idrologico sono collegate alle invasioni da parte di specie aliene. La velocità di flusso, in particolare, è un fattore fortemente influente sulla distribuzione e composizione delle comunità di macroinvertebrati, incidendo sulla respirazione, l'alimentazione e le caratteristiche comportamentali. Deflussi troppo bassi possono impedire la migrazione dei salmonidi e limitare la distribuzione delle aree di deposizione dei pesci. I meccanismi di alterazione citati sono abbastanza ben conosciuti, anche se risulta ancora molto complicato quantificare l'effettivo impatto ecologico dell'alterazione dei regimi idrologici nelle diverse situazioni. Le relazioni causa/effetto tra alterazione idrologica, morfologia del corso d'acqua, caratteristiche fisico-chimiche sono infatti molto complesse e le relazioni che le pressioni sinergiche esercitate da tali comparti sulle comunità biologiche presentano livelli di complessità ulteriori.

La valutazione degli impatti cumulativi generati dalla presenza di pressioni multiple è in genere effettuata secondo i principi della bioindicazione, secondo cui alcune componenti ecosistemiche possono riassumere il comportamento e le risposte dell'ecosistema complesso. Il progressivo affermarsi della bioindicazione ha condotto ad individuare alcune comunità come efficienti comunità bioindicatrici per la valutazione dello stato degli ecosistemi fluviali, con un'attenzione prevalente per il comparto strettamente acquatico; ciò consente di affermare che alcune comunità sono in grado di fornire risposte efficaci alla richiesta di individuare un regime idrologico che consenta di tutelare le caratteristiche ecosistemiche proprie di ciascun corso d'acqua, conservando lo stato delle sue componenti e le relative funzioni.

Poiché le diverse comunità rispondono in maniera differente alle alterazioni idrologiche e con diversa sensibilità, è necessario, nell'ottica di un approccio ecosistemico ed integrato, fare riferimento ad un insieme di cenosi che, nel loro complesso, possano rappresentare il complesso del biota.

In termini di sensibilità all'alterazione morfologica, le comunità costituite da organismi di maggiori dimensioni e con cicli di vita più lunghi (vegetazione riparia, macrofite, pesci) sono considerate più efficienti, per quanto sia disponibile un'ampia letteratura che evidenzia che gli invertebrati siano correlabili alle alterazioni sia idrologiche che morfologiche. Per la formulazione delle metodologie oggetto delle presenti linee guida, occorre considerare che le comunità bioindicatrici animali (macroinvertebrati e pesci) sono state oggetto dei maggiori sforzi scientifici: i macroinvertebrati, in ragione del loro storico ed amplissimo uso come comunità bioindicatrice, i pesci in ragione del loro valore economico che ha condotto alla formulazione di metodi di valutazione previsionale.

Occorre comunque considerare che:

- la definizione della sensibilità di una comunità a specifiche alterazioni identificate da specifici parametri o indici abiotici va effettuata anche in relazione alla scala temporale di riferimento;
- il complesso delle comunità, a tutti i livelli della catena trofica, può fornire indicazioni sugli effetti dell'alterazione idrologica.

Fatte salve specifiche peculiarità, nell'ambito delle metodologie di cui alle presenti linee guida vanno considerate prioritariamente le comunità che costituiscono Elementi Biologici di Qualità per la

classificazione dello stato ecologico e gli habitat e specie presi in considerazione nella Direttiva “Habitat” 92/43/CEE (Allegati I, II e IV) e nella Direttiva “Uccelli” 2009/147/CE.

4.3.2 Scala di osservazione ed effetti cumulativi

L’alterazione del deflusso determina impatti sull’integrità del corso d’acqua a tutte le scale di osservazione e d’indagine. Le alterazioni idrologiche generate lungo un corso d’acqua, infatti, oltre a determinare impatti localizzati, si sommano inevitabilmente, non solo a scala di corpo idrico, bensì lungo tutto lo sviluppo del corso d’acqua ed anche sull’eventuale corso d’acqua recettore. Le comunità e le specie insediate in un qualunque tratto sono il bersaglio ultimo e cumulativo del complesso di pressioni esercitate nel relativo bacino sotteso. Il DMV/DE deve pertanto essere calcolato e definito secondo modalità formalizzate e replicabili in qualsiasi tratto di corpo idrico (sia nei tratti oggetto di sottensione sia in quelli individuati come rappresentativi del corpo idrico - in corrispondenza dei quali sono localizzati i siti di monitoraggio ai sensi della DQA).

La complessità delle interazioni pressioni/impatto/stato, unitamente alla necessità di considerare le diverse scale di osservazione, conduce alla necessità di fissare limiti all’alterazione del deflusso, in primo luogo di natura idrologica, che possano essere considerati validi in qualsiasi tratto del corso d’acqua e che possano essere dettagliati ulteriormente, sulla base della valutazione delle necessità e dello stato di habitat e comunità.

Sebbene il corpo idrico debba essere un’entità omogenea sia per caratteristiche ambientali sia in relazione alle pressioni, il processo di tipizzazione e di analisi delle pressioni ha condotto alla definizione di corpi idrici anche molto estesi, che presentano tratti caratterizzati da differente intensità delle pressioni, nonché da differenti caratteristiche morfologiche.

Posto che l’unità ambientale e funzionale alla DQA rimane il corpo idrico, potrebbe dunque essere necessario individuare livelli di analisi differenti, al fine di definire l’ambito di applicazione più idoneo per l’applicazione delle diverse metodologie/metriche che si intendono utilizzare come riferimento per definire i deflussi ecologici.

4.3.3 Uso delle comunità previste dalla DQA per la valutazione degli effetti dell’alterazione idrologica: stato dell’arte e nuove metodologie

Le comunità individuate come comunità bioindicatrici ai sensi della DQA sono sensibili, seppur con diverse peculiarità e diversa intensità, all’alterazione idrologica.

Le metriche che utilizzano tali comunità sono però ancora in parte derivate da un approccio che ha determinato la nascita della bioindicazione e che ha come obiettivo prioritario l’analisi della qualità fisico-chimica dell’acqua. In realtà, le metriche riescono, almeno in parte, a garantire una sensibilità integrata al complesso di pressioni, ma in alcuni contesti territoriali tale sensibilità è ridotta.

Gli indici biologici previsti per la classificazione dello stato ecologico delle acque superficiali (di cui al D.Lgs. 152/06 e ss.mm.ii.) prendono in considerazione la “densità” (quantità di organismi per unità di superficie) piuttosto che l’“abbondanza assoluta” degli organismi presenti in un corso d’acqua, come effettivamente richiesto dalla Direttiva 2000/60/CE. Laddove all’alterazione del regime idrologico non corrisponde né un’alterazione della trofia delle acque, né della loticità degli habitat, né dei rapporti di abbondanza tra le specie che compongono le comunità (che verrebbero letti dai metodi già in uso), le metriche biologiche in uso non consentono di cogliere efficientemente l’alterazione.

In tali situazioni (quali i corsi d’acqua oligotrofi), l’elemento che subisce la variazione è comunque la disponibilità di habitat per le comunità e di conseguenza proprio l’“abbondanza” degli organismi presenti nei corsi d’acqua. Questa variazione di disponibilità di habitat deve essere opportunamente valutata, per definire

quale sia il reale impatto sulle comunità dovute alle alterazioni del regime idrologico e, conseguentemente, la massima entità accettabile di tali alterazioni, nel corpo idrico o in un tratto di esso.

Ad integrazione delle considerazioni generali sopraesposte, di seguito si forniscono ulteriori elementi conoscitivi per ciascun elemento di qualità biologico da utilizzarsi per la classificazione dello stato dei corpi idrici.

4.3.4 Diatomee

Per quanto riguarda le alterazioni idromorfologiche, è possibile che queste possano essere valutate attraverso comunità diatomiche, ad esempio a causa dei seguenti processi:

- i fiumi con regime idrico alterato per motivi antropici sono soggetti ad una modificazione dell'habitat portano ad una modificazione dell'habitat, di conseguenza, le specie predominanti saranno quelle planctoniche rispetto a quelle bentoniche, come accade nei corsi d'acqua naturali;
- le comunità diatomiche sono in grado di registrare variazioni della velocità di corrente. Infatti, laddove è presente un'elevata velocità di corrente, la ricchezza della comunità diminuisce e si ha la predominanza di alcune "forme" a scapito di altre, risultando favorite le specie diatomiche di forma adnata o prostrata, in grado di resistere meglio, rispetto a quelle di forma pedunculata e formanti colonie, a tale corrente. In condizioni di scarsa velocità di corrente, si verifica un aumento in termini di composizione e abbondanza di taxa che resistono anche in habitat asciutti e subaerei;
- l'aumento di solidi sospesi, dovuto ad alterazioni del regime idrico, è registrato dalla comunità diatomica attraverso la dominanza di taxa motili.

I principali indici diatomici per la valutazione dello stato di qualità ambientale dei corsi d'acqua sono stati sviluppati sulla base della sensibilità di ogni specie al carico di nutrienti e/o all'inquinamento organico e non sono in grado di valutare gli effetti delle alterazioni del regime idrico.

Per la valutazione degli impatti delle alterazioni idromorfologiche attraverso questo elemento biologico si ritiene pertanto necessario lo sviluppo di un Indice che tenga conto della capacità di adattamento delle specie a habitat subaerei, della forma di crescita delle specie (adnata o prostrata piuttosto che pedunculata o formante colonie) e della capacità di movimento dei taxa, parametri di qualità ritenuti più significativi per le finalità di queste linee guida.

4.3.5 Macrofite

La comunità macrofita è particolarmente sensibile all'alterazione idrologica e morfologica, in quanto costituita da organismi di grosse dimensioni e edificanti habitat, caratterizzati da cicli vitali anche lunghi, e composta di diversi gruppi ecologico funzionali, caratterizzati da risposte differenziate alle pressioni idromorfologiche.

L'indice macrofitico in uso per la classificazione dei corpi idrici ai sensi del D.Lgs. 152/06 e ss.mm.ii (IBMR_RQE), si basa sulla valutazione dello scostamento dello stato trofico rilevato rispetto all'atteso attraverso l'analisi della composizione e della copertura della comunità macrofita. Un metodo di misura dell'intensità di produzione primaria (stato trofico), è in grado di rilevare una quota importante, anche se non esaustiva, delle pressioni idromorfologiche. L'intensità di produzione primaria è, infatti, direttamente correlata a fattori quali: la velocità della corrente, l'ombreggiamento, la temperatura dell'acqua, la concentrazione dei nutrienti. Le sperimentazioni condotte hanno evidenziato come in buona parte di tipologie di corsi d'acqua in presenza di alterazioni idromorfologiche, pur se con buona integrità chimico-fisica delle acque, i valori di IBMR_RQE risultino ridotti. Viceversa, in alcune tipologie fluviali, quali i piccoli corsi d'acqua alpini a elevata qualità chimico-fisica delle acque, si evidenzia una limitata capacità dell'IBMR_RQE nella lettura delle alterazioni intervenute sulla comunità a causa delle alterazioni

idromorfologiche. Ciò accade particolarmente nei tratti sottesi da derivazioni idroelettriche, in assenza di altre pressioni significative.

Le attuali ricerche scientifiche sono, pertanto, volte alla definizione di metriche specificamente orientate alla valutazione degli impatti idromorfologici, sulla base sia della valutazione dell'abbondanza e distribuzione in termini di gruppi ecologico funzionali, sia dell'analisi di dettaglio a livello di mesohabitat, da identificare alla scala di tratto indagato; l'elevata diversità tipologica dei corsi d'acqua italiani non sembra consentire l'utilizzo di metriche basate su una valutazione delle preferenze in termini di loticità delle specie e dei taxa indicatori.

Nella valutazione delle alterazioni idromorfologiche, è rilevante estendere lo studio della comunità macrofita anche nell'ambito della zona sopra-acquatica, intesa come "porzione dell'alveo attivo coperta dall'acqua solo in condizioni idrologiche di morbida e caratterizzata da substrato a granulometria fine". Le caratteristiche granulometriche, unitamente alle condizioni idrologiche e climatiche, determinano infatti il permanere di un substrato intriso anche per lungo tempo dopo una morbida, che va indagato sia in relazione alla comunità macrofita sia alla sua estensione spaziale.

4.3.6 Fauna ittica

La fauna ittica è considerata, in linea generale, la componente biotica più sensibile alle alterazioni idrologiche e morfologiche, in relazione alle sue caratteristiche, quali la dimensione degli organismi che la compongono, la loro capacità (e necessità) di movimento a diverse scale nell'ambito del proprio ciclo vitale e l'utilizzo dei diversi mesohabitat a scala locale per lo svolgimento delle proprie funzioni vitali. Quest'ultima esigenza va presa in considerazione non solo dal punto di vista spaziale, ma anche temporale, e di conseguenza riferita alle caratteristiche del regime idrologico nel suo complesso.

L'effetto delle pressioni sulla comunità ittica si esplica sia sulla composizione e ricchezza di specie, sia sulle condizioni biologiche (struttura, densità, condizioni fisiche medie) delle diverse popolazioni. Per questo motivo, la DQA richiede che i metodi di classificazione dei corpi idrici sulla base dell'analisi dell'elemento di qualità "fauna ittica" prendano in conto la composizione specifica della comunità, la consistenza demografica e la struttura in classi di età delle singole popolazioni.

L'Indice attualmente utilizzato per la classificazione dei corpi idrici ai sensi del del D.Lgs. 152/06 e ss.mm.ii è l'Indice di Stato Ecologico per le Comunità Ittiche ISECI, ad oggi in via di revisione e trasformazione nel Nuovo ISECI (NISECI). Le attività per la standardizzazione delle metriche modificate per il nuovo indice hanno permesso di verificare una significativa sensibilità dell'Indice alle alterazioni di tipo idrologico. È stato inoltre verificato come differenti formule di assemblamento delle medesime metriche siano potenzialmente in grado di evidenziare effetti provenienti da differenti tipologie di pressioni.

Le pressioni di tipo idrologico, infatti, determinano, in assenza di altre forme di pressione sulla comunità, in primo luogo una riduzione nella disponibilità quantitativa di habitat, causando di conseguenza una prima risposta dell'indice, sulla base dell'effetto sulla consistenza demografica delle specie più sensibili. In una fase iniziale, ad una perdita di habitat, soprattutto per habitat relativamente frammentati, può conseguire addirittura un aumento di densità (la popolazione iniziale si concentra su una superficie più piccola). Successivamente, a parità di densità, si può manifestare un degrado delle condizioni fisiche medie. In una fase ancora successiva, la popolazione può cominciare a mostrare cali di densità e fenomeni di destrutturazione. La variazione nella disponibilità di mesohabitat limitanti (quali ad esempio i substrati utilizzati per la riproduzione) determina ulteriori effetti, rilevabili anche attraverso la struttura della popolazione, prima che l'alterazione globale nella tipologia di flusso (ad esempio a causa della lenticizzazione di ambienti naturalmente lotici) determini variazioni significative nella composizione specifica della comunità, legata alla riduzione più o meno significativa della connettività longitudinale, in relazione alle specie ittiche che compongono questa comunità.

Il fattore limitante principale nell'utilizzo della fauna ittica come elemento per la valutazione dello stato dei corpi idrici è dato dalla circostanza che, nel territorio italiano (e in particolare negli ambienti montani), sono diffusissime le attività di manipolazione diretta delle comunità, attraverso ripopolamento, reintroduzione e introduzione di specie; tali attività determinano in molti casi un'alterazione talmente significativa della comunità stessa da non permettere la valutazione delle condizioni biologiche delle popolazioni con riferimento ad altre pressioni, quale quella idrologica.

Allo scopo di verificare l'effetto sull'idoneità ambientale per le diverse specie ittiche delle sole alterazioni idrologiche, e, soprattutto, allo scopo di effettuare valutazioni di tipo previsionale in relazione a progetti specifici (di derivazioni idrica e/o di ripristino ambientale), appare utile l'impiego di metodologie di valutazione della disponibilità di habitat per una corretta applicazione delle quali è comunque importante definire con precisione l'oggetto di tutela, anche identificando quali variabili di habitat siano effettivamente rilevanti per una determinata specie. I metodi basati sulla disponibilità di habitat possono essere proficuamente utilizzati, ad esempio in relazione ad obiettivi specifici (es. valutazioni previsionali di derivazioni, conservazione di singole specie, o definizione di una magra superiore a quella definita su base idrologica), ad obiettivi aggiuntivi ed a misure di conservazione, previste dalla DQA ai sensi delle Direttive "Habitat" (92/43/CEE) e "Uccelli" (2009/147/CE).

Nell'applicazione di qualsiasi metodo di idoneità di habitat, devono in generale essere utilizzate le comunità ittiche di riferimento definite nell'ambito del processo di classificazione ai sensi dell'allegato 1 alla parte III del D.Lsg. 152/2006 e ss.mm.ii. Tali comunità sono definite a macroscale per le 9 zone zoogeografico-ecologiche fluviali italiane principali, e sono oggetto di un processo progressivo di affinamento da parte delle Regioni che ha portato, per una parte significativa del territorio nazionale, all'individuazione di una zonizzazione di dettaglio ed alla individuazione delle relative comunità attese. L'utilizzo di tali comunità come target di qualunque metodologia di valutazione può evitare di incorrere in valutazioni deficitarie, nel caso in cui si utilizzino come riferimento specie non appartenenti alla comunità attesa.

Nell'ambito della comunità di riferimento, potrebbe essere utilizzato, se pur con le dovute cautele, il principio per cui è prioritario individuare e prendere in considerazione, tra le specie attese, quelle le cui esigenze ecologiche sono più ristrette (stenoecie), in modo da garantire una sorta di "effetto ombrello" nei confronti delle altre.

4.3.7 Macroinvertebrati

Il fatto che le comunità macrobentoniche possano evidenziare gli effetti delle alterazioni nel regime idrologico e siano inoltre indicatrici dell'alterazione morfologica è supportato dalla letteratura. Il disturbo idrologico si traduce in variazioni nella struttura della comunità bentonica e.g. cambiamenti nell'abbondanza relativa dei taxa, nella ricchezza e nella diversificazione della comunità. Alcune comunità di macroinvertebrati sono note per preferire condizioni lotiche e tali preferenze sono state ad esempio utilizzate per definire un quadro di riferimento per l'impostazione di obiettivi "idroecologici" (e.g. indice LIFE). Quando siano noti prelievi a carico del corpo idrico in esame, l'adattamento delle biocenosi acquatiche al carattere lenticolo-lotico risultante può di fatto essere utilizzato per interpretare l'allontanamento dalle condizioni attese in assenza di prelievi.

In generale, le informazioni ecologiche di sensibilità delle comunità macrobentoniche ai diversi fattori di perturbazione antropica possono essere tradotte e sintetizzate in metriche, che rappresentano lo strumento convenzionale attraverso il quale esprimere un giudizio di qualità, in accordo alle normative vigenti.

L'Indice attualmente utilizzato per la classificazione dei corpi idrici sulla base della componente macrobentonica ai sensi del DM 260/2010 è l'indice multimetrico STAR_ICM, composto da sei metriche opportunamente normalizzate e ponderate, che forniscono informazioni in merito ai principali aspetti che la DQA chiede di considerare. L'indice non si propone come stressor specifico, in quanto è stato costruito per valutare la qualità generale dei corpi idrici, tuttavia si è dimostrato in grado di esprimere gli effetti della

riduzione di portata. Nonostante tale capacità dello STAR_ICMi e delle sue metriche componenti di evidenziare variazioni di portata, in alcuni contesti geografici può essere particolarmente opportuno selezionare metriche dedicate, stressor-specifiche, da affiancare allo STAR_ICMi, o adeguare in modo esplicito la lettura dell'informazione offerta da metriche già in uso.

Infine, in ottemperanza ai principi ispiratori della DQA, potrà risultare opportuno valutare gli effetti degli impatti idrologici sulle comunità bentoniche in termini di allontanamento dalle condizioni attese (i.e. condizioni di riferimento) anche prevedendo di includere nelle valutazioni misure di similarità tra comunità.

4.3.8 Risposta biologica all'alterazione idrologica da parte di altre comunità, specie e habitat bersaglio

a) Comunità riparie

Le comunità riparie non sono state a lungo oggetto di studi finalizzati alla formalizzazione di metodiche di valutazione ambientale negli ambienti fluviali; il prevalere, nel tempo, di un approccio ecosistemico, contrapposto ad una visione focalizzata esclusivamente alla valutazione degli ambiti acquatici, sta conducendo alla progressiva definizione e formalizzazione di metriche fondate sull'uso di comunità ed habitat ripari. Molta parte delle funzioni e servizi ecosistemici propri degli ambienti fluviali risiede d'altra parte nell'integrità degli habitat ripari e tali cenosi possono essere pesantemente impattate dalla presenza di derivazioni. L'analisi e la valutazione delle comunità riparie può, in molti casi, dare risposte risolutive rispetto alla valutazione delle alterazioni idrologiche, sia per le caratteristiche proprie delle cenosi stesse, sia in ragione dell'approccio integrato che caratterizza le metodiche incentrate sull'uso di tali comunità. Il rilievo e lo studio delle comunità riparie è solitamente riferito ad un livello di scala di dettaglio che va dal mesohabitat al tratto.

L'alterazione del regime idrologico determina un'alterazione selettiva della struttura delle formazioni e la riduzione delle portate causa, in primo luogo, una riduzione dell'ampiezza complessiva del corridoio fluviale, con uno spostamento centripeto delle formazioni riparie.

Nel caso delle derivazioni in ambito montano, l'alterazione idrologica più importante è a carico delle portate di morbida: come conseguenza, ad esempio, le formazioni arboree riparie si caratterizzano per una progressiva perdita delle specie più igrofile, che determina la colonizzazione da parte di specie non riparie tipiche delle formazioni zonali del territorio circostante; le formazioni arbustive si espandono in senso centripeto verso il corso d'acqua tra una piena ordinaria e la successiva. Questa alterazione, che si sviluppa in un lasso di tempo dell'ordine degli anni, raramente viene rilevata e valutata nella sua entità reale, benché conduca alla riduzione dimensionale del corridoio fluviale e ad una forte perdita di funzionalità del corso d'acqua.

La diminuzione delle portate alterano la diversità, la distribuzione delle cenosi e determinano la riduzione dell'estensione delle diverse tipologie di habitat nonché la diminuzione della biomassa riferibile alle diverse comunità.

La riduzione della diversità opera sia a livello di comunità, in termini di numero di specie, con scomparsa dei taxa più sensibili, sia a livello di habitat, con riduzione della diversità a scala di microhabitat, di tratto e di corpo idrico (semplificazione dell'ecomosaico). L'alterazione degli habitat induce, inoltre, un effetto sui processi connessi alla dinamica morfologica e di omeostasi idraulica; l'alterazione di tali processi induce ulteriori impatti sulle comunità.

In altre particolari situazioni come ad esempio del caso di presenza di *hydropeaking*, il possibile susseguirsi più che giornaliero dei picchi di portata sottopone l'ambito in cui si dovrebbero insediare le comunità di sponda ad un innaturale e ripetuto dilavamento; ciò determina una riduzione della complessità dell'ecomosaico ed una banalizzazione delle cenosi che comunque riescono a sopravvivere. L'anomalo andamento delle portate determina anche alterazioni nella composizione granulometrica con ulteriore limitazione degli ambiti in cui si insiederebbero le comunità delle erbacee pioniere di greto e degli arbusteti.

La valutazione della naturalità e funzionalità delle cenosi riparie è diffusa a scala europea; in Italia, per la valutazione della naturalità e della funzionalità delle formazioni riparie, si può fare riferimento a varie metodologie di valutazione, sviluppate anche a livello regionale, che prevedono la rilevazione delle cenosi presenti nel corridoio fluviale ed, eventualmente, nel territorio circostante (ad es., le *Linee Guida per la valutazione ed il monitoraggio della compatibilità ambientale degli impianti idroelettrici con l'ecosistema fluviale* - Regione Piemonte, 2015). Una famiglia di strumenti ampiamente utilizzati a tale scopo sono l'Indice di Funzionalità Fluviale IFF, il sub-indice relativo alla funzionalità della vegetazione riparia, l'IFF relativo e l'IQH_ IFF.

b) Specie e habitat di interesse comunitario

L'applicazione della DQA nei Siti della Rete "Natura 2000", a tutela delle specie e degli habitat di interesse comunitario dipendenti dagli ecosistemi fluviali e umidi in genere, è ambito primario di attuazione delle politiche d'integrazione tra quanto richiesto dalla Direttiva Acqua e dalle Direttive Natura (Direttiva "Habitat" 92/43/CEE e Direttiva "Uccelli" 2009/147/CE).

In tali siti, il DMV/DE deve garantire non solo il raggiungimento degli obiettivi ambientali per ciascun corpo idrico definiti ai sensi della DQA, ma anche il raggiungimento o il mantenimento dello Stato di Conservazione Soddisfacente delle specie e degli habitat di interesse comunitario per le quali mantenere o migliorare lo stato delle acque è importante per la loro protezione.

L'alterazione del regime idrologico si configura per gli habitat e le specie d'interesse comunitario presenti in ambiente fluviale come una delle minacce fondamentali alla loro conservazione; la diminuzione della portata e la sua innaturale stabilizzazione, influenzano la diversità delle comunità e dell'ecosistema, perché impediscono il "ringiovanimento" periodico delle serie di colonizzazione e riducono anche irreversibilmente la diversità. Gli Habitat fluviali risultano essere quelli maggiormente a rischio di integrità, in quanto è la variabilità del regime idrologico naturale, in primo luogo, a preservare gli ecosistemi acquatici e ripari alle diverse scale temporali (tali componenti si sono infatti adattate evolutivamente in funzione di questa variabilità).

Gli Habitat di interesse comunitario rinvenibili in ambiente fluviale possono schematicamente essere raggruppati in: acquatici; palustri; erbacei igrofilo di margine; di greto; arboreo arbustivo a legnose dominanti; per una loro descrizione si deve fare riferimento al *Interpretation Manual of European Union Habitats* (UE, 2007) ed al Manuale Italiano di Interpretazione della Direttiva Habitat (2009), oltre che ai diversi manuali regionali. Altro utile strumento per l'integrazione tra le direttive Acque e Natura è la classificazione degli habitat e delle specie fornita nel Rapporto ISPRA n.107/2010.

Gli effetti delle alterazioni del regime idrologico si esplicano nei confronti delle differenti specie in funzione delle esigenze e caratteristiche ecologiche quali cicli vitali, fattori limitanti che ne caratterizzano la nicchia ecologica, livello trofico. In linea generale, attraverso indagini mirate che necessariamente integrino i dati già esistenti per definire lo stato dei corpi idrici, si può comunque definire una relazione di tipo quantitativo tra la disponibilità di habitat acquatico e la densità di ciascuna specie.

La valutazione dello stato di conservazione delle specie e degli habitat di interesse comunitario (ma anche di quelli di interesse nazionale e regionale, ove individuati) deve essere, infatti, condotto secondo modalità specifiche, da definire in funzione della specie e dell'habitat considerati, nonché delle caratteristiche sito-specifiche. Tra i parametri di possibile riferimento si possono citare: la presenza/assenza, la densità o copertura minima attesa, l'abbondanza (in termini assoluti e di andamento) di specie caratteristiche e di specie indicatrici di disturbo antropico. In generale gli approfondimenti conoscitivi da effettuarsi devono consentire di ottenere i dati richiesti per valutare gli eventuali obiettivi specifici di cui alla DQA da prevedere per i corpi idrici che interagiscono con i siti rete Natura 2000.

5. Metodi per la determinazione del DMV/DE

I metodi generalmente usati per la determinazione del DE appartengono alle seguenti tre categorie: metodi idrologici, metodi idraulico-habitat e metodi olistici.

Nei capitoli successivi vengono illustrate le caratteristiche fondamentali delle varie metodologie e viene illustrato l'approccio alla definizione del DE che le presenti linee guida adottano, in coerenza con le esigenze di miglioramento desunte dalle verifiche condotte sull'applicazione nazionale del DMV e riportate al paragrafo 3 e con gli obiettivi chiave delineati al paragrafo 4.

Occorre comunque considerare che un fattore determinante per la corretta applicazione sul territorio dei valori di DE determinati in sede di pianificazione è costituito dalla possibilità di poter imporre alle opere di derivazione, soprattutto nel tratto immediatamente a valle della presa, una capacità di regolazione dei rilasci tale da soddisfare le esigenze dei deflussi ecologici. Questa condizione è fondamentale anche delle piccole derivazioni, per le quali spesso le opere di presa, in ragione dei volumi annui prelevati, sono particolarmente semplici e quindi poco costose da realizzare. D'altra parte, situazioni di forte concentrazione di piccole derivazioni lungo un breve tratto di corso d'acqua (indipendentemente dalla loro appartenenza a uno o più corpi idrici) si traducono in un prelievo avente effetti pari o di poco inferiori a quello di una grande derivazione (effetto cumulato).

Il primo comma dell'art. 40 del R.D. n. 1775/33 consente all'Amministrazione titolare del rilascio del titolo di concessione a derivare acque pubbliche (Ufficio concedente) di determinare nel disciplinare di concessione "la quantità, il modo, le condizioni della raccolta, regolazione, estrazione, derivazione, condotta, uso, restituzione integrale o ridotta e scolo dell'acqua, le garanzie richieste nell'interesse dell'agricoltura, dell'igiene pubblica". L'art. 12-bis del R.D. estende tale podestà in riferimento agli obiettivi di qualità, al minimo deflusso vitale e all'equilibrio del bilancio idrico.

Il primo comma dell'art. 47 del R.D. n. 1775/33 consente all'Ufficio concedente di accordare la nuova concessione "quando per l'attuazione di una nuova utenza sia necessario, per ragioni tecniche ed economiche, di avvalersi delle opere di presa o di derivazione di altre utenze preesistenti". Analogamente, il secondo comma consente, nell'accordare la concessione, "di utilizzare parte di acqua spettante ad altro utente".

Indipendentemente dalla definizione del bilancio idrico a scala di distretto, tali istituti di legge costituiscono strumenti immediatamente operativi alla scala di corso d'acqua (anche costituito da più corpi idrici) per corrispondere a quanto contenuto nel quinto comma dell'art. 95 del D. Lgs. n. 152/06 circa "prescrizioni o limitazioni temporali o quantitative" a tutte le utilizzazioni in atto nel medesimo corpo idrico, anche solo inizialmente con riguardo alle situazioni più critiche, al fine di ricondurre il regime delle portate al DMV e quindi in condizioni che favoriscano lo stabilimento del DE, definito il bilancio idrico di distretto ed attuate le misure da questo desunte.

5.1 Metodi idrologici

I metodi idrologici si basano sulla definizione del regime di deflusso naturale come variabile chiave nella struttura e funzionamento degli ecosistemi fluviali. Come già evidenziato a proposito del paradigma delle portate naturali, la variazione temporale della portata defluente all'interno del corso d'acqua possiede un legame diretto con i processi ecologici, gli adattamenti evolutivi e il mantenimento della biodiversità locale di un corso d'acqua. Alcune variabili ecologiche sono determinate dal deflusso di base o da valori vicini alla media (annuale o stagionale); altre sono invece principalmente influenzate da morbide o piene ricorrenti: in ogni caso, è l'intero *range* di portate, dalle magre alle piene, che contribuisce ai cambiamenti delle condizioni ecologiche. Ciò che emerge sempre è l'importanza della variabilità idrologica sia nei torrenti che nei fiumi più grandi: per il mantenimento delle migliori condizioni ecologiche, è essenziale che si manifesti il più ampio intervallo di portate.

I metodi idrologici sono quindi basati su approcci che prevedono l'analisi di parametri che descrivono il regime delle portate e, attraverso opportune relazioni, permettono il confronto con indici che esprimono la

possibilità di mantenimento delle funzioni ecologiche, ovvero dei sopra citati fattori. In maniera analoga allo studio della correlazione tra regime delle portate e modifiche geomorfologiche, alcuni approcci introducono il concetto di “portata efficace”, del tutto simile al concetto di “portata dominante”, tipica delle teorie del trasporto solido, che individua le condizioni di portata favoriscono le condizioni per lo sviluppo e il mantenimento delle biocenosi naturali e quindi massimizzano la possibilità di conseguire gli obiettivi di qualità della DQA.

5.2 Metodi idraulico-habitat

Tali metodi si basano sul principio che le comunità biotiche si mantengono grazie alla disponibilità spazio-temporale degli habitat disponibili. La variabilità dell’habitat è legata quindi al regime idrologico e alla portata defluente nel tempo, i quali vengono mediati, nello spazio, dalle caratteristiche morfologiche del corso d’acqua. I deflussi ecologici vengono definiti sulla base delle caratteristiche idro-morfologiche necessarie a soddisfare le esigenze di habitat delle comunità presenti e, in particolare, di elementi come la profondità dell’acqua, la velocità della corrente, la composizione del substrato, la geometria del canale e la disponibilità di zone di rifugio, che vengono utilizzati per prevedere la distribuzione e l’abbondanza delle specie di interesse. Questi tipi di approcci tengono conto di rappresentazioni complesse del sistema fiume e, per poter prendere in considerazione le scale temporali e per individuare i periodi di maggiore stress per l’ecosistema, internalizzano analisi statistiche sulle serie storiche degli habitat. I modelli di simulazione idraulica sono sovente utilizzati, all’interno di queste metodologie, per prevedere l’andamento del tirante idrico e della velocità della corrente, nonché per valutare altri aspetti legati alla gestione ambientale del corso d’acqua, come per esempio la connettività longitudinale e la migrazione della fauna ittica e il trasporto dei sedimenti.

5.3 Metodi olistici

I metodi olistici si distinguono dai precedenti per la caratteristica comune di valutare i deflussi ecologici in base alla molteplicità delle componenti dell’ecosistema fluviale, anche tenendo conto delle forzanti socio-economiche relative alla gestione delle risorse idriche a scala di bacino o territorio regionale. Gli approcci olistici consistono generalmente in processi che permettono ad esperti di differenti discipline di integrare dati, previsioni modellistiche e conoscenze specialistiche e raggiungere, attraverso il processo di partecipazione pubblica, il consenso su quale potrebbe essere il regime di rilasci (in termini di durata, frequenza e variazioni temporali della portata in alveo) più idoneo al mantenimento e al raggiungimento degli obiettivi ambientali fissati per il corpo idrico.

Un metodologia di tipo olistico utilizzabile è quella denominata ELOHA (*Ecological Limits of Hydrologic Alteration* - Limiti Ecologici dell’Alterazione Idrologica); tale metodologia soddisfa le esigenze di gestione delle risorse idriche e definizione dei deflussi ambientali a scala statale, regionale o di bacino, quantificando il regime di rilasci da opere di presa in termini di livelli accettabili di cambiamento dal regime idrologico naturale, coinvolgendo nella stima la quantificazione della risposta ecologica delle comunità presenti.

6. Approccio nazionale per la determinazione del DMV/DE nei distretti italiani

L’approccio proposto dalle presenti linee guida risponde agli obiettivi chiave delineati al paragrafo 3; esso si basa su di un complesso di metodiche che consentono di risolvere le criticità evidenziate al paragrafo 2 e di determinare su tutto il territorio nazionale valori di DMV/DE pienamente coerenti con le indicazioni comunitarie.

La scelta di una metodica specifica, tra quelle individuate, sarà sostanzialmente legata alla disponibilità di dati, alla necessità di tutelare specifici valori ambientali (quali specie o habitat di interesse comunitario o nazionale, valori ambientali caratterizzati da scarsa resilienza), o specifici usi (derivazioni in atto o in progetto che si riferiscano a utilizzi prioritari, interventi di ripristino, ecc.), o ancora alla presenza di peculiari

condizioni idrauliche (in caso di hydropeaking, ad esempio, i DE andrebbero progettati nel quadro delle misure di mitigazione di tale fenomeno, che sono di carattere gestionale o strutturale e caso-specifiche).

In linea generale, la preferenza assegnata ad una metodologia piuttosto che ad un'altra dipenderà dunque dalla presenza di peculiarità fisiche ed ecosistemiche (fiumi non perenni, con elevata variabilità idrica, anche naturale; fiumi con origine sorgiva, con portate relativamente costanti; fiumi di alta quota, con comunità biotiche semplificate); dalla disponibilità dei dati idrologici, morfologici e biologici, e dalla loro consistenza (pochi dati di elevata qualità; dati abbondanti di media qualità; dati numerosi ma disomogenei). In qualche caso, occorrerà valutare inoltre la presenza di specie target o di particolare rilievo economico, come pure la necessità di tutelare valori ambientali la cui tutela è esplicito oggetto di altre normative (come la Direttiva Habitat), oppure la funzionalità ecosistemica.

Il monitoraggio specifico che accompagnerà il rilascio dei DE consentirà la progressiva messa a punto di metriche biologiche di valutazione quantitativa delle relazioni causa-effetto tra alterazione idrologica ed alterazione delle cenosi, ed il presumibile avanzamento di metodi di modellazione in grado di internalizzare, con maggiore efficacia, i parametri ecologici, condurranno da una parte alla possibilità di introdurre, nel quadro tecnico-normativo di riferimento, metriche sempre più efficaci nella presa in carico delle alterazioni idrologiche per la valutazione dello stato ecologico, dall'altra, di utilizzare metodologie di determinazione dei DMV/DE sempre più efficaci ed *Ecological Status-oriented*.

Secondo quanto indicato nelle Linee Guida in tema di Ecological Flows della Comunità Europea (European Commission, 2015), si individueranno:

- 1) i metodi per esaminare i metodi per determinare il regime dei deflussi ecologici;
- 2) i metodi per monitorare e valutare ex post gli effetti di tali deflussi.

Da ciò consegue che i metodi proposti nella presente linea guida in nessun caso possono considerarsi totalmente esaustivi, dovendo al contrario essere necessariamente intesi come oggetto di un processo periodico, a scala pluriennale, di verifica/miglioramento/sostituzione, come esplicitato nel paragrafo successivo.

6.1 Metodi di determinazione del DMV/DE, catalogo nazionale dei metodi e percorso di convergenza verso il paradigma dei deflussi ecologici

In coerenza con gli obiettivi chiave definiti al paragrafo 3 e con le considerazioni esposte al paragrafo precedente, le presenti linee guida propongono di adottare, ai fini dell'aggiornamento dei metodi di calcolo del DMV/DE, metodi appartenenti alle famiglie metodologiche sopramenzionate, con particolare riferimento ai seguenti:

- **Metodi idrologici**, fondati sull'assunto che la conservazione di un livello "soddisfacente" di naturalità del regime idrologico (in termini quantitativi e di distribuzione temporale) costituisce il presupposto per la conservazione di livelli sostenibili di qualità ambientale nell'ecosistema fluviale nel suo complesso:
 - a) IARI, rivisto e modificato sulla base delle finalità delle presenti linee guida (ad es., E-IARI - **Appendice 4**);
 - b) Metodi idrologici a curva di durata (**Appendice 1**);
 - c) Approccio per fiumi non perenni (**Appendice 2**);
 - d) Altri metodi equivalenti.
- **Metodi su base biologica DQA**, ossia *Ecological Status-oriented*, fondati sulla possibilità di collegare modellisticamente le metriche biologiche degli elementi di qualità DQA alle variabili idrologiche:
 - a) Metodi che si basano sulla risposta dell'EQB invertebrati bentonici al carattere lenticolo-tico, in relazione diretta con lo Stato Ecologico (**Appendice 3**);
 - b) Metodi che si basano sulla risposta di altri EQB (ove opportuno e/o possibile), in relazione diretta con lo Stato Ecologico.
- **Metodi idraulico/habitat basato sulla stima della disponibilità di habitat**, in grado di stimare sia la variazione spaziale (legata alla morfologia locale del corso d'acqua) sia temporale (dipendente

dalla portata) degli habitat fluviali (Metodo E-IH basato sul modello MesoHABSIM – **Appendice 4**), qualora le specie/comunità target siano efficacemente individuabili.

La scelta dei metodi idrologici è legata al fatto che questi sono potenzialmente in grado di definire un DMV/DE che tiene conto delle principali caratteristiche del regime idrologico, che, secondo il paradigma delle portate, sono potenzialmente in grado di sostenere l'integrità degli ecosistemi fluviali, e di conseguenza il raggiungimento degli obiettivi ambientali definiti ai sensi della DQA.

La definizione del DMV/DE attraverso metodi *Ecological Status-oriented* consente invece di contemplare direttamente, nei criteri di calcolo, i parametri ecologici. Il legame tra la modellazione idrologica e la risposta biologica, in riferimento a tali metodi, può essere conseguito anche attraverso affinamenti successivi, che tale linea guida intende incoraggiare.

Altri metodi, quali quelli di tipo idraulico-habitat, sono particolarmente utili nell'ambito di obiettivi specifici, e vanno quindi opportunamente adottati dopo una adeguata valutazione di necessità e di sostenibilità. Infine metodi come quelli olistici, se pur potenzialmente in grado di definire DMV/DE idonei agli obiettivi della DQA, possono essere presi in considerazione solo se il processo di definizione coinvolge un sufficiente numero di *expertise* multidisciplinare, tale da ridurre in maniera sostanziale il grado di incertezza dei risultati ottenuti.

I metodi di cui alle presenti linee guida costituiranno il primo catalogo nazionale delle metodologie DMV/DE. Occorre comunque tener presente che la scelta della metodologia di calcolo del DMV/DE e la successiva implementazione dei nuovi valori, attraverso specifiche misure di Piano di gestione distrettuale, non esauriscono il processo di convergenza i deflussi ecologici. Come anticipato al paragrafo precedente, occorre infatti che la congruità dei nuovi valori sia valutata attraverso specifiche attività di monitoraggio.

Tali attività vanno suddivise secondo due diverse linee di sviluppo: da un lato, a scala di corpo idrico, occorre procedere alla verifica del raggiungimento degli obiettivi definiti nel Piano di gestione distrettuale (raggiungimento dello stato ecologico buono; mantenimento dello stato ecologico buono od elevato, eventuale regime delle esenzioni), attraverso le modalità previste per la classificazione del corpo idrico; dall'altra, occorre determinare gli effetti dell'alterazione idrologica e morfologica a scala locale (di tratto) sulle diverse componenti ecosistemiche individuate come potenziali bersaglio della pressione. Sulla base dei risultati delle attività di monitoraggio, deve essere sempre possibile procedere ad una revisione del DMV/DE stabilito, o alla correzione delle metodologie impiegate, finanche alla loro sostituzione. Al contempo, l'analisi integrata, a scala distrettuale e nazionale, dei dati di monitoraggio, unitamente allo sviluppo di modelli previsionali *Ecological Status-oriented*, permetterà di affinare le procedure di determinazione del DMV/DE, ampliando o riducendo il catalogo nazionale dei metodi di calcolo del DE.

Si sottolinea che le due diverse linee di sviluppo (e le corrispondenti finalità) attengono a funzioni e compiti spettanti alle Regioni, la cui mancata attuazione comporta inadempimento agli obblighi derivanti dall'appartenenza all'Unione Europea.

6.2 Applicazione ai corpi idrici fortemente modificati

La designazione di Corpo Idrico Fortemente Modificato a causa di alterazioni del regime idrologico in assenza di modifiche sostanziali della morfologia può essere giustificata solo in circostanze specifiche, in quanto tale designazione è generalmente basata proprio sulla sussistenza di alterazioni morfologiche sostanziali. La definizione del DE, e l'identificazione delle misure necessarie per la sua implementazione al fine del raggiungimento del buono stato ecologico dovrebbe, nel caso in cui il regime idrologico naturale sia sensibilmente alterato, essere presa in considerazione nell'ambito della designazione di corpo idrico fortemente modificato, e costituire una motivazione se le misure per garantire il rispetto del DE non possono essere attuate.

Nell'ambito della definizione del Buon Potenziale Ecologico (GEP), deve essere condotta una valutazione approfondita del regime idrologico da mantenere nel corpo idrico fortemente modificato, e contestualmente

devono essere individuate misure di mitigazione finalizzate a migliorare le condizioni di deflusso; in base alla natura e alla severità dell'alterazione morfologica, il regime idrologico consistente con il raggiungimento del GEP potrebbe risultare anche molto simile al DE.

Analogamente, una deroga per l'art 4(5) della DQA può essere giustificata in presenza di pressione idrologica significativa; questo tipo di motivazione richiede che venga comunque definito il DE, e le misure necessarie alla sua implementazione. Il regime di deflusso da implementare nel corpo idrico sarà quindi il più vicino possibile al DE.

Quando l'alterazione del regime idrologico non è la causa principale della deroga, il regime idrologico da mantenere nel corpo idrico dovrà essere il DE consistente con il raggiungimento del buono stato ecologico (GES), a meno che non sia presente una motivazione evidente che giustifichi l'individuazione di un regime idrologico diverso, a supporto del diverso obiettivo derivante dall'applicazione della deroga.

7. Processi partecipativi

7.1 Introduzione: perché un paragrafo sulla partecipazione?

La partecipazione pubblica rappresenta uno dei punti maggiormente innovativi fra i temi introdotti dalla Direttiva Quadro Acque (DQA).

L'esperienza maturata con i primi cicli di pianificazione ha evidenziato che il coinvolgimento di tutti i soggetti che possono essere interessati dalla gestione delle risorse idriche è una delle chiavi di successo per il raggiungimento degli obiettivi fissati. Ne consegue che i processi partecipativi, così come declinati dalla DQA (informazione, consultazione, partecipazione attiva), devono diventare una parte integrante di qualsiasi percorso che si intenda adottare anche per attuare le misure previste per il raggiungimento dei deflussi ecologici nei corpi idrici.

Poiché la partecipazione pubblica non può essere ricondotta ad un unico modello, ma deve essere un processo trasparente, aperto, dinamico, adattabile alle diverse situazioni incontrate, questo paragrafo intende fornire orientamenti e indirizzi metodologici per guidare e incoraggiare il più ampio coinvolgimento delle parti interessate dall'attuazione di quanto necessario per i deflussi ecologici, senza perdere di vista che tutto quello che si intende fare deve inserirsi nei processi più complessi e articolati di aggiornamento dei Piani di Gestione.

Sulla base dell'assunto che i processi partecipativi si nutrono anche degli esiti della valutazione continua dei propri errori e successi, la metodologia, che si dettaglia nei paragrafi successivi, è stata costruita partendo dalla documentazione bibliografica di riferimento e dalle esperienze già condotte a livello nazionale a supporto della pianificazione distrettuale, a cui quindi si rimanda per eventuali approfondimenti (vedi Box 1).

Box 1: Per saperne di più

European Commission (2015). Technical Report - 2015 – 086. Guidance Document N° 31. *Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2015. <https://circabc.europa.eu/sd/a/4063d635-957b-4b6f-bfd4-b51b0acb2570/Guidance%20No%2031%20-%20Ecological%20flows%20%28final%20version%29.pdf>

European Commission (2003). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document N° 8 *Public Participation in Relation to the Water Framework Directive*. Produced by Working Group 2.9 – Public Participation. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2003. <https://circabc.europa.eu/sd/a/0fc804ff-5fe6-4874-8e0d-de3e47637a63/Guidance%20No%208%20-%20Public%20participation%20%28WG%202.9%29.pdf>

OECD (2015). *Stakeholder Engagement for Inclusive Water Governance*. OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264231122-en>

Autorità di bacino del Fiume Po (2015). Elaborato 9 - Sintesi delle misure adottate in materia di informazione e consultazione pubblica, con relativi risultati e eventuali conseguenti modifiche del Piano di gestione del distretto idrografico del fiume Po. Riesame e aggiornamento al 2015. http://www.adbpo.it/PianoAcque2015/Elaborato_09_InfConsPart_3mar16/.

Per le finalità di queste linee guida, si è ritenuto particolarmente interessante fare riferimento al concetto di **partecipazione attiva**, declinato come fase apicale del processo di partecipazione pubblica previsto dalla DQA e rivolto in modo mirato alle cosiddette *Parti interessate*, di seguito anche indicate con i termini *attori sociali*, *stakeholders*, *portatori di interesse*.

Il supporto all'attuazione delle presenti linee guida sui deflussi ecologici attraverso la partecipazione attiva può avvenire in modo distinto o integrato, a diverse scale spaziali (nazionale, distrettuale, regionale, sottobacino, locale) e può essere promosso da soggetti istituzionali con competenze, ruoli e responsabilità differenti, che a loro volta interagiscono in vario modo con gli altri attori sociali.

In qualsiasi contesto si operi, è necessario che la progettazione dei processi di partecipazione tenga sempre conto:

- dei principi generali definiti per rendere efficaci i processi partecipativi per la gestione delle risorse idriche, limitando e/o controllando gli ostacoli possibili, di cui alla Tab.7.1.

Tab.7.1 Principi generali per guidare i processi partecipativi per la gestione delle risorse idriche (da OECD (2015) mod.)

Principio 1	<i>Inclusività ed equità</i>	Mappare tutti i soggetti che hanno un interesse o che sono suscettibili di essere influenzati in termini di responsabilità, motivazioni di base e interrelazioni e coinvolgerli nel processo partecipativo
Principio 2	<i>Chiarezza degli obiettivi, trasparenza e responsabilità</i>	Definire il traguardo finale del processo decisionale, gli obiettivi del coinvolgimento degli stakeholder, l'utilizzo atteso degli input raccolti durante il processo partecipativo
Principio 3:	<i>Capacità e informazione</i>	Assegnare adeguate risorse umane e finanziarie e condividere le informazioni necessarie per un coinvolgimento/impegno degli stakeholder orientato ai risultati del processo partecipativo
Principio 4	<i>Efficienza ed efficacia</i>	Valutare, periodicamente, il processo di coinvolgimento/impegno degli stakeholder e i risultati raggiunti per imparare, adeguare e migliorare di conseguenza il processo partecipativo
Principio 5	<i>Istituzionalizzazione, strutturazione ed integrazione</i>	Inserire in modo chiaro il processo partecipativo nel contesto politico-giuridico e nelle strutture organizzative e di funzionamento delle autorità responsabili coinvolte
Principio 6	<i>Adattabilità</i>	Personalizzare il tipo e il livello di coinvolgimento/impegno in base alle esigenze e mantenere il processo partecipativo flessibile al mutare delle circostanze esterne

- degli obiettivi da perseguire, individuati nel paragrafo 10 della CIS *Guidance Document* n°31/2015, che in sintesi richiedono che il processo di partecipazione sui deflussi ecologici debba essere un modo per migliorare la definizione delle misure necessarie per la loro implementazione e per facilitare

l'attuazione di tali misure. In nessun caso, la partecipazione dovrebbe servire come strumento per negoziare la definizione dei deflussi ecologici, anche allo scopo di soddisfare tutti gli usi¹.

- delle scadenze future per l'attuazione della DQA e per l'attuazione e il riesame dei PdG approvati (vedi cap. 7.4). In particolare, per la fase di programmazione e di attuazione dei Piani di Gestione, i processi partecipati possono caratterizzarsi come strumenti necessari per:
 - accrescere la consapevolezza circa l'importanza e la necessità delle misure individuate per il raggiungimento degli obiettivi ambientali;
 - dare concreta attuazione alle stesse misure attraverso l'impegno attivo degli attori sociali coinvolti e la creazione di una rete che opera in modo sinergico sulla base di finalità e di responsabilità condivise.

Affinché i processi partecipati conducano a risultati positivi, è necessario individuare, già in fase d'avvio, i potenziali ostacoli che potrebbero frapporsi e che dovrebbero essere adeguatamente gestiti o superati; essi sono rappresentati, in sintesi, nella Fig. 7.1

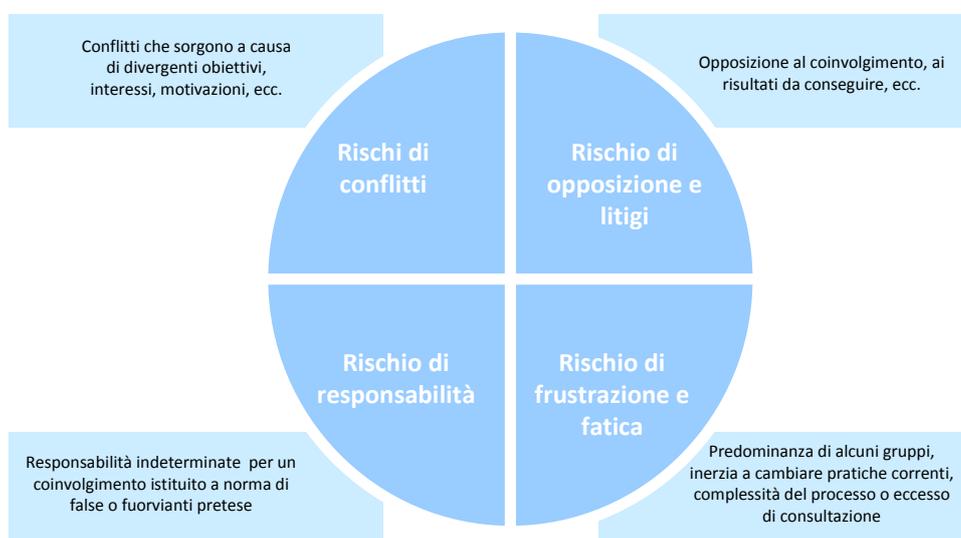
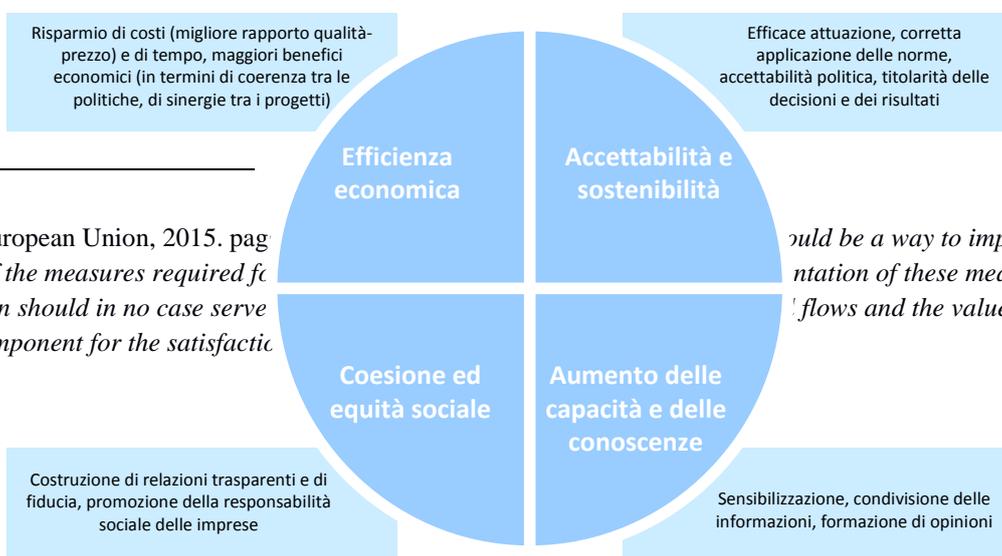


Fig.7.1 Le 4 tipologie di rischio individuate per i processi di coinvolgimento degli stakeholder (OECD, 2015 mod)

Al contempo, è acclarato che rinunciare ai processi partecipati può determinare condizioni fortemente ostative nella fase di attuazione delle misure, perdendo l'opportunità di ottenere ulteriori importanti benefici, tra i quali quelli indicati nella Fig. 7.2.



¹ European Union, 2015. pag. 10. *Participation should in no case serve as a different component for the satisfaction of the measures required for the achievement of the objectives.*

could be a way to improve the implementation of these measures. It would increase the flows and the value of their

Fig.7.2 Le 4 tipologie di benefici individuate per i processi di coinvolgimento degli stakeholder (OECD, 2015 mod)

Sulla base di questi presupposti di carattere generale, e tenuto conto di quanto necessario per l'implementazione dei deflussi ecologici, i contenuti di questo paragrafo intendono fornire contributi utili per avviare percorsi di partecipazione attiva finalizzati a:

- informare tutte le parti interessate sulla necessità delle misure individuate e sulle loro possibili ricadute sugli interessi coinvolti (diritti in essere o futuri), ma anche in termini di responsabilità e motivazioni nel contribuire al raggiungimento degli obiettivi fissati;
- definire strumenti/metodologie di analisi e valutazione delle pressioni e degli impatti significativi per l'uso/interesse in questione e per valutare il gap tra lo stato attuale dei corpi idrici e gli obiettivi DQA da conseguire;
- ottenere contributi diretti in termini di dati e informazioni utili per l'analisi costo-efficacia delle misure da attuare e/o per valutare scenari alternativi che consentano comunque di raggiungere gli obiettivi fissati; in particolare, i processi partecipati diventano non solo un supporto alle decisioni, ma un elemento decisionale qualora si scelga di definire i valori di deflusso ecologico attraverso i metodi olistici;
- definire il percorso graduale di adeguamento all'implementazione degli deflussi ecologici, definendo momenti di controllo e verifiche in coerenza con le scadenze previste per i processi di pianificazione DQA e l'attuazione dei Piani di gestione distrettuali.

La realizzare di processi partecipativi richiede che vengano valutati già dall'inizio le risorse e i tempi a disposizione in funzione dei temi da trattare, della scala di intervento e del numero e del tipo di attori sociali da coinvolgere. Risorse e tempi sono, infatti, elementi che possono influenzare in modo significativo il livello di qualità della progettazione di un processo partecipativo e quindi della sua potenziale efficacia rispetto agli obiettivi che si intendono raggiungere.

7.2 Fasi del processo di coinvolgimento degli stakeholder

7.2.1 Creazione della Mappa delle Parti interessate

L'individuazione delle Parti interessate con cui relazionarsi definisce l'avvio del processo partecipativo. In Fig. 7.3 sono indicate le categorie in cui vengono generalmente classificati i vari attori sociali che possono essere coinvolti nei processi partecipati per la gestione delle risorse idriche.

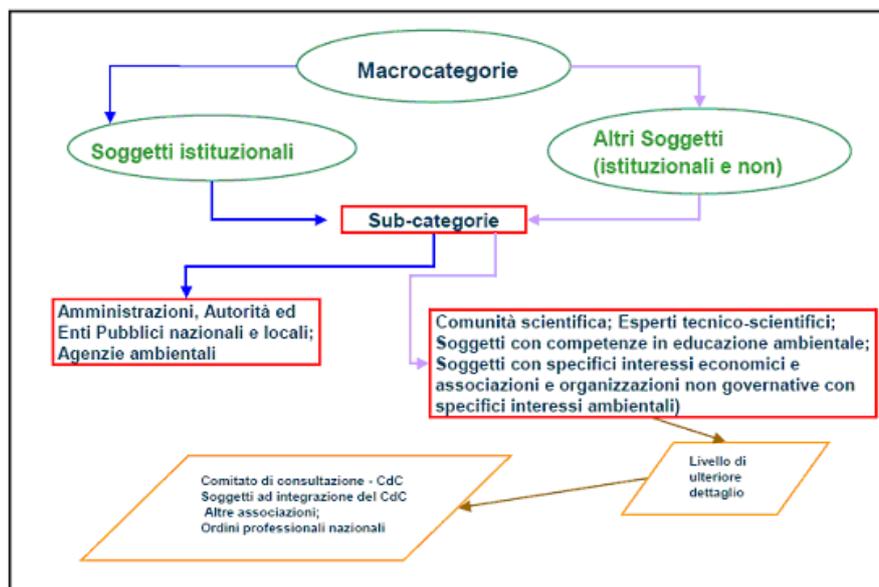


Fig.7.3 *Categorie degli stakeholder per la gestione delle risorse idriche*

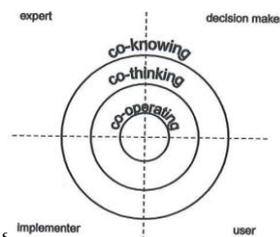
Gli interessi da considerare per la mappatura degli stakeholder devono essere specifici e, soprattutto, riconosciuti come *rilevanti* in funzione dei potenziali e prevedibili impatti della misura che diventerà oggetto di confronto e dibattito.

Un interesse si valuta più o meno rilevante in funzione del peso che un attore potrebbe esercitare per favorire o ostacolare il raggiungimento dei risultati attesi dal processo. Pertanto, tanto maggiore sarà la cura nel garantire che il processo di partecipazione non escluda alcun portatore di interesse rilevante, tanto maggiore sarà la garanzia di massimizzare gli impatti positivi sociali, economici e istituzionali. Corrispettivamente, saranno minimizzati i potenziali ostacoli che si potrebbero incontrare nella fase di realizzazione delle misure.

A parità di obiettivi da raggiungere, la mappa degli attori rappresenta uno strumento flessibile e dinamico, in quanto può variare nel tempo, differenziarsi in funzione dei soggetti coinvolti e della scala di riferimento e dei temi da trattare. E' possibile quindi ottenere mappe specifiche per il contesto in cui si opera, che possono distinguersi per il modo differente con cui gli stessi portatori di interesse forniscono competenze, contributi o esercitano il proprio peso (vedi Box 2).

Box 2: Gli attori sociali individuati dalle linee guida europee per la partecipazione pubblica a supporto dell'attuazione della DQA

Le linee guida europee per la partecipazione pubblica ai sensi dell'art.14 della DQA individuano 4 tipologie di attori sociali (esperti, decisori, attuatori, utilizzatori) e per essi differenti livelli di coinvolgimento in funzione del potenziale ruolo che possono assumere nei vari stadi in cui può strutturarsi un processo di partecipazione pubblica, così come schematizzato nella figura che segue, desunta dall'Annex I - Public Participation Techniques delle linee guida "Guidance document n.° 8. Public Participation in relation to the Water Framework Directive" (European Communities, 2003).



Il grado di coinvolgimento di un stakeholder è descritto in base ai contributi che può fornire sulla base di queste tre categorie:

- *co-operating/co-working*, se lo stakeholder partecipa e contribuisce attivamente al processo (coinvolgimento attivo);
- *co-thinking*, se lo stakeholder è una fonte di conoscenza e informazioni e pertanto viene solo consultato;
- *co-knowing*, se lo stakeholder, che non gioca un ruolo attivo nel processo, deve essere, tuttavia informato del suo corso (vale a dire informato).

Per i deflussi ecologici, l'elenco delle potenziali parti interessate da coinvolgere nei processi partecipativi può variare anche in funzione delle diverse scale di intervento (nazionale, distrettuale/regionale, sottobacino/locale).

Per tenere conto delle differenti situazioni territoriali ed ambientali, una volta effettuata la mappatura degli attori sociali può essere utile avviare le diverse fasi e modalità di coinvolgimento utilizzando in via prioritaria un criterio territoriale che consenta di porsi degli obiettivi per aree/tematiche omogenee (ad esempio, per tipologia di usi interessati, per tipi di corpi idrici distinguendo in modo particolare le acque superficiali dalle acque sotterranee, per tipologia di pressioni significative individuate nei PdG Acque o altro).

Più specificatamente, gli utilizzi che possono guidare la mappatura degli attori maggiormente interessati dai potenziali impatti ambientali e socio-economici delle misure per i deflussi ecologici sono in via prioritaria i seguenti: *civile, settore idroelettrico, agricoltura, industriale, conservazione della natura (rete Natura 2000), navigazione*. Questo elenco nasce dall'analisi dei determinanti delle pressioni significative della tipologia "prelievi", che sono state individuate nei PdG Acque come le principali responsabili della compromissione dello stato dei corpi idrici dei distretti idrografici e della perdita di biodiversità.

Definiti la scala di intervento e gli utilizzi da prendere in esame, occorre esplicitare le motivazioni e gli interessi dei potenziali attori (vedi Box 3 e 4) che potrebbero essere coinvolti attivamente o passivamente e, di conseguenza, ottenere una mappa esaustiva che consenta anche di:

- ottenere indicazioni per progettare efficacemente le modalità e gli strumenti da utilizzare successivamente per il confronto con gli attori sociali;
- rendere più trasparente il processo e le responsabilità che ogni soggetto potrebbe assumere per la fase di attuazione delle soluzioni trovate ai problemi che si intendono risolvere;
- non disperdere energie e risorse per interessare attori sociali che potrebbero poi rivelarsi non strategici o poco interessati.

Box 3 Uno strumento per caratterizzare i portatori di interesse: la Matrice di Rilevanza

Un utile strumento per caratterizzare la rilevanza dei portatori di interesse può essere la Matrice di Rilevanza (Mendelow, 1991). Per costruire la Matrice di Rilevanza occorre valutare le seguenti variabili:

- **Livello di influenza:** quanto l'attore può o potrebbe essere in grado di influenzare l'impostazione e il raggiungimento degli obiettivi di un progetto/processo? Quale potere lo stakeholder ha su impostazione, esecuzione e risultati del progetto? Le azioni che un attore può mettere in campo sono in grado di rafforzare o impedire il nostro processo?
- **Livello di interesse:** quanto il progetto/processo può influire sugli obiettivi-attività dell'attore? Le potenziali azioni progettuali determineranno effetti positivi o negativi sull'attore?

		INFLUENZA	
		bassa	alta
INTERESSE	basso	Stakeholder marginale Rilevanza=B	Stakeholder appetibile : categorie che è opportuno coinvolgere Rilevanza=M/A (Istituzionale)
	alto	Stakeholder debole o operativo : categorie che è doveroso coinvolgere Rilevanza=M/A	Stakeholder essenziale o chiave : categorie che è necessario coinvolgere Rilevanza=A

In base alla valutazione assegnata a interesse e influenza, la matrice diventa lo strumento per giudicare il ruolo che lo stakeholder può assumere e per collocarlo all'interno del processo in base al peso che hanno anche gli altri stakeholders coinvolti.

Stakeholder **essenziale**: è **necessario** coinvolgerlo in quanto ha forte capacità di intervento sulle decisioni; Stakeholder **appetibile**: è **opportuno** coinvolgerlo perché elemento di pressione o opinion leader in grado di influenzare l'opinione pubblica; Stakeholder **debole**: è **doveroso** coinvolgerlo perché soggetto che non ha mezzi per poter esprimere con forza i propri interessi (coincidono spesso con i beneficiari del processo/progetto); Stakeholder **marginale**: è **consigliabile** coinvolgerlo perché pur avendo un basso livello di interesse e influenza può successivamente rallentare il processo perché non consultato

Mendelow, A. (1991). Stakeholder mapping. Proceedings of the 2nd International Conference on Information Systems, Cambridge, MA.

Box 4: Un caso esemplificativo per i processi partecipati per i deflussi ecologici

Facendo riferimento a misure per nuove richieste di derivazione che possono influenzare i deflussi ecologici, si presenta una mappa degli attori costruita sulla base degli indirizzi metodologici forniti.

Per le misure sulle nuove richieste di derivazione si ritiene che possano esistere processi partecipativi alle tre scale spaziale di intervento definite: nazionale, distrettuale/regionale, sottobacino/locale.

L'esigenza di operare **a livello nazionale** può sorgere per quegli utilizzi interessati da Piani di rilevanza nazionale. Esempi di questo tipo sono il Piano irriguo, il Piano energetico e la Strategia di Adattamento ai Cambiamenti Climatici, che fissano criteri, obiettivi e strategie di intervento di rilevanza nazionale e che potranno richiedere un aggiornamento, se il potenziale impatto delle misure previste per i deflussi ecologici lo rendono necessario.

In questi processi il ruolo di *decisore* potrebbe essere assunto da:

- MATTM in qualità di Responsabile di processo e di co-operating/co-working e co-thinking e rilevanza alta,
- da altri Ministeri coinvolti (ad es MIPAAF, MISE, ecc.) con un livello di coinvolgimento co-operating/co-working e co-thinking e rilevanza alta,
- Regioni e Autorità di distretto e altre Amministrazioni con un livello di coinvolgimento co-operating/co-working e co-knowing e rilevanza media/alta

Il ruolo di *utilizzatori/attuatori* si ritiene possa essere esercitato dalle Associazioni/organizzazioni di rilevanza nazionale per gli utilizzi interessati che posso avere un livello di coinvolgimento di co-operating/co-working e co-knowing e rilevanza alta. Per il ruolo di *esperti* possono giocare un ruolo rilevante le Agenzie Ambientali, le Università e i centri di ricerca con un livello di coinvolgimento co-thinking.

Per i processi partecipativi di **rilevanza distrettuale/regionale** che possono quindi interessare misure incluse nei Piani distrettuali e i Piani di Tutela regionali il ruolo di *decisore* può essere esercitato dalle Autorità di distretto e/o dalle Regioni interessate in qualità di responsabile di processo e di co-operating/co-working e co-thinking e rilevanza alta. Il ruolo di *utilizzatori/attuatori* può essere esercitato dalle Associazioni/organizzazioni di rilevanza regionale e da operatori di settore (ad es: consorzi irrigui, gestori di servizi idrici, ecc.) per gli utilizzi interessati che posso avere un livello di coinvolgimento di co-operating/co-working e co-knowing rilevanza alta. Il ruolo di *esperti* può essere esercitato, oltre che dalle Agenzie Ambientali, dalle Università e dai centri di ricerca competenti, anche dagli Enti Parco e gestori di Aree protette con un livello di coinvolgimento co-thinking/co-knowing.

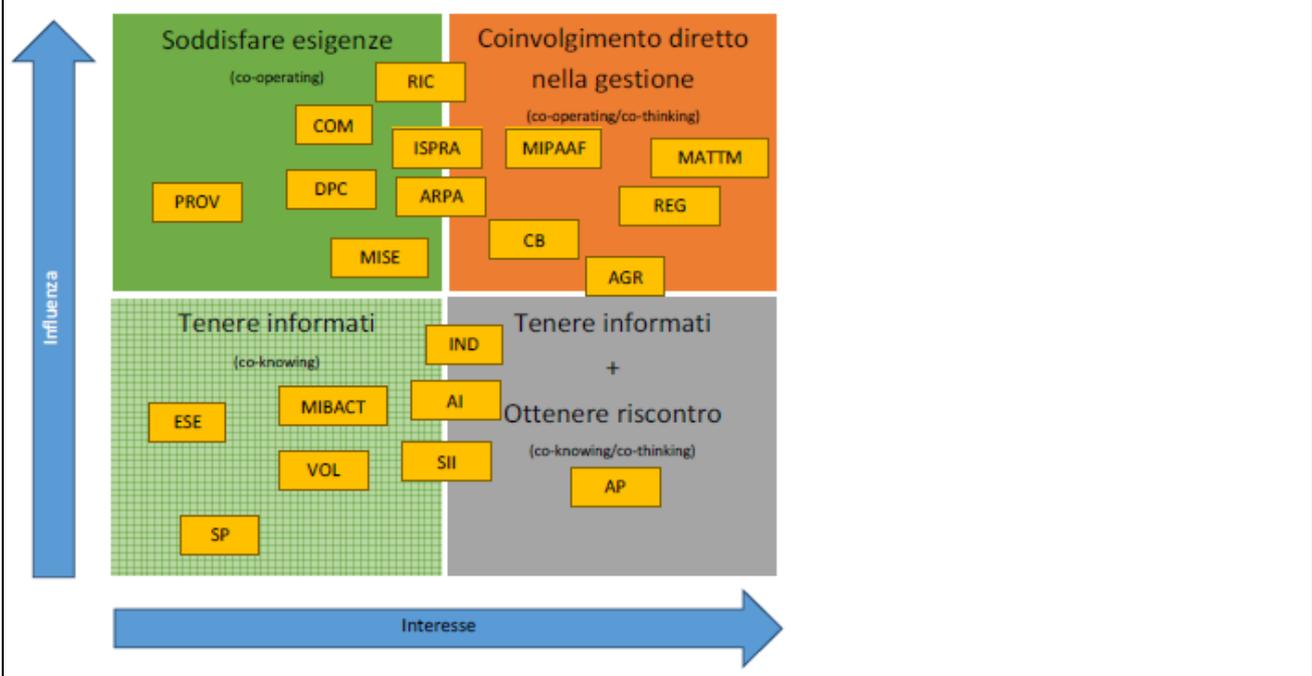
Per il livello **locale/sottobacino** il ruolo di responsabile di processo potrebbe essere esercitato dalla Regione competente con il livello di coinvolgimento di co-operating/co-working e co-thinking e rilevanza alta, oltre che a prevedere anche il coinvolgimento delle Autorità di distretto e degli altri Enti locali sul territorio in qualità di co-knowing e rilevanza bassa. Gli operatori di settore coinvolti in modo singolo o in associazioni dovranno quindi essere coinvolti nel ruolo di *utilizzatori/attuatori* e con il livello di coinvolgimento di co-operating/co-working e rilevanza alta. Il ruolo di *esperti* può essere sempre esercitato dalle Agenzie ambientali e dalle Università e dai centri di ricerca competenti, oltre che anche dagli Enti Parco e gestori di Aree protette se presenti con un livello di coinvolgimento co- thinking/co-knowing,.

In generale le potenziali parti interessate possono essere quindi:

- **Amministrazioni Centrali (decisori):** Presidenza del Consiglio dei Ministri - Dipartimento della Protezione Civile (DPC), Ministero dell'Ambiente (MATTM), Ministero dello Sviluppo Economico (MISE), Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali (MiPAAF), Ministero dei Beni e delle Attività Culturali e del Turismo (MIBACT)
- **Amministrazioni regionali (REG) (decisori/attuatori)**
- **Amministrazioni provinciali e Città Metropolitane (PROV) (decisori/attuatori)**
- **Amministrazioni comunali (COM) (decisori/attuatore)**
- **Consorzi di Bonifica (CB) (attuatori/utilizzatori)**
- **Autorità Idrica (AI) (attuatori/utilizzatori)**
- **Gestori del Servizio Idrico Integrato (SII) (attuatori/utilizzatori)**
- **Gestori di altri servizi pubblici (in particolare, rete di distribuzione elettrica, reti di telecomunicazione) (SP) (utilizzatori)**
- **Gestori di Infrastrutture di comunicazione (utilizzatori):** Rete Ferroviaria Italiana (RFI), Autostrade SpA

- **Agenzie Ambientali (esperti):** ISPRA, - ARPA regionali
- **Università ed Enti di ricerca (RIC) (esperti)**
- **Enti Parco e gestori aree protette (AP) (esperti/utilizzatori)**
- **Associazioni di Volontariato (VOL) (utilizzatori)**
- **Associazioni industriali (IND) (attuatori/utilizzatori)**
- **Associazioni Agricoltori (AGR) (attuatori/utilizzatori)**
- **Associazioni commercianti ed esercenti (ESE) (attuatori/utilizzatori)**

Assumendo come dato di fatto che tutta la cittadinanza è potenzialmente interessata a ricevere informazioni relative alla protezione ambientale, l'analisi dei rapporti con i portatori di interesse elencati viene impostata considerando due fattori: l'effettivo interesse di una determinata categoria alla determinazione dei valori di riferimento della portata nelle diverse fasi, e la sua possibilità di influenzare l'impostazione e lo svolgimento delle attività in corso. Con questo approccio l'organizzazione della distribuzione dei portatori di interesse in funzione del loro grado di coinvolgimento può essere schematizzata come segue.



7.2.2 Fasi del coinvolgimento delle Parti interessate

Il coinvolgimento delle Parti interessate deve avvenire il più precocemente possibile in qualsiasi processo che si intenda attivare per l'attuazione delle presenti linee guida e delle misure programmate per i deflussi ecologici. Esso può articolarsi in fasi distinte e ben riconoscibili, attraverso cui il responsabile dello processo partecipato guida i portatori di interesse con un livello di impegno differente e crescente fino allo stadio finale, che si identifica con la presa di decisioni condivise e formalizzate. Nell'ambito delle presenti linee guida, per distinguere le diverse fasi si è scelto di adottare il modello proposto da OECD (2015), così come rappresentato nella Fig. 7.4 e descritto nei paragrafi che seguono.

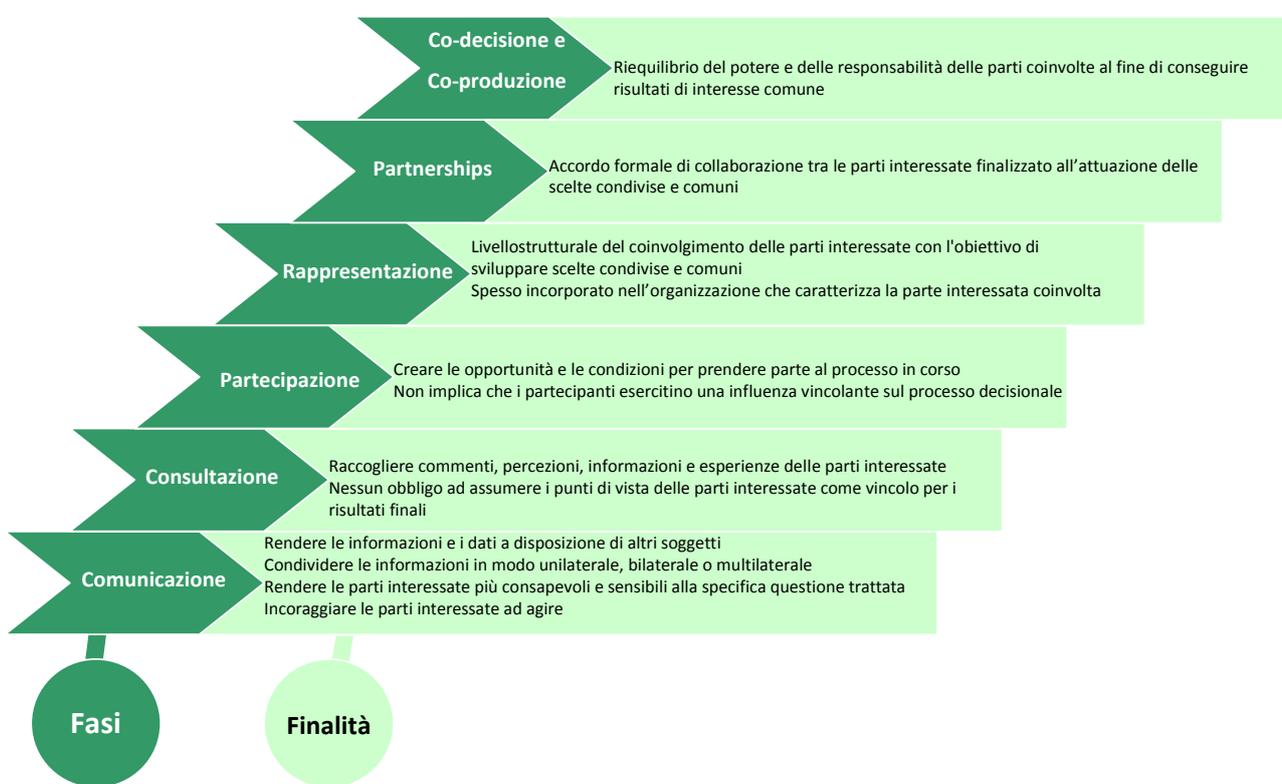


Fig.7.4 Fasi e finalità del coinvolgimento delle Parti interessate (OECD, 2015, mod.)

Comunicazione

La fase di comunicazione (intesa come condivisione di informazioni e opportunità di formazione) rappresenta un livello di coinvolgimento importante in quanto momento di confronto per informare e mettere a disposizione dati e conoscenze utili per le decisioni da condividere e che costituiscono la posta in gioco.

Occorre non dare per scontato che i portatori di interesse coinvolti siano consapevoli e sensibili al tema dei deflussi ecologici e, pertanto, la condivisione di informazioni tangibili diventa la chiave per fare comprendere le questioni che si stanno affrontando e per aiutare a comprenderne il valore.

Processi di comunicazione, ben strutturati e progettati, possono raggiungere non solo l'obiettivo di sensibilizzare i portatori di interesse, ma anche quello di trasformare le loro opinioni e prospettive, attraverso la consapevolezza della loro rilevanza e delle conseguenze del loro agire.

Nello specifico dei deflussi ecologici, il responsabile del processo dovrebbe illustrare ai partecipanti quali informazioni siano disponibili e come queste siano state elaborate e utilizzate al fine di definire i valori di riferimento per quanto necessario realizzare per raggiungere gli obiettivi ambientali fissati dalla DQA.

In questa fase non si richiede un confronto di idee e strategie, ma semplicemente di condividere il quadro conoscitivo fornito oppure in alternativa di fornire, di mettere a disposizione altri dati e informazioni, ritenute di interesse.

La condivisione delle informazioni può essere fatta in modo *unilaterale* - il responsabile del processo fornisce i dati e le informazioni pertinenti ai portatori di interesse -, *bilaterale* - se due soggetti interessati dallo stesso processo accettano di mettere a sistema e condividere reciprocamente le informazioni -, *multilaterale* - quando più parti interessate arrivano, con la massima trasparenza, ad un accordo per condividere i dati di interesse.

Gli strumenti da utilizzare per la condivisione e l'illustrazione delle informazioni possono essere diversi e possono anche prevedere una serie di canali, dai media tradizionali e sociali, alle riunioni, workshop o piattaforme specifiche per il settore, quali i sistemi informativi di acqua, iniziative di istruzione o formazione, ecc. La scelta tra i vari mezzi possibili da utilizzare dipende dalle risorse e dai tempi programmati per questa fase.

Consultazione-Partecipazione

Questa fase apre il confronto con tutti i soggetti coinvolti; ad essi si chiede di formulare commenti, osservazioni, critiche, consigli, esperienze e idee per il conseguimento dei deflussi ecologici, in funzione degli interessi che rappresentano e di quanto illustrato dal responsabile di processo.

Il ruolo del responsabile del processo in questa fase diventa determinante per contestualizzare e per spiegare correttamente il tema in questione e per guidare, ascoltare e raccogliere i diversi punti di vista delle parti interessate coinvolte. Nello specifico dei deflussi ecologici, il responsabile del processo dovrebbe spiegare *che cosa è negoziabile e che cosa non lo è* rispetto alle informazioni fornite e condivise nella fase precedente. Per fare questo è importante prevedere la stesura di documenti di sintesi o relazioni descrittive esaustive, su cui ogni attore coinvolto potrà successivamente esprimersi.

L'obiettivo generale da perseguire è quello di riuscire a valutare i potenziali impatti ambientali, economici e sociali o culturali dei futuri regimi idrologici proposti. Attraverso l'ausilio di figure, tabelle o grafici esplicativi occorre saper rappresentare in modo chiaro e trasparente tutto quanto necessario per fare comprendere quali potenziali impatti, positivi e negativi, possono verificarsi sugli usi esistenti o futuri. Nel caso in cui non ci siano ancora risposte chiare in proposito occorre dichiarare il grado di incertezza e indeterminazione delle scelte che si intendono comunque effettuare.

Per migliorare il dialogo tra gli utilizzatori occorre saper dimostrare che sono state esaminate diverse alternative di intervento prima di arrivare alla soluzione presentata e ritenuta la più accettabile (in termini di rischi e benefici) per tutte le parti interessate e per garantire il rispetto degli obiettivi ambientali e delle scadenze fissate dalla DQA.

Per questo stadio del processo è importante operare attraverso numerosi confronti diretti (riunioni, workshop, focus tematici, altro) e la raccolta di contributi scritti, programmando tempi e modi adeguati per ottenerli.

Quanto proposto dovrebbe consentire di raggiungere l'obiettivo di migliorare la trasparenza nel processo decisionale e di rafforzare i presupposti per prendere decisioni ampiamente dibattute e condivise, creando le condizioni per fare emergere i potenziali conflitti e/o le potenziali sinergie in funzione delle diverse rilevanze degli interessi coinvolti.

Rappresentazione

La rappresentazione è la fase dove il livello di coinvolgimento richiesto viene formalizzato ed è istituzionalizzato per rispondere alla necessità di fare operare insieme tutte le Parti interessate per gli obiettivi riconosciuti di interesse comune. E' una fase strategica, in quanto consente a tutti gli interessi di riconoscersi in un progetto comune e di gestire eventuali ed inevitabili conflitti, attraverso anche l'accettazione della migliore alternativa possibile rispetto alle diverse ipotesi di azione dibattute nella fase precedente.

Per potere conseguire questa finalità, il responsabile del processo deve essere in grado di portare a sintesi e di rappresentare i risultati delle fasi precedenti attraverso l'elaborazione di documenti scritti da mettere a disposizione.

Questi documenti devono essere sottoposti all'esame e all'approvazione finale e possono rappresentare il punto di riferimento per l'avvio di partenariati, comitati, gruppi di lavoro, nuove associazioni e qualsiasi altra forma di cooperazione istituzionalizzata (vedi Box 6) che consenta di collaborare insieme rispetto ad un progetto di interesse comune e, quindi, di dividerne i rischi e i benefici.

Co-produzione e co-decisione

Al termine del processo è possibile prevedere un'ulteriore fase che richiede il livello massimo del coinvolgimento degli stakeholder, in quanto si identifica con una forma di impegno che travalica le esistenti forme organizzative e pratiche che caratterizzano l'operato degli stessi.

Esistono già esempi a livello nazionale di queste forme istituzionali che non rappresentano però i risultati di processi partecipativi, ma che sono nate per trovare soluzioni a questioni complesse attraverso la cooperazione di diversi soggetti pubblici e/o privati. Si cita ad esempio la realtà dei Consorzi irrigui e di bonifica, degli Enti di gestione dei Grandi Laghi del bacino del fiume Po, il Servizio Idrico Integrato per l'approvvigionamento idropotabile e il sistema depurativo, le Autorità di distretto, eccetera.

Pur essendo modelli/strutture imposte da esigenze sovraordinate e non scaturite da processi partecipati, possono essere prese come esempio per le finalità di questa fase apicale del coinvolgimento dei portatori di interesse, soprattutto se garantiscono quel livello di efficienza ed efficacia che si richiede per affrontare il problema per cui sono nate.

Quelle che garantiscono i migliori servizi sono quelle strutture il cui operato è ben circoscritto in termini di prodotti/servizi/ risultati da fornire ad un'utenza ben definita che è messa nelle condizioni di controllare e giudicare quanto quello che le viene fornito risponda alle sue aspettative.

Per il tema trattato potrebbe quindi essere utile saper riconoscere quanto esiste già per poterlo utilizzare o adattare rispetto agli esiti delle fasi precedenti oppure in alternativa riuscire ad individuare nuove necessità inesplorate che possano concretizzarsi in esperienze innovative dove riprogettare i rapporti delle Parti interessate se non inserite in contesti già strutturati.

Per questo stadio tutti i partecipanti al processo hanno lo stesso ruolo di responsabilità nell'individuare il modello organizzativo utile ad operare in modo cooperativo per raggiungere lo stesso risultato, tenuto conto delle proprie aspirazioni e bisogni, garantendo e facendosi poi carico delle condizioni di esistenza dello stesso.

7.3 Partecipazione attiva sui deflussi ecologici e informazione e consultazione pubblica per il riesame dei PdG Acque

Come già ampiamente descritto, il conseguimento dei deflussi ecologici nei corpi idrici rappresenta una delle misure di base previste per raggiungere gli obiettivi ambientali DQA al termine dei tre cicli sessennali previsti.

Le linee guida europee di riferimento "*Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive*" sono state prodotte nel 2015, in concomitanza con la chiusura del primo ciclo di pianificazione DQA e l'avvio del secondo, con l'ambizione di fornire a tutti gli Stati Membri un nuovo strumento da utilizzarsi durante la fase di attuazione delle misure programmate per il ciclo di pianificazione 2015-2021.

Con l'avvio del processo di riesame dei PdG Acque, si promuove anche la partecipazione pubblica ai sensi dell'art. 14 della DQA, che vede coinvolti non solo i portatori di interesse, ma anche il pubblico più vasto, il quale può avere certamente interesse ad esprimere aspettative ed a manifestare conflitti in merito ai deflussi ecologici, oltre che sugli altri temi che caratterizzano i contenuti dei PdG.

Per valutare come inserire i percorsi di partecipazione attiva per i deflussi ecologici nel sessennio in corso, è necessario tenere conto delle prossime scadenze fissate dalla DQA e precisamente:

- **2018:** verifica del livello di applicazione delle misure programmate per i nuovi Piani di Gestione e avvio del processo di riesame del 3° Piano di Gestione, da adottare entro dicembre 2021;
- **2019:** aggiornamento delle caratteristiche del distretto ai sensi dell'art. 5 della DQA;
- **2020:** pubblicazione del nuovo progetto di Piano di Gestione distrettuale ai fini della consultazione pubblica;
- **2021:** adozione finale del 3° Piano di Gestione distrettuale, di riferimento per il sessennio 2021-2027.

In funzione di questi impegni, è opportuno un precoce avvio dei percorsi di partecipazione attiva per i deflussi ecologici rivolti alle sole Parti interessate, così come indicato nella Fig. 7.5, utilizzando i contenuti delle presenti linee guida. In questo modo potrebbero infatti generarsi importanti opportunità per valutare il livello di applicazione delle misure necessarie per i deflussi ecologici e per fornire il quadro su quanto ancora è necessario programmare, con priorità alta, durante il prossimo riesame dei PdG Acque.

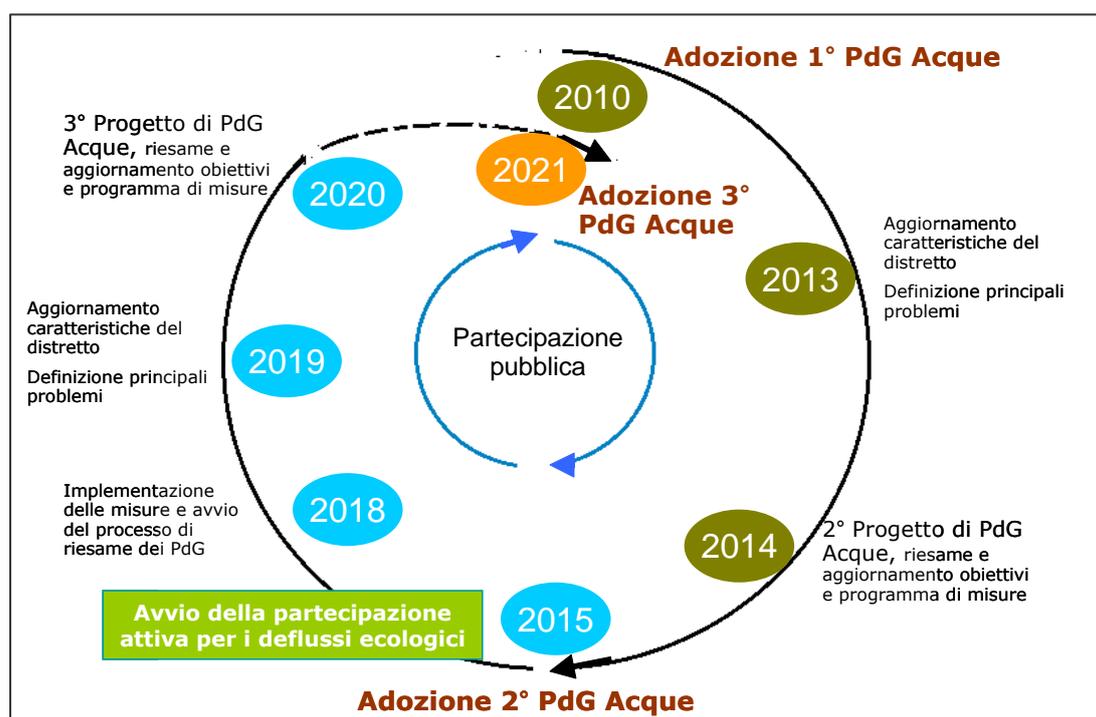


Fig. 7.5 Schema riepilogativo delle prossime scadenze fissate dalla DQA per il processo di riesame dei PdG Acque

Successivamente (o in parallelo), nell'ambito del percorso di partecipazione pubblica da calendarizzare già nel 2018, ai sensi del comma a dell'art. 14 della DQA, è opportuno prevedere, nei confronti del pubblico vasto, incontri tematici sui deflussi ecologici (forum, workshop), articolati a livello territoriale; in tali incontri andrebbe illustrata la complessità della materia e il valore strategico che l'applicazione dei deflussi ecologici ha per il raggiungimento degli obiettivi ambientali dei corpi idrici. In questi incontri, è importante rappresentare con assoluta trasparenza i risultati del dibattito in corso o eventualmente già concluso con i portatori di interesse ed evidenziare come gli esiti di tale dibattito possano avere ricadute su tutta la collettività.

Le caratteristiche dell'utenza da coinvolgere richiedono che il responsabile del processo di riesame del Piano, e quindi anche della partecipazione pubblica, sia in grado di utilizzare un linguaggio non tecnico e di adottare strumenti comunicativi di facile intellegibilità.

L'integrazione delle risultanze dei processi di partecipazione attiva con gli stakeholder con quelle derivanti dai processi rivolti al pubblico vasto (informazione e consultazione ai sensi dell'art. 14 della DQA) rappresenta sicuramente una operazione complessa e innovativa, ma necessaria, se si vuole raggiungere l'obiettivo del più ampio consenso per le decisioni prese per i deflussi ecologici e per creare le condizioni favorevoli per attuare in modo efficace le misure programmate.

Appendice 1: Metodo idrologico a curva di durata

Gli elementi chiave di questo metodo sono:

- il basarsi su dati potenzialmente già disponibili su un'ampia porzione del territorio, o derivabili in modo sostenibile;
- la stretta correlazione con il quadro conoscitivo derivato dal Piano di Gestione delle Acque, considerando quindi il corpo idrico quale in esso definito come elemento di riferimento per le valutazioni e l'applicazione del metodo;
- l'analisi dell'intero intervallo di portate, dalle condizioni di piena a quelle di magra, condizione essenziale per poter parlare di "deflusso ecologico" e quindi evolvere dalle assunzioni strettamente legate ai modelli di calcolo del deflusso minimo vitale già sperimentati;
- l'inclusione di criteri che esprimono e tengono conto dell'incertezza legata all'applicazione del metodo (data la complessità e la netta non linearità delle relazioni tra funzioni ecologiche e portate)
- l'applicazione a gruppi omogenei di corpi idrici, basati sull'appartenenza a tipi di diversi, così come definiti nei Piani di Gestione.

Il metodo parte dalla conoscenza delle condizioni ecologiche così come disponibili nel Piano di Gestione delle Acque, nella loro modalità di restituzione più schematica (stato buono / non buono), attraverso i dati raccolti nel ciclo del monitoraggio. Dall'analisi della distribuzione di frequenza condizionale dei parametri che descrivono la curva di durata delle portate, la metodologia, in ossequio ad una applicazione il più possibile coerente della definizione di "portata ecologica", analizza la differenza del regime idrico tra i casi (combinazione anni / corpo idrico) in cui lo stato ecologico è buono e quelli in cui non lo è. Tale differenziazione è utilizzata per introdurre valutazioni di tipo probabilistico, ossia per definire livelli di incertezza stocastica, e per pervenire alla definizione di un intervallo di curve di durata, dettate da corrispondenti intervalli di portate caratteristiche, in grado di descrivere l'andamento dei "deflussi ecologici". In tal modo è poi possibile:

- verificare la distanza tra condizioni attuali e condizioni ottimali;
- controllare ex post il manifestarsi di condizioni di portata vicine o analoghe a quelle compatibili con lo stato ecologico buono;
- ipotizzare, in modo proattivo, cambiamenti di gestione del regime di prelievi e rilasci in modo da tendere allo stato buono.

I limiti da tenere presenti nell'applicazione di questo metodo sono sintetizzabili nei seguenti punti:

- le curve di durata possono essere derivate solo se sono disponibili misure o stime modellistiche affidabili dei dati di portata giornaliera;
- il metodo proposto non comprende l'analisi del fattore idrologico relativo "timing" dei rilasci di portate; inoltre, andrebbe integrata una modalità di "ancoraggio" di tipo stagionale (ad esempio verifica che la magra annuale "misurabile" sia nello stesso mese che si verificherebbe nelle condizioni naturali);
- le metodiche a disposizione in differenti contesti territoriali non sempre possono leggere con soddisfacente sensibilità le alterazioni idrologiche;
- l'applicazione del metodo può essere influenzata dalla sovrapposizione di più fattori di pressione, che eventualmente possono variare anche con dinamiche interannuali, in cui impatto potrebbe non essere trascurabile;
- il campo di applicazione del metodo è necessariamente influenzato dal regime idrologico del bacino o dell'area in cui viene applicato: data l'ampia variabilità di tali regimi nel territorio nazionale, i limiti o l'incertezza di tale metodo possono variare in maniera decisiva da zona a zona e da distretto a distretto.

Per questi motivi l'efficacia del metodo andrà verificata dopo un'adeguata ed estesa applicazione su un numero sufficientemente alto di casi, orientandosi su metodi che approfondiscono gli aspetti biologici e morfologici in caso di indicazioni non chiare o discordanti.

In Fig. 1 è descritta la metodologia per la definizione dei deflussi ecologici, secondo il metodo proposto in questo paragrafo.

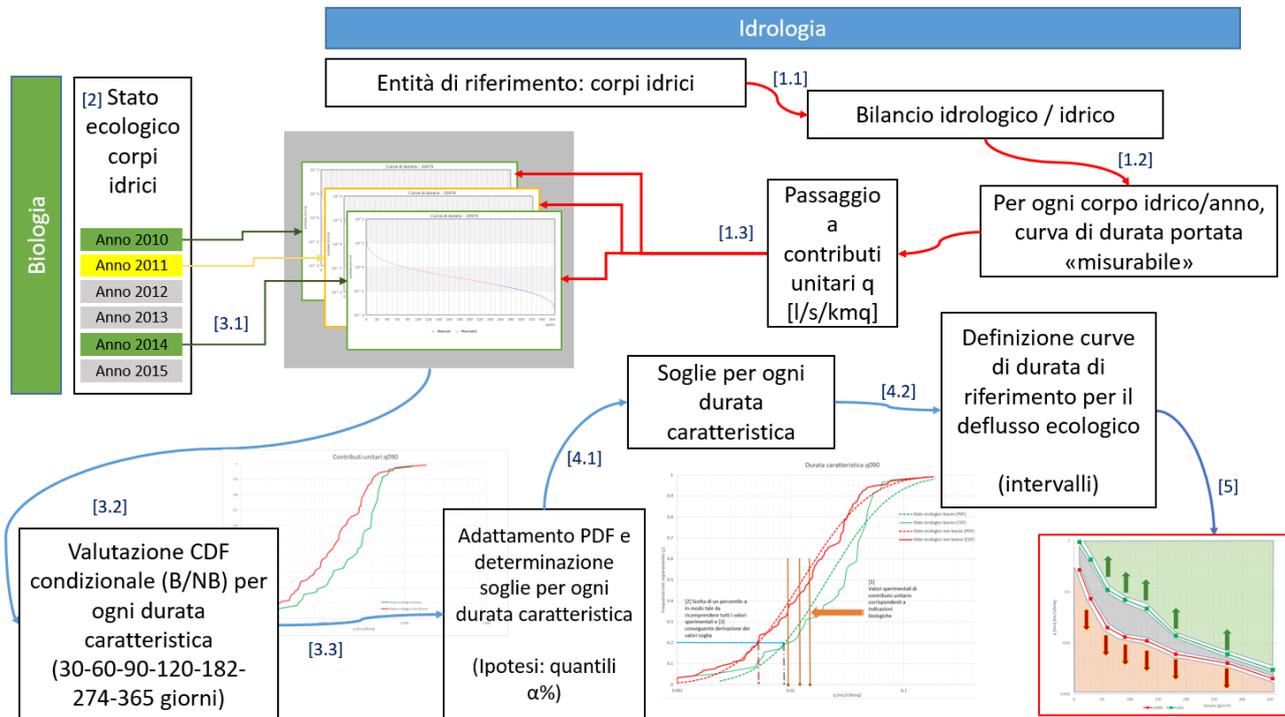


Fig. 1: Diagramma di flusso rappresentante gli step procedurali per la definizione dei deflussi ecologici con il metodo idrologico speditivo. Il colore degli anni riportati per le condizioni ecologiche indica un esempio di classificazione di stato buono (in verde), sufficiente (in giallo) o non determinato (in grigio).

L'iter procedurale può essere sintetizzato in una serie di cinque passaggi principali, di seguito elencati.

- (1) **Caratterizzazione idrologica:** (1.1) individuazione dei corpi idrici e raggruppamento per tipo, (1.2) applicazione del bilancio idrico ed individuazione delle portate “misurate”, o in mancanza, delle portate ricostruite, (1.3) derivazione di una curva di durata per ogni corpo idrico / ann; (1.4) passaggio a contributi unitari.
- (2) **Analisi delle condizioni ecologiche:** determinazione dello stato ecologico su base annuale.
- (3) **Confronto tra parametri idrologici e condizioni ecologiche:** (3.1) classazione delle curve di durata in funzione delle condizioni ecologiche; (3.2) valutazione della distribuzione cumulata di frequenza (CDF) condizionale per ogni durata caratteristica; (3.3) adattamento di una funzione di distribuzione di probabilità ai dati campionari.
- (4) **Derivazione di una curva di durata di riferimento per la portata ecologica:** (4.1) determinazione (p.e. attraverso fissati quantili) di soglie per ogni durata caratteristica; (4.2) derivazione, sulle base delle soglie individuate, di curve di durata di riferimento per il deflusso ecologico.

- (5) **Formulazione di ipotesi per la verifica del soddisfacimento delle condizioni di deflusso ecologico:** individuazione delle condizioni di rispetto / non rispetto del deflusso ecologico e della zona di incertezza.

(1) Caratterizzazione idrologica

Come già evidenziato, considerato che le condizioni ecologiche sono di norma l'effetto dell'intero intervallo di portate che si manifestano in corso d'acqua, la caratterizzazione idrologica deve avvenire tramite l'uso della curva di durata delle portate "misurabili", ovvero che riflettano nella maniera il più possibile verosimilmente le condizioni effettive del regime delle portate. La curva di durata, che di fatto è una distribuzione di frequenza cumulata, viene usualmente rappresentata riportando in ordinate i valori delle portate e in ascisse i valori della frazione di anno o di intervallo di riferimento, espresso in termini relativi, o nell'unità di misura temporale scelta (tipicamente giorni). Una curva può essere efficacemente descritta in sintesi dalle portate caratteristiche per le durate 10, 30, 60, 91, 130, 182, 274 e 355 giorni (secondo la classazione usualmente utilizzata negli Annali Idrologici).

La disponibilità di serie continue di dati di portata (giornaliera) non è sempre scontata. Tipicamente ci si potrà trovare di fronte ai seguenti casi:

- disponibilità di portate osservate attraverso idrometro + scala di deflusso aggiornata;
- disponibilità di portate ricostruite o naturalizzate, derivate da modello o dai bilanci idrici;
- disponibilità di portate "naturali" derivate da modello.

Nel caso in cui, come in taluni casi accade, non si disponga di misure dirette dei prelievi, sarà necessario ricostruire le portate naturalizzate attraverso la stima di prelievi e restituzioni a monte del tratto analizzato (corpo idrico, tratto di chiusura). L'esigenza di disporre di tale tipo di stima delle portate è legata alla successiva fase di confronto con lo stato ecologico monitorato.

La curva di durata deve essere derivata per tutti corpi idrici (facendo riferimento alla sezione di chiusura) appartenenti ad uno stesso tipo per i quali è stato definito lo stato ecologico direttamente dal monitoraggio delle variabili ecologiche, nel corso del ciclo di vita del Piano di Gestione. È necessario disporre delle curve di durata annuali in tutti i casi per i quali si dispone di stime dello stato ecologico derivato dal monitoraggio dei parametri di qualità del corpo idrico.

Il confronto tra corpi idrici che sottendono aree di dimensioni diverse viene effettuato attraverso il passaggio da portata a contributo unitario, dividendo per la superficie del bacino sotteso alla sezione di chiusura; il contributo unitario è espresso in mc/s/kmq o l/s/kmq.

Per una maggiore precisione è opportuno fare riferimento, come sezione di controllo, al sito di monitoraggio di qualità, che solo a volte coincide col sito di installazione della stazione idrometrica. Altrimenti verrà fatto riferimento del tratto terminale del corpo idrico, corrispondente alla sua sezione di chiusura.

(2) Analisi delle condizioni ecologiche

Per mantenere un carattere di sostenibilità nell'applicazione del metodo, si limita la caratterizzazione biologica alla sola valutazione dello stato ecologico complessivo, facendo riferimento alle singole annualità, piuttosto che alla valutazione sull'intero ciclo sessennale, in modo da tenere conto della variabilità idrologica che può verificarsi di anno in anno. Di fatto questo si traduce nel fare diretto riferimento alla valutazione dello stato ecologico nelle stazioni di monitoraggio disponibili.

Un'analisi di maggior dettaglio può poi essere svolta prendendo in considerazione non solo o non tanto lo stato ecologico complessivo, bensì la valutazione dei singoli elementi di qualità. La procedura di seguito descritta può essere utilizzata con le stesse modalità sia in riferimento allo stato complessivo che ai singoli elementi di qualità. Anche per questo, visto che la classificazione dei diversi elementi di qualità non sempre segue la suddivisione in più classi, si prevede che l'informazione sulle condizioni ecologiche sia sintetizzata dalla condizione discriminante "stato buono o superiore" / "stato inferiore al buono".

(3) Confronto tra parametri idrologici e condizioni ecologiche

Il confronto tra parametri idrologici e condizioni ecologiche avviene attraverso la produzione, per ogni durata caratteristica, di curve cumulative di frequenza condizionali del contributo unitario dei singoli casi (combinazioni anno/corpo idrico) disponibili per uno stesso tipo, in funzione di una classificazione basata sullo stato ecologico (“stato buono o superiore” / “stato inferiore al buono”), e successivo adattamento di una adeguata distribuzione di probabilità.

I dati campionari disponibili, corrispondenti all’insieme delle singole coppie di valori anno / corpo idrico appartenenti ad uno stesso tipo, vengono ordinati in senso crescente, e ad ogni valore viene associata una frequenza di non superamento, utilizzando un metodo di letteratura per la costruzione delle curve di distribuzione di frequenza (ad esempio il metodo della *plotting position*).

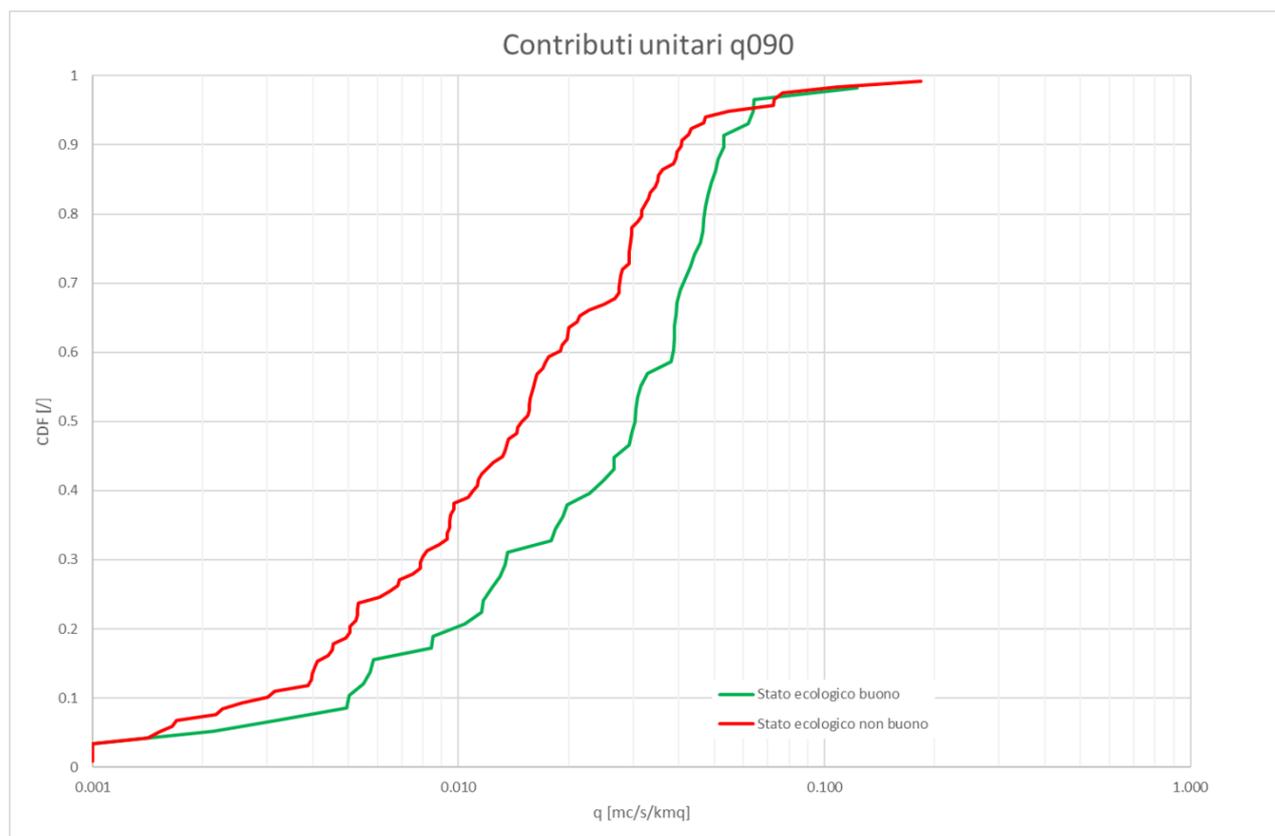


Fig. 2 Esempio di distribuzione di frequenza dei dati campionari della portata di durata caratteristica 90 giorni, per 174 corpi idrici nel bacino del fiume Arno, classati in funzione dello stato ecologico (buono / non buono)

Il passo successivo consiste nell’adattamento di una distribuzione di probabilità ai valori della curva di distribuzione di frequenza campionaria, in modo tale da poter derivare in modo agevole valori corrispondenti a soglie probabilistiche scelte. Ad esempio, può essere usata una funzione di distribuzione di probabilità di tipo *lognormale*, ma la scelta viene lasciata ad analisi inferenziali specifiche.

Va sottolineato inoltre che, se vale l’ipotesi che i due campioni appartengono a popolazioni diverse (corpi idrici in stato ecologico “buono” e corpi idrici in stato ecologico “non buono”), si potrà prendere in considerazione non solo una diversa taratura dei parametri di una stessa funzione di distribuzione di probabilità, ma anche diverse funzioni.

Si perviene così alla determinazione di due diverse funzioni di distribuzione di probabilità, $f_{[B]}$ (funzione relativa al caso di corpi idrici in stato ecologico “buono” – curva tratteggiata in verde nel grafico della successiva figura 3) e $f_{[NB]}$ (funzione relativa al caso corpi idrici in stato ecologico “non buono”, curva tratteggiata in rosso in figura 3). Di conseguenza, per ogni durata caratteristica sarà poi possibile derivare

una serie di insieme di valori corrispondenti ai parametri che definiscono la distribuzione di probabilità (nel caso della *lognormale*, i valori trasformati di media e deviazione standard), e quindi i parametri da essa derivabili (ad esempio, i valori di un prefissato percentile α). È proprio in funzione di tali parametri che sarà quindi possibile fissare dei valori soglia di riferimento.

(4) Derivazione di una curva di durata di riferimento per la portata ecologica

Per la definizione dei valori soglia di cui al punto (3), operazione che può tradursi nella scelta del percentile α citato, la disponibilità di una valutazione della cosiddetta “portata efficace”, riferita ai diversi parametri che definiscono lo stato di qualità, rappresenta la condizione ottimale. Un valore (un *range* di valori) della portata efficace, o comunque qualsiasi indicazione derivante da procedure di valutazione basata su una dettagliata analisi biologica, può fornire dei valori di riferimento per le durate caratteristiche utilizzate, e quindi orientare la scelta del percentile. Indicando con $Q_{eff}(d)$ il valore di tale portata per la durata caratteristica d , la scelta del percentile α può avvenire in modo tale in modo tale che il valore del corrispondente contributo unitario $q_{eff}(d)$ possa ragionevolmente essere ritenuto appartenere alla distribuzione probabilistica dell’insieme dei casi “stato ecologico buono”.

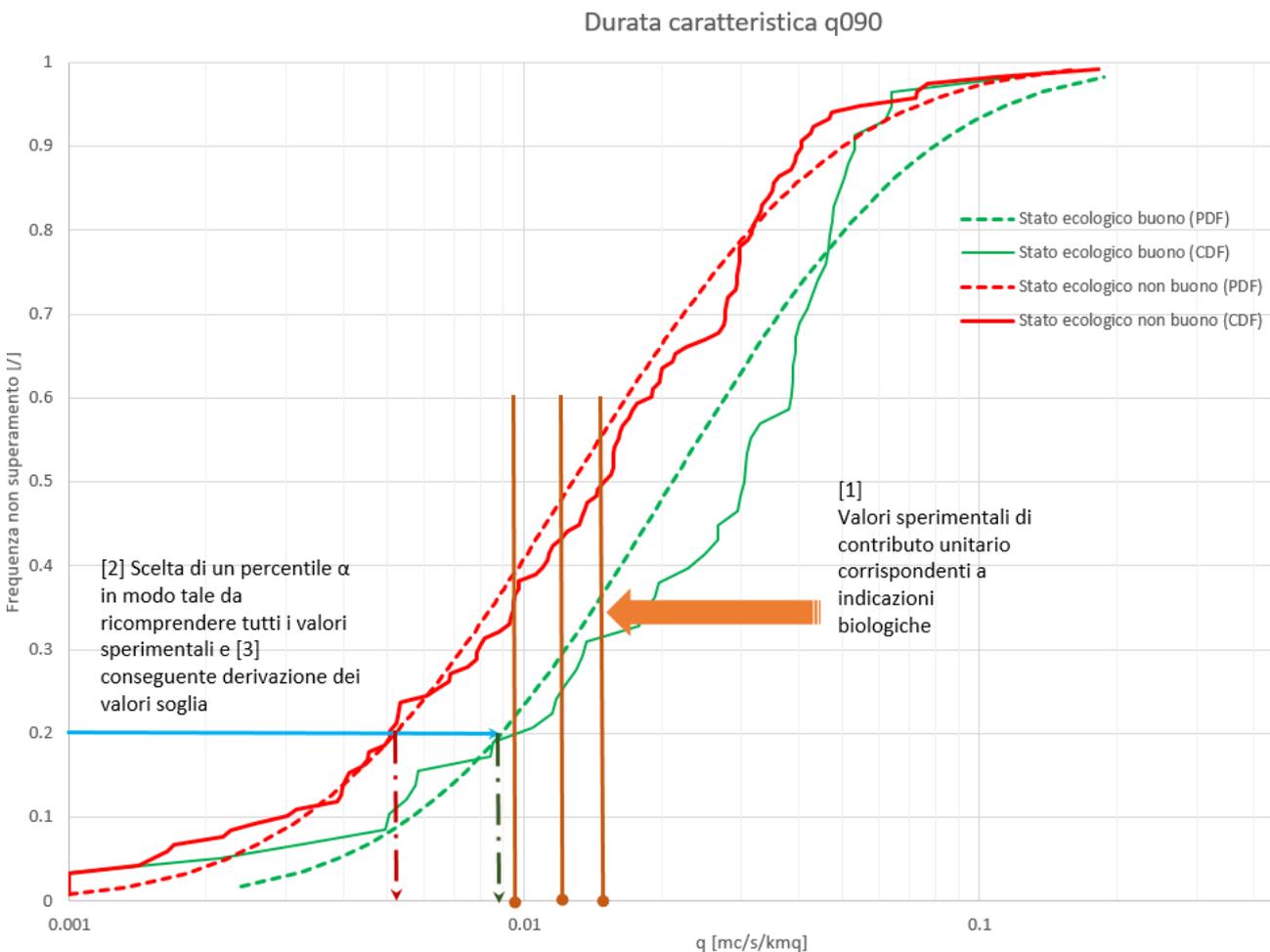


Fig. 3 Esempificazione dei passaggi per la derivazione delle portate soglia per una determinata durata caratteristica: [1] plottaggio di valori di “portata efficace” o comunque da indicazioni derivate da analisi biologiche di dettaglio [2] scelta di un valore α del percentile tale da includere i valori “sperimentali” nella curva corrispondente allo stato “buono” [3] derivazione dei valori di contributo unitario corrispondenti al percentile α .

In assenza di tale analisi, si può ipotizzare una prima valutazione speditiva attraverso la scelta di un percentile di riferimento α , che rappresenti un valore soglia adeguato a stimare la probabilità che la portata

rilevata (per una certa durata caratteristica) sia compatibile con lo stato ecologico buono (ricalcando appunto la definizione di deflusso ecologico). Una prima ipotesi, da verificare, può essere l'assunzione del percentile di riferimento pari al 25%.

Di conseguenza, per ogni durata caratteristica, possono essere estratti due valori, riferiti alle curve di probabilità adattate ai dati campionari riferiti ai casi di stato ecologico buono e non buono:

Durata	Valore del percentile $\alpha\%$ della curva relativa ai casi di corpi idrici in stato non buono	Valore del percentile $\alpha\%$ della curva relativa ai casi di corpi idrici in stato buono	Valore del percentile $\beta\%$ della curva relativa ai casi di corpi idrici in stato buono ($\beta = 1 - \alpha$)
d [giorni]	$q\alpha(d) NB$ [mc/s/kmq]	$q\alpha(d) B$ [mc/s/kmq]	$q\beta(d) B$ [mc/s/kmq]
10			
30			
60			
91			
130			
182			
274			
365			

(5) Formulazione di ipotesi per la verifica del soddisfacimento delle condizioni di deflusso ecologico

La verifica del raggiungimento di condizioni compatibili con la portata ecologica è condotta confrontando i valori delle portate caratteristiche di un determinato anno con i valori soglia sopra individuati.

Se $q(d)$ è il valore della portata misurata o “misurabile” nella sezione di chiusura di un certo corpo idrico, per una certa durata caratteristica, l'aderenza o meno ad un valore di riferimento del deflusso ecologico è valutata, a seconda dei casi, come segue (Fig. 4):

Caso $q\alpha(d)|NB < q\alpha(d)|B$

- Se $q(d) > q\alpha(d)|B \Rightarrow$ sufficiente probabilità che la portata sia compatibile con stato ecologico buono
- Se $q(d) < q\alpha(d)|NB \Rightarrow$ sufficiente probabilità che la portata NON sia compatibile con stato ecologico buono
- Se $q(d) > q\alpha(d)|NB$ e $q(d) < q\alpha(d)|B \Rightarrow$ situazione intermedia (caso da approfondire)

Caso $q\alpha(d)|NB \approx q\alpha(d)|B$

- Se $q(d) > q\alpha(d)|B \Rightarrow$ sufficiente probabilità che la portata sia compatibile con stato ecologico buono
- Se $q(d) < q\alpha(d)|B \Rightarrow$ sufficiente probabilità che la portata NON sia compatibile con stato ecologico buono
- Se $q(d) > q\alpha(d)|B$ e $q(d) < q\alpha(d)|B \Rightarrow$ situazione intermedia (caso da approfondire)

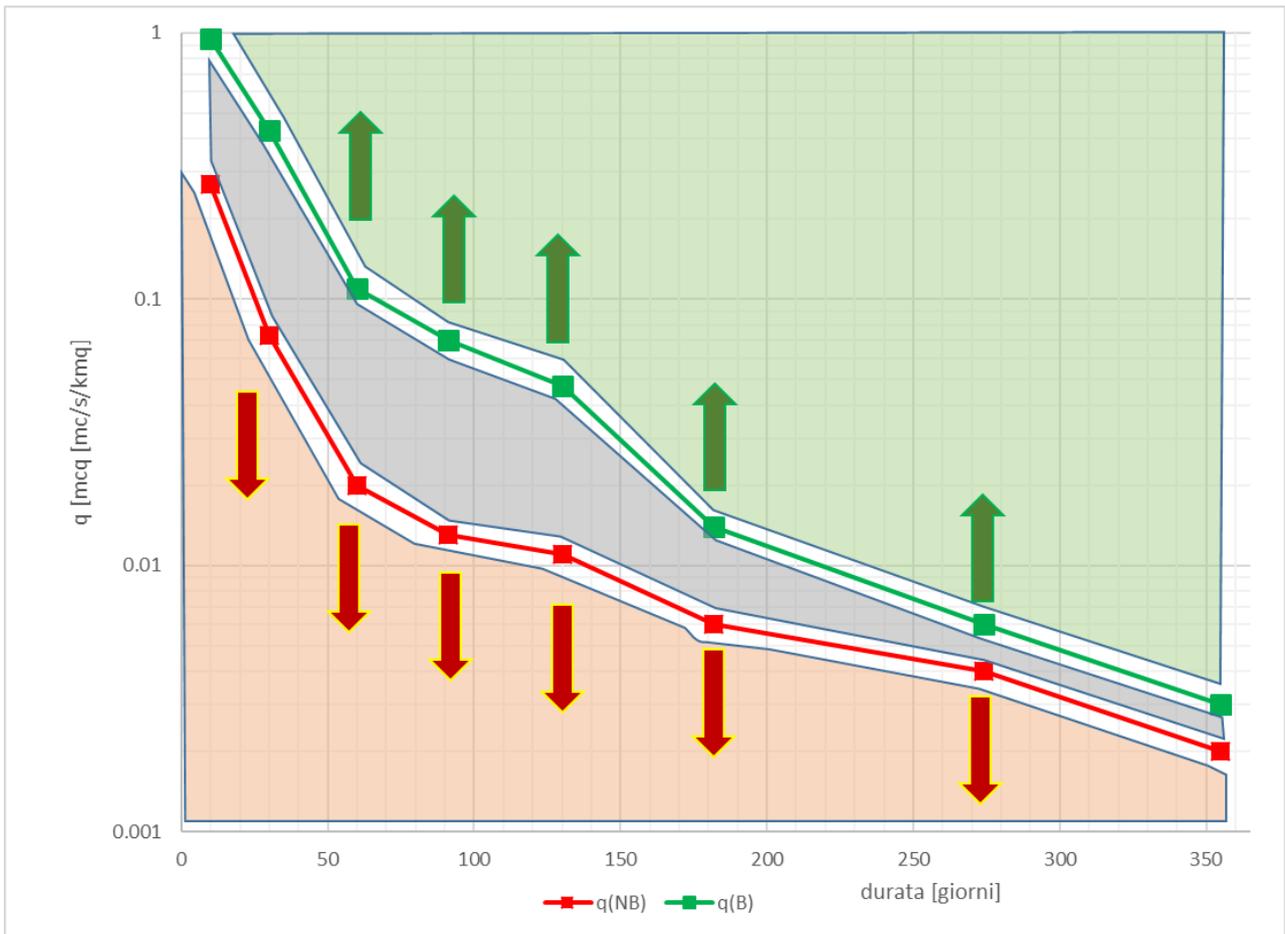


Fig. 4 Esempificazione grafica dei criteri di valutazione della probabilità dia vere portate compatibili con i deflussi ecologiche. Portate e curve di durata (stimate o rilevate) al di sopra della curva rappresentata in verde, che collega i valori dei percentili α della distribuzione di probabilità delle portate corrispondenti ad uno stato ecologico buono per la durata caratteristiche d , sono associabili a condizioni che rispettano il deflusso ecologico (alta o sufficiente probabilità che lo stato ecologico sia buono). Portate o curve di durata (stimate o rilevate) al di sotto della curva rappresentata in rosso (collegamento dei valori del percentile α della distribuzione di probabilità delle portate corrispondenti ad uno stato ecologico non buono per la durata caratteristiche d) sono associabili a condizioni che NON rispettano il deflusso ecologico. La situazione intermedia (area in grigio nel grafico) esprime una situazione di incertezza, che richiede approfondimenti specifici.

È utile notare come, lavorando la metodologia sempre su un intervallo di valori, si introduca anche una modalità per tenere conto del livello di incertezza inevitabilmente correlato alla stima delle portate in gioco.

Il caso in cui le due curve non mostrino una sufficiente differenziazione può rappresentare una chiara indicazione della necessità di approfondire le indagini, mettendo in campo l'applicazione di metodi di maggiore dettaglio quali quelli descritti in Appendice 1 e Appendice 3.

Una possibile quantificazione dell'incertezza del metodo può essere correlata alla distanza tra le funzione di distribuzione di probabilità $f_{[B]}$ e $f_{[NB]}$: tanto maggiore essa è, tanto più chiara è la distinzione tra le due popolazioni (regime delle portate "misurabili" dei corpi idrici in stato ecologico "non buono" e in stato ecologico "buono"). Se la differenza è ridotta, l'incertezza aumenta. Di conseguenza, si può ipotizzare di introdurre un fattore β che esprima tale incertezza in funzione della differenza dei valori assunti dalle due funzioni a parità di α

$$\beta = f(1/\Delta) \text{ dove } \Delta = f_{[B]}(\alpha) - f_{[NB]}(\alpha)$$

Facendo riferimento alla possibilità che i due campioni appartengano a popolazioni diverse e in relazione al fatto che la procedura di bilancio idrico (il vero strumento di gestione della risorsa idrica e per questo motivo partecipata dai portatori d'interesse) ha l'obiettivo principale definito dall'art. 4.1 della WFD, un'ulteriore utilizzo in senso previsionale delle due (eventuali) funzioni di distribuzione di probabilità così determinate ($f_{[B]}$ e $f_{[NB]}$), può seguire la seguente impostazione, avendo la finalità di fornire possibili indicazioni sul gap da recuperare in caso di corpi idrici in stato ecologico non buono. Entrando nel diagramma sopra riportato in corrispondenza di un valore di ordinata corrispondente ad α , e tracciando una linea orizzontale, si perviene al valore $q(\alpha)$ della funzione $f_{[B]}$; P; tracciando da tale valore una retta verticale, si interseca la funzione $f_{[NB]}$; tale punto individua un valore di percentile α' , maggiore di α , in corrispondenza del quale sulla curva $f_{[NB]}$ α' è possibile leggere la stima della portata – obiettivo a cui tendere tramite le misure di Piano coerentemente con la procedura di bilancio idrico ai corpi idrici classificati "non buoni".

Appendice 2: Altri metodi idrologici per fiumi non perenni

Un ulteriore approccio idrologico per la definizione del DE, particolarmente utile in fiumi non perenni e i cui risultati sono connessi a quanto presentato per gli invertebrati bentonici, può essere basato sugli *Aquatic State* (ASs).

Gli *Aquatic States* rappresentano la combinazione dei diversi habitat che possono presentarsi in un segmento fluviale in un certo periodo dell'anno, in funzione delle condizioni idrologiche. Sono definiti i seguenti ASs: *Hyperrheic* (piena), *Eurheic* (deflusso ordinario), *Oligorheic* (il deflusso assume valori di magra dando luogo a pools connesse tra loro), *Arheic* (il deflusso assume valori prossimi a zero, dando luogo a pools tra loro disconnesse), *Hyporeic* (il deflusso superficiale è completamente assente ma è presente il deflusso iporeico), *Edaphic* (sono assenti sia il deflusso superficiale sia quello iporeico). Gli ultimi due ASs possono riassumersi in un unico stato definito "Dry", caratterizzato da assenza di deflusso superficiale.

Gli *Aquatic States* costituiscono pertanto il link tra condizioni idrologiche, gli habitat e il biota a scala di segmento fluviale. Per la definizione del DE, in prima approssimazione si può ritenere che una riduzione della portata tale da portare i tratti fluviali verso condizioni non eccessivamente lentiche possa essere accettabile in termini generali.

Il primo step del metodo proposto caratterizza il regime idrologico naturale tramite due metriche: la *permanenza del deflusso* (Mf) e la *prevedibilità della condizione di deflusso nullo* (Sd6). La prima metrica (Mf: numero annuale di mesi con deflusso non nullo) definisce la permanenza del deflusso in alveo e rappresenta una misura della disponibilità dell'habitat. La seconda (Sd6) caratterizza la stagionalità delle condizioni di secca e quindi la prevedibilità della disponibilità dell'habitat. Sd6 è definita dalla seguente equazione: $Sd6 = 1 - (\sum_1^6 Fd_i / \sum_1^6 Fd_j)$. Dove: Fd_i è la frequenza con cui si presentano i mesi con deflusso nullo nel semestre umido, Fd_j è la frequenza con cui si presentano i mesi con deflusso nullo nel semestre secco. Se $Fd_j = 0$ si assume $Sd6 = 1$.

Le metriche sono valutate sulla base delle portate mensili, esse si prestano anche ad essere stimate in mancanza di dati misurati. Il metodo può essere utilizzato per valutare in modo speditivo l'effetto di tutte le utilizzazioni in atto (prelievi/immissioni) nel medesimo corpo idrico a monte della sezione esaminata. Le metriche, infatti, utilizzate come coordinate in un grafico forniscono la rappresentazione grafica del regime idrologico (Fig. 1). La distanza tra i corrispondenti punti in condizioni naturali ed antropizzate, inoltre, è un indicatore delle alterazioni della permanenza del deflusso in alveo e della prevedibilità del periodo di

deflusso nullo. Il grafico può essere utilizzato non solo per visualizzare il regime idrologico naturale, ma anche per stabilire una deviazione “accettabile” per la condizione post-impatto. In altri termini, ritenendo in prima analisi accettabile lo scostamento di una classe di AS, un regime definito *Intermittent-Pool* in condizioni naturali (I-P, condizioni medie sul lungo periodo) potrà assumere i caratteri di un regime Intermittent-Dry (I-D). Una deviazione maggiore verso condizioni più severe di intermittenza (vedi figura 1) dovrebbero essere valutate con particolare cautela.

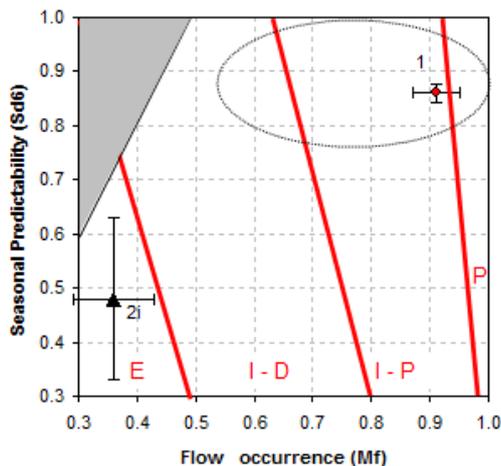


Figura 1. Rappresentazione grafica del regime idrologico mediante Sd6 e di Mf per una sezione fluviale pre (1)- e post-impatto (2i). Le barre di errore rappresentano l'errore medio e l'ellisse racchiude una area di naturale variabilità delle metriche sul lungo periodo. P designa il regime perenne; I-P è Intermittent-Pool; I-D è Intermittent Dry; E definisce il regime effimero.

Lo scostamento individuato quale deviazione accettabile tra lo stato naturale e post-impatto potrà tradursi in indicazioni più specifiche in termini di DE. In particolare, potranno essere definiti i deflussi di rilascio attraverso l'analisi degli ASs e della relativa curva di durata in condizioni naturali.

L'analisi dei dati di portata naturale (misurati o ottenuti mediante modelli idrologici) sul lungo periodo consente di valutare la curva di durata relativa alle condizioni medie naturali. Per la definizione degli ASs sono necessari valori di soglia da un tipo di deflusso ad un altro (Q1, Q2, Q3, Q4). Tali valori di portata sono valutati mediante le curve di durata (Fig. 2) ed attraverso misure dirette in campo. In particolare, il valore di soglia tra le classi di deflusso hyperrheic (flood) ed Eurheic (riffle), Q1, è fissato alla portata Q_{10} (exceedance frequency 10%) nella curva di durata, tale valore può essere modificato in funzione del bilancio idrico e del fattore climatico; il valore di soglia tra le classi Eurheic e Oligorheic corrisponde al punto di flesso della curva di durata; il valore di soglia tra le classi Oligorheic (pool connesse) e Arheic (pool disconnesse) ed il valore di soglia tra le classi Arheic e Hyporheic sono determinati mediante misure dirette.

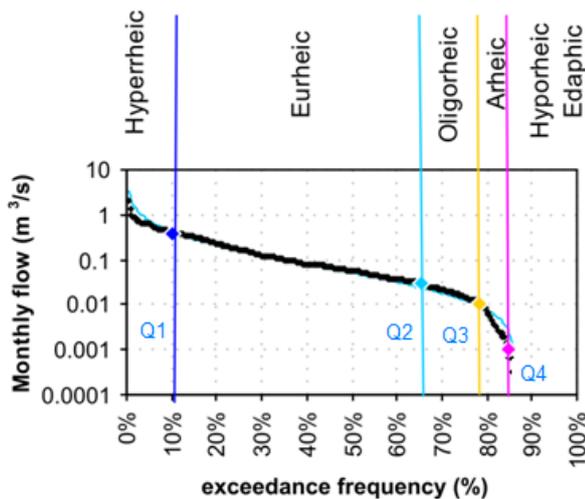


Figura 2. Curva di durata e classi di deflusso

Nella definizione dei DE è necessario tener conto del bilancio idrico quali-quantitativo e del fattore climatico, predisponendo la possibilità di valutare lo scostamento in termini climatici (anno siccitoso o umido) del periodo studiato dall'anno medio. Ciò premesso, la suddivisione in classi di deflusso descritta precedentemente può essere utilizzata per la definizione del DE al fine di definire regole per i volumi di rilascio differenziati in funzione del regime idrologico in modo da mimare il regime naturale e rispettare il più possibile la naturale variabilità del regime a valle delle opere di presa.

L'analisi dei dati sul lungo periodo consente di valutare la frequenza con cui un determinato AS si è presentato in un segmento fluviale nel periodo esaminato (Fig. 3) e fornisce una importante informazione sul timing (dalla Fig. 3, i.e. classe di deflusso $Q > Q_{10}$ si presenta con maggiore frequenza tra gennaio e marzo).

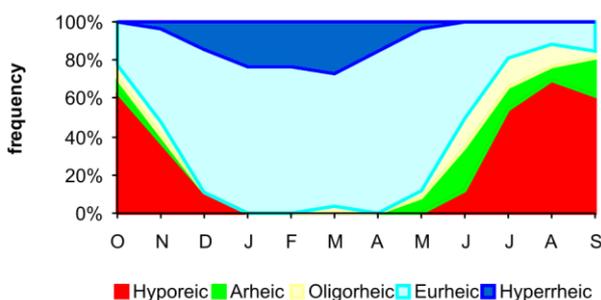


Figura 3. Frequenza relativa dei ASs in condizioni naturali.

Una possibile strategia può essere definita in prima istanza operando una traslazione della curva di durata (Fig. 4) come segue:

- Per valori di portata in ingresso all'invaso $Q_i > Q_1$ (valori di portata naturale definita dalla classe hyperrheic) i valori di rilascio (Q_{DE}) dovrebbero essere non inferiori a Q_1 . Tale valore è subordinato alle capacità tecniche dell'impianto ed alla protezione idrogeologica del territorio a valle e deve tener conto della naturale rapidità con cui varia la portata nel corpo idrico in condizioni naturali.

- Per valori di portata in ingresso Q_i tali che $Q_1 > Q_i > Q_2$ (valori di portata naturale definita dalla classe Eurheic) i valori di rilascio dovrebbero essere inclusi nell'intervallo $Q_3 \div Q_2$ e comunque non inferiori a Q_3 .
- Per valori di portata in ingresso Q_i tali che $Q_2 > Q_i > Q_3$ (valori di portata naturale definita dalla classe Oligorheic) i valori di rilascio Q_{DE} dovrebbero essere inclusi nell'intervallo $Q_3 \div Q_4$ non inferiori a Q_4 .
- Per valori di portata in ingresso $Q_3 > Q_i > Q_4$ (valori di portata naturale definita dalla classe Eurheic) i valori di rilascio dovrebbero essere $Q_4 \div 0$.
- Nei periodi naturali di asciutta $Q_{DE} = 0$.

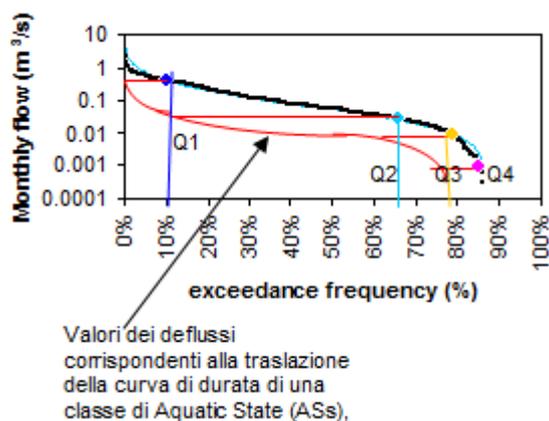


Figura 4. DE mediante traslazione della curva di durata dalle condizioni naturali.

In presenza di invasi, le operazioni di rilascio devono essere pianificate in modo da garantire l'integrità ecologica del fiume. Incorporare i deflussi ecologici negli schemi operativi degli invasi costituisce un obiettivo da raggiungere attraverso approssimazioni successive.

Appendice 3 Metodo eco-biologico basato sugli invertebrati bentonici, in diretta connessione con la classificazione dello Stato Ecologico

La procedura individua le modalità secondo la quale l'indice STAR_ICM può essere utilizzato per la definizione dei deflussi ecologici (DE). L'approccio proposto, che si presta ad un utilizzo a scala di corpo idrico, ha il vantaggio di richiedere l'utilizzo di dati in gran parte già raccolti per il monitoraggio della DQA, impiegando metriche biologiche già in uso per la valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua, sulla base degli invertebrati bentonici secondo il D.lgs. 152/06 e ss.mm.ii. e consentendo così una connessione diretta del DE con lo stato ecologico. È altresì applicabile alla scala di singole opere.

In termini generali, la procedura utilizza le informazioni di habitat e degli invertebrati bentonici in chiave DE. Tra le caratteristiche di habitat in relazione alla quantità d'acqua presente in alveo, la proporzione tra aree lentiche e aree lotiche è infatti uno dei fattori più importanti nel determinare la struttura delle comunità degli invertebrati acquatici. Tale proporzione è sintetizzata attraverso il calcolo dell'LRD (Lentic-lotic River Descriptor), che consente di caratterizzare un tratto fluviale in termini di carattere lentic-lotico ed è abitualmente basata sull'applicazione del metodo CARAVAGGIO. A scala di tratto fluviale, il descrittore LRD riassume in termini quali-quantitativi alcuni fattori di habitat connessi al grado di lenticità osservato, a sua volta principalmente legato al livello e alla velocità dell'acqua, nonché alla conformazione morfologica dell'alveo. L'informazione fornita del descrittore LRD si riferisce principalmente alle caratteristiche

dell'habitat come osservabili nel periodo dei rilievi/campionamento, sebbene esprima in parte anche una sintesi di quanto occorso in periodi antecedenti le osservazioni di campo.

L'approccio alla definizione di DE si basa, come anzidetto, sulla risposta dello STAR_ICMi - e delle sue metriche componenti - alle variazioni del carattere lenticolo-tico (LRD).

La risposta delle metriche biologiche al carattere lenticolo-tico è basata su di un insieme di fattori, legati sia a necessità specifiche degli organismi acquatici in termini di caratteristiche di habitat (disponibilità di cibo e di rifugio, protezione dai predatori, presenza di microhabitat peculiari, supporti per la deposizione delle uova, superfici e condizioni idonee allo sfarfallamento, etc.), sia alla loro diversa tolleranza a potenziali fattori di disturbo o limitanti (velocità di corrente dell'acqua, concentrazione di ossigeno, accessibilità delle risorse, etc.). La risultante di tutti questi fattori fa sì che, in linea generale, esistano condizioni lenticolo-tiche ottimali o sub-ottimali per la maggior parte degli organismi bentonici; queste condizioni, di norma, corrispondono a valori intermedi di LRD e, in via approssimativa, a un relativo equilibrio tra aree lentiche e aree lotiche. Quando le condizioni diventino eccessivamente lotiche (in genere, all'aumentare della portata) o eccessivamente lentiche (di norma, al diminuire della stessa), non tutti gli organismi potenzialmente presenti troveranno condizioni adatte alla propria sopravvivenza; tenderanno di conseguenza a migrare in altre aree o periranno.

In termini generali, il quadro sopra riassunto tende a tradursi in una risposta 'a campana' di molte metriche biologiche al variare del carattere lenticolo-tico, quando il gradiente ambientale in termini di LRD sia adeguatamente rappresentato. La formalizzazione di tale risposta consente di porre in relazione diretta le caratteristiche dell'habitat (i.e. LRD) con una delle componenti necessarie alla definizione dello Stato Ecologico (i.e. STAR_ICMi).

Modelli generali di relazione tra STAR_ICMi (e metriche componenti) e LRD sono stati messi a punto e sono disponibili per diverse aree italiane quali: Appennino Settentrionale, Appennino Meridionale, Sardegna, Puglia e Area Alpina.

Quando siano noti prelievi a carico del corpo idrico in esame, l'adattamento delle biocenosi acquatiche al carattere lenticolo-tico risultante dalla diminuzione di portata può di fatto essere utilizzato per interpretare l'allontanamento dalle condizioni attese in assenza di prelievi. La relazione generale che descrive la risposta delle comunità bentoniche al carattere lenticolo-tico può infatti essere utilizzata sia per stimare le condizioni di riferimento attese in assenza di prelievi, sia le variazioni della comunità in seguito agli stessi. In presenza di prelievi idrici noti, infatti, lo scostamento dai valori ottimali delle metriche biologiche che deriva dall'adattamento delle biocenosi al carattere lenticolo-tico dovuto e.g. a una diminuzione di portata, può essere utilizzato con successo per quantificare l'effetto di tali prelievi.

In generale, per la quantificazione degli DE sulla base degli invertebrati bentonici si dovranno considerare i seguenti aspetti:

- (1) qualità dell'habitat, attraverso la valutazione del carattere lenticolo-tico (anche sulla base di relazioni predefinite e stime di portata attesa);
- (2) valori stimati per lo STAR_ICMi, e/o le sue metriche componenti, in periodi rappresentativi (e.g. magra/morbida);
- (3) quantità dell'habitat, tramite ponderazione del valore di STAR_ICMi mediante un coefficiente di riduzione dell'abbondanza degli organismi bentonici (rA), stimato in funzione della diminuzione di habitat disponibile);
- (4) combinazione dell'informazione quantità e qualità dell'habitat.

Le stesse informazioni, confrontate con quanto derivato da rilievi in campo e analisi delle pressioni, consentono di distinguere gli effetti della modulazione dei deflussi da quelli da altre fonti di perturbazione.

Valutazione dei DMV/DE in funzione degli aspetti di qualità degli habitat

La procedura per la quantificazione dei DE sulla base degli invertebrati bentonici prevede l'utilizzo di relazioni tra STAR_ICMi e LRD e tra LRD e portata. Il processo è articolato nelle fasi succintamente descritte nel seguito.

Il primo passaggio della procedura prevede la costruzione dei modelli - o l'utilizzo di modelli esistenti - per stimare lo STAR_ICMi dal carattere lenticolo-tico (LRD) e l'LRD dalla portata.

La stima dei valori attesi di STAR_ICMi (o delle singole metriche componenti) in funzione del carattere lenticolo-tico (LRD) del corpo idrico è effettuata sulla base di modelli definiti per il tipo fluviale (o per tipi fluviali raggruppati dell'area in esame) (*Fig. 1*).

La curva è definita sulla base di osservazioni dirette effettuate in tratti fluviali non soggetti a inquinamento dell'acqua e/o a importanti alterazioni morfologiche.

Il passaggio successivo della procedura prevede la ricostruzione, sulla base di appositi modelli (definiti per macrotipo fluviale o per tipi raggruppati) che mettano in relazione la portata (Q) con l'LRD, dei valori di LRD attesi in funzione delle variazioni di portata. I modelli sono poi calibrati a livello di corpo idrico.

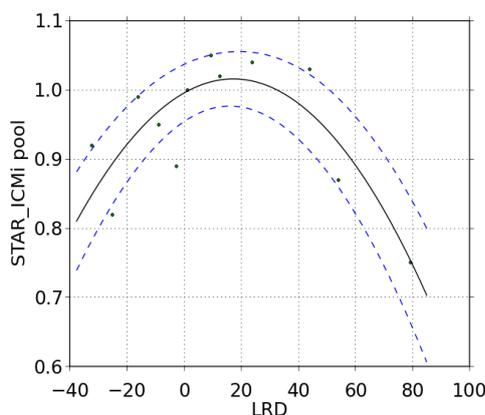


Figura 1. Esempio di relazione tra metriche biologiche (qui lo STAR_ICMi) e il carattere lenticolo-tico (LRD) del tratto fluviale in esame

Sulla base delle relazioni STAR_ICMi vs LRD e LRD vs Q, è possibile derivare la relazione tra STAR_ICMi e Q. Essa offre un ausilio diretto per l'identificazione di valori di Q utili alla salvaguardia o al miglioramento dello stato ecologico. Infatti, l'intersezione di questa relazione con i limiti di classe dello stato ecologico Elevato/Buono e Buono/Moderato consente di individuare punti notevoli sulla curva, utili per la definizione di e-flow in base agli obiettivi fissati per il corpo idrico. Un esempio della relazione tra STAR_ICMi e Q, rappresentata graficamente, è riportato in *Fig. 2*.

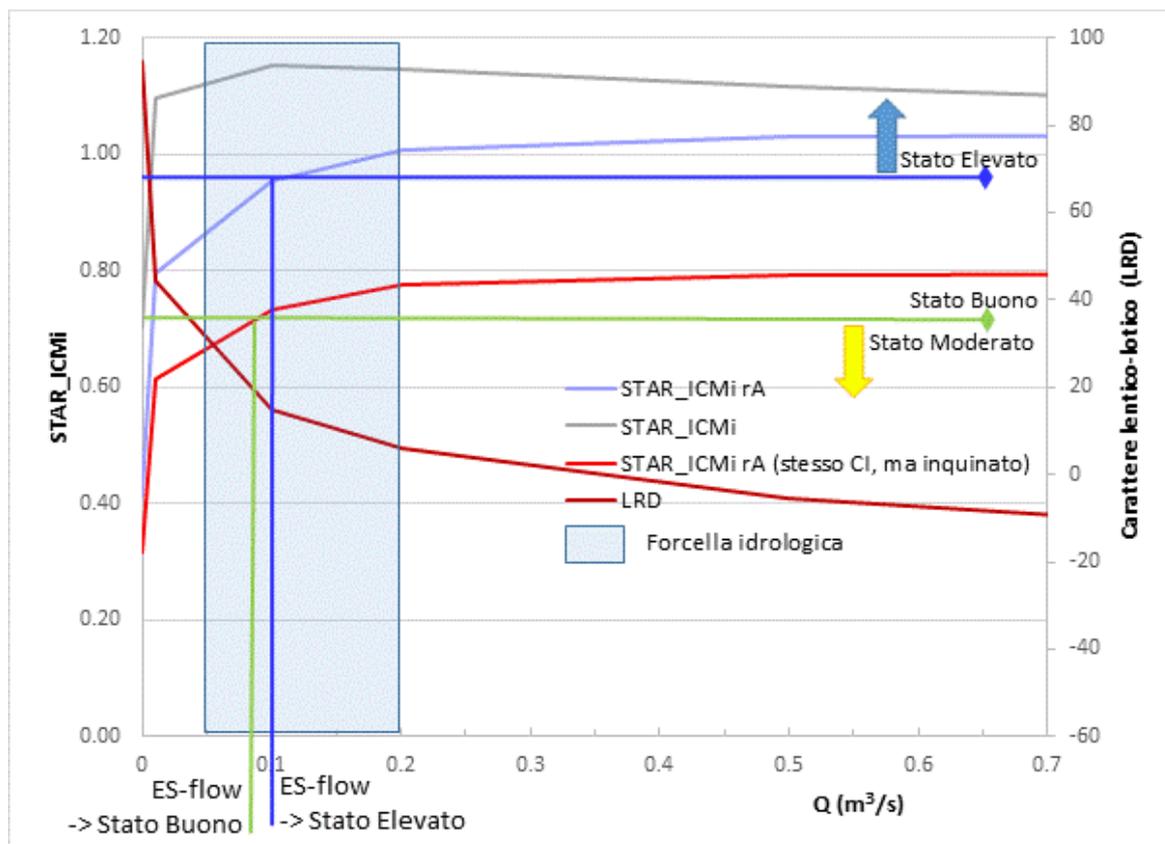


Figura 2. Esempio di relazione tra STAR_ICMi e Portata (Q)

Nella figura precedente, sono riportate due situazioni tipo, corrispondenti ad un corpo idrico soggetto esclusivamente a prelievi idrici (in blu) e allo stesso CI soggetto anche a e.g. inquinamento dell'acqua (in rosso). In entrambi i casi, i valori di STAR_ICMi riportati sono già stati corretti in funzione della riduzione di habitat (paragrafi successivi), e sono seguiti dal suffisso 'rA'. A titolo esemplificativo, è riportata anche la curva che rappresenta la risposta dello STAR_ICMi senza la correzione legata alla riduzione di habitat (in grigio).

Si presuppone che i metodi su base idrologica consentano di individuare, per un dato corpo idrico, una forcella di valori di deflusso (e.g. su base mensile) da utilizzare come base per gli approfondimenti ecologici. Un'ipotetica ampiezza coperta dalla forcella di valori ($\approx 0.05-0.2 \text{ m}^3/\text{s}$) è riportata in Fig. 2, nel riquadro in azzurro. Nel caso del corpo idrico privo di inquinamento, riconoscendo ed esempio un obiettivo di qualità corrispondente allo stato elevato, il valore di deflusso idoneo per gli invertebrati bentonici è $\approx 0.1 \text{ m}^3/\text{s}$; se l'obiettivo fosse lo stato ecologico buono (ad esempio nel CI inquinato), tale valore risulterebbe $\approx 0.07 \text{ m}^3/\text{s}$. Per completezza, la figura riporta anche l'informazione relativa al carattere lentico-lotico (LRD, in marrone, asse secondario), alla base della quantificazione della risposta biologica. La procedura descritta può essere riferita ai periodi d'interesse (mesi, stagioni, etc.) e adattata alle condizioni meteorologiche; inoltre, essa può facilmente essere integrata con adattamenti delle condizioni di riferimento specifici per il corpo idrico ed in grado di compensare diminuzioni dei valori delle metriche in uso per la classificazione dello stato ecologico dovute a fattori naturali.

L'approccio proposto consente dunque l'individuazione puntuale di valori di e-flow in diretta connessione con lo stato ecologico, dal momento che i limiti di classe per la WFD sono già condivisi, sono recepiti dalla

normativa e possono fornire una guida di lettura esplicita per la definizione di e-flow in funzione degli obiettivi di qualità.

Infine, in funzione dei valori di STAR_ICMi (e di LRD) effettivamente osservati al momento del campionamento, mediante confronto con i valori attesi dal modello generale, è possibile ottenere una chiara differenziazione degli effetti sulle biocenosi legati alla modulazione dei DMV/DE da quelli di eventuali altre fonti significative di perturbazione.

Qualora la relazione tra LRD e portata non fosse ancora stata definita o risultasse indisponibile (e.g. durante le prime fasi di applicazione della metodologia proposta), le condizioni lentico-lotiche (e quindi i valori di LRD) d'interesse possono essere stimate in modo alternativo mediante attività di campo che richiedono un modesto impiego di risorse.

I dati necessari per le diverse fasi possono essere così riassunti:

Modelli per macrotipo/gruppo di tipi:

- a. Utilizzo di modelli esistenti (applicabilità database IRSA): nessun nuovo dato, solo dati monitoraggio standard.
- b. Taratura nuovi modelli a partire da quelli esistenti: da 6 a 12 applicazioni CARAVAGGIO in corrispondenza del campionamento biologico nei siti di riferimento (o in CI in stato elevato). Occorre che la misura della portata avvenga in contemporanea (e nello stesso tratto fluviale) dove viene effettuata l'applicazione del metodo CARAVAGGIO per il rilevamento delle caratteristiche di habitat.
- c. Sviluppo modelli dedicati: circa 30 applicazioni CARAVAGGIO in concomitanza al campionamento biologico lungo un gradiente di LRD in siti senza alterazioni significative della qualità dell'acqua e della morfologia dell'alveo. La misura della portata deve essere effettuata dove viene effettuato il CARAVAGGIO. La raccolta dati deve essere effettuata per macrotipo ma, per l'adattamento sito-specifico (per il CI) della relazione LRD/Q, sono opportune ulteriori 1-3 applicazioni di CARAVAGGIO, per ciascun corpo idrico.

Per tutte le altre valutazioni sono sufficienti i dati raccolti durante il monitoraggio standard (operativo / sorveglianza / indagine) per la DQA. Nel caso di applicazione della procedura per la definizione di DMV/DE in relazione alla presenza di opere/prelievi specifici, il piano di campionamento deve essere adattato alle caratteristiche specifiche degli stessi.

Aspetti di quantità di habitat

La modulazione dei deflussi può determinare una riduzione quantitativa dell'habitat disponibile per le biocenosi (si vedano a tale riguardo anche altri paragrafi/capitoli del presente documento). Al fine di ottenere valutazioni dello stato ecologico che tengano conto degli effetti negativi di una eventuale riduzione sulle comunità dei macroinvertebrati bentonici, viene considerato un fattore di ponderazione per l'indice STAR_ICMi. Questa ponderazione è effettuata mediante un coefficiente di riduzione dell'abbondanza degli organismi bentonici (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 $b \geq a$, varia tra 1 (quando $a=b$) e ≈ 0.05 (quando $a \approx 0$). Il valore

di rA ottenuto² 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.

Note aggiuntive per le stazioni/corpi idrici in Stato ecologico Elevato/Buono in presenza di significative riduzioni di portata

Al fine di porre in relazione diretta la modulazione dei rilasci e la definizione di e-flow con lo stato ecologico (invertebrati), quando si verificano le condizioni specificate nel seguito (e.g., spesso, in area alpina), è necessario operare preliminarmente un affinamento nel calcolo dello STAR_ICMi³.

Qualora lo stato ecologico risulti elevato o buono e si sia in presenza di acclarata riduzione di portata e, contemporaneamente, $(m_j - REF_j) > 0$, i valori di STAR_ICMi dovranno essere corretti secondo la seguente formula: $m_{pj} = m_j - 2(m_j - REF_j)$, con m_{pj} = valore corretto della metrica j in caso di prelievo (p), m_j = valore osservato della metrica j , REF_j = valore tabellare per la metrica j , per il mesohabitat corrispondente. Tale correzione è operata per tutte le metriche per le quali $(m_j - REF_j) > 0$ (a livello di Famiglia). Ai fini del calcolo dello STAR_ICMi, gli RQE_j si calcolano come: mpj/REF_j . Se nessuna delle sei metriche componenti lo STAR_ICMi dovesse mostrare un valore $> REF_j$, tale indice si calcola come di consueto.

Elementi di dettaglio per la messa a punto di metriche specifiche per la definizione dei Deflussi Ecologici

Si suggerisce l'uso di tre metriche biologiche per la valutazione degli effetti di un'eventuale riduzione di portata sulle comunità macrobentoniche, da effettuarsi parallelamente alle consuete analisi volte alla classificazione dello stato ecologico. Le metriche rientrano tra quelle indicate per il monitoraggio di sorveglianza e d'indagine³. Le metriche consentono di valutare su base biologica variazioni nel grado di loticità/lenticità subite dal tratto fluviale in esame.

Le metriche: $nOCH$ (numero famiglie Odonata, Coleoptera, Hemiptera)/ $nFAM$ e $AB/BaSi$ (*Acentrella+Baetis*) / (*Baetidae+Siphonuridae*), possono essere utilizzate, oltre che in termini comparativi (i.e. prima/dopo, monte/valle, etc.), anche in termini assoluti (*Tab. I*³), per il riconoscimento di situazioni di particolare lenticità, per la loro buona risposta al carattere lenticolo-lotico (e.g. LRD).

² Se necessario, la larghezza dell'alveo bagnato può essere stimata come perimetro bagnato della sezione fluviale; la larghezza media deve essere stimata per un tratto fluviale di lunghezza rappresentativa (e.g. ≥ 500 m).

La larghezza media dell'alveo bagnato (stimata su base giornaliera, settimanale o quindicinale), sia osservata sia attesa naturale, viene riferita al momento del campionamento biologico, o al periodo immediatamente precedente (e inclusivo della data del prelievo), il quale è effettuato in stagioni definite in accordo con le finalità del monitoraggio. Tuttavia, se i campioni biologici raccolti in condizioni di magra sono $< 50\%$, le larghezze dell'alveo bagnato rilevate al momento del prelievo non possono essere ritenute pienamente rappresentative su base annua; infatti, in seguito a ridotti afflussi, le condizioni di magra possono comportare una riduzione di habitat maggiore e, quindi, potenzialmente più impattante sulle biocenosi acquatiche e sull'abbondanza della maggior parte dei taxa. Nelle circostanze menzionate, il coefficiente rA è calcolato come media delle condizioni ricostruite (con $Q_i > 0$) per tre portate rappresentative, ad esempio. Q_{50} , Q_{75} , Q_{95} ; in questo caso, lo stesso coefficiente viene utilizzato come fattore unico per ponderare tutti i campioni raccolti nel ciclo di monitoraggio.

³ Per ulteriori specifiche, si rimanda agli aggiornamenti al DM 260/2010, in corso di predisposizione.

Per le metriche nOCH/nFAM e AB/BaSi, nel mesohabitat di riffle e/o generico, sono stati definiti singoli valori soglia, per le diverse HER (Tabella 1). Oltre che singolarmente, le due metriche devono essere qui valutate in combinazione, verificando se nOCH/nFAM superi il valore soglia e contemporaneamente AB/BaSi sia inferiore allo stesso. In questo caso, e in assenza di altri fattori rilevanti di disturbo (e.g. forte inquinamento organico o presenza di sostanze tossiche), la comunità bentonica può essere ritenuta indicatrice di condizioni lentiche imputabili a scarsa disponibilità idrica. In area alpina, è sufficiente che una sola delle due metriche soddisfi tale condizione.

Tabella 1. Valori soglia di nOCH/nFAM e AB/BaSi, per i mesohabitat di riffle e generico (area Alpina), da considerare per Macrotipo/Macroarea/HER sul territorio italiano per il monitoraggio di sorveglianza e d'indagine. Occorre valutare la contemporanea presenza delle due condizioni: AB/BaSi < soglia e nOCH/nFAM > soglia. I valori riportati non si applicano a corpi idrici di origine da ghiacciaio.

Macrotipo/Macroarea/HER	nOCH/nFAM	AB/BaSi
HER 01, 04	0,140	0,985
HER 02, 03, 07	0,100	0,985
HER 05, 06, 08, 09, 10	0,168	0,985
HER 11, 12, 13, 15	0,200	0,985
HER 14	0,235	0,985
HER 16, 17	0,285	0,985
HER 18, 19	0,170	0,985
HER 20, 21	0,220	0,985
Fiumi planiziali, di piccole dimensioni, origine sorgiva o acqua sotterranea	0,200	0,900

La metrica rimanente, tra quelle delle quali si suggerisce l'utilizzo, è l'indice di similarità di Sørensen ($S_{jk} = 2a / (2a + b + c)$): a: numero di taxa in comune tra campioni j e k, b: taxa solo in j, c: taxa solo in k). Per la sua modalità di calcolo, questa metrica è da utilizzarsi in termini comparativi e si presta a molteplici usi, pur garantendo sempre una grande semplicità interpretativa. Essa può essere utilmente impiegata, ad esempio, per confrontare un corpo idrico (CI) in esame con altri dello stesso tipo (e.g. non soggetti a prelievi), per comparare un set di CI a regime idrologico alterato con CI in condizioni di riferimento, per valutare variazioni stagionali in funzione dei rilasci, etc.

Appendice 4 – Metodo idraulico/habitat basato sulla stima della disponibilità di habitat (Metodo e-IH)

Il **Metodo basato sulla stima della disponibilità di habitat (Metodo e-IH)**, si fonda sul principio che lo stato ecologico è legato alla disponibilità spazio-temporale di habitat fisico, direttamente dipendente dalla variazione di portata, e quindi è focalizzato sulla stima della variazione spaziale (legata alla morfologia locale del corso d’acqua) e temporale (dipendente dalla portata) degli habitat fluviali disponibili per le comunità acquatiche al variare delle portate defluenti (ISPRA: MLG 131/2016; MLG 132/2016; MLG 2017).

La metodologia complessiva richiede la conoscenza preliminare di alcuni elementi di base, ed in particolare:

- di definire una opportuna scala spaziale di riferimento, che deve essere rilevante per l’idromorfologia fluviale (tratto morfologico - vedi Box 1) e che può essere poi ragguagliata al corpo idrico;
- di determinare le principali pressioni idromorfologiche agenti sul corpo idrico, e i loro effetti.

In Fig. 1 è descritto l’approccio del Metodo e-IH per la definizione dei deflussi ecologici, il quale include aspetti geomorfologici, idrologici e biologici ed è stato espressamente concepito per essere utilizzato nei processi di gestione delle risorse idriche e per essere applicato a qualunque tipologia di corso d’acqua e per territori ampi ed eterogenei.

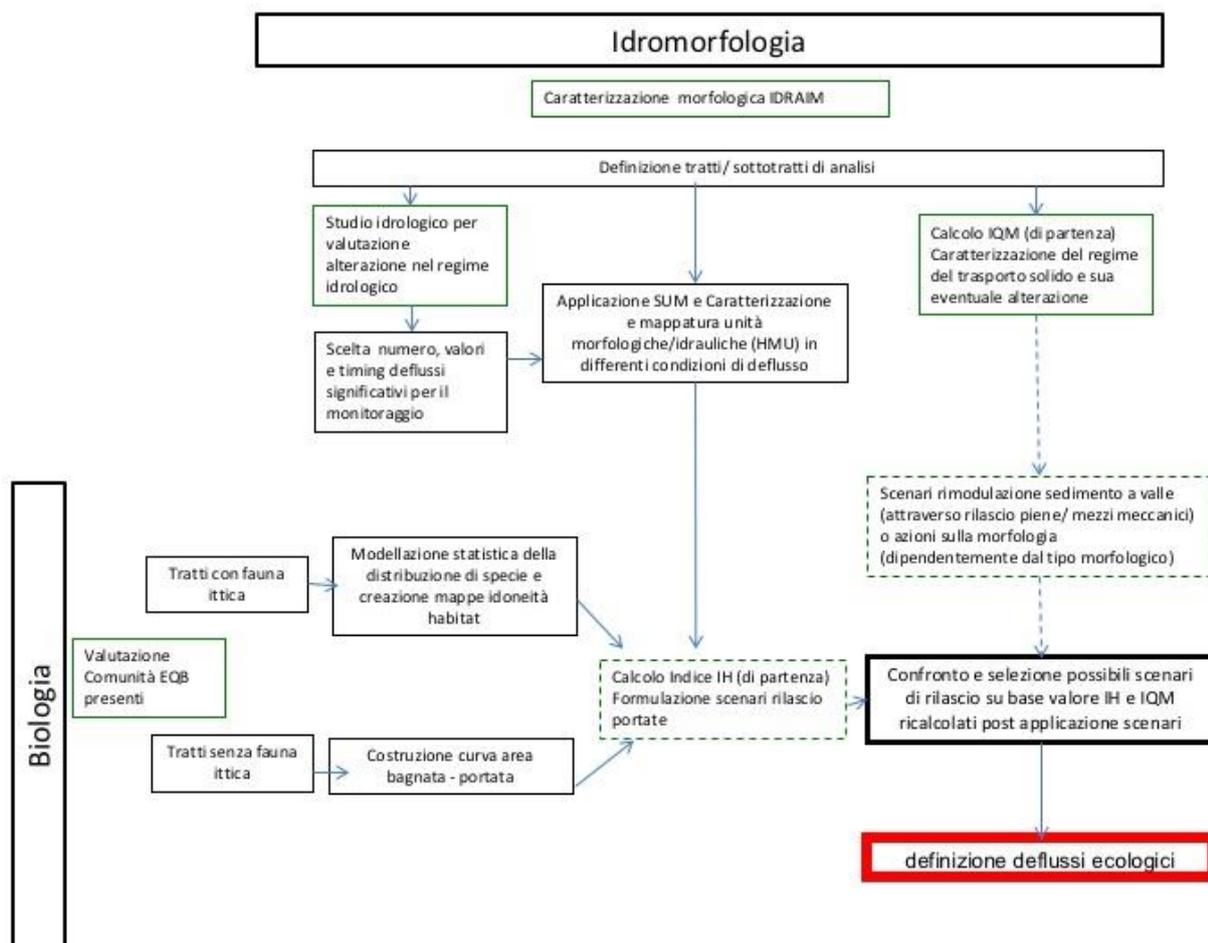


Fig. 1 Diagramma di flusso rappresentante gli step procedurali per la definizione dei deflussi ecologici con il Metodo e-IH.

L'iter procedurale del metodo si divide in quattro parti principali: (1) caratterizzazione morfologica, (2) analisi idrologica e del regime dei sedimenti, (3) analisi delle comunità presenti, (4) confronto e selezione di possibili scenari di rilascio.

1. Caratterizzazione morfologica

La caratterizzazione morfologica dei corsi d'acqua superficiali segue le indicazioni riportate nei Manuali ISPRA SUM 133/2016 e IDRAIM 131/2016 e serve, nell'ordine, a: (i) individuare i tratti morfologici (o i sottotratti) e le relative unità morfologiche che costituiscono l'unità di indagine per le valutazioni successive, (ii) a valutare lo stato di alterazione/qualità morfologica; e (iii) a definire le strategie dei rilasci (deflussi ecologici).

Se il tratto è soggetto a pressioni idromorfologiche che vadano a compromettere la continuità longitudinale del flusso di sedimenti (es. dighe, briglie di trattenuta, derivazioni che generino alterazione delle portate formative) e conseguenti modificazioni idromorfologiche, è necessario, infatti, prevedere scenari combinati di rilascio acqua/sedimenti che tendano a mantenere o migliorare lo stato idro-morfologico del corso d'acqua secondo quanto riportato manuale IDRAIM.

Per giungere all'elaborazione di tali scenari occorre, oltre che procedere alla valutazione morfologica attraverso IQM ex-ante ed ex-post, caratterizzare il regime del trasporto solido (e la sua alterazione) in termini di bilanci e di portate solide.

La caratterizzazione morfologica IDRAIM consente di valutare le modificazioni morfologiche anche su larga scala temporale ed operare decisioni gestionali su base previsionale.

La risoluzione spaziale da utilizzare per la definizione dei deflussi ecologici è quella dell'unità morfologica.

Nei corsi d'acqua naturali, le unità morfologiche corrispondono generalmente per estensione ai cosiddetti *mesohabitat*, ed hanno, in corsi d'acqua a canale singolo, una dimensione longitudinale dello stesso ordine di grandezza della larghezza dell'alveo, mentre in corsi d'acqua a morfologia transizionale (*wandering*) o a canali intrecciati, essa è dell'ordine di grandezza della larghezza del canale di magra.

Complessivamente, la dimensione delle unità morfologiche può coprire un intervallo compreso fra 10^{-1} e 10^3 m. Questo ordine di grandezza differisce da unità spaziali ancora più piccole (unità sedimentarie e/o vegetazionali o elementi fluviali), come per esempio delle piccole zone di sedimento fine (ad es., sabbia) in mezzo a clasti di grandi dimensioni (ad es., massi), corrispondono invece alla scala del microhabitat.

La scala dell'unità morfologica presa a riferimento determina la presenza e diversità degli habitat fisici intesi in senso lato (ovvero non riferiti alla presenza di determinati organismi, specie, popolazione o individuo) e allo stesso tempo è legata in maniera stretta al ciclo vitale di numerose comunità (come per esempio la fauna ittica). Pertanto si ritiene questa scala spaziale rappresentativa per stabilire relazioni tra elementi fisici e biologici.

La descrizione delle unità morfologiche di un corso d'acqua superficiale deve avvenire all'interno di un sottotratto, ovvero di una porzione di tratto fluviale rappresentativa dell'intero tratto in termini di distribuzione spaziale e relative proporzioni di unità morfologiche tipiche.

In accordo con la procedura IDRAIM, un tratto di corso d'acqua viene definito attraverso una procedura scalare di segmentazione che utilizza, per ciascuna unità spaziale, le variazioni di alcune caratteristiche o variabili significative per tale scala, e classificato in base alla (i) morfologia dell'alveo (*channel pattern* e condizioni di confinamento), a (ii) discontinuità significative delle variabili di controllo (es. portate, pendenze) e (iii) al tipo di sedimento che ne costituisce l'alveo. Questa definizione della morfologia implica in genere una caratterizzazione di massima delle unità morfologiche presenti (presenza/assenza di unità

caratterizzanti una determinata morfologia) utilizzando generalmente le informazioni disponibili derivanti da foto aeree, satellitari o visite sul terreno. Ogni tipologia morfologica, entro certi limiti, presenta un spettro caratteristico di unità morfologiche, il cui assemblaggio è il risultato dei processi che hanno determinato quella determinata morfologia locale, in funzione delle variabili guida e delle condizioni al contorno che agiscono a scale spaziali maggiori.

La scelta del tratto (o dei tratti) oggetto di studio all'interno di un reticolo idrografico dipende fondamentalmente dagli obiettivi dell'applicazione, che possono essere di natura differente (a titolo di esempio: una determinata derivazione può avere effetti sull'assetto idro-morfologico di un solo tratto, di un insieme di tratti o di una intera unità fisiografica).

Se si considera un solo tratto di analisi, una volta caratterizzate le unità morfologiche tipiche del tratto di studio, per tratti fluviali a canale singolo viene considerata rappresentativa una porzione di tratto (denominata sottotratto) di lunghezza compresa indicativamente tra le 10 e le 20 volte la larghezza dell'alveo inciso, che includa al proprio interno un numero di unità morfologiche pari o superiore a 10.

Nel caso di corsi d'acqua di grandi dimensioni, soprattutto per alvei a canali intrecciati, tale lunghezza può essere talvolta ridotta a un minimo di 2 volte la larghezza dell'alveo. La dimensione massima del sottotratto si identifica con l'intero tratto.

Le informazioni dettagliate vengono raccolte alla scala delle unità morfologiche seguendo la procedura indicata nel Manuale ISPRA 2017 (MesoHABSIM) e classificate all'interno della struttura di caratterizzazione morfologica presentata nel Manuale MLG 132/2016 (Manuale SUM). Questa descrizione permette formare un solido legame tra la componente idro-morfologica alla scala di tratto/sottotratto e la componente biologica alle scale gerarchicamente inferiori (*mesohabitat* e *microhabitat*).

All'interno del Manuale SUM, di particolare interesse per la definizione dei deflussi ecologici sono le "unità di canale", che costituiscono un sotto-insieme delle "unità di alveo". Otto sono le possibili tipologie di unità di canale (*pothole, cascade, rapid, riffle, step, pool, glide*, sistema di dune) le cui descrizioni forniscono una indicazione utile all'individuazione durante il rilievo in campo. A queste 8 tipologie, in casi particolari, possono affiancarsi altre unità morfologiche comprese fra le unità emerse delle unità di alveo (in particolare "vegetazione acquatica"), le unità di transizione ("canale secondario" e "lago di pianura", "zona umida") e gli elementi artificiali.

La possibilità di avere come base la strutturata caratterizzazione morfologica dalla scala di tratto, descritta nel Manuale IDRAIM, a quella delle unità morfologiche, descritta nel Manuale SUM, nella quale caratterizzazione rientrano tutte le possibili configurazioni morfologiche presenti nei tratti fluviali sul territorio nazionale, permette di effettuare valutazioni sull'habitat disponibile per la componente biotica a grandi scale spaziali maggiori del singolo tratto, e consente di estrapolare i risultati ottenuti fino alla scala di bacino idrografico o di territorio regionale. In particolare, nel caso in cui le analisi per la definizione dei deflussi ecologici interessano più tratti, è possibile generare una valutazione globale calcolata come media pesata delle valutazioni sui singoli sottotratti, dove i pesi sono dati dalle lunghezze dei diversi tratti.

2. Studio idrologico

La distribuzione dell'habitat fisico disponibile per un determinato organismo o una comunità cambia al variare della portata defluente in alveo. Per un'assegnata configurazione idro-morfologica, infatti, l'estensione areale e le caratteristiche idrauliche delle unità morfologiche disponibili (bagnate) è diversa per diversi valori di portata.

Per poter descrivere il regime idrologico di un corso d'acqua e anche meglio supportare la caratterizzazione morfologica (stima delle portate formative), è necessario disporre di una serie temporale di portata sufficiente lunga. La soglia minima per quantificare appropriatamente l'incertezza statistica nella stima di metriche idrologiche è fissata a 15 anni.

E' tuttavia possibile, nella metodologia di definizione dei deflussi ecologici qui presentata, utilizzare serie temporali di lunghezza inferiore, fino ad un minimo di 3 anni. Questa riduzione nella lunghezza della serie idrologica per la caratterizzazione del regime di deflusso deve però essere compensata dalla possibilità di modificare la concessione di prelievo fino al momento in cui non si disponga di una serie idrologica di lunghezza appropriata (15 anni).

L'idrogramma medio annuo e la curva di durata delle portate, in condizioni sia di assenza sia di presenza della derivazione oggetto di analisi, vengono generalmente usate per selezionare i valori di portata significativi dal punto di vista idrologico e morfologico, necessari per la caratterizzazione morfologica e la descrizione dell'habitat fisico nei diversi periodi critici (timing) del regime idrologico e/o nei bioperiodi delle biocenosi acquatiche presenti.

Tre rilievi idro-morfologici effettuati in differenti condizioni di deflusso (caratteristiche sia del regime di magra sia di valori superiori alla media annua) sono considerati il minimo per descrivere le variazioni spazio-temporali di habitat, come riportato nel Manuale ISPRA 2017 (MesoHABSIM). Tuttavia, un numero maggiore di rilievi (quattro/cinque) è raccomandabile nella maggior parte dei casi e comunque legato al minimo necessario per l'aggiornamento delle scale di deflusso relative alla sezione in esame. In particolare si fa notare che, all'aumentare dell'intervallo di portate e condizioni idrologiche che si desidera analizzare, è possibile aumentare il numero di rilievi idro-morfologici del sottotratto.

È altresì da tenere presente che, a seguito di alterazioni idro-morfologiche che influenzano la frequenza di eventi di piena formativa (valore di portata di picco con tempo di ritorno 2-5 anni, rappresentativo della forma e delle dimensioni dell'alveo di un corso d'acqua naturale) o il naturale flusso di sedimenti, la morfologia degli alvei può essere soggetta a modifiche nel tempo.

In tal caso è possibile osservare un cambio morfologico su ampie scale temporali utilizzando in modo previsionale gli indici IQM/IQMm (Figura 1).

3. Analisi delle comunità biotiche presenti

Per la definizione dei deflussi ecologici, deve essere scelta la comunità ittica come principale comunità target. È quindi possibile suddividere i corsi d'acqua in funzione della presenza o meno di suddetta comunità.

Nei tratti in cui si riscontra la presenza di fauna ittica sarà necessario fare alcune considerazioni a scala locale per definire l'insieme di specie ittiche su cui eseguire le analisi. Tali considerazioni sono da riferirsi al contesto del tavolo tecnico di cui all'articolo 2 del presente testo. Per una parte significativa del territorio nazionale, le comunità di riferimento sono infatti definite nell'ambito del processo di classificazione ai sensi dell'allegato 1 alla parte III del D. Lsg. 152/2006 e ss.mm.ii e sono oggetto di un processo progressivo di affinamento da parte delle Regioni. A titolo di esempio, la composizione delle comunità ittiche naturali varia all'interno di una regione idrografica secondo le condizioni morfo-climatiche del bacino (posizione geografica, altitudine, pendenza media, morfologia, regime termico dell'acqua).

Per stimare la variazione spazio-temporale di habitat disponibile in generale, e in particolare per la fauna ittica, viene applicata la metodologia MesoHABSIM (Mesohabitat Simulation Model). Il metodo MesoHABSIM viene qui proposto in quanto, nell'ordine, (i) presenta notevoli miglioramenti metodologico - concettuali rispetto ai tradizionali metodi di modellazione a micro-scala (o del micro-habitat, come ad es., il metodo PHABSIM – Physical Habitat Simulation Model), (ii) operando a scala di mesohabitat, è integrato

all'interno del framework IDRAIM e la caratterizzazione delle unità morfologiche SUM (Manuale MLG 132/2016) (iii) risulta già ampiamente applicato sul territorio italiano, (iv) possiede un riconoscimento scientifico internazionale, (v) ha la possibilità di eseguire valutazioni non solo a scala di tratto, ma anche di bacino idrografico o regionale.

I modelli biologici di idoneità di habitat che predicono la distribuzione della fauna ittica all'interno del tratto di studio, sono modelli generati per le diverse specie e i relativi stadi vitali basandosi su dati biologici quantitativi raccolti in campo a scala di unità morfologica e le informazioni disponibili in letteratura scientifica. La tecnica statistica ad apprendimento automatico denominata Random Forests (RF) viene comunemente utilizzata all'interno della metodologia MesoHABSIM per identificare i parametri che maggiormente influenzano la presenza o l'abbondanza delle specie (e i relativi stadi vitali) e determinarne la probabilità di presenza o di abbondanza all'interno di ogni unità morfologica, vedasi Manuale MLG xxx/2017 (Manuale MesoHABSIM).

All'interno del software SimStream (operante in ambiente QGIS) per l'applicazione della metodologia MesoHABSIM è incluso (e ampliato) il set di modelli disponibili per la valutazione spazio-temporale dell'habitat fluviale.

Per i tratti fluviali caratterizzati da naturale assenza di pesci (ad es., corsi d'acqua a quote superiori a 2000 m, corpi idrici di piccolissime dimensioni o caratterizzati da regime idrologico intermittente) l'applicazione della metodologia insegue le seguenti regole.

- In tratti in cui la morfologia del corso d'acqua non risente della presenza di alterazioni antropiche e strutture in alveo (tutti gli indicatori A4-A9 dell'indice IQM, Rinaldi et al. 2014, ricadono in classe A o B), l'area bagnata al variare della portata defluente viene considerata come metrica per quantificare gli impatti sulle comunità biotiche.
- In tratti in cui lo stato morfologico risente di interventi antropici in alveo (almeno uno degli indicatori A4-A9 dell'indice IQM ricade in classe C), non viene applicata la metodologia MesoHABSIM e applicato l'indice IH, ma viene, congiuntamente al metodo e-IARI, seguita esclusivamente la procedura di valutazione/miglioramento delle condizioni morfologiche prevista dal Manuale IDRAIM.

4. Confronto e selezione tra possibili scenari di rilascio per la determinazione del DMV

L'ultimo passo della metodologia per la determinazione del DMV/DE consiste nella previsione quantitativa del cambiamento della disponibilità di habitat e dell'assetto idro-morfologico in funzione degli scenari gestionali di interesse.

Esso consiste nella simulazione degli scenari futuri di gestione del corso d'acqua in esame, legati a diverse modalità di utilizzo delle risorse idriche, ed in particolare nella produzione di diversi scenari di rilascio, che possono essere agevolmente confrontati e valutati, calcolando i valori degli indici IARI, IH e IQM ed osservando il loro scostamento dalle condizioni di partenza.

Laddove la derivazione non induca modifiche alla morfologia del tratto, valutabili attraverso la variazione di IQM, IQMm e vi sia una serie di dati idrologici di almeno 15 anni (o, in presenza di hydropeaking di almeno 1 anno di dati orari), può essere applicata anche la seguente metodologia di tipo idrologico per la determinazione dei DE, denominata e-IARI.

Il Metodo Idrologico e-IARI si fonda sull'assunto che la conservazione di un livello "soddisfacente" di naturalità del regime idrologico (in termini quantitativi e di distribuzione temporale) costituisce il presupposto per la conservazione di livelli sostenibili di qualità ambientale nell'ecosistema fluviale nel suo complesso. Il livello di "soddisfazione" è valutato attraverso l'indice IARI di cui al D.M. 260/2010.

La definizione del regime dei deflussi ecologici attraverso e-IARI è illustrata in figura 2 e dettagliata nella procedura e-IARI di cui al medesimo documento ISPRA 2017.

In presenza di restituzioni intermittenti di portata, occorrerà stabilire, attraverso la valutazione degli indici di hydropeaking (http://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/manuali-lineeguida/Metodo_Hydropeaking_CAROLLL_ET_AL2014.pdf), se l'hydropeaking è un elemento da considerare nella definizione dei DE.

Se almeno uno dei due indici è sopra soglia, i DE vanno progettati nel quadro delle misure di mitigazione dell'hydropeaking, che sono di carattere gestionale o strutturale e caso-specifiche.

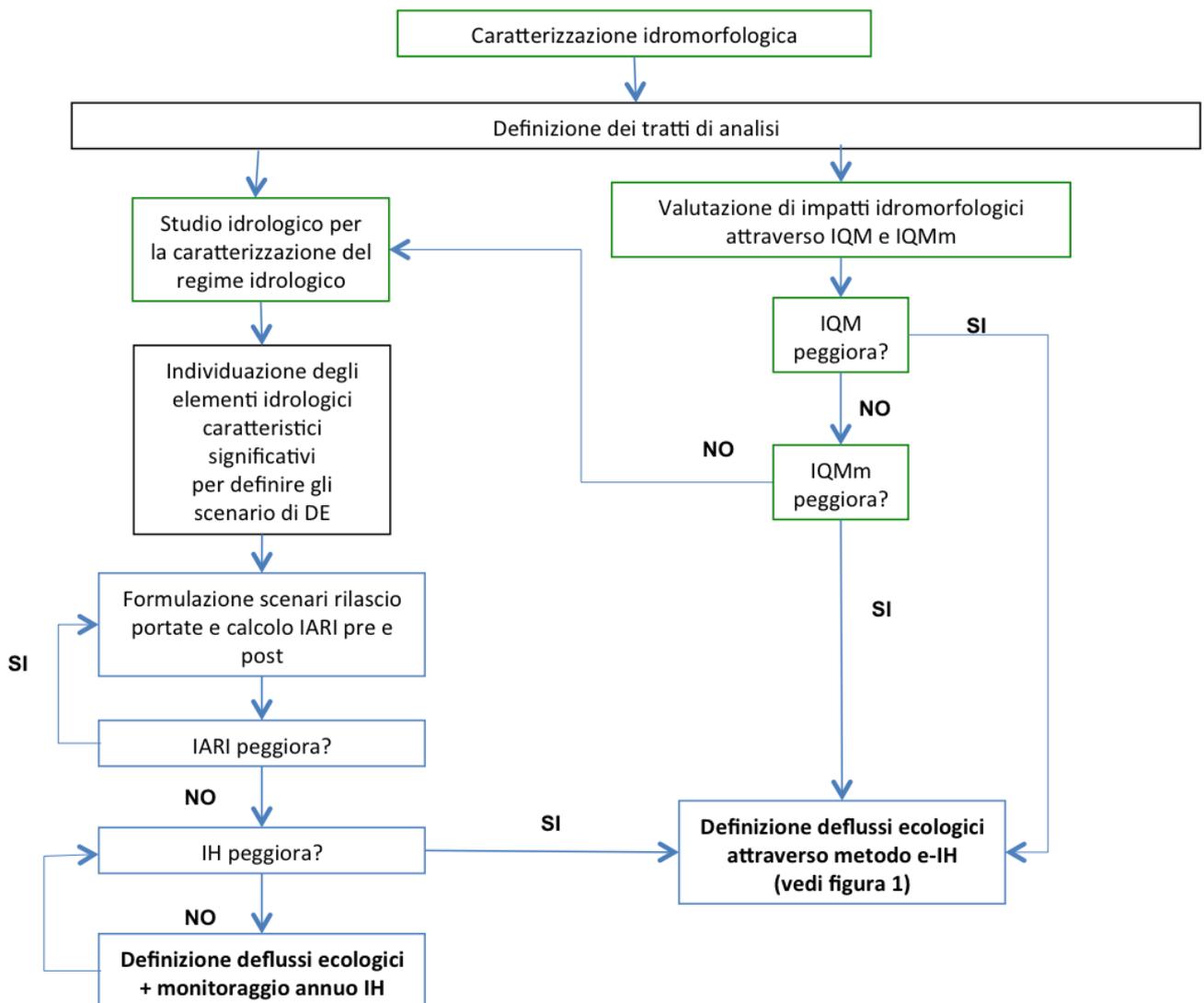


Figura 2. Diagramma di flusso rappresentante gli step procedurali per la definizione dei deflussi ecologici con il Metodo e-IARI.

Appendice 5

Glossario

Bilancio idrico. Comparazione, nel periodo di tempo considerato, fra le risorse idriche (disponibili o reperibili) in un determinato bacino o sottobacino, superficiale o sotterraneo, al netto delle risorse necessarie alla conservazione degli ecosistemi acquatici ed i fabbisogni per i diversi usi (esistenti o previsti)

Bilancio idrologico. Comparazione, nel periodo di tempo considerato e con riferimento ad un determinato bacino o sottobacino, superficiale o sotterraneo, tra afflussi e deflussi naturali, ovvero deflussi che si avrebbero in assenza di pressione antropica

Curva di durata. Curva che rappresenta, per ciascun valore di portata, l'intervallo di tempo per il quale lo stesso valore di portata è superato

Deflusso Ecologico. Regime idrologico che, in un tratto idraulicamente omogeneo di un corso d'acqua, appartenente ad un corpo idrico così come definito nei Piani di Gestione dei distretti idrografici, è conforme col raggiungimento degli obiettivi ambientali definiti ai sensi dell'art. 4 della DQA

Deflusso Minimo Vitale. Portata istantanea da determinare in ogni tratto omogeneo del corso d'acqua, che deve garantire la salvaguardia delle caratteristiche fisiche del corso d'acqua, chimico-fisiche delle acque nonché il mantenimento delle biocenosi tipiche delle condizioni naturali locali.

Hydropeaking. Sequenza ripetuta di rapidi aumenti e riduzioni della portata in un corso d'acqua artificialmente provocati dalle restituzioni in alveo delle portate utilizzate dalle centrali idroelettriche per la produzione di energia

Modelli Ecological Status-oriented. Metodi modellistici per la determinazione del deflusso ecologico, basati sull'assunzione diretta, nei criteri di calcolo, dei parametri ecologici

Paradigma delle portate naturali. Paradigma scientifico secondo cui il mantenimento di un regime, simile a quello naturale, in un dato corso d'acqua, favorisce il mantenimento degli habitat e delle specie autoctone in esso presenti

Portate misurabili. Un valore di portata stimata ottenuto considerando come condizioni al contorno la presenza di interferenze/alterazioni di origine antropica

Portate misurate. Portata istantanea misurata all'idrometro

Portata modellata. Portata interamente derivata dall'applicazione di strumenti di modellistica idrologica.

Portate naturali. Portate che defluiscono in un corso d'acqua in assenza di interferenze/alterazioni di origine antropica – corrisponde alle “condizioni naturali di riferimento”

Portate naturalizzate. I valori di portata naturale determinati a partire da un dato misurato depurato dagli effetti antropici come ad esempio quelli dovuti a prelievi ovvero a regolazione da parte di invasi o ad altri effetti

Portata stimata. Vedi “portata modellata”

Regime idrologico. L'insieme delle caratteristiche attese, quantitative e temporali, con cui nel medesimo corso d'acqua si manifestano i deflussi idrici

Stato Ecologico. Espressione della qualità della struttura e del funzionamento degli ecosistemi acquatici associati alle acque superficiali

Abbreviazioni usate nel testo

CI = Corpo Idrico

CARAVAGGIO: Core Assessment of River hAbitat Value and hydromorpholoGical cOndition.

DE = Deflusso(i) Ecologico(i)

DMV = Deflusso Minimo Vitale

DQA = Direttiva Quadro Acque

ELOHA = Ecological Limits of Hydrologic Alteration

GEP = Good Ecological Potential

GES = Good Ecological Status

IAHRIS = Indices de Alteracion Hidrologica en RIoS

IAM = Indice di Alterazione Morfologica

IARI = dell'Indice di Alterazione del Regime Idrologico

IDRAIM = Sistema di valutazione IDRomorfologica, AnaliSI e Monitoraggio dei corsi d'acqua

IFF = Indice di Funzionalità Fluviale

IQH = Indice di Qualità dell'Habitat

IFF = Indice di Qualità Fluviale

IQM = Indice di Qualità Morfologica

IQMm = Indice di Qualità Morfologica modificato

LRD = Lentic-lotic River Descriptor

MATTM = Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare

MIPAAF = Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali

MISE = Ministero dello Sviluppo Economico

OECD = Organisation for Economic Co-operation and Development

PBI = Piano di Bilancio Idrico

PdG = Piano di Gestione (delle Acque)

STAR_ICMi

SUM = Sistema di classificazione delle unità morfologiche

WFD = Water Framework Directive