



Metodi di studio di compatibilità/impatto ambientale relativi agli impianti di derivazione idrica dai corsi d'acqua del bacino del Po

A cura di: **Gilberto FORNERIS¹, Ilario MORESCO², Massimo PASCALE²,**
Gian Carlo PEROSINO² e Patrizia ZACCARA²

Torino novembre 2007

1 - Dipartimento di Produzioni Animali, Epidemiologia ed Ecologia dell'**Università di Torino**.
2 - C.R.E.S.T., Centro Ricerche in Ecologia e Scienze del Territorio (Torino).

INDICE

1	- INTRODUZIONE	pag. 2
2	- ELEMENTI MORFOMETRICI	pag. 3
2.1	- Le fasce altimetriche	pag. 3
2.2	- L'indice fisico di produttività	pag. 5
3	- PLUVIOMETRIA E IDROLOGIA NATURALE	pag. 7
3.1	- Pluviometria del bacino sotteso	pag. 8
3.2	- Metodi per la caratterizzazione idrologica	pag. 10
3.3	- Regimi idrologici	pag. 12
3.4	- Limiti nel calcolo dei volumi idrici disponibili	pag. 14
3.5	- Limiti nella caratterizzazione dell'anno idrologico scarso	pag. 15
3.6	- Portata media annua di durata pari a 182 giorni	pag. 18
3.7	- La validazione dell'analisi idrologica	pag. 18
4	- DEFLUSSO MINIMO VITALE	pag. 21
4.1	- La formula dell'Autorità di Bacino del Fiume Po	pag. 21
4.2	- L'efficacia del Deflusso Minimo Vitale	pag. 22
5	- IDROLOGIA IN FASE DI ESERCIZIO	pag. 26
5.1	- Regime idrologico e portata annua	pag. 26
5.2	- Curva di durata delle portate	pag. 28
6	- VALUTAZIONI MORFO - IDRAULICHE	pag. 30
6.1	- Granulometria dell'alveo fluviale	pag. 30
6.2	- I microambienti	pag. 31
6.3	- Elementi di idraulica	pag. 35
6.4	- Modello di determinazione del livello di alterazione idrologica/idraulica	pag. 39
7	- STAZIONI DI CAMPIONAMENTO	pag. 41
	- QUALITÀ FISICO - CHIMICA DELLE ACQUE	pag. 42
8.1	- Carico naturale ed antropico	pag. 42
8.2	- LIM. Livello Inquinamento dei Macrodescrittori	pag. 44
8.3	- Confronto tra carico antropico ed i livelli LIM	pag. 46
8.4	- Analisi dei sedimenti ed ecotossicologiche	pag. 47
9	- QUALITÀ BIOLOGICA DELLE ACQUE	pag. 50
9.1	- Ragioni per l'applicazione dell'IBE.	pag. 50
9.2	- Fattori condizionanti la composizione della biocenosi	pag. 51
9.3	- Criteri per la corretta applicazione dell'I.B.E.	pag. 53
9.4	- Comunità di riferimento e analisi di situazioni particolari	pag. 55
9.5	- La qualità biologica negli studi di compatibilità/impatto ambientale	pag. 57
10	- FUNZIONALITÀ FLUVIALE	pag. 59
10.1	- Ragioni per l'applicazione dell'IFF.	pag. 60
10.2	- Indicazioni di sintesi e criteri per l'applicazione del metodo	pag. 60
11	- ITTIOFAUNA	pag. 61
11.1	- Pesca elettrica e limiti dell'azione di campionamento	pag. 61
11.2	- Scelta delle stazioni, periodi di campionamento	pag. 13
11.3	- Metodi di campionamento	pag. 64
11.4	- Alterazioni delle comunità ittiche	pag. 65
12	- SINTESI	pag. 68
13	- BIBLIOGRAFIA (Autori citati)	pag. 72

1 - INTRODUZIONE

I Piani di Tutela delle Acque (PTA) regionali descrivono le azioni di gestione, programmazione e tutela delle risorse idriche utili al conseguimento degli **obiettivi di qualità** indicati all'art. 4 del succitato D.Lgs. 152/99 ed in particolare uno Stato Ambientale del Corso d'Acqua (SACA) = **buono** entro il **31 dicembre 2016** (o sia mantenuto, ove già esistente, il SACA = elevato) per i corpi idrici significativi superficiali e sotterranei¹. Tali obiettivi² sono verificati in base agli esiti dei campionamenti effettuati sulle reti di monitoraggio regionali³. Se essi vengono conseguiti per quelle stazioni, la stessa qualità dovrebbe risultare anche per i corpi idrici (o loro segmenti) non monitorati.

Ciò spiega il motivo per cui **le azioni previste per la tutela ed il recupero dei corsi d'acqua devono coinvolgere “tutti” gli ambienti fluviali, anche quelli non direttamente monitorati ma interessati da progetti di utilizzo delle risorse idriche, anche in assenza di stazioni della rete di monitoraggio**. Qualunque ipotesi di utilizzo delle risorse idriche deve essere coerente con i succitati obiettivi di qualità.

Per quanto attiene le domande di concessione di derivazione di acqua pubblica, si rende necessaria l'elaborazione di allegati tecnici comprendenti, ove richiesto, *lo studio di compatibilità ambientale*. In alcuni casi, date le caratteristiche dell'opera prevista, diventa necessaria la procedura di valutazione di impatto ambientale (VIA) In sostanza alla domanda occorre allegare uno studio dettagliato delle caratteristiche ambientali del corpo idrico interessato dalla derivazione, con particolare riferimento all'analisi delle possibili conseguenze sull'ecosistema fluviale ed in riferimento alle necessità di tutela e di conseguimento degli obiettivi di qualità sopra descritti. Ma l'ambiente fluviale è un sistema assai complesso, risultato dall'interazione di molteplici fattori ambientali, molti dei quali anche di difficile analisi ed interpretazione. Per tale motivo la letteratura idrobiologica raccomanda un esame integrato almeno delle componenti naturali principali, pur avvertendo che comunque il quadro complessivo *ante-operam* che si può ottenere è inevitabilmente approssimato; ma le incertezze risultano ancora più evidenti quando si cerca di valutare (o addirittura quantificare) le conseguenze della realizzazione di un qualunque progetto. Allo stato attuale i modelli ecologici (soprattutto predittivi) fanno ancora parte di un ambito di ricerca che non ha trovato sufficiente (e convincente) conforto dall'applicazione pratica.

Tenuto conto che l'alterazione del regime idrologico a seguito di prelievi idrici costituisce la causa principale dell'insieme degli impatti, le componenti ambientali o meglio i capitoli di studio più significativi per l'analisi di un ecosistema fluviale sono quelli sotto elencati:

1. **morfometria dell'asta fluviale e del bacino sotteso;**
2. **pluviometria e idrologia naturale (*ante-operam*);**
3. **idrologia attuale (*ante-operam*);**
4. **deflusso minimo vitale (DMV);**
5. **idrologia prevista (*post-operam*);**
6. **idraulica dell'alveo fluviale;**
7. **qualità fisico - chimica delle acque;**
8. **qualità biologica delle acque;**
9. **funzionalità fluviale;**
10. **ittiofauna;**
11. **monitoraggio;**

¹ Analogo all'obiettivo previsto dal Testo Unico sull'Ambiente (D. Lgs. 152 del 3 aprile 2006) che prevede anch'esso il mantenimento o il raggiungimento dello stato “buono” per i corpi idrici significativi superficiali o sia mantenuto, ove già esistente, lo stato “elevato”, entro il 22 dicembre 2015. Analogamente al precedente D. Lgs. 152/99, al fine di rendere concretamente possibile l'obiettivo del 2015, anche il D. Lgs 152/06 prevede che, entro il 31 dicembre 2008, ogni corpo idrico superficiale deve conseguire almeno i requisiti dello stato di “sufficiente”.

² Il piano di Tutela è previsto anche dal nuovo D. Lgs. 152/06; infatti al punto 3) dell'art. 79 si cita: “*le regioni, al fine di un costante miglioramento dell'ambiente idrico, stabiliscono programmi che vengono recepiti nel Piano di Tutela, per mantenere o adeguare la qualità delle acque...*”

³ Il nuovo D. Lgs. 152/06 riconsidera le componenti ambientali da valutare per la definizione dello Stato di Qualità dei fiumi e fa riferimento alle Direttiva 200/60/CE, in buona parte sovrapponibili a quelle del precedente Decreto del 1999. Fra esse merita citare la “*composizione e abbondanza dei macroinvertebrati bentonici*” e la “*composizione, abbondanza e struttura di età della fauna ittica*” tra gli elementi biologici e le “*condizioni termiche, di ossigenazione e dei nutrienti*” tra gli elementi fisico - chimici, definiti di “*sostegno degli elementi biologici*” (A.1.1 dell'Allegato 1).

2 - ELEMENTI MORFOMETRICI

Lo studio di un ecosistema fluviale, soprattutto quando finalizzato alla redazione degli allegati tecnici ad una domanda di concessione di derivazione idrica, come accennato in introduzione, deve fare riferimento a diverse componenti ambientali. Fra esse di primaria importanza è la caratterizzazione idrologica del tratto di corso d'acqua interessato dal progetto, sia naturale, sia indotta dall'esercizio della derivazione stessa. Scopo del presente capitolo è l'**individuazione dei parametri morfometrici essenziali alla caratterizzazione dei regimi idrologici**.

Allo studio morfometrico deve essere allegata una **carta topografica di dettaglio** nella quale viene evidenziata, con precisione, la sezione sul corso d'acqua ove è prevista l'opera di presa (**s1**) ed eventualmente quella di restituzione dell'acqua (**s2**).⁴ La scala di rappresentazione dipende dalle dimensioni del bacino sotteso e dall'ingombro cartaceo, ma deve essere sufficiente a ben rappresentare i limiti del bacino stesso (spartiacque), la sua altitudine massima, l'origine dell'asta fluviale principale (**O**) e soprattutto tale da permettere le misure morfometriche necessarie e nel seguito elencate:

- **altitudine massima del bacino sotteso (H_{\max})**; è l'altitudine [m s.l.m.] più elevata lungo il perimetro del bacino idrografico o all'interno di esso; va evidenziata nella carta topografica di dettaglio;
- **altitudine mediana (H_{med})**; è l'altitudine [m s.l.m.] che divide l'area totale del bacino in due metà equiestese a monte ed a valle;⁵
- **altitudine alla sezione di presa (H_{sez})**; è l'altitudine [m s.l.m.] sull'asta fluviale in corrispondenza della sezione ove è prevista l'opera di presa (o *altitudine minima del bacino*)⁶; va evidenziata nella carta topografica di dettaglio;
- **altitudine delle sorgenti (H_{sorg})**; è l'altitudine [m s.l.m.] dell'origine del corso d'acqua principale; va evidenziata nella carta topografica di dettaglio;
- **superficie delle fasce altimetriche più significative** sotto il profilo climatico ed idrologico;
- **superficie totale del bacino sotteso alla sezione di presa (S)**; pari alla somma delle precedenti [km^2];
- **lunghezza dell'asta fluviale principale (L)** dalle origini alla sezione di presa [km];
- **lunghezza dell'asta fluviale sottesa (L_{1+2})** misurata [km] dalla sezione ove è prevista l'opera di presa (**s1**) a quella ove è prevista la restituzione (**s2**);
- **pendenza media asta fluviale (Pi)** del tratto **s1 ÷ s2** sotteso dalla derivazione [%];
- **indice fisico di produttività (Ip_f)**; parametro sintetico utile alla descrizione dell'ambiente fluviale ai fini ittiofaunistici.

2.1 - Le fasce altimetriche

Il regime dei deflussi dipende, in modo importante, dalle modalità di quello degli afflussi. Quantità e modalità delle precipitazioni si possono analizzare mediante i valori medi mensili ed annui delle precipitazioni alle stazioni meteorologiche disposte entro o nelle zone limitrofe del bacino in studio. Ma la risposta idrologica alle piogge è mediata dalle caratteristiche ambientali del bacino stesso, fra le quali quelle morfometriche. Molto importante è anche il clima ed in particolare i regimi pluviometrico e termico. elevate temperature

⁴ La sezione di restituzione dell'acqua è, in certi casi, facilmente individuabile (es. utilizzazioni idroelettriche). In altri casi (irriguo) occorre individuare, con criteri illustrati successivamente, una sezione a valle per la quale si ritiene che la sottrazione d'acqua costituisce un'alterazione idrologica poco significativa.

⁵ L'altitudine mediana (H_{med}) si ricava dalla curva ipsografica del bacino (Strahler, 1952, 1968); ciò richiede la planimettratura delle fasce altimetriche, con equidistanza di 50, 100 o 200 m, una procedura piuttosto lunga. In alternativa, seppure con minore precisione (ma sufficiente rispetto agli obiettivi previsti), si può applicare la seguente formula (Regione Piemonte, 1992):

$$H_{\text{med}} = \frac{0,9 \cdot H_{\max} + H_{\text{sez}}}{2}$$

Dove H_{\max} e H_{sez} sono rispettivamente l'altitudine massima del bacino sotteso e quella della sezione in studio, entrambe espresse in [m s.l.m.].

⁶ Mentre le altitudini massima (H_{\max}) e mediana (H_{med}) sono utili per ottenere indicazioni di carattere generale sulla distribuzione delle fasce altimetriche e quindi climatiche, del bacino sotteso, l'altitudine della sezione è indicativa delle condizioni climatiche delle fasce riparie presso l'ambiente rappresentato dalla sezione stessa.

determinano cospicui processi evapotraspirativi che sottraggono acqua ai deflussi. Basse temperature (medie inferiori a 0 °C) “congelano” l’acqua (accumulo di neve al suolo) nuovamente con l’effetto di sottrarre acqua al reticolo idrografico superficiale, ma per restituirla, insieme a quella meteorica, alla fine della stagione fredda. In linea di massima esiste una correlazione, di tipo empirico, tra clima e morfometria o meglio tra temperatura e fasce altimetriche, che si esprime attraverso il gradiente termico verticale. Al fine di facilitare i confronti tra bacini, conviene fare riferimento ad alcuni limiti altitudinali di particolare significato climatico (Mennella, 1967; Durio *et al.*, 1982; Boano *et al.*, 2003):

LC0j - Limite Climatico dello zero termico medio mensile di gennaio; altitudine alla quale la temperatura media mensile di gennaio (il mese invernale più freddo⁷) è pari a 0 °C; al di sotto di quella quota non vi sono condizioni termiche per l’accumulo di neve al suolo; l’eventuale manto nevoso (salvo annate particolari, nei versanti meno esposti) si scioglie nel giro di pochi giorni e comunque entro il mese; la fascia altimetrica inferiore a tale limite concorre all’alimentazione di regimi idrologici francamente pluviali (deflussi quali risposta diretta degli afflussi) e con coefficienti di deflusso prossimi ad uno per assenza (o quasi) di evapotraspirazione, come tipico dell’inverno; oltre tale limite l’acqua di origine meteorica di gennaio inizia ad essere disponibile, come deflussi, nel mese successivo, ancora nell’inverno; alle quote superiori si fa più evidente l’effetto del “ritardo” nella formazione dei deflussi rispetto alle precipitazioni, senza tuttavia diventare determinante nel condizionare i regimi idrologici.

LC0w- Limite Climatico dello zero termico medio del trimestre invernale; altitudine alla quale la temperatura media mensile dei tre mesi invernali (dicembre, gennaio e febbraio) è pari o inferiore a 0 °C;⁸ lo scioglimento delle nevi accumulate nell’inverno si manifesta, in modo apprezzabile, in marzo, e diventa significativo in aprile, con residui ancora all’inizio di maggio nei versanti meno esposti; al di sopra di tale limite le fasce altimetriche contribuiscono all’alimentazione di regimi nivopluviali.

LC0y - Limite Climatico dello zero termico medio annuo; è l’altitudine alla quale la temperatura media annua è pari a 0 °C; grosso modo vi sono le condizioni per accumulo di neve per metà anno, che solitamente si scioglie del tutto nel successivo semestre “caldo”; la fascia climatica compresa tra tale limite e quello precedente concorre all’alimentazione di regimi nivopluviali; la presenza, nelle testate dei bacini, di fasce altimetriche superiori comporta una significativa alimentazione dei deflussi con l’ablazione, ancora in luglio e, seppure in modo meno evidente, anche in agosto.

LCsp - Limite Climatico delle nevi persistenti; è l’altitudine al di sopra della quale, in estate, la neve accumulata nella stagione fredda non si svolge completamente, accumulandosi ai residui dell’anno precedente; nelle fasce altimetriche superiori vi sono le condizioni per la formazione e/o persistenza di isole glaciali, nevai perenni ed anche veri e propri ghiacciai, soprattutto quando tali aree sono sufficientemente estese per altitudini crescenti; le fasce altimetriche superiori al LCsp, in un bacino, concorrono, con l’ablazione dei ghiacci, all’alimentazione di regimi idrologici nivoglaciali.

I limiti altitudinali climatici (LC) sopra descritti sono diversi nelle varie porzioni della penisola italiana. Per esempio il limite climatico delle nevi persistenti (LCsp) è leggermente inferiore nel versante francese delle Alpi rispetto a quello interno, a causa delle più abbondanti precipitazioni scaricate dai fronti perturbati di origine Nord-occidentale. Nelle Alpi orientali è più basso grazie alla più diretta esposizione alle correnti orientali e Nord-orientali. Nell’Italia centrale l’applicazione dei gradienti termici medi annui e stagionali sui valori delle temperature medie delle pianure, di circa 1 °C superiori di quelle delle regioni settentrionali, portano alla determinazione dei limiti LC un poco superiori, soprattutto sul versante tirrenico, sottovento rispetto alle correnti orientali.

Non esistono modelli matematici precisi che mettono in relazione la distribuzione delle fasce altimetriche con la classificazione dei regimi idrologici; quindi le considerazioni sopra espresse hanno valore indicativo, utili per una migliore interpretazione dei parametri idrologici relativi ad un determinato tratto fluviale, soprattutto quando ottenuti mediante stime da modelli regionali. La **tab. 1** riporta i valori di LC caratteristici delle diverse aree.

⁷ È la situazione più frequente. Merita precisare che, nei climi marittimi (la costa italiana) il mese più freddo è febbraio, per l’effetto di volano termico indotto dalla massa d’acqua marina. Ma è un aspetto poco rilevante; infatti per individuare un mese con temperatura media mensile inferiore a 0 °C, occorre salire “almeno” di 500 m verso l’entro-terra dove, si assiste al passaggio a climi di tipo continentale, con minimo termico in gennaio.

⁸ Tenuto conto che febbraio è mediamente il meno freddo del trimestre invernale, in pratica il LC0i è l’altitudine corrispondente alla temperatura media mensile pari a 0 °C del febbraio stesso.

Tab. 1 - Valori dei diversi limiti altitudinali climatici (LC) in funzione delle diverse porzioni del territorio italiano.

	Nord/Ovest	Nord	Nord/Est	Appennino padano	Versante adriatico	Versante tirrenico
LCsp	3.000 ÷ 3.200	2.900 ÷ 3.300	2.700 ÷ 3.000	-	-	-
LC0y	2.600 ÷ 2.800	2.500 ÷ 2.800	2.400 ÷ 2.600	-	≥ 2.700	≥ 2.700
LC0w	1.600 ÷ 1.800	1.500 ÷ 1.800	1.400 ÷ 1.600	1.700 ÷ 1.800	1.700 ÷ 1.900	1.800 ÷ 1.900
LC0j	500 ÷ 700	500 ÷ 700	400 ÷ 600	600 ÷ 700	600 ÷ 800	500 ÷ 700
LCsp	Limite Climatico delle nevi persistenti.					
LC0y	Limite Climatico dello zero termico medio annuo.					
LC0w	Limite Climatico dello zero termico medio del trimestre invernale (dicembre ÷ febbraio).					
LC0j	Limite Climatico dello zero termico medio mensile di gennaio.					

2.2 - L'indice fisico di produttività

La produttività dipende dalle potenzialità trofiche di un fiume, la cui determinazione è importante ai fini della gestione dell'ittiofauna. Esistono relazioni fra produttività, zonazione longitudinale e ambiente fisico. Per la determinazione della produttività e della zonazione longitudinale sono state proposti diversi metodi, quasi tutti basati su alcuni parametri tra i più significativi (regime idrologico, pendenza, larghezza degli alvei, temperatura delle acque e la loro qualità, composizione delle comunità ittiche,...). Considerando solo i fattori fisici, per linee generali, si può affermare che la produttività aumenta al crescere della portata, della temperatura delle acque e della larghezza degli alvei; diminuisce al crescere della velocità della corrente. Tali variabili non sono di facile determinazione, in quanto richiedono rilevazioni direttamente su "campo" in particolari condizioni. Altre sono invece già note o più facilmente misurabili direttamente su carte topografiche di dettaglio; esse sono legate alle precedenti per mezzo di funzioni empiriche i cui parametri possono essere determinati sperimentalmente. Si possono pertanto formulare le seguenti considerazioni:

1. la produttività aumenta con la portata media annua; $f(Q)$;
2. la produttività diminuisce al crescere della altitudine mediana del bacino imbrifero (H_{med}) in conseguenza del gradiente verticale climatico termico negativo; $f(1/H_{med})$;
3. la produttività è in funzione della pendenza media (K) del corso d'acqua, in quanto all'aumentare di questa aumenta la velocità della corrente; $f(1/K)$.

Secondo quanto proposto da Perosino e Spina (1988), si calcolano degli indici di produttività con i quali si cerca di fornire delle sintesi delle situazioni morfometriche ed idrologiche dei corsi d'acqua, da correlare con i dati relativi ad altre variabili ambientali e con quelli relativi all'ittiofauna. Indicando con **A** l'indice fisico di produttività secondo la portata media annua Q_{med} , si propone la relazione:

$$A = \text{Log} Q_{med}$$

La portata è espressa secondo in l/s al fine di rappresentare il grande ambito di variabilità da valori minimi di 0,001 m³/sec (piccoli torrenti) a massimi di 1.000 m³/sec (grandi fiumi di pianura); in tal modo l'indice A può variare tra 1 e 5. Indicando con **B** l'indice fisico di produttività secondo l'altitudine mediana H_{med} [m s.l.m.] del bacino sotteso:

$$B = \frac{10}{\sqrt[3]{H_{med}}}$$

Con tale espressione i valori di B sono compresi tra 0,6 e 6 circa per altitudini comprese tra 4.000 m s.l.m. e 5 m s.l.m.. Indicando con **C** l'indice fisico di produttività secondo la pendenza media **K**:

$$C = \frac{1}{\sqrt[3]{K}}$$

Con tale espressione, con pendenze da 0,01 % al 50 %, i valori di C risultano compresi rispettivamente tra 4 e 0,1 circa. I valori dei tre suddetti indici (A, B e C) possono essere moltiplicati per ottenere un indice fisico globale **Ifp**:

$$Ipf = \frac{10 \cdot \log Q}{\sqrt[3]{H_{med} \cdot K}}$$

Esso varia entro i limiti 0,5 ÷ 30 circa che, grosso modo, rappresentano i rapporti tra le produttività di un piccolo torrente di alta montagna e di un grande fiume di pianura. Le principali caratteristiche morfometriche ed idrologiche di un corso d'acqua possono essere così quantificate per mezzo di un unico valore che consente una visione sintetica dell'ambiente fisico.

Forneris e Perosino (1992) hanno correlato i parametri relativi alla portata media annua (Q_{med}), l'altitudine mediana (H_{med}) e pendenza (K) con la classificazione delle zone ittiche delle 300 stazioni della Carta Ittica Piemontese (Regione Piemonte, 1991). Verificate tali relazioni (fig. 1), tali Autori hanno quindi proposto i seguenti limiti: $Ipf < 3$ per la zona a "trota fario", $Ipf = 3 \div 5$ per quella a "trota marmorata e/o temolo", $Ipf = 5 \div 10$ per quella a "ciprinidi reofili" e $Ipf > 9$ per la zona a "ciprinidi limnofili".

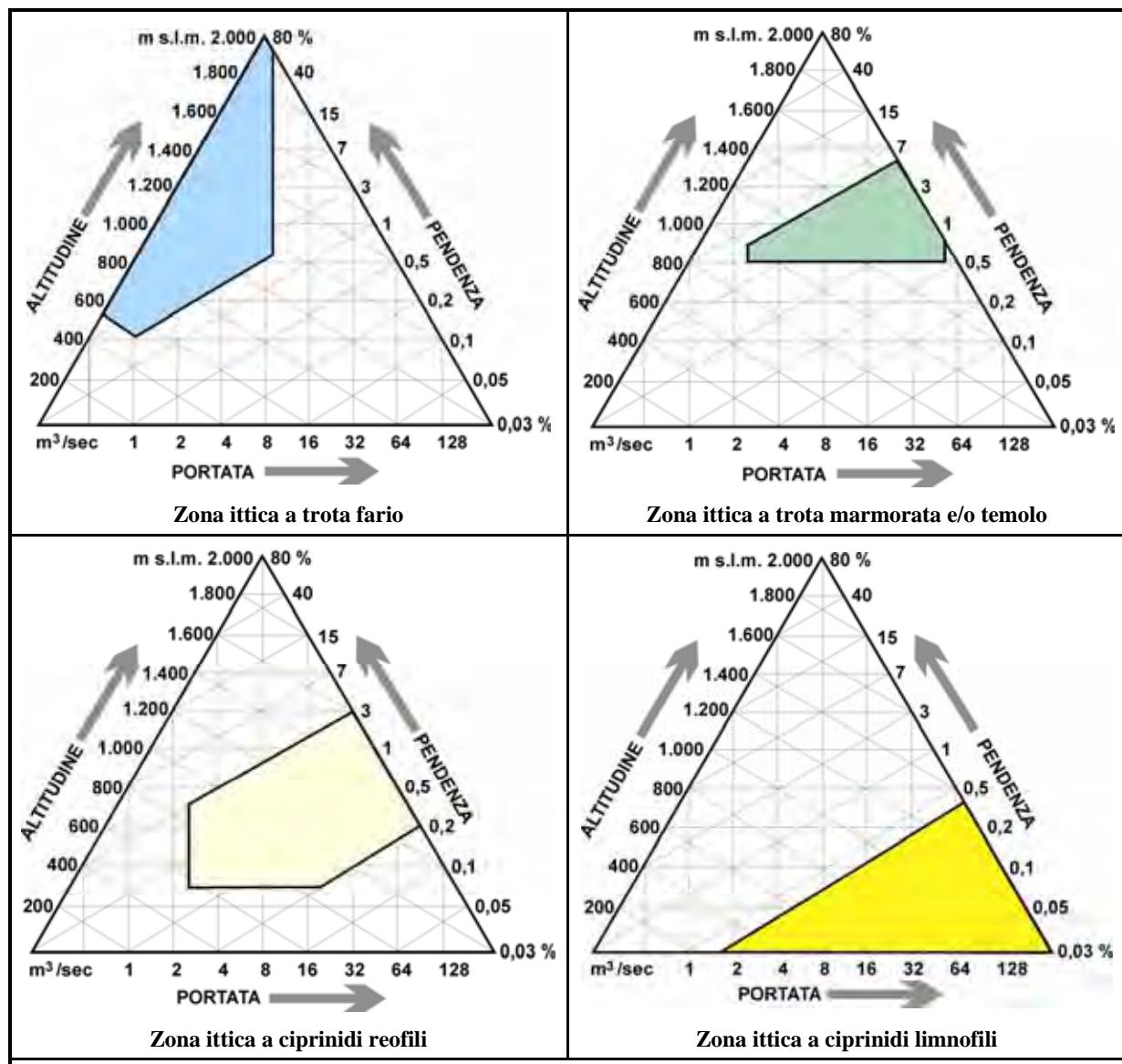


Fig. 1 - Le zone ittiche si succedono, lungo un fiume, con aree di sovrapposizione. Diminuisce la pendenza dell'alveo ed aumentano temperatura dell'acqua e portata. In questi diagrammi la temperatura delle acque è sostituita dall'altitudine mediana del bacino sotteso, in quanto essa è connessa alla quota delle aree che alimentano il corso d'acqua. Le aree rappresentano le condizioni ottimali di portata, pendenza e altitudine per le diverse zone ittiche (Regione Piemonte, 1991).

3 - PLUVIOMETRIA E IDROLOGIA NATURALE

Il capitolo fondamentale degli studi di compatibilità/impatto ambientale relativi ai progetti di derivazioni idriche dai corsi d'acqua è costituito dall'analisi del bilancio idrologico attraverso tre fasi:

1. **caratterizzazione del regime idrologico naturale** (in condizioni identiche o molto simili all'assenza di derivazioni a monte della sezione ove è prevista la presa e nel tratto sotteso dall'impianto in progetto);
2. **caratterizzazione del regime idrologico attuale** (in condizioni reali attuali, coincidenti con quelle di cui al punto precedente o al netto delle eventuali derivazioni esistenti; stato “*ante - operam*”);
3. **caratterizzazione del regime idrologico previsto** (in condizioni indotte dall'impianto in progetto; stato “*post - operam*” o “fase di esercizio”).

Le situazioni idrologiche relative ai tre punti succitati devono fare riferimento ai principali parametri idrologici. Questi, ai fini di una corretta descrizione del bilancio idrico, vanno confrontati con le disponibilità delle risorse meteoriche sulla base dei seguenti dati:

- **Afflusso meteorico medio annuo (A).** Precipitazione [mm] areale media annua del bacino sotteso all'opera di presa in progetto, rappresentativa di un periodo di osservazione significativo (almeno 25 ÷ 30 anni). Dato ricavabile dalle carte delle isoiete medie annue se disponibili o dall'analisi dei dati rilevati dalla stazioni meteorologiche entro e/o ai margini del bacino sotteso alla sezione di derivazione.
- **Afflussi meteorici medi mensili (Am).** Precipitazioni [mm] areali medie mensili del bacino sotteso all'opera di presa e rappresentative del periodo di osservazione di almeno 25 ÷ 30 anni. Dati ricavabili secondo le procedura citate al punto precedente. Qualora sia disponibile una stazione idrometrica sullo stesso corso d'acqua (che abbia funzionato per un periodo di osservazione significativo) nei pressi della sezione ove è prevista la presa, è conveniente utilizzare, per similitudine, i dati degli afflussi meteorici medi annui e mensili riferiti alla stazione stessa.
- **Afflusso meteorico dell'anno idrologico scarso (A_{F80}).** Precipitazione [mm] areale annua del bacino sotteso all'opera di presa in progetto, rappresentativa dell'anno idrologico scarso, (frequenza di superamento dell'80 %) e valutata su una serie di osservazione di almeno 25 ÷ 30 anni.
- **Afflussi meteorici mensili dell'anno idrologico scarso (Am_{F80}).** Precipitazioni [mm] areali mensili del bacino sotteso all'opera di presa, rappresentative dell'anno idrologico scarso.

I parametri idrologici fondamentali di riferimento sono i seguenti:

Q_{med}	- portata media annua; anno idrologico medio [m^3/s ; l/s];
Q_m	- portate medie mensili; anno idrologico medio [m^3/s ; l/s];
Q_{F80/med}	- portata annua dell'anno idrologico scarso [m^3/s ; l/s];
Q_{mF80}	- portate medie mensili dell'anno idrologico scarso [m^3/s ; l/s];
Q_{s-med}	- portata specifica media annua; anno idrologico medio [$l/s/km^2$];
Q_{m_{s-med}}	- portate specifiche medie mensili; anno idrologico medio [$l/s/km^2$];
Q_{F80/s-med}	- portata specifica dell'anno idrologico scarso [$l/s/km^2$];
Q_{mF80/s-med}	- portate specifiche mensili dell'anno idrologico scarso [$l/s/km^2$];
D	- deflusso medio annuo; anno idrologico medio [mm];
D_m	- deflussi medi mensili; anno idrologico medio [mm];
D_{F80}	- deflusso annuo dell'anno idrologico scarso [mm];
D_{mF80}	- deflussi mensili dell'anno idrologico scarso [mm];
D/A	- (<i>Cd</i>) coefficiente di deflusso medio annuo; anno idrologico medio;
D_{m/Am}	- coeffienti di deflusso medi mensili; anno idrologico medio;
Q₁₀	- portata media annua di durata 10 giorni; anno idrologico medio [m^3/s ; l/s];
Q_{10F80}	- portata annua di durata di 10 giorni dell'anno idrologico scarso [m^3/s ; l/s];
Q₉₁	- portata media annua di durata 91 giorni; anno idrologico medio [m^3/s ; l/s];
Q_{91F80}	- portata annua di durata di 91 giorni dell'anno idrologico scarso [m^3/s ; l/s];
Q₁₈₂	- portata media annua di durata 182 giorni; anno idrologico medio [m^3/s ; l/s];
Q_{182F80}	- portata annua di durata di 182 giorni dell'anno idrologico scarso [m^3/s ; l/s];
Q₂₇₄	- portata media annua di durata 274 giorni; anno idrologico medio [m^3/s ; l/s];
Q_{274F80}	- portata annua di durata di 274 giorni dell'anno idrologico scarso [m^3/s ; l/s];
Q₃₅₅	- portata media annua di durata 355 giorni; anno idrologico medio [m^3/s ; l/s];
Q_{355s}	- portata media annua specifica di 355 giorni; anno idrologico medio [$l/s/km^2$];

$Q_{355,F80}$	- portata annua di durata di 355 giorni dell'anno idrologico scarso [m^3/s ; l/s];
$Q_{355,sF80}$	- portata annua specifica di 10 giorni dell'anno idrologico scarso [$l/s/km^2$];
$Q_{min,Trx}$	- portata minima annuale; tempo di ritorno $Tr = x$ superiore a 2 anni [m^3/s ; l/s];
$Q_{min,sTrx}$	- portata minima specifica annuale; tempo di ritorno $Tr = x$ superiore a 2 anni [$l/s/km^2$].

3.1 - Pluviometria del bacino sotteso

I deflussi dipendono in modo evidente dall'entità e distribuzione degli afflussi meteorici sul bacino che alimenta un determinato corso d'acqua in studio. Nel territorio italiano, per una parte dei principali bacini, hanno operato alcune stazioni idrometriche gestite dal Servizio Idrografico e Mareografico Italiano (1913 ÷ 1986, 1980) per periodi di osservazione sufficienti ad ottenere risultati utili alla caratterizzazione idrologica. Per tali bacini sono noti sia i principali parametri relativi alle portate, sia i valori medi mensili ed annui delle precipitazioni; risulta pertanto possibile effettuare delle buone analisi sui bilanci idrologici afflussi/deflussi. Tuttavia, nella maggior parte dei casi, non sono disponibili dati di rilevazioni idrometriche continue e per periodi sufficienti, almeno 25 ÷ 30 anni secondo quanto raccomandato dalla letteratura idrologica (Bruce, Clark, 1966; Sokolov, Chapman, 1974)⁹.

È quindi importante effettuare un'analisi pluviometrica sufficiente almeno alla determinazione dei valori medi annuo (**A**) e mensili (**Am**) degli afflussi meteorici sul bacino sotteso alla sezione di interesse, cioè quella ove è prevista la realizzazione di una derivazione idrica. L'analisi pluviometrica va effettuata sulla base delle rilevazioni delle stazioni meteorologiche (pluviometriche) che hanno funzionato per periodi di osservazione significativi, entro il bacino in studio e/o nelle aree limitrofe.

Molto utile è la caratterizzazione del regime dell'anno idrologico scarso (A_{F80} e Am_{F80}). Con tale espressione si intende l'anno caratterizzato da portate medie con frequenza di superamento dell'80 %. Nel caso (molto fortunato) in cui è disponibile una serie significativa di osservazioni idrometriche (sezione in studio prossima ad una stazione idrometrica), l'anno idrologico scarso è descrivibile sulla base dell'analisi statistica della popolazione di dati ottenuti dai rilievi. Negli altri casi (quasi sempre), occorre procedere a modelli idrologici per la determinazione delle portate facendo riferimento essenzialmente alle caratteristiche morfometriche e pluviometriche del bacino.

La formazione dei deflussi è il risultato dell'interazione di numerosi fattori e la realtà è più complessa rispetto ad una semplice relazione diretta tra entità delle precipitazioni e portate. Tuttavia gli attuali modelli idrologici sono essenzialmente basati su tale relazione. Occorre riconoscere che essi sono derivati dall'elaborazione dei dati ottenuti alle stazioni idrometriche e quindi, in qualche modo, rappresentativi delle situazioni reali. In ogni caso risulta importante una valutazione dei valori medi mensili ed annui degli afflussi meteorici dell'anno idrologico scarso, presupponendo appunto che le situazioni idrologiche di magra siano dovute, come generalmente riconosciuto, essenzialmente alla scarsità delle precipitazioni.

Considerando una serie di totali annui (**P**) relativi ad una data stazione pluviometrica (la **fig. 2** rappresenta, a titolo di esempio, quella di Torino), la frequenza "F" di un determinato valore, valutata con la formulazione di Weibul (in Chow, 1964), viene così espressa:

$$F = \frac{m}{n+1}$$

dove "m" è il numero corrispondente alla posizione di ciascun dato nella serie di valori ordinati in senso decrescente ed "n" il numero dei dati della serie. In questo caso, con $n = 50$ dati, per $F = 0,8$, risulta $m = 40,8$ (cioè "quasi" il quarantunesimo posto nella serie di "n" dati disposta in ordine decrescente). Il tempo di ritorno

⁹ Zinni (in Remenieras, 1972) prendendo in considerazione lunghe effemeridi di 53 località del globo e confrontando le medie dell'intero periodo con quelle corrispondenti ad intervalli parziali, ha stabilito che le differenze tra questi parametri statistici è trascurabile qualora si considerino periodi di almeno 25 ÷ 30 anni. Per esempio la precipitazione media annua di Torino rappresentativa del periodo di osservazione 1921 ÷ 1970 è pari a **809 mm** (Regione Piemonte, 1980); è pari a **817 mm** per l'intervallo 1931 ÷ 1972 (Perosino, 1987); **869 mm** nel periodo 1921 ÷ 1986 (Regione Piemonte, 1998). In questi tre casi risultano periodi di osservazione rispettivamente di 50, 42 e 66 anni. Merita anche citare il dato relativo all'intervallo 1866 ÷ 1915 (50 anni), di **875 mm**, citato da Eredia (1920), ma da considerare con cautela, in quanto relativo all'Osservatorio Astromico, in un sito non coincidente con quello ove ha funzionato la stazione meteorologica del Servizio Idrografico.

“Tr” (anni) è l’intervallo di tempo che, in media, intercorre tra due eventi che uguaglano o superano un determinato valore; esso può essere definito come l’inverso della frequenza. In questo caso risulta $Tr = 1,25$ cioè un valore di precipitazione media che viene superato quasi tutti gli anni.

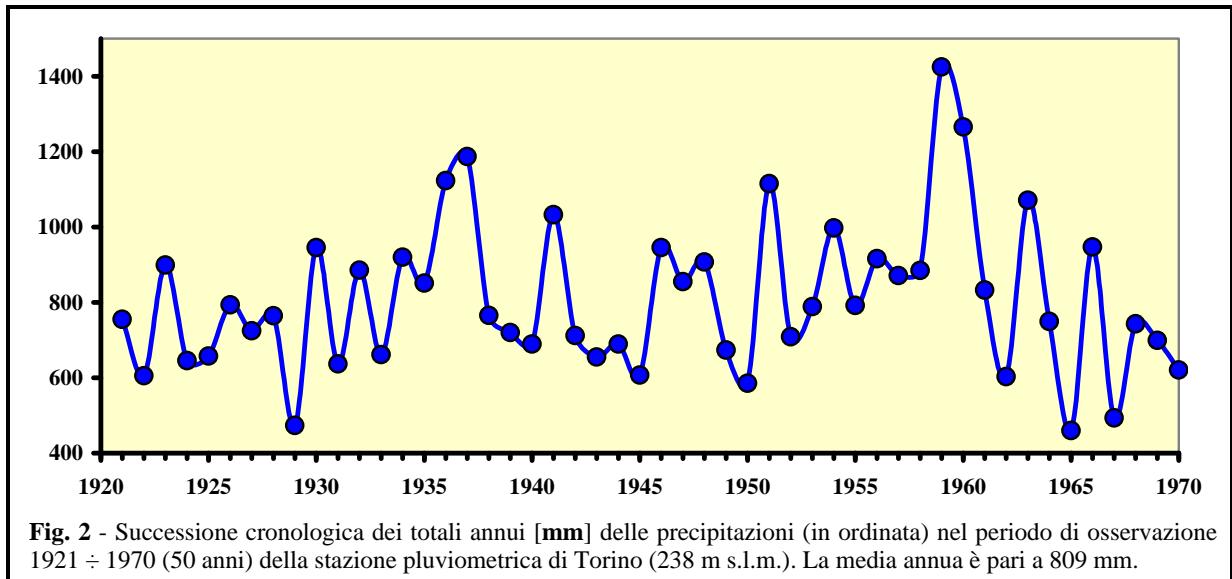


Fig. 2 - Successione cronologica dei totali annui [mm] delle precipitazioni (in ordinata) nel periodo di osservazione 1921 ÷ 1970 (50 anni) della stazione pluviometrica di Torino (238 m s.l.m.). La media annua è pari a 809 mm.

Considerando l’esempio di Torino succitato si sono calcolati i tempi di ritorno di ciascuno degli $n = 50$ dati annuali del periodo considerato (1921 ÷ 1970). Si sono quindi ottenute 50 coppie di valori P/Tr riportate nel diagramma a dispersione in **fig. 3**. Tali parametri sono ben correlati da una equazione dalla quale, ponendo $Tr = 1,25$, si ottiene $P = 641$ mm, che rappresenta il totale annuo di precipitazione caratterizzato da una frequenza di superamento dell’80 % (P_{F80}).

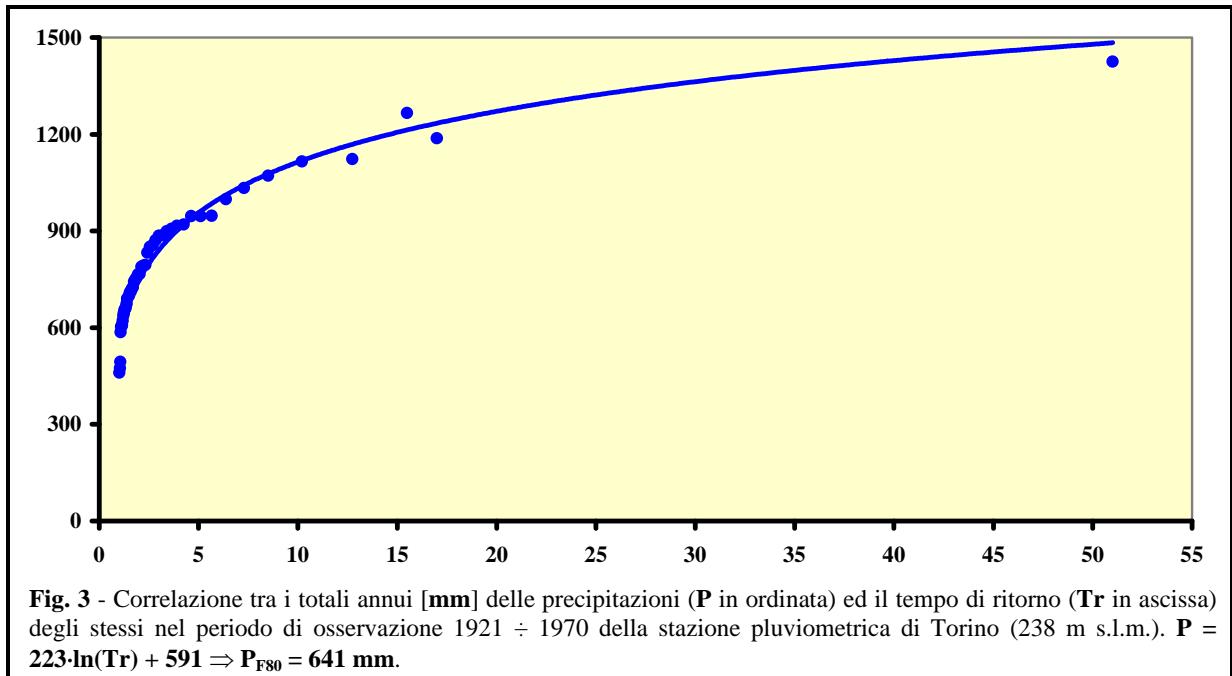


Fig. 3 - Correlazione tra i totali annui [mm] delle precipitazioni (P in ordinata) ed il tempo di ritorno (Tr in ascissa) degli stessi nel periodo di osservazione 1921 ÷ 1970 della stazione pluviometrica di Torino (238 m s.l.m.). $P = 223 \cdot \ln(Tr) + 591 \Rightarrow P_{F80} = 641$ mm.

In generale, tale procedura si può applicare per la stazione pluviometrica più vicina al bacino di interesse, rispetto alla quale si ottiene quindi il rapporto P_{F80}/P_{med} che, moltiplicato per l'afflusso meteorico medio annuo (A), permette di ottenere l'afflusso dell’anno meteorico scarso (A_{F80}). Esso viene quindi suddiviso nei dodici valori mensili (A_{mF80}) secondo la stessa distribuzione di quelli medi (A_m).

3.2 - Metodi per la caratterizzazione idrologica

Per la determinazione dei parametri idrologici la soluzione migliore è basata sull'elaborazione di dati ottenuti da misure idrometriche in corrispondenza della sezione ove è prevista l'opera di presa. Ma occorrerebbe predisporre tale sezione con una vera e propria stazione idrometrica in grado di effettuare misure "in continuo" (per ottenere quindi i valori delle portate giornaliere, oltre a quelle massime e minime istantanee annuali) per un periodo di osservazione sufficiente, almeno 25 ÷ 30 anni per ottenere risultati significativi dalle elaborazioni statistiche (Bruce, Clark, 1966; Sokolov, Chapman, 1974). Ciò ovviamente non è possibile ed è questa la ragione, per cui, quasi sempre, è necessario ricorrere a metodi di regionalizzazione.

In qualche caso è possibile ricorrere al **metodo della similitudine idrologica** basato sul confronto tra gli areali sottesi alla sezione di interesse (S_x) ed a quella "nota" (S_n) ove ha funzionato una stazione idrometrica per un intervallo di tempo significativo. Ciò è possibile nel caso in cui le due sezioni si trovino nello stesso bacino principale e presentino analogie morfometriche per quanto riguarda principalmente le altitudini mediane, la distribuzione delle fasce altimetriche ed il regime degli afflussi meteorici; ma tali condizioni fondamentali potrebbero non bastare. A questo proposito utile è il commento dei dati della **tab. 2** per il confronto dei principali parametri idrologici di alcune stazioni idrometriche che hanno operato negli stessi bacini principali.

Tab. 2 - Parametri morfometrici ed idrologici di alcune stazioni idrometriche del reticolo idrografico del bacino occidentale del Po (Servizio Idrografico Italiano, 1980) che hanno funzionato sugli stessi bacini principali.										
Clr Classificazione regime idrologico		103101	acque correnti a regime nivoglaciale permanenti							
		103201	acque correnti a regime nivopluviale permanenti							
		103311	acque correnti a regime pluviale tipo sublitoraneo occidentale							
		103321	acque correnti a regime pluviale tipo sublitoraneo padano permanente							
Fiume	Sezione	m s.l.m.			S km ²	D/A	Clr	Q _s [l/s/km ²]		
		H _{max}	H _{med}	H _{sez}				med	182	355
Toce	Cadarese	4.633	2.146	729	183	1,08	103101	49,7	48,0	11,6
Toce	Candoglia	4.633	1.641	198	1.532	0,91	103201	43,8	30,5	13,4
Mastallone	Ponte Folle	2.458	1.350	440	149	0,83	103201	51,0	23,8	4,6
Sesia	Campertogno	4.559	1.120	802	170	0,89	103101	40,6	24,6	4,1
Sesia	P.te Aranco	4.559	1.480	336	695	0,82	103201	45,3	22,9	5,9
Sesia	Vercelli	4.559	925	177	2.274	0,57	103311	29,4	-	-
Cervo	Passobreve	2.556	1.495	580	74	0,81	103201	45,9	23,0	6,8
D.Bardonecchia	Beaulard	3.505	2.150	1.140	203	0,90	103201	26,6	18,7	8,7
D.Riparia	Oulx	3.304	2.169	1.071	262	0,78	103201	21,0	12,9	6,5
D.Riparia	S.Antonino	3.538	1.613	385	1.049	0,70	103201	18,7	14,0	8,2
Chisone	Soucher Basses	3.280	2.233	1.460	94	0,85	103201	25,9	15,1	5,4
Chisone	Fenestrelle	3.280	2.169	1.137	152	0,73	103201	20,7	12,2	4,5
Chisone	S. Martino	3.280	1.751	400	580	0,66	103201	22,1	12,7	4,9
Tanaro	Ponte Nava	2.651	1.623	804	148	0,80	103201	32,4	16,3	2,8
Tanaro	Nucetto	2.651	1.227	444	375	0,73	103201	28,5	15,0	3,6
Tanaro	Farigliano	2.651	938	235	1.522	0,69	103201	24,6	14,9	3,7
Tanaro	Montecastello	3.297	663	79	7.985	0,50	103321	15,9	10,0	1,4

Nel bacino del Toce si hanno due stazioni idrometriche, sullo stesso corso principale. Ma i dati disponibili mettono in luce differenze sostanziali, con il 12 % per la portata specifica media annua. Il divario è superiore se si considera la portata di durata di 182 giorni (più interessante ai fini biologici); infatti per la stazione di Candoglia (198 m s.l.m.) risulta un valore inferiore ai due terzi di quella relativa alla stazione a monte (729 m s.l.m.), presso Cadarese. I due bacini sottesi presentano superfici molto diverse, ma ciò che condiziona i due regimi idrologici è la diversa distribuzione delle fasce altimetriche. L'areale sotteso alla stazione a valle comprende anche la fascia altimetrica < 600 m s.l.m. (per almeno il 10 %), completamente assente nel bacino

sotteso a Caderese; quest'ultimo presenta un 76 % di superficie sopra i 1.700 m s.l.m. (limite delle zero termico medio del trimestre invernale), contro il 52 % del bacino sotteso alla sezione di Candoglia. Pur trattandosi di due stazioni sullo stesso corso d'acqua i regimi idrologici sono classificati in modo diverso: nivoglaciale per la stazione a monte e nivopluviale per quella a valle.

Nel bacino del Sesia (**tab. 2**) hanno operato ben cinque stazioni idrometriche, di cui tre sul corso principale (Campertogno, Ponte Aranco e Vercelli) e due sui maggiori affluenti (Mastallone e Cervo). Per il Sesia risultano evidenti differenze da monte a valle con graduale passaggio da un regime di tipo nivoglaciale (con coefficiente di deflusso medio annuo prossimo a 0,9) a nivopluviale, fino a francamente pluviale in pianura (Dm/Am inferiore a 0,6). Mastallone e Cervo sono idrologicamente più simili al Sesia intermedio di Ponte Aranco rispetto alle altre due stazioni sullo stesso corso d'acqua principale. In ogni caso si osserva una diminuzione delle potenzialità idriche dei bacini da monte a valle per l'inclusione progressiva di aree meno elevate, caratterizzate da più spiccati fenomeni evapotraspirativi che sottraggono acqua ai deflussi. Tale situazione risulta particolarmente evidente dall'osservazione dei dati relativi alle quattro stazioni sul Tanaro.

Le differenze più rilevanti in **tab. 2** sono per i bacini della Dora Riparia e del Chisone. Merita citare il valore medio annuo $Q_{s\text{-med}} = 26,6 \text{ l/s/km}^2$ per la Dora di Bardonechia a Beaulard (203 km^2) e $Q_{s\text{-med}} = 18,7 \text{ l/s/km}^2$ per la Dora Riparia a S. Antonino (1.049 km^2). Il primo bacino ha superficie molto più ridotta, ma non è tanto questo ciò che conta. Invece merita mettere in evidenza che l'area sottesa alla sezione a valle presenta un 5 % di fascia altimetrica $< 600 \text{ m s.l.m.}$ (limite climatico delle zero termico medio di gennaio), assente in quello sotteso a Beaulard, che invece presenta fasce altimetriche superiori più estese; infatti le altitudini mediane sono piuttosto diverse (2.150 e 1.613 m s.l.m. rispettivamente). Soprattutto gli afflussi meteorici sono più abbondanti nell'area sottesa a Beaulard (927 mm) rispetto a quella a valle (841 mm), per l'inclusione di zone caratterizzate dalle più basse precipitazioni in Piemonte. Tali situazioni portano a valori dei coefficienti di deflusso medi annui pari 0,90 per la Dora di Bardonecchia ("quasi" un nivoglaciale) e a 0,70 per la Dora Riparia (poco sopra il limite di passaggio al pluviale).

Gli esempi succitati dimostrano che il metodo della similitudine idrologica va applicato con cautela. Occorre verificare che i due bacini "S_x" ed "S_n" abbiano gli stessi caratteri idrologici, oltre a trovarsi nello stesso bacino principale. Le dimensioni areali contano relativamente; più ancora occorre confrontare altri parametri, quali le altitudini mediane e la distribuzione percentuale delle fasce altimetriche, molto importanti nel condizionare le tipologie dei regimi idrologici. Non esistono regole sicure e/o facilmente applicabili, anche tenendo conto che pure importante è l'entità dell'afflusso annuo e la sua distribuzione nei diversi mesi (regime pluviometrico). **Il metodo della similitudine idrologica, rispetto alle poche stazioni idrometriche disponibili, è raramente applicabile per ottenere risultati attendibili sulla caratterizzazione del regime di una qualunque sezione ove si prevede una derivazione idrica.**

Come sopra esposto, sono rare le situazioni ove è possibile applicare correttamente il metodo della similitudine idrologica; più rare sono quelle per cui sono disponibili osservazioni idrometriche dirette per un periodo di osservazione significativo. Ciò dipende essenzialmente dallo scarso numero di stazioni idrometriche che abbiano operato per intervalli sufficienti sul reticolto idrografico. Pertanto diventa necessario procedere a modelli di regionalizzazione idrologica, fra i quali quello più ampiamente utilizzato e collaudato nel bacino del Po, è il SIMPO (1980). A titolo esemplificativo, merita citare le seguenti esperienze:

- ha costituito la metodologia di riferimento per la "Indagine conoscitiva e progetto generale di fattibilità per un sistema di monitoraggio idrometrico inherente il reticolto idrografico superficiale piemontese" condotta da ENEL - CRIS - Mestre/Ydrodata (Torino); Regione Piemonte, 1989;
- è stato adottato quale metodo di riferimento nell'ambito delle "Istruzioni integrative per l'applicazione del DMV - deflusso minimo vitale in un corso d'acqua naturale - e relative all'introduzione di uno standard di compatibilità ambientale per i prelievi da acque superficiali" (Regione Piemonte, 1992); tali "Istruzioni" hanno costituito l'allegato alla L.R. 5/1994 ai sensi dei D.P.R. 8/1972 e 616/1977;
- è stato utilizzato da Risorse Idriche s.r.l. et al. (1999) per lo studio sulle "Aree metropolitane e qualità delle acque: area di Torino" per il Progetto Speciale 2.2.1 dell'Autorità di Bacino del Fiume Po;
- ha costituito il metodo di riferimento per gli studi riguardanti le "azioni per la predisposizione di una normativa riguardante il minimo deflusso vitale negli alvei" di cui al Progetto Speciale PS 2.5 dell'Autorità del Bacino del Po (Hydrodata, Torino, 1998/99) e recentemente riproposto, dalla Regione Piemonte, nell'ambito del Progetto di Piano di Tutela delle Acque in applicazione del D. Lgs. 152/99.

Il metodo SIMPO, derivante dall'elaborazione complessa dei dati idrologici rilevati alle stazioni idrometriche che hanno operato nel bacino del Po, permette di determinare i parametri idrologici fondamentali per una data sezione su un corso d'acqua sulla base di quelli principali relativi al bacino sotteso, quali l'afflusso meteorico annuo "A" [mm], l'area del bacino "S" [km^2] e l'altitudine mediana " H_{med} " [m s.l.m.]. Con tali parametri e sulla base di formule con coefficienti diversi a seconda delle diverse porzioni areali del bacino del Po, è possibile ricavare i valori della portate medie annua e mensili e di quelle di durata caratteristica (10, 91, 182, 274 e 355 giorni).

Per una qualunque sezione su un corso d'acqua oggetto di valutazione idrologica individuata in un bacino principale (tributario del Po) ove non ha mai funzionato una stazione idrometrica, l'applicazione del SIMPO è forse la soluzione migliore. L'utilizzo dei parametri idrologici di bacini adiacenti e/o vicini, quali riferimenti per confronto, potrebbe comportare approssimazioni ben più consistenti. Si è già avuto modo di esprimere alcune considerazioni circa la necessità di usare molta cautela quando si intende procedere al metodo della similitudine idrologica anche nelle situazioni in cui " S_x " si trovi in un bacino nel quale abbia operato una stazione di misura (S_n). Ma in molti di questi casi è possibile applicare SIMPO sulla " S_x " introducendo dei fattori correttivi valutati in funzione di " S_n ". In pratica si procede nel modo seguente:

- si considera il valore dell'afflusso meteorico medio annuo (A) relativo al bacino sotteso a " S_n " della stazione idrometrica;
- si utilizza tale valore per calcolare, con la formula SIMPO, la portata media annua specifica ($Q_{s-\text{med}}$) che si otterrebbe per quella sezione;
- si calcola il "*fattore di correzione*" M/S dato dal rapporto tra il valore ottenuto dalle misure effettuate dalla stazione idrometrica e quello stimato con SIMPO (esempio in **fig. 4**);
- si determina il valore di $Q_{s-\text{med}}$ alla sezione " S_x " (sulla base del valore dell'afflusso meteorico medio annuo dedotto dalla carta delle isoiete), ma con l'applicazione del fattore di correzione M/S determinato per la sezione " S_n ".

Il valore corretto della $Q_{s-\text{med}}$ può quindi essere inserito nelle formule per il calcolo degli altri parametri idrologici ed in particolare le medie mensili e di durate caratteristiche per la sezione " S_x ". Oppure si procede, con SIMPO, al calcolo degli stessi parametri per la stessa sezione di riferimento " S_n ", al fine di effettuare ulteriori confronti utili alla determinazione dei fattori di correzione da applicare alle portate mensili ed a quelle di durate caratteristiche.

3.3 - Regimi idrologici

Una sintesi del bilancio idrologico di un corso d'acqua è data dall'esame dei rapporto fra deflussi (D) e afflussi (A). Il rapporto D/A, per una determinata sezione, di cui è tributario un certo bacino, rappresentativo di un determinato periodo di osservazione, su scala di tempo mensile o annua, è detto **coefficiente di deflusso**. In base ad esso i bacini idrologici italiani sono stati classificati nel modo seguente (Pallucchini, 1934; Desio, 1973):

- bacini alpini con $D/A > 0,70$;
- bacini dell'Appennino settentrionale e centrale, versante ligure padano e adriatico con $D/A = 0,50 \div 0,70$ (fanno parte di questa categoria anche i corsi d'acqua che, nel bacino del Po, sono alimentati da bacini interamente impostati in collina e/o in pianura);
- bacini dell'Appennino centrale, versante tirrenico, dell'Appennino meridionale e delle isole con $D/A = 0,30 \div 0,40$ (poco frequenti nel bacino del Po).

Il regime idrologico è uno dei più importanti parametri, condizionato dalle caratteristiche climatiche, geomorfologiche e ambientali del bacino (tipologia dei suoli, copertura vegetale, usi delle risorse idriche,...). La "forma" del grafico dell'andamento delle portate nell'anno è la sintesi di tutte le componenti succitate. L'aspetto che più interessa le cenosi acquatiche è l'entità dei minimi idrologici. Quando c'è abbondanza d'acqua non vi sono problemi: i fiumi "funzionano" bene e la disponibilità è sufficiente sia per la tutela, sia per lo sfruttamento delle risorse idriche. I problemi emergono durante le magre, spesso anche indipendentemente dagli usi umani dell'acqua; frequentemente le scarse portate costituiscono situazioni di stress idrologico. I corsi d'acqua sono classificati in funzione delle caratteristiche idrologiche. I criteri sono essenzialmente:

- *permanenza dell'acqua* (*permanent*: con acqua sempre presente in alveo; *semipermanenti* e *temporanei*: con l'acqua presente in alveo rispettivamente per oltre e meno di metà anno);
- *regime idrologico* (*nivoglaciale*, *nivopluviale* e *pluviale* a seconda dei regimi degli afflussi e deflussi; i regimi pluviali sono ulteriormente divisi in funzione della classificazione dei regimi pluviometrici);
- *coefficiente di deflusso* (a seconda del valore medio annuo D/A).

Sulla base di tali criteri, nell'ambito del progetto della “*Banca Dati delle Zone Umide*” della Regione Piemonte (De Biaggi *et al.*, 1987; C.R.E.S.T., 1988; Boano *et al.*, 2002), è stata proposta una classificazione degli ambienti acquatici, successivamente adottata per la “*Carta Ittica Relativa al Territorio Piemontese*” (Regione Piemonte, 1991) che ha considerato, per l'analisi della distribuzione delle specie ittiche, le acque correnti permanenti; le tipologie considerate sono le seguenti:

- 103101 - *acque correnti a regime nivoglaciali permanenti*;
- 103201 - *acque correnti a regime nivopluviali permanenti*;
- 103311 - *acque correnti a regime pluviale tipo sublitoraneo occidentale permanenti*;
- 103321 - *acque correnti a regime pluviale tipo sublitoraneo padano permanenti*;
- 103331 - *acque correnti a regime pluviale tipo sublitoraneo appenninico permanenti*;
- 103341 - *acque correnti a regime pluviale tipo sublitoraneo alpino permanenti*.

Essi tuttavia riguardano sostanzialmente la sola porzione occidentale del bacino del Po. Per la stessa porzione territoriale Forneris *et al.* (2005b) hanno proposto uno schema semplificato:

- nivoglaciale con massimo principale estivo;
- nivopluviale con minimo secondario tardo estivo;
- pluviale sublitoraneo con minimo principale estivo ($Q_{355s} > 2 \text{ l/s/km}^2$);¹⁰
- pluviale sublitoraneo con minimo principale estivo molto scarso ($Q_{355s} \leq 2 \text{ l/s/km}^2$).

Tale schema tiene conto del fatto che per i regimi nivopluviali ed ancor più per quelli nivoglaciali, la tipologia del regime pluviometrico è meno rilevante rispetto a quanto accade per i regimi pluviali; ciò che conta è la notevole disponibilità idrica estiva che distingue i nivoglaciali dai nivopluviali; entrambi con minimo principale netto nell'inverno. Nei regimi pluviali si ha una sorta di parallelismo con l'andamento pluviometrico, ma il minimo principale cade sempre in estate, anche quando quello pluviometrico è invernale, a causa dei notevoli processi evapotraspirativi che, nella stagione calda, sottraggono acqua ai deflussi. Conviene pertanto mettere in evidenza l'entità delle magre estive. I regimi idrologici condizionati da quelli pluviometrici con minimo principale invernale presentano magre estive meno pronunciate; quelli condizionati da regimi pluviometrici con minimo principale estivo presentano portate di magra decisamente inferiori, in quanto alla scarsità delle piogge si aggiungono le perdite apparenti dovute all'evapotraspirazione. Pertanto adeguando lo schema succitato al territorio molto più vasto dell'Italia settentrionale e centrale, Forneris *et al.* (2007) hanno riproposto quanto segue:

RIng - **Regime Idrologico nivoglaciale**; con unico minimo invernale (gennaio - febbraio) e unico massimo estivo (giugno - luglio) fortemente condizionato dal regime termico responsabile dell'ablazione dei ghiacci nelle fasce altimetriche superiori del bacino ($> LCsp$); presente in tutta l'area alpina, soprattutto nelle testate dei bacini.

RInp - **Regime Idrologico nivopluviale**; il regime dei deflussi risponde a quello degli afflussi, ma con i primi che si mantengono elevati anche all'inizio dell'estate, fino a superare le quantità di acqua meteorica per il contributo delle nevi accumulate nell'inverno; tale effetto perdura tanto più a lungo (anche fino a tarda estate) tanto più elevate sono le fasce altimetriche superiori (almeno per $> LC0y$); presente in tutta l'area alpina, esclusivamente nelle testate dei più elevati bacini dell'appennino tosco-emiliano (soprattutto nella sua porzione più occidentale) e centrale (soprattutto intorno al massiccio del Gran Sasso).

¹⁰ La Q_{355} è la **portata media annua di durata pari a 355 giorni** [$\text{l/s}; \text{m}^3/\text{s}$], valore medio annuo di portata disponibile in alveo per almeno 355 giorni, molto simile alla **portata di magra normale** (Perosino, 1989), la minima istantanea annuale con tempo di ritorno di 2 anni. Il valore assoluto di tale portata è poco utile per confrontare bacini diversi per dimensioni. Meglio utilizzare il valore specifico (Q_{355s}), il contributo [l/s] concesso dall'unità [km^2] di superficie di bacino [l/s/km^2].

RIpc - Regime Idrologico pluviale continentale; segue un andamento parallelo a quello delle precipitazioni di tipo continentale; pertanto con un minimo principale invernale, e con minimo secondario estivo piuttosto elevato; caratterizza soprattutto il triveneto, in particolare a valle dei regimi RI_{ng} e RI_{np} quando presenti e soprattutto nell'area di pianura.;

RIpe/1 - Regime Idrologico pluviale con minimo estivo; è condizionato da quello pluviometrico sublitoraneo; la minima portata estiva difficilmente è inferiore a 2 l/s/km²; interessa le aree di bassa altitudine alla sinistra del Po, in particolare nelle aree occidentale e centrale; è anche presente nella fascia montana superiore dell'Appennino (soprattutto occidentale) e nella zona del massiccio del Gran Sasso.

RIpe/2 - Regime Idrologico pluviale con forte minimo estivo; regime idrologico condizionato da quelli pluviometrici appenninici; la minima estiva è inferiore a 2 l/s/km² (ed anche meno nei bacini piccoli e medi con scarso sviluppo delle fasce altimetriche superiori); interessa la fasce pedemontana e di pianura a valle dei versanti appenninici.

3.4 - Limiti nel calcolo dei volumi idrici disponibili

Un aspetto fondamentale relativamente alla progettazione di un impianto di derivazione idrica è dato dalla determinazione del volume totale medio annuo “ V_{med} ” [m³/anno] della risorsa disponibile nelle condizioni idrologiche medie e nell'anno idrologico scarso. Esso è un riferimento importante per valutare le frazioni della disponibilità idrica utilizzabile, di quella da destinare alla tutela del corso d'acqua e di quella eccedente nelle fasi idrologiche di piena o prossime ad esse. La determinazione di “ V_{med} ” si ottiene da una semplice procedura matematica con il valore della portata media annua o con metodo grafico con utilizzo della curva di durata della portata. La portata media annua (Q_{med}), proprio perché, per definizione, è la media dei 365 valori giornalieri/anno¹¹ su un determinato periodo di osservazione, è alla base del calcolo del volume totale medio di acqua che defluisce in un anno ($t = 31.536.000$ secondi), cioè il prodotto “ $Q_{med} \cdot t$ ”. Analogico ragionamento può essere effettuato per l'anno idrologico scarso.

Il volume medio annuo si può ricavare anche dalla curva di durata delle portate, valutando l'area compresa tra gli assi e la curva stessa; il valore che si ottiene dovrebbe essere uguale a quello ricavato dalla portata media annua. Inoltre la curva di durata può essere divisa in porzioni caratteristiche di intervalli inferiori all'anno; in tal modo si possono ricavare informazioni sulle durate minori per date disponibilità di volumi d'acqua. Tuttavia mentre il volume ottenuto dalla portata media annua è risultato di un calcolo aritmetico ($Q_{med} \cdot t$), quello che si ottiene dalla curva di durata richiede una procedura più complessa che comporta problemi ed errori. Non si può ricorrere ad un metodo matematico, in quanto la curva viene disegnata manualmente facendola intersecare con i punti dati dai valori delle portate di durate caratteristiche (solitamente per 10, 91, 182, 274 e 355 giorni). Non ci sono alternative in quanto la curva di durata non è assimilabile ad una equazione nota; altrimenti si potrebbe procedere all'integrale dell'equazione stessa.

Un limite di tale rappresentazione è dato dall'assenza del valore corrispondente a 365 giorni; pertanto l'intervallo di 10 giorni 355 ÷ 365 rappresenta un volume d'acqua stimato in funzione dell'esecuzione grafica della curva; ciò tuttavia rappresenta, rispetto al volume annuo, una carenza limitata, sia per la brevità dell'intervallo temporale, sia per l'esiguità della portata. Il limite principale è dato dall'intervallo, pure di 10 giorni, relativo alle portate più elevate, dove la curva assume andamento quasi verticale, con una pendenza che, sul grafico, ha valore puramente indicativo. Non è possibile ricavare il volume in quell'intervallo temporale; esso interessa un breve periodo (meno del 3 % dell'anno intero), ma è interessato da portate molto elevate. È un limite importante. È vero che il totale medio annuo è determinabile con buona attendibilità ($Q \cdot t$), ma è altrettanto vero che ancora più utile è conoscere i volumi d'acqua disponibili per intervalli inferiori all'anno, al fine di valutare i “tempi” di funzionalità dell'impianto (producibilità in funzione dei volumi derivabili) e gli intervalli caratterizzati da volumi ridotti concessi al corso d'acqua a valle dell'opera di presa, ma diventa indispensabile la buona interpretazione della curva di durata delle portate che purtroppo “soffre”

¹¹ La portata giornaliera è rappresentativa del volume d'acqua che defluisce nell'intervallo di 24 ore. Con idrometrografo si ottiene un diagramma sull'andamento della portata nell'intervallo di 24 ore, con valori espressi in l/s in ordinata ed in secondi in ascissa. Il suo integrale (l'area compresa tra il grafico e l'asse delle ascisse) rappresenta il volume totale defluito attraverso la sezione di misura. Il rapporto tra tale valore e il numero di secondi compresi nelle 24 ore definisce l'altezza di un rettangolo di uguale area, cioè la portata media giornaliera.

dei difetti succitati. Il problema è superabile valutando, con metodo grafico, sul diagramma della curva di durata, i diversi volumi corrispondenti alle durate che interessano nell'intervallo $10 \div 365$ giorni¹². Il volume relativo alla disponibilità idrica di durata 10 giorni può quindi essere valutato per differenza tra quello complessivo annuo dato dal prodotto “ $Q_{med} \cdot t$ ” ed il volume “ $Q_{10 \div 365}$ ” ottenuto graficamente.

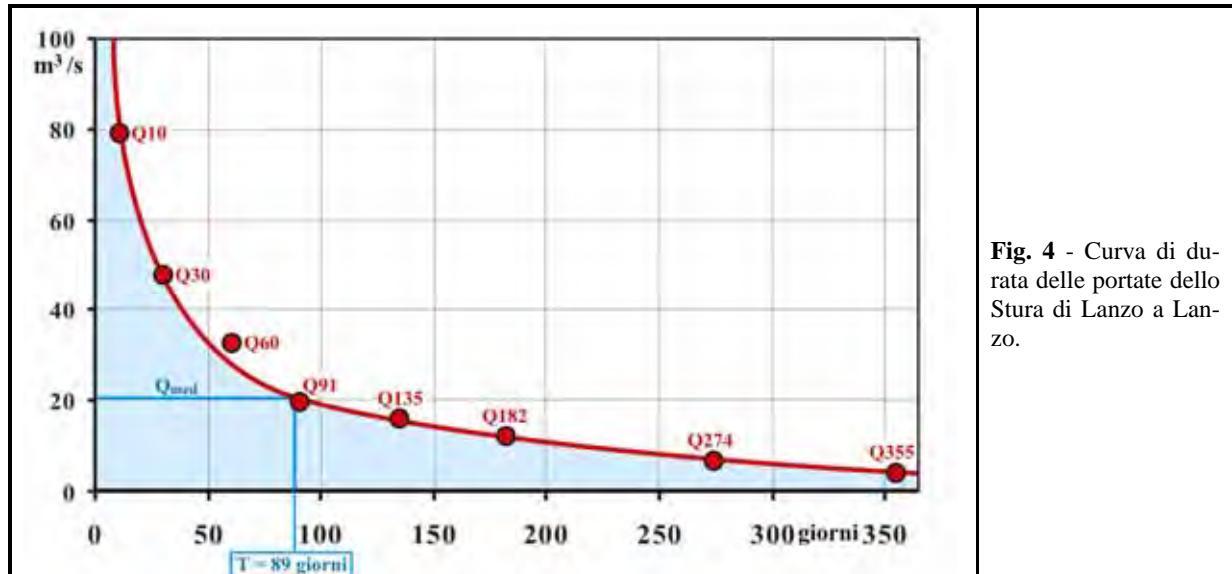


Fig. 4 - Curva di durata delle portate dello Stura di Lanzo a Lanzo.

Bacino dello Stura di Lanzo (582 km^2) a Lanzo. Portate medie annue di durata caratteristica. Periodo di osservazione $1930 \div 1943$ e $1946 \div 1981$ (50 anni). Sono indicati i valori ottenuti con SIMPO e i coefficienti di correzione M/S (rapporto tra i dati “misurati” e quelli calcolati). **Portata media annua** ($Q_{med} = 20,2 \text{ m}^3/\text{s}$; per un **volumen complessivo medio annuo** $V_{med} = 6,37 \cdot 10^8 \text{ m}^3/\text{anno}$). Da: Perosino, 2005.

	Q10	Q30	Q60	Q91	Q135	Q182	Q274	Q355
m^3/s	79	48	33	19,8	17,0	12,4	7,1	4,30
$\text{l/s}/\text{km}^2$	136	82	57	34,0	29,2	21,2	12,2	7,39
SIMPO $\text{l/s}/\text{km}^2$	107	-	-	34,6	-	24,0	14,7	9,30
M/S	1,27	-	-	0,84	-	0,88	0,83	0,79

Quale esempio si propone la curva di durata delle portate dello Stura di Lanzo a Lanzo (fig. 4). La portata più elevata (Q10) è pari a $79 \text{ m}^3/\text{s}$; quindi risulta una evidente pendenza che porta a valori decisamente inferiori con la Q30 pari $48 \text{ m}^3/\text{s}$, fino alla Q91 = $19,8 \text{ m}^3/\text{s}$. Si osserva una riduzione graduale dalla Q182 = $12,4 \text{ m}^3/\text{s}$, fino alla Q355 = $4,3 \text{ m}^3/\text{s}$. Dal grafico non è possibile capire cosa accade per durate inferiori a 10 giorni, ma si intuiscono valori anche superiori a $100 \text{ m}^3/\text{s}$, che comportano grandi volumi d’acqua, anche se per pochi giorni. Il volume totale medio annuo ($Q_{med} \cdot t$) è pari a $V_{med} = 6,37 \cdot 10^8 \text{ m}^3/\text{anno}$, mentre quello complessivo valutato graficamente per durata superiore a 10 giorni è pari a $V_{10 \div 365} = 5,30 \cdot 10^8 \text{ m}^3/\text{anno}$. La differenza tra i due valori è pari a $1,07 \cdot 10^8 \text{ m}^3/\text{anno}$. Ciò significa che in 10 giorni (meno del 3 % dell’anno), attraverso la sezione di Lanzo, transita un volume pari a quasi il 17 % dell’intera risorsa idrica media annua.

3.5 - Limiti nella caratterizzazione dell’anno idrologico scarso

Come già sottolineato, per un’analisi corretta sarebbe necessario disporre di misure idrometriche continue per un periodo di osservazione significativo (almeno $25 \div 30$ anni). In tal modo si utilizzerebbero valori di portate annue le cui entità potrebbero essere correlate con la frequenza mediante semplici modelli matematici. Tuttavia, in assenza di dati ottenuti da misure dirette (come purtroppo quasi sempre accade), è necessario

¹² Per il calcolo del volume relativo all’intervallo $355 \div 365$ si considera la Q355, in quanto la curva tende, verso i valori minimi del diagramma, ad “appiattirsi”, assumendo andamento parallelo alle ascisse. L’errore è minimo in quanto è un dato ottenuto dal prodotto di una portata esigua per un limitato numero di giorni. Per esempio, per lo Stura di Lanzo a Lanzo, il volume medio di quell’intervallo è circa lo 0,6 % di quello relativo all’anno intero.

ricorrere a metodologie di regionalizzazione (tra le quali quella più “convincente” è il metodo SIMPO) sulla base del valore dell'afflusso meteorico annuo scarso (A_{F80}). Si potrebbe affermare che basterebbe applicare i coefficienti di deflusso ottenuti dalla caratterizzazione idrologica media sul valore A_{F80} . In fondo il rapporto D/A dipende essenzialmente dalle caratteristiche fisiogeografiche del bacino e quindi è più o meno costante. Ma la situazione è ben diversa. Per esempio per il Bacino dello Stura di Lanzo a Lanzo (582 km^2) la portata media annua del periodo di osservazione di 50 anni è pari a $20,2 \text{ m}^3/\text{s}$, con D/A = 0,82 (Perosino, 2005), come è tipico dei regimi nivopluviali; l'anno più abbondante è stato il 1977, con portata di $39,7 \text{ m}^3/\text{s}$ (quasi il doppio della media del periodo di osservazione) e con D/A = 0,96 (valori prossimi ad 1 sono tipici dei regimi nivoglaciali). L'anno più scarso è stato il 1970, con portata di $10,5 \text{ m}^3/\text{s}$ (la metà rispetto all'anno idrologico medio) e con D/A = 0,60 (tipico dei regimi pluviali). Ragionamenti analoghi si possono dedurre dall'esame dei dati idrometrici di altre stazioni.

Il coefficiente di deflusso si modifica in funzione delle vicende idrometeorologiche che si vengono a determinare nei diversi anni, con valori significativamente diversi. In generale si può affermare che negli anni più asciutti fa anche più caldo e ciò comporta più conspicui fenomeni di evapotraspirazione. Quindi non soltanto le portate sono minori perché piove di meno, ma anche perché una maggiore percentuale di acqua ritorna all'atmosfera senza alimentare i deflussi. Quanto espresso è importante ai fini della caratterizzazione idrologica di una determinata sezione fluviale per l'anno idrologico scarso, in quanto la semplice applicazione dei coefficienti di deflusso ottenuti per l'anno idrologico medio sull'anno pluviometrico scarso non è sufficiente, pena una evidente sovrastima dei deflussi.

Il coefficiente di deflusso medio annuo (Cd) è una grandezza adimensionale data dal rapporto tra i valori medi annui dei deflussi (D) e degli afflussi (A), entrambi espressi in [mm]:

$$Cd = \frac{D}{A} \quad 1)$$

Il valore “D” [mm] può anche essere espresso in funzione della portata media annua specifica “ Q_{s-med} ” [$\text{l/s}/\text{km}^2$] mediante la relazione¹³:

$$D = 31,536 \cdot Q_{s-med} \quad 2)$$

Pertanto la 1) diventa:

$$Cd = \frac{D}{A} = \frac{31,536 \cdot Q_{s-med}}{A} \quad 3)$$

Ma la Q_{s-med} può essere, a sua volta, espressa secondo la relazione SIMPO valida, a titolo di esempio, per la porzione occidentale del bacino del Po, per cui la 3) diventa:

$$Cd = \frac{D}{A} = \frac{31,536 \cdot (-24,5694 + 0,0086 \cdot H_{med} + 0,03416 \cdot A)}{A} \quad 4)$$

Da cui, con semplici passaggi, si ottiene:

$$Cd = \frac{1}{A} \cdot (0,271 \cdot H_{med} - 774,821) + 1,077 \quad 5)$$

Risulta evidente, dall'espressione 5), che il coefficiente di deflusso dipende dall'altitudine mediana del bacino sotteso alla sezione di interesse; d'altra parte è noto che il clima diventa più rigido con l'aumentare dell'altitudine e ciò comporta minori processi evapotraspirativi a vantaggio dell'alimentazione dei deflussi con le acque meteoriche. Ma il valore “D”, per ciò che più interessa, dipende, anche da quello degli afflussi “A”. Tale aspetto risulta in modo evidente se si esamina la relazione diretta $D = f(A)$ per uno stesso bacino; infatti nella relazione 5) il valore H_{med} è una costante e quindi diventa più facile l'esame della relazione tra coefficiente di deflusso annuo ed entità delle precipitazioni. A questo proposito conviene considerare ancora

¹³ Le procedure per il calcolo del deflusso [mm] a partire dal valore della portata media specifica [$\text{l/s}/\text{km}^2$] tengono conto del tempo [s] dell'anno o del mese. Il valore pari a 31,536, si utilizza per l'intervallo annuale ed è la sintesi della procedura di calcolo che permette di passare dalla portata specifica al deflusso [mm]. Le relazioni che legano le portate specifiche medie mensili ($Q_{m-s-med}$) con i relativi deflussi (D_m) sono simili, ma cambiano i coefficienti e precisamente 2,6784 per i mesi con 31 giorni, 2,5920 per quelli con 30 giorni e 2,4192 per febbraio con 28 giorni. Oppure si può considerare il valore 2,628 (1/12 del valore annuo) per tutti i mesi.

lo Stura di Lanzo a Lanzo, già sopra considerato come esempio. Per il bacino sotteso a tale stazione è $H_{med} = 1.751$ m s.l.m. Inserendo tale valore nella 5) e semplificando si ottiene:

$$Cd = -\frac{300,300}{A} + 1,077 \quad 6)$$

Ponendo il valore $A = 1.330$ mm (rappresentativo dell'anno idrologico medio), si ottiene $D = 0,85$, molto simile a quello (0,82) valutato sulla base delle rilevazioni alle stazioni pluviometriche del bacino ed a quella idrometrica presso Lanzo. Se si considera un valore $A = 762$ mm (il valore dell'anno 1967, quello minimo riscontrato in 51 anni di osservazione) applicando la 6) si ottiene $D = 0,68$ relativamente superiore al valore succitato di 0,60, minimo rapporto annuale D/A riscontrato per la stessa stazione idrometrica.

Il modello SIMPO tiene quindi conto dei fattori che comportano una riduzione dei coefficienti di deflusso nelle situazioni meteorologiche caratterizzate da minori precipitazioni (esempio relativo allo Stura di Lanzo a Lanzo in **fig. 5**). Tuttavia sembra che tale procedura non valuti a sufficienza l'effetto dovuto all'incremento delle perdite apparenti negli anni meno piovosi. Il caso dello Stura di Lanzo è chiaramente esemplificativo, ma analoghi ragionamenti sono stati effettuati per il bacino dell'Orco (Perosino, 1997), del Cervo (Perosino, Scarpinato, 1982) e del Mastallone (Olivero, 1977).

Risulta che la metodologia SIMPO tiene conto della diminuzione dei coefficienti di deflusso nelle situazioni di magra, ma determina comunque una loro sopravalutazione intorno a al 5 ÷ 10 %; risultati migliori si ottengono con l'applicazione dei fattori di correzione "M/S" descritti al precedente paragrafo 3.2.



Fig. 5 - Correlazione tra coefficiente di deflusso annuo (**D/A**) ed afflusso meteorico (**A; mm**) sulla base dell'applicazione della metodologia SIMPO per il bacino dello Stura di Lanzo a Lanzo ($S = 582$ km 2 ; $H_{med} = 1.751$ m s.l.m.).

Il ragionamento sopra sviluppato si basa soprattutto sulla relazione piovosità/temperatura, ma entrano in gioco altri fattori che si sovrappongono o addirittura prevalgono. Molto dipende anche dalle modalità con le quali si manifestano le precipitazioni e non solo dalla quantità. Le precipitazioni, per dar luogo a deflussi, devono essere superiori ad almeno pochi millimetri; altrimenti l'acqua verrebbe assorbita dal terreno e non più disponibile al ruscellamento; essa potrebbe poi evapotraspirare prima dell'apporto di piogge successive; se le precipitazioni fossero nell'anno frazionate in modo che ciascuna risulti di pochi millimetri, in teoria, non avverrebbe deflusso.

Potrebbe pertanto succedere che, in determinati anni, pur con piogge relativamente scarse, ma concentrate in brevi periodi, i coefficienti di deflusso potrebbero risultare più vicini ai valori tipici dell'anno medio. Non è detto che esista una relazione più o meno diretta e semplice tra afflussi e rapporto D/A. Pertanto rimane il dubbio di una sottostima, o più probabilmente di una sovrastima, delle risorse idriche disponibili negli anni idrologici scarsi, ma in mancanza di osservazioni idrometriche continue per periodi significativi, per capire di quanto i dati ottenuti dai modelli potrebbero discostarsi dalle situazioni reali, sarebbe necessario effettuare uno specifico studio sulle serie idrometriche disponibili, in modo da avere almeno un quadro generale delle fluttuazioni dei rapporti D/A.

3.6 - Portata media annua di durata pari a 182 giorni

Solitamente si ritiene la portata media annua specifica ($Q_{s\text{-med}}$) come il dato più utile per la caratterizzazione idrologica di un corso d'acqua. Sulla base della superficie del bacino (S) e della durata espressa in secondi dell'anno (t) si può facilmente ricavare il volume medio annuo ($V_{\text{med}} = Q_{s\text{-med}} \cdot S \cdot t$) di risorsa idrica disponibile in natura. Tuttavia conviene ragionare sulla curva di durata delle portate e, ancora una volta, può tornare utile l'esempio dello Stura di Lanzo.

In **fig. 4** si osserva che la portata media annua ($Q_{\text{med}} = 20,2 \text{ m}^3/\text{s}$) si colloca in corrispondenza di una durata pari a 89 giorni. Ciò significa che la portata media annua non è quella più frequente nel corso d'acqua. Infatti, per circa 1/4 dell'anno risultano valori superiori e per oltre 3/4 le portate sono inferiori, anche in modo significativo. La portata media annua ($20,2 \text{ m}^3/\text{s}$) risulta oltre 1,6 volte quella di durata pari a 182 giorni ($12,4 \text{ m}^3/\text{s}$); per corsi d'acqua minori tale rapporto è anche notevolmente superiore, fino a valori prossimi o leggermente superiori a due. La notevole differenza tra i due valori deriva dal fatto che la media annua non è un parametro ben rappresentativo rispetto alla popolazione di dati giornalieri e ciò perché, sul calcolo della media, pochi valori molto elevati hanno maggiore influenza di molti dati anche considerevolmente inferiori.

Sotto il profilo biologico della valutazione dello stato dell'ecosistema fluviale è più utile, quale valore sintetico, la Q_{182} . Tale questione risulta più evidente nei capitoli successivi, soprattutto ai fini della determinazione della produttività biologica, fortemente condizionata dalle situazioni idriche dell'alveo bagnato, in funzione di alcuni parametri idraulici fondamentali, quali, per esempio la superficie e il battente idrico. Naturalmente importante risulta anche l'analisi della curva di durata delle portate, al fine di ottenere un quadro più completo delle condizioni idrologiche ed idrauliche in relazione agli intervalli temporali durante i quali esse si manifestano.

3.7 - La validazione dell'analisi idrologica

Spesso, negli studi di impatto/compatibilità ambientale viene richiesta un'analisi specifica atta a dimostrare la correlazione tra la caratterizzazione idrologica del corso d'acqua in esame, quando ottenuta da modelli di regionalizzazione e valori di portata misurati in corrispondenza della sezione ove è prevista l'opera di derivazione. Sul reticolo idrografico piemontese hanno operato alcune stazioni idrometriche per periodi di osservazione che, in alcuni casi, sono anche di alcuni decenni. Tuttavia raramente si hanno a disposizione dati idrometrici rilevati presso stazioni di misura con bacino sotteso sovrapponibile, in parte significativa, con quello sotteso alla sezione in studio; più spesso, si procede con l'applicazione di modelli idrologici. In tali situazioni si forniscono dati di sintesi che, essendo il risultato dell'applicazione di modelli che rappresentano fenomeni complessi mediante pochi parametri morfometrici e climatici, non sono certamente paragonabili, per significatività, a quelli ottenibili mediante elaborazione di dati ottenuti da misure dirette. Di conseguenza viene richiesto di "validare" i risultati di elaborazione ottenuti da tali modelli con dati di portate effettive. Ma ciò pone diversi problemi.

Un determinato anno idrologico è rappresentato dalla serie di 365 portate medie giornaliere, alle quali si aggiungono due ulteriori dati: le portate massima e minima assolute istantanee. La prima è generalmente molto superiore al dato più elevato dei 365 valori, mentre la seconda è pari o leggermente inferiore al dato minimo dei 365 valori. In ogni caso vale il seguente concetto: *la caratterizzazione idrologica di una qualunque sezione su un corso d'acqua è fondata sull'elaborazione statistica di un insieme di dati costituiti dalle portate medie giornaliere*. Ciò vale sia nei casi fortunati in cui si dispone di misure effettuate presso una vicina stazione idrometrica, sia in quelli di utilizzo di modelli idrologici.

La portata giornaliera rappresenta il volume d'acqua che defluisce nell'intervallo di 24 ore; la portata, in quello stesso intervallo non è costante, ma può cambiare, anche in misura sensibile: quella misurata in un certo istante non coincide con quella media giornaliera. Solo nelle situazioni idrologiche di magra una portata istantanea è pari o molto simile a quella giornaliera. In altre condizioni essa cambia a seconda della situazione idrometeorologica, del regime termico, delle condizioni di innevamento del bacino, della stagione, delle dimensioni del bacino, della sua forma, della distribuzione delle fasce altimetriche,... In un corso d'acqua alimentato da un piccolo bacino e caratterizzato da brevi tempi di corrievazione, la massima portata istantanea dell'intervallo di 24 ore, in conseguenza di precipitazioni a carattere di rovescio, può essere decine di volte superiore a quella minima. In tarda primavera la portata varia dalle prime ore del mattino al primo

pomeriggio, in funzione dello scioglimento della neve accumulata nell'inverno. Vi sono altri fattori che determinano variazioni nell'arco delle 24 ore, a dimostrazione che **la portata misurata in un determinato istante (Q_i) è un dato diverso dal valore di portata giornaliera (Q_g) comunemente intesa (rappresentativa del volume d'acqua che defluisce alla sezione nell'intervallo di 24 ore).**¹¹

Affinché si possa procedere, ai fini della *validazione*, ad un confronto tra i dati di sintesi ottenuti dall'applicazione di modelli e quelli ottenuti da misure dirette, occorrerebbe effettuare tali misure in continuo nella sezione di presa per un periodo almeno non inferiore ad un anno idrologico, al fine di ottenere valori del tipo " Q_g ". La misura "*in modo continuo*" significa la registrazione del livello idrometrico istante per istante nelle 24 ore presso la sezione in studio. Si ottengono quindi 365 valori di portate medie giornaliere (Q_g). Ma questi dati non sono ancora confrontabili con quelli ottenuti dall'applicazione di formule di regionalizzazione. Occorre conoscere anche quelli relativi alle precipitazioni sul bacino sotteso alla sezione di interesse o afflussi meteorici (A).

L'analisi delle precipitazioni permette di ottenere valori di sintesi rappresentativi delle modalità ed intensità degli afflussi sul bacino nell'anno idrologico considerato. Dal confronto tra le portate, espresse come deflussi (D), e gli afflussi si ricava il "comportamento idrologico" del bacino che viene "paragonato" alla caratterizzazione ottenuta con le formule di regionalizzazione per la validazione. Oppure dai dati di sintesi relativi agli stessi parametri (A e D), mediante modelli complessi, si ricavano i parametri fondamentali per la caratterizzazione idrologica della sezione in studio, ma si tratta comunque di sistemi ai quali si ricorre quando non si dispongono di alternative migliori; il livello di attendibilità di tali sistemi infatti è quasi sempre inferiore a quello relativo alle formule di regionalizzazione.

Si supponga dunque di aver ben caratterizzato il regime idrologico di un corso d'acqua per una data sezione sulla base delle osservazioni dirette condotte per un periodo di un anno mediante la misura in continuo della portata. Se si utilizzassero i dati di sintesi così acquisiti, non rappresentativi di un periodo di osservazione significativo, quindi diversamente da quanto raccomandato dalla letteratura idrologica, qualunque taratura o validazione potrebbe portare a sovrastime o sottostime della risorsa idrica e ciò per svariati motivi.

Il parametro fondamentale di confronto è il coefficiente di deflusso (D/A), il quale presenta una certa variabilità interannuale difficile da interpretare. Esso dipende dalle caratteristiche morfometriche, geologiche, pedologiche e dal tipo di copertura vegetale del bacino sotteso alla sezione in studio, più o meno costanti negli anni. Ma D/A dipende anche dalle vicende meteorologiche che determinano la distribuzione dei climi alle diverse fasce altimetriche. Il coefficiente di deflusso è tanto minore quanto più intensi sono i processi evapotraspirativi (le cosiddette "perdite apparenti" A – D nel caso più semplice dei bacini impermeabili o prevalentemente impermeabili). L'evapotraspirazione è evidente nei mesi estivi, con coefficienti di deflusso significativamente inferiori ad 1 anche nei bacini montani, mentre risulta prossima a zero nei mesi freddi (D/A prossimo ad 1). Gli anni con abbondanti precipitazioni estive sono caratterizzati da una maggiore copertura nuvolosa e da temperature meno elevate e quindi da minori perdite apparenti. Il risultato è un incremento del D/A anche su scala annua (es. l'estate 2002). Gli anni con estati calde e asciutte (es. il 2003), oltre ad essere caratterizzate da un più accentuato esaurimento delle riserve idriche, presentano più conspicui processi di evapotraspirativi e minori coefficienti di deflusso.

Inoltre occorre considerare gli eventi di piena più intensi; sono situazioni con grandi volumi d'acqua in gioco, in brevi intervalli di tempo, ma costituenti frazioni considerevoli rispetto ai totali annui. Quasi tutta l'acqua delle precipitazioni viene convertita in deflusso. Negli anni con frequenti e/o intensi fenomeni di piena il D/A è maggiore rispetto a quelli nei quali tali fenomeni sono scarsi o quasi inesistenti. Il parametro D/A rappresentativo di un anno è la "storia idrologica" unicamente di quell'anno, quindi da considerare con estrema cautela per la caratterizzazione media (o per la taratura o validazione) di una qualunque sezione in studio.

La misura "in continuo" delle portate presso una determinata sezione per un anno permette di valutare il volume totale di deflusso che ha attraversato quella sezione nell'intervallo di 365 giorni consecutivi. Esso dipende da quello delle precipitazioni sul bacino nello stesso intervallo temporale, ma non esclusivamente. All'inizio dell'intervallo temporale di osservazioni il bacino restituisce ancora acqua derivante dalle precipitazioni del periodo precedente ed una parte delle acque delle precipitazioni della fine dello stesso intervallo vengono "cedute" come deflussi nel periodo seguente. Ciò comporta un errore nella valutazione del rapporto D/A che introduce un ulteriore problema quando si intende utilizzare tale valore ai fini della

validazione. Questo errore diminuisce di importanza per periodi di osservazione più lunghi, fino quasi ad annullarsi per quelli di almeno 25 ÷ 30 anni (raccomandato per una corretta idrologia).

La caratterizzazione idrologica a livello di una determinata sezione permette di conoscere l'entità della risorsa idrica e le modalità con le quali essa si rende disponibile per l'uso e per la tutela. Per tale motivo è bene evitare, per quanto possibile, errori di valutazione, comunque tenendo conto che, in tali casi, è più conveniente il rischio di sottostime; infatti è molto meglio scoprire "dopo" che vi è più acqua da usare e più acqua nell'alveo per la tutela dell'ambiente che il contrario. A questo proposito bastano due esempi eclatanti. Se l'anno idrologico di osservazione fosse stato quello del 2002, ogni tipo di caratterizzazione idrologica basata su formule di regionalizzazione sarebbe risultata ampiamente sottostimata. Se, al contrario, l'anno idrologico fosse stato quello del 2003, si configurerebbe una forte sovrastima. Eppure si è trattato di due anni consecutivi. Ma gli esempi sono innumerevoli. La variabilità interannuale, sinteticamente rappresentata dal rapporto D/A, è molto spiccata.

Si è già avuto modo di descrivere le diverse situazioni idrologiche che si possono determinare sul bacino dello Stura di Lanzo considerato come esempio. Ma ciò vale per tutti i bacini. Per citare un altro esempio si può considerare la portata media annua del Mastallone a Ponte Folle in Provincia di Vercelli (149 km^2), risultata pari a $Q_{\text{med}} = 7,8 \text{ m}^3/\text{s}$ (rappresentativa di un intervallo di osservazione di 30 anni), con D/A = 0,83; l'anno più abbondante è stato il 1960, con portata annua di $12,7 \text{ m}^3/\text{s}$ (oltre il 60 % superiore alla media del periodo di osservazione) e con D/A = 1,01. L'anno più scarso è stato il 1952, con portata annua di $3,1 \text{ m}^3/\text{s}$ (decisamente meno della metà rispetto all'anno idrologico medio) e con D/A = 0,60. Il rapporto tra i succitati valori massimo e minimo assoluti è pari a 4,1 circa.

D'altra parte la **fig. 5** mette bene in evidenza la notevole variabilità del coefficiente di deflusso medio annuo in funzione delle precipitazioni e proprio il rapporto D/A è lo strumento fondamentale delle procedure di validazione. In sintesi, la validazione dei risultati ottenuti con l'utilizzo di formule di regionalizzazione mediante il confronto con i dati derivanti da misure condotte in modo continuo nella sezione di presa per un periodo non inferiore ad un anno idrologico va effettuata con estrema cautela, in quanto può, con alta probabilità, portare a risultati che potrebbero comportare anche forti sovrastime o sottostime della risorsa idrica disponibile in natura.

Occorre inoltre considerare le difficoltà inerenti le misure di portata. La sezione del corso d'acqua interessato dalle indagini deve possedere caratteri morfo - idraulici adatti per rilevazioni idrometriche, non sempre facili da rinvenire; talvolta occorre perlustrare tratti di alveo lunghi anche centinaia di metri prima di identificare una situazione adatta alla misura. Inoltre se le misure devono essere effettuate per un qualunque intervallo temporale (un anno idrologico di 365 giorni), occorre una perfetta stabilità della sezione: i parametri morfo - idraulici devono rimanere costanti durante tutto l'intervallo. Questo elemento complica non poco la scelta del sito adatto per le misure ed in molte situazioni tali condizioni non esistono. In qualche caso è possibile effettuare un intervento di sistemazione della sezione, sia per renderla adatta alle misure, sia per aumentarne la stabilità nel tempo. In ogni caso ciò non rappresenta alcuna sicurezza; può infatti verificarsi un evento di piena in grado di demolire il sistema di misure o di modificare la forma della sezione, rendendo inutili le misure effettuate in precedenza.

Dopo aver individuato una sezione in corrispondenza (o nei pressi) della sezione ove è prevista l'opera di presa e con i requisiti succitati, occorre effettuare misure di portate istantanee caratterizzate da valori diversi. Questi vengono messi a confronto con i parametri morfometrici della sezione fino ad individuare una relazione tra portata e battente idrico: "*scala dei deflussi*", tanto più affidabile quanto più numerose sono le misure nelle condizioni idrologiche più diverse. Ciò significa almeno tre mesi di rilievi (da 5 a 10 per corsi d'acqua medi e piccoli), per situazioni idrometeorologiche sufficientemente diversificate; altrimenti il tempo di osservazione necessario per la taratura della sezione potrebbe risultare più lungo. Tale attività è fondamentale; infatti la funzione che lega portata e livello idrico permette di tarare lo strumento registratore che misura direttamente l'altezza del pelo libero dell'acqua alla sezione per ottenere la registrazione in continuo della portata stessa.

Individuata la scala di deflussi e tarato lo strumento registratore, può avere inizio la misura vera e propria che comporta una attività di 12 mesi. Quindi occorrono i rilievi pluviometrici alle stazioni meteorologiche ed effettuare tutte le verifiche necessarie e le elaborazioni per redarre il rapporto idrologico. Si conclude quindi che è necessario un tempo molto lungo per produrre un elaborato tecnico esaustivo sulla caratterizzazione idrologica (validata) per una determinata sezione fluviale.

4 - DEFLUSSO MINIMO VITALE

Il **Deflusso Minimo Vitale (DMV)** è “...il deflusso che, in un corso d’acqua naturale, deve essere rilasciato a valle delle captazioni idriche al fine di mantenere vitali, se pur prossime ad essere critiche, le condizioni istantanee di funzionalità e di qualità degli ecosistemi interessati” (“Criteri tecnici per il rilascio ed il rinnovo delle concessioni di derivazione” della Regione Piemonte - D.G.R. 74-45166 del 26/04/1996).

Oppure “...è la portata istantanea naturale che deve essere rilasciata a valle delle captazioni da corsi d’acqua ai fini di garantire la tutela delle cenosi acquatiche compatibilmente con un equilibrato utilizzo della risorsa idrica e in generale, per concorrere al raggiungimento degli obiettivi di qualità” (Piano di Tutela delle Acque della Regione Piemonte - D.G.R. 23-13437 del 20/09/2004).

Per il bacino del Po vale la formula dell’Autorità di Bacino del Fiume Po proposta con l’Allegato “B” - “criteri di regolazione delle portate in alveo” (Parma, 21/11/2001) ed organicamente nei Piani regionali di Tutela delle Acque (PTA).

4.1 - La formula dell’Autorità di Bacino del Fiume Po

L’autorità di Bacino del Fiume Po ha predisposto il testo riguardante i “criteri di regolazione delle portate in alveo - Allegato B” (Parma, 21/11/01) nell’ambito degli studi riguardanti le “azioni per la predisposizione di una normativa riguardante il minimo deflusso vitale negli alvei” (Progetto Speciale PS 2.5), in applicazione dell’art. 3 della Legge 183 del 18/01/89 (Piano Stralcio sul Deflusso Minimo Vitale). È risultata una “formula” valida per l’intero bacino del Po e fondata su parametri morfometrici ed idrologici, ma tarata su valutazioni di carattere biologico ottenute dall’applicazione di metodi naturalistici su numerose stazioni rappresentative delle diverse situazioni idrologiche - ambientali riscontrabili sul reticolo idrografico che alimenta il fiume Po:

$$\text{DMV} = (\mathbf{K} \cdot \mathbf{Q}_{\text{s-med}} \cdot \mathbf{S}) \cdot [\mathbf{M} \cdot \mathbf{Z} \cdot \mathbf{A} \cdot \mathbf{T}] \quad (7)$$

Dove: **K** è un parametro sperimentale determinato per singole aree idrografiche;

Q_{s-med} è la portata specifica media annua [$\text{l/s}/\text{km}^2$];

S è la superficie del bacino sotteso alla sezione di interesse [km^2];

M è il parametro morfologico;

Z è il massimo di tre parametri **N**, **F** e **Q** (naturalistico, di fruizione e di qualità delle acque);

A è il parametro relativo all’interazione tra acque superficiali e sotterranee;

T è il parametro relativo alla modulazione del DMV.

La formula prevede, tra parentesi tonde ($\mathbf{K} \cdot \mathbf{Q}_{\text{s-med}} \cdot \mathbf{S}$), la parte idrologica del DMV, che porta a valori di portate di rilascio a garanzia degli ecosistemi fluviali che devono essere previsti per tutte le derivazioni idriche entro il 31/12/2008, data entro la quale è previsto il conseguimento dell’obiettivo SACA = sufficiente per tutto il reticolo idrografico (e comunque la conservazione della stessa qualità quando superiore) secondo quanto previsto dal D. Lgs 152/99 (e confermato dal D. Lgs 152/06). Gli altri parametri, tra parentesi quadre $[\mathbf{M} \cdot \mathbf{Z} \cdot \mathbf{A} \cdot \mathbf{T}]$, vengono considerati successivamente e portano alla determinazione di valori definitivi del DMV (solitamente superiori) che dovranno essere applicati entro il 31/12/2016 secondo il D.Lgs 152/99 (anticipato al 22/12/2015 secondo il D. Lgs 152/06) ai fini del conseguimento dell’obiettivo SACA = buono per tutto il reticolo idrografico. In sintesi il DMV idrologico rappresenta la portata determinata sulla base dei soli parametri morfometrici ed idrologici, mentre gli altri parametri introducono fattori che considerano gli aspetti naturalistici - ambientali caratteristici dei singoli ecosistemi acquatici. Spetta alle Regioni, nell’ambito della redazione dei Piani di Tutela, individuare i corsi d’acqua o tratti di essi, su cui devono essere applicati i parametri M, A, Z e T ed assegnare i valori agli stessi. Secondo il Piano di Tutela delle Acque Regionale, valgono le seguenti valutazioni.

- I valori del **parametro “K”** esprime la percentuale della portata media che deve essere considerata nel calcolo del DMV. Tale parametro si ottiene dall’applicazione di formule diverse a seconda delle aree idrologiche omogenee nelle quali è stato suddiviso il bacino del Po. In pratica il prodotto “ $\mathbf{K} \cdot \mathbf{Q}_{\text{med}}$ ” è pari a circa il 60 ÷ 80 % della portata di magra normale.

- I valori del **parametro M** sono compresi tra 0,7 e 1,3; inferiori a 1 generalmente nei corsi d'acqua montani dove il flusso idrico residuo è distribuito in alvei ristretti e superiori a 1 nei corsi di pianura dove il flusso idrico residuo si disperde in ampi letti fluviali.
- I valori del **parametro N** sono uguali o maggiori di 1; i valori maggiori di 1 sono previsti per i seguenti ambienti:
 - a) corsi d'acqua compresi entro il territorio di parchi e riserve nazionali;
 - b) corsi d'acqua compresi entro il territorio di parchi e riserve regionali;
 - c) corsi d'acqua compresi entro il territorio delle zone umide dichiarate di importanza internazionale ai sensi della Conferenza di Ramsar del 02/02/71, resa esecutiva con il D.P.R. 448 del 13/03/1976;
 - d) corsi d'acqua compresi entro il territorio dei siti di importanza comunitaria e delle zone di protezione speciali, individuate ai sensi delle direttive 92/43/CEE “*Conservazione degli habitat*” e 79/409/CEE, di cui al decreto Ministeriale del 03/04/2000 del Ministero dell'Ambiente (Supplemento Ordinario 65 del G.U. 95 del 2204/2000);
 - e) corsi d'acqua di cui alla lettera d) dell'art. 10 del D.L. 152/99¹⁴.
- I valori del **parametro F** sono uguali o maggiori di 1; a scala regionale sono identificati, quali tratti di corsi d'acqua di maggior interesse per usi ricreativi, quelli adatti alla pratica di sport aquatics, potenzialmente influenti sulle condizioni di rilascio delle portate.
- I valori del **parametro Q** sono uguali o maggiori di 1; valori maggiori di 1 vanno previsti dove la riduzione dei carichi inquinanti e/o l'applicazione delle più efficaci tecniche di depurazione non siano sufficienti per il conseguimento degli obiettivi di qualità indicati dal D.L. 152/99.
- I valori del **parametro A** sono compresi tra 0,5 e 1,5; in genere si attribuisce il valore $A < 1$ a meno che si ritengano opportune particolari analisi relative all'interazione delle acque superficiali con quelle sotterranee soprattutto nelle situazioni caratterizzate da elevate permeabilità del substrato; infatti per alcuni corsi d'acqua (o per loro tratti) la permeabilità dell'alveo, in condizioni di falda depressa, è così accentuata che la portata di DMV risulta interamente dispersa; oppure il contributo della falda, immediatamente a valle dell'opera di presa è talmente elevato da garantire, in modo predominante, il mantenimento di una portata sufficiente per l'ecosistema fluviale.

Il **parametro T** è considerato soprattutto per i rilasci a valle delle opere di ritenzione idrica, su tratti oggetto di applicazione dei parametri N, F, Q e per i prelievi più rilevanti. Le modalità operative di tale parametro dovranno essere definite dai “*Progetti di gestione*” previsti dai progetti di PTA regionali.

4.2 - L'efficacia del Deflusso Minimo Vitale

L'efficacia del DMV si valuta sulla base del valore di portata di rilascio che effettivamente è in grado di garantire la funzionalità del corso d'acqua nonostante i prelievi idrici. La determinazione di tale valore dovrebbe tenere conto del complesso dei fattori che regolano i processi dell'autodepurazione, delle condizioni che garantiscono il mantenimento delle strutture delle comunità acquatiche, del complicato gioco di interazioni tra le caratteristiche dell'ambiente fisico (l'insieme dei microbiotipi condizionati dal regime idrologico, dalla morfometria e dalla composizione litologica degli alvei) e le necessità degli organismi acquatici e ripari (compresi i macroinvertebrati ed i microrganismi, importanti nella catena di demolizione dei materiali organici), in funzione degli obiettivi relativi alla qualità delle acque, sia per gli usi umani (economici e ricreativi), sia per la tutela dei fiumi in quanto sistemi complessi (anche come valori paesaggistici), specchio della qualità ambientale dei bacini che li alimentano ed interagenti con il sistema delle falde circostanti.

È evidente che appare riduttivo condizionare il calcolo del DMV esclusivamente (o quasi o con semplicistici fattori correttivi) sull'idrologia, anche se risulta molto più comodo, in quanto ottenibile dall'uso di formule più

¹⁴ Corsi d'acqua, ancorché non compresi nelle precedenti categorie, presentino in rilevante interesse scientifico, naturalistico, ambientale e produttivo in quanto costituenti habitat di specie animali o vegetali rare o in via di estinzione, ovvero in quanto sede di complessi ecosistemi acquatici meritevoli di conservazione o altresì di antiche e tradizionali forme di produzione ittica, che presentano un elevato grado di sostenibilità ecologica ed economica. Essi comprendono anche gli ambienti già oggetto di specifiche norme di tutela (tratti a specifica destinazione per la vita dei pesci in applicazione del D. Lgs. 130/92).

o meno semplici. Sembrerebbe scorretto ritenere che un sistema molto complesso, come quello fluviale, possa essere rappresentato con una semplice formula, con la quale, dati pochi parametri, si ricava il valore cercato. In realtà “*un qualunque ambiente rappresenta un sistema di straordinaria complessità, quale risultato dell’interazione di molteplici fattori, attraverso una fitta e complicata rete di relazioni che si manifestano mediante meccanismi spesso assai difficili da individuare e da studiare*”.

La complessità di un problema porta all’elaborazione di numerose proposte di risoluzione, ad un ampio dibattito per confrontarle e quindi alla necessità di ulteriori studi di verifica e di approfondimento. Un esempio è il “*metodo del perimetro bagnato*” (Collings, 1974; Cochrauer, 1976) il quale, attraverso una serie di valutazioni sulle caratteristiche geometriche dell’alveo fluviale, considera con attenzione, anche la superficie dello specchio idrico, in quanto l’area dell’alveo bagnato è la sede dei principali processi biologici. Ma tale metodologia costituisce ancora un approccio superficiale rispetto alla complessità dell’ecosistema fluviale.

Proposte successive sono state elaborate al fine di dare maggiore importanza ai fattori biologici, senza trascurare quelli idrologici e morfometrici (determinanti nel caratterizzare l’ambiente fisico), ma rovesciando il loro ruolo. In altri termini la definizione delle caratteristiche geometriche dell’alveo e del regime idrologico non vanno considerate come termini per il semplicistico calcolo diretto del DMV, ma come “strumenti” per valutare le condizioni dell’insieme dei microambienti che costituiscono l’alveo bagnato in funzione delle variazioni di portata; ma emergono altri problemi. È *impensabile, alla luce delle conoscenze attuali, ipotizzare un modello predittivo basato su tutte (o buona parte) le variabili biologiche ambientali di un ecosistema*.

Per risolvere tale questione si è ritenuto di procedere sulla base della scelta di una componente ambientale sensibile e di più facile valutazione, da utilizzare come “bersaglio” rappresentativo della cenosi acquatica. Ciò costituisce la base del metodo IFIM (*Instream Flow Incremental Methodology*), messo a punto negli U.S.A. (Bovee, 1982) e recentemente oggetto di ricerche di verifica applicativa in Italia. Questo metodo è stato messo a punto dal *Istream Flow Group (IFG) U.S. Fish and Wildlife Service*, come strumento operativo per quantificare l’influenza della variazione del regime dei deflussi sulle condizioni ambientali (habitat) per la vita dei pesci (Ubertini, 1997). Il “bersaglio” è la comunità ittica, o meglio alcune specie ritenute più sensibili. L’applicazione richiede la selezione di un tronco di corrente rappresentativo della morfologia del fiume nel quale rilevare le caratteristiche idrauliche in sezioni rappresentative di tratti con forme fluviali omogenee (*riffle, run, run-pool, pool*). Per questo l’IFIM è anche conosciuto come “metodo dei microhabitat”. Sulla base delle curve delle preferenze delle specie ittiche “bersaglio” e della correlazione delle dimensioni dei microhabitat al variare della portata¹⁵, si giunge al valore di portata minima capace di garantire la funzionalità dell’ecosistema fluviale.

L’IFIM può essere considerata una metodologia esemplificativa di un sistema di analisi che considera l’ecosistema fluviale nel suo complesso (seppure privilegia l’analisi delle popolazioni ittiche di determinate specie “bersaglio”), nel tentativo di superare modelli eccessivamente semplificati, sulla base di poche variabili fisiche¹⁶. Ma c’è il rovescio della medaglia e a questo proposito utile è ricordare il Convegno Nazionale sul Deflusso Minimo Vitale dell’AGAC (Reggio Emilia, 21 marzo 1997), in occasione del quale il prof. Kenn Bovee (Dipartimento degli Interni USA - Fort Collins, Colorado), a proposito dell’IFIM, rilevò che tale metodologia è difficile e costosa.¹⁷ In effetti i metodi biologici per la determinazione del DMV sono complessi e richiedono campionamenti ed analisi sulle caratteristiche del corso d’acqua tanto più approfondite e dispendiose, quanto maggiore è l’attesa di precisione e di attendibilità del risultato che si vuole conseguire. Inoltre le conclusioni che si ottengono valgono per il tratto di corso d’acqua indagato, ma difficilmente applicabili ad altre situazioni; ciò potrebbe rappresentare un vantaggio, in termini di attendibilità, in quanto il risultato è quello relativo ad un determinato ambiente ed in effetti i fiumi sono tra loro diversi; ma rappresenta anche uno svantaggio, in termini di applicabilità, in quanto diventa difficile ipotizzare tante analisi quante sono le molteplici situazioni relative alle innumerevoli derivazioni idriche presenti sul reticolo idrografico caratterizzato da un insieme di ecosistemi fra loro anche molto diversi. Infine i sistemi di campionamento, sia

¹⁵ In maggiore dettaglio, ciò significa determinare l’Area Disponibile Pesata (ADP) che è la stima quantitativa dell’idoneità complessiva dell’habitat per i pesci del tratto fluviale in studio

¹⁶ Negli ultimi venti anni l’IFIM è stato perfezionato e si sono sviluppate altri analoghi metodi che hanno in comune l’analisi dei microhabitat e le popolazioni di determinate specie ittiche “bersaglio”. Tra esse merita citare l’*Habitat Quality Index* (HQI - Binns, Eiserman, 1979; Binns, 1979, 1982) ed il “*Programma Physical HABitat SIMulation*” (PHABSIM - Bovee, 1982, 1996; Milhous *et al.*, 1989; Stalnaker *et al.*, 1995).

¹⁷ Ken Bovee (1982) è l’ideatore dell’IFM ed in tale convegno giunse a sostenere che, in fondo, “...il deflusso minimo vitale è praticamente un mito; un deflusso minimo può essere tutto ciò che si vuole...”

del macrobenthos, sia dell'ittiofauna e di altri parametri fisici e chimici delle acque (nonché le valutazioni degli scarichi e di altri eventuali impatti) non consentono risultati sicuri, soprattutto se di tipo quantitativo. I naturalisti con un minimo di esperienza sul campo sanno bene quanto siano poco attendibili le valutazioni su densità e/o biomassa delle popolazioni ittiche su corsi d'acqua con portate anche solo superiori ad alcuni metri cubi al secondo; oppure che i risultati di due campionamenti effettuati in momenti diversi (seppure entrambi idonei in termini di catturabilità) nello stesso ambiente, portano spesso a risultati poco confrontabili.

Un sistema per superare i diversi problemi ai quali si è accennato, consiste nel considerare un discreto numero di sezioni rappresentative della molteplicità delle situazioni ambientali che caratterizzano un ampio bacino o una regione, per applicare su di esse i metodi biologici per la determinazione del D.M.V., per esempio mediante l'IFIM che, allo stato attuale, è la metodologia più avanzata. In una seconda fase si valutano i parametri idrologici e morfometrici di tali sezioni per essere quindi correlati con le portate di D.M.V. prima determinate.¹⁸ Si tratta in sostanza di predisporre un modello ancora basato su variabili morfometriche ed idrologiche, ma tarato su basi biologiche e con la possibilità di intervenire su alcune variabili a seconda di poche specifiche caratteristiche ambientali locali: un modello di semplice e pratica utilizzazione, ma che riassume in se la sintesi di una vasta esperienza di carattere biologico ambientale.

Tale procedura fu applicata per la prima volta da Leonard e Orth (1990) nel bacino del fiume James (Virginia, U.S.A.) utilizzando le geometrie d'alveo di quattro siti strumentati ed un campione di nove specie di riferimento per diversi stadi vitali. Nello stesso lavoro gli Autori hanno confrontato i risultati conseguiti con le portate di DMV ottenute con metodi idrologici ed hanno constatato, sia pure nei limiti della particolarità dell'area in studio, una buona conferma della validità biologica del $DMV = Q_{7,10}$ ¹⁹ per la stima delle portate raccomandate per la tutela della vita acquatica. La $Q_{7,10}$ è già stata impiegata negli U.S.A. da alcune agenzie statali e federali per la protezione dell'ambiente, come indicatore dello standard di qualità degli habitat acquatici (Singh, Stall, 1974). Alcuni studi più recenti hanno suggerito di assegnare alla $Q_{7,10}$ anche un significato di minima portata per la conservazione della vita dei pesci (Calenda, Ubertini, 1993), in quanto si ritiene che tale portata possa rappresentare il valore soglia delle minime portate di magra che, nel tempo, hanno consentito la permanenza delle cenosi acquisite. Tale assunzione trova parziale conferma nei risultati discussi a proposito della regionalizzazione delle portate ottimali per il microhabitat fluviale (Leonard, Orth, 1990) ed anche in risultati simili conseguiti nell'ambito del fiume Tevere (Ubertini *et al.*, 1994).

È importante notare che la $Q_{7,10}$ nel reticolo idrografico naturale del bacino del Po è, grosso modo, molto vicina alla minima di magra con tempo di ritorno di 5 ÷ 10 anni, quindi inferiore alla "magra normale", con tempo di ritorno di 2 anni. Altrettanto importante è evidenziare, per ciò che verrà discusso nel seguito e sempre considerando il bacino occidentale del Po, che il valore della $Q_{7,10}$ è analogo a quello ottenibile applicando il parametro di riduzione (K) alla portata media annua secondo quanto previsto dalla regola dell'Autorità di Bacino del Fiume Po (formula 7).

Una procedura analoga è stata adottata nell'ambito degli studi citati al paragrafo 5.2 e riguardanti le "azioni per la predisposizione di una normativa riguardante il minimo deflusso vitale negli alvei" (Progetto Speciale PS 2.5 dell'Autorità di Bacino del Fiume Po) in applicazione dell'art. 3 della Legge 183 del 18 gennaio 1989 (Piano Stralcio sul D.M.V.). Tali studi hanno riguardato l'analisi di circa 80 stazioni di campionamento individuate sul reticolo idrografico del bacino del Po, cioè un insieme di siti rappresentativi delle diverse tipologie fluviali (secondo i regimi idrologici e le zone ittiche), della loro importanza gerarchica (in termini di estensione dei bacini sotterranei) e del livello di antropizzazione (ma con particolare riferimento a situazioni poco o nulla alterate ai fini dell'individuazione dei cosiddetti "bianchi" di riferimento). Tali stazioni sono state oggetto di campionamenti sulle principali componenti biologiche, ma con particolare riferimento all'ittiofauna dopo aver identificato alcune specie "bersaglio". Ciascun sito inoltre è stato caratterizzato sotto il profilo idraulico-idrologico ricorrendo sia alle serie di osservazioni idrometriche (quando disponibili), sia al modello di regionalizzazione SIMPO (1980). Quindi si è proceduto all'applicazione delle metodologie biologiche succitate per la determinazione dei valori del D.M.V. Infine è stata individuato un modello quantitativo dal quale si ottiene il valore del D.M.V. di base tramite pochi parametri idrologici, pur essendo i valori di portata di rilascio tarati sui parametri biologici. Il risultato è la formula 7) sopra descritta.

¹⁸ "...nella stima di un DMV finalizzato alla tutela dell'ecosistema di un corso d'acqua... le metodiche biologiche sono probabilmente più adatte allo scopo, mentre le formulazioni idrologiche sono l'idoneo strumento per esportare ed applicare i risultati ottenuti sperimentalmente al di fuori dell'ambito di studio" (Gentili *et al.*, 1997).

¹⁹ La $Q_{7,10}$ è la portata di durata di 7 giorni con tempo di ritorno di 10 anni.

La determinazione del valore del Deflusso Minimo Vitale è il più importante fattore di riduzione delle conseguenze sugli ecosistemi fluviali interessati dalle captazioni idriche e costituisce un capitolo fondamentale della documentazione tecnica allegata ai progetti di derivazioni idriche dai corsi d'acqua naturali. Infatti il D.M.V. condiziona in modo più che evidente le valutazioni sulle possibili conseguenze su tutte le componenti ambientali (fisico-chimiche e biologiche) più strettamente legate all'acqua. Facendo riferimento a quanto sopra esposto, valgono le seguenti considerazioni:

1. **La portata di Deflusso Minimo Vitale (DMV) è determinata con la formula (7) dell'Autorità di Bacino del Fiume Po.** Occorre comunque prevedere precisi programmi di monitoraggio per verificare il mantenimento/conseguimento di livelli di qualità delle acque in coerenza con il conseguimento degli obiettivi di qualità previsti dal D.Lgs 152/99, confermati dal D.Lgs 152/06 e recepiti dai PTA regionali.
2. Il DMV idrologico $K \cdot Q_{s-med} \cdot S$, oppure $0,7 \cdot Q_{355}$, è una portata in grado di garantire una buona funzionalità fluviale ed il conseguimento degli obiettivi di qualità. Qualunque derivazione idrica, in tali condizioni, può ritenersi compatibile rispetto alle esigenze di tutela degli ecosistemi fluviali. In particolari condizioni *ante-operam* (descritte al seguente punto 4) i giudizi di qualità espressi per le componenti esaminate (essenzialmente qualità fisico - chimica e biologica dell'acqua e ittiofauna), dovrebbero mantenersi anche in fase di esercizio o modificarsi in modo irrilevante.
3. Le considerazioni di cui al precedente punto 2) derivano anche dall'analisi di una vasta letteratura che analizza l'efficacia del DMV rispetto a condizioni indotte dall'alterazione dei regimi idrologici, ma ad esclusione di quelle dovute ad altre forme di alterazioni ambientali. Pertanto le considerazioni di cui al precedente punto 2) sono valide nei casi in cui la qualità dell'ambiente fluviale (valutata sulla base dello stato fisico - chimico e biologico delle acque) è SACCA = buono. Scopo dello studio di compatibilità/impatto ambientale relativo al progetto di una captazione idrica è anche la verifica di tali condizioni in fase *ante-operam*.
4. La formula dell'Autorità di Bacino per la determinazione del DMV propone ulteriori parametri ("N", "F" e "Q") compresi in "Z" che tengono conto delle peculiarità di ogni ambiente fluviale. L'applicazione del parametro "Q" è utile nei casi in cui vengano meno le condizioni espresse al precedente punto 3). Le analisi fisico - chimiche e biologiche delle acque in fase *ante-operam* servono per verificare lo stato dell'ambiente fluviale e costituiscono il criterio di base per la determinazione del valore del parametro "Q" nei casi con giudizio SACCA inferiore a buono.
5. Qualora vi siano le condizioni per l'applicazione dei parametri "N" o "F", con $A \geq 1,0$ e con una qualità dell'ambiente fluviale *ante-operam* (valutata sulla base dello stato fisico - chimico e biologico delle acque) SACCA = buono, il DMV risultante dovrebbe essere tale da garantire ampiamente la tutela dell'ecosistema fluviale. Una attenta ed approfondita valutazione dello stato dell'ambiente acquatico, in sede di predisposizione del rapporto di compatibilità ambientale, potrebbe mettere in evidenza uno o più aspetti naturalistici eventualmente oggetto di particolare tutela (per esempio quelli citati alla lettera d) dell'art. 10 del D.L. 152/99) e quindi tali da giustificare l'attribuzione di valori $N > 1$.

5 - IDROLOGIA IN FASE DI ESERCIZIO

Una volta effettuata la caratterizzazione idrologica naturale del corso d'acqua alla sezione ove è prevista un'opera di captazione idrica e stabilito il valore del deflusso minimo vitale di base “**DMV_b**”, si procede alla descrizione del regime idrologico dello stesso corso d'acqua, nel tratto sotteso dall'impianto di derivazione in progetto e simulando il regime di esercizio. È una procedura che consiste nel calcolo delle portate residue, per differenza tra quelle naturali e quelle derivate. Ciò naturalmente a condizione che il regime idrico non sia già alterato da sottrazioni d'acqua a monte²⁰. Lo studio di impatto/compatibilità ambientale deve infatti confrontare le situazioni idrologiche *ante e post - operam* e non è detto che il regime che precede la realizzazione della captazione sia quello naturale. È quindi fondamentale verificare l'eventuale presenza di sistemi di utilizzo dell'acqua nel bacino sotteso alla sezione di interesse, sulla base dell'esame delle condizioni previste dai disciplinari delle relative concessioni²¹ ed ai fini della ricostruzione dell'idrologia “reale”, ovviamente con riferimento agli stessi parametri elencati nel capitolo terzo.

In ogni caso è relativamente improbabile l'ipotesi di nuove derivazioni su tratti di corsi d'acqua già sottratti da altre derivazioni, a meno di prelievi di entità molto ridotte, poco o nulla influenti sul regime idrico e quindi fuori dal campo di applicazione di studi di compatibilità o valutazione di impatto ambientale. In questa sede pertanto si esprimono considerazioni intorno alle situazioni caratterizzate da situazioni idrologiche *ante - operam* naturali o “prossime ad essere tali”. Le valutazioni vanno effettuate sia sull'anno idrologico medio, sia su quello scarso e valgono comunque gli stessi simboli dei parametri considerati, con indicazione al pedice di “**n**” per le portate naturali *ante - operam* e di “**p**” per quelle previste *post - operam* (esempio in fig. 6).

5.1 - Regime idrologico e portata annua

La portata media mensile residua o prevista con l'impianto in esercizio (**Qm_p**), nell'alveo del corso d'acqua a valle dell'opera di captazione idrica dipende da quella naturale disponibile da monte (**Qm_n**) e da quella derivabile (**Qd**) che, si suppone, sia quella massima prevista dal progetto(**Qd_{max}**) in tutte le situazioni in cui la disponibilità idrica lo permetta. Affinché sia garantita la portata di garanzia pari al deflusso minimo vitale di base (**DMV_b**) occorre che:

$$Qm_p = Qm_n - Qd_{max} \geq DMV_b \quad 8)$$

Non è detto che le condizioni imposte da tale equazione siano “possibili” in tutti i casi. Potrebbe accadere che, per alcuni mesi o per tutti (soprattutto nell'anno idrologico scarso), la portata naturale sia inferiore alla somma della derivazione massima e del DMV. Questa situazione potrebbe verificarsi con una certa facilità, soprattutto quando si prevedono valori elevati del DMV ai fini di prevedere le migliori garanzie di tutela dell'ecosistema fluviale alle condizioni descritte nelle conclusioni del capitolo quarto. Tuttavia è importante ricordare che se è strategico garantire un “**DMV_b**” il più possibile elevato, pure importante risulta evitare l'appiattimento del regime idrico sui valori del deflusso minimo vitale stesso.

Quelle sopra espresse sono considerazioni importanti in quanto, soprattutto in fase di monitoraggio biologico *post-operam* (programmato per verificare gli effetti previsti nella fase di valutazione di impatto) potrebbero emergere situazioni non previste, rispetto alle quali occorre, già in fase progettuale, prevedere ipotesi di ulteriori mitigazioni. Ma tenuto conto che il fattore di maggiore alterazione è costituito dalla variazione del regime idrologico, risulta evidente che l'azione mitigatrice più importante riguarda proprio questo aspetto. A tale proposito si potrebbe sostenere che l'eventuale intervento mitigatore *post-operam* potrebbe essere l'incremento del valore del **DMV_b**. Ciò potrebbe valere nei casi di impianti di derivazione caratterizzati da valori modesti del deflusso minimo vitale di base; ma se questo fosse prossimo al valore della magra normale, per quanto illustrato nel capitolo quarto, è lecito sospettare risultati modesti da ulteriori incrementi del **DMV_b**. Potrebbe invece risultare più utile intervenire per ridurre l'appiattimento del regime sui valori di magra e

²⁰ O anche da immissioni d'acqua derivante da bacini adiacenti o da alterazioni dovute alla gestione di bacini artificiali destinati all'accumulo di risorsa idrica per fini diversi.

²¹ Si potrebbe obiettare che la ricostruzione del regime idrologico *ante operam* “reale” dovrebbe tenere conto dei volumi idrici derivati “effettivi” (e magari anche di quelli abusivi), in quanto non sempre coincidenti con quelli previsti dai disciplinari di concessione. Tuttavia non esistono alternative, a meno di effettuare misure continue sulle opere di derivazione oppure misure idrometriche per diversi anni sulla sezione in progetto.

quindi introdurre la modulazione che, tra l'altro, potrebbe essere prevista già in fase progettuale, con possibilità di ulteriori incrementi in seguito a eventuali esiti negativi dei monitoraggi *post-operam*.

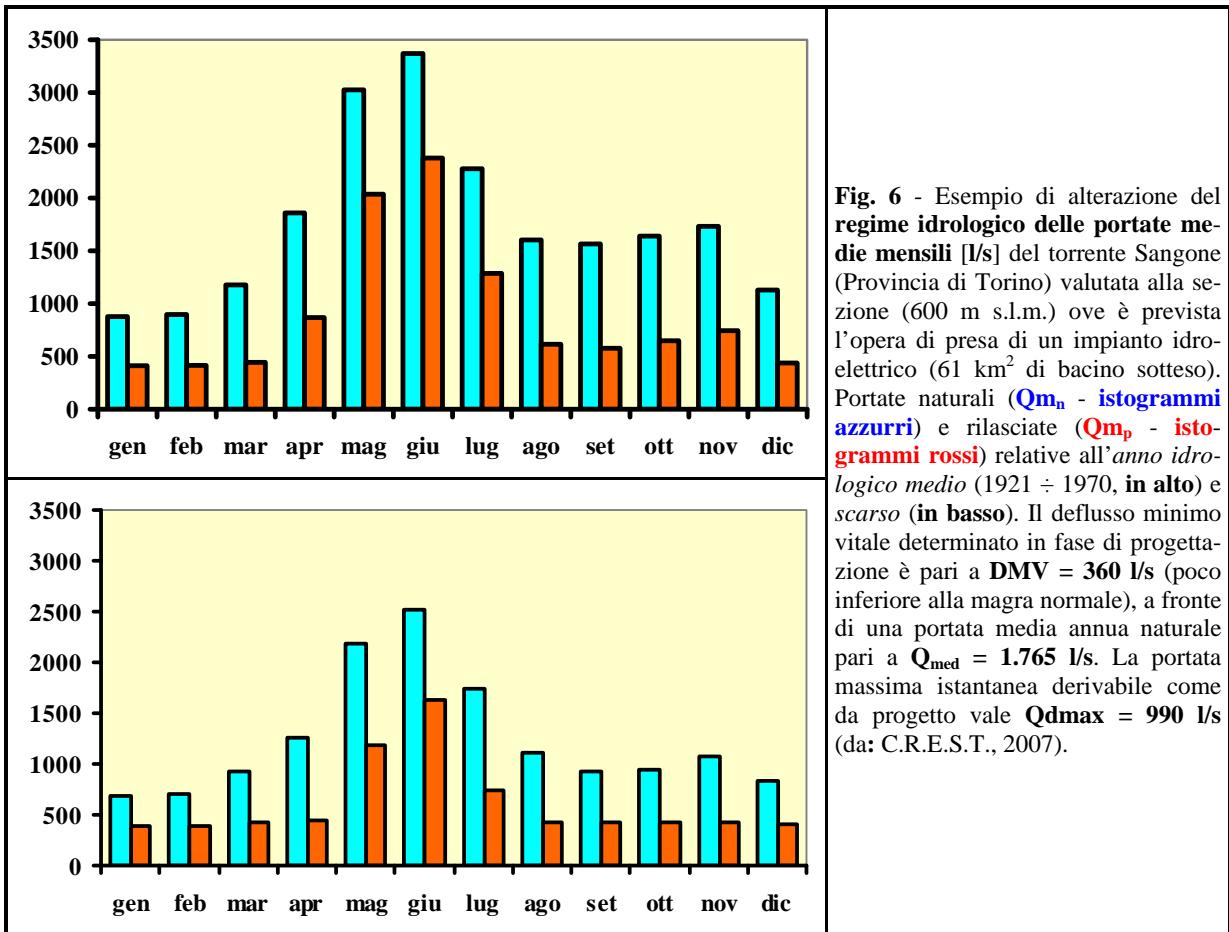


Fig. 6 - Esempio di alterazione del regime idrologico delle portate medie mensili [l/s] del torrente Sangone (Provincia di Torino) valutata alla sezione (600 m s.l.m.) ove è prevista l'opera di presa di un impianto idroelettrico (61 km² di bacino sotteso). Portate naturali (Q_{m_n} - istogrammi azzurri) e rilasciate (Q_{m_p} - istogrammi rossi) relative all'anno idrologico medio (1921 - 1970, in alto) e scarso (in basso). Il deflusso minimo vitale determinato in fase di progettazione è pari a $DMV = 360$ l/s (poco inferiore alla magra normale), a fronte di una portata media annua naturale pari a $Q_{med} = 1.765$ l/s. La portata massima istantanea derivabile come da progetto vale $Q_{dmax} = 990$ l/s (da: C.R.E.S.T., 2007).

La modulazione consiste nel prevedere un rilascio aggiuntivo pari a una frazione “T” della portata eccedente quella del deflusso minimo vitale di base ($Q_n - DMV_b$). Pertanto il deflusso minimo complessivo (DMV) risulta pari alla somma di quello di base a cui si aggiunge il valore di modulazione:

$$DMV = DMV_b + T \cdot (Q_n - DMV_b) \quad 9)$$

Non è possibile stabilire a priori l'entità di tale frazione; vale il semplice e scontato principio per cui è tanto più efficace quanto più elevata, compatibilmente con le necessità economico - produttive dell'impianto in progetto. In ogni caso, in attesa dei disposti delle Regioni e riguardanti gli adeguamenti e gli aggiornamenti ai Piani di Tutela delle Acque, si può ipotizzare il valore $T = 0,1$, così come previsto dalle “Istruzioni Integrative” della Regione Piemonte (1992) che, per quanto appena succitato, può essere oggetto di incrementi a seguito degli esiti dei monitoraggi. Pertanto, integrando le espressioni 8) e 9), le portate medie mensili del nuovo regime idrologico conseguente alla fase di esercizio, devono rispettare la seguente condizione:

$$Q_{m_p} = Q_{m_n} - Q_{dmax} \geq DMV_b + T \cdot (Q_n - DMV_b)$$

Ottenuti i valori delle portate mensili previste in fase di esercizio nel tratto sotteso dall'impianto in progetto, rappresentative sia dell'anno idrologico medio, sia di quello scarso, risultano anche quelle mensili derivate ed utilizzate secondo i fini previsti. Risulta quindi un “nuovo” regime che può essere confrontato con quello naturale (*ante - operam*) ricorrendo a rappresentazioni grafiche che mettano in evidenza anche quelle derivate.

Il calcolo della media dei dodici valori “ Q_{m_n} ”, “ Q_{m_d} ” e “ Q_{m_p} ” permette di ricavare i rispettivi valori medi annui e quindi i volumi disponibili e destinati all'utilizzo ed alla tutela. Rispetto a questi ultimi sono tuttavia necessarie alcune considerazioni.

Nella fase di determinazione delle portate mensili “ Qm_d ” e “ Qm_p ”, a partire dai dati “ Qm_n ” e del DMV, potrebbe risultare, per un certo mese, una portata naturale disponibile inferiore a quella necessaria per consentire la massima derivazione ed il contemporaneo rispetto del DMV (base più modulato). Pertanto la portata media utilizzabile per quel mese potrebbe essere inferiore alla Qd_{max} . In realtà, in quel mese, potrebbero risultare, per alcuni giorni, portate naturali disponibili anche significativamente inferiori fino, al limite, ad essere inferiori al DMVb, tali da imporre una derivazione nulla. Al contrario, magari anche solo per pochi giorni e non per tutti gli anni, potrebbero essere disponibili portate cospicue tali da permettere la Qd_{max} e con ampie garanzie per il DMV. Nel mese corrispondente al minimo mensile annuale (nella maggior parte dei casi in gennaio/febbraio nei bacini alpini o luglio/agosto per quelli appenninici soprattutto verso la pianura) la media mensile potrebbe (ed ancor più nell'anno idrologico scarso) risultare inferiore al DMVb, soprattutto quando questo è stato determinato con particolare attenzione per la tutela, tanto da rendere impossibile la derivazione. Ma ciò costituisce una situazione media e tutto sommato non sono eccezionali gli anni nei quali, anche in quel mese, sono disponibili portate naturali sufficienti a garantire la derivazione (seppure inferiore alla Qd_{max}) oltre al DMV.

Le considerazioni espresse permettono di comprendere che la portata media annua derivabile e quella residua ottenute dal semplice calcolo delle medie mensili costituiscono certamente riferimenti utili per una valutazione complessiva, ma vanno considerati con cautela, anche nell'interesse del soggetto proponente che, in fase di esercizio, potrebbe “scoprire” di avere a disposizione meno acqua per la produzione rispetto a quanto un'analisi superficiale lascia intendere. Ciò non significa che la ricostruzione del regime previsto sia inutile o fuorviante; esso in realtà, con il confronto con il regime naturale, fornisce elementi di valutazione utili, soprattutto sotto il profilo biologico e fornisce indicazioni, seppure di carattere generale, sulle entità dei volumi idrici utilizzabili nei diversi periodi dell'anno. Ma se interessa una valutazione più significativa dei volumi in gioco conviene fare riferimento soprattutto alla curva di durata delle portate.

5.2 - Curva di durata delle portate

Il confronto tra la situazione precedente la realizzazione della derivazione in progetto e la fase di esercizio può avvenire, sia per l'anno idrologico medio, sia per quello scarso, riportando sullo stesso diagramma ed in scale opportune (sufficienti per valutazioni grafiche quantitative), le due curve di durata delle portate (*ante e post-operam*) in modo da facilitare al meglio i confronti. I valori delle portate annue di durate caratteristiche in fase di esercizio si ricavano con gli stessi criteri utilizzati per ricavare le portate mensili residue. È importante inserire, nello stesso diagramma, il valore del DMV (base più modulato). Deve essere facilmente “visibile” quanto segue (esempio in **fig. 7**):

- l'area sottesa alla curva di durata naturale (*ante - operam*) rappresenta il volume totale annuo disponibile in alveo;
- l'area sottesa alla curva di durata residua (*post - operam*) rappresenta il volume totale annuo residuo in alveo, compreso quello previsto come DMV (base + modulato);
- la differenza tra le due aree rappresenta il volume annuo derivato ed effettivamente utilizzato per i fini previsti; esso, sotto il profilo economico - produttivo, è un valore caratterizzato da maggiore attendibilità rispetto a quanto si ottiene dall'elaborazione dei valori delle portate mensili;
- l'area sottesa alla curva che descrive l'andamento del DMV (base + modulato) rappresenta il volume annuo “obbligatoriamente” destinato alla tutela dell'ecosistema fluviale a valle della sezione in studio.

Le informazioni che si ottengono come sopra descritto si riferiscono ai volumi annui, ma importante è la determinazione delle disponibilità idriche per frazioni temporali inferiori e a questo proposito spetta all'equipe dei tecnici impegnati nello studio di compatibilità/impatto ambientale stabilire quali sono quelli che meglio si prestano per evidenziare le situazioni idrologiche più significative. Rispetto ad esse tuttavia conviene comunque valutare la durata dei periodi nei quali è possibile la massima derivazione (Qd_{max}) e quelli nei quali la sottrazione di acqua deve essere eventualmente sospesa per garantire la portata del deflusso minimo vitale, sia per l'anno idrologico medio, sia per quello scarso. Si definisce quindi la portata naturale di riferimento (**Qnr**) quella rispetto alla quale, pur consentendo la massima derivazione (Qd_{max}), viene garantito il DMV base (DMVb) e quello modulato $DMVm = DMVb + T \cdot (Qn - DMVb)$. In sintesi ($T = 0,1$) la situazione per cui è possibile derivare la Qd_{max} deve essere soddisfatta dalla seguente relazione:

$$Qnr - [DMVb + 0,1 \cdot (Qn - DMVb)] = Qd_{max}$$

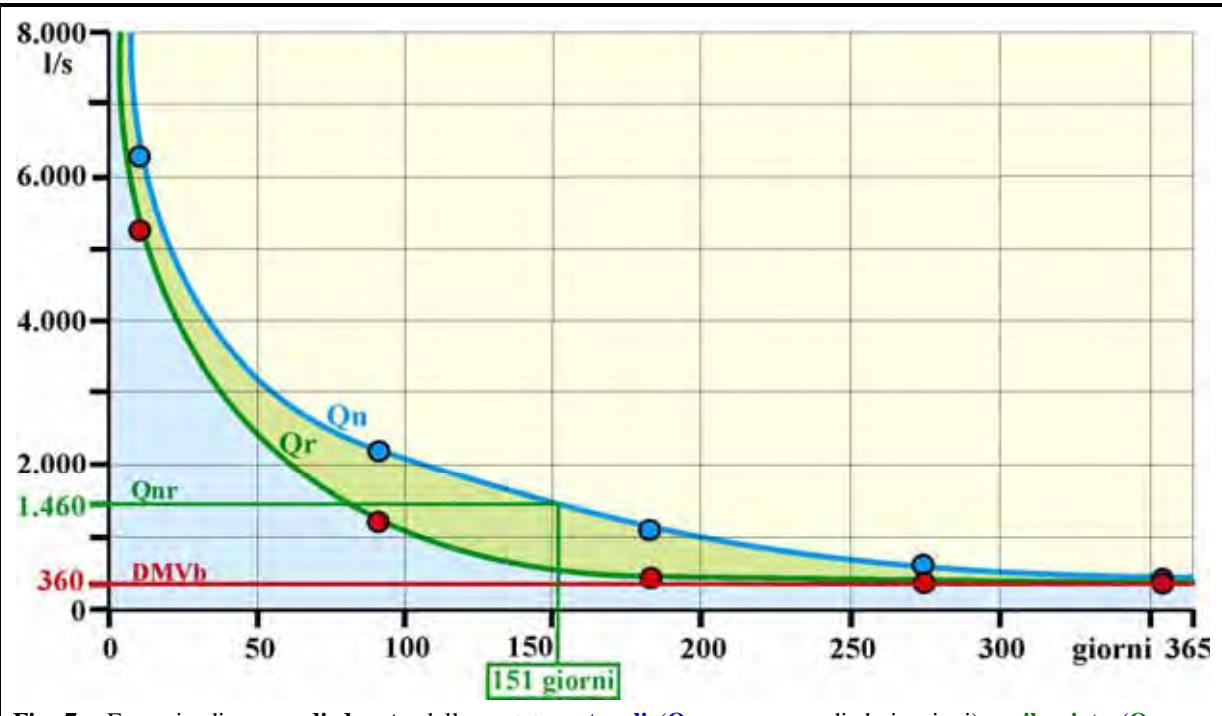


Fig. 7 - Esempio di **curve di durata** delle portate **naturali** (**Q_n**: n assenza di derivazioni) e **rilasciate** (**Q_r**; con l'impianto in esercizio) alla sezione sul Sangone (ove è prevista un'opera di presa per la realizzazione di un impianto idroelettrico; cfr. **fig. 6**) nell'**anno idrologico medio**. L'area verde rappresenta il volume medio annuo derivato, quella azzurra il volume medio annuo rilasciato (**DMV_b** + **DMV_m** + portata eccedente). **Q_{nr}** è la portata naturale minima necessaria per garantire la portata massima derivabile ($D_{maxd} = 990 \text{ l/s}$) ed il deflusso minimo vitale (base + modulato). È anche indicato il valore di Deflusso Minimo vitale di Base (**DMV_b** = 360 l/s).

Il dato che si ottiene sostituendo i valori e risolvendo rispetto a Q_{nr} va riportato sulla curva di durata delle portate, da cui si ricava graficamente la durata [giorni] dell'intervallo durante il quale è possibile la $Q_{d_{max}}$. Nel caso in cui $Q_n \leq DMV$ la derivazione non è possibile per garantire la tutela del corso d'acqua. Tale situazione risulta evidente dal grafico della curva di durata con l'intersezione della curva stessa (quella che si riferisce alle portate naturali disponibili nella fase *ante - operam*) con quella che rappresenta il valore del DMV (parallela alle ascisse). Il tratto dal punto di intersezione verso destra fino al limite del diagramma, rappresenta la durata [giorni] di “assenza di derivazione idrica”.

6 - VALUTAZIONI MORFO - IDRAULICHE

L'ecosistema fluviale, sotto il profilo fisico, è condizionato da numerosi fattori interagenti, tra i quali molto importanti e di più agevole identificazione e descrizione, costituiscono due insiemi:

1. composizione litologica e soprattutto granulometrica dei materiali costituenti l'alveo;
2. mosaico dei microambienti che si determinano in funzione delle diverse situazioni idrometeorologiche.

Sono fattori condizionati principalmente dalla portata e quindi dalla velocità del flusso idrico, ma non bisogna dimenticare l'eventuale presenza di materiali di altra natura, quali tronchi e manufatti, che modificano, con accelerazioni, rallentamenti, deviazioni,... il flusso dell'acqua. Tali fattori influenzano la profondità e la turbolenza dell'acqua, contribuendo a costituire, nell'ambito di un tratto fluviale anche di limitata lunghezza, zone con diverse caratteristiche ambientali. In una parte del letto fluviale, con pendenza uniforme e più o meno accentuata e con ridotto perimetro bagnato, la velocità dell'acqua può essere elevata, la profondità limitata ed il substrato costituito prevalentemente da materiale grossolano. Immediatamente a valle possono cambiare, anche repentinamente, i parametri morfo-idraulici dell'alveo determinando, per esempio, una secca diminuzione della velocità della corrente e quindi della turbolenza e un incremento della profondità su un fondale dominato da materiali detritici fini, insieme a resti organici che hanno trovato condizioni adatte alla sedimentazione. Si tratta di due microambienti molto diversi, adatti ad ospitare, oltre ai pesci, organismi reofili nel primo caso e limnofili nel secondo.

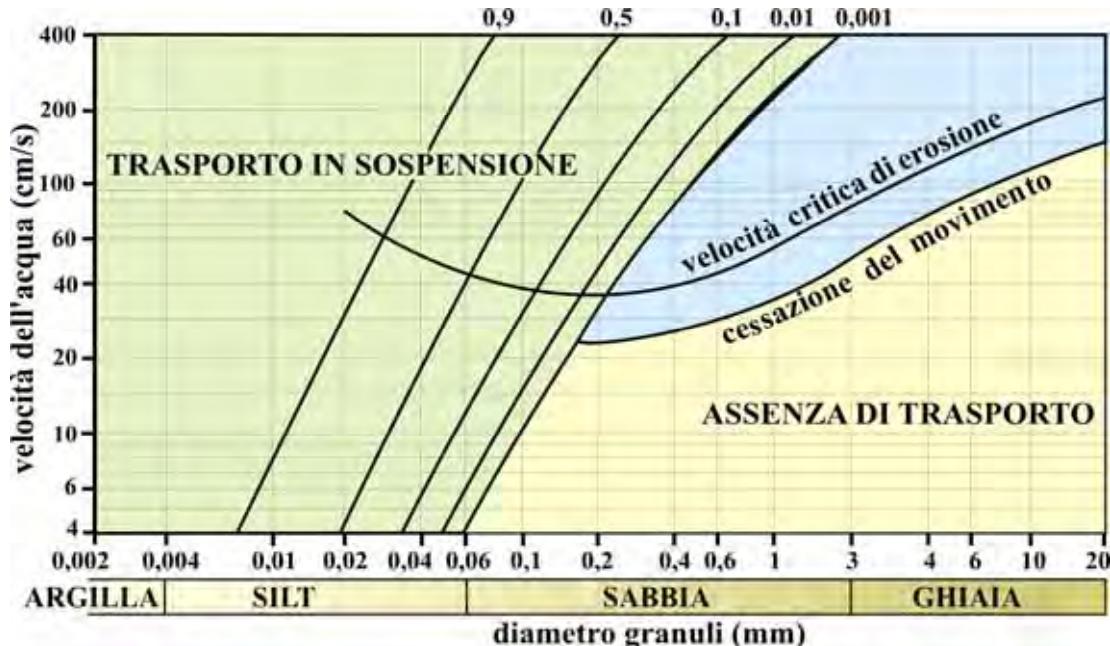
6.1 - Granulometria dell'alveo fluviale

La descrizione della granulometria dei materiali degli alvei fluviali fa riferimento alle classificazioni utilizzate da altre discipline (geologia, ingegneria civile ed idraulica, scienze forestali,...). Essi sono classificati in base alle dimensioni dei clasti (**fig. 8**). In particolare Forneris *et al.* (2005b), ai fini della descrizione delle superfici dell'insieme degli ambienti oggetto di campionamenti biologici ed in coerenza con la classificazione descritta nella succitata figura, propongono le seguenti categorie:

- A1** - unica categoria per le classi “*silt*”, “*argilla*” e “*sabbia molto fine*”, quindi un'unica classe (**argilla/limo o pelite**) con grani di dimensioni inferiori a 0,1 mm; ai fini biologici (sedimento fine) non merita operare ulteriori distinzioni; in sede di campionamento, non è possibile (neppure utile o conveniente) distinguere il silt dall'argilla e dalla sabbia fine senza attrezzature adeguate;
- Sb** - unica categoria per le classi “*sabbia fine*”, “*sabbia media*”, “*sabbia grossolana*” e “*sabbia molto grossolana*”, quindi un'unica classe (**sabbia**), con grani di dimensioni 0,1 ÷ 2 mm; d'altra parte è già poco agevole, in certi casi, distinguere il silt grossolano o la sabbia fine dalla sabbia media;
- Gf** - unica categoria per le classi “*ghiaia con ciottoli piccoli*” e “*ghiaia con ciottoli medi*”, quindi un'unica classe (**ghiaia fine**) con clasti di dimensioni 2 mm ÷ 60 mm circa;
- Gg** - si mantiene la categoria **ghiaia grossolana** con dimensioni dei clasti 6 ÷ 25 cm circa;
- Gs** - si mantiene la categoria “*ghiaia con massi*” (**massi**) con dimensioni dei clasti 25 ÷ 100 cm circa;
- Ms** - la classificazione proposta in **fig. 7.1** considera la classe “*ghiaia con massi*” qualunque dimensioni superiori a 25 cm, ma ai fini biologici (es. rifugi per l'ittiofauna) è importante distinguere i massi di cui al precedente punto dai **grandi massi**, con dimensioni superiori al metro;
- Rc** - conviene segnalare anche la presenza di **roccia in posto**, cioè porzioni di letto fluviale costituite da banchi di roccia non frammentata; si potrebbe obiettare che la presenza di alcuni massi di 2 ÷ 3 m è paragonabile ad una superficie rocciosa; in realtà tra i grandi massi possono essere presenti rifugi per l'ittiofauna, più difficilmente rinvenibili su pareti rocciose rese lisce dall'erosione fluviale.

Le categorie succitate vanno espresse come % rispetto all'area campionata della stazione mediante valutazioni a stima dell'operatore su campo. In generale la composizione granulometrica dell'alveo, in un tratto di corso d'acqua sotteso da una derivazione, non cambia rispetto a quella che risulterebbe in condizioni idrologiche naturali (assenza di derivazioni). La composizione dei materiali detritici alluvionali è condizionata soprattutto dagli eventi di piena che, salvo i casi di ambienti immediatamente a valle di bacini di ritenzione idrica, non subiscono modificazioni o almeno le portate di piena sono ridotte in modo trascurabile. Può verificarsi, in casi di prolungati periodi di magra, un incremento della sedimentazione di materiali fini, ma sono situazioni transitorie e che forse potrebbero anche determinare conseguenze sulle cenosi acquatiche, probabilmente poco rilevanti e comunque di impossibile valutazione oggettiva.

Fig. 8 - Relazione tra velocità dell'acqua e granulometria. La curva della **velocità critica di erosione** indica la velocità minima affinché inizi il prelievo di materiale. La movimentazione è più facile con grani intorno a 0,2 mm rispetto a quelli più piccoli, fra loro più coesi. Con il materiale è in movimento è sufficiente una velocità inferiore affinché avvenga la **cessazione del movimento**. I valori sulla parte superiore del diagramma si riferiscono alle curve della *concentrazione relativa del trasporto solido*, rapporto tra la torbidità a metà altezza tra superficie e fondo e quella in corrispondenza del fondo.



Classificazione delle categorie granulometriche in funzione delle dimensioni dei grani.		
classificazione dei grani	dimensioni dei grani [mm]	velocità corrente [cm/s]
ghiaia con massi	> 256	molto rapida (> 100)
ghiaia con ciottoli grossolani	64 ÷ 256	rapida (61 ÷ 100)
ghiaia con ciottoli medi	4 ÷ 64	moderata (31 ÷ 60)
ghiaia con ciottoli piccoli	2 ÷ 4	
sabbia molto grossolana	1 ÷ 2	lenta (6 ÷ 30)
sabbia grossolana	0,5 ÷ 1	
sabbia media	0,25 ÷ 0,5	
sabbia fine	0,125 ÷ 0,25	
sabbia molto fine	0,0625 ÷ 0,125	
silt grossolano	0,0312 ÷ 0,625	
silt medio	0,0156 ÷ 0,0312	
silt fine	0,0078 ÷ 0,0156	molto lenta (0 ÷ 5)
silt molto fine	0,0039 ÷ 0,0078	
argilla	< 0,0078	

6.2 - I microambienti

I naturalisti hanno individuato una serie di categorie di microambienti, la cui presenza viene solitamente segnalata nelle schede di campionamento biologico o in apposite schede allegate. Esse, considerando le situazioni idrometeorologiche comprese tra le portate medie annue di durata pari a 91 e 274 giorni, sono nel seguito elencate²²:

²² Anche in questo caso le categorie citate vengono espresse come percentuali rispetto all'area campionata della stazione considerata mediante una valutazione a stima dell'operatore su campo.

- cs** - **cascade**; salti d'acqua con altezza superiore al metro; la segnalazione di tale tipologia è importante, in quanto può costituire una interruzione naturale della continuità biologica longitudinale, tale da impedire il passaggio dei pesci, anche con taglia maggiore e con buone capacità natatorie; le cascate sono spesso associate ad opere di sistemazione idraulica (briglie) o di derivazioni idriche (sbarramenti e dighe); meno frequentemente sono naturali ed in genere il substrato dominante è la roccia in posto;
- sl** - **salti**; salti d'acqua con altezza compresa di 0,5 ÷ 1 m; valgono le considerazioni espresse al punto precedente, ma le limitazioni agli spostamenti longitudinali dell'ittiofauna interessano soprattutto i pesci di taglia minore e/o quelli con scarse capacità natatorie; anche la presenza dei salti può essere dovuta alla presenza di manufatti, ma sono più frequenti quelli naturali, con substrato sia con roccia in posto, sia con grandi massi;
- st** - **saltelli**; salti inferiori a 0,5 m; generalmente pongono problemi limitati o nulli agli spostamenti longitudinali dei pesci, spesso dovuti alla naturale conformazione dell'alveo, soprattutto quando dominato da massi e da grandi massi; in qualche caso sono dovuti alla presenza di soglie (opere trasversali di altezza contenuta per il controllo dell'assetto idraulico); in molti casi caratterizzano i passaggi artificiali per l'ittiofauna; la segnalazione della presenza di tale tipologia è importante, in quanto favorisce la turbolenza e l'ossigenazione dell'acqua;
- r** - **raschi (riffles)**; zone del corso d'acqua con pendenza relativamente uniforme, tale da permettere all'acqua di scorrere con buona velocità, da moderata (generalmente su fondali ghiaiosi fini) a rapida (generalmente su fondali ghiaiosi grossolani); la superficie del corso d'acqua presenta increspature e turbolenze; sono microambienti adatti agli organismi reofili, la cui densità è relativamente buona nei raschi caratterizzati da minore velocità dell'acqua (30 ÷ 50 cm/s) e con ciottoli ricoperti di periphyton dopo tempi lunghi senza piene; nei raschi più veloci (oltre i 50 cm/s, ma fino anche a 100 cm/s) gli organismi sono pochi o pochissimi (prevalentemente macrobenthos munito di sistemi atti a resistere alla corrente) ed i ciottoli sono, in genere, "puliti", in quanto solo nei periodi di magra più pronunciata il periphyton riesce a coprirne le superfici; la turbolenza favorisce l'ossigenazione delle acque ed è quasi assente la sedimentazione di materiale organico, salvo pochi residui negli interstizi fra i ciottoli;
- b** - **buche (pools)**; depressioni con profondità accentuata rispetto alle zone adiacenti; potrebbero ritenersi buche anche quelle che si formano sotto le cascate ed i salti; sono in effetti depressioni, ma caratterizzate da forti turbolenza ed erosione, quindi da ascrivere alle due prime categorie; possono invece essere assegnate alla categoria "buche" le porzioni delle depressioni immediatamente a valle della cascate e dei salti, dove l'acqua ritorna ad assumere una direzione orizzontale o sub-orizzontale, con diminuzione della turbolenza, della velocità e dell'erosione, su fondali con granulometrie meno grossolane; in altri casi la buca è una zona interessata da forte erosione dovuta alla notevole velocità dell'acqua in occasione delle piene; mentre nelle situazioni di magra l'energia dell'acqua si riduce notevolmente, fino a diventare lenta (meno di 30 cm/s), con fondale caratterizzato dalla presenza di ciottoli (dovuti all'azione erosiva nei periodi di morbida e di piena) insieme a sedimenti più fini (che si depositano nelle situazioni idrologiche con portate minori); talora si formano zone più depresse, con minore energia dell'acqua e con sedimenti più fini, immediatamente a valle di ostacoli (massi, tronchi, manufatti,...), oppure in corrispondenza di zone in prossimità di sponde erose, difese spondali, rive esterne di anse,... dove il gioco delle correnti, in fase di piena, concorre alla formazioni di profonde depressioni; la presenza di buche in una stazione di campionamento può costituire un vantaggio perché spesso caratterizzate da maggiore presenza di pesci, ma anche un inconveniente per l'azione di pesca, in parte ostacolata dalla profondità, talora notevole;
- p** - **piane (runs)**; zone con profondità e velocità di corrente abbastanza omogenee e costanti (lenta, da 6 a 30 cm/s, più raramente fino a 40 cm/s); la superficie non presenta increspature; spesso, ove presenti, costituiscono una porzione rilevante dell'alveo e sono le zone preferenziali per l'individuazione delle sezioni utili alla caratterizzazione morfometrica ed idraulica; infatti il fondale presenta caratteri di buona omogeneità, generalmente con classi granulometriche tipo ghiaia media e fine intercalata con sedimento più fine (o unicamente sedimento fine nelle aree di pianura) e materiale organico che si deposita in quantità significative a seguito di tempi lunghi dopo una piena; la velocità dell'acqua è poco diversificata, con turbolenza nulla o limitata, in una qualunque sezione della piana; la profondità è abbastanza variabile ma, relativamente alle dimensioni dell'alveo ed all'entità della portata normale, difficilmente accentuata e degradante, in modo più o meno regolare, verso valle, dove la velocità dell'acqua tende ad aumentare, spesso fino a creare le condizioni per un raschio; talora è possibile individuare delle successioni costituite da una cascata (il salto vero e proprio, la zona dove l'acqua precipita con forte turbolenza), da una buca (a valle del salto dove l'acqua torna ad assumere una direzione orizzontale con minore turbolenza) e da una piana (ancora più a valle, con evidente diminuzione della profondità, della velocità, della turbolenza

dell'acqua e della granulometria del fondale); ancora verso valle, dove la profondità diminuisce ulteriormente, aumenta la velocità dell'acqua increspandosi in superficie, dando così origine ad un raschio;

- s - **acque stagnanti**; zone ove l'acqua ha velocità inferiore a 6 cm/s o è addirittura del tutto ferma, tipici ambienti per organismi limnofili e con fondali a granulometria fine; può succedere che alcuni ambienti succitati, soprattutto piane e buche, nei periodi di magra accentuata (o in conseguenza di captazioni idriche, soprattutto quando non sono previsti deflussi minimi residui), presentino situazioni idrauliche con acqua praticamente ferma; in tali casi il substrato è costituito da materiali più grossolani.

La distinzione tra i diversi microambienti non è sempre agevole e soprattutto non esistono limiti netti. Due rilevatori, entrambi con elevata esperienza di campionamenti, potrebbero fornire risultati piuttosto diversi nella stima delle dimensioni dei microambienti in una stessa stazione. Per esempio una “*buca*” con acqua molto profonda, ma con acqua ferma in periodo di magra accentuata è difficilmente distinguibile da una “*acqua stagnante*”; oppure una zona classificata come “*piana*”, in periodo di magra, potrebbe apparire come un “*raschio*” nelle situazioni con portate più abbondanti. Si potrebbe sostenere che una attenta osservazione dei fondali (granulometria dei materiali detritici, presenza di sedimenti organici, di piante acquatiche e/o di periphyton,...) e dei caratteri morfometrici (che permettono di “intuire” le dinamiche idrauliche) potrebbe consentire una individuazione ed una classificazione più attendibile e meno condizionata dalla situazione idrologica al momento del campionamento e più vicina a quella media. Ma si potrebbe anche sostenere il contrario. Quindi la descrizione morfo-idraulica della stazione va considerata rappresentativa della situazione al momento del campionamento. Le dimensioni e la distribuzione nell’alveo dei microambienti e gli elementi di osservazione per la loro individuazione si modificano in misura sensibile in funzione della portata. Inoltre le descrizioni dei microambienti sopra elencati non sono fondate su sistemi di misure oggettive, ma un insieme di indicazioni generali, rispetto alle quali non esistono alternative e quindi soffrono inevitabilmente della soggettività dell’osservatore.

Le osservazioni sui microambienti che caratterizzano una data stazione hanno valore puramente indicativo. Le segnalazioni riportate nella scheda di rilevamento (**tab. 3**), che accompagna quella relativa al campionamento biologico, costituiscono una sintesi, espressa con stime quantitative, che sostituisce in parte (o integra) il testo descrittivo dell’ambiente della stazione.

Per fornire indicazioni sul livello di attendibilità di tali segnalazioni sarebbe opportuno confrontare i valori della portata media annua, della magra normale o Q355 e di quella misurata durante il campionamento; ma si tratterebbe di una attività onerosa, adottata in casi particolari ove siano necessarie specifiche analisi di approfondimento. In ogni caso, date le oggettive difficoltà sopra esposte, anche disponendo del valore di portata al momento del campionamento e di una analisi idrologica di dettaglio, rimane comunque difficile fornire valutazioni dimensionali sui microambienti, tanto che si ritiene poco attendibile, allo stato attuale, proporre modelli operativi quantitativi per qualunque applicazione. Rimane comunque la validità descrittiva qualitativa (seppure condizionata dalla soggettività dell’operatore) che permette almeno di ottenere un quadro generale dell’ambiente complessivo della stazione.

L’individuazione dei microambienti in una data stazione e la stima delle relative dimensioni può essere corredata dalla valutazione delle profondità medie di ciascuno. Per esempio una buca profonda 50 cm è ben diversa da un’altra profonda 2 m. Un dato utile potrebbe essere la profondità media di ogni microambiente, ma emerge il problema delle modalità operative per determinare tale valore. Ogni microambiente dovrebbe essere suddiviso in più sezioni, in numero variabile a seconda delle sue dimensioni; quindi occorrerebbe calcolare la media delle medie delle sezioni.²³ Se tutta l’area campionata della stazione fosse dominata da un unica tipologia di microambiente e con profondità non molto diverse lungo il suo sviluppo longitudinale, tale procedura risulterebbe relativamente semplice e poco impegnativa sotto il profilo dei tempi di esecuzione. Ma la realtà è quasi sempre molto più complicata; i microambienti sono diversi, con profili trasversali e longitudinali complessi, nella maggior parte dei casi interessanti porzioni limitate dei perimetri bagnati di sezioni diverse, come una sorta di puzzle costituito da pezzi dalle forme più varie. D’altra parte proprio tale diversificazione spaziale è alla base della ricca diversificazione delle cenosi acquatiche tipiche dei corsi d’acqua naturali.

²³ Sotto il profilo di un ortodosso metodo idraulico, ogni media di sezione dovrebbe essere il risultato del rapporto tra la sua area e la sua lunghezza. L’area andrebbe ricavata da un profilo opportunamente rappresentato in scala.

Tab. 3 - Parametri descrittivi degli ambienti delle stazioni *al momento del campionamento*.

N	Parametro	Simbolo	Descrizione
01	Lunghezza stazione	L	m Lunghezza sviluppo planimetrico del tratto fluviale della stazione. <i>Misura su campo con rotelle metriche o altri sistemi.</i>
02	Perimetro bagnato massimo stazione	Pb_{max}	m Larghezza massima dell'alveo bagnato della stazione. <i>Misura su campo con rotelle metriche o altri sistemi.</i>
03	Perimetro bagnato minimo stazione	Pb_{min}	m Larghezza minima dell'alveo bagnato della stazione. <i>Misura su campo con rotelle metriche o altri sistemi.</i>
04	Perimetro bagnato medio stazione	Pb_{med}	m Larghezza media alveo bagnato risultato dalla media di più misure del Pb sulla stazione. <i>Misura su campo con rotelle metriche o altri sistemi.</i>
05	Area stazione	As	m^2 Superficie dell'alveo bagnato - prodotto tra la lunghezza (L) ed il perimetro bagnato medio (Pb _{med}): $As = L \cdot Pb_{med}$.
06	Area campionata	Ac	% % area effettivamente campionata rispetto a quella totale (As). <i>Valutazione a stima dell'operatore su campo.</i>
07	Profondità massima area campionata	h_{max}	cm Valore massimo della profondità nell'area campionata. <i>Misura con aste graduate.</i>
08	Velocità minima corrente nell'area campionata	v_{min}	cm/s Valore minimo velocità del flusso idrico nell'area campionata. <i>Misura con mulinello idrometrico o flussometro o galleggianti zavorrati,... (alternativo al punto 16 se v_{min} > 5 cm/s).</i>
09	Copertura vegetale fondale nell'area campionata	CV	% % area campionata coperta da macrofite acquatiche. <i>Valutazione a stima dell'operatore su campo.</i>
10	Cascade nell'area campionata	cs	% % aree con salti d'acqua con altezza superiore a 1 m. <i>Valutazione a stima dell'operatore su campo.</i>
11	Salti nell'area campionata	sl	% % aree con salti d'acqua con altezza compresa tra 0,5 m e 1 m. <i>Valutazione a stima dell'operatore su campo.</i>
12	Saltelli nell'area campionata	st	% % aree con salti d'acqua con altezza inferiore a 0,5 m. <i>Valutazione a stima dell'operatore su campo.</i>
13	Raschi nell'area campionata	r	% % aree con correnti con forte increspature e turbolenze. <i>Valutazione a stima dell'operatore su campo.</i>
14	Buche nell'area campionata	b	% % aree con zone più profonde. <i>Valutazione a stima dell'operatore su campo.</i>
15	Piane nell'area campionata	p	% % aree con profondità e da correnti abbastanza omogenee, costanti, senza increspature. <i>Valutazione a stima dell'operatore su campo.</i>
16	Acque stagnanti nell'area campionata	s	% % aree con acque ferme o molte lenti. <i>Valutazione a stima dell'operatore su campo</i> (alternativo al punto 08 se v _{min} < 6 cm/s).
17	Roccia nell'area campionata	Rc	% % aree dominate da roccia in posto. <i>Valutazione a stima dell'operatore su campo.</i>
18	Grandi massi nell'area campionata	Ms	% % aree dominate da massi con dimensioni superiori ad 1 m. <i>Valutazione a stima dell'operatore su campo.</i>
19	Ghiaia con massi nell'area campionata	Gs	% % aree dominate da ghiaia con massi con dimensioni 25 ÷ 100 cm. <i>Valutazione a stima dell'operatore su campo.</i>
20	Ghiaia grossolana nell'area campionata	Gg	% % aree dominate da ghiaia (clasti con dimensioni 6 ÷ 25 cm). <i>Valutazione a stima dell'operatore su campo.</i>
21	Ghiaia fine nell'area campionata	Gf	% % aree dominate da ghiaia (clasti con dimensioni 2 ÷ 60 mm). <i>Valutazione a stima dell'operatore su campo.</i>
22	Sabbia nell'area campionata	Sb	% % aree dominate da sabbia (grani con dimensioni 0,1 ÷ 2 mm). <i>Valutazione a stima dell'operatore su campo.</i>
23	Argilla/limo (pelite) nell'area campionata	Al	% % aree dominate da detrito fine (dimensioni inferiori a 0,1 mm). <i>Valutazione a stima dell'operatore su campo.</i>

La valutazione delle profondità medie tramite un protocollo di misure è un'attività complessa e richiedente tempi lunghi, quindi un impegno sproporzionato rispetto ai risultati che si vogliono ottenere. Bisogna inoltre tenere conto del livello di precisione atteso in funzione delle analisi biologiche previste. Per tornare all'esempio prima citato, se è vero che una buca profonda 50 cm è un ambiente diverso da una buca profonda 2 m, è altrettanto vero che non ha senso distinguere una buca profonda 40 cm da un'altra profonda 60 cm; oppure si potrebbe sostenere che sono simili le buche profonde *circa* 2 m, cioè quelle comprese nell'intervallo di profondità poniamo di 1,5 ÷ 2,5 m. Nel caso si ritengano necessarie le profondità dei microambienti, è sufficiente fornire stime approssimative sulla base delle osservazioni compiute in fase di campionamento.

6.3 - Elementi di idraulica

I parametri elencati in **tab. 3** costituiscono la base per le valutazioni sugli effetti delle riduzioni delle portate sulle cenosi acquisite secondo le metodologie precedentemente descritte (paragrafo 5.3) e che fanno riferimento all'IFIM (*Instream Flow Incremental Methodology*) o “*metodo dei microhabitat*” che, come si è già ampiamente considerato, è molto complesso ed oneroso. D’altra parte merita ribadire che il DMV idrologico $K \cdot Q_{s-med} \cdot S$ (oppure $0,7 \cdot Q_{355}$) è una portata residua in grado di mantenere una buona funzionalità fluviale ed è una forma di determinazione del DMV stesso risultato dell’applicazione di un sistema di regionalizzazione tarato sulla sperimentazione dell’IFIM nel bacino del Po dell’Autorità di Bacino (Progetto Speciale PS 2.5 in applicazione della Legge 183/89) e costituente momento fondamentale ai fini del conseguimento degli obiettivi di qualità previsti dal D.Lgs. 152/99. I parametri elencati in **tab. 3** vanno utilizzati per una migliore caratterizzazione ambientale descrittiva delle stazioni di campionamento ai fini biologici, senza ipotizzare valutazioni quantitative previsionali sulle variazioni di tali parametri con l’esercizio della derivazione idrica oggetto di studio. Per alcuni parametri idraulici è tuttavia possibile prevedere alcune semplici valutazioni in grado di fornire indicazioni, di carattere generale, sui cambiamenti dell’ambiente idraulico, utili per considerazioni anche di tipo biologico.

La superficie di letto bagnato è funzione della larghezza dello stesso (**Pb**) e dipende a sua volta dalla pendenza dell’alveo e dalla portata. Considerando costante la pendenza, la funzione che lega portata (**Q**) e larghezza di alveo bagnato (o perimetro bagnato “**Pb**”) e quindi la superficie di fondo, è di tipo esponenziale (Mosetti, 1977, 1979):

$$Pb = K_1 \cdot Q^a \quad 10)$$

dove “**K₁**” ed “**a**” sono caratteristiche di ogni corso d’acqua. Secondo l’Autore, in assenza di misure specifiche atte alla determinazione dei due coefficienti, si ipotizza una variazione di “**Pb**” al variare della radice quadrata di “**Q**” (**a** = 0,5):

$$Pb = K_1 \cdot \sqrt{Q} \quad 11)$$

Esistono relazioni analoghe tra la profondità media (**hm** ≈ **R**)²⁴ e velocità media (**v**) rispetto alla portata (**Q**):

$$R \cong hm = K_2 \cdot Q^b \quad 12)$$

$$v = K_3 \cdot Q^c \quad 13)$$

Anche in tali casi i parametri “**K₂**”, “**K₃**”, “**b**” e “**c**” sono caratteristici di ogni corso d’acqua. In ogni caso devono essere soddisfatte le seguenti condizioni:

$$a + b + c = 1 \quad 14)$$

$$K_1 \cdot K_2 \cdot K_3 = 1 \quad 15)$$

Effettuando una misura di portata sul corso d’acqua e per fare ciò determinando anche i parametri morfometrici fondamentali della sezione di deflusso, fra i quali il perimetro bagnato (**Pb**), è possibile determinare “**K₁**” risolvendo rispetto alla 10). Quindi si può procedere al calcolo dei valori di “**Pb**” in funzione di portate diverse. Inoltre se vale l’equazione 14) e avendo posto **a** = 0,5, allora risulta **b** + **c** = 0,5. Approssimando molto, si pone **b** = **c** = 0,25. Ciò permette il calcolo dei valori “**K₂**” e “**K₃**” e procedere quindi al calcolo di “**hm**” e “**v**” in funzione di portate diverse. La verifica di tale ragionamento è affidata al prodotto dell’equazione 15) che deve risultare prossimo ad 1.

La **fig. 9** illustra, quale esempio, i risultati di una misura di portata in corrispondenza di una sezione di un piccolo corso d’acqua. La superficie della sezione (**S** = 101 dm²) risulta dal prodotto tra la larghezza dell’alveo

²⁴ Il rapporto fra superficie della sezione “**S**” [m²] ed perimetro bagnato “**Pb**” [m] è il **raggio idraulico** “**R**” [m]:

$$R = \frac{S}{Pb}$$

Approssimando molto, il flusso dell’acqua lungo un condotto è tanto più facile quanto maggiore è il raggio idraulico. In una sezione con base molto ampia (come nella maggior parte dei fiumi) il raggio idraulico diventa approssimativamente pari all’altezza (profondità) media dell’acqua (**R** ≈ **hm**).

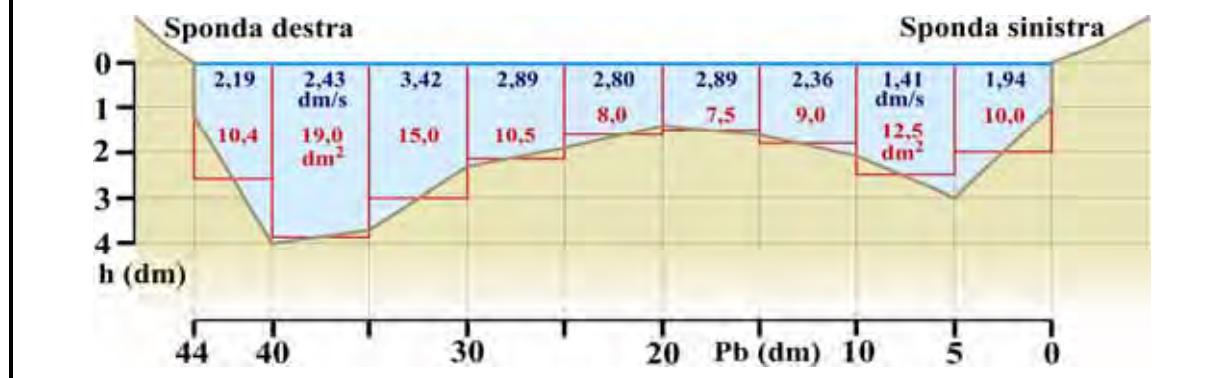
bagnato ($Pb \cong L = 44$ dm) e la profondità media ($hm = 2,3$ dm). Il rapporto tra portata misurata ($Q = 253$ l/s) e superficie (S) rappresenta la velocità media dell'acqua ($v = 2,5$ dm/s). Ponendo $a = 0,5$ e $b = c = 0,25$, si sono ricavati, dalle formule 2), 3) e 4), i valori $K_1 = 8,747$, $K_2 = 0,327$, e $K_3 = 0,350$ (con prodotto $K_1 \cdot K_2 \cdot K_3 = 1,001$). Noti pertanto tutti i coefficienti delle tre succitate formule è stato possibile ricavare i parametri idraulici ipotizzando una riduzione del 60 % della portata, cioè in condizioni di magra per quel corso d'acqua. Ad un approccio superficiale si potrebbe pensare ad una proporzionale riduzione di velocità dell'acqua, della profondità e della larghezza dell'alveo bagnato. In realtà tali parametri si riducono in modo molto meno marcato. Per esempio le riduzioni della velocità della corrente e della profondità media sono intorno al 20 % ed al 17 % rispettivamente: la riduzione della portata (Q) va ripartita tra velocità (v) e superficie (S) e questa a sua volta tra la larghezza (Pb) e la profondità (hm).



Fig. 9 - Misura di portata.

A sinistra è illustrata una sezione di un piccolo corso d'acqua ove è stata effettuata una misura di portata, risultata $Q = 253$ l/s, con $Pb \cong L = 44$ dm, $v = 2,5$ dm/s e $hm = 2,3$ dm.

In basso: in rosso sono indicate le sottosezioni di misura e le velocità medie di corrente per ciascuna). Utilizzando le formule citate nel testo, si è constatato che, nel caso in cui la portata scenda al valore di 105 l/s (-60 %), diventerebbe $Pb \cong L = 28$ dm (-36 %), $v = 2,0$ dm/s (-20 %) e $hm = 1,9$ dm (-17 %).



Il caso sopra descritto è utile non solo per meglio illustrare i rapporti tra i principali parametri idraulici, ma anche per definire un possibile metodo per descrivere le variazioni di tali parametri in funzione della portata. Tuttavia merita segnalare che si tratta di una procedura che, essendo basata su una sola misura di portata, fornisce indicazioni molto generali sugli ordini di grandezza in gioco. Sarebbe necessario valutare in modo più preciso le caratteristiche morfometriche della sezione per procedere quindi alla misura di numerose portate in diverse situazioni idrometeorologiche. Si otterrebbe, in tal modo, una "scala di deflussi" opportunamente tarata, in grado di fornire indicazioni attendibili. Si tratta tuttavia di un procedura lunga (almeno una decina di misure nell'arco di un anno), complessa e costosa. Soprattutto occorre riflettere sull'utilità dei dati che si ottengono.

Solitamente, negli studi di valutazione di compatibilità/impatto ambientale relativi a progetti di impianti di derivazioni idriche dai fiumi, viene richiesta una indagine riguardante la modifica del regime idraulico conseguente alla riduzione delle portate, al fine di valutare i possibili effetti sulle cenosi acquatiche. Come già ampiamente sottolineato, la ricostruzione del regime idraulico conseguente alla riduzione delle portate (ad esclusione delle situazioni di morbida e di piena), nel caso in cui siano attesi risultati caratterizzati da una

buona attendibilità, è eccessivamente impegnativa, sotto il profilo dei tempi e dei costi, rispetto agli obiettivi che si vogliono conseguire. Inoltre le misure morfometriche ed idrauliche sui corsi d'acqua sono tecnicamente possibili solo sui piccoli corsi d'acqua, con portate non superiori a pochi metri cubi al secondo²⁵. Infine, fatto più importante, anche disponendo di dati affidabili sulle variazioni dei parametri idraulici, alla luce delle conoscenze attuali, non è possibile prevedere, in termini quantitativi ed in modo attendibile, le reazioni delle comunità acquatiche.

La procedura sopra illustrata, anche se relativamente semplice, non è sempre applicabile. Infatti affinché essa sia possibile, occorre effettuare misure di portata. I rilievi idrometrici, anche quando non è necessaria una particolare precisione (ai fini biologici sono ammessi stime relativamente grossolane), richiedono particolari requisiti idraulici affinché tali misure siano caratterizzate da un minimo di attendibilità. In particolare valgono le seguenti raccomandazioni (Perosino, Zaccara, 2000):

1. la scelta della sezione va effettuata in un tratto rettilineo ed essere ad esso perpendicolare; quando tale tratto ha lunghezza limitata il sito andrebbe collocato in modo che la lunghezza della porzione a monte sia pari al doppio di quella a valle;
2. per evitare errori e/o procedere di applicazione di sistemi di compensazione (che diminuiscono l'attendibilità del dato finale) conviene, per quanto possibile, verificare che i filetti d'acqua (anche se caratterizzati da velocità sensibilmente diverse) siano paralleli tra loro e perpendicolari alla sezione;
3. la profondità dell'acqua deve essere sempre tale da consentire l'immersione totale dell'elica del mulinello idrometrico ($\geq 1,5$ dm);
4. tutta la superficie della sezione deve essere libera da ostacoli quali tronchi, radici, massi,...
5. il sito della sezione deve essere, per quanto possibile, facilmente accessibile, in modo da facilitare, se necessario, la ripetizione della misura;
6. il profilo della sezione (sponde e fondale) non deve subire modificazioni durante la misura;
7. i diversi filetti d'acqua che attraversano la sezione, qualunque siano i loro andamenti, anche se non perfettamente paralleli tra loro e perpendicolari alla sezione, non devono variare, come direzione e come velocità, durante la misura;
8. la sezione deve essere il più possibile lontana dalle turbolenze indotte da ostacoli di varia natura, artificiali o naturali;
9. la sezione deve essere sgombra di vegetazione riparia pendente e sfiorante la superficie dell'acqua;
10. devono essere evitati i siti ove siano presenti vortici o zone d'acqua ferma;
11. in caso di forte vento è consigliabile evitare le situazioni in cui la direzione dominante sia parallela a quella del tratto di corso d'acqua nell'ambito del quale è ubicata la sezione;
12. evitare di effettuare misure idrometriche in presenza di ghiaccio e di materiale solido di varia natura sospeso nell'acqua.

Si tratta di una serie di condizioni che limitano notevolmente la possibilità di individuare una sezione adatta nel tratto fluviale sotteso da un impianto di derivazione, a meno di operare pesanti interventi di sistemazione sulla sezione individuata per le misure idrometriche.²⁶ Tale problema è evidente per i torrenti montani (caratterizzati da una notevole eterogeneità delle condizioni morfo - idrauliche) e per i principali fiumi di pianura (spesso caratterizzati da portate eccessive per consentire l'operatività dei tecnici). Pertanto risultano ben poche le possibilità di effettuare misure idrometriche di tipo speditivo e a meno di prevedere l'utilizzo di metodi e strumenti eccessivamente impegnativi per i costi e per i tempi necessari rispetto all'utilità delle informazioni che si intendono ricavare. In tali situazioni è possibile ricavare alcuni valori che, seppure molto approssimativi, permettono almeno di comprendere gli ordini di grandezza in gioco.

Si è sopra ipotizzato di considerare i valori dei parametri $a = 0,5$ e $b = c = 0,25$. Pertanto utilizzando le formule succitate e indicando con " Q_n " e con " Q_p " rispettivamente le portate naturale (*ante - operam*) e prevista (*post - operam*) è possibile almeno determinare le riduzioni percentuali del perimetro bagnato (P_b), della profondità media (h_m) e della velocità media del flusso idrico (v). Indicando i fattori di variazione percentuale rispetto ai tre parametri considerati, rispettivamente " F_{Pb} ", " F_{hm} " e " F_v ", si ottiene:

²⁵ Le stazioni idrometriche fisse sono sistemi strutturali complessi ed ubicati in siti strategici del reticolo idrografico superficiale naturale e sono gli unici sistemi affidabili per la misura di portate nei più grandi fiumi.

²⁶ Cfr.nota 10 del paragrafo 4.7.

$$F_{Pb} (\%) = \left[1 - \left(\frac{Q_p}{Q_n} \right)^{0.5} \right] \cdot 100 \quad (16)$$

$$F_{hm} (\%) = F_v (\%) = \left[1 - \left(\frac{Q_p}{Q_n} \right)^{0.25} \right] \cdot 100 \quad (17)$$

Per una data sezione, conoscendo i valori “Pb”, “hm” e “v”, valutati al momento della misura della portata naturale in occasione del campionamento (Q_n), è possibile calcolare i valori degli stessi parametri per qualunque portata prevista (Q_p). Si tratta ovviamente dell’applicazione di un modello molto semplice; è presumibile che, applicando sistemi di analisi più complessi, si ottengano valori simili, magari con qualche punto percentuale di differenza, ma il livello di approssimazione che si ottiene con tale modello può essere ritenuto sufficiente ai fini biologici.

I valori che si ottengono con la procedura sopra descritta illustrano la dinamica idraulica attuale e prevedibile della sezione oggetto di misura, ma vanno considerati con molta cautela se estesi a tutto il tratto fluviale sotteso dall’impianto in progetto. Piuttosto, quando la morfologia del letto fluviale è molto diversificata, non è da escludere la possibilità di effettuare altre misure su diverse sezioni, senza che ciò comporti necessariamente un eccessivo incremento dei tempi e dei costi. Infatti se i rilievi vengono effettuati in occasione dello stesso campionamento e nel frattempo non si rilevano variazioni dei deflussi e soprattutto se nel tratto fluviale in esame non sono presenti contributi o sottrazioni d’acqua, è sufficiente una sola misura di portata (l’operazione che richiede maggiore impegno) valida per il tratto d’alveo considerato, valutando i soli parametri morfometrici per le altre sezioni. In tal modo si offre una panoramica più rappresentativa del rapporto tra portate e parametri morfo - idraulici sul tratto fluviale nel suo complesso. Si tenga comunque conto di quanto già ampiamente considerato e cioè che, in molte situazioni, ci si può ritenere relativamente fortunati nel riuscire ad individuare “almeno” una sezione con caratteristiche adatte per un rilevamento idrometrico.

In molti casi, come più volte sottolineato, non sono possibili misure idrometriche di tipo speditivo; risulta quindi impossibile ricavare i parametri morfo - idraulici succitati in funzione della portata. Ma anche in queste situazioni è possibile ottenere comunque informazioni utili ai fini biologici. Sulla base dei valori delle portate più significative nelle condizioni “ante” e “post-operam”, le formule 16) e 17), permettono di valutare almeno le variazioni percentuali dei parametri considerati, pur rinunciando alla valutazione dei valori assoluti.

Per l’ittiofauna si prevede, quando venga mantenuta più o meno la stessa qualità delle acque nonostante la riduzione delle portate, una riduzione della produttività proporzionale a quella della superficie di letto bagnato (perimetro bagnato). Si tratta ovviamente di una valutazione superficiale, in quanto tale parametro biologico dipende dalle variazioni di numerosi fattori. Tuttavia rispetto ai parametri morfo-idraulici fondamentali (“Pb”, “hm” e “v”), il perimetro bagnato è quello che subisce le maggiori variazioni % negative, dipendendo dall’esponente più elevato (0,5 sulla portata nell’equazione succitata); esso è il principale fattore limitante. Il dato di portata più utile per tale confronto è la media annua di durata di 182 giorni (paragrafo 4.6). Bisogna tuttavia rilevare che una tale valutazione potrebbe essere ritenuta troppo ottimistica, anche se la determinazione del DMV venisse effettuata con l’applicazione dei parametri più cauterativi. Per esempio, una riduzione della portata Q182 pari al 50 % comporterebbe una riduzione del “Pb” intorno al 29 %; se venisse ridotta ad 1/4 di quella naturale, risulterebbe una riduzione del 50 %.

La produttività biologica dipende dalla superficie di letto bagnato, ma anche da altri fattori, seppure difficili da individuare e da quantificare. Per esempio tra i pescatori e gli ittiocoltori vale il detto “*acqua grossa fa pesce grosso*” ed in effetti anche per gli ittiologi, facendo riferimento alle esperienze di campionamento ed agli studi relativi alle preferenze dei microambienti di diverse specie, risulta che le acque profonde sono “preferite” dai pesci di taglia maggiore, mentre i giovani frequentano battenti idrici meno pronunciati. Con l’esercizio di una derivazione risulta anche una riduzione dei livelli idrici che potrebbero comportare, come conseguenza, non tanto una riduzione della densità numerica degli individui, ma uno spostamento della struttura delle popolazioni verso le taglie minori e, analogamente alla riduzione della superficie di alveo bagnato, una minore biomassa. Con un ragionamento simile a quello sopra effettuato a proposito della riduzione del Pb, si può stimare, mediante l’equazione 17), la riduzione media del valore di hm con portate inferiori alla q182. Si potrebbe ipotizzare un effetto combinato dei due principali fattori di riduzione della produttività biologica, relativi ai valori Pb ed hm, cioè un fattore di riduzione della produttività biologica “ F_B ” pari a:

$$F_B(\%) = \left[1 - \left(\frac{Q_p}{Q_n} \right)^{0.5} \cdot \left(\frac{Q_p}{Q_n} \right)^{0.25} \right] \cdot 100 = \left[1 - \left(\frac{Q_p}{Q_n} \right)^{0.75} \right] \cdot 100 \quad (18)$$

Utilizzando gli stessi esempi succitati, per una riduzione della portata (Q812) del 50 %, risulta una diminuzione della produttività del 40 %, mentre una riduzione pari a 1/4 della stessa portata comporterebbe una diminuzione della produttività di quasi il 65 %.

Quando sono possibili rilevamenti idrometrici speditivi, si possono determinare con migliore attendibilità i parametri morfo - idraulici fondamentali in funzione delle portate, espressi come valori assoluti. Le condizioni adatte per tali rilevamenti sono paragonabili a quelle necessarie per effettuare campionamenti quantitativi dell'ittiofauna, con possibilità di esprimere il valore di **densità di biomassa "B"** della comunità ittica [g/m²] al momento del campionamento. Tale valore, valutato in concomitanza con la misura di portata, può essere rapportato alla superficie di letto bagnato (espressa dal parametro "Pb") corrispondente alla portata di durata pari a 182 giorni sulla base delle equazioni succitate. Tra i dati descrittivi dell'ambiente di campionamento (**tab. 3**) sono considerati anche il perimetro bagnato medio "Pb_{med}" [m] e la lunghezza del tratto fluviale campionario "L" [m]. È quindi possibile ricavare l'area totale "As" [m²] e la **biomassa totale = B·As:1.000** [kg]. Dividendo tale valore per la lunghezza del tratto fluviale campionario "L" [km], si ottiene la biomassa per unità di lunghezza [kg/km]. Essa viene ridotta della percentuale "F_B", ottenuta con l'equazione 18) oppure sperimentalmente quando le condizioni idrauliche del corso d'acqua lo consentano, per ottenere la biomassa per unità di lunghezza attesa (per la portata media annua di 182 giorni prevista) con l'impianto in esercizio. Tale valore costituisce il riferimento di base nel programma di monitoraggio ittiofaunistico "*post-operam*".

6.4 - Modello di determinazione del livello di alterazione idrologica/idraulica

Forneris et al. (1990 e 1996) hanno proposto un modello per la valutazione dello stato di un ecosistema fluviale (riproposto da Boano *et al.*, 2002) sulla base di alcune variabili, fra le quali quella idrologica: fattore "A". Esso è piuttosto articolato, dato che l'alterazione del regime idrologico è la causa principale degli altri impatti nella maggior parte delle opere che interessano l'utilizzo delle risorse idriche. Il fattore "A" risulta dall'esame di 4 variabili: **a) portate medie annue, b) portate di magra, c) portate medie mensili, c) portate di piena.**

Per quanto riguarda la **portata media annua** viene espresso un giudizio fra 5 campi (Aa = 1 ÷ 5). La situazione migliore (Aa1) è quella in cui la portata media annua prevista è coincidente o inferiore di non più del 10 % di quella naturale. La situazione peggiore corrisponde alla sottrazione totale, o quasi, di acqua (Aa5). I limiti sono posti in funzione delle variazioni delle superfici di letto bagnato; essi pertanto non coincidono con quelli relativi alle portate. La larghezza di alveo bagnato o perimetro bagnato "Pb", e quindi la superficie, è stata considerata in funzione della portata "Q" secondo la succitata espressione 1). Pertanto il dato "Pb" (%) è stato espresso in funzione della portata "Q" con la seguente formulazione:

$$Pb(\%) = \frac{Q_n^{0.5} - Q_p^{0.5}}{Q_n^{0.5}} \cdot 100$$

Aa ₁	Q _p pari al	90	÷	100 %	di Q _n con	0 %	< Pb <	5 %
Aa ₂	Q _p pari al	65	÷	90 %	di Q _n con	5 %	< Pb <	20 %
Aa ₃	Q _p pari al	25	÷	65 %	di Q _n con	20 %	< Pb <	50 %
Aa ₄	Q _p pari al	5	÷	25 %	di Q _n con	50 %	< Pb <	90 %
Aa ₅	Q _p pari al	0	÷	5 %	di Q _n con	90 %	< Pb <	100 %

Tenuto conto che è proprio sulla superficie di fondo che si sviluppano le comunità di macroinvertebrati e che queste costituiscono componenti importanti del livello trofico del sistema acquatico, la valutazione della diminuzione della portata media annua è significativa della diminuzione della produttività biologica.

Per quanto riguarda la **portata di magra** viene espresso un giudizio sulla base di 5 campi (Ab = 1 ÷ 5). È una valutazione analoga alla precedente, ma basata sulla portata di magra normale (Q355). La magra è il momento più vulnerabile del ciclo idrologico di un corso d'acqua. Nelle zone alpine esso coincide con il periodo riproduttivo dei salmonidi; inoltre viene a mancare l'effetto di diluizione garantito, in altri periodi dell'anno,

da maggiori volumi d'acqua che favoriscono i processi autodepurativi. Pertanto i limiti fra i diversi livelli indicati in tabella sono più “severi” rispetto a quelli utilizzati per la portata media annua.

Ab₁	Q _p pari al	90	÷	100 %	di Q _n con	0 %	< Pb <	5 %
Ab₂	Q _p pari al	70	÷	90 %	di Q _n con	5 %	< Pb <	15 %
Ab₃	Q _p pari al	35	÷	70 %	di Q _n con	15 %	< Pb <	40 %
Ab₄	Q _p pari al	5	÷	35 %	di Q _n con	40 %	< Pb <	80 %
Ab₅	Q _p pari al	0	÷	5 %	di Q _n con	80 %	< Pb <	100 %

Per quanto riguarda il **regime idrologico medio**, occorre valutare la forma di quello medio naturale, confrontandola con quella prevista con l'impianto in esercizio, indipendentemente dall'entità assoluta delle portate (gli aspetti quantitativi sono già considerati in “Aa” e “Ab”), ma in funzione del rapporto fra quelle più significative. Con riferimento ai regimi idrologici nivopluviale/pluviale, i più diffusi in Provincia di Torino (cfr. par. 4.3) le portate mensili più significative sono le massime e minime annuali e/o stagionali:

Qm_p: portata massima media mensile di tarda primavera e/o di inizio estate;

Qm_e: portata minima media mensile estiva;

Qm_a: portata massima media mensile autunnale;

Qm_i: portata minima media mensile invernale.

Indicando con l'indice “n” le portate naturali e con l'indice “p” quelle previste con l'impianto in esercizio, il *fattore di deformazione del regime idrologico medio “R”* risulta:

$$R = \left(\frac{Qm_{p-p}}{Qm_{e-p}} + \frac{Qm_{a-p}}{Qm_{i-p}} \right) : \left(\frac{Qm_{p-n}}{Qm_{e-n}} + \frac{Qm_{a-n}}{Qm_{i-n}} \right) \cdot 100$$

Ac₁	R	=	81	÷	100	101 ÷ 120
Ac₂	R	=	61	÷	80	121 ÷ 140
Ac₃	R	=	41	÷	60	141 ÷ 160
Ac₄	R	=	21	÷	40	161 ÷ 180
Ac₅	R	=	0	÷	20	> 180

Le piene esercitano un'azione importante sui fondali dei corsi d'acqua. L'assenza di tali fenomeni comporta lo sviluppo eccessivo di vegetazione acquatica con trasformazioni dei microambienti e delle cenosi acquisite. Si riduce la rimozione dei detriti organici che potrebbero accumularsi con effetti negativi sull'ecosistema. Le piene contribuiscono, grazie all'azione erosiva, soprattutto con il carico solido, a determinare la morfologia dell'alveo e la granulometria dei fondali. Pertanto, valutando negativamente l'eliminazione delle piene, si prevedono 5 campi Ad1 ÷ Ad5 rappresentativi di situazioni nelle quali le piene sono sostanzialmente invariate rispetto a quelle naturali fino a quelle caratterizzate da assenza, o quasi, di tali manifestazioni (es. immediatamente a valle delle dighe). Nei casi di impianti idroelettrici ad acque fluenti o di derivazioni che non prevedono bacini di ritenzioni, generalmente non si prevedono modificazioni degli eventi di piena.

Ad₁	sono sostanzialmente invariate le piene rispetto a quelle naturali
Ad₂	forte riduzione delle piene primaverili o di autunnali (regimi nivopluviali e pluviali) e/o di quella estiva (regimi nivoglaciali)
Ad₃	forte riduzione sia delle piene primaverili, sia di quelle autunnali
Ad₄	le piene si manifestano soltanto in occasione di manifestazioni idrometeorologiche particolarmente eccezionali
Ad₅	totale assenza di fenomeni di piena

In sintesi, secondo quanto proposto da Forneris *et al.* (1990, 1996), la determinazione del livello di qualità basato esclusivamente sul fattore “A” (idrologia), può essere così calcolato:

$$A = \frac{Aa_x + Ab_x + Ac_x + Ad_x}{N_a}$$

7 - STAZIONI DI CAMPIONAMENTO

Stabiliti i limiti di monte e di valle dell'ambito territoriale comprendente la porzione di ecosistema fluviale interessato dalla derivazione idrica, occorre individuare i criteri necessari per l'individuazione dei siti (stazioni) di campionamento relativamente ai parametri: “*idraulica*”, “*qualità fisico - chimica delle acque*”, “*qualità biologica delle acque*” e “*ittiofauna*”. Per quanto attiene la metodologia relativa all'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF) si considera l'intera asta fluviale sottesa dal previsto impianto di derivazione.

I siti di campionamento relativi alle diverse componenti ambientali succitate non devono essere necessariamente coincidenti. Essi vanno individuati in funzione degli obiettivi previsti dagli studi, dalle ricerche, dai monitoraggi,... e della possibilità di confronto di più componenti ambientali, sia quelle oggetto di rilevamento su campo, sia quelle oggetto di analisi morfometrica e idrologica del bacino sotteso. I campionamenti e rilievi relativi alle diverse metodologie di indagine non devono essere necessariamente contemporanei, ma possono essere effettuati (è anzi raccomandabile) a seconda delle esigenze delle tipologie dei campionamenti stessi, in momenti diversi, purchè in uno stesso intervallo temporale nell'ambito del quale si ritiene non avvengano mutamenti significativi (solitamente un anno, a meno di inquinamenti acuti).

Le esigenze dei tecnici specialisti nei vari settori sono talvolta assai diverse. Al tecnico specialista in idraulica interessa un tratto fluviale morfometricamente omogeneo, più o meno rettilineo e privo di ostacoli, altrimenti verrebbero meno le condizioni fondamentali per ottenere una misura idrometrica attendibile. Risultano esigenze opposte per i biologi che hanno bisogno di individuare zone caratterizzate da un mosaico il più vario possibile, con profondità non troppo elevate per i rilevamenti IBE, ma con buche profonde (non troppo per consentire l'efficacia dell'azione dell'elettrostorditore) per gli ittiologi. I prelievi dell'acqua destinata al laboratorio per le analisi fisico - chimiche non richiedono indicazioni particolari ma, data la frequenza ben più elevata rispetto agli altri tipi di campionamento, conviene individuare i siti di più facile ed immediato accesso.

Il numero di stazioni di campionamento deve essere previsto in funzione della porzione di reticolo idrografico interessato dal progetto. A titolo di esempio si riporta quanto proposto da Boano *et al.* (2002):

1. una sola stazione nel caso di opere (briglie e/o qualunque altra opera di sistemazione idraulica o derivazioni per fini idroelettrici che restituiscono l'acqua poco a valle) interessanti un breve tratto di asta fluviale (inferiore a 10 volte la larghezza della sezione dell'alveo naturale inciso); ma in caso di elementi di disturbo antropico (es. una briglia o una traversa che interrompono la continuità biologica longitudinale o uno scarico inquinante) occorre prevedere una stazione a monte e una a valle;
2. più stazioni nel caso di segmenti di asta fluviale di lunghezza superiore a quanto indicato dal punto precedente (3 stazioni fino ad 1 km, 4 stazioni fino a 3 km, 5 stazioni fino a 5 km, 6 stazioni fino a 10 km, e più stazioni per tratti fluviali più lunghi), prevedendo comunque una stazione presso la sezione di restituzione dell'acqua e disponendo le altre in modo da ottenere una quadro generale significativo;
3. nel caso di progetti che sottendono più corsi d'acqua occorre verificare la somma delle lunghezze dei tratti interessati e prevedere almeno una stazione per $1 \div 2$ km di segmento fluviale, prevedendo comunque una stazione nel tratto finale per ogni segmento fluviale interessato; una stazione va posta comunque presso la sezione di valle dell'area idrologica interessata;
4. nel caso di progetti di realizzazione di invasi di ritenuta (dighe) o di semplici derivazioni idriche senza restituzione a valle (es. usi irrigui e potabili), occorre prevedere una stazione in un tratto di corso d'acqua poco a monte del sito in progetto e quindi altre stazioni a valle, con i criteri di cui ai precedenti punti, fino alla sezione terminale presso la quale si ritengono poco significative le alterazioni indotte sul regime idrologico del corso d'acqua interessato (o del corpo idrico di cui il corso d'acqua è tributario) o comunque in gran parte attenuate dai contributi derivanti dall'interbacino che alimenta il corso d'acqua a valle dell'opera di presa;
5. le stazioni di campionamento vanno descritte mediante i criteri illustrati al precedente capitolo e rappresentate su carta topografica in scala sufficientemente dettagliata da permetterne la facile individuazione (anche ai fini dei monitoraggi *post-operam*), evidenziando con chiarezza i siti oggetto delle diverse tipologie di analisi (fisico-chimiche e biologiche delle acque e ittiofauna) quando non coincidenti;
6. indipendentemente dal numero di stazioni previste in funzione dal tratto di asta fluviale, o dell'insieme dei tratti delle aste fluviali, interessata/e, occorre prevedere una stazione immediatamente a monte dell'opera (o delle opere) di presa; tale stazione, oggetto di valutazione insieme alle altre, dovrà essere utilizzata quale sito di riferimento per i monitoraggi previsti in fase di esercizio.

8 - QUALITÀ FISICO - CHIMICA DELLE ACQUE

La qualità delle acque dipende dagli elementi di pressione (scarichi, prelievi, carichi inquinanti sul bacino,...) insistenti sul bacino sotteso. Scarichi diretti e prelievi sono identificabili sia sul tratto di alveo interessato dal progetto (oggetto di analisi accurata per l'applicazione degli Indici di Funzionalità Fluviale IFF; capitolo 10), sia su un tratto significativo a monte (ricognizioni appositamente programmate). Per l'analisi complessiva sull'intero bacino si può fare riferimento alla determinazione del carico antropico le cui modalità sono più avanti descritte.

Normalmente si ritiene necessaria la caratterizzazione qualitativa fisico-chimica della matrice acquosa. Ciò significa prevedere, alle stazioni di campionamento individuate con i criteri descritti al precedente capitolo, appositi campionamenti di acqua da destinare alle analisi di laboratorio. I prelievi andrebbero effettuati in condizioni idrologiche di magra ed ordinarie, cioè in concomitanza di due situazioni idrometeorologiche particolari che potrebbero essere individuate con la Q355 e con la Q182, per quanto illustrato nei precedenti capitoli.

Lo stato di qualità fisico - chimica delle acque dipende dal livello di carico antropico che grava sul bacino sotteso alla sezione fluviale interessata come sito per i campionamenti. Tale carico può presentarsi sotto forma di scarichi diretti o in modo diffuso sul territorio, ma comunque destinato, con il tempo, ad essere trasferito al reticolo idrografico e quindi al corpo idrico oggetto di valutazione. In generale si può affermare che lo stato fisico - chimico delle acque dipende, attraverso processi molto complessi ed assai difficili da individuare e descrivere, dal carico naturale ed antropico sul territorio.

8.1 - Carico naturale ed antropico

Il fiume raccoglie acque dal bacino e, con esse, un insieme di sostanze "dilavate" dal suolo o di origine più "profonda" in funzione dei litotipi predominanti: *la qualità delle acque in corrispondenza di una determinata sezione dipende dalla qualità globale dell'ecosistema costituito dal territorio del bacino imbrifero sotteso alla sezione stessa* (Vollenweider, 1977), non solo in funzione delle caratteristiche geomorfologiche, idroclimatiche, pedologiche e vegetazionali, ma anche di quelle antropiche: *tutte le attività umane che insistono nel bacino imbrifero producono rifiuti che influiscono sulla qualità delle acque superficiali* (Vollenweider, 1977).

I nutrienti e le sostanze organiche contribuiscono ai processi di eutrofizzazione con effetti negativi sulla qualità delle acque. Ciò è più evidente per le zone umide ad acque stagnanti, ma è valido anche per quelle ad acque correnti, anche se il rapporto "concentrazione dei nutrienti/produttività" è meno diretto, reso più complesso dall'estrema variabilità del regime idrologico e dal fatto che tali sostanze non entrano a far parte integrante del corpo idrico (come invece si verifica nei laghi), ma vengono convogliate velocemente a valle (Badino *et al.*, 1991; Forneris *et al.*, 1996).

Un sistema di valutazione approssimativo (ma comodo e rapido) per stimare i carichi del bacino sotteso ad una determinata sezione fluviale è quello di considerare un solo elemento, il fosforo, come rappresentativo dell'insieme di tutti i nutrienti, in virtù del fatto che esso è quasi sempre l'elemento limitante (Dixon, 1968; Chiaudani, Vighi, 1974 ÷ 1982; IRSA, 1977, 1980). Negli studi sull'eutrofizzazione viene normalmente considerato il "**fosforo totale**", (somma di quello legato in composti inorganici ed organici).

Calderoni *et al.* (1976 e 1978) hanno stabilito in 0,07 ÷ 0,11 kg/ha/anno il rilascio dei suoli naturali nelle zone montane. In uno studio sull'eutrofizzazione dei bacini lacustri Chiaudani e Vighi (1982) hanno stabilito un valore di cessione del suolo pari a 0,1 kg/ha/anno, indipendentemente dal tipo e grado di utilizzazione e ritenuto valido per terreni incolti; esso è stato ritenuto rappresentativo anche del bacino del Lago di Candia in uno studio di Durio *et al.* (1983). Pertanto **per i suoli naturali si considera una cessione di fosforo totale pari a 0,1 kg/ha/anno**.

Per i coltivi alcuni Autori sostengono che il 50 % dei fertilizzanti è utilizzato dai vegetali; la parte restante viene persa dal terreno per scorrimento delle acque superficiali e per infiltrazione. Per il territorio italiano è stato valutato dall'I.R.S.A (1977, 1980) un rilascio teorico pari a 0,2 ÷ 1 kg/ha/anno. Sulla base di ricerche successive lo stesso IRSA, in considerazione delle notevoli diversità tra le situazioni che si presentano in Italia e quindi delle difficoltà nelle stime dei carichi, ha ritenuto ragionevole proporre una **cessione dai suoli**

coltivati pari a 0,6 kg/ha/anno.

Il contributo procapite di fosforo totale attribuibile alla popolazione residente, in accordo con vari Autori (Vollenweider, 1977, 1979; Oglesby *et al.* 1973; IRSA, 1977) viene valutato pari a **0,8 kg/ha/anno**, di cui il 50 % raggiunge le acque superficiali (Chiaudani, Vighi, 1982; Marchetti 1987). Ad esso va aggiunto **0,5 kg/ha/anno di fosforo totale per ciascun addetto nell'industria** (Marchetti, 1987) del quale la metà raggiunge le acque superficiali.

Il carico dovuto alle attività zootecniche è stato stimato tenendo conto delle quantità di fosforo totale mediamente contenuto nelle deiezioni degli animali considerati secondo il loro peso medio (Marchetti, 1987). Di esso il 95 % circa viene utilizzato come concime sui suoli coltivati (e quindi rientra nel dato relativo alla loro cessione di fosforo totale nell'uso agricolo), mentre il restante 5 % giunge direttamente nelle acque superficiali (Marchetti, 1987).

Il carico totale è quindi dovuto alla seguente somma:

- **Cv - carico civile** (50 % di 0,8 kg/anno procapite); insieme degli scarichi civili (domestici) su un determinato territorio; ai residenti bisogna aggiungere le presenze turistiche;
- **Ci - carico industriale** (50 % di 0,5 kg/anno per addetto industriale); buona parte dei prodotti di rifiuto delle attività industriali si riconducono ad una equivalente quantità di fosforo totale;
- **Cz - carico zootecnico** (5 % del fosforo totale prodotto con le deiezioni); rappresenta l'entità degli allevamenti (qualità e quantità degli animali);
- **Ca - carico dovuto all'agricoltura** (0,6 kg/ha/anno); cessione di fosforo totale dovuto ai suoli coltivati;
- **Cn - carico naturale** (0,1 kg/ha/anno); è la cessione di fosforo totale dovuto ai suoli naturali.

Per la determinazione dei carichi su una determinata porzione di territorio è necessaria un'analisi su base comunale per ricavare i seguenti dati:

- numero di residenti (a cui occorre aggiungere le presenze turistiche in abitanti/equivalenti);
- numero di turisti (valore medio di giorni/anno di permanenza);
- numero di addetti alle attività industriali;
- specie e quantità degli animali allevati;
- superficie suolo naturale (in genere boschiva);
- superficie suolo coltivato.

Una prima elaborazione va effettuata valutando il carico di fosforo totale sui territori dei singoli comuni, del tutto o parzialmente compresi entro il bacino considerato. Successivamente i diversi valori parziali di carico di fosforo, calcolati per i comuni, sono stimati per il territorio costituente il bacino imbrifero sotteso alla sezione ove è prevista l'opera di derivazione in progetto. Quindi il valore di carico totale di fosforo va riferito in funzione della portata media annua stimata in corrispondenza della sezione considerata, cioè come rapporto tra il carico totale annuo “**Ct**” [μg] e il volume medio annuo d'acqua “**V_{med}**” [l].

Il rapporto **Ct/V_{med}** [$\mu\text{g/l}$] esprime la “teorica” concentrazione media annua di fosforo totale presso la sezione. Il rapporto **Ct/V_{med}** non è un valore che rappresenta realmente il livello di eutrofizzazione delle acque. Le concentrazioni reali di fosforo totale e di altri nutrienti sono il risultato di un insieme molto complesso di fattori che non può essere rappresentato da un modello semplice come quello adottato. Tuttavia il **Ct/V_{med}** permette un confronto fra diverse porzioni di territorio fondato su un solo tipo di espressione.

Secondo Forneris *et al.* (1990, 1996), la situazione ipotetica naturale con impatti antropici nulli prevede un carico di fosforo totale “**Ct**” dovuto unicamente alla cessione dei terreni inculti (0,1 kg/ha/anno). Pertanto il rapporto “**Ct/V_{med}**” può variare nell'intervallo 5 ÷ 20 $\mu\text{g/l}$ per i bacini non sottoposti ad impatti antropici significativi. Sono ritenuti bacini soggetti a carichi antropici di una certa rilevanza quelli che risultano con rapporto “**Ct/V_{med}**” entro lo stesso ordine di grandezza, ma inferiore a 100 $\mu\text{g/l}$. Tutti i bacini per i quali vengono stimati valori superiori sono da ritenere soggetti ad un elevato carico antropico; all'interno di questa ultima categoria potrebbero essere distinti quelli con rapporti “**Ct/V_{med}**” leggermente superiori al valore relativo del bacino del Po (assunto come rappresentativo di una situazione ambientale mediamente alterata). In linea di massima, per i bacini maggiormente antropizzati, caratterizzati dai massimi livelli di alterazione della qualità delle acque, si potrebbero riscontrare concentrazioni teoriche medio annue di fosforo totale dell'ordine delle migliaia di $\mu\text{g/l}$.

I suddetti Autori hanno proposto la formulazione di un giudizio “B” di qualità fondata sul carico antropico basata su cinque valori:

- B1 = Ct/V_{med}** = < 30 µg/l → bacino con carico naturale o molto basso
- B2 = Ct/V_{med}** = 31 ÷ 50 µg/l → bacino con carico basso
- B3 = Ct/V_{med}** = 51 ÷ 100 µg/l → bacino con carico medio
- B4 = Ct/V_{med}** = 101 ÷ 600 µg/l → bacino con carico elevato
- B5 = Ct/V_{med}** = > 600 µg/l → bacino con carico molto elevato

8.2 - LIM. Livello Inquinamento dei Macrodescrittori

L'obiettivo di definire la qualità fisico - chimica delle acque di un fiume in corrispondenza di una data stazione di campionamento è strettamente correlato a scelte essenziali riguardanti:

- i parametri fisico - chimici da valutare;
- la frequenza dei campionamenti.

In teoria i parametri fisico - chimici dovrebbero essere “tutti” e la frequenza di campionamento elevata come una sorta di campionamento “in continuo”. I motivi sono ben noti ed ampiamente divulgati dalla letteratura di settore e gli stessi costituiscono i limiti principali dei metodi basati sulle analisi chimiche. Un campionamento istantaneo rappresenta la situazione al momento del prelievo e propone un insieme di dati interessanti, ma non fornisce indicazioni sulle situazioni precedenti il campionamento stesso. Un solo rilievo su pochi parametri costa poco e richiede tempi brevi, ma è poco utile. La significatività delle analisi aumenta con la frequenza dei rilievi e con il numero di parametri, ma con inevitabile aumento dei tempi e dei costi. La soluzione di tale problema è un equilibrio accettabile tra la rappresentatività dei risultati e l'impegno prevedibile in funzione delle scelte succitate. A questo proposito il D. Lgs. 152/99 fornisce precise indicazioni. La determinazione della qualità della “matrice acquosa” (caratterizzazione fisico - chimica) va effettuata sulla base di due gruppi di parametri essenziali:

1. parametri di base
2. parametri addizionali

I **parametri di base** riflettono l'insieme delle pressioni antropiche (**tab. 4**). Alcuni di essi (o) assumono un significato particolare (*macrodescrittori*), in quanto utilizzati per la determinazione del **Livello di Inquinamento dei Macrodescrittori (LIM)**. I **parametri addizionali** (tabella 1 - allegato 1 del D. Lgs. 152/99) sono microinquinanti organici (soprattutto solventi clorurati e prodotti fitosanitari) ed inorganici (soprattutto metalli) di più ampio significato ambientale, le cui analisi vanno effettuate nelle situazioni caratterizzate da alterazioni ambientali particolari, così come risulta da conoscenze pregresse.

Tab. 4 - Parametri di base della “Tabella 4” dell’Allegato 1 del D. Lgs. 152/99. Con (o) sono indicati i parametri macrodescrittivi utili per la classificazione del LIM (Livello Inquinamento dei Macrodescrittori).	
pH	Ossigeno disciolto [mg/l] (o)
Solidi sospesi [mg/l]	BOD ₅ [O ₂ mg/l] (o)
Temperatura [°C]	COD [O ₂ mg/l] (o)
Conducibilità [µS/cm]	Ortofosfato [P mg/l]
Durezza [mg/l di CaCO ₃]	Fosforo totale [Pmg/l] (o)
Azoto totale [N mg/l]	Cloruri [Cl ⁻ mg/l]
Azoto ammoniacale [N mg/l] (o)	Solfati [SO ₄ ²⁻ mg/l]
Azoto nitrico [N mg/l] (o)	<i>Escherichia coli</i> [UFC/100 ml] (o)

Il D. Lgs. 152/99 stabilisce la frequenza dei campionamenti, fissandoli a *cadenza mensile*. Ciò significa, per ciascun parametro e per ciascuna stazione, 12 insiemi di dati rappresentativi di un anno di osservazioni. La disponibilità di dati risultanti da 12 rilievi in un anno, rappresentativi delle diverse condizioni idrometeorologiche e della variabilità delle pressioni antropiche sui bacini sottesi alle stazioni, permette di ottenere un quadro sufficientemente significativo dello stato fisico - chimico della matrice acquosa, con buona probabilità di intercettazione delle situazioni caratterizzate da maggiore alterazione. Bisogna osservare che lo

stato complessivo di un ecosistema fluviale dipende dalle condizioni fisico - chimiche “medie” dell’acqua, ma in misura più rilevante da quelle “estreme”. Ciò significa che non è adeguato qualificare lo stato fisico - chimico sulla base dei valori medi dei parametri considerati, ma neppure enfatizzare le situazioni limite estreme, al fine di evitare sottostime della qualità complessiva. Pertanto il D. Lgs. 152/99 (par. 3.2.3 dell’Allegato 1) prevede, per ciascun parametro, la seguente procedura:

1. rispetto alla popolazione potenziale di 24 insiemi di dati del biennio di osservazione, occorre disporre di almeno il 75%; ciò significa almeno 18 insiemi; non meno di 9 nel caso di un anno di osservazione;
2. i dati, per ciascun parametro, vengono ordinati in una colonna e rispetto ad essa si calcola il valore rappresentativo del 75° percentile; in parole semplici si tratta di stabilire il valore che si colloca in posizione intermedia tra la media ed il valore estremo, in coerenza con quanto sopra affermato;
3. il valore ottenuto con la procedura descritta al punto precedente viene confrontato con quelli di riferimento indicati in **tab. 5**, al fine di ottenere, per quel parametro, il relativo punteggio;²⁷
4. dalla somma dei punteggi ottenuti per i singoli parametri macrodescrittivi (evidenziati con “**o**” in **tab. 4**) si ottiene un valore complessivo²⁸ dal quale si ricava il **Livello di Inquinamento dei Macrodescrittori (LIM)** che varia da “**1**” (il migliore) a “**5**” (il peggiore).

Tab. 5 - Parametri macrodescrittivi relativi alla determinazione del Livello di Inquinamento dei Macrodescrittori (**LIM = 1 ÷ 5**), ottenuto dalla somma dei punteggi attribuiti per ciascuno dei parametri stessi (metodologia indicata dal D.Lgs. 152/99 - Tabella 7 dell’allegato 1).

Punteggi attribuiti per ogni parametro (75° percentile del periodo di rilevamento).					
Parametro	Valore 1	Valore 2	Valore 3	Valore 4	Valore 5
100 - OD [%]	≤10	11 ÷ 20	21 ÷ 30	31 ÷ 50	> 50
BOD [mg/l]	< 2,5	≤ 4	≤ 8	≤ 15	> 15
COD [mg/l]	< 5	≤ 10	≤ 15	≤ 25	> 25
N-NH ₄ [mg/l]	< 0,03	≤ 0,1	≤ 0,5	≤ 1,5	> 1,5
N-NO ₃ [mg/l]	< 0,3	≤ 1,5	≤ 5	≤ 10	> 10
Ptot. [mg/l]	< 0,07	≤ 0,15	≤ 0,3	≤ 0,6	> 0,6
E.coli [UFC/100 ml]	< 100	≤ 1.000	≤ 5.000	≤ 20.000	> 20.000
Punteggio	80	40	20	10	5
Somma punteggi	480 ÷ 560	240 ÷ 475	120 ÷ 235	60 ÷ 115	< 60
Livello LIM	1	2	3	4	5

Dunque il D.Lgs. 152/99, con il LIM, introduce un sistema di determinazione della qualità fisico - chimica dell’acqua espresso in cinque livelli e quindi confrontabili con quelli che risultano dalle analisi biologiche mediante l’IBE, ma soprattutto, per tale componente, è possibile fornire una sorta di “voto”, un giudizio in termini quantitativi, adatto per valutazioni utili alla pianificazione degli interventi di gestione e di tutela.

Con gli allegati tecnici relativi alla domanda di concessione per prelievo idrico, occorre dimostrare, per quanto possibile, che l’utilizzo di acqua, dal corpo idrico superficiale, non comprometta il conseguimento dell’obiettivo di qualità SACA = buono nei termini previsti dal D. Lgs. 152/99. Ciò comporta una valutazione del **LIM ≤ 2** nel tratto sotteso dall’impianto di derivazione in fase di esercizio. Tale condizione può essere verificata in fase di monitoraggio “post-operam” con campionamenti nella/e stazione/i individuata/e nello studio di compatibilità/impatto ambientale. Tale procedura può essere applicata solo con il confronto tra i valori del LIM rappresentativi della situazioni *ante-operam* e in fase di esercizio e in coerenza con gli obiettivi di qualità previsti dal D.Lgs 152/99.

È un confronto tra numeri (da 1 a 5) ottenibili con l’applicazione di un sistema di analisi che prevede un intervallo di osservazione pari ad almeno un anno, con frequenza mensile dei campionamenti sui macrodescrittori (indicati con “**o**” in **tab. 4**) e/o per almeno 9 campionamenti. Diversamente non sarebbe possibile determinare il LIM e quindi neppure verificare il mantenimento delle condizioni di qualità fisico -

²⁷ per esempio, per una concentrazione di N-NH₄ pari a 1,3 mg/l, si attribuisce il punteggio 10, perchè $0,5 < [\text{N-NH}_4] \leq 1,5 \text{ mg/l}$ della colonna “valore 4” relativamente alla riga dell’ammoniaca;

²⁸ Che può variare da un massimo pari a 480 (80 punti per 7 parametri = $80 \cdot 7 = 480$) ad un minimo ipotetico di 35 (5 punti per 7 parametri = $5 \cdot 7 = 35$).

chimica della matrice acquosa in coerenza con i succitati obiettivi di qualità. Tali considerazioni sono importanti al fine di stabilire i criteri per i campionamenti relativi alla qualità fisico - chimica delle acque nell'ambito degli studi di valutazione/compatibilità ambientale.

La valutazione del LIM richiede quindi un periodo di osservazione di un anno per un campionamento/mese/stazione e comunque non meno di 9 campionamenti. Si tratta di un impegno temporale ed economico non indifferente, adatto certamente per le analisi relative agli studi di impatto/compatibilità ambientale per progetti di impianti di derivazione idrica, ma concepito soprattutto per i monitoraggi a livello regionale finalizzati, come previsto dal D. Lgs. 152/99, alla redazione dei Piani di Tutela delle Acque. Al fine di ridurre tempi e costi, si può prevedere di limitare a quattro il numero di campionamenti/stazione, distribuiti nell'arco delle diverse stagioni e possibilmente nelle situazioni di magra e comunque in quelle con portata almeno inferiore alla Q182. Il calcolo del LIM potrebbe quindi essere effettuato, per ciascuna stazione considerata, sulla base dei valori "peggiori" dei diversi parametri macrodescrittori (**o** in **tab. 4**) in tutti e quattro i campionamenti.

8.3 - Confronto tra carico antropico ed i livelli LIM

Come precedentemente accennato, dovrebbe risultare un rapporto tra lo stato fisico - chimico delle acque rilevato alle stazioni di campionamento ed il livello di carico sui rispettivi bacini sottesi. Sono relazioni molto complesse, ben difficilmente correlabili da modelli matematici, per quanto articolati. Inoltre le situazioni sono molto diverse a seconda dei bacini considerati. Due bacini con carico analogo, ma caratterizzati da diverse potenzialità idriche, possono presentare livelli di inquinamento poco confrontabili. In una determinata area, scarichi industriali e civili di una certa rilevanza possono essere ben controllati e gestiti; quindi nonostante un carico elevato, potrebbero risultare valori contenuti dei parametri di qualità fisico - chimica delle acque.

Il LIM = 3 concorre alla definizione del SECA = 3,²⁹ corrispondente al giudizio "*sufficiente*" del SACA. Tuttavia il termine "*sufficiente*" va interpretato correttamente; esso si riferisce ad uno stato che presenta già evidenti sintomi di alterazione ed infatti, per mantenere lo stesso livello (3) del SECA, il dato LIM deve essere accompagnato almeno da una valutazione di terza classe di qualità biologica delle acque che, secondo il metodo IBE (Ghetti, 1986, 1995; Ghetti, Bonazzi, 1977 ÷ 1981), corrisponde ad un giudizio di "*ambiente inquinato o comunque alterato*". D'altra parte lo stato "*sufficiente*" è interpretato, dal D.Lgs. 152/99, come obiettivo intermedio, transitorio rispetto al "vero" obiettivo di stato "*buono*" prospettato per il 31/12/2016³⁰. A questo proposito basti pensare che il valore della % di saturazione dell'ossigeno corrispondente al livello 3 nella **tab. 5** è pari al 70 ÷ 79 % rispetto alla normale saturazione piena (o quasi) nei corsi d'acqua. Proponendo un altro esempio, la concentrazione di fosforo totale 0,16 ÷ 0,30 mg/l (160 ÷ 300 µg/l) per lo stesso livello è compreso nell'intervallo Ct/V_{med} che individua la classe B4 per il carico antropico. La qualità fisico - chimica della matrice acquosa corrispondente al LIM = 3 corrisponde pertanto ad una condizione critica, rispetto alla quale è prevedibile il passaggio a condizioni peggiori anche in seguito ad impatti modesti.

In sintesi, **lo stato "*sufficiente*", quando condizionato dal LIM = 3, è una situazione a rischio, rispetto alla quale occorre una particolare attenzione, al fine di non pregiudicare le azioni di recupero ambientale e di gestione delle risorse idriche finalizzate al miglioramento delle condizioni ambientali in coerenza con gli obiettivi di qualità previsti per il 2016.**

Quale sintesi di quanto sopra, si ritiene possibile, seppure per larga approssimazione, evidenziare alcune relazioni tra le aree caratterizzate da diversi livelli di carico antropico (B1 ÷ B5) e i livelli LIM nel caso di realizzazione di impianti di derivazioni idriche:

- 1. Nelle porzioni di territorio con carico antropico basso o molto basso (B1/B2) si ipotizza un rischio nullo o decisamente modesto di alterazione della qualità fisico - chimica dell'acqua. Non si ritiene utile prevedere le analisi fisico - chimiche dell'acqua alle stazioni previste dagli studi di compatibilità/impatto ambientale relativi alla realizzazione di derivazioni idriche.**
- 2. Nelle porzione di territorio con carico antropico medio (B3); si ipotizza un rischio modesto di alterazione della qualità fisico - chimica dell'acqua. Occorre prevedere la determinazione del Livello Inquinamento dei Macrodescrittori (LIM) alle stazioni previste dagli studi di compatibilità/impatto**

²⁹ A condizione dell'IBE ≥ 7.

³⁰ Entro il 22/12/2015 secondo il nuovo D.Lgs 152/2006.

ambientale relativi alla realizzazione di derivazioni idriche. Le analisi devono prevedere i parametri macrodescrittori della “*Tabella 4*” dell’Allegato 1 del D. Lgs. 152/99 (**o** in **tab. 4**): concentrazione dell’ossigeno disciolto OD [%], BOD [mg/l], COD [mg/l], ammoniaca N-NH₄ [mg/l], nitrati N-NO₃ [mg/l], fosforo totale Ptot. [mg/l] ed *Escherichia coli* [UFC/100 ml]. I campionamenti vanno effettuati con frequenza mensile per un periodo di un anno ed in ogni caso con almeno 9 campionamenti e comprendendo comunque la fase idrologica di magra. La determinazione del LIM va effettuata mediante la metodologia indicata dalla Tabella 7 dell’allegato 1 del D.Lgs. 152/99 (**tab. 5**). Oppure si può ricorrere a quattro soli campionamenti/stazione, ma a condizione di utilizzare i valori “peggiori” dei diversi parametri macrodescrittori in tutti e quattro i campionamenti.

3. **Nelle porzioni di territorio con carico antropico elevato o molto elevato (B4/B5) si ipotizza un rischio elevato di alterazione della qualità fisico - chimica dell’acqua Oltre a prevedere la determinazione del Livello Inquinamento dei Macrodescrittori (LIM) alle stazioni previste dagli studi di compatibilità/impatto ambientale relativi alla realizzazione di derivazioni idriche secondo i criteri descritti per il precedente punto 2) considerando “tutti” i parametri di base; non soltanto quelli utili alla determinazione del LIM, ma anche pH, solidi sospesi [mg/l], temperatura [°C], conducibilità [$\mu\text{S}/\text{cm}$], durezza [mg/l di CaCO₃], azoto totale [N mg/l], ortofosfato [P mg/l], cloruri [Cl⁻ mg/l] e sulfati [SO₄²⁻ mg/l]; come da “*Tabella 4*” dell’Allegato 1 del D. Lgs. 152/99 (**tab. 4**).**

8.4 - Analisi dei sedimenti ed ecotossicologiche

L’ecotossicologia studia gli effetti di una certa sostanza sull’ecosistema. Le matrici indagate possono essere liquide (l’acqua) o solide (sedimenti). In particolare vengono monitorati i reflui civili, quelli industriali, le acque superficiali, oltre ai composti di sintesi ed ai sedimenti, di ambienti lacustri e fluviali.

Per l’esecuzione dei test di tossicità vengono utilizzati diversi organismi, ai diversi livelli della catena alimentare: produttori, consumatori, decompositori; tra i quali l’alga verde unicellulare *Pseudokirchneriella subcapitata*, i semi di *Lepidium sativum* (crescione), il crostaceo *Daphnia magna* e i batteri bioluminescenti. Il D. Lgs 152/99, per i corpi idrici superficiali, suggerisce di utilizzare “...organismi acquatici, sia in saggi acuti che sub(cronici)...” ed in particolare “... *Oncorhynchus mykiss*,³¹ *Daphnia magna*, *Ceriodaphnia dubia*, *Chironomus tentans* e *riparius*,³² *Selenastrum capricornutum* e batteri luminescenti”. La *Daphnia magna*³³ è sensibile ai metalli pesanti (piombo, cadmio, zinco, rame,... già considerati tra gli inquinanti inorganici nella **tab. 9.2**). Il test con batteri bioluminescenti³⁴ sfrutta la naturale capacità di un gruppo di batteri di emettere luce nelle condizioni ottimali; la presenza di sostanze inibenti si manifesta mediante una riduzione della bioluminescenza proporzionale alla tossicità del campione (soprattutto a causa della presenza di alcuni tra gli inquinanti organici citati in **tab. 9.2**).

L’esecuzione del test di tossicità algale prevede l’impiego dell’alga verde unicellulare *Selenastrum capricornutum*,³⁵ una cloroficea appartenente alla famiglia delle *Chlorococcales*; questo è un test cronico poichè la sua durata è di 4 giorni; la risposta finale ad una eventuale sostanza tossica presente nel campione testato si manifesta mediante una inibizione della proliferazione delle cellule algali. Le procedure dei test di fitotossicità sono ancora in fase di standardizzazione, per cui difficilmente si prestano per analisi di routine.

Le analisi fisico - chimiche dell’acqua e dei sedimenti identificano gli inquinanti più diffusi; tuttavia sarebbe importante capire come tali inquinanti agiscono sull’ecosistema (Baudo, Muntanu, 1985). Pertanto, oltre alla caratterizzazione ambientale, importante è lo studio degli effetti, delle interazioni e della biodisponibilità dei tossici nell’ambiente acquatico. È importante prevedere una serie di test su diversi gruppi di organismi, in

³¹ La trota iridea è un salmonide con una discreta “resistenza” alla presenza di sostanza inquinanti, sia rispetto a quelli organici sia, ma in minore misura, rispetto a quelli inorganici (solitamente quelli elencati in **tab. 9.2**).

³² Nei test ecotossicologici possono essere impiegati sia gli organismi “sensibili” (per evidenziare situazioni a rischio), sia organismi “resistenti” (per evidenziare situazioni gravemente alterate). In questo secondo gruppo sono inseriti i Chironomidi, che anche nella metodologia IBE sono considerati come indicatori di acque inquinate.

³³ Test di tossicità acuta con *Daphnia magna* (metodo UNI EN ISO 6341:1999).

³⁴ Test di tossicità acuta con i batteri bioluminescenti (metodo EN ISO 11348-3).

³⁵ Test di tossicità algale (metodo UNI EN 28692). Se il campione testato non è tossico, ma presenta un elevato contenuto organico, si può assistere ad una proliferazione maggiore rispetto al controllo utilizzato come riferimento. È un caso di biostimolazione, non sempre interpretabile positivamente. L’organismo sfrutta l’eccesso di nutrienti con aumento della biomassa o con aumento dell’emissione luminosa nel caso dei batteri bioluminescenti.

modo da aumentare la rappresentatività delle informazioni. È dimostrato che non esiste una specie universalmente sensibile, ma che le risposte agli inquinanti sono variabili tra le diverse specie (Wang, Freemark, 1995); pertanto la caratterizzazione ecotossicologica andrebbe effettuata con organismi ai diversi livelli trofici (Filipic, 1995; Nielsen, Ranck, 1994; Dell'Orto *et al.*, 1997). Le specie più comunemente usate allo scopo sono appunto quelle sopra citate.

È bene chiarire che i risultati delle analisi ecotossicologiche (come quelle relative ai sedimenti) non possono ancora essere impiegati per fornire precisi indici della qualità degli ecosistemi oggetto di analisi. Non è possibile fornire classi di qualità confrontabili con quelle definite dal LIM e/o dall'IBE. Piuttosto si può affermare che esse forniscono dati utili per una migliore interpretazione degli effetti degli inquinanti, quando presenti in quantità sufficienti per manifestare sintomi di carattere tossico. In effetti lo stesso D. Lgs 152/99 ritiene tali test “...supplementari: non obbligatori, da eseguire... per una analisi più approfondita delle cause di degrado del corpo idrico” (punto 3.2.2.2 dell'allegato 1). “Le analisi sui sedimenti³⁶ sono da considerarsi come analisi supplementari eseguite per avere, se necessario, ulteriori elementi conoscitivi utili a determinare le cause di degrado... (punto 3.2.1.3 dell'allegato 1 del D.Lgs 152/99). Inoltre conviene “...selezionare i parametri da ricercare, prioritariamente tra quelli riportati nella tabella 5...” (**tab. 6**).

Tab. 6 - Microinquinanti e sostanze pericolose di prima priorità da ricercare nei sedimenti (Tabella 7 dell'allegato 1 del D. Lgs. 152/99).	
Inorganici e metalli	Organici
Arsenico	Policlorobifenili (PCB)
Cadmio	Diossine (TCDD)
Zinco	Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)
Cromo totale	Pesticidi organoclorurati
Mercurio	Si consiglia la determinazione dei seguenti: - <i>Idrocarburi policiclici aromatici prioritari</i> quali naftalene, acenaftene (1), fluorantene, benz(a)antracene (2), crisene (2), benzo(b)fluorantene, benzo(k)fluorantene (2), benzo(a)pirene (2), dibenzo(a,h)antracene, benzo(g,h,i)perilene (1), antracene, pirene, indeno(1,2,3,c,d)pirene (1), acenaftilene, fluorene (1).
Nichel	
Piombo	
rame	- <i>Composti organoclorurati prioritari</i> quali DDT e analoghi (DD's), isomeri dell'esaclorocicloesano (HCH's), drin's, esaclorobenzene, PCB (quelli più rilevanti sotto il profilo ambientale sono PCB's, PCB 52, PCB 77, PCB 81, PCB 128, PCB 138, PCB 153 e PCB 169).
Molecole con presunta attività cancerogena (1). Molecole con attività cancerogena (2).	

L'analisi dei sedimenti sono piuttosto complesse ed onerose ed in misura superiore rispetto a quelle relative alla qualità fisico - chimica della matrice acquosa ed ancor più di quelle di carattere biologico (IBE, IFF, ittiofauna); inoltre, per i corsi d'acqua, non è ancora possibile fare riferimento a metodologie standardizzate ed ampiamente collaudate.

Un alveo fluviale, diversamente da quanto accade nelle acque stagnanti, è caratterizzato da un insieme complesso di microambienti con caratteristiche morfo-idrauliche assai diverse rispetto alle condizioni adatte per la sedimentazione, cioè per l'accumulo di sedimenti che possono permanere per tempi sufficienti ad inglobare eventuali sostanze tossiche e/o inquinanti la cui presenza è normalmente molto discontinua nelle acque. Questo problema diventa via via più evidente risalendo i corsi d'acqua verso le aree collinari e soprattutto montane.

I fiumi di pianura sono caratterizzati dalla presenza di buche, piane ed acque stagnanti, quasi sempre costituenti estese porzioni del letto bagnato; soprattutto le piane possono presentarsi molto ampie, per tratti relativamente lunghi e con omogenee condizioni di velocità dell'acqua, generalmente lenta e poco variabile per discreti intervalli temporali. Tali condizioni sono quelle più favorevoli negli ecosistemi fluviali per l'accumulo di sedimenti in modo non eccessivamente diversificato. In tali situazioni (e a condizione di operare in periodo di magra idrologica e lontano da eventi di piena) è possibile effettuare più campionamenti sulla stessa tipologia microambientale per ottenere un quadro complessivo attendibile. Tuttavia non sempre è

³⁶ Sui quali si possono effettuare anche test ecotossicologici, utilizzando, in alcuni casi, gli stessi organismi generalmente considerati per le acque.

possibile rinvenire condizioni adatte per tali campionamenti. All'opposto, in un torrente montano, il mosaico di microambienti è molto ricco ed articolato e fortemente mutevole in funzione delle situazioni idrometeorologiche; pertanto molto difficilmente si rinvengono superfici d'alveo adatte per campionare sedimenti o comunque per ottenere risultati rappresentativi dalle analisi.

I sedimenti giocano un ruolo importante nella valutazione dello stato di salute degli ecosistemi. In genere lo strato superficiale rappresenta la porzione attiva dell'ecosistema, mentre i sedimenti più profondi sono in genere passivi e "tranquilli", ma interessanti in quanto costituiscono una registrazione storica dell'attività pregressa; inoltre possono rientrare nella porzione attiva ad opera di fenomeni di piena e più in generale di eventi idrogeologici. Nei sedimenti si registra un continuo fluire di composti organici ed inorganici attraverso l'interfaccia acqua - sedimenti e possono essere accelerati dall'attività biologica, in funzione dell'andamento stagionale. Tale fluire dipende anche dalla granulometria dei materiali detritici minerali del sedimento (confinamento/liberazione).

Diversi Autori ritengono che la frazione più interessante per la valutazione dei contaminanti è quella < 90 μ m, comprendente le tipologie granulometriche pelitiche (silt e argilla **fig. 8**). Le sabbie grossolane e medie hanno minore area specifica ed un tenore in carbonio organico inferiore e di conseguenza trattengono minori quantità di sostanze tossiche (soprattutto quelle liposolubili). Tali sedimenti generalmente caratterizzano, in parte, le cosiddette "piane" e soprattutto le acque semistagnanti dei fiumi di pianura, con velocità dell'acqua molto lenta (< 5 cm/s) nelle situazioni di magra.

In sintesi le analisi dei sedimenti sono tra le più complesse ed impegnative, anche se in certi casi utili per approfondire alcuni meccanismi alla base delle alterazioni degli ecosistemi fluviali e poco facilmente rilevabili con altre metodologie. Bisogna inoltre considerare che per molti corsi d'acqua è difficile rinvenire porzioni d'alveo adatte per l'accumulo di sedimenti utili per campionamenti da destinare alle analisi di laboratorio. In genere tali analisi sono più facilmente "effettuabili" nei fiumi di pianura, per i quali, tra l'altro, più elevato è il rischio della presenza di sostanze tossiche e/o inquinanti nelle acque e quindi nei sedimenti. Sul piano pratico si prevede quindi:

1. **Nelle porzioni di territorio con carico antropico basso o molto basso (B1/B2) si ipotizza un rischio molto basso per la presenza di sostanze tossiche per gli organismi e/o di inquinanti nelle acque e accumulate nei sedimenti. Le analisi riguardanti test ecotossicologici e i sedimenti sono poco utili.**
2. **Nelle porzioni di territorio con carico antropico medio e medio/alto (B3/B4) si ipotizza un rischio basso per la presenza di sostanze tossiche per gli organismi e/o di inquinanti nelle acque e accumulate nei sedimenti. Possono essere utili, come approfondimento, le relative analisi nelle situazioni in cui dovessero risultare livelli bassi o molto bassi della qualità fisico - chimica (LIM \geq 4) e/o biologica (IBE \leq 5) delle acque, soprattutto nelle condizioni di bassa funzionalità fluviale (IFF < 120).**
3. **Nelle porzioni di territorio con carico antropico elevato (B5) si ipotizza un rischio rischio medio/elevato per la presenza di sostanze tossiche per gli organismi e/o di inquinanti nelle acque e accumulate nei sedimenti. Sono particolarmente raccomandate, come approfondimento, le relative analisi.**

9 - QUALITÀ BIOLOGICA DELLE ACQUE

Nello studio di un ecosistema fluviale, una componente in grado di fornire un quadro sintetico e attendibile della qualità del corso d'acqua è l'analisi della comunità macrobentonica. Questo gruppo di organismi è utilizzato per la determinazione dell'**Indice Biotico Esteso (IBE)**, attraverso una metodologia modificata da Ghetti nel 1997; essa consente di diagnosticare la classe di qualità di un corso d'acqua attribuendo al tratto considerato un punteggio IBE compreso fra **0** (corrispondente ad una **V** classe di qualità biologica delle acque, ovvero ad “ambiente fortemente inquinato”) e **12** (corrispondente alla **I** classe di qualità biologica dell'acqua ovvero “ambiente non inquinato o non alterato in modo sensibile”).

Il metodo si avvale di una tabella utile per un'analisi qualitativa e semiquantitativa delle unità sistematiche rinvenute, “pesando” le presenze sulla base del livello di sensibilità alla qualità ambientale dei singoli taxa. Esso pertanto tiene conto del **numero complessivo di taxa**, della **composizione qualitativa della comunità** e del **livello di sensibilità alle alterazioni ambientali** dei singoli. La combinazione di questi tre elementi consente un'analisi efficace delle condizioni di vita offerte dall'ecosistema esaminato. L'analisi biologica tende infatti a sintetizzare, da sola, dal punto di vista qualitativo, tutto l'ambiente naturale, in quanto rappresentativa della valenza vitale del biotopo e a fornire il quadro degli **effetti** (naturali o antropici) sugli organismi viventi che la registrano. Tale informazione mancherebbe se nelle indagini si utilizzassero esclusivamente metodi di determinazione delle **cause** dei fenomeni (analisi fisico - chimiche).

Non sempre è lecito elaborare, sulla base degli indici biotici, dei precisi nessi causa - effetto, riferendo puntualmente il valore di un indice ad un determinato inquinamento o ad altro fenomeno dannoso, ad esempio di tipo idrologico. Le analisi biologiche, anche se già ampiamente rappresentative, si giovano sempre del conforto dei risultati di altri rapporti di settore. Per esempio, accennando all'impiego degli indici biotici nelle diagnosi della qualità ambientale, o nel tentativo di determinazione di un inquinamento accidentale, o puntiforme, o saltuariamente ripetitivo, tali metodi non consentono la determinazione di un particolare inquinamento, materia piuttosto specifica della chimica delle acque. Inoltre, per quanto riguarda l'interpretazione dei risultati di una ricerca basata sugli indicatori biologici acquatici, è di grande importanza la conoscenza della situazione idrologica, date le significative influenze (dirette e indirette) esercitate dall'idrodinamica sulla fauna di fondo (C.R.E.S.T., 1989). Il tentativo di mettere in relazione il risultato ottenuto dall'indice IBE con i parametri ambientali sopra citati, può anche utilmente avvalersi del raffronto con altri indici naturalistici, per esempio l'Indice di Funzionalità Fluviale (I.F.F.), che prende in esame, oltre al punteggio IBE, altre componenti di carattere territoriale non strettamente fluviali e che possono anche pesantemente condizionare la comunità biotica aquatica (capitolo 10).

9.1 - Ragioni per l'applicazione dell'IBE

La necessità di ricorrere ad analisi sulle comunità biotiche ha determinato da tempo una crescente diffusione e il progressivo perfezionamento di tali metodologie di studio. Le ragioni che hanno portato alla diffusione degli Indici biotici sono sostanzialmente:

- esistono dinamiche di inquinamento dei corsi d'acqua non rilevabili dalle analisi fisico - chimiche delle acque, necessariamente istantanee e puntiformi;
- esistono alterazioni ecologiche anche gravi dell'ambiente acquatico non imputabili all'inquinamento inteso come scarico di sostanze estranee nel corso d'acqua;
- è progressivamente cresciuto l'interesse, più che sulla mera rilevazione di determinate alterazioni fisico - chimiche delle acque, sugli effetti biologici di tali alterazioni sugli organismi, la sopravvivenza dei quali si considera di primario interesse.

La definizione della qualità biologica dei corsi d'acqua riveste oggi un'importanza riconosciuta anche a livello legislativo, ambito nel quale vengono definiti gli obiettivi di protezione della vita aquatica. Il D. Lgs. 152/99 (come ampiamente ribadito dal D. Lgs 152/06) recepisce infatti la metodologia di valutazione della qualità delle acque mediante lo studio delle popolazioni di macroinvertebrati bentonici e con esso l'I.B.E diviene espressamente un parametro di legge. Inoltre il metodo IBE, alla stregua di molti metodi di analisi fisico - chimiche e microbiologiche è stato sottoposto al processo di accreditamento da parte degli enti preposti al controllo (APAT e ARPA).

9.2 - Fattori condizionanti la composizione della biocenosi

A livello di studio di un ampio reticolo idrografico, e specialmente dove lo scopo sia quello di definire la qualità biologica del corso d'acqua dal punto di vista naturalistico, è frequente il presentarsi di una situazione complessa, formata da numerosi e diversi fattori ecologici. Per la maggior parte questi non sono noti o non sono evidenti e localizzabili o non predominanti al punto da determinare, da soli, una certa situazione ambientale, ma giocano insieme agli altri fattori una reciproca interazione. L'esperienza in campo di questi anni ha permesso di individuare una serie di fattori che insieme contribuiscono a determinare la composizione della comunità di macroinvertebrati bentonici. Essi sono riassumibili nei seguenti, alcuni naturali, altri condizionati dall'azione umana:

- **qualità fisico - chimica dell'acqua;**
- **idrologia;**
- **scarichi;**
- **naturalità delle sponde;**
- **vegetazione riparia;**
- **morfologia e granulometria del substrato;**
- **uso del corso d'acqua, del territorio circostante e dell'intero bacino;**
- **litologia;**
- **altitudine.**

La **qualità fisico - chimica delle acque** è un fattore determinante nel condizionare la composizione della comunità biotica del corso d'acqua, pur rappresentando, di per sé, una condizione necessaria, ma non sufficiente per l'instaurarsi di una comunità ricca e diversificata. Acque con elevati apporti trofici organici provenienti da scarichi civili o dall'intenso uso agricolo del suolo determinano generalmente la scomparsa dei taxa più sensibili di Plecotteri, l'incremento dei Ditteri, in particolare dei Chironomidi, nei quali il genere *Chironomus* è considerato indicatore di elevato carico organico; in generale si assiste ad uno squilibrio quali-quantitativo della comunità attesa come riferimento per la tipologia ambientale esaminata.

Per quanto riguarda l'**idrologia**, è necessario distinguere la situazione in cui una eventuale riduzione di portata sia l'unico elemento di stress ambientale da quella in cui esso sia accompagnato da uno o più degli altri succitati fattori. Il primo caso è facilmente riferibile ai danni provocati dalle regolazioni idriche, qualora provochino asciutte e piene amplificate rispetto a quanto avverrebbe naturalmente, dove, in assenza di scarichi, la qualità dell'acqua può essere elevata, ma lo stress idrologico, determinato da forti riduzioni di portate, può semplificare le popolazioni. In queste condizioni è frequente trovare, nei campionamenti, qualche individuo appartenente a specie esigenti, che esprimono le potenzialità che avrebbe il corso d'acqua in condizioni di portate naturali. Alcuni taxa sono particolarmente sensibili alle riduzioni di portate; ricordiamo fra i Plecotteri il genere *Perla*, *Dinocras* e, fra i Ditteri, la famiglia dei *Blephariceridae*, che vivono solo nei tratti superiori dei corsi d'acqua non inquinati, in acque fredde, turbolente e ben ossigenate; per questi organismi l'entità delle portate è fattore determinante per la loro sopravvivenza e potrebbe risultare, da solo, sufficiente a determinarne la scomparsa. Nicola *et al.* (2005) affermano che, a causa della riduzione delle portate le cenosi acquatiche: "...subiscono limitazioni nella disponibilità degli habitat per la progressiva riduzione dell'alveo bagnato, variazioni termiche... e alterazioni delle condizioni chimico-fisiche dell'acqua... Alcuni taxa sembrano superare al meglio il periodo di scarsità d'acqua, poiché i loro cicli vitali prevedono una fase iporreica dei primi stadi larvali (come avviene nei Plecotteri *Leuctridae*) o perché sono in grado di tollerare notevoli riduzioni del tasso d'ossigeno disciolto (come i Tricotteri *Hydropsychidae*). Dapprima scompaiono i taxa più sensibili alle diminuzioni di ossigeno, come *Isoperla* sp. ed *Ecdyonurus* sp. Se poi la riduzione di portate si accompagna ad una bassa qualità chimica, si ha un'ulteriore selezione della comunità a partire dagli altri generi di Plecotteri, escluso *Leuctra*, genere al quale appartengono alcune specie che sopportano un certo grado di inquinamento". Altri Autori hanno osservato che le comunità campionate dopo eventi alluvionali sono caratterizzate dalla cospicua presenza di alcuni taxa come Efemerotteri *Baetidae* e Ditteri *Chironomidae*, noti per essere colonizzatori precoci (Fenoglio *et al.*, 2002).

Gli **scarichi** sono sorgenti puntiformi di sostanze inquinanti di natura prevalentemente organica (civili) o prevalentemente chimica (industriali). In questo caso gli effetti sono correlati alla natura, all'entità dello scarico e alle condizioni quali-quantitative del corso idrico recettore. Quanto più è elevato il rapporto fra acqua "sporca" scaricata e acqua "pulita" che la riceve, tanto più deleteri ed estesi sono gli effetti, in quanto è lenta l'autodepurazione che il corso d'acqua riesce ad effettuare.

Un altro fattore che condiziona la presenza di scarichi, sia puntiformi che diffusi, è la “capacità” del fiume di effettuare scambi con il territorio circostante, direttamente correlata alla **naturalità delle sponde** e alla presenza di una fascia di **vegetazione riparia** il più possibile ampia e diversificata. La prima, oltre ad essere la condizione essenziale affinché possa insediarsi una comunità vegetale stabile e diversificata sulla parte emersa, è altresì necessaria perché la parte sommersa dalle acque offre rifugio alle cenosi acquatiche. Gli organismi, infatti, oltre ad essere selezionati longitudinalmente lungo il fiume, presentano anche una diversificazione in taxa lungo il transetto trasversale al flusso della corrente, in cui si ha una diversificazione di parametri quali la velocità della corrente, la profondità delle acque, il trasporto di materiale a diversa **granulometria**. Gli Oligocheti, per esempio, vivono insabbiati nelle zone spondali ed i Tricotteri con astuccio riescono a compiere il loro ciclo se trovano materiale minerale o vegetale per costruirsi il ricovero, in zone dove l’acqua non è profonda e la corrente limitata. La vegetazione riparia, contribuisce all’apporto di materiale organico vegetale (in parte utilizzato dai consumatori primari ed in parte asportato dalla corrente) e, con le radici, a stabilizzare le sponde ed a formare uno strato assorbente e filtrante rispetto al territorio circostante. Occorre ricordare che la maggior parte dei cicli acquatici degli insetti si compie per il passaggio delle uova deposte da un adulto alato sulla vegetazione perifluviale, dalla quale raggiunge il fiume per lo sviluppo della larva acquatica e attraverso la quale emergere dalle acque, per asciugare le ali e per ricominciare un nuovo ciclo. La mancanza di questo elemento depaupera il fiume di una componente essenziale per il mantenimento delle comunità biologiche.

La capacità di trasporto del materiale solido cambia da monte verso valle e dalla periferia al centro dell’alveo; pertanto la **morfologia** e le dimensioni dei clasti trasportati sono aspetti che da soli caratterizzano, in condizioni naturali, l’alveo fluviale. Dalla roccia in posto, ai grandi massi dei tratti superiori dei corsi d’acqua, ai ciottoli arrotondati e classati dal trasporto, al materiale più fine (sabbie e argille) dei tratti di pianura; in modo analogo è classato il materiale dal centro del fiume, che ospita litologie grossolane, alle aree di calma delle sponde, con presenza di materiale fine. A seconda dell’habitat, determinato dalla combinazione di velocità della corrente e granulometria del substrato, si insediano diversi gruppi di specie, suddivisi in reofili e limnofili. I primi abitano i substrati di erosione, gli altri quelli di sedimentazione. I tipi di substrato in funzione della velocità di corrente sono illustrati in **fig. 8**.

I macroinvertebrati sono adattati alla risultante di questi due fattori interdipendenti, corrente e struttura del substrato, e si distribuiscono in funzione di questi. Negli ambienti torrentizi di fondovalle (intermedi tra i ripidi torrenti di montagna e i lenti fiumi di pianura) i diversi substrati, tipicamente colonizzati, sono normalmente presenti in tutta la larghezza del corso d’acqua. Diversa è la situazione a monte, dove il substrato di erosione diventa prevalente sino ad essere l’unico, e a valle, dove diminuisce il trasporto solido e aumenta il sedimento fine. Se in condizioni naturali è possibile reperire specie diverse procedendo dalle sponde verso il centro, altrettanto accade da monte a valle, per cui è possibile definire una zonazione della fauna a macroinvertebrati. In particolare, secondo Ghetti e Bonazzi (1981) nelle zone a corrente veloce sono presenti la maggior parte dei generi di Plecotteri, *Rhitrogena*, *Epeorus*, *Ecdyonurus*, oltre al genere *Baetis*, ubiquitario fra gli Efemerotteri, la maggior parte delle famiglie dei Tricotteri ed in particolare *Rhyacophilidae*, *Hydropsychidae* (parte), *Phylopoayamidae*, *Goeridae*, *Brachycentridae* le famiglie *Chironomidae*, *Simuliidae*, *Blephariceridae* fra i Ditteri, i generi *Crenobia* e *Dugesia* fra i Tricladidi e *Ancylus sp.* Gasteropode. Nelle acque lente invece sono generalmente presenti i generi *Xantoperla* e *Capnia* fra i Plecotteri, ancora *Baetis*, insieme a *Oligoneuriella*, *Habrophlebia*, *Ephemera*, *Caenis* e *Pothamantus* fra gli Efemerotteri, le famiglie *Beraeidae*, *Phryganeidae*, *Molannidae*, *Hydropsychidae* (parte) fra i Tricotteri, *Tipulidae*, *Limonidae* e *Culicidae* dei Ditteri, *Sphaerium sp.*, *Unio sp.*, *Dreissena sp.* fra i Bivalvi *Asellus sp.*, *Gammarus sp.* fra i Crostacei. Casi particolari sono quelli dei segmenti di corso d’acqua perturbati artificialmente, con rallentamenti o ondate di piena, causate delle ricorrenti manovre idrauliche degli impianti di captazione idrica. In questi casi il rapporto tra substrato di erosione e substrato di sedimentazione sono alterate, e con esse le colonizzazioni di macroinvertebrati (C.R.E.S.T., 1989).

L’uso del territorio circostante è un fattore che incide sulla qualità biologica del corso d’acqua sia per gli apporti di inquinanti sia per l’uso che viene fatto del fiume e delle sue immediate vicinanze (estrazione di materiale litoide dall’alveo, interventi di sistemazione idraulica, taglio della vegetazione perifluviale,...). Questi elementi contribuiscono a creare azioni di disturbo, attraverso la distruzione diretta dell’ambiente di vita della macrofauna bentonica (determinata da lavori in alveo protratti nel tempo e dalla banalizzazione dell’ambiente fluviale) e creando condizioni di vita non sopportabili dalle specie più sensibili, ad esempio attraverso l’intonacamento delle acque determinato dai rimaneggiamenti di materiale fluviale.

Oltre a tutti i succitati fattori antropici di alterazione e condizionamento della composizione faunistica, vi sono fattori naturali che possono incidere sulla sua ricchezza in taxa. Un intorbidimento naturale delle acque è infatti riscontrabile in corsi d'acqua che scorrono in **litologie** particolarmente friabili, con continuo apporto di materiale fine in sospensione, come si verifica per esempio sul Torrente Chisone nel tratto scorrente all'interno del Parco Naturale della Val Troncea o in Valle Thuras, ambienti naturali nei quali la qualità biologica, sia per ragioni legate all'**altitudine**, che per la presenza di abbondante materiale in sospensione, non è elevata come atteso. Altro caso eclatante è rappresentato dalla Dora Baltea, corso d'acqua a regime francamente nivoglaciale, caratterizzato dalle maggiori portate in estate per l'ablazione dei numerosi ghiacciai valdostani; al di fuori di pochi mesi nella stagione fredda, le acque sono fortemente torbide per cause naturali; in tale situazione le condizioni di vita degli organismi acquatici sono difficili ed è, tutto sommato, "normale" ottenere, dai campionamenti, valori IBE non ottimali, tali da imporre una seconda classe di qualità biologica delle acque anche senza evidenti alterazioni dell'ambiente fluviale.

9.3 - Criteri per la corretta applicazione dell'IBE

L'applicazione dell'IBE prevede una serie di fasi che si possono così riassumere:

- definizione degli obiettivi dell'indagine;
- studio preliminare del corso d'acqua;
- campionamento e prima definizione del valore dell'indice biologico;
- controllo in laboratorio e definizione della qualità dell'acqua.

Lo studio preliminare è fondamentale per raccogliere informazioni e poter dislocare le stazioni di prelievo in modo mirato verificando le possibilità di accesso, la presenza di scarichi, ecc... Il campionamento va condotto in una sezione di fiume che si avvicini il più possibile alla tipologia rappresentativa del tratto considerato. Dove possibile si dovrebbe campionare lungo un transetto obliquo che attraversa completamente l'alveo bagnato da sponda a sponda nella direzione di risalita del corso d'acqua. Quando questo non sia consentito a causa di elevate profondità o forte corrente, occorre campionare una porzione di transetto fin dove possibile e continuare il campionamento risalendo il corso d'acqua e prestando attenzione ad eventuali diverse tipologie o condizioni di qualità tra le due sponde. Quando si formano più alvei bagnati, occorre evitare di campionare in quelli di recente colonizzazione. Il retino va posizionato in controcorrente e ben appoggiato sul fondo, scavando leggermente.

Anche se il calcolo dell'IBE richiede la definizione della struttura della comunità, intesa come ricchezza in taxa (mentre non richiede la definizione delle densità degli organismi, se non come stima di massima, sotto forma di abbondanze), è necessario valutare con estrema attenzione questa operazione. Una eccessiva valutazione delle unità sistematiche presenti potrebbe determinare l'ingresso in tabella a livello più elevato, con sovrastima della qualità biologica del tratto considerato, così come una sottostima degli stessi potrebbe determinare un'apparente abbassamento della qualità biologica. Risulta pertanto fondamentale stabilire quali organismi rientrano nel campionamento in modo significativo e quali invece sono stati trasportati dalla corrente e non rappresentano organismi stabilmente presenti nel tratto considerato (*Drift*); le quantità minime significative dei taxon sono riportate nelle tabelle proposte da Ghetti (1997). È inoltre opportuno operare una prima separazione e riconoscimento del materiale in campo, sia per facilitare l'allontanamento degli organismi vivi dal detrito, sia per verificare immediatamente un primo giudizio di qualità che, se poco convincente, potrebbe indurre a prolungare il campionamento, al fine di ricostruire, nel modo più fedele possibile, la struttura in taxa della comunità esaminata.

Altri due aspetti da considerare sono relativi agli ambienti e ai periodi in cui è possibile applicare l'indice. Esso può essere applicato su tutti gli ambienti di acque dolci correnti e stabilmente colonizzati in cui il valore di indice "atteso" risulti maggiore o uguale a 10 (**tab 7**). Vi sono infatti ambienti in cui questo valore è "naturalmente" inferiore a 10: tratti prossimi a sorgenti oligotrofiche, acque di nevaio, ambienti con acque ferme per lunghi periodi, tratti non completamente colonizzati dopo asciutte o piene rovinose. Inoltre il monitoraggio biologico non dovrebbe essere eseguito nel periodo immediatamente successivo ad una asciutta (dopo 2 - 3 mesi) o ad una forte piena (dopo 10 ÷ 20 giorni), in quanto prematuro per una completa ricolonizzazione. Tali tempi variano in funzione della stagione, della quota, dell'intensità e della durata della piena o dell'asciutta e in relazione alle dimensioni del corso d'acqua. I tratti di pianura dei grandi fiumi e i grandi canali artificiali sono a volte difficilmente campionabili in modo corretto, per i battenti idrici, la

dispersione su ampi spazi dei microhabitat, le differenze di qualità fra sponda e sponda. In questi casi l'applicazione dell'indice è subordinata alla possibilità di dimostrare che il campionamento è stato eseguito con tecniche e in condizioni ambientali idonee e che è noto il valore di indice "atteso", definito sullo stesso ambiente o in tipologie analoghe. Il campionamento per il calcolo dell'indice non dovrebbe inoltre essere eseguito immediatamente a valle dell'immissione di uno scarico o di un affluente, ma ad una distanza tale da garantire il completo rimescolamento delle acque con quelle del corpo ricevente. Lo scopo è infatti quello di valutare la qualità del corso recettore, connessa alla sua capacità autodepurativa e non dello scarico.

Tab. 7 - Tabella a doppia entrata per la determinazione dell' <i>Indice Biotico Esteso (IBE)</i>									
Chiave taxa		Numero totale delle U.S. presenti							
		0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35
Plecotteri	più di 1 US			8	9	10	11	12	
	1 sola US			7	8	9	10	11	12
Efemerotteri	più di 1 US			7	8	9	10	11	12
	1 sola US			6	7	8	9	10	11
Tricotteri	più di 1 US		5	6	7	8	9	10	11
	1 sola US		4	5	6	7	8	9	10
<i>Gammaridi, Atilidi, Palemonidi (as. taxa preced.)</i>			4	5	6	7	8	9	10
<i>Asellidi - Nifhargidi</i> (assenza taxa precedenti)			3	4	5	6	7	8	9
<i>Oligocheti - Chironomidi</i> (assenza taxa precedenti)		1	2	3	4	5			
Altri organismi (assenza taxa precedenti)		0	1						
Classi qualità	prima	seconda		terza		quarta		quinta	
Valore IBE	≥ 10	8 - 9		6 - 7		4 - 5		≤ 3	
Giudizio	Ambiente non inquinato o non alterato in modo sensibile	Ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione		Ambiente inquinato o alterato		Ambiente molto inquinato o molto alterato		Ambiente eccezionalmente inquinato o alterato	

Gli argomenti a favore dei macroinvertebrati come indicatori sono la sedenterietà e la durata relativamente lunga dei cicli vitali. Quando alcune specie si sottraggono temporaneamente all'ambiente idrico per lo svolgimento dei processi riproduttivi, numerose altre restano immerse (quelle che hanno un ciclo di durata superiore ad un anno) ed altre, le cui generazioni (più di una all'anno) si sovrappongono, subentrano alle prime, per cui in teoria la diversificazione complessiva non subisce mutamenti drastici e resta a livelli tali da consentire una buona diagnosi biologica. Su queste considerazioni si è affermato il principio per cui è corretto campionare in qualsiasi periodo dell'anno, in ossequio alle prerogative della metodica. Nei tratti montani dei corsi d'acqua, però, si osservano importanti eccezioni per quanto riguarda la rispondenza degli indici biotici applicati ad iniziare dalla tarda primavera e per quasi tutta l'estate. In questo periodo, la maggior parte delle larve di Plecotteri e di Efemerotteri passano alla fase alata; dato che il numero totale di Unità Sistematiche in montagna è generalmente inferiore rispetto alla pianura, a causa di processi selettivi determinati da fattori idrologici, climatici e trofici e che in tali ambienti le comunità macrobentoniche sono nettamente dominate da Plecotteri ed Efemerotteri, lo sfarfallamento di alcune specie di questi porta ad una diminuzione dei valori degli indici biotici, non riferibili ad impatti antropici. Si perviene così ad una sottostima qualitativa degli ambienti rhitrali (Pinna Pintor, 1986; C.R.E.S.T., 1989). Accade cioè che, eseguendo i campionamenti nella stagione dello sfarfallamento, che inizia generalmente nel mese di maggio, a determinati tratti di corso d'acqua venga attribuita una bassa qualità biologica anche se poche settimane prima si sarebbero rinvenute più numerose Unità Sistematiche, a parità di condizioni idrochimiche delle acque. Occorre quindi prestare particolare attenzione al periodo dell'anno in cui si svolgono le campagne di campionamento, ed evitare le raccolte in stagioni riproduttive durante le quali non solo la biomassa, ma soprattutto la diversificazione dei popolamenti subisce una riduzione naturale, che nulla ha a che vedere con l'inquinamento.

9.4 - Comunità di riferimento e analisi di situazioni particolari

Vale la pena richiamare quali debbano essere le comunità di riferimento allo scopo di orientare l'operatore nell'analisi della qualità biologica di un corso d'acqua. Ghetti (1997) definisce, per le principali tipologie fluviali, alcune "comunità di riferimento", ricavate sulla base del Data Base Management System "Fiumi" (Cozzini *et al.*, 1987) che raccoglie i dati relativi ad oltre 700 stazioni di campionamento, localizzate su differenti corsi d'acqua italiani. Le stazioni, con valori di IBE maggiore o uguale a 10 sono state raggruppate in 4 tipologie sulla base del tipo di substrato secondo lo schema di **tab. 8**.

Tipologia	Substrato	Denominazione
1	Roccia - massi	Epirhithron
2	Massi - ciottoli	Metarhithron
3	Ciottoli - ghiaia	Hyporhithron
4	Sabbia - limo - argilla	Epipotamon - Metapotamon

Tab. 10.2 - Tipologie fluviali in funzione del substrato.

Sulla base della tipologia fluviale sono individuate le comunità tipo mediante il modello proposto da Ghetti (1997; **tab. 9**). Il rinvenimento durante i campionamenti di comunità tipo di riferimento permette di verificare se la situazione riscontrata durante il rilievo rientri in quella attesa per la tipologia fluviale esaminata e di evidenziare situazioni particolari nelle quali la qualità biologica sia addirittura migliore di quella proposta; tali rare situazioni si accompagnano ad un numero maggiore di taxa di Plecotteri, particolarmente sensibili e magari alla presenza di specie rare o poco diffuse. I Plecotteri, insieme ad alcuni taxa di Efemerotteri e di Tricotteri, costituiscono il gruppo di organismi a più elevata valenza ecologica.

Tab. 9 - Comunità tipo di macroinvertebrati per tipologia fluviale da monte a valle (per IBE = 11).			
Tipologia 1 (roccia-massi) - 24 U.S.	Tipologia 2 (massi-ciottoli) - 25 U.S.	Tipologia 3 (ciottoli-ghiaia) - 26 U.S.	Tipologia 4 (sabbia-pelite) - 28 U.S.
<i>Leuctra</i>	<i>Leuctra</i>	<i>Leuctra</i>	<i>Limnephilidae</i>
<i>Protonemura</i>	<i>Protonemura</i>	<i>Protonemura</i>	<i>Hydropsychidae</i>
<i>Dyctiogenus</i>	<i>Perla</i>	<i>Perla</i>	<i>Polycentropodidae</i>
<i>Dinocras</i>	<i>Isoperla</i>	<i>Hydropsychidae</i>	<i>Odontoceridae</i>
<i>Rhyachophilidae</i>	<i>Hydropsychidae</i>	<i>Rhyacophilidae</i>	<i>Baetis</i>
<i>Limnephilidae</i>	<i>Rhyacophilidae</i>	<i>Limbephilidae</i>	<i>Ephemerella</i>
<i>Hydropsychidae</i>	<i>Limnephilidae</i>	<i>Polycentropodidae</i>	<i>Paraleptophlebia</i>
<i>Brachycentridae</i>	<i>Psycomyidae</i>	<i>Baetis</i>	<i>Ephemera</i>
<i>Baetis</i>	<i>Philopotamidae</i>	<i>Ecdyonurus</i>	<i>Elmidae</i>
<i>Ecdyonurus</i>	<i>Baetis</i>	<i>Ephemerella</i>	<i>Gyrinidae</i>
<i>Rhytrogena</i>	<i>Ecdyonurus</i>	<i>Rhytrogena</i>	<i>Dytiscidae</i>
<i>Epeorus</i>	<i>Epeorus</i>	<i>Caenis</i>	<i>Calopteryx</i>
<i>Elmidae</i>	<i>Rhithrogena</i>	<i>Elmidae</i>	<i>Platycnemis</i>
<i>Hydraenidae</i>	<i>Habroleptoides</i>	<i>Dytiscidae</i>	<i>Chironomidae</i>
<i>Chironomidae</i>	<i>Elmidae</i>	<i>Chironomidae</i>	<i>Simuliidae</i>
<i>Limoniidae</i>	<i>Hydraenidae</i>	<i>Simuliidae</i>	<i>Ceratopogonidae</i>
<i>Simuliidae</i>	<i>Chironomidae</i>	<i>Ceratopogonidae</i>	<i>Asellidae</i>
<i>Empididae</i>	<i>Simuliidae</i>	<i>Limoniidae</i>	<i>Gammaridae</i>
<i>Blephariceridae</i>	<i>Limoniidae</i>	<i>Athericidae</i>	<i>Hydrobioidea</i>
<i>Psychodidae</i>	<i>Ceratopogonidae</i>	<i>Gammaridae</i>	<i>Physidae</i>
<i>Athericidae</i>	<i>Tabanidae</i>	<i>Ancylidae</i>	<i>Lymnaeidae</i>
<i>Crenobia</i>	<i>Ancylidae</i>	<i>Lymnaeidae</i>	<i>Pisidiidae</i>
<i>Naididae</i>	<i>Crenobia</i>	<i>Polycelis</i>	<i>Polycelis</i>
<i>Lumbriculidae</i>	<i>Naididae</i>	<i>Erpobdellidae</i>	<i>Dina</i>
	<i>Lumbricidae</i>	<i>Lumbricidae</i>	<i>Glossiphonia</i>
		<i>Naididae</i>	<i>Tubificidae</i>
			<i>Lumbricidae</i>
			<i>Lumbriculidae</i>

L'analisi sulla **diversificazione della comunità** permette di valutare la stabilità ecologica della comunità per mezzo degli indici relativi alla diversità biologica. Essi sono basati sulla proprietà selettiva della variazione delle condizioni ambientali, sicché il grado di diversificazione delle comunità è una funzione della stabilità delle condizioni ambientali. Mentre ambienti indisturbati possono consentire lo sviluppo di comunità varie e ben diversificate, al contrario le perturbazioni ambientali ricorrenti hanno, come effetto, la diminuzione della complessità, dando origine a fenomeni di dominanza di una o poche Unità Sistematiche. La valutazione della stabilità ecologica con questi indici richiede che siano determinate:

- la ricchezza in termini di numero di specie presenti;
- la distribuzione numerica degli organismi all'interno di ogni specie.

Noti questi due dati (per conteggio dopo la determinazione sistematica fine), si possono calcolare la diversità di un campione secondo l'**Indice di diversità di Simpson** (1949):

$$I = \frac{n_i \cdot (n_i - 1)}{(N - 1) \cdot N} \quad \text{con } 0 < I < 1$$

e secondo l'**Indice di diversità di Shannon -Weaver** (1948):

$$I = \frac{n_i}{N} \cdot \log \frac{n_i}{N} \quad \text{con } 0 < H$$

dove, per entrambe le formule, n_i è il numero di individui di una determinata specie ed N è numero totale degli individui. Queste analisi sono laboriose in termini di tempi e di attrezzature necessarie; esse dovrebbero essere richieste solo dove sussistano ragioni di eccezionalità naturalistica tali da giustificare costi e tempi supplementari per lo studio della comunità.

ordine	famiglia	Rt
Plecotteri	<i>Nemouridae</i>	E
	<i>Chloroperlidae</i>	C
	<i>Perlidae</i>	C
	<i>Taeniopterygidae</i>	E - D
	<i>Perlodidae</i>	C
	<i>Leuctridae</i>	E
	<i>Capniidae</i>	E - D
Tricotteri	<i>Beraeidae</i>	E (D)
	<i>Glossosomatidae</i>	E (D)
	<i>Hydropsychidae</i>	D - E - C
	<i>Limnephilidae</i>	E - D
	<i>Odontoceridae</i>	C - E
	<i>Philopotamidae</i>	D - E
	<i>Psychomidae</i>	E - D
	<i>Rhyacophilidae</i>	C (D)
Efemerotteri	<i>Sericostomatidae</i>	D - C
	<i>Baetidae</i>	D - E - C
	<i>Heptagenidae</i>	D - E
	<i>Leptophlebiidae</i>	D - E
	<i>Caenidae</i>	D
Ditteri	<i>Ephemerellidae</i>	D - E
	<i>Athericidae</i>	C
	<i>Blephariceridae</i>	E (D)
	<i>Chironomidae</i>	D - C
	<i>Empididae</i>	C
	<i>Limoniidae</i>	C
	<i>Simuliidae</i>	D - E
	<i>Tabanidae</i>	C

I **fattori trofici**, condizionano la presenza dei gruppi di macroinvertebrati. A fronte di situazioni di ampia e costante diffusione dei gruppi stessi, si ha la possibilità di situazioni eccezionali, che richiedono attenzione in sede di valutazione della qualità. Secondo Ghetti (1980) "...i macroinvertebrati occupano praticamente tutti i livelli dei consumatori nella struttura trofica degli ambienti di acque correnti. L'alimento dei predatori... può essere costituito da animali vivi (di solito altri invertebrati) o, per gli erbivori, da vegetali (microfite e macrofite). Fra questi due gruppi vi è un'ampia gamma di detritivori che si nutre di detrito organico (in gran parte di origine vegetale) o con, in genere, l'assunzione anche di una frazione in organica (elementi fini minerali) più o meno consistente. Occasionalmente i detritivori possono passare ad un regime di tipo erbivoro o carnivoro". Nella **tab. 10** viene illustrato il ruolo trofico attribuito ad alcune famiglie. L'integrità della catena alimentare in un corso d'acqua è indice di buona qualità ambientale. I macroinvertebrati costituiscono, specialmente nei torrenti, la principale risorsa alimentare per i pesci, per cui la loro presenza è rappresentativa anche delle disponibilità trofiche per l'ittiofauna. I Macroinvertebrati fanno parte del trofismo fluviale in quanto alcuni di essi operano in diversi modi una trasformazione del particellato metabolizzabile, con il risultato di preparare, con sminuzzamenti, tagliuzzamenti, filtrazioni, i detriti organici più facilmente assimilabili da altri decompositori. Questo aspetto influenza, a sua volta, tutta la distribuzione dei macroinvertebrati lungo l'asse longitudinale del fiume, in quanto il particellato fine prodotto dalle lavorazioni dei macropredatori, dei macrofiltratori, dei macroraccoglitori e dei tagliuzzatori di piante e detrito è destinato ad essere sfruttato dai microraccoglitori, dai microfiltratori, dai micropredatori e dai raschiatori (Cummins, Wilzback, 1985; **tab. 10**).

È pertanto necessario tener presente che, a fronte di situazioni generali di diffusa disponibilità delle risorse alimentari, si sovrappongono alcune situazioni particolari, con effetti selettivi. In primo luogo, secondo Ghetti (1980), “...la competizione alimentare può influenzare la distribuzione delle specie così che una specie può non essere presente in un certo habitat per l’assenza degli organismi di cui è predatrice, pur essendo ottimali tutte le altre condizioni ambientali”. L’assenza di una o più specie, può pertanto innescare ricadute a cascata sui successivi anelli della catena alimentare con un generale impoverimento della stessa e della biodiversità dell’ecosistema. Queste analisi sono complesse, richiedono tempi ed attrezzature idonei in quanto comportano la determinazione sistematica fine, sino a livello di specie, che richiede tempi di studio più lunghi ed una esperienza superiore.

9.5 - La qualità biologica negli studi di compatibilità/impatto ambientale

Da quanto sopra espresso risulta che, tra le diverse metodologie di valutazione della qualità dei corpi idrici, **la determinazione della qualità biologica delle acque è il sistema di analisi più importante e qualificante per definire lo stato degli ecosistemi fluviali**. Ciò naturalmente non significa che la metodologia IBE è, da sola, sufficiente per ottenere un quadro esaustivo delle condizioni di un corso d’acqua. Ma essa fornisce il “parametro fondamentale”, che va necessariamente corredata dai valori di sintesi ottenuti da altri sistemi, quali la valutazione dello stato fisico - chimico della matrice acquosa (capitolo 8 - quando serve), della funzionalità fluviale (capitolo 10) e dell’ittiofauna (capitolo 11), oltre a quelli riguardanti le caratterizzazioni idrologica (capitolo 5) e, quando possibile, idraulica (capitolo 6).

Analogamente a quanto effettuato, nel capitolo precedente si propongono alcune relazioni tra i livelli di carico antropico e le classi di qualità biologica:

- Nelle porzioni di territorio con carico antropico basso o molto basso (B1/B2) si ipotizza un rischio nullo o decisamente modesto di alterazione della qualità fisico - chimica della matrice acquosa. Il reticolo idrografico comprende ambienti generalmente in grado di mantenere buone strutture trofiche funzionali, evidenziabili in I e II classi di qualità biologica delle acque ($IBE \geq 8$; in coerenza con gli obiettivi di qualità previsti per il 31/12/2016 dal D. Lgs. 152/99)³⁷, anche in presenza di prelievi idrici, purché con garanzia di deflussi minimi vitali efficaci ($DMV \geq 0,15 \cdot Q_{med}$).
- Nelle porzioni di territorio con carico antropico medio (B3) si ipotizza un rischio modesto di alterazione della qualità fisico - chimica della matrice acquosa. Il reticolo idrografico comprende ambienti inquinati o alterati, seppure entro i limiti di qualità coerenti con la formulazione del giudizio SACA = “sufficiente”, quale obiettivo di qualità previsto per il 31/12/2008 ai sensi del D. Lgs. 152/99 ($IBE = 6 \div 7$). Lo stato ambientale delle acque presenta rischio moderato di aggravamento delle condizioni, in quanto le strutture trofiche macrobentoniche sono caratterizzate da equilibri precari; ulteriori “pressioni” sugli ambienti potrebbero determinare situazioni di stress tali da limitare, in modo significativo, i processi dell’autodepurazione. La garanzia delle portate minime residue (anche con $DMV \geq 0,15 \cdot Q_{med}$) potrebbe non risultare sufficiente quale sistema di riduzione degli effetti indotti dalle captazioni e/o ritenzioni idriche.
- Nelle porzioni di territorio con carico antropico elevato o molto elevato (B4/B5) si ipotizza un rischio medio di alterazione della qualità fisico - chimica della matrice acquosa. Il reticolo idrografico comprende ambienti inquinati o molto inquinati o alterati o molto alterati, frequentemente al di sotto dei limiti di qualità coerenti con la formulazione del giudizio SACA = “sufficiente”, quale obiettivo di qualità previsto per il 31/12/2008 ai sensi del D. Lgs. 152/99 ($IBE = 6 \div 7$). Lo stato ambientale delle acque può essere simile a quello descritto al punto precedente, ma presenta frequentemente anche situazioni caratterizzate da notevole stress ambientale, con $IBE = 4 \div 5$. In alcune aree le condizioni sono evidentemente compromesse, in altre si è molto vicini ai limiti di tollerabilità in situazioni precarie. Ulteriori “pressioni” sugli ambienti potrebbero determinare, con alta probabilità, situazioni di stress tali da limitare, in modo significativo, i processi dell’autodepurazione e tali da impedire il conseguimento degli obiettivi di qualità. Difficilmente il rilascio delle portate minime residue (anche con $DMV \geq 0,15 \cdot Q_{med}$) può costituire un efficace sistema di riduzione degli effetti negativi indotti dalle captazioni e/o ritenzioni idriche.

³⁷ Entro il 22/12/2015 secondo il nuovo D.Lgs 152/2006.

La qualità biologica delle acque definita dal valore $IBE \geq 6$ corrisponde ad una condizione critica, rispetto alla quale è prevedibile il passaggio a condizioni peggiori anche in seguito ad impatti modesti. In sintesi, **lo stato “sufficiente”**, quando condizionato da una terza classe della qualità biologica delle acque ($IBE = 6 \div 7$), rappresenta una situazione a rischio, rispetto alla quale occorre una particolare attenzione, al fine di non pregiudicare le azioni di recupero ambientale e di gestione delle risorse idriche finalizzate al miglioramento delle condizioni ambientali in coerenza con gli obiettivi di qualità previsti per il 2016. A tale scopo le analisi relative alla qualità biologica delle acque vanno effettuate, come illustrato ai precedenti paragrafi, con grande attenzione. In particolare, per ciascuna delle stazioni di campionamento individuate sulla base dei criteri descritti al capitolo 7, si suggerisce:

- due campionamenti di cui uno in stagione di magra, separati da un intervallo temporale di almeno 3 mesi ed evitando, se possibile, il periodo invernale;³⁸
- i due valori IBE dei due campionamenti devono risultare identici o simili o comunque con non oltre 2 punti di differenza; in caso contrario occorre un terzo campionamento, a non meno di 3 mesi dal secondo;
- il valore IBE rappresentativo della stazione è la media dei 2 o 3 campionamenti; nel caso in cui si ottengano valori decimali si procede ad un arrotondamento per eccesso considerando lo 0,4 quale limite di attribuzione dell'unità superiore;³⁹
- in situazioni particolari, presentanti comunità caratterizzate da elevato pregio naturalistico, superiore a quanto atteso per la tipologia fluviale di riferimento, potrebbe essere opportuno prevedere, per il calcolo del valore del DMV, l'applicazione del parametro “N”, così come descritto al punto e) del par. 4.1.
- nelle situazioni caratterizzate da carico antropico classificabile come B1 non sono ritenute indispensabili le analisi per la determinazione della qualità fisico - chimica della matrice acquosa (par. 9.3), ma diventano necessarie nei casi in cui si dovessero riscontrare valori $IBE < 8$, per cui occorre prevedere campionamenti finalizzati alla determinazione del LIM con i parametri macrodescrittori (0 in tab. 4).

³⁸ La metodologia IBE prevede la possibilità di effettuare campionamenti anche nella stagione fredda. Ma occorre riconoscere che, al fine di evitare eventuali sottostime dell'indice, conviene “cercare” le migliori condizioni atte alla cattura degli organismi, comunque più mobili e più facilmente rinvenibili fuori dal periodo più freddo, solitamente il trimestre invernale dicembre ÷ febbraio, ma comprendente anche marzo nelle fasce altimetriche più elevate.

³⁹ Per esempio si assegna il valore 9 per $8,4 \leq IBE < 9,3$. Ciò al fine di assegnare un peso maggiore ai valori più elevati, probabilmente meglio rappresentativi delle situazioni reali. Talvolta si assegnano valutazioni intermedie, per esempio “10/9” oppure “9/10”; in tali casi si attribuisce il valore 9,6 e 9,4 rispettivamente (punto 3.2.3 dell'Allegato 1 del D.Lgs. 152/99).

10 - LA FUNZIONALITÀ FLUVIALE

La valutazione della funzionalità fluviale nasce dalla considerazione che il sistema fiume non può essere ridotto alle sue componenti biotiche e/o idrauliche, pure se indispensabili alla sua caratterizzazione. La funzionalità di un corso d'acqua richiede la messa in relazione del sistema fluviale con l'ambiente circostante. Il fiume è infatti condizionato sia dalle caratteristiche del territorio circostante, immediatamente confinante con esso, sia dallo stato dell'intero bacino. L'indice di funzionalità fluviale permette di valutare l'insieme delle funzioni caratterizzanti un corso d'acqua. È un indice di sintesi, che combina informazioni ottenute da analisi di tipo biologico, come l' IBE, con osservazioni sulle condizioni idrauliche del corso d'acqua e sulla naturalità dell'ambiente circostante. Il principale obiettivo dell'Indice di Funzionalità Fluviale (**IFF**) “...consiste nella valutazione dello stato complessivo dell'ambiente... e della sua funzionalità,... risultato della sinergia e dell'integrazione di un'importante serie di fattori biotici e abiotici dell'ecosistema acquatico e di quello terrestre ad esso collegato” (Siligardi *et al.*, 2000).

L'IFF permette, con l'ausilio di 14 parametri, corrispondenti ad altrettante domande sulle varie caratteristiche ambientali, di valutare la sua capacità di fornire una azione drenante di eventuali inquinanti e di fornire una continuità tra il fiume e l'ambiente circostante. L'applicazione si sviluppa su 14 domande, che danno ognuna un punteggio, la cui somma, calcolata indipendentemente per ogni sponda dà un punteggio che premia o penalizza caratteristiche ritenute efficaci o deprimenti la funzionalità fluviale. Il valore totale, ottenuto sommando i singoli punteggi, è compreso fra un minimo di 14 ed un massimo di 300. I valori di IFF ottenuti vengono tradotti in 5 livelli di funzionalità, e quattro livelli intermedi:

Valore di I.F.F.	Livello di funzionalità	Giudizio di funzionalità	Colore	
261 ÷ 300	I	Elevato		
251 ÷ 260	I-II	Elevato-buono		
201 ÷ 250	II	Buono		
181 ÷ 200	II-III	Buono-mediocre		
121 ÷ 180	III	Mediocro		
101 ÷ 120	III-IV	Mediocre-scadente		
61 ÷ 100	IV	Scadente		
51 ÷ 60	IV-V	Scadente-pessimo		
14 ÷ 50	V	Pessimo		

La valutazione dell'IFF va effettuata in continuo del corso d'acqua; questo permette una rappresentazione cartografica più agevole (non essendo necessaria una interpolazione per mettere su carta i dati ottenuti) rispetto agli indici biologici e chimici discussi nei precedenti capitoli, che sono necessariamente puntuali in quanto relativi a determinati siti (stazioni di campionamento). La valutazione viene effettuata in tratti omogenei dal punto di vista di tutti i 14 parametri considerati; per evitare una valutazione troppo frammentaria si definisce un tratto minimo rilevabile di lunghezza variabile a seconda dell'alveo di morbida secondo quanto indicato in **tab 11**. È possibile raggruppare alcuni parametri affini, con la formulazione di specifici subindici, come quello della funzionalità morfologica, oppure della funzionalità vegetazionale (Rossi *et al.*, 2005), che forniscono informazioni complementari a quelle ottenute dalla valutazione complessiva della funzionalità fluviale, e permettono di meglio definire eventuali criticità.

Larghezza alveo di morbida [m]	Tratto minimo rilevabile [m]
≤ 5	30
5 ÷ 10	40
10 ÷ 30	60
30 ÷ 50	75
50 ÷ 100	100
> 100	quanto l'alveo di morbida

Tab. 11 - Tratto minimo rilevabile in funzione della larghezza dell'alveo

10.1 - Ragioni per l'applicazione dell'IFF

Attualmente l'esecuzione della valutazione IFF è prevista come accessoria, ma è un importante strumento nella valutazione di un'opera che coinvolga l'ambiente fluviale perché è l'unico indice che considera non solo il corso d'acqua, ma anche l'ambiente circostante. Esso ha una valenza che va al di là della mera valutazione della qualità delle acque, che è peraltro presente in alcuni parametri; la valutazione della funzionalità fluviale ha anche un significato paesaggistico e può costituire uno strumento per la pianificazione territoriale.

L'utilità della valutazione IFF è di sintesi di parametri, ognuno dei quali può condizionare il raggiungimento di obiettivi di tutela del territorio e delle sue risorse. Per esempio la presenza di una fascia perifluviale estesa e continua, con possibilità di scambi con l'ambiente fluviale permette lo stabilirsi di una migliore varietà biologica ed ha una funzione depurativa sul corso d'acqua stesso. Una struttura dell'alveo stabile, con fondale poco movibile e scarsa erosione, contribuisce a mitigare gli effetti dei fenomeni alluvionali. Sono obiettivi previsti singolarmente in numerosi ambiti, ma che possono essere rappresentati unitariamente attraverso l'IFF. Nei casi con bassa funzionalità si riscontrano effetti diretti e riscontrabili su molti parametri, quali ad esempio la qualità chimica e biologica e soprattutto l'ittiofauna. Il punteggio basso ottenuto per diversi parametri, per esempio per l'assenza di una fascia perifluviale, è da ritenersi di per sé negativo, da un punto di vista dell'alterazione paesaggistica, senza che vi sia necessità di dimostrare la funzione di filtro della fascia perifluviale stessa.

10.2 - Indicazioni di sintesi e criteri per l'applicazione del metodo

La presenza di una situazione generalmente compromessa rende problematici i progetti che comportino un ulteriore peggioramento, sia per i tratti alpini ancora integri, che rappresentano situazioni relativamente rare e da preservare, sia nei tratti compromessi di pianura, in cui un ulteriore peggioramento delle condizioni idrauliche potrebbe causare conseguenze negative, sia per quel che riguarda la componente biologica, sia per quella della stabilità del corso d'acqua. La valutazione dell'IFF andrebbe richiesta in tutte le opere che intervengano sull'alveo (estrazioni in alveo, sistemazioni idrauliche, derivazioni idriche,...) e sulle sponde (per esempio realizzazioni di strutture che determinino la scomparsa totale o parziale della fascia perifluviale).

In sede di valutazione dovrebbe quindi essere descritta la situazione *ante-operam* (con un'analisi effettuata in continuo, secondo quanto previsto dal manuale di applicazione IFF - AA.vv., 2000), in un ambito leggermente più esteso della regione idrologica interessata dal progetto. La valutazione quindi deve essere effettuata per tutto il tratto interessato alle opere; per esempio nel caso della realizzazione di una centrale idroelettrica con una traversa su un corso d'acqua non dovrà essere solo considerato l'intervallo tra la presa e la restituzione, ma anche i tratti, a monte e a valle, in cui vengano eventualmente realizzate opere di sistemazione spondale. In ogni caso il tratto d'alveo in esame a monte dell'opera di presa e quello a valle della sezione di restituzione dell'acqua (o della regione idrologica considerata) deve essere correlata alla larghezza dell'alveo stesso e quindi pari al tratto omogeneo minimo rilevabile (secondo i criteri di cui alla **tab.11**).

Molto utile è la valutazione, in estrema sintesi, di un giudizio di qualità complessiva effettuando una media ponderata (IFF_{med}), considerando entrambe le sponde, delle classi in funzione delle estensioni dei diversi tratti omogenei per punteggio IFF.

Alla valutazione *ante-operam* va affiancata quella che si prevede durante le fasi di cantiere e di esercizio. Si può considerare, come criterio base, che la situazione *post-operam* dovrà essere tale che la classe IFF non peggiori dalla situazione attuale, con eventuali interventi compensativi (per esempio introducendo una fascia perifluviale ove assente). Anche l'esecuzione delle opere va effettuata con una piano idoneo a ridurre al minimo l'impatto sulla funzionalità fluviale. Gli studi vanno corredati di idonea cartografia, ad una scala tale da permettere la verifica sul campo di quanto osservato⁴⁰. L'indagine di tipo preliminare, ai fini della valutazione, potrà essere seguita da un monitoraggio *post-operam*, ai fini di certificare il raggiungimento dell'obiettivo minimo del mantenimento della classe IFF.

⁴⁰ La cartografia di base deve essere prodotta in scala opportuna, in funzione dell'estensione dell'area idrologica considerata. In ogni caso deve essere possibile la precisa localizzazione dei siti delimitanti i tratti omogenei ed una chiara rappresentazione d'insieme attraverso l'utilizzo del classico "schema-colori".

11 - ITTIOFAUNA

Il D. Lgs. 152/99 (ed in misura più accentuata il D.Lgs 152/06) ribadisce la necessità di controllare le fonti di inquinamento, impone una particolare attenzione al raggiungimento di obiettivi di qualità e indica metodi e strumenti per la verifica sui reticolli idrografici dell'intero territorio. La Direttiva 2000/60/CE istituisce inoltre un quadro per la protezione delle acque che prevede, nell'allegato V, l'analisi dell'ecosistema fluviale con rilievi dello stato delle cenosi acquatiche ed in particolare dei macroinvertebrati bentonici, della fauna ittica e della flora: gli ecosistemi vanno studiati in tutte le componenti, tra le quali **la fauna ittica è fondamentale** (come già peraltro anticipato dal D.Lgs. 130/92).

In uno studio di impatto/compatibilità ambientale occorre dunque valutare lo stato della comunità ittica del tratto di corso d'acqua interessato dal progetto nella situazione *ante-operam* per fornire indicazioni sulle conseguenze indotte, soprattutto in fase di esercizio, dall'alterazione del regime idrologico. Tali conseguenze, sinteticamente, possono comportare:

1. rischio di alterazione della comunità ittica, in termini di composizione di specie e di struttura di popolazione delle singole specie, per modificazione del complesso mosaico di microambienti che caratterizzano l'alveo fluviale.
2. diminuzione della produttività biologica, soprattutto espressa come massa per unità di lunghezza dell'alveo fluviale [kg/km], per quanto illustrato al paragrafo 6.3;

La perdita di specie è il rischio più grave. Ciò che più interessa, sotto il profilo della compatibilità di un impianto di derivazione idrica, è la garanzia della conservazione della capacità di automantenimento delle popolazioni che compongono la comunità ittica nella situazione *ante-operam*, con particolare riferimento alle **specie autoctone**, soprattutto quelle endemiche ed a maggior rischio.

La diminuzione della produttività comporta una riduzione della biomassa prodotta neo spazio e nel tempo e si traduce in una diminuzione di pesci presenti, con taglie medie inferiori; quest'alterazione coinvolge il mondo della pesca sportiva, sia quale attività di distensione psico - fisica dei pescatori, sia quale volano di interessi economici connessi al turismo e, quindi, poco dovrebbe interessare gli aspetti naturalistici, che sono invece di pertinenza del quadro di riferimento ambientale. Va precisato, però, che la diminuzione di produttività è accompagnata da alterazioni più o meno marcate delle popolazioni ittiche, con risvolti spesso complessi. Portate e battenti idrici non adeguati a valle di una derivazione possono determinare situazioni inadatte al mantenimento di pesci di taglie superiori, "selezionando" riproduttori di piccola taglia. Questo fenomeno interessa quanto riportato al punto 1 e cioè: **diminuzione della produttività, alterazione della struttura di popolazione e rischio di perdita di specie autoctone nelle comunità complesse sono correlati e sono fattori di rischio in caso di alterazione dei regimi idrologici non compatibili.**

11.1 - Pesca elettrica e limiti dell'azione di campionamento

I campionamenti si effettuano con la pesca elettrica, che consente di agire efficacemente in un ampio tratto di fiume ed in tempi brevi, senza nuocere al pesce che può essere rilasciato dopo il riconoscimento sistematico e le misurazioni. I moderni apparecchi per elettropesca funzionano a corrente continua o pulsata, con voltaggio ed amperaggio modulabili (300 ÷ 600 V; 0,5 ÷ 15 A) e sono utilizzati a tensioni e correnti diversi in funzione dell'ambiente e delle specie potenzialmente presenti, al fine di catturare anche gli individui di taglia minore, sui quali l'effetto della corrente è inferiore (Peduzzi, Meng, 1976).

I campionamenti sono di tipo qualitativo e quantitativo. I primi coprono distanze e superfici ampie e prevedono l'identificazione delle specie presenti e l'applicazione di indici di abbondanza. Costituiscono la tipologia di campionamenti adatta e sufficiente per gli studi di valutazione/compatibilità ambientale relativi a progetti di derivazioni idriche in corsi d'acqua medi e grandi e sono effettuati con un solo passaggio con elettrostorditore. I campionamenti di tipo quantitativo, che possono fornire una dettagliata descrizione delle popolazioni delle singole specie (biomassa, densità, struttura di popolazione per classi di età, produzione,...), sono complessi e richiedono più passaggi con elettrostorditore ed il rilevamento di un numero maggiore di parametri biologici. Per la corretta esecuzione di questi campionamenti, per i quali non esiste un protocollo operativo universalmente accettato, esistono limiti oggettivi oltre i quali gli esiti delle indagini sono quantomeno discutibili. Per corsi d'acqua con alvei ampi e profondi, l'utilità e l'efficacia di un

campionamento quantitativo è molto limitata ed i risultati poco attendibili. In ambienti con portate modeste, con alvei ridotti e profondità medie inferiori al metro, queste indagini sono invece molto utili e forniscono accurate descrizioni dello stato delle popolazioni ittiche. Campionamenti di tipo qualitativo e quantitativo richiedono l'uso di apparecchiature per elettropesca talora in concomitanza con l'uso di reti, utilizzate per racchiudere un tratto di corso d'acqua dove viene praticata la pesca elettrica o come mezzo di cattura indipendente per integrare i dati raccolti attraverso l'utilizzo dell'elettrostorditore.

Quanto alle apparecchiature per la pesca elettrica, il mercato fornisce numerosi modelli. Quelli leggeri e "spalleggiabili", con generatore a batteria, sono adatti in acque montane, con portate modeste, alvei limitati e terreni difficoltosi, dove va privilegiata la maneggevolezza, anche a scapito di una minore potenza (inferiore ai 5 kw). I modelli intermedi, ancora "spalleggiabili", ma con motore a scoppio, più pesanti ed ingombranti, si utilizzano in ambienti di medie dimensioni del fondovalle, dove le caratteristiche idromorfologiche consentano di operare senza l'uso di natanti.

I modelli più grandi e potenti, con generatore a scoppio, decisamente ingombranti e pesanti, si impiegano da natante, in ambienti ampi e profondi, dove si richiede una potenza notevole (oltre 10 kW) per attrarre i pesci da profondità considerevoli. I gruppi elettrogeni vanno utilizzati con attenzione nel calibrare potenza e modalità d'uso, in funzione delle caratteristiche ambientali delle stazioni e delle esigenze di catturabilità e quindi di attendibilità dei campionamenti.

Nei corsi d'acqua con scarse portate e profondità massime limitate (inferiori a 1,5 m), condizioni queste favorevoli all'elettropesca, il campo di azione dell'anodo garantisce una buona efficacia nella cattura di tutti, o quasi, i pesci; in queste situazioni è possibile campionare su tutta l'area della stazione ($Ac = 100\%$) soprattutto quando, per tutta la lunghezza (L) della stazione sono rappresentati i diversi microambienti tipici di quel tratto fluviale. A volte, in conseguenza della necessità di campionare diversi microambienti, la pesca viene esercitata su frazioni della stazione, ma sempre interessanti tutto il perimetro bagnato, in quanto non vi sono condizioni limite per l'azione dell'anodo.

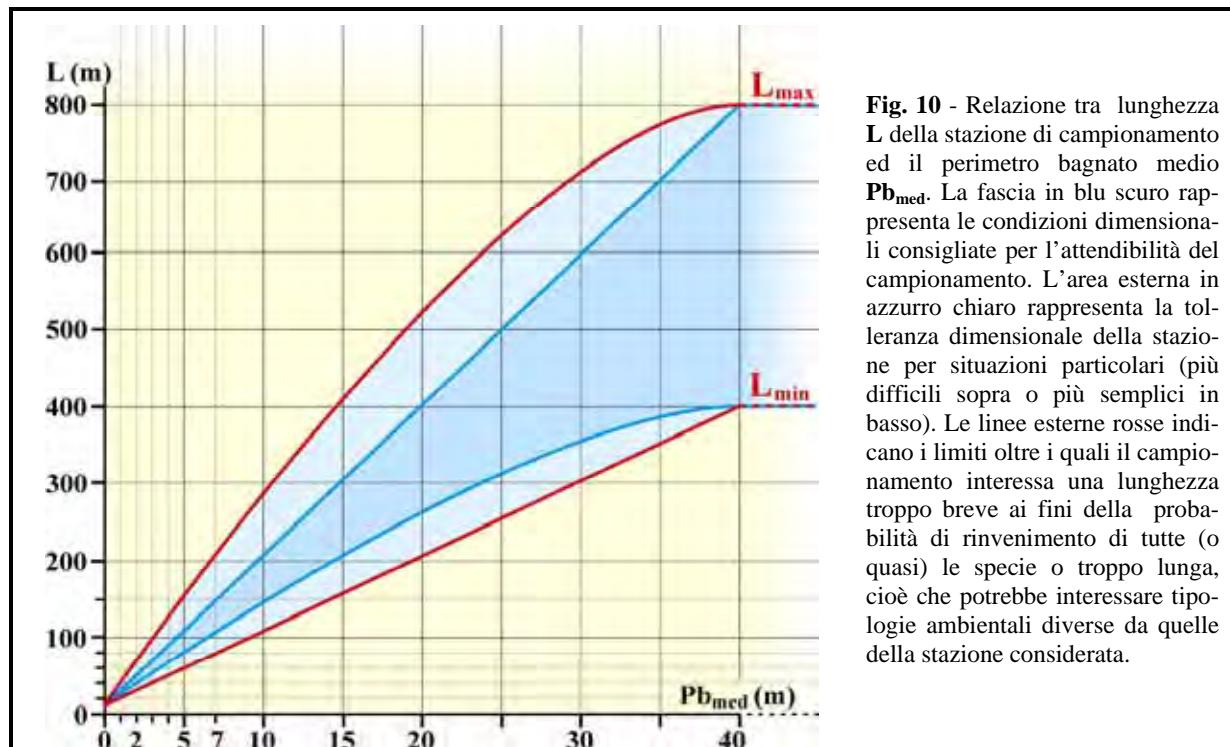


Fig. 10 - Relazione tra lunghezza L della stazione di campionamento ed il perimetro bagnato medio Pb_{med} . La fascia in blu scuro rappresenta le condizioni dimensionali consigliate per l'attendibilità del campionamento. L'area esterna in azzurro chiaro rappresenta la tolleranza dimensionale della stazione per situazioni particolari (più difficili sopra o più semplici in basso). Le linee esterne rosse indicano i limiti oltre i quali il campionamento interessa una lunghezza troppo breve ai fini della probabilità di rinvenimento di tutte (o quasi) le specie o troppo lunga, cioè che potrebbe interessare tipologie ambientali diverse da quelle della stazione considerata.

I parametri relativi all'estensione dell'ambiente di campionamento sono larghezza e lunghezza dell'alveo bagnato, tenendo conto dei limiti dell'azione dell'elettropesca, spesso limitata alle zone più accessibili presso le rive, nei fiumi di maggiore portata. Conviene stabilire dei limiti relativi alla lunghezza " L " della stazione oggetto di campionamento. In linea di massima si stabilisce una lunghezza compresa tra 10 e 20 volte la larghezza o perimetro bagnato medio " Pb_{med} " (fig. 10), comunque con $L \geq 10\text{ m}$. Non sono limiti rigorosi, in

quanto molto dipende dalle condizioni ambientali del tratto fluviale oggetto di campionamento. Per un corso d'acqua con $Pb_{med} = 4$ m, risulta una lunghezza "consigliata" $L \geq 70 \div 90$ m. In un torrente caratterizzato da scarsa portata e da profondità massime inferiori a 0,5 m, quindi con ogni sua porzione facilmente esplorabile con l'anodo e con presenza esclusiva o quasi di salmonidi, si può ipotizzare una lunghezza minore ($L \sim 50$ m). Se la corrente è troppo veloce per la sicurezza dell'operatore e con zone troppo profonde per l'azione dell'anodo delle apparecchiature solitamente impiegate nei torrenti alpini, potrebbe risultare necessario estendere la lunghezza della stazione anche fino al limite $L_{max} \sim 130$ m.

Nei grandi fiumi, l'area campionata (Ac) potrebbe risultare una frazione rispetto a quella totale (As) della stazione, per oggettive difficoltà dovute alla scarsa o nulla accessibilità di una o più zone, anche con l'ausilio di una imbarcazione od a causa dell'inefficacia dell'azione dell'anodo in acque troppo profonde. Anche in tali casi, per incrementare la probabilità di cattura del maggior numero di specie presenti, conviene estendere il parametro "L". In un corso d'acqua con $Pb_{med} = 30$ m dovrebbe valere $L = 350 \div 500$ m. In difficili condizioni di campionamento, soprattutto tenuto conto che in alcune porzioni della stazione non è possibile operare, conviene considerare una lunghezza vicina al valore superiore dell'intervallo succitato; a volte ciò non è sufficiente e occorre andare oltre, ma non sopra il valore $L_{max} = 700$ m.

È poco opportuno indicare precisamente i valori estremi L_{max} e L_{min} ; ciò che conta è la garanzia di cattura di tutte le specie potenzialmente presenti. La L_{min} impone condizioni minime al di sotto delle quali si ipotizza uno "sforzo" di pesca insufficiente. La L_{max} è importante, in quanto non si può estendere eccessivamente il parametro di lunghezza della stazione. La **fig. 10** individua $L \leq 800$ m anche per i maggiori fiumi. Lunghezze superiori potrebbero interessare tratti fluviali caratterizzati da ambienti diversi, rispetto ai quali potrebbe risultare utile individuare altre stazioni, in quanto "abitate" da comunità ittiche diverse.

Il **tempo lordo (Tl)** è l'intervallo temporale dall'inizio dell'erogazione di energia (accensione del gruppo elettrogeno) e quello del termine dell'azione di pesca (spegnimento definitivo). È un'indicazione espressa con multipli del quarto d'ora. Conviene indicare il **tempo netto (Tn)**, espresso, a stima, come % del tempo lordo. Ove è possibile campionare senza difficoltà e con continuità tutta la superficie della stazione ($Ac = 100\%$) risulta $Tn = 100\%$. Talora, dopo aver esercitato l'azione di pesca in una determinata zona, è necessario spegnere la macchina⁴¹ per consentire lo spostamento su altra zona nella stessa stazione. Il tempo per tale spostamento (inazione dell'anodo) è compreso nel tempo lordo, ma va considerato per la stima di quello netto, quale somma dei tempi di azione effettiva dell'anodo. Il valore % del tempo netto è tanto più basso quanto minore è la percentuale dell'area campionata (Ac) rispetto a quella totale (As) della stazione.

Maggiore è la frammentazione dell'area campionata, più lunghi sono i tempi di inattività dell'anodo. In molti casi risulta un'erogazione continua di energia lungo una fascia limitata facilmente campionabile, lungo tutto lo sviluppo longitudinale della stazione; in tale situazione potrebbe risultare un modesto valore percentuale di Ac ed un tempo netto vicino al 100 %. Tali considerazioni ribadiscono l'importanza dei parametri As ed Ac nella scheda di descrizione della stazione (paragrafo 6.2; **tab. 3**), ma merita segnalare anche l'utilità delle indicazioni sui parametri Tl e Tn , in quanto forniscono ulteriori elementi di valutazione della qualità e dell'attendibilità del campionamento stesso. Non si ritiene di indicare valori temporali limite; ha poco senso, per i campionamenti dell'ittiofauna, porre eccessivi vincoli di standardizzazione, in quanto le condizioni di operatività sono troppo diverse a seconda delle condizioni ambientali.

11.2 - Scelta delle stazioni, periodi di campionamento

I criteri per l'individuazione delle stazioni di campionamento, gli stessi per la caratterizzazione della qualità fisico-chimica e biologica delle acque, sono descritti nel capitolo 7. È sufficiente un solo campionamento per ciascuna delle stazioni, evitando, per quanto possibile, di effettuare i prelievi durante la stagione riproduttiva dei principali gruppi sistematici: *Salmonidae* e *Ciprinidae*. Poiché il periodo riproduttivo si colloca tra fine ottobre ed aprile per i primi e nei mesi di maggio ÷ giugno per i secondi, al fine di evitare danni indotti dall'elettropesca in un momento delicato del ciclo biologico di tali pesci, occorre evitare di effettuare campionamenti in tali mesi nelle acque popolate dai due gruppi sistematici.

⁴¹ L'interruzione di erogazione di energia (spegnimento della macchina) è necessario tra due momenti dell'azione dell'anodo su due zone diverse della stessa stazione (spostamento dall'una all'altra) per motivi di sicurezza.

Ciò significa concentrare i monitoraggi nei mesi tardo primaverili ed estivi in acque montane e di fondovalle alpine e nei mesi estivi ed autunnali nelle acque di pianura e di fondovalle.

Nell'inverno i campionamenti, specie quelli quantitativi, vanno sconsigliati, per scarsa efficacia dell'elettropesca e per anomalie nella distribuzione dei pesci, che tendono a concentrarsi nelle zone più profonde, non sondabili con l'elettrostorditore. Per ciascuna stazione vanno individuate le tipologie ambientali o zone ittiche secondo la classificazione proposta da Forneris *et al.* (2007).

11.3 - Metodi di campionamento

Si ritengono sufficienti metodi di campionamento di tipo qualitativo o semiquantitativo con determinazione dello stato delle comunità ittiche secondo le metodologie proposte da Zerunian (2004) e/o da Forneris *et al.* (2004 ÷ 2007). In alcuni casi, ove espressamente richiesto (e possibile), si possono prevedere campionamenti quantitativi; essi sono attività complesse che, attraverso la raccolta di parametri individuali di ciascun pesce catturato, permettono di fornire informazioni precise sullo stato delle popolazioni ittiche di una determinata stazione. In particolare, essi permettono, per ciascuna specie, di ricavare:

- N** - numero totale di individui nell'area campionata Ac;
- M** - massa [g] del totale di individui N nell'area campionata Ac;
- D** - densità numerica complessiva espressa come numero (N) di individui su unità di superficie [N/m²] rappresentativa dell'area campionata Ac;⁴²
- B** - Densità di biomassa complessiva del totale degli individui (N) espressa in grammi su unità di superficie [g/m²]⁴³;
- DI** - densità complessiva del totale degli individui (N) per unità di lunghezza di asta fluviale [N/km]⁴⁴.
- BI** - biomassa complessiva del totale degli individui (N) espressa in chilogrammi per unità di lunghezza di asta fluviale [Kg/km]⁴⁵.

Di ciascun pesce occorre valutare il peso (P) con una bilancia con precisione al grammo e la lunghezza [cm] alla furca (Lf); ciò permette di costruire il grafico di distribuzione delle classi di lunghezza, da cui si comprende la distribuzione delle differenti classi di età nella popolazione.

Le valutazioni di N, M, D, B DI e BI, oltre alla costruzione dei grafici della distribuzione delle classi di lunghezza delle specie autoctone presenti con i riferimenti alle classi di età rappresentate, sono indispensabili per la valutazione dello stato quantitativo *ante-operam* nelle condizioni in cui possono essere effettuati i campionamenti quantitativi.

Occorre tuttavia considerare alcuni limiti ed aspetti negativi. Tali campionamenti richiedono tempi di attuazione lunghi e spesso l'impegno di squadre costituite da un maggior numero di tecnici rilevatori, con costi elevati, fino a quasi il doppio rispetto a campionamenti di tipo qualitativo. Ma ciò che più conta sono i limiti imposti dalle condizioni morfoidrauliche che, in molti casi, non consentono di ottenere risultati attendibili. Il campionamento quantitativo presuppone l'obiettivo "teorico" di catturare "tutti" i pesci presenti nell'area campionata. Ciò comporta molti problemi tanto più estese, in termini di superfici e di profondità, sono le aree dell'alveo oggetto dello "sforzo" di cattura. Nei medi e grandi fiumi tali metodi perdono gran parte del loro significato.

I campionamenti di tipo quantitativo sono condotti con la tecnica dei passaggi ripetuti (Ricker, 1975). I risultati ottenuti sono elaborati con metodi che, in funzione del numero di pescate e dei pesci catturati, permettono di calcolare il numero di pesci teoricamente presenti un'area considerata. Con la metodologia di De Lury (1947), per transetti condotti con due passaggi di elettrostorditore, si applica la formula:

$$N = \frac{m^2}{m - n}$$

dove: N è il popolamento ittico stimato;

⁴² Si ottiene dal rapporto tra il numero totale degli individui e la superficie campionata (N/Ac).

⁴³ Si ottiene dal rapporto tra la massa del totale di individui N e la superficie campionata (M/Ac).

⁴⁴ Si ottiene dal rapporto tra il numero di individui N e la lunghezza "L" [km] di alveo campionata (M/L).

⁴⁵ Si ottiene dal rapporto tra la massa totale [kg] di individui N e la lunghezza "L" [km] di alveo campionata (M/L).

- m** è il numero di pesci catturati nel primo passaggio;
- n** è il numero di pesci catturati nel secondo passaggio.

Questa elaborazione consente, in caso di pesca con due passaggi ripetuti, di fornire stime numeriche attendibili sui pesci teoricamente presenti e permette, confrontando i valori ottenuti con quelli delle superfici campionate, di calcolare valori teorici di biomassa e densità precedentemente citati.

Le tecniche quantitative presuppongono la cattura di una frazione significativa dell'insieme di tutti i pesci nell'area campionata nel primo passaggio con elettrostorditore. Il secondo passaggio comporta la cattura di un minor numero di individui, tra quelli sfuggiti con la prima azione di pesca. La formula succitata, ed altre similari, tarate a partire da prove effettuate mediante numerosi passaggi tendenti a definire il limite oltre il quale le probabilità di cattura diventano irrisonie, permettono di stimare, con buona attendibilità, l'entità totale della popolazione e/o della comunità presente in un tratto indagato, a condizione che i valori "m" ed "n" costituiscano frazioni significative del numero totale dei pesci e che "m" sia sempre molto superiore ad "n"; affinchè ciò avvenga è però necessario che l'operatore possa pescare efficacemente in tutta, o quasi, la superficie dell'alveo bagnato costituente la stazione, con profondità massime non superiori a 1,5 m circa e velocità di corrente inferiori a 1,5 m/s; condizioni possono riducono drasticamente la capacità di cattura e verrebbero meno le condizioni di sicurezza di garanzia per i tecnici impegnati nel campionamento.

Alle problematiche sopra esposte si può ovviare, in parte, chiudendo le estremità dell'area di campionamento, a monte e a valle, con reti per ridurre il rischio di fuga dei pesci. Ma spesso ciò non basta; anche quando le condizioni di campionamento dono nei limiti succitati, può succedere di operare in ambienti con superfici di letto bagnato troppo ampie, anche con portate modeste. In tali casi diventa elevato il rischio di catturare pochi pesci, pur operando con diversi passaggi, con inevitabile inattendibilità dei risultati. Condizioni non adatte per i campionamenti quantitativi sono quelle dei maggiori fiumi di pianura, rispetto ai quali diventa fondamentale l'uso di natanti. Non è possibile definire, con precisione, limiti che costituiscano una guida per determinare le condizioni morfoidalauriche adatte per i campionamenti di tipo quantitativo. Si possono tuttavia fornire alcune indicazioni di carattere molto generale.

In linea di massima **le valutazioni quantitative sull'ittiofauna sono possibili:**

- **nelle condizioni paragonabili a quelle che rendono possibili le misure idrometriche speditive** (par. 6.3); approssimativamente con $h_{\max} < 1,5$ m e velocità massima di corrente $< 1,5$ m/s.
- **quando tutto o quasi il perimetro bagnato può essere sottoposto all'azione dell'anodo in un solo passaggio; l'operatore, al centro dell'alveo, riesce, per tutta o quasi la lunghezza della stazione, ad operare su tutto o gran parte del perimetro bagnato;**
- **nelle condizioni che escludono l'uso del gruppo elettrogeno da natante.**

Nel rapporto di settore dedicato all'ittiofauna dello studio di impatto/compatibilità ambientale relativo al progetto di derivazione idrica va privilegiata l'analisi quantitativa in tutte le situazioni nelle quali essa è effettivamente possibile. In caso contrario il tecnico ittiologo, a premessa dello specifico rapporto di settore, deve illustrare le motivazioni per cui risultano possibili soltanto campionamenti di tipo qualitativo.

11.4 - Alterazioni delle comunità ittiche

Le derivazioni idriche comportano conseguenze negative nei confronti delle cenosi acquisite ed in particolare delle comunità ittiche, in misura tanto più rilevante quanto più accentuata è l'alterazione del regime idrologico. Dall'analisi dello stato dell'ittiofauna nella situazione *ante-operam* (secondo le indicazioni illustrate ai paragrafi precedenti) in un determinato tratto fluviale sotteso da un impianto di captazione idrica in progetto, occorre prevedere il livello di rischio di alterazione della composizione e struttura della comunità ittica in fase di esercizio.

Dando per scontata l'ipotesi di una perdita di produttività, in funzione dell'entità di acqua sottratta, va comunque salvaguardata la conservazione dello stato delle popolazioni autoctone tale da garantirne l'automanutenimento; l'entità (abbondanza) e la struttura (diverisificazione delle diverse classi di età) di tali popolazioni devono essere mantenute in una condizione tale da garantire rischio nullo, o almeno molto basso, di perdita eventuale di una o più specie "autoctone". Ugualmente importante è far sì che l'alterazione del regime idrologico non sia tale da compromettere le azioni di gestione del patrimonio ittico aveni, come

obiettivo, il recupero delle popolazioni di specie autoctone scomparse in quel tratto fluviale o numericamente fortemente ridotte per pregresse alterazioni ambientali.

La previsione del livello di rischio è molto complessa, soprattutto se espressa in termini quantitativi. A questo proposito vale quanto già ampiamente illustrato nel paragrafo 4.2. Il sistema di relazioni tra le componenti ambientali che regolano gli ecosistemi fluviali, delle quali solo una parte effettivamente descrivibili e valutabili e la loro interazione con le comunità ittiche, è complesso e di problematica lettura, anche con l'utilizzo dei più sofisticati modelli predittivi. L'alterazione del regime idrologico agisce sui parametri morfo-idraulici dell'alveo fluviale, modificando il complesso mosaico di microambienti che caratterizzano i corsi d'acqua (paragrafo 7.2), con effetti più o meno evidenti sui pesci e diversificati in funzione delle diverse esigenze delle varie specie.

L'analisi dimensionale dei microhabitat è importante, ma complessa ed onerosa (paragrafo 5.3) e se permette di ottenere un utile inquadramento generale *ante-operam*, più complessa è la valutazione della variazione dei parametri fisici dei microhabitat stessi con la derivazione in esercizio. Ma anche una buona previsione dell'evoluzione *post-operam* del mosaico di microambienti non permette, a meno di ricorrere a metodologie eccessivamente onerose ed impegnative (paragrafo 4.2), di formulare ipotesi precise circa l'evoluzione dello stato dell'ittiofauna.

Tali considerazioni sono solo una breve sintesi dei problemi inerenti le conseguenze su un ecosistema fluviale, ed in particolare sull'ittiofauna, indotte da un impianto di derivazione idrica. Sono argomenti rispetto ai quali la letteratura di settore non è ancora in grado di fornire procedure affidabili e soprattutto applicabili in tempi ragionevoli e con costi accessibili. Nonostante tali difficoltà, È comunque possibile proporre alcune ipotesi che permettano almeno di fornire indicazioni di massima per esprimere previsioni a livello qualitativo. Si fa riferimento a recenti studi che, su scala di bacino, provinciale e regionale, hanno permesso di effettuare correlazioni tra diverse componenti ambientali su numerosi siti di campionamento e che hanno riguardato, in tutto o in parte, lo stato fisico - chimico della matrice acquosa (LIM), la qualità biologica delle acque (IBE), la funzionalità fluviale (IFF) e lo stato delle comunità ittiche (I.I.):

- “*Risorse idriche e fauna aquatica del bacino del Po sotteso alla sezione di confluenza con il Pellice*”. Parco Fluviale del Po Cuneese (C.R.E.S.T., 1999). Che ha riguardato 24 stazioni di campionamento (I.Q.A.⁴⁶, IBE, I.I., carico antropico e idrologia).
- “*Linee di gestione delle risorse idriche dei principali bacini idrografici affluenti del fiume Po in Provincia di Torino*” (Provincia di Torino, 2000). Oltre 150 stazioni di campionamento (I.Q.A., IBE, I.I., carico antropico e idrologia).
- “*Le acque correnti superficiali naturali del reticolo idrografico del territorio della Comunità Montana Valcuvia*” (C.R.E.S.T., 2003) che ha riguardato una ventina di stazioni (idrologia, IBE, IFF e I.I.) sul bacino del Boesio, tributario del Lago Maggiore, in Provincia di Varese.
- “*Definizione della risposta del comparto ittico alle differenti tipologie d'intervento in alveo*” (Provincia di Torino, 2004). Utilizzo di diversi sistemi di valutazione della qualità dei corsi d'acqua (LIM, IBE, IFF) a confronto con lo stato delle comunità ittiche (I.I.) nei bacini della Dora Riparia e del Chisone e con particolare riferimento agli effetti dovuti agli interventi di sistemazione idraulica.
- “*Monitoraggio della fauna ittica nel reticolo idrografico piemontese*” (Regione Piemonte, 2006) che ha riguardato 201 stazioni di campionamento (LIM, IBE e I.I.) sul reticolo idrografico piemontese.
- “*Idrobiologia e popolazioni ittiche degli ecosistemi fluviali nei parchi naturali regionali e portate idriche minime per la tutela dei corsi d'acqua*” (Parco Fluviale del Po, 2006), nell'ambito dell'Interreg III A 2000 - 2006 “Progetto Aqua”, con esame degli alti bacini del Pesio, del Gesso di Entracque, del Chisone e del fiume Po (idrologia, carico antropico, IBE, IFF e I.I.; con utilizzo dati pregressi per LIM).
- “*Fiume Po: miglioramento della fruibilità delle sponde e della capacità biogenica del corso d'acqua*” (Provincia di Torino, 2005). Censimento e distribuzione dell'ittiofauna, esame delle migrazioni trofiche e riproduttive, interazioni con le interruzioni della continuità biologica longitudinale ed ipotesi gestionali (IBE, IFF e I.I.; con utilizzo dati pregressi per LIM, carico antropico e idrologia).

Sulla base di quanto espresso sull'efficacia del DMV (par. 4.2) e dei sistemi di valutazione della qualità fisico - chimica delle acque e del carico antropico (capitolo 9), della qualità biologica delle acque (capitolo 10) e della funzionalità fluviale (capitolo 11), valgono le seguenti considerazioni di carattere generale:

⁴⁶ I.Q.A. (indice di qualità chimica) proposto da Horton (1965).

- 1 - Il valore di deflusso minimo vitale intorno alla portata di magra normale DMV $\cong K \cdot Q_{med}$ ⁴⁷ oppure a $DMV = 0,9 \cdot Q355 \div 1,1 \cdot Q355$, è in grado di garantire buone condizioni dell'ambiente fluviale anche quando soggetto a derivazioni idriche, entro i limiti di qualità SACA = buono. Vi sono le condizioni per il mantenimento di una comunità ittica paragonabile a quella di riferimento per la tipologia ambientale interessata, seppure con riduzione della produttività. Tale previsione si ritiene valida alle seguenti condizioni valutate in sede di analisi *post-operam*:**
- 1.1 - ambiente inserito in un territorio con carico antropico classificato in B1/B3/B31;**
 - 1.2 - buona qualità fisico-chimica della matrice acquosa ($LIM \leq 2$) se valutata;**
 - 1.3 - buona qualità biologica delle acque ($IBE \geq 9$)⁴⁸;**
 - 1.4 - buona funzionalità fluviale ($IFF \geq 225$)⁴⁹;**
 - 1.5 - assenza di inquinanti⁵⁰ ed esiti negativi nei test ecotossicologici se valutati.**
- 2 - Nei territori caratterizzati da carico antropico classificato in B4/B5 le condizioni ambientali descritte ai precedenti punti 1.2 ÷ 1.5 potrebbero risultare insufficienti ai fini del mantenimento di una comunità ittica paragonabile a quella di riferimento per la tipologia ambientale interessata, anche garantendo valori del DMV intorno a quello di magra normale, con rischio di “perdere” le specie più sensibili. Al fine di ridurre tale rischio, conviene prevedere l’applicazione del fattore $Q > 1$ nella formula di determinazione del DMV dell’Autorità di Bacino del Po.**
- 3 - Qualora, in sede di monitoraggi *ante-operam*, si dovessero riscontrare condizioni ambientali di qualità inferiore rispetto a quanto descritto ai precedenti punti 1.2 ÷ 1.5, si ipotizza, in fase *post-operam*, un rischio da medio ad elevato di perdita di qualità dell’ambiente fluviale in funzione dei valori relativi ai diversi indicatori, fino anche a pregiudicare il conseguimento degli obiettivi di qualità previsti. In tali condizioni si ritiene assai difficile la conservazione di una comunità ittica paragonabile a quella di riferimento per la tipologia ambientale interessata, oppure potrebbero, del tutto o in buona parte, risultare vanificati gli obiettivi di eventuali sistemi di gestione della fauna ittica volti al recupero delle popolazioni autoctone.**
- 4 - Il livello di impatto sull’ittiofauna, in qualunque condizione ambientale, si manifesta in misura crescente con la presenza, a monte e a valle del tratto fluviale interessato da un progetto di derivazione idrica, di altri tratti fluviali interessati da alterazione del regime idrologico in assenza di DMV o dalla presenza di opere sprovviste di passaggi artificiali per l’ittiofauna. Gli ostacoli alle migrazioni longitudinali (per fini trofici e/o riproduttivi), rappresentati da opere in alveo e/o da tratti fluviali con deflussi insufficienti, costituiscono una causa indiretta importante della frammentazione degli areali di distribuzione delle diverse specie ittiche. Ciò vale soprattutto per le tipologie ambientali a valle di quella alpina.**
- 5 - Oltre a quanto indicato ai punti precedenti, va evidenziato quanto segue:**
- 5.1 - possibilità di forte impatto nei corsi d’acqua a regime pluviale, con minimi idrologici estivi e minori potenzialità idriche, soprattutto quando alimentati da bacini con elevato carico antropico;**
 - 5.2 - scarse o nulle possibilità di recupero, anche in previsione di rilascio di valori del DMV elevati, nelle situazioni di alvei fluviali caratterizzati da bassa funzionalità fluviale (approssimativamente $IFF < 101$) ed in misura crescente nei territori con carico da B1 a B5;**
 - 5.3 - tra gli indicatori di qualità ambientale di cui ai precedenti punti 1.2 ÷ 1.5, quello maggiormente condizionante lo stato dell’ittiofauna è la funzionalità fluviale (IFF); rispetto agli altri indicatori, la qualità biologica (IBE) appare un parametro di maggiore significato rispetto a quello relativo alla qualità fisico - chimica delle acque (LIM).**

⁴⁷ K è il parametro di base per il calcolo del DMV idrologico nella formula dell’Autorità di Bacino del Fiume Po (paragrafo 4.1).

⁴⁸ Per IBE = 8 risulta una II classe di qualità biologica, coerente con SACA = buono, ma si tratta del limite inferiore di tale classe, quindi con rischio di passaggio a quella inferiore per perdita di un solo punto IBE.

⁴⁹ Per $IFF \geq 201$ risulta una II classe di funzionalità fluviale. Data l’importanza di questo parametro nel condizionare l’ittiofauna, si preferisce un limite leggermente superiore, per escludere le situazioni alterate da sistemazioni idrauliche e per premiare quelle caratterizzate dalla presenza, almeno discreta, di vegetazione riparia e perifluviale.

⁵⁰ Essi sono spesso fortemente condizionanti i test ecotossicologici e sono letali, in molti casi, per la molte specie ittiche. La loro presenza quindi evidenzia un rischio molto elevato per la sopravvivenza dell’ittiofauna.

12 - SINTESI

Una valutazione degli impatti richiede una “*qualificazione delle risorse*”, cioè la definizione dello stato delle componenti ambientali considerate (Peano, 1989). Infatti “...la valutazione degli impatti può assumere importanza diversa, soprattutto nel processo decisionale, a seconda del fatto che la risorsa interessata si presenti fortemente compromessa o al contrario di una qualità accettabile o decisamente buona” (Peano, 1990). Per quanto attiene la scelta delle componenti ambientali adatte a descrivere lo stato di un ecosistema acquatico interessato da una derivazione idrica e le metodologie utili per le relative analisi, si fa riferimento a quanto illustrato nei capitoli precedenti. I parametri strettamente connessi con la qualità degli ecosistemi fluviali esaminati nei precedenti capitoli sono i seguenti:

1. **potenzialità idriche**; valutate sulla base degli afflussi meteorici;
2. **carico antropico**; espresso come carico di fosforo totale in rapporto ai deflussi superficiali [$\mu\text{g/l}$];
3. **qualità fisico - chimica delle acque**; espressa come Livello Inquinamento dei Macrodescrittori (LIM) valutato secondo la metodologia descritta dal D.Lgs 152/99;
4. **qualità biologica delle acque**; Indice Biotico Esteso (IBE) valutato secondo la metodologia descritta dal D.Lgs 152/99;
5. **funzionalità fluviale**, valutata mediante il metodo I.F.F.;
6. **ittiofauna**, con valutazioni dello stato delle comunità e, quando possibile, utilizzando campionamenti quantitativi

Sulla base dello stato complessivo dell’ecosistema fluviale *ante-operam* e dei parametri sopra descritti, si procede alla valutazione delle possibili conseguenze indotte dalla realizzazione dell’opera di captazione idrica. Ciò significa descrivere lo stato dell’ecosistema presunto nella situazione di esercizio. È una fase delicata, complessa e difficile, rispetto alla quale non sono ancora disponibili, dalla letteratura esistente, sufficienti informazioni, in particolare quelle riguardanti gli esiti di monitoraggi nelle fasi di esercizio di impianti di derivazioni che sono stati oggetto di studi/valutazioni di compatibilità/impatto ambientali. Soprattutto non sono ancora disponibili metodi attendibili e collaudati di valutazione quantitativa degli effetti sugli ecosistemi fluviali soggetti ad alterazione del regime idrologico, anche se sono ben note le gravi conseguenze (seppure descritte in termini qualitativi) dovute alle massicce sottrazioni di portata dai fiumi; in ogni caso si tratta quasi sempre di situazioni eclatanti, relative a derivazioni gestite senza DMV e quindi poco confrontabili con quelle che invece prevedono portate minime di garanzia, rispetto alle quali, per quanto succitato, non si hanno praticamente esperienze.

Quindi le considerazioni che seguono hanno valore indicativo e si limitano a fornire un contributo utile una valutazione qualitativa, ancora condizionata dalla soggettività dei tecnici impegnati nell’equipe di studio che deve curare lo studio di impatto/compatibilità.

Come anticipato, la previsione di impatto deve tenere conto di precisi obiettivi di tutela e di qualità. I tecnici pertanto devono considerare i rischi di eventuale mancato raggiungimento di tali obiettivi, sulla base del confronto tra i valori dei parametri indicatori dello stato dell’ecosistema fluviale previsto e quelli effettivi che si ottengono in fase di monitoraggio *post-operam*. Conviene proporre una scala dei possibili livelli di impatto in funzione delle condizioni generali del bacino sotteso alla sezione sul corso d’acqua ove è prevista l’opera di captazione idrica, espresse in funzione del livello di carico antropico e dei valori dei parametri indicatori utilizzati per la descrizione dello stato dell’ambiente nella situazione *ante-operam* (soprattutto qualità fisico-chimica e biologica delle acque e funzionalità fluviale).

Si propongono 5 **livelli di Impatto** ($LI = 1 \div 5$). Vengono nel seguito descritti i livelli estremi **LI1** (*impatto nullo o molto basso o irrilevante*) ed **LI5** (*impatto molto grave*) e quello medio **LI3** (*impatto medio*). I livelli **LI2** (*impatto basso o poco rilevante*) ed **LI4** (*impatto grave*) si collocano nelle situazioni comprese rispettivamente tra LI1/LI3 e tra LI3/LI5.

Si ritiene inoltre utile la possibilità di esprimere anche valutazioni intermedie, per esempio $LI = 1,5$ ($LI = 1/2$) oppure $LI = 3,5$ ($LI = 3/4$), quando emergano incertezze rispetto a valutazioni per loro natura molto complesse e/o quando si ritenga opportuno esprimere una maggiore cautela senza tuttavia ipotizzare impatti della successiva classe inferiore. È importante sottolineare che tali livelli di impatto sono espressi in funzione del conseguimento degli obiettivi di qualità ai sensi del D. Lgs. 152/99 (come confermato dal D. Lgs 152/06).

Livello di impatto LI = 1 (nullo o molto basso o irrilevante)
<p>Lo stato dell'ecosistema fluviale, nella situazione <i>ante-operam</i>, con carico antropico del bacino molto basso (B1) o basso (B2), è caratterizzato da buona/ottima qualità delle acque ($LIM \leq 2$; $IBE \geq 9$; $IFF \geq 225$); la comunità ittica è paragonabile a quella di riferimento rispetto alle tipologie salmonicola, mista e ciprinicola nell'area di pertinenza alpina e mista e ciprinicola nell'area di pertinenza appenninica. Il tratto fluviale sotteso dall'impianto in progetto è poco o nulla condizionato da interruzioni della continuità longitudinale (per sbarramenti o per derivazioni idriche eccessive), anche a monte ed a valle dello stesso. Si prevede un deflusso minimo vitale pari o superiore alla magra normale ($DMV \geq 0,15 \cdot Q_{med}$ oppure $DMV \geq Q355$). Si ipotizza un rischio modesto di perdita del numero di Unità Sistematiche della fauna macrobentonica fra quelle più sensibili (Plecotteri), con abbassamento di non più di un punto dell'indice IBE, comunque senza che ciò pregiudichi il mantenimento nella seconda classe di qualità biologica delle acque ($IBE \geq 8$), caratterizzata da una comunità macrobentonica sufficientemente ricca e strutturata, tale da garantire i normali processi dell'autodepurazione. La qualità fisico - chimica della matrice acquosa, in assenza di scarichi diretti nel tratto d'alveo sotteso dall'impianto in progetto, non subisce modificazioni (mantenimento dello stesso valore del LIM se valutato). Complessivamente dovrebbe risultare, con alta probabilità, una situazione <i>post-operam</i> coerente con $SACA = buono$, quale obiettivo di qualità previsto dal D. Lgs 152/99 per il 31/12/2016, oppure (con qualche rischio in più) con $SACA = elevato$ quando ottenuto sulla base dello studio di compatibilità/impatto (obiettivo relativo al mantenimento della stessa qualità quando valutata superiore). Gli interventi di cantiere per la realizzazione dell'impianto, salvo le sezioni ove sono previste le opere di presa (strutturata con un adeguato passaggio artificiale per l'ittiofauna) e dell'eventuale restituzione, non condizionano la funzionalità fluviale; oppure la condizionano limitatamente alla fase di cantiere quale impatto reversibile. La comunità ittica, in termini di composizione delle specie autoctone e delle relative abbondanze, mantiene le stesse caratteristiche fondamentali, salvo una riduzione della produttività/biomassa.</p>
<p>Ambienti con caratteristiche analoghe a quelle sopra descritte si possono rinvenire anche in bacini con carico antropico medio (B3), ma si ritengono più probabili i livelli di impatto $LI = 2$ o 3. Molto difficilmente si possono riscontrare tali situazioni nei bacini con carico elevato (B4) o molto elevato (B5).</p>
<p>Nelle condizioni <i>ante-operam</i> descritte per L2, ma con interventi significativi di recupero della funzionalità fluviale (ove si riscontrassero bassi valori dell'IFF) mediante interventi di ingegneria naturalistica nel tratto di alveo interessato dal progetto di derivazione idrica.</p>
Livello di impatto LI = 2 (impatto basso o poco rilevante)
<p>Condizioni intermedie tra $LI = 1$ ed $LI = 3$.</p>
<p>Nelle condizioni <i>ante-operam</i> descritte per L1, ma con $0,07 \cdot Q_{med} \leq DMV \leq 0,15 \cdot Q_{med}$ (analogo a $0,5 \cdot Q355 \leq DMV \leq Q355$).</p>
<p>Nelle condizioni <i>ante-operam</i> descritte per L3, ma con interventi significativi di recupero della funzionalità fluviale (ove si riscontrassero bassi valori dell'IFF) mediante interventi di ingegneria naturalistica nel tratto di alveo interessato dal progetto di derivazione idrica.</p>
Livello di impatto LI = 3 (impatto medio)
<p>Lo stato dell'ecosistema fluviale, nella situazione <i>ante-operam</i>, con carico antropico del bacino medio (B3), è caratterizzato da sufficiente/buona qualità delle acque ($LIM = 2 \div 3$; $IBE = 6 \div 8$; $IFF = 126 \div 224$), mentre la comunità ittica presenta segni di alterazione in confronto a quella di riferimento e rispetto alle tipologie salmonicola, mista e ciprinicola nell'area di pertinenza alpina e mista e ciprinicola nell'area di pertinenza appenninica (assenza di una o di poche specie e/o presenza di pesci alloctoni, ma non dominanti). Il tratto fluviale sotteso dall'impianto in progetto è poco o nulla condizionato da interruzioni della continuità longitudinale (per sbarramenti o per derivazioni idriche eccessive), anche a monte ed a valle dello stesso. Si prevede un deflusso minimo vitale pari o superiore alla magra normale ($DMV \geq 0,15 \cdot Q_{med}$ oppure $DMV \geq Q355$). In tali condizioni si ipotizza un rischio moderato di perdita del numero di Unità Sistematiche della fauna macrobentonica fra quelle più sensibili, con probabile abbassamento di un punto dell'indice IBE; ciò pregiudicherebbe il mantenimento nella seconda classe di qualità biologica delle acque eventualmente diagnosticata con $IBE = 8$ in fase <i>ante-operam</i>, con passaggio alla terza classe ($IBE = 7$); oppure con mantenimento della terza classe, ma in condizioni più vulnerabili, cioè vicine al declassamento in quarta; il passaggio alla classe inferiore, in fase di esercizio, potrebbe risultare molto probabile con $IBE = 6$ in fase</p>

ante-operam. La qualità fisico - chimica della matrice acquosa, in assenza di scarichi diretti nel tratto d’alveo sotteso dall’impianto in progetto, non subisce modificazioni (mantenimento dello stesso valore del LIM se valutato). Complessivamente, nella situazione *post-operam*, si ipotizza un rischio limitato di vanificare il conseguimento dell’obiettivo coerente con SACA = sufficiente previsto dal D. Lgs 152/99 per il 31/12/2008, ma un rischio elevato con SACA = buono quale obiettivo previsto per il 31/12/2016. Gli interventi di cantiere per la realizzazione dell’impianto, salvo le sezioni ove sono previste le opere di presa (strutturata con un adeguato passaggio artificiale per l’ittiofauna) e dell’eventuale restituzione, non condizionano la funzionalità fluviale; oppure la condizionano limitatamente alla fase di cantiere quale impatto reversibile. La comunità ittica, in termini di composizione delle specie autoctone e delle relative abbondanze, oltre alla riduzione della produttività/biomassa (grossso modo entro i limiti previsti in fase di valutazione), potrebbe subire una ulteriore compromissione, soprattutto per l’eventuale scomparsa delle specie più sensibili.

Nelle condizioni *ante-operam* descritte per L2, ma con $DMV \leq 0,07 \cdot Q_{med}$ (analogo a $DMV \leq 0,5 \cdot Q_{355}$).

Nelle condizioni *ante-operam* descritte per L4, ma con interventi significativi di recupero della funzionalità fluviale (ove si riscontrassero bassi valori dell’IFF) mediante interventi di ingegneria naturalistica nel tratto di alveo interessato dal progetto di derivazione idrica.

Livello di impatto LI = 4 (*impatto grave*)

Condizioni intermedie tra $LI = 3$ ed $LI = 5$.

Nelle condizioni *ante-operam* descritte per L3, ma con $0,07 \cdot Q_{med} \leq DMV \leq 0,15 \cdot Q_{med}$ (analogo a $0,5 \cdot Q_{355} \leq DMV \leq Q_{355}$).

Livello di impatto LI = 5 (*molto grave*)

Lo stato dell’ecosistema fluviale, nella situazione *ante-operam*, con carico antropico del bacino elevato (B4) o molto elevato (B5), è caratterizzato da scadente/pessima qualità delle acque (LIM = 4 ÷ 5; IBE ≤ 5; IFF ≤ 125); la comunità ittica presenta evidenti segni di alterazione in confronto a quella di riferimento e rispetto alle tipologie salmonicola, mista e ciprinicola nell’area di pertinenza alpina e mista e ciprinicola nell’area di pertinenza appenninica (assenza delle specie sensibili e/o presenza di pesci alloctoni, spesso dominanti; ittiofauna talora assente o con poche specie resistenti con popolazioni ridotte e/o male strutturate). Il tratto fluviale sotteso dall’impianto in progetto è condizionato da interruzioni della continuità longitudinale (per sbarramenti o per derivazioni idriche eccessive), anche a monte ed a valle dello stesso e spesso risultano situazioni di alterazioni del regime idrologico nel tratto sotteso dal progetto di derivazione idrica. Si ipotizza un rischio elevato di perdita del numero di Unità Sistematiche della fauna macrobentonica, con probabile abbassamento di uno o più punti dell’indice IBE; con alta probabilità ciò potrebbe pregiudicare il mantenimento della classe di qualità biologica delle acque eventualmente diagnosticata con IBE = 8 in fase *ante-operam*, con passaggio alla terza o addirittura alla quarta classe; oppure con mantenimento di classi inferiori, ma in condizioni più vulnerabili, vicine al declassamento. La qualità fisico - chimica della matrice acquosa, anche in assenza di scarichi diretti nel tratto d’alveo sotteso dall’impianto in progetto e pur garantendo elevati valori del DMV, può subire modificazioni (passaggio a classi inferiori del LIM); si tratta di un rischio medio nei bacini con carico elevato (B4) e forte in quelli con carico molto elevato (B5). Data la situazione complessivamente negativa, allo stato attuale, già risulta complesso e difficile il conseguimento degli obiettivi di qualità previsti dal D.Lgs 152/99; ulteriori sottrazioni d’acqua potrebbero vanificare del tutto o quasi le azioni di tutela e di recupero previste, in queste condizioni, per il conseguimento anche solo dell’obiettivo SACA = sufficiente; l’obiettivo SACA = buono potrebbe risultare irrealizzabile. Anche prevedendo interventi di recupero della funzionalità fluviale (ove si riscontrassero bassi valori dell’IFF), mediante interventi di ingegneria naturalistica nel tratto di alveo interessato dal progetto di derivazione idrica, difficilmente si possono ottenere mitigazioni significative, tali da ridurre il livello di impatto. Lo stato della comunità ittica, già compromesso, potrebbe aggravarsi ulteriormente.

Nelle condizioni *ante-operam* descritte per L4, ma con $DMV \leq 0,07 \cdot Q_{med}$ (analogo a $DMV \leq 0,5 \cdot Q_{355}$).

In estrema sintesi si propone uno schema (**tab. 12**) molto generale delle diverse situazioni che si possono determinare in funzione dei livelli dei carichi antropici riscontrabili dei bacini, del valore del e dello stato degli ecosistemi fluviali riscontrati in fase *ante-operam* sulla base degli indicatori IBE, IFF e LIM. È una tabella guida di riferimento che non va considerata letteralmente, ma che costituisce una prima base di valutazione da integrare con le valutazioni specifiche caso per caso.

Tab. 12 - Indicazioni sui possibili livelli di rischio di impatto da LI = 1 (*nullo o irrilevante*) a LI = 5 (*molto grave*) sugli ecosistemi fluviali oggetto di derivazioni idriche in funzione delle condizioni ambientali monitorate mediante la valutazione della qualità biologica (**IBE**) e fisico-chimica (**LIM**) delle acque e della funzionalità fluviale (**IFF_{med}**). Le valutazioni sono espresse tenendo conto dei livelli carico antropico del bacino (**B1: molto basso**; **B2: basso**; **B3: medio**; **B4: elevato**; **B5: molto elevato**) e del valore del Deflusso Minimo Vitale **DMV1** $\geq 0,15 \cdot Q_{med}$ (oppure $\geq Q355$), **DMV2** = $(0,07 \div 0,15) \cdot Q_{med}$ (oppure $0,5 \cdot Q355 \div 1,0 \cdot Q355$) e **DMV3** < $0,07 \cdot Q_{med}$ (oppure < $0,5 \cdot Q355$).

Condizioni ante-operam			B1/B2			B3			B4			B5		
IBE	IFF _{med} ⁵¹	LIM	DMV1	DMV2	DMV3	DMV1	DMV2	DMV3	DMV1	DMV2	DMV3	DMV1	DMV2	DMV3
≥ 9	≥ 225	≤ 2	1,0	1,2	1,6	1,2	1,4	1,8	1,4	1,6	2,0			
≥ 9	≥ 225	3	1,2	1,4	1,8	1,4	1,6	2,0	1,6	1,8	2,2		2,0	
≥ 9	< 225	≤ 2	1,4	1,6	2,0	1,6	1,8	2,2	1,8	2,0	2,4	2,0		
≥ 9	< 225	3	1,6	1,8	2,2	1,8	2,0	2,4	2,0	2,2	2,6			
7 ÷ 8	≥ 225	≤ 2	1,8	2,0	2,4	2,0	2,2	2,6	2,2	2,4	2,8			3,0
7 ÷ 8	≥ 225	3	2,0	2,2	2,6	2,2	2,4	2,8	2,4	2,6	3,0			
7 ÷ 8	< 225	≤ 2	2,2	2,4	2,8	2,4	2,6	3,0	2,6	2,8	3,2		3,0	
7 ÷ 8	< 225	3	2,4	2,6	3,0	2,6	2,8	3,2	2,8	3,0	3,4	3,0		
5 ÷ 6	≥ 225	3				2,8	3,0	3,4	3,0	3,2	3,6	3,2	3,4	3,8
5 ÷ 6	≥ 225	4		3,0		3,0	3,2	3,6	3,2	3,4	3,8	3,4	3,6	4,0
5 ÷ 6	< 225	3	3,0			3,2	3,4	3,8	3,4	3,6	4,0	3,6	3,8	4,2
5 ÷ 6	< 225	4				3,4	3,6	4,0	3,6	3,8	4,2	3,8	4,0	4,4
4 ÷ 5	≥ 225	4			4,0				3,8	4,0	4,4	4,0	4,2	4,6
4 ÷ 5	≥ 225	5					4,0		4,0	4,2	4,6	4,2	4,4	4,8
4 ÷ 5	< 225	4		4,0		4,0			4,2	4,4	4,8	4,4	4,6	5,0
4 ÷ 5	< 225	5	4,0						4,4	4,6	5,0	4,6	4,8	5,0
< 4	< 225	4										4,8	5,0	5,0
< 4	< 225	5										5,0	5,0	5,0

⁵¹ La condizione limite individuata per IFF ≥ 225 vale a condizione che nessun tratto omogeneo rilevabile (pertanto di lunghezza determinata secondo i criteri di cui alla **tab. 11**) si presenti con IFF < 121 nell'ambito del tratto d'alveo sotteso dal previsto impianto.

13 - BIBLIOGRAFIA (Autori citati)

- AUTORI VARI, 2000. *Indice di Funzionalità Fluviale I.F.F.* Manuale di applicazione ANPA, 1-222.
- BADINO G., FORNERIS G., PEROSINO G.C., 1991. *Ecologia dei fiumi e dei laghi*. Regione Piemonte, Torino.
- BAUDO R., MONTANU H., 1985. *Riflessioni sulle "aree problematiche" in ecotossicologia*. Acqua-Aria, 4:331-339.
- BINNS N.A., 1979. *A Habitat Quality Index for Wyoming trout streams*. Fishery Research report. Monograph Series 2. Wyoming Game and Fish Department.
- BINNS N.A., 1982. *Habitat Quality Index procedure manual*. Wyoming Game and Fish Department.
- BINNS N.A., EISERMAN F.M., 1979. *Quantification of fluvial trout habitat in Wyoming*. Transaction of the American Fisheries Society, 108: 215 - 228.
- BOANO G., PEROSINO G.C., SINISCALCO C., 2002. *Sistemi di analisi naturalistiche relative alla redazione di rapporti di compatibilità ambientale ed alla predisposizione di strumenti per la pianificazione, tutela e gestione delle risorse naturali*. Settore Tutela della Fauna e della Flora della Provincia di Torino.
- BRUCE J.P., CLARK R.H., 1966. *Introduction to hydrometeorology*. Pergamon Press, Toronto.
- BOVEE K.D., 1982. *A guide to stream analysis using instream incremental methodology*. Instram Information Paper 12, U.S.D.I. Fish and Wildlife Service. Office of Biological Service.
- BOVEE K.D., 1996. *The compleat IFIM: a coursebook for IF 250*.
- BOVEE K., 1997. *Studio dei deflussi minimi mediante metodi sperimentali*. Atti Conv. Naz. AGAG "Deflusso Minimo Vitale: 36 - 53. Reggio Emilia, 21 marzo 1997.
- CALDERONI A., 1976. *Valutazione degli apporti alloctoni ai laghi attraverso il calcolo dei carichi chimici*. Atti "Giornate di Studio SEP/POLLUTION: 249 - 258.
- CALDERONI A., MOSELLO R., TARTARI G., 1978. *Phosphorus, nitrogen and silica in lago di Mergozzo*. Verh. Internat. Verein. Limnol., 20: 1033 - 1037.
- CALENDA G., UBERTINI L., 1993. *Gestione integrata degli invasi e definizione del minimo vitale*. Autorità di Bacino del Fiume Tevere (rapporto interno).
- CHIAUDANI G., VIGHI M., 1974. *The N/P ratio and test with Selenastrum to predict eutrophication in lakes*. Water research, 8: 1063 - 1069.
- CHIAUDANI G., VIGHI M., 1975. *Dynamic of nutrient limitation in six small lakes*. Verh. Internat. Verein. Limnol., 19: 1319 - 1324.
- CHIAUDANI G., VIGHI M., 1978. *Metodologia standard di saggio algale per lo studio della contaminazione delle acque marine*. Quaderni IRSA 39, Milano.
- CHIAUDANI G., VIGHI M., 1982. *L'eutrofizzazione dei bacini lacustri italiani*. Sintesi Quad IRSA 43. Acqua Aria, 4 (1982): 361 - 378. Milano.
- COCHNAUER T., 1976. *Instream flow techniques for large rivers*. In: ORBORN J.F., ALLMAN C.H., 1976 (*Instream flow needs*). American Fisheries Society, 2: 387 - 400. Bethesda, Maryland, USA
- COLLINGS M.R., 1974. *Generalization of spawning and rearing discharges for several Pacific salmon species in western Washington*. United States Geological Survey. Open-filer report. Tacoma, Washington, USA.
- CHOW V.T., 1964. *Handbook of applied hydrology*. Mc Graw Hill. New York.
- COZZINI P., GALASSI L., GHETTI P.F., 1987. *Un database personale per la biotipizzazione dei fiumi del territorio italiano*. Quaderni di Informatica Applicata, 11, Università di Parma.
- C.R.E.S.T., 1988. *Banca Dati delle Zone Umide*. Assessorato Programmazione Economica e Parchi Naturali della Regione Piemonte - C.S.I., Torino.
- C.R.E.S.T., 1989. *Valutazione di Impatto Ambientale sul progetto idroelettrico per le Valli di Lanzo - settore idrobiologia*. Centro Progettazione e Costruzione Idraulica ed Elettrica dell'E.N.E.L. di Torino.
- C.R.E.S.T., 1999. *Piano di gestione delle risorse idriche del bacino del Po in Provincia di Cuneo (qualità chimica e biologica delle acque, carico antropico, ittiofauna e quadro di sintesi)*. Sistema delle Aree Protette della Fascia Fluviale del Po Cuneese (Regione Piemonte).
- C.R.E.S.T., 2003. *Le acque correnti superficiali naturali del reticollo idrografico del territorio della Comunità Montana Valcuvia*. Dipartimento di Produzioni Animali, Epidemiologia ed Ecologia dell'Università di Torino. Comunità Montana Valcuvia (Varese).
- C.R.E.S.T., 2007. *Studio impatto ambientale per impianto idroelettrico sul torrente Sangone (Coazze/Giavano - TO). Idrobiologia (qualità biologica delle acque, ittiofauna e funzionalità fluviale)*. COND.EL s.r.l. di S.Ambrogio (TO).
- CUMMINS W.K., WILZBACH M.A., 1985. *Field procedures for analysis of functional feeding of stream macroinvertebrates*. University of Maryland, Frotsburg, Ma, 21532 U.S.A.

- DE BIAGGI E., PEROSINO G.C., FOIETTA F., SAINI R., STOPPA T., 1987. *L'eutrofizzazione dei bacini lacustri piemontesi e il progetto regionale di Banca Dati delle Zone Umide*. Riv. Piem. St. Nat., 8: 3-20. Carmagnola (TO).
- DELL'ORTO N., CICCOTELLI M., CANTELLI D., CAMATINI M., 1977. Sviluppo di un sistema di biomonitoraggio a tre componenti per la valutazione della qualità delle acque. Acqua-Aria, 5: 103 - 107.
- DE LURY D.B., 1947. *On the estimation of biological population*. Biometrics, 3 (4): 145 - 167.
- DESIO A., 1973. *Geologia applicata all'ingegneria*. HOEPLI, Milano.
- DIXON W.G., 1968. *Biomedical computer programs*. University of California, Automatic Computation N. 2. Univ. California Press, Berkeley.
- DURIO P., MORI D., PEROSINO G.C., 1982. *Le variazioni climatiche, le glaciazioni, la morfogenesi glaciale (particolari riferimenti al Piemonte e alla Valle d'Aosta)*. Labor. Riforma (Ce.Se.Di.), Ass. Cult. Prov. Torino.
- DURIO P., MORI D., PEROSINO G.C., 1983. *Aspetti limnologici del lago di Candia*. Riv. Piem. St. Nat., 4: 137 - 169. Carmagnola (TO).
- EREDIA F., 1920. Osservazioni pluviometriche raccolte a tutto l'anno 1915. Ministero LL.PP., 2 (I). Roma.
- FENOGLIO S., AGOSTA P., BO T., CUCCO M., 2002. Field experiments on colonization and movements of stream invertebrates in an Appennine river (Visone, NW Italy). Hydrobiologia, 474: 125 -130.
- FILIPIC M., 1995. *Mutagenicity and toxicity of water extracts from Sora river area*. Mutation Research, 342: 1 - 8.
- FORNERIS G., PEROSINO G.C., 1992. *Indici fisici di produttività e zonazione ittica in Piemonte*. Riv. Piem. St. Nat., 13: 47 - 71. Carmagnola (TO).
- FORNERIS G., PEROSINO G.C., PINNA PINTOR N., 1990. *Conseguenze delle captazioni idriche sugli ecosistemi acquatici. Situazione attuale e proposte di regolamentazione per il territorio piemontese*. Assessorato Caccia e Pesca della Provincia di Torino.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2004. *Proposta di indice ittico (I.I.) per il bacino occidentale del Po*. Atti X Conv. Naz. A.I.I.A.D. Montesilvano (Pescara), 2 - 3 aprile 2004. Biologia Ambientale, 20 (1): 89 ÷ 101.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2005a. *Proposta di indice ittico (I.I.) per il bacino occidentale del Po e prime applicazioni in Piemonte*. Riv. Piem. St. Nat., XXVI: 3 - 39. Carmagnola (To).
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2005b. *Materiali e metodi per i campionamenti e monitoraggi dell'ittiofauna (determinazione della qualità delle comunità ittiche)*. Digital Print. Torino.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2006. *L'indice ittico per il bacino occidentale del Po: prospettive di ricerca*. Biologia Ambientale, in preparazione.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2007. *Indice Ittico - I.I.* Biologia Ambientale, 21 (I): 43 - 60.
- FORNERIS G., PASCALE M., PEROSINO G.C., 1996. *Idrobiologia*. EDA, Torino.
- GENTILI G., SALSI A., ROMANÒ A., 1997. *Applicazione di metodologie finalizzate alla stima del deflusso minimo vitale in due corsi d'acqua dell'Appennino reggiano*. Atti Conv. Naz. AGAG "Deflusso Minimo Vitale": 91 - 110. Reggio Emilia, 21 marzo 1997.
- GHETTI P.F. 1986. *I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Manuale di applicazione - Indice Biotico E.B.I. modificato*. Provincia Autonoma di Trento.
- GHETTI P.F. 1995. *Indice biotico Esteso (I.B.E.) Notiziario dei Metodi Analitici*. IRSA (CNR), ISSN: 0333392-1425: 1-24.
- GHETTI P.F., BONAZZI G. 1977. *A comparison between various criteria for the interpretation of biological data in the analysis of the quality running waters*. Water research. 11: 819-831.
- GHETTI P.F. & BONAZZI G., 1980. *Biological water assessment methods: Torrente Parma, Torrente Stirone e Fiume Po, 3rd Technical Seminar*. Final Report. Commission of the European Communities.
- GHETTI P.F. & BONAZZI G., 1981. *I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua*. Collana del Progetto Finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente", CNR AQ/1/127.
- HORTON R.K., 1965. *An Index-number system for water quality*. Journal of Water Pollution Control Federation, 37.
- HYDRODATA, 1999. *Progetto speciale 2.5. Azioni per la predisposizione di una normativa riguardante il minimo deflusso vitale negli alvei*. Autorità Di Bacino del Fiume Po. Parma.
- IRSA, 1977. *Indagine sulla qualità delle acque del fiume Po*. Quaderni IRSA 32, Roma.
- IRSA, 1980. *Indagine sulla qualità delle acque lacustri italiane*. Quaderni IRSA 43, Roma.
- LEONARD P.M., ORTH D.J., 1990. *Comparation of discharge methods and habitat optimization for recommending instream flows to protect fish habitat*. Regulate Rivers: Research & Management. New York.
- MARCHETTI R., 1987. *L'eutrofizzazione. Un processo degenerativo delle acque*. Franco Angeli Editore, Milano.
- MENNELLA C., 1967. *Il clima d'Italia nelle sue caratteristiche e varietà e quale fattore dinamico del paesaggio*. EDART, Napoli.

- MILHOUS R.T., UPDIKE M.A., SCHNEIDER D.M., 1989. *Physical habitat simulation reference manual - Version II*. Istream Flow Paper 25 U.S. Fish and Wildlife Service Biological report 89 (16).
- MOSETTI F., 1977. *Le acque*. U.T.E.T., Torino.
- MOSETTI F., 1979. *Fondamenti di oceanologia e idrologia*. UTET, Torino.
- NICOLA A., BONA F., FENOGLIO S., DEFILIPPI A., 2005. *Qualità biologica e chimica di alcuni corsi d'acqua della provincia di Torino: effetti di condizioni estreme di portata*. Biologia Ambientale, 19 (1): 47 - 52; Trento.
- NIELSEN M.H., RANCK J., 1994. *Screening of toxicity and genotoxicity in wastewater by the use of Allium test*. Hereditas, 121: 249 - 254.
- OGLESBY J., HAMILTON L.S., MILLS E.L., WILLING P., 1973. *Owasco lake and its watershed*. Technical Report., Cornell University Water Resources and Marine Science Center, Ithaca, New York.
- OLIVERO A., 1977. *Risorse idriche del bacino del torrente Mastallone*. Tesi di laurea inedita. Facoltà di Scienze Matematiche, Chimiche, Fisiche e Naturali dell'Università di Torino.
- PALLUCCHINI A., 1934. *Classifica dei fiumi italiani secondo il loro coefficiente di deflusso*. C.N.R. - Comit. per la Geogr., Delegazione ital. al Congr. Inter. Geogr. di Varsavia (agosto - settembre 1934).
- PARCO FLUVIALE DEL PO, 2006. *Idrobiologia e popolazioni ittiche degli ecosistemi fluviali nei parchi naturali regionali e portate idriche minime per la tutela dei corsi d'acqua*. Interreg III A 2000 - 2006 "Progetto Aqua". Torino.
- PEANO A., 1989. *Un'applicazione di V.I.A. per la tutela delle risorse del Parco Nazionale Gran Paradiso. Il caso dell'impianto idroelettrico di Villeneuve*. Riv. Piem. St. Nat., 10: 29 - 42. Carmagnola (TO).
- PEANO A., 1990. *Valutazione di impatto ambientale. Un caso di applicazione*. Dipartimento Interateneo del Territorio del Politecnico di Torino. Libreria Cortina, Torino.
- PEDUZZI R., MENG H., 1976. *Introduzione alla pesca elettrica.2 - La reazione del pesce alla corrente elettrica*. Riv. It. Piscic. Ittiop. 11 (2): 55 - 63.
- PEROSINO G.C., 1987. *Climatologia di Torino*. Riv. Piem. St. Nat., 8: 21 - 52. Carmagnola (To).
- PEROSINO G.C., 1989. *Portate minime per la conservazione dell'idrofauna dei corsi d'acqua soggetti a prelievi idrici*. Atti III Conv. Naz. A.I.I.A.D. Riv. Idrobiol., 29 (1): 426 ÷ 435.
- PEROSINO G.C., 1997. *Elementi climatici ed idrologici del bacino imbrifero del torrente Orco*. Riv. Piem. St. Nat., 18: 13 - 55. Carmagnola (TO).
- PEROSINO G.C., 2005. *Idrologia dello Stura di Lanzo a Lanzo*. Riv. Piem. St. Nat., XXVII: 3 - 20. Carmagnola (To).
- PEROSINO G.C., SCARPINATO T., 1982. *Elementi pluviometrici ed idrologici del bacino idrografico del Torrente Cervo*. Riv. Piem. St. Nat., 3: 77 - 96. Carmagnola (TO).
- PEROSINO G.C., SPINA F., 1988. *Ricerca di modelli semplici con variabili morfometriche ed idrologiche per analisi di sintesi degli ambienti fisici delle acque correnti naturali e possibili applicazioni nei campi biologico e ittico*. Atti II Conv. Naz. A.I.I.A.D. (Torino 5 - 7 giugno 1987): 251 - 260. Ass. Prov. Caccia e Pesca, Torino.
- PEROSINO G.C., ZACCARA P., 2000. *Metodo di rilevazione delle portate in corsi d'acqua naturali ed in canali (Collana Ambiente 8)*. Dipartimento Ambiente, Servizio Tutela della Fauna e della Flora della Provincia di Torino.
- PINNA PINTOR N., 1986. *Tesi di Laurea in Ecologia*. Facoltà di Scienze Naturali, Fisiche, Chimiche dell'Università di Torino.
- PROVINCIA DI TORINO, 2000. *Linee di gestione delle risorse idriche dei principali bacini idrografici affluenti del fiume Po in Provincia di Torino*. Area Ambiente, Parchi, Risorse Idriche e Tutela della Fauna. Servizio Gestione delle Risorse Idriche. Torino.
- PROVINCIA DI TORINO, 2004. *Definizione della risposta del comparto ittico alle differenti tipologie d'intervento in alveo*. Settore Tutela della Fauna e della Flora della Provincia di Torino.
- PROVINCIA DI TORINO, 2005. *Fiume Po: miglioramento della fruibilità delle sponde e della capacità biogenica del corso d'acqua* (censimento e distribuzione delle specie ittiche, esame delle dinamiche relative alle migrazioni trofiche e riproduttive, interazioni con le interruzioni della continuità biologica longitudinale ed ipotesi gestionali). Settore Tutela Fauna e Flora della Provincia di Torino.
- REGIONE PIEMONTE, 1980. *Progetto per la pianificazione delle risorse idriche del territorio piemontese*. Assessorato Tutela Ambiente, Torino.
- REGIONE PIEMONTE, 1989. *Indagine conoscitiva e progetto generale di fattibilità per un sistema di monitoraggio idrometrico inherente il reticollo idrografico superficiale piemontese*. ENEL - CRIS - Mestre/YDRODATA (Torino); Assessorato Tutela Ambiente. Torino.
- REGIONE PIEMONTE, 1998. *Distribuzione regionale di piogge e temperature*. Settore Meteoidrografico e Reti di Monitoraggio. Torino.
- REGIONE PIEMONTE, 1991. *Carta Ittica Relativa al Territorio della Regione Piemontese*. Assessorato Caccia e Pesca. Torino.

- REGIONE PIEMONTE, 1992. *Istruzioni integrative per l'applicazione del DMV - deflusso minimo vitale in un corso d'acqua naturale - e relative all'introduzione di uno standard di compatibilità ambientale per i prelievi da acque superficiali*. Settore Pianificazione e Gestione delle Risorse Idriche. Assessorato all'Ambiente. Torino.
- REGIONE PIEMONTE, 2006. *Monitoraggio della fauna ittica piemontese*. Direzione Pianificazione delle Risorse Idriche. Torino.
- REMENIERAS G., 1972. *L'hydrologie de l'ingenieur*. Eyrolles, Parigi.
- RICKER W.E., 1975. *Computation and interpretation of biological statistics of fish population*. Bull. Fish Res. Bd. Can. 191.
- SERVIZIO IDROGRAFICO ITALIANO, 1913 ÷ 1986. *Annali Idrologici*. Ministero dei Lavori Pubblici. Istituto Poligrafico dello Stato. Roma.
- SERVIZIO IDROGRAFICO ITALIANO, 1980. *Dati caratteristici dei corsi d'acqua italiani*. Ministero Lavori Pubblici, Istituto Poligrafico dello Stato, Roma.
- SIMPO S.p.A., 1980. *Studio e progettazione di massima delle sistemazioni idrauliche dell'asta principale del Po, dalle sorgenti alla foce, finalizzata alla difesa ed alla conservazione del suolo e nella utilizzazione delle risorse idriche*. Magistrato del Po. Parma.
- SINGH K.P., STALL B., 1974. *Hydrology of 7-day 10-yr low flow*. Journal of the Hydraulics Division. ASCE, Vol. 100 (HY12): 583 - 597.
- SOKOLOV A.A., CHAPMAN T.G., 1974. *Methods for water balance computations*. Unesco Press, Parigi.
- STALNAKER C., LAMB B.L., HENRIKSEN J., BOVEE K., BARTHOLOW J., 1995. *The instream flow incremental methodology. A Primer for IFIM*. Biol. Rep. 29, U.S. Department of Interior, National Biological Service. Washington.
- STRAHLER A.N., 1952. *Hypsometric (area - altitudine) analysis of erosional topography*. Bull. Geol. Soc. Am., 63: 1111 - 1142.
- STRAHLER A.N., 1968. *Physical Geography*. J. Wiley & Sons. Inc., New York.
- UBERTINI L., 1997. *Studio dei deflussi minimi mediante un approccio idrologico*. Atti Conv. Naz. AGAC sul "Deflusso Minimo Vitale": 16 - 35. Reggio Emilia, 21 marzo 1997.
- UBERTINI L., MANCIOLA P., CASADEI S., 1994. *On the possible application of the parameter Q_{7,10} for conservation of aquatic life in the Tiber basin*. Proceedings of the IASTED International Conference Modelling and Simulation (may, 2/4/1994). Pittsburgh, Pennsylvania (U.S.A.).
- VOLLENWEIDER R.A., 1977. *Fonti di azoto e fosforo responsabili dei fenomeni di eutrofizzazione*. Seminario Internazionale sui fenomeni di eutrofizzazione lungo le coste dell'Emilia Romagna. Bologna, 25-26 febbraio 1977.
- VOLLENWEIDER R.A., 1979. *Eutrofizzazione delle acque: carico nutritivo, capacità assimilativa e metodologie di riabilitazione dei laghi e dei serbatoi eutrofizzati*. CNR - Promozione della Qualità dell'Ambiente. Atti Convegno "Bacini lacustri artificiali" (Sassari, 4 - 6 ottobre 1977).
- ZERUNIAN S., 2004. *Proposta di un Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche viventi nelle acque interne italiane*. Biologia Ambientale, 18 (2): 25 - 30.
- WANG W., FREEMARK K., 1995. *The use of plants for environmental monitoring and assessment*. Ecotoxicology and Environmental Safety, 30: 289 - 301.