



DEFLUSSO MINIMO FLUVIALE NEL BACINO IDROGRAFICO DEL FIUME SELE: DEFINIZIONE E CRITERI DI VALUTAZIONE

a cura di MARIO SICA



NAPOLI
Giugno 2003

Sommario

PREMESSA.....	3
IL PANORAMA NORMATIVO.....	4
IL MONITORAGGIO QUALITATIVO PREVISTO DAL D.LGVO 258/2000.....	5
FONDAMENTI DI IDRAULICA FLUVIALE.....	13
CLASSIFICAZIONE DEI CORSI D’ACQUA	13
FONDAMENTI DI FISICA, CHIMICA E IDROBIOLOGIA FLUVIALE	15
I TRATTI MONTANI	15
I TRATTI CENTRALI	16
I TRATTI VALLIVI	17
IL METABOLISMO DEGLI ECOSISTEMI FLUVIALI.....	18
GLI IMPIANTI DI DERIVAZIONE FLUVIALE	21
IMPIANTI CON SERBATOI.....	21
IMPIANTI AD ACQUA FLUENTE	22
IMPIANTI DI CAPTAZIONE DA SORGENTE	23
LE ALTERAZIONI SULL’AMBIENTE FLUVIALE PROVOCATE DALLE DERIVAZIONI	25
ALTERAZIONE DEL REGIME NATURALE DEI DEFLUSSI	25
PARTICOLATO SOSPESO	28
STRUTTURA DEL CANALE.....	28
CARATTERISTICHE CHIMICHE	29
CARATTERISTICHE TERMICHE.....	30
COMUNITÀ BIOLOGICHE.....	30
SCENARI DI PRELIEVO E RESTITUZIONE	33
CRITERI DI VALUTAZIONE DEL DMV: STATO DELL’ARTE.....	37
VARIABILI MORFOLOGICHE.....	41
VARIABILI IDROLOGICHE	41
VARIABILI MORFOLOGICHE E IDROLOGICHE	41
VARIABILI STATISTICHE.....	42
PERIMETRO BAGNATO.....	42
VARIABILI STRUTTURALI E IDRAULICHE	43

IL DEFLUSSO MINIMO FLUVIALE.....	44
DEFLUSSO MINIMO PER LA TUTELA DELLO STATO ECOLOGICO DEL FIUME.....	46
TUTELA DELLO STATO ECOLOGICO DI UN CORSO D'ACQUA IN FUNZIONE DEI SOLI MACRODESCRITTORI, IN RIFERIMENTO A NUOVI PRELIEVI.	46
TUTELA DELLO STATO ECOLOGICO DI UN CORSO D'ACQUA IN FUNZIONE DEI SOLI MACRODESCRITTORI, IN RIFERIMENTO ALLA REVISIONE DEI PRELIEVI ESISTENTI.	53
DEFLUSSO MINIMO PER LA TUTELA DEGLI ORGANISMI VIVENTI FLUVIALI.....	57
IL MODELLO PHABSIM.....	58
DEFLUSSO MINIMO PER LA TUTELA DELLE ATTIVITÀ SOCIO-ECONOMICHE.....	61
DEFLUSSO MINIMO PER LA TUTELA DEL PAESAGGIO.....	63
APPLICAZIONE DEL DEFLUSSO MINIMO FLUVIALE.....	65
OSSERVAZIONI CONCLUSIVE.....	69
BIBLIOGRAFIA.....	71

Premessa

La richiesta sempre più elevata di acqua fluviale e sorgentizia per usi civili, agricoli, industriali, zootecnici ed energetici, ha fatto sì che la risorsa acqua, almeno quella che circola sulla superficie terrestre, diventasse un bene sempre più limitato e, pertanto, ancor più bisognoso di una opportuna regolamentazione e gestione. L'uso sperequato nello spazio e nel tempo dell'acqua superficiale sta minando, in modo sempre più preoccupante, la sopravvivenza e la conservazione di alcuni ecosistemi fluviali, mettendo a rischio le condizioni minime necessarie per un normale svolgimento dei processi biologici vitali degli organismi acquatici.

Attualmente l'unico metodo oggettivamente valido per determinare il giusto compromesso tra il corretto utilizzo antropico delle acque superficiali e la adeguata salvaguardia dell'ecosistema fluviale è quello della definizione di un **deflusso minimo fluviale (DMF)**, al di sotto del quale l'alterazione e la degenerazione del sistema idrobiologico non è più accettabile a fronte di un più gravoso prelievo dell'acqua superficiale. È per questo motivo che a tale deflusso di soglia è stato attribuito anche il nome di **deflusso minimo vitale (DMV)**.

La Segreteria tecnico operativa dell'Autorità di bacino del fiume Sele, dal 1° ottobre 1997, data di inizio della sua operatività, ha eseguito continui studi, aggiornando, nel loro stato dell'arte, i metodi di valutazione e gestione delle risorse idriche, nonché la conoscenza sul territorio della disponibilità di tali risorse.

La presente monografia illustra le risultanze dell'iter progettuale realizzato in più di cinque anni di lavoro, per affrontare il delicato problema del deflusso minimo fluviale, darne una definizione concettuale e impostarne i criteri di valutazione.

Allo scopo ci si è basati sugli indirizzi e le direttive internazionali comunitarie, sulla vasta normativa nazionale, che ha imposto alle Autorità di Bacino la valutazione del deflusso minimo, nonché sulle scienze e le tecniche idrauliche, di fisica e di idrobiologia fluviale.

I criteri necessari alla opportuna valutazione del Deflusso Minimo Fluviale sono di seguito riportati nei dettagli sufficienti alla loro corretta applicazione.

Il panorama normativo

Il panorama normativo sulle acque è particolarmente vasto e articolato e comunque è in gran parte inserito in quel quadro normativo per la tutela e la difesa del suolo, di cui la risorsa acqua è una componente intrinseca e inscindibile, dal punto di vista dell'omogeneità e della unità ecosistemica.

Fino al 1989, il quadro giuridico italiano in materia di acque aveva sempre guardato la risorsa idrica, ipotizzandone la sua continua disponibilità, e preoccupandosi soprattutto dell'uso al quale doveva essere destinata e della compatibilità del prelievo con la reale esigenza quantitativa.

La necessità di regolamentare i prelievi non solo in funzione del fabbisogno idrico, ma anche della disponibilità dell'acqua, si è concretizzata con la legge 183 del 1989, contenente "Norme per il riassetto organizzativo e funzionale della difesa del suolo". Questa legge prescrive, all'articolo 3, tra gli obiettivi dell'attività di programmazione, pianificazione ed attuazione, la «razionale utilizzazione delle risorse idriche superficiali e profonde [...] garantendo, comunque, che l'insieme delle derivazioni non pregiudichi il minimo deflusso costante vitale negli alvei sottesi».

L'indicazione del minimo deflusso costante vitale creò, però, molta confusione e polemiche, in quanto lasciava intendere che la salvaguardia dei processi idrobiologici potesse essere garantita assicurando un deflusso minimo costante nell'arco di tutto l'anno. Questa determinazione certamente è poco confacente alle dinamiche fenomenologiche di portata e di popolamento biotico.

La legge 36 del 1994, riportante "Disposizioni in materia di risorse idriche", tenta di chiarire il significato del deflusso minimo, con la specificazione riportata all'articolo 3, in cui si legge: «Nei bacini idrografici caratterizzati da consistenti prelievi o da trasferimenti [...] le derivazioni sono regolate in modo da garantire il livello di deflusso necessario alla vita negli alvei sottesi e tale da non danneggiare gli equilibri degli ecosistemi interessati». Il termine ecosistema è certamente di vasta accezione e ciò ha dato nuovamente adito a un coacervo di interpretazioni, rendendo inutile qualsiasi contributo che tale legge poteva dare per chiarire la definizione di

DMV. Se poi si legge all'articolo 1 che: «Gli usi delle acque sono indirizzati al risparmio ed al rinnovo delle risorse per non pregiudicare il patrimonio idrico, la vivibilità dell'ambiente, l'agricoltura, la fauna e la flora acquatiche, i processi geomorfologici e gli equilibri idrologici», si deduce che l'accezione "vitale" certamente non è sufficiente ad attribuire al deflusso minimo il compito di garantire la globalità degli elementi ambientali considerati dalla legge.

Nel termine ambiente non può, poi, non essere considerato il sistema socio-economico, tant'è che la legge sottolinea che il deflusso minimo deve contribuire anche a non pregiudicare altri utilizzi antropici della risorsa, attuali e futuri (risparmio e rinnovo delle risorse).

Una interpretazione così estesa del concetto di deflusso minimo si sposa bene anche con quanto sostenuto dalla Proposta di Direttiva del Consiglio dell'Unione Europea (G.U.C.222 del 10 agosto 1994), la quale all'articolo 2 ritiene che: «[...] la qualità ecologica dell'acqua è un'espressione generale della struttura e della funzione della comunità biologica, tenuto conto dei fattori naturali geomorfologici, geografici e climatici, nonché delle condizioni fisiche e chimiche, in particolare quelle risultanti dalle attività umane. Devono essere prese in considerazione anche le caratteristiche estetiche dell'area. [...]».

Il concetto di DMV viene ripreso nel nuovo Testo Unico sulle Acque, il Decreto Legislativo 152 del 1999. Tale decreto menziona il DMV quale fattore imprescindibile nella stesura dei "piani di tutela dei corsi d'acqua" e dispone che la sua valutazione sia eseguita dalle Autorità di Bacino, in seno alla determinazione del Bilancio Idrico. La norma, però, non si preoccupa di definire il DMV, rimandandone la descrizione a linee guida, che, a tutt'oggi, non sono state ancora emanate.

Il monitoraggio qualitativo previsto dal D.Lgvo 258/2000

Il Decreto Legislativo 258/ 2000, all'allegato 1 riporta i criteri per il monitoraggio quali-quantitativo dei corpi idrici, mediante il controllo degli stati ecologico, chimico e ambientale.

In particolare, lo **stato ecologico** dei corpi idrici superficiali è definito come l'espressione della complessità degli ecosistemi acquatici, della natura fisica e chimica delle acque e dei sedimenti, delle caratteristiche del flusso idrico (e pertanto non può prescindere dal DMV) e della struttura fisica del corpo idrico, considerando comunque prioritario lo stato degli elementi biotici dell'ecosistema.

Lo **stato chimico** è definito in base alla presenza di sostanze chimiche pericolose. A tal fine il Decreto Legislativo fa riferimento ai valori soglia più restrittivi tra quelli riportati nella direttiva 76/464/CEE (e nelle direttive da essa derivate) e quelli elencati nell'allegato 2 sezione B. Per la definizione dello stato chimico la selezione dei parametri da ricercare è effettuata dalla autorità competente, in relazione alle criticità presenti sul territorio.

Lo **stato ambientale** è definito in relazione al grado di scostamento rispetto alle condizioni di un corpo idrico di riferimento. Questi è un corpo idrico con caratteristiche biologiche, idromorfologiche e fisico-chimiche tipiche di un corpo idrico relativamente immune da impatti antropici. Il Decreto Legislativo prevede che i corpi idrici di riferimento siano individuati, anche in via teorica, in ogni bacino idrografico, dalle Autorità di bacino o dalle Regioni per i bacini di competenza. In particolar modo dovranno essere individuati almeno un corpo idrico di riferimento per l'ecotipo montano ed uno per l'ecotipo di pianura. Tale ecotipo serve a definire le condizioni di riferimento per lo stato ambientale "Elevato" e per riformulare i limiti per i parametri chimici, fisici ed idromorfologici relativi ai diversi stati di qualità ambientale.

Gli stati di qualità ambientale previsti per le acque superficiali sono riportati alla tabella 1.

Il monitoraggio dei corsi d'acqua deve avere essere scomposto in una "fase conoscitiva", di durata pari a 24 mesi e una "fase di regime".

La fase conoscitiva iniziale ha la durata di 24 mesi ed ha come finalità la classificazione dello stato di qualità dei corpi idrici, nonché la raccolta di ulteriori informazioni necessarie:

- alla valutazione degli elementi biologici e idromorfologici adeguati a definire più compiutamente lo stato ecologico dei corpi idrici superficiali,

- alla valutazione delle informazioni relative alla contaminazione da microinquinanti dei sedimenti e del biota.

La fase di regime ha come finalità la verifica del raggiungimento e del mantenimento dell'obiettivo di qualità pianificato (che deve essere almeno "buono").

ELEVATO	Non si rilevano alterazioni dei valori di qualità degli elementi chimico-fisici ed idromorfologici per quel dato tipo di corpo idrico in dipendenza degli impatti antropici, o sono minime rispetto ai valori normalmente associati allo stesso ecotipo in condizioni indisturbate. La qualità biologica sarà caratterizzata da una composizione e un'abbondanza di specie corrispondente totalmente o quasi alle condizioni normalmente associate allo stesso ecotipo. La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è paragonabile alle concentrazioni di fondo rilevabili nei corpi idrici non influenzati da alcuna pressione antropica.
BUONO	I valori degli elementi della qualità biologica per quel tipo di corpo idrico mostrano bassi livelli di alterazione derivanti dall'attività umana e si discostano solo leggermente da quelli normalmente associati allo stesso ecotipo in condizioni non disturbate. La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è in concentrazioni da non comportare effetti a breve e lungo termine sulle comunità biologiche associate al corpo idrico di riferimento.
SUFFICIENTE	I valori degli elementi della qualità biologica per quel tipo di corpo idrico si discostano moderatamente da quelli di norma associati allo stesso ecotipo in condizioni non disturbate. I valori mostrano segni di alterazione derivanti dall'attività umana e sono sensibilmente più disturbati che nella condizione di "buono stato". La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è in concentrazioni da non comportare effetti a breve e lungo termine sulle comunità biologiche associate al corpo idrico di riferimento.
SCADENTE	Si rilevano alterazioni considerevoli dei valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale, e le comunità biologiche interessate si discostano sostanzialmente da quelle di norma associate al tipo di corpo idrico superficiale inalterato. La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è in concentrazioni da comportare effetti a medio e lungo termine sulle comunità biologiche associate al corpo idrico di riferimento.
PESSIMO	I valori degli elementi di qualità biologica del tipo di corpo idrico superficiale presentano alterazioni gravi e mancano ampie porzioni delle comunità biologiche di norma associate al tipo di corpo idrico superficiale inalterato. La presenza di microinquinanti, di sintesi e non di sintesi, è in concentrazioni da gravi effetti a breve e lungo termine sulle comunità biologiche associate al corpo idrico di riferimento.

TABELLA 1 – DEFINIZIONE DELLO STATO AMBIENTALE PER I CORPI IDRICI SUPERFICIALI

Il campionamento deve essere eseguito sulla matrice acquosa e sulla matrice biotica. Qualora ne dovesse ricorrere la necessità, il campionamento può essere eseguito anche sulla matrice sedimentaria, nonché essere basato sulla valutazione della tossicità.

Le determinazioni sulla matrice acquosa riguardano due gruppi di parametri, quelli di base e quelli addizionali. I parametri di base riflettono le pressioni antropiche tramite la misura del carico organico, del bilancio dell'ossigeno, dell'acidità, del grado di salinità e del carico microbiologico, nonché del trasporto solido. I parametri definiti macrodescrittori sono quelli utilizzati nella classificazione; gli altri parametri servono a fornire informazioni di supporto per la interpretazione delle caratteristiche di qualità e di vulnerabilità del sistema, nonché per la valutazione dei carichi trasportati.

Il Decreto Legislativo prevede l'obbligatorietà della determinazione dei seguenti parametri, detti **parametri di base**:

- | | |
|---|--|
| 1. Portata d'acqua (m ³ /s) | 10. <u>Ossigeno disciolto (mg/l)</u> |
| 2. pH | 11. <u>BOD₅ (mg/l)</u> |
| 3. Solidi sospesi (mg/l) | 12. <u>COD (mg/l)</u> |
| 4. Temperatura (°C) | 13. Ortofosfato (mg/l di P) |
| 5. Conducibilità a 20°C (S/cm) | 14. <u>Fosforo totale (mg/l di P)</u> |
| 6. Durezza (mg/l di CaCO ₃) | 15. Cloruri (mg/l di Cl ⁻) |
| 7. Azoto totale (mg/l di N) | 16. Solfati (mg/l di SO ₄ ⁻) |
| 8. Azoto ammoniacale (mg/l di N) | 17. <u>Escheriachia coli (UFC/100 ml)</u> |
| 9. Azoto nitrico (mg/l di N) | I parametri sottolineati costituiscono i macrodescrittori. |

Gli altri parametri, detti **parametri addizionali** sono relativi ai microinquinanti organici ed inorganici e sono elencati in Tabella 2:

La selezione dei parametri della tabella 2 è effettuata dall'autorità competente, caso per caso, in relazione alle criticità conseguenti agli usi del territorio.

Le determinazioni sul biota riguardano due gruppi di analisi:

1. Analisi di base: gli impatti antropici sulle comunità animali dei corsi d'acqua vengono valutati attraverso l'Indice Biotico Esteso (I.B.E.). Tale analisi va eseguita obbligatoriamente.

2. Analisi supplementari: non obbligatorie, da eseguire a giudizio dell'autorità che effettua il monitoraggio, per una analisi più approfondita delle cause di degrado del corpo idrico. A tal fine possono essere effettuati saggi biologici finalizzati alla evidenziazione di effetti a breve o lungo termine. Tra questi in via prioritaria si segnalano: test di tossicità su campioni acquosi concentrati su *Daphnia magna*; test di mutagenicità e teratogenesi su campioni acquosi concentrati; test di crescita algale; test su campioni acquosi concentrati con batteri bioluminescenti, determinazioni di accumulo di contaminanti prioritari (PCB, DDT e Cd) su tessuti muscolari di specie ittiche residenti o su organismi macrobentonici.

INORGANICI	ORGANICI
Cadmio	Al drin
Cromo totale	Dieldrin
Mercurio	Endrin
Nichel	Isodrin
Piombo	DDT
Rame	Esaclorobenzene
Zinco	Esaclorocicloesano
	Esaclorobutadiene
	1,2 dicloroetano
	Tricloroetilene
	Triclorobenzene
	Cloroformio
	Tetracloruro di carbonio
	Percloroetilene
	Pentaclorofenolo

TABELLA 2 – PRINCIPALI INQUINANTI CHIMICI DA CONTROLLARE NELLE ACQUE DOLCI SUPERFICIALI

Il monitoraggio dei corsi d'acqua deve avvenire mediante l'ubicazione di un numero di stazioni di prelievo, che non può essere inferiore al numero indicato nella tabella 3.

Le stazioni di prelievo sui corsi d'acqua sono in linea di massima distribuite lungo l'intera asta del corso d'acqua, tenendo conto della presenza degli insediamenti urbani, degli impianti produttivi e degli apporti provenienti dagli affluenti. I punti di campionamento sono fissati a una distanza dalle immissioni sufficiente ad avere la

garanzia del rimescolamento delle acque al fine di valutare la qualità del corpo recettore e non quella degli apporti. In ogni caso deve essere posta una stazione di prelievo nella sezione di chiusura di ogni corpo idrico significativo. La misura di portata può essere effettuata in modo puntuale in corrispondenza del punto di campionamento e contestualmente allo stesso o desunta dai valori di portata rilevati in continuo presso stazioni fisse.

Nella fase iniziale del monitoraggio la misura dei parametri chimici, fisici, microbiologici e idrologici di base e di quelli relativi ai parametri addizionali, quando necessari, per la determinazione dello stato della matrice acquosa, deve essere eseguita una volta al mese fino al raggiungimento dell'obiettivo di qualità.

AREA DEL BACINO (km ²)	Numero di stazioni	
	Corso d'acqua di ordine I	Corso d'acqua di ordine superiore al I
200-400	1	
401-1000	2	1
1001-5000	3	2
5001-10000	5	4
10001-25000	6	-
25001-50000	8	-
>50000	10	-

TABELLA 3 – NUMERO MINIMO DI STAZIONI NEI CORSI D'ACQUA NATURALI

L'I.B.E., invece, va misurato stagionalmente (4 volte all'anno). I test biologici addizionali e quelli di bioaccumulo, quando richiesti, vanno eseguiti nei periodi di maggiore criticità per il sistema.

Nella fase di regime la frequenza di campionamento si mantiene inalterata fino al raggiungimento dell'obiettivo di qualità ambientale. Raggiunto tale obiettivo, la frequenza di campionamento può essere ridotta dall'autorità competente ma non deve comunque essere inferiore a quattro volte all'anno per i parametri di base e inferiore a due per l'I.B.E. Per la misura di portata deve essere garantito, per ogni stazione idrometrica, un numero annuo di determinazioni sufficiente a mantenere aggiornata la scala di deflusso.

La classificazione dello stato ecologico viene effettuata incrociando il dato risultante dai macrodescrittori con il risultato dell'I.B.E.. Si attribuirà, alla sezione in

esame o al tratto da essa rappresentato, il risultato peggiore tra quelli derivati dalle valutazioni relative ai macrodescrittori e all'I.B.E..

Il livello di qualità relativa ai macrodescrittori viene attribuito utilizzando la tabella 4 con il seguente procedimento:

- a) sull'insieme dei risultati ottenuti durante la fase di monitoraggio bisogna calcolare, per ciascuno dei parametri contemplati, il 75°percentile (per quanto riguarda il primo indicatore il valore del 75° percentile va riferito al valore assoluto della differenza dal 100%);
- b) si individua la colonna in cui ricade il risultato ottenuto, individuando così il livello di inquinamento da attribuire a ciascun parametro e, conseguentemente, il suo punteggio;
- c) si ripete tale operazione di calcolo per ciascun parametro della tabella e quindi si sommano tutti i punteggi ottenuti;
- d) si individua il livello di inquinamento espresso dai macrodescrittori in base all'intervallo in cui ricade il valore della somma dei livelli ottenuti dai diversi parametri, come indicato nell'ultima riga della tabella 4.

Ai fini della classificazione devono essere disponibili almeno il 75% dei risultati delle misure eseguibili nel periodo considerato. Lo stesso parametro statistico del 75°percentile viene usato per la eventuale valutazione dello stato di qualità chimica concernente gli inquinanti addizionali.

Per la valutazione del risultato dell'I.B.E. si considera il valore medio ottenuto dalle analisi eseguite durante il periodo di misura per la classificazione. Per il calcolo della media, considerata la possibilità di classi intermedie (es.8/9 o 9/8), si segue il seguente procedimento:

- a) per la classe 10/9 si attribuisce il valore 9,6, per quella 9/10 il valore 9,4, per 9/8 il valore 8,6, per 8/9 il valore 8,4 ,e così per le altre classi;
- b) per ritrasformare in valori di I.B.E. la media si procederà in modo contrario avendo cura di assegnare la classe più bassa nel caso di frazione di 0,5: esempio $8,5=8/9$, $6,5=6/7$ ecc..

Parametro	Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
100-OD (% sat)*	≤ 10**	≤ 20	≤ 30	≤ 50	> 50
BOD ₅ (mg/l di O ₂)	< 2.5	≤ 4	≤ 8	≤ 15	> 15
COD (mg/l di O ₂)	< 5	≤ 10	≤ 15	≤ 25	> 25
NH ₄ (mg/l di N)	< 0.03	≤ 0.10	≤ 0.50	≤ 1.50	> 1.50
NO ₃ (mg/l di N)	< 0.3	≤ 1.5	≤ 5.0	≤ 10.0	> 10.0
Fosforo totale (mg/l di P)	< 0.07	≤ 0.15	≤ 0.30	≤ 0.60	> 0.60
Escherichia coli (UFC/100 ml)	< 100	≤ 1000	≤ 5000	≤ 20000	> 20000
Punteggio da attribuire per ogni parametro analizzato (75° percentile del periodo di rilevamento)	80	40	20	10	5
LIVELLO DI INQUINAMENTO DAI MACRODESCRITTORI	480-560	240-475	120-235	60-115	<60

* la misura deve essere effettuata in assenza di vortici; il dato relativo al deficit o al surplus deve essere considerato in valore assoluto

** in assenza di fenomeni di eutrofia

TABELLA 4 – LIVELLO DI INQUINAMENTO ESPRESSO DAI MACRODESCRITTORI

Lo stato ecologico del corso d'acqua sarà determinato in base al peggior valore registrato del “livello di inquinamento dai macrodescrittori” (ultima riga della tabella 4) e dell'I.B.E., secondo come rappresentato nella tabella 5.

	CLASSE 1	CLASSE 2	CLASSE 3	CLASSE 4	CLASSE 5
I.B.E.	≥ 10	8 – 9	6 - 7	4 – 5	1, 2, 3
LIVELLO DI INQUINAMENTO DA MACRODESCRITTORI	480 – 560	240 – 475	120 – 235	60 – 115	< 60

TABELLA 5 – STATO ECOLOGICO DEI CORSI S'ACQUA (RISULTATO PEGGIORE TRA IBE E MACRODESCRITTORI)

La tabella 5 rappresenta lo **stato ecologico** di un corso d'acqua. Lo **stato ambientale** è valutato in funzione della presenza degli inquinanti chimici della tabella 2, in concentrazioni superiori alle soglie previste.

La tabella 6 descrive la determinazione della “stato ambientale dei corsi d'acqua”.

Stato ecologico	CLASSE 1	CLASSE 2	CLASSE 3	CLASSE 4	CLASSE 5
Concentrazione degli inquinanti chimici non superiori ai valori soglia	ELEVATO	BUONO	SUFFICIENTE	SCADENTE	PESSIMO
Concentrazione degli inquinanti chimici superiori ai valori soglia	SCADENTE	SCADENTE	SCADENTE	PESSIMO	PESSIMO

TABELLA 6 – STATO AMBIENTALE DEI CORSI D'ACQUA

Fondamenti di idraulica fluviale

Classificazione dei corsi d'acqua

Un corso d'acqua può essere classificato in base ad una numerazione progressiva che ne determini l'**ordine idrografico**. Assegnando il numero 1 al ramo sorgente, il 2 al ramo che riceve, quale tributario, il ramo sorgente, e così via, si ottiene una numerazione, che associa all'asta fluviale principale il numero massimo d'ordine. Tale numero caratterizza tutto il bacino idrografico del fiume principale.

L'ordine idrografico di un fiume ne caratterizza il grado di articolazione del bacino. Maggiore è il numero l'ordine idrografico di un bacino, maggiore sarà la sua articolazione, e più regolare (ovvero meno stretta e allungata) sarà la sua forma.

Un ramo caratterizzato da un numero d'ordine basso è generalmente un ramo tributario montano, mentre un ramo con numero d'ordine elevato è più verosimilmente un ramo di valle.

La Tabella 7 raccoglie una breve classificazione dei fiumi con il relativo numero d'ordine, basata sul valore di alcune variabili quali la portata defluente, l'estensione del bacino e la larghezza dell'alveo.

Da tale tabella si evince che le caratteristiche idrauliche e morfologiche di un corso d'acqua e del suo relativo bacino cambiano con il numero d'ordine.

tipo di fiumi	portata (m³/s)	estensione del bacino (km²)	larghezza dell'alveo (m)	numero d'ordine
fiumi molto grandi	>10000	>10 ⁶	>1500	>10
fiumi grandi	1000÷10000	100000÷10 ⁶	800÷1500	7÷11
Fiumi medi	100÷1000	10000÷100000	200÷800	6÷9
fiumi piccoli	10÷100	1000÷10000	40÷200	4÷7
Torrenti	1.0÷10	100÷1000	8÷40	3÷6
piccoli torrenti	0.1÷1.0	10÷100	1÷8	2÷5
Ruscelli	<0.1	<10	<1	1÷3

TABELLA 1 - CLASSIFICAZIONE DEL NUMERO D'ORDINE DEI FIUMI BASATA SUI VALORI DELLA PORTATA, DELL'ESTENSIONE DEL BACINO E DELLA LARGHEZZA DEL FIUME

Oltre all'aumento della lunghezza dell'alveo, dell'estensione del bacino idrografico e della portata, l'aumento del numero d'ordine di un fiume comporta anche l'aumento della larghezza dell'alveo e della larghezza del bacino, nonché la riduzione della pendenza e, quindi, della velocità della corrente. La riduzione di pendenza del fondo alveo e della velocità facilitano la sedimentazione del trasporto solido, per cui il materiale di granulometria maggiore trasportato da correnti più veloci lascerà il posto a materiale più fine, come le sabbie. Nelle aste con basso numero d'ordine, caratteristici delle zone montane, le velocità e le pendenze sono talmente alte da innescare fenomeni erosivi, più che di trasporto e di sedimentazione.

Fondamenti di fisica, chimica e idrobiologia fluviale

Le acque fluviali presentano caratteristiche chimiche e fisiche molto variabili, sostanzialmente in funzione della geomorfologia del bacino imbrifero e delle condizioni climatiche.

I tratti montani

I tratti montani dei corsi d'acqua, caratterizzati da numero d'ordine basso, hanno generalmente una sezione ridotta, una corrente veloce e spesso sono poco illuminati perché coperti dalla vegetazione. La vicinanza alle sorgenti o ai ghiacciai di alimentazione, rendono l'acqua particolarmente fredda (8-10°C) e ricca in ossigeno disciolto; essa è difficilmente riscaldabile, attesa la scarsa illuminazione. La velocità di corrente è tale da alimentare fenomeni erosivi e non permettere alcun deposito sul fondo di materiale a granulometria fine, per cui il substrato è compatto. La quantità di sostanza organica è scarsa, in quanto i suoli superficiali montani che vengono drenati sono poveri di humus, che viene comunque ben mineralizzato dalla flora batterica. I sali minerali nutritivi sono presenti in concentrazioni basse e le acque hanno una trasparenza pressoché assoluta. Tra le biocenosi vegetali si ritrovano soprattutto alghe epilitiche come *Phormidium incrustatum* (Cianoficea) e *Ceratoneis arcus* (Diatomea), e muschi incrostanti, con specie reofile attaccate alle pietre in piena corrente [Dell'Uomo, 1985]. Per quanto riguarda i macroinvertebrati, si ritrovano organismi esigenti in termini di temperatura ed ossigeno, con adattamenti particolari per resistere alla corrente. Tipiche sono le larve di Plecotteri (*Tipulidae* e *Perlidae*), Tricotteri (*Glossosomatidae* e *Hydropsychidae*) ed Efemerotteri (*Heptageniidae*, *Baetidae*, *Siphonuridae*). Tra queste, prevalgono le specie detritivore di particelle grosse (*shredders*) e fini (*collectors*), mentre gli organismi pascolanti (*grazers*) sono scarsi ed i predatori abbondanti [Madoni e Ghetti, 1985; Cotta Ramusino, 1991]. Anche nel caso delle popolazioni ittiche, la temperatura e la concentrazione di ossigeno influenzano notevolmente la sopravvivenza. Trote

(genere *Salmo*), salmoni e salmerini (genere *Salvelinus*) sono i rappresentanti tipici del tratto torrentizio [Gandolfi, 1985].

I tratti centrali

I tratti centrali dei corsi d'acqua, spesso coincidenti i tratti pedemontani, e con ordine idrografico medio, sono più larghi, con acque più profonde, non coperti da vegetazione e quindi con molta più luce disponibile per la comunità acquatica. La pendenza dei fiumi diminuisce rispetto ai tratti precedenti e rallenta di conseguenza la corrente. La temperatura tende ad aumentare. Le velocità più basse, riducendo il loro potere erosivo e di trasporto, provocano la sedimentazione di materiale grossolano, per cui il substrato è caratterizzato da ciottoli e ghiaia. L'ossigeno disciolto diminuisce sia perché aumenta la temperatura, sia perché si riduce la velocità media e la turbolenza. La quantità di sostanza organica è elevata ma la buona quantità di ossigeno ancora presente, ne consente la completa mineralizzazione. I sali minerali nutritivi alloctoni si sommano con quelli provenienti da apporti antropici, e ciò causa l'aumento della conducibilità. Il popolamento algale è abbondante, sia in senso quantitativo che qualitativo. Le specie dominanti appartengono al gruppo delle Cloroficee (alghe verdi) e delle Xantoficee, in associazione con numerose Diatomee. Ben rappresentati sono anche i muschi, sia con specie tipiche del tratto superiore che con altre adattate alle condizioni del tratto medio. Nei tratti collinari fanno la loro comparsa alcune macrofite, di sponda se la corrente è ancora elevata, o idrofite, come *Potamogeton crispus* e *Myriophyllum spicatum*, se le acque sono più stagnanti. Sulle sponde si ritrovano molti alberi e arbusti, tra cui ontani, pioppie salici, che contribuiscono a stabilizzare le sponde [Dell'Uomo, 1985]. Tra le comunità di macroinvertebrati ritroviamo ancora larve di Plecotteri, Tricotteri ed Efemerotteri, con generi anche differenti da quelli del tratto superiore (Perlidae, Limnephilidae ed *Ephemera* rispettivamente). Si ritrovano anche Molluschi, con un piede ben sviluppato, Oligocheti ed Irudinei. In particolare aumenta la percentuale di "collectors" e di "grazers" a discapito degli "shredders", vista la diminuita granulometria del fondo [Madoni e Ghetti, 1985; Cotta-Ramusino,

1991]. La popolazione ittica è costituita da specie che richiedono concentrazioni medio-alte (5-7 ml l⁻¹) o medio-basse (4 ml l⁻¹) di ossigeno, come temoli (*Thymallus thymallus*), cavedani (*Leuciscus cephalus cabeda*), barbi (genere *Barbus*), gobioni (*Gobio gobio benacensis*), scardole (*Scardinius erythrophthalmus*), triotti (*Rutilus erythrophthalmus*) e persici sole (*Lepomis gibbosus*) [Gandolfi, 1985]. In generale aumenta la presenza di alghe e batteri, mentre le specie ittiche pregiate e amanti delle acque limpide e fredde (salmonicole) lasciano il posto a specie tipiche delle acque più torbide, calde e ricche di biomassa vegetale.

I tratti vallivi

Negli ultimi tratti, quelli di pianura, ad alto ordine idrografico, il fiume procede ormai lentamente e la temperatura sono più elevate (20-25 °C in estate), ma molto variabili. L'ossigeno disciolto è bassissimo anche perché concorre nelle reazioni di ossidazione e di respirazione metabolica del sistema biotico fluviale. Il contributo antropico è rilevante e le acque sono, quindi, torbide e con un'elevata concentrazione di sostanza organica, solo in parte mineralizzata, in quanto l'ossigeno disciolto, più scarso in questo tratto, viene rapidamente consumato nei processi di degradazione ad opera della flora batterica, presente anche in milioni di individuo per millilitro. Quando l'apporto antropico è imponente, prevalgono i fenomeni di riduzione con produzione di idrogeno solforato, metano, ammoniaca ed altre sostanze tossiche. In questi tratti, per via delle basse velocità, comincia la deposizione di materiale fine e quindi, in alcuni punti, il substrato può essere anche limoso. Si riducono anche i materiali organici particolati (POM) e crescono quelli disciolti (DOM). Le condizioni sono molto simili a quelle degli ambienti lentici, determinando, così, notevoli analogie nella composizione della flora e della fauna tra i due ambienti, che vedono dominare specie limnofile, cioè che prediligono acque stagnanti. La flora algale diminuisce in quantità e qualità, resistendo solo le specie che hanno una spiccata affinità per la sostanza organica: Cianoficee filamentose come il genere *Oscillatoria*; Euglenoficee come il genere *Euglena*; Cloroficee unicellulari come *Chlorella pyrenoidosa*; ed alcune Diatomee. I muschi non sono

rappresentati, mentre le fanerogame sono ampiamente insediate sulle sponde (*Phragmites australis* e *Typha latifolia*) [Dell'Uomo, 1985]. Tra gli organismi macroinvertebrati scompaiono i Plecotteri e quasi totalmente i Tricotteri, mentre aumentano i Ditteri (soprattutto i Chironomidi) e gli Oligocheti. Tra i Molluschi aumentano i bivalvi (*Unio*, *Anodonta*, *Pisidium*). Sono ben rappresentati anche Turbellari, Briozoi, Poriferi e Celenterati. Quasi tutti sono "collectors" mentre "grazers" e "shredders" sono quasi assenti [Madoni e Ghetti, 1985; Cotta Ramusino, 1991]. Le specie ittiche piú rappresentate sono la carpa (*Cyprinus carpio*), la tinca (*Tinca tinca*) e i carassi (genere *Carassius*) [Gandolfi, 1985].

Il metabolismo degli ecosistemi fluviali

Il metabolismo di un ecosistema viene generalmente descritto mediante il rapporto tra la produzione primaria lorda (P) e la respirazione (R).

Nel tratto montano i consumatori dipendono soprattutto dal detrito organico proveniente dal bacino drenato, fra cui dominano foglie e frammenti vegetali grossolani; essendo un ecosistema di tipo eterotrofico, in questo tratto il rapporto P/R è generalmente inferiore ad 1. Nella parte centrale, alghe e macrofite sono produttori primari attivi; questo settore è meno dipendente dall'input di detrito organico alloctono. Il rapporto P/R è maggiore di 1, in quanto il metabolismo è di tipo autotrofico. I tratti terminali tornano generalmente ad essere eterotrofi, a causa del fatto che l'attività fotosintetica diminuisce per l'aumento della torbidità; il rapporto P/R torna ad essere inferiore ad 1. In generale, comunque, l'ecosistema si trova in uno stato di equilibrio dinamico, in funzione del clima, della geologia, degli eventi geomorfologici e di altri fattori legati al bacio imbrifero. I processi che si svolgono nella porzione piú a valle dell'ecosistema sono legati a quelli che si svolgono a monte, dando luogo a gradienti di risorse e di comunità biotiche differenti lungo l'asta.

Segue una tabella di zonazione grossolana dell'habitat fluviale. In realtà, la zonazione biologica non ha valore assoluto, in quanto le associazioni di specie non

sono facilmente definibili, a causa delle ampie possibili sovrapposizioni; inoltre si verificano grandi variazioni da un fiume all'altro in rapporto alle caratteristiche delle acque.

Habitat	Dimensioni substrato	Produttori primari	Macroinvertebrati				Pesci
			Pascolanti (grazers)	Detritivori (shredders)	Detritivori (collectors)	Predatori	
Erosivo	Grosso >16 mm	Diatomee Muschi	Efemerotteri Coleotteri Molluschi	Plecotteri	Efemerotteri Tricotteri Ditteri	Plecotteri Megalotteri	Cottidae Salmonidae
Intermedio	Medio 1 < x < 16 mm	Alghe verdi Piante acquatiche	Molluschi	Tricotteri	Efemerotteri	Odonati Plecotteri Megalotteri	Ciprinidae
Di deposizione	Fine < 1 mm	Piante acquatiche	Tricotteri Molluschi	Tricotteri	Efemerotteri Oligocheti Ditteri	Odonati	Ciprinidae

TABELLA 8 - ESEMPIO DI ZONAZIONE FLUVIALE BASATO SULLE CARATTERISTICHE FISICHE DEGLI HABITAT FLUVIALI E DEI MAGGIORI GRUPPI DI ORGANISMI (RAPPRESENTATIVI DELLE ZONE TEMPERATE) [MEYBECK ET AL., 1992]

Gli impianti di derivazione fluviale

Gli impianti di derivazione fluviale si suddividono sostanzialmente in impianti con serbatoio e in impianti ad acqua fluente.

Impianti con serbatoi

I serbatoi servono a regolamentare le portate d'acqua prelevabili dal fiume, allorquando queste sono molto variabili e soprattutto sono inferiori al fabbisogno per periodi di tempo significativamente lunghi.

Esistono allo scopo serbatoi a regolazione stagionale, a regolazione settimanale e a regolazione giornaliera.

Naturalmente la scelta di un sistema di regolazione piuttosto che un altro è connessa sia al tipo di utilizzazione che si intende fare della risorsa, e quindi al tipo di utenza servita, che alle dimensioni dello sbarramento.

La regolazione giornaliera è tipica di piccoli impianti, con una capacità di accumulo limitata, il cui dimensionamento ed il cui funzionamento sono connessi alla variabilità giornaliera dei deflussi. La distribuzione temporale dei deflussi nell'arco delle 24 ore è il parametro di riferimento in base al quale valutare la capacità di stoccaggio del sistema e la relativa curva di rilascio. Un sistema di questo genere è solitamente utilizzato in contesti torrentizi, caratterizzati da deflussi medi piuttosto bassi, con portate minime, che possono avere valori minimi anche nulli. In questo caso il mantenimento del deflusso minimo vitale può essere molto oneroso a livello gestionale rispetto ad altri sistemi di regolazione, perché elevato risulta comunque il rapporto fra i volumi minimi vitali da garantire a valle ed il volume massimo stoccabile nel serbatoio.

Il caso antitetico è quello della regolazione stagionale, tipica di grandi volumi invasabili nei serbatoi di accumulo. In questo caso la necessità di impostare la regolazione del sistema su periodi lunghi di tempo può ascriversi a due motivi che possono essere anche concomitanti:

1. le condizioni di deflusso molto variabili nel corso dell'anno per cui è possibile stoccare volumi d'acqua solo nei periodi di deflusso significativo;
2. l'utilizzazione della risorsa limitata ad alcuni periodi (per esempio per l'uso agricolo).

E' evidente che in questo caso (soprattutto se le condizioni di deflusso naturali sono molto variabili nel corso dell'anno) sicuramente il rapporto fra il volume minimo vitale da garantire a valle ed il volume stoccabile nel serbatoio risulta molto basso rispetto al caso precedente. Conseguentemente anche gli oneri gestionali relativi risultano essere minori.

Il caso intermedio della regolazione settimanale è ancora tipico di impianti medio-piccoli, pertanto valgono, sebbene in misura più contenuta, le stesse considerazioni fatte per il serbatoio giornaliero.

Impianti ad acqua fluente

Gli impianti ad acqua fluente sono costituiti da traverse fluviali, che non impediscono alla corrente di defluire verso valle, ma che intercettano solo una quota parte del deflusso, in funzione delle dimensioni della soglia di fondo da cui sono caratterizzate. Naturalmente rispetto alle condizioni naturali di deflusso vi è un'azione di laminazione effettuata dallo sbarramento, con riduzione dei picchi ed allungamento dell'onda di piena. Questo effetto non dovrebbe avere alcuna incidenza circa il mantenimento dell'ecosistema fluviale, anzi, nel suo piccolo garantisce un migliore controllo dei deflussi nelle condizioni idraulicamente più onerose. Il problema si sposta alle condizioni di magra. Infatti mentre nel caso di uno sbarramento a diga, all'occorrenza la capacità di accumulo può essere utile per scaricare a valle un deflusso che potrebbe anche non essere garantito dalla portata naturale, nel caso degli impianti ad acqua fluente ciò non è possibile o lo è in misura trascurabile. Pertanto la necessità del deflusso minimo vitale, in termini gestionali, può tradursi anche con la necessità di by-passare lo sbarramento in periodi di magra garantendo a valle il deflusso naturale delle portate.

Impianti di captazione da sorgente

Le acque di sorgente sono molto ambite per gli utilizzi antropici, a causa della loro qualità generalmente buona e della facilità con cui possono essere raccolte e distribuite.

È anche vero, però, che le acque sorgentizie caratterizzano notevolmente sia qualitativamente che quantitativamente i deflussi dei corsi d'acqua di primo ordine. I fiumi del primo ordine, infatti, sono alimentati in gran parte dalle sorgenti e solo in piccola parte dalle acque meteoriche, attesa l'esigua estensione dei loro bacini idrografici. Tant'è che i corsi d'acqua del primo ordine sono perenni solo se alimentati da sorgenti, e possono, così, assicurare anche habitat fluviali idonei alla vita di organismi viventi.

È opportuno, quindi, governare le captazioni da sorgente, in modo da garantire un deflusso minimo al corso d'acqua che viene direttamente alimentato dalla sorgente, e ai corsi d'acqua di cui è tributario.

Le alterazioni sull'ambiente fluviale provocate dalle derivazioni

Alterazione del regime naturale dei deflussi

Le captazioni di acqua superficiale comportano un'alterazione del regime idrologico naturale, consistente in una riduzione delle portate in alveo; tale alterazione determina un impoverimento dell'ecosistema fluviale, in particolare delle comunità biologiche, sia da un punto di vista qualitativo che quantitativo, e danneggia gli aspetti paesaggistici e la fruibilità del corso d'acqua.

Nello specifico, gli effetti derivanti dalla riduzione delle portate sono sintetizzabili come segue:

- Diminuzione della superficie dell'alveo bagnato e del tirante idraulico, con conseguente sottrazione dello spazio vitale disponibile per le comunità fluviali, costrette ad una contrazione in termini di numero di individui e biomassa dei popolamenti acquatici (diminuzione della capacità portante del corso d'acqua); gli individui che sopravvivono sono inoltre soggetti ad una maggiore competizione intra e interspecifica e quindi ad ulteriore stress. E' da osservare che la diminuzione di habitat non è semplicemente proporzionale a quella del volume d'acqua che occupa l'alveo; a seconda della morfologia di quest'ultimo, infatti, l'acqua si distribuisce in modo differente, creando habitat più o meno adeguati alla vita acquatica. Ad esempio un alveo piatto e largo, dove l'acqua scorre in una lama sottile, risulterà poco idoneo ad ospitare i pesci sia per la mancanza d'acqua sia perché in tali condizioni i pesci si trovano più esposti a predatori aerei e alle avversità climatiche; un alveo incavato permette invece la presenza di una colonna d'acqua sovrastante al pesce che fornisce rifugio visuale e garantisce anche una protezione dalle escursioni termiche. Ciascuna specie acquatica, poi, mostra particolari preferenze per i parametri idraulici quali profondità dell'acqua e velocità di corrente, modificati dalla riduzione di portata. La riduzione di portata può, in

casi estremi, arrivare a determinare la scomparsa di un habitat acquatico: ciò si verifica quando il deflusso a valle di una captazione idrica è nullo (non viene rilasciata acqua) e nel caso di un alveo costituito da materiale fortemente permeabile, sul quale il deflusso rilasciato tende a filtrare attraverso il fondo e a scorrere nel subalveo, lasciando il letto asciutto. Nei casi in cui una traversa crea un invaso d'acqua ferma, i problemi legati alla variazione dell'habitat per le comunità acquatiche si pongono anche nel tratto immediatamente a monte della captazione.

- Modificazione del regime dei deflussi a valle in molteplici modi: si ha la riduzione delle portate medie annue, la riduzione delle variazioni stagionali dei deflussi, l'alterazione del momento in cui si verificano gli estremi idrologici annuali, la riduzione dell'entità delle piene per effetto della laminazione dei picchi, la determinazione di pulsazioni di portate innaturali.
- Semplificazione dell'habitat (banalizzazione): la riduzione di velocità e profondità determina una perdita della diversità idraulico-morfologica, da cui dipende il normale svolgimento delle diverse fasi vitali degli organismi acquatici. Ad esempio i pesci utilizzano acque basse e veloci per riprodursi e alimentarsi, acque calme e profonde invece per sostare e nascondersi.
- Rallentamento della velocità di corrente e diminuzione della turbolenza: diminuisce in questo modo la capacità di autodepurazione nei confronti di eventuali immissioni inquinanti di sostanza organica e viene favorito il processo di sedimentazione del materiale fine, che tende a depositarsi sul substrato di fondo, occludendo gli spazi interstiziali e distruggendo così un prezioso microhabitat sia per gli organismi bentonici e sia per la riproduzione dei Salmonidi.
- Diminuzione della profondità dell'acqua: vengono persi habitat fondamentali per la fauna ittica, quali le buche; l'aumento di visibilità facilita inoltre la predazione dei pesci da parte degli uccelli ittiofagi.
- Compromissione degli aspetti relativi alla qualità delle acque: un minore volume d'acqua significa una minore capacità di diluizione degli inquinanti e una minore capacità di omeostasi termica (il corpo idrico si riscalderà o si raffredderà più velocemente, con il rischio di raggiungere le temperature

critiche per gli organismi acquatici). La capacità autodepurativa di un corso d'acqua captato è inoltre ridotta dalla più bassa velocità di riossigenazione, conseguente alla minore velocità e turbolenza delle acque.

- Considerevole aumento della fluttuazione tra portata di magra e di piena: la portata rilasciata a valle di una captazione costituisce generalmente solo una minima parte del deflusso naturale, mentre le portate di piena sono tanto elevate da non essere influenzate in modo rilevante dalla captazione; questa situazione causa gravi ripercussioni negative sull'ecosistema acquatico nella sua interezza.
- Impatto dell'opera sull'ambiente fluviale: oltre agli aspetti legati alla riduzione della portata, un'opera di presa determina ulteriori effetti negativi legati sia alla presenza della struttura stessa dell'opera che alle operazioni necessarie alla sua manutenzione. La presenza di strutture invalicabili quali gli sbarramenti impedisce alla fauna ittica i movimenti migratori sia trofici che riproduttivi lungo l'asta fluviale; tale problema può essere almeno in parte risolto con la costruzione di appositi passaggi artificiali per la fauna ittica, le "scale di risalita". La manutenzione delle prese richiede la periodica eliminazione del sedimento che si accumula, che determina un rilascio a valle di notevoli quantità di solidi sospesi, cui consegue un danneggiamento degli organismi acquatici; esso è dovuto da un lato all'azione di abrasione a carico delle loro parti più sensibili e all'occlusione degli organi respiratori da parte delle particelle trasportate dalla corrente, dall'altro alla banalizzazione dell'habitat fisico con riempimento degli spazi interstiziali e delle pozze.
- Impatto sul paesaggio naturale: Il paesaggio fluviale viene parzialmente se non totalmente compromesso dalla riduzione di portata, soprattutto in ambiente montano, a causa della perdita di elementi naturali tipici, quali cascate e rapide. Tale compromissione può essere totale in caso si verifichi lo scorrimento in subalveo del deflusso rilasciato.

A valle delle considerazioni sopra formulate, emerge come la fauna ittica sia particolarmente interessata da un impatto significativo, che può alterare sensibilmente la composizione di una comunità ittica sia dal punto di vista

qualitativo (tipo e numero di specie presenti rispetto alla vocazione naturale del tratto) che quantitativo (riduzioni di densità e biomassa ittica).

Particolato sospeso

Nel caso la derivazione preveda un invaso artificiale, viene alterata la disponibilità di particolato organico ed inorganico nel fiume a valle dello sbarramento. In generale, infatti, le dighe agiscono come sedimentatori, determinando in tal modo una consistente riduzione della quantità di detrito e di sedimento.

Il sedimento accumulato nell'invaso, periodicamente viene scaricato nel fiume a valle provocando un grave impatto a causa dell'effetto della grande quantità di solidi.

Un apprezzamento degli effetti di una diga sul materiale particellato di un fiume può essere dato dall'osservazione della torbidità.

I serbatoi delle dighe, inoltre, alterano l'intero processo organico di un fiume a causa della loro abilità nell'intrappolare e decomporre il materiale organico particolato.

L'introduzione di un lago artificiale (il serbatoio di una diga), infine, può alterare marcatamente la componente planctonica del sistema lotico a valle della diga.

Struttura del canale

I cambiamenti nel trasporto dei sedimenti determinano modificazioni della struttura dell'alveo a valle. Le fuoriuscite frequenti e prolungate di acque limpide, prive di sedimenti dai serbatoi in canali composti da materiali trasportabili, possono determinare una rapida erosione (degradazione), che può estendersi per molti chilometri a valle. Inoltre, l'abbassamento del letto del fiume e la riduzione del livello dell'acqua nei sistemi tributari durante i periodi di piena, possono dar inizio al

ringiovanimento del tributario, cosicché sopravviene un'erosione accelerata attraverso la rete fluviale per una considerevole distanza a valle della diga (aumento del *bank-full* o “capacità del canale”).

Oltre alla degradazione per ridotto trasporto solido, le derivazioni fluviali possono determinare anche una sedimentazione costretta dalle basse velocità di deflusso (riduzione del *bank-full* o “capacità del canale”).

Sebbene la comprensione delle relazioni tra la forma del canale e le cause sia ancora imprecisa, è generalmente riconosciuto [Gregory, 1976] che la frequenza delle piene e la grandezza e la distribuzione della taglia delle particelle del carico di sedimenti siano i fattori dominanti nel controllo della morfologia del canale.

Caratteristiche chimiche

I cambiamenti chimici maggiori avvengono in serbatoi profondi, stratificati e con tempi di ricambio lunghi. Dato che questo tipo di invaso mostra accentuati gradienti chimici verticali, la chimica delle acque rilasciate varia in funzione della profondità di rilascio.

In particolare in un invaso artificiale sedimentano i nutrienti che, in alcuni casi, possono subire delle drastiche riduzioni di concentrazione. Il fosforo, ad esempio, può essere ridotto fino a concentrazioni inferiori del 60-70% rispetto alle concentrazioni delle acque in entrata a causa della sedimentazione del fosforo particolato; le variazioni di concentrazione possono dipendere anche da processi biologici come ad esempio la mineralizzazione della sostanza organica (nitrificazione) o attraverso la fissazione dell'azoto.

La concentrazione di molti gas disciolti in acqua (O_2 , H_2S , etc.) può variare grandemente in relazione alla profondità di rilascio, a causa dei processi biologici e chimici che avvengono nel lago.

Caratteristiche termiche

Tre principali fattori, idrologia, clima ed insolazione, interagiscono nel determinare le caratteristiche termiche nelle acque correnti.

Il regime termico è caratterizzato dall'intervallo annuale delle temperature, dall'intervallo giornaliero, dalla temperatura minima invernale, dalla temperatura massima estiva, dalla periodicità, fattori questi, che nel loro insieme sono significativi nel determinare le comunità biologiche.

I maggiori effetti sulle caratteristiche termiche dei fiumi sono risentiti con le derivazioni che prevedono gli invasi. In questi casi si ha un riscaldamento estivo, un ritardo nel riscaldamento post-invernale e un ritardo nel raffreddamento autunnale. Per dighe profonde e stratificate, che rilasciano acqua in profondità, si ha anche una riduzione dell'intervallo termico annuale e giornaliero, con rilascio di acque più fredde in estate e più calde in inverno, con perdita della periodicità.

Si può assistere anche alla riduzione della variazione stagionale e ad un ritardo, a volte anche di diversi mesi, della registrazione dei minimi e dei massimi annuali.

Comunità biologiche

Le comunità biologiche si modificano non solo in funzione delle variazioni dei fattori chimici, fisici e biologici, ma anche per effetto delle variazioni dei rapporti preda-predatore, ospite-parassita e della competizione tra le varie specie.

Alcuni studi hanno mostrato che in fiumi a deflusso regolato si registra un aumento della biomassa e del grado di copertura del fondo, un'invasione delle angiosperme di zone di fiume precedentemente senza piante, un aumento delle clorofite filamentose e delle briofite.

Altri studi hanno messo in evidenza un aumento della produzione del periphyton a causa della fissazione di azoto nella diga.

Tra i fattori che favoriscono la crescita dei vegetali nei fiumi regolati, si possono elencare velocità di corrente, profondità e temperatura costanti; riduzione

dell'entità e della frequenza delle piene; grande trasparenza delle acque; stabilità dei substrati; maggiore disponibilità di nutrienti (azoto).

Nei fiumi non regolati, le Angiosperme dominano nei tratti intermedi con letto a ghiaia, ad esempio con le specie che hanno radici avventizie, mentre le piante più fragili si trovano nelle aree con bassa velocità e substrato limoso [Haslam, 1978].

Nei fiumi dove la portata è integrata dal rilascio ipolimnico di un serbatoio eutrofizzato, si può assistere alla crescita estensiva delle macrofite acquatiche.

La torbidità del fiume controlla la profondità della penetrazione luminosa e quindi la fotosintesi. In molti casi, la torbidità è ridotta dalla regolazione a monte, cosicché è normale attendersi un'espansione della vegetazione a macrofite.

Di particolare significato è il generale aumento della stabilità del letto a valle delle dighe: confrontato con la situazione nel fiume "libero", il sistema di radici delle macrofite sperimenta effetti ridotti dell'erosione, le piante stesse patiscono uno stress minore dovuto alle portate elevate, e la rata di migrazione del canale è ridotta, cosicché può venire stabilizzata un'area del letto del canale disponibile per lo sviluppo delle macrofite acquatiche.

La regolazione delle portate, inoltre, induce la deposizione dei sedimenti fini, dove sono disponibili da tributari o effluenti. La sedimentazione del canale, soprattutto quella che coinvolge il limo ricco in nutrienti, può marcatamente alterare la distribuzione delle piante. Per esempio, la sedimentazione è spesso associata con l'invasione e la colonizzazione di specie vegetali che possono intrappolare ulteriori sedimenti mentre si sviluppa.

Per quanto riguarda la fauna bentonica si possono registrare le seguenti variazioni: riduzione della diversità, alterazione della struttura della comunità e della struttura trofica, un aumento (deflussi costanti) o una diminuzione (deflussi variabili) della densità. Una diga può agire come una barriera per la dispersione delle ninfe e delle larve e avere un impatto immediato sulla regolazione delle portate, la qualità dell'acqua ed il carico di sedimenti, e quindi sulle comunità macrobentoniche.

Scenari di prelievo e restituzione

Si possono evidenziare sostanzialmente 3 tipi di scenari di prelievo e restituzione.

1. **Restituzione non interna al bacino principale** (figura 1). L'acqua è prelevata, ma non restituita né al fiume originario, né ad altri fiumi appartenenti al bacino principale a cui il fiume originario appartiene. Il fiume presenta un tratto in secca (linea tratteggiata), che prosegue fino all'eventuale confluenza con un altro corso d'acqua. Fino alla sezione di chiusura del bacino principale l'asta principale risentirà di tale prelievo d'acqua.

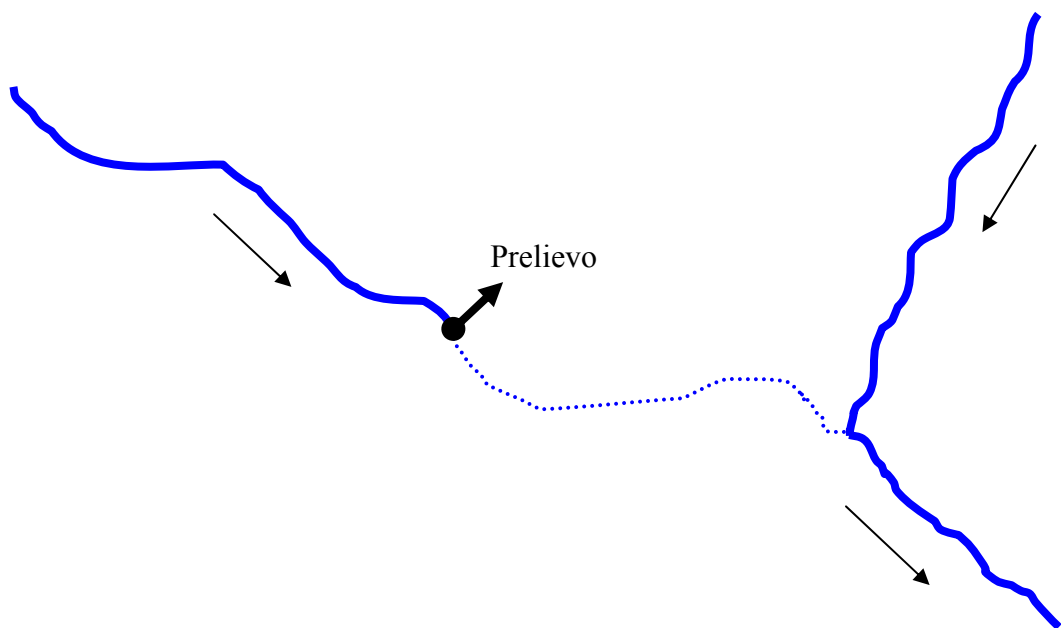


FIGURA 1: PRELIEVO D'ACQUA SENZA RESTITUZIONE

2. **Restituzione immediata** (figura 2). L'acqua captata è restituita prima della confluenza con altri corsi d'acqua. Questo può essere il caso di un impianto ad acqua fluente in cui venga captata tutta l'acqua in arrivo. Un impianto di

questo tipo può anche non captare tutta l'acqua del fiume e lasciare direttamente in alveo il deflusso minimo, senza quindi provocare la formazione di tratti di secca. Questo tipo di captazione non prevede nessuna regolazione mentre in un impianto con serbatoio, a seconda delle dimensioni di quest'ultimo, possiamo avere regolazione giornaliera o settimanale (serbatoio piccolo) o regolazione stagionale (grandi serbatoi). Il rilascio in questi impianti può essere costante e superare la portata in arrivo dal fiume grazie alla possibilità di immagazzinare l'acqua nel serbatoio.

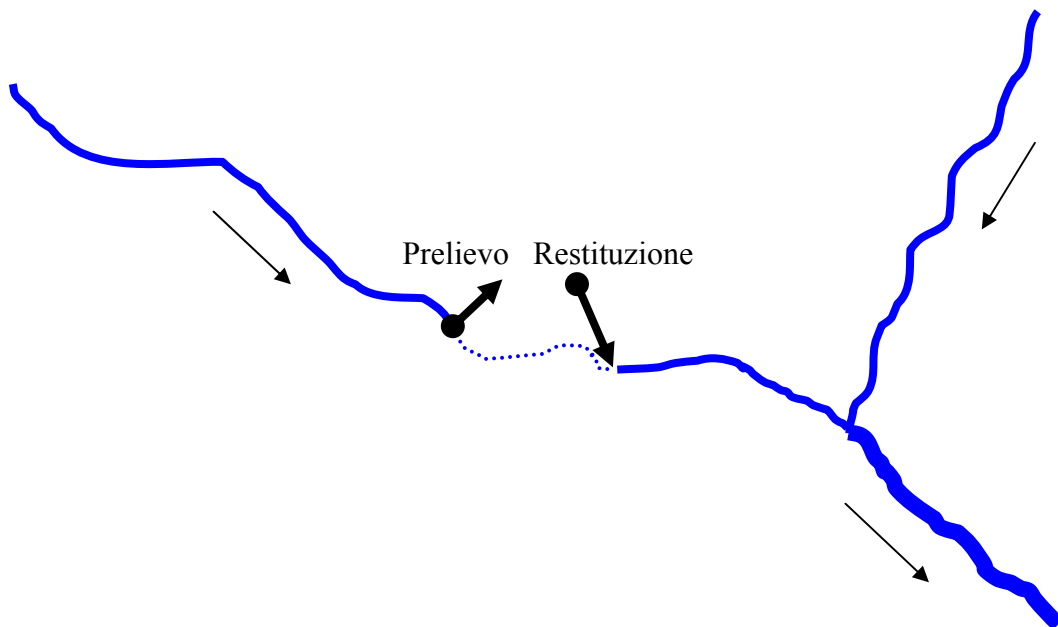


FIGURA 2: RESTITUZIONE IMMEDIATA

3. **Restituzione su altro fiume dello stesso bacino principale** (figura 3). L'acqua captata da un fiume viene restituita su un fiume diverso, facente parte però dello stesso bacino principale. Il tratto in secca si estende quindi dal punto di prelievo al punto di immissione di un affluente. Il corso d'acqua

risentirà del prelievo fino alla confluenza con il corso d'acqua del bacino principale, su cui è avvenuta la restituzione.

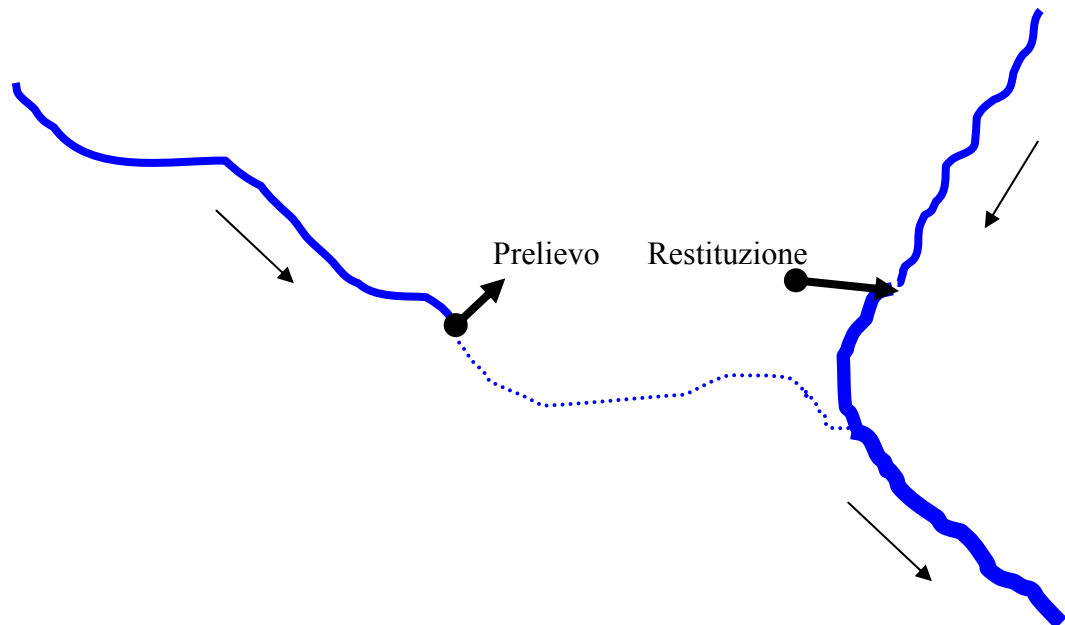


FIGURA 3: RESTITUZIONE SU ALTRO FIUME

Gli scenari 2 e 3 possono essere caratterizzati anche da restituzione di acqua non necessariamente prelevata da un corso d'acqua appartenente al bacino principale, su cui avviene la stessa restituzione. Pertanto la portata restituita può essere tanto inferiore quanto superiore alla portata prelevata più a monte.

È appena il caso di precisare che il prelievo d'acqua può anche essere eseguito in testa al corso d'acqua di primo ordine, come accade nel caso delle captazioni da sorgente.

Criteri di valutazione del DMV: stato dell'arte

Allo stato attuale dell'arte, i criteri impiegati seguono due linee principali.

La prima (**metodi tradizionali**) prevede il calcolo del minimo vitale a partire da parametri sintetici, quali l'area del bacino sotteso dalla sezione di interesse, la portata media del corso d'acqua (mensile o annuale), un particolare valore della durata dei deflussi, ecc. Di solito, tali metodi sono tarati su valori di portata che assicurano il normale sviluppo di una specie animale di riferimento e traducono l'esigenza di generalizzare i risultati su ambiti territoriali più ampi di quelli di campionamento mediante tecniche di regionalizzazione.

La seconda linea, invece, è basata su tecniche di rilevamento sperimentali finalizzate all'accertamento puntuale delle **condizioni ambientali ottimali** per una prefissata specie, per la quale siano noti i valori di idoneità ambientale (habitat) espressi spesso in termini di profondità, velocità, temperatura dell'acqua e di caratteristiche del substrato. Di norma, al termine della campagna di misura, vengono costruite delle curve che danno, in funzione della portata, la larghezza dell'alveo o la sezione bagnata disponibile per lo sviluppo della specie di riferimento. Analizzando tali curve in funzione della portata può essere stimato il valore ottimale di questa. I risultati di una campagna di rilevamento condotta in tal senso a scala di bacino, possono essere di base per successive elaborazioni regionali.

Di seguito sono elencate le variabili prese in considerazione nei vari approcci di studio sulla valutazione del DMV [EPRI, 1986].

VARIABILI DI BACINO	Pendenza media del bacino
Rilievo del bacino	Lunghezza totale del fiume
Giorno della stagione	
Area del bacino	VARIABILI IDRAULICHE
Densità del bacino	Percentuale dell'area più profonda di
Chilometri dall'oceano	1.5 piedi
Altitudine media del bacino	Gradiente
Lunghezza media del bacino	n di Manning

Larghezza massima	Distanza relativa dal centro dell'intervallo (range)
Profondità media della colonna	Densità della vegetazione sommersa
Velocità media della colonna	2*percentuale degli alberi decidui + percentuale dell'erba + percentuale delle conifere
Profondità media dei pools in estate	2*percentuale di arbusti (cespugli) + 1.5*percentuale dell'erba + percentuale degli alberi
Media della velocità di corrente nei pools	
Profondità media di Thalweg	
Larghezza media	
Larghezza minima	
Velocità vicino al fondo	ALTRE VARIABILI FISICHE
Pendenza percentuale	<i>Temperatura</i>
Larghezza del pool/larghezza del fiume	Temperatura massima, migrazione a monte
Thalweg	Temperatura massima, sviluppo degli embrioni
Pendenza della superficie dell'acqua	Temperatura massima, migrazione a valle
Larghezza toe-of-bank	Temperatura media annua dell'aria
Area bagnata	Temperatura media annua
Perimetro bagnato	Media delle temperature massime estive
Volume del pool	Temperatura media estiva
VARIABILI BIOLOGICHE	Temperatura media, sviluppo degli embrioni
Numero annuo di giorni senza gelo	Temperatura media invernale
Località di sponda con sterpaglia	<i>Dimensione del substrato</i>
Località di sponda con alberi	Distribuzione attuale della dimensione
Densità del cibo (numero/area)	Scala arbitraria
Diversità del cibo	Media aritmetica (0.3-8 cm)
Direzione della densità degli invertebrati	Dimensione dominante (>50%)
Numero di specie ittiche nel bacino	Log-10 dell'area di deposizione disponibile
Percentuale di ombra, 1000-1400 ore	
Percentuale della vegetazione sulla sponda	

Percentuale con diametro <3 mm durante la deposizione

Percentuale con diametro <3 mm nelle aree riffle-run

Percentuale con diametro <6 mm

Percentuale di incastramento

Percentuale di substrato fine

Percentuale con diametro 10-250 mm

Percentuale con diametro 10-40 mm

VARIABILI DI PORTATA

Variazione annua

Picco annua/minimo annua

Precipitazione annua

Portata media annua

Portata media giornaliera

Portata media mensile

Portate giornaliere

Portata istantanea

Portata mediana della media di ottobre

Portata mediana della media di settembre

Eccedenza percentuale della portata

Percentuale media della fluttuazione della portata giornaliera rispetto alla profondità dopo la deposizione, basse portate

Portata minima di sette giorni in due anni

Picco di piena biennale

VARIABILI DI STRUTTURA DELL'HABITAT E DI COPERTURA

Vegetazione sovrastante dell'area

Vegetazione sovrastante <1 metro

Vegetazione sovrastante 1-2 metri

Località di sponda con sterpaglia

Località di sponda con alberi

Area a foresta

Frequenza di tronchi e macigni entro 50 cm a monte

Frequenza di rifugi in turbolenza a profondità >5 cm

Frequenza di rifugi sovrastanti entro 50 cm a monte, profondità > 5 cm

Frequenza di ammassi di radici entro 50 cm a monte, profondità > 5 cm

Frequenza di sponde rientranti entro 50 cm a monte, profondità > 5 cm

Frequenza di macigni rientranti entro 50 cm a monte, profondità > 5 cm

Lunghezza della copertura aerea della sponda

Numero di rocce/tratto

Percentuale della copertura in macigni e ceppi

Percentuale della copertura in sterpaglia

Percentuale della copertura

Percentuale delle sponde erose

Percentuale dei pools di prima classe

Percentuale della copertura nel fiume

Percentuale della vegetazione di sponda nel fiume	Media annua del minimo di DO
Percentuale della copertura aerea	Media annua del pH
Percentuale dei pools	Media annua della torbidità
Percentuale dei pools con volta (tettuccio)	TDS media, maggio-ottobre
Percentuale delle sponde stabilizzate	Minimo dell'ossigeno durante lo sviluppo degli embrioni
Percentuale di volta vegetativa	Minimo dell'ossigeno durante la bassa portata
Percentuale di ghiaia da 1-3 pollici	Minimo dell'ossigeno durante il passaggio a monte
Totale dell'area della copertura	Minimo dell'ossigeno durante il passaggio a valle
VARIABILI CHIMICHE	
Alcalinità	Minimo dell'ossigeno durante lo svezzamento
Intervallo annuo di ossigeno disciolto (DO)	Azoto nitrico
Domanda biochimica di ossigeno (BOD)	Conducibilità specifica
Colore	Durezza totale
Torbidità massima in estate	Carbonio organico totale
pH massimo (o minimo)	Fosforo totale

I **metodi tradizionali** sono i più semplici da adottare, ma non dimostrano oggettivamente alcuna correlazione con la qualità ecologica; si muovono nella logica del buon senso, accontentandosi di mediare tra le parti interessate un valore di DMV non molto lontano da quello naturale. Al fine di concordare un valore di agevole controllo viene spesso espresso come percentuale delle portate medie o percentuale di una portata minima statisticamente definita.

I metodi delle **condizioni ambientali ottimali** sono basati su tecniche di rilevamento sperimentali e possono utilizzare variabili idrauliche non trasformate, come il perimetro bagnato, variabili idrauliche trasformate biologicamente, come l'Area Disponibile Ponderata e variabili multiple biologicamente trasformate.

Variabili morfologiche

Un metodo che si basa su tali variabili assume come ipotesi di base che la portata e le caratteristiche idrauliche dei fiumi in un bacino siano interamente determinate da parametri quali l'area del bacino, l'altezza ed il gradiente. Non esistono allo stato dati a supporto di questo concetto.

Il vantaggio di questo approccio è nella semplicità della procedura di calcolo e nella oggettività delle determinazioni. Il limite più rilevante riguarda l'impossibilità di rappresentare situazioni territoriali particolari. Risulta, quindi, necessario introdurre alcuni fattori correttivi, come le precipitazioni, l'altitudine, la qualità ambientale e il fattore naturalistico.

Variabili idrologiche

Alcuni criteri di valutazione del DMV si basano sull'assunto che la portata minima raccomandata dipenda da alcuni valori caratteristici del deflusso nella sezione di interesse, in genere secondo legami di diretta proporzionalità, come la portata media mensile, la portata media annua, la portata fluente istantanea. Si possono determinare oggettivamente i coefficienti di proporzionalità solo ancorando la stima delle portate minime a valori di portata effettivamente defluiti in alveo ai quali è correlato lo sviluppo delle biocenosi acquatiche. Se ciò non è possibile la stima dei coefficienti di proporzionalità viene effettuata sulla base di variabili morfologiche più semplici (spesso l'altezza d'acqua) che sono di fatto indirettamente legate allo sviluppo della vita acquatica.

Variabili morfologiche e idrologiche

Alcuni metodi esprimono la portata minima mediante una equazione di regressione con variabili idro-morfologiche.

I limiti di questo approccio sono gli stessi di quelli dei metodi basati su variabili morfologiche, anche se, rispetto a questi, offrono un maggior grado di affidabilità conseguente ad una più accurata scelta delle variabili indipendenti. Sono, in genere, non trasferibili geograficamente.

Variabili statistiche

I metodi basati sulla curva di durata dei deflussi, per la definizione della portata minima, sono annoverati tra i metodi che utilizzano variabili statistiche. Si può ragionevolmente ammettere che questo approccio, che presenta gli stessi vantaggi di quello relativo alle variabili idrologiche, presenti un grado di affidabilità maggiore di quest'ultimo, in quanto la portata minima può ritenersi più direttamente legata ai minimi valori dei deflussi: questi metodi sono comunque arbitrari in quanto non correlati con indici di qualità ecologica.

Perimetro bagnato

Un certo numero di autori, considerando che le variabili di portata non sono necessariamente correlate con qualche caratteristica biologicamente benefica nel fiume, si sono rivolti a semplici misure idrauliche di sezione trasversale o strutturali, come metodo per approssimare meglio l'habitat biologico. Il perimetro bagnato varia con la portata ed una varietà di benefici biologici possono essere ascritti all'aumento della quantità di perimetro bagnato, in teoria correlato con la produzione di invertebrati.

Una curva di forma generale può essere ottenuta con misure di diverse portate, o con la simulazione attraverso modelli idraulici tipo R2-CROSS-81 [Weatherred *et al.*, 1981], IFG4 [Milhous *et al.*, 1984], WSP [Milhous *et al.*, 1984] e altri.

Il passaggio finale con questi metodi è quello di prendere il punto appropriato sulla curva, chiamato "break point". In molti casi questo punto viene assimilato al "punto di flesso", ma molte curve non ce l'hanno.

Variabili strutturali e idrauliche

Un passaggio successivo nello sviluppo di queste tecniche, che determinano tutte grafici bi-dimensionali di una variabile indice verso la portata, è l'inclusione di variabili multiple. Per ottenere sempre un grafico bi-dimensionale, queste variabili vanno aggregate in modo da formare una singola variabile che possa essere messa in relazione con la portata.

I dati grezzi vengono raccolti nei transetti ubicati in molti punti e per molte portate, e trasformati utilizzando considerazioni biologiche, in valori da 0 a 1. I valori trasformati sono moltiplicati insieme per dare, in unità relative, la quantità di habitat adatto nel fiume. Queste unità relative sono poi estrapolate lungo i transetti all'area del tratto in studio, fornendo un grafico dell'area del relativo habitat in funzione della portata.

Il Fish and Wildlife Service Instream Flow Service Group ha definito un modello di simulazione idraulica, cosicchè i dati di campo non devono essere presi a più di qualche portata. Il loro set di programmi, conosciuto come PHABSIM [Milhous *et al.*, 1984] produce un output che include diverse variabili idrauliche, e una variabile risposta, conosciuta come Area Disponibile Ponderata (ADP), in inglese Weighted Usable Area (WUA). Questo modello è ora il più utilizzato ed è stato adottato come politica da molti stati americani e dalle agenzie federali.

Altri ricercatori [Binns, 1979; Binns e Eiserman, 1979] hanno applicato il concetto della trasformazione biologica ad un gran numero di variabili, che includono la profondità, la velocità, il substrato ed il rifugio. Le variabili sono state trasformate in valori di importanza biologica e messe in regressione una per una con la biomassa, nel periodo estivo di bassa portata. Quelle con le correlazioni maggiori sono state quindi utilizzate in una equazione di regressione lineare multipla verso la biomassa. Il risultato è un'equazione di regressione multipla che predice la biomassa (riferito come Habitat Quality Index - HQI).

Il Deflusso Minimo Fluviale

Tutto quanto fino ad ora relazionato, sia in merito alle determinazioni legislative, che in riferimento alla complessità del sistema influenzato dai prelievi, fa dedurre che il minimo deflusso capace di garantire un giusto compromesso tra il prelievo per l'utilizzo antropico delle acque superficiali e la salvaguardia dell'ambiente fluviale, deve essere definito in modo da considerare i seguenti aspetti principali:

1. la tutela dello stato ecologico del fiume;
2. la tutela degli organismi viventi fluviali;
3. la tutela delle attività socio-economiche basate sull'ambiente perfluviale;
4. la tutela del paesaggio;
5. la necessità dei prelievi.

I primi quattro sono aspetti paesaggistico-ambientali, mentre il quinto è un aspetto prettamente antropico, che sottrae all'ambiente e al paesaggio fluviale la risorsa acqua.

I fattori paesaggistico-ambientali devono essere valutati opportunamente e nella considerazione dello specifico sistema paesaggistico-ambientale di appartenenza; essi richiedono una portata minima caratteristica, che ne permette la salvaguardia. Occorre, quindi, considerare:

1. un **deflusso minimo per la tutela dello stato ecologico del fiume**,
2. un **deflusso minimo per la tutela degli organismi viventi fluviali**,
3. un **deflusso minimo per la tutela delle attività socio-economiche**
4. un **deflusso minimo per la tutela del paesaggio**.

Il massimo di questi “deflussi minimi” rappresenta, pertanto, un efficace e rappresentativo deflusso di salvaguardia per l'ambiente fluviale. È palese, quindi, che chiamarlo “deflusso minimo vitale” ne sminuirebbe il valore così articolato e il significato così organico; per questo motivo, in questo studio sarà semplicemente e genericamente chiamato **deflusso minimo fluviale (DMF)**.

La **necessità dei prelievi** può incidere sull'abbassamento del DMF allorquando, la rinuncia alla salvaguardia di alcuni, se non tutti, gli aspetti ambientali

è giustificata da ritorni di tipo sociale ed economico. Tali situazioni richiedono necessariamente che la decisione finale e il giusto compromesso sia di tipo politico-economico.

Deflusso minimo per la tutela dello stato ecologico del fiume

Per garantire il mantenimento e il miglioramento dello stato ecologico di un corso d'acqua, si prendono in considerazione le determinazioni del Decreto Legislativo 258/2000.

A tale proposito occorre predisporre un sistema di monitoraggio del corso d'acqua, così come previsto dallo stesso Decreto Legislativo, con stazioni di misurazione strategicamente collocate lungo i corsi d'acqua del bacino idrografico principale.

Quando viene eseguita una derivazione da fiume, la conseguente diminuzione di portata determina una riduzione della capacità di diluizione ed di depurazione naturale nei tratti a valle della captazione. Occorre, pertanto, che la riduzione della capacità di diluizione e di depurazione naturale non provochino il peggioramento della **classe ecologica** del fiume (cfr tabella 5, così come sarebbe ricavabile dalla considerazione dei soli macrodescrittori, al netto dell'indicazione proveniente dall'I.B.E.), in attuazione del Decreto Legislativo 258/2000.

Tutela dello stato ecologico di un corso d'acqua in funzione dei soli macrodescrittori, in riferimento a nuovi prelievi.

Nelle condizioni in cui la natura di un nuovo prelievo e lo stato ecologico del corso d'acqua richiedano la verifica di compatibilità del nuovo prelievo rispetto al deflusso minimo per la tutela dello stato ecologico, si applica la procedura appresso descritta.

Prima di una derivazione o captazione da sorgente (situazione attuale), il corso d'acqua interessato dalla riduzione della portata può essere schematizzato come in figura 4.

In tale figura si ha:

K_1 = carico inquinante attualmente entrante dalla sezione in cui avverrà la derivazione;

Q_1 = portata d'acqua attualmente entrante attraverso la sezione in cui avverrà la derivazione, nota per misurazione;

C_1 = concentrazione di inquinante attualmente misurata nella sezione in cui avverrà la derivazione, nota per misurazione;

K_2 = carico inquinante attualmente uscente dalla sezione in cui sarà restituita l'acqua;

Q_2 = portata d'acqua attualmente uscente attraverso la sezione in cui sarà restituita l'acqua, nota per misurazione;

C_2 = concentrazione di inquinante attualmente misurata nella sezione in cui sarà restituita l'acqua, nota per misurazione;

K_{in} = carico inquinante entrante nel tratto compreso tra le sezioni 1 e 2;

Q_{in} = portata d'acqua entrante nel tratto compreso tra le sezioni 1 e 2;

C_{in} = concentrazione d'inquinante contenuto nel volume d'acqua entrante nel tratto compreso tra le sezioni 1 e 2.

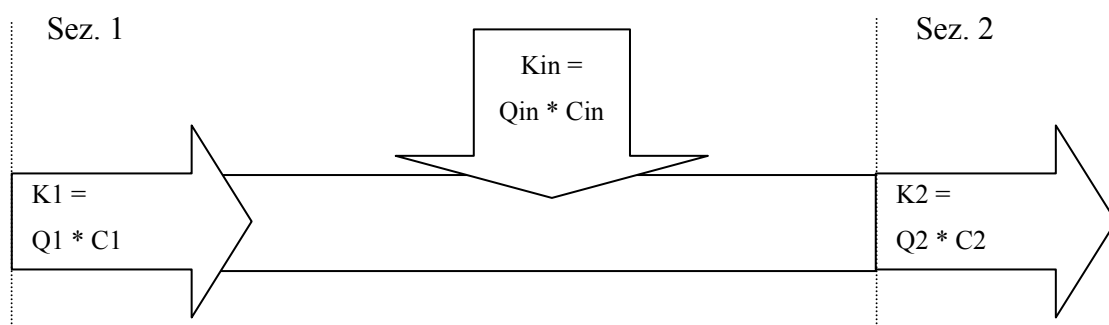


FIGURA 4: SCHEMA DI FUNZIONAMENTO DEL CORSO D'ACQUA PRIMA DELLA RIDUZIONE DI PORTATA

Il modello di calcolo applica il bilancio del carico inquinante.

Quindi, dalla figura 4 si evince che:

$$Q_{in} = Q_2 - Q_1$$

e

$$K_1 + K_{in} \geq K_2$$

La capacità di depurazione naturale del fiume consente di ridurre la concentrazione di inquinanti organici all'aumentare del tempo di permanenza nella corrente fluviale. Pertanto, quanto più è lungo il tratto che sarà interessato dalla riduzione di portata, molto più facilmente il carico inquinante dato da $K1 + K_{in}$ risulterà maggiore di $K2$. Tuttavia, se il tratto fluviale, che subirà la riduzione di portata, è sufficientemente corto o gli scarichi sono particolarmente diffusi nel tratto, si può ipotizzare che:

$$K1 + K_{in} = K2 \quad (1)$$

Affinché si possa applicare la (1), si può anche scomporre il tratto fluviale interessato dalla riduzione di portata, in più tratti di lunghezza minore. In tal caso la sezione "2" non sarà la sezione di rilascio.

Dalla (1) e dalla figura 4 si deduce che:

$$K_{in} = K2 - K1 = Q2 * C2 - Q1 * C1 \quad (2)$$

Una volta noto K_{in} , si considera lo schema in figura 5, che prevede il funzionamento del sistema con la derivazione in atto.

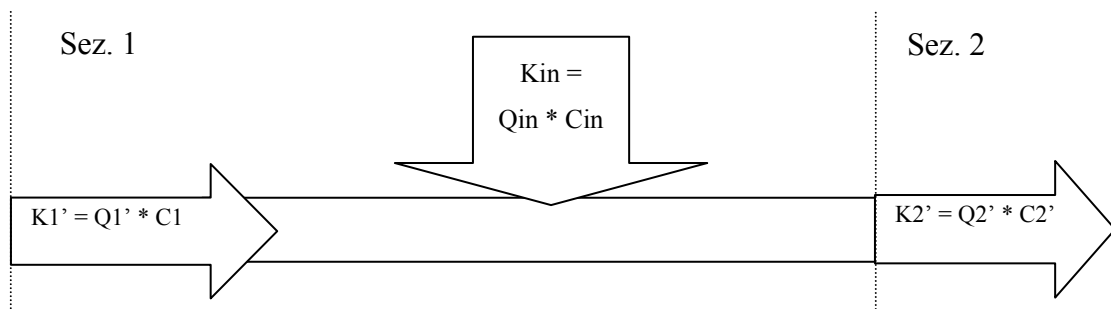


FIGURA 5: SCHEMA DI FUNZIONAMENTO DEL CORSO D'ACQUA CON PORTATA RIDOTTA

In tale schema si ha:

$K1'$ = carico inquinante con derivazione in atto che entra dalla sezione in cui avverrà la derivazione;

$Q1'$ = portata d'acqua con derivazione in atto che entra attraverso la sezione in cui avverrà la derivazione; tale valore si ottiene sottraendo la portata da prelevare a $Q1$.

$C1$ = concentrazione di inquinante con derivazione in atto che entra nella sezione in cui avverrà la derivazione; tale concentrazione si ipotizza uguale a quella attuale.

$K2'$ = carico inquinante con derivazione in atto che esce dalla sezione in cui avverrà la restituzione; tale valore è ignoto;

$Q2'$ = portata d'acqua con derivazione in atto che esce poco prima della restituzione ($Q2' = Q1' + Q_{in}$);

$C2$ = concentrazione di inquinante con derivazione in atto che esce dalla sezione in cui avverrà la restituzione; tale valore è ignoto;

K_{in} = carico inquinante con derivazione in atto che entra nel tratto compreso tra le sezioni 1 e 2; tale valore si ipotizza uguale a quello attuale;

Q_{in} = portata d'acqua con derivazione in atto che entra nel tratto compreso tra le sezioni 1 e 2; tale valore si ipotizza uguale a quello attuale;

C_{in} = concentrazione d'inquinante contenuto nel volume d'acqua entrante, durante la derivazione, nel tratto compreso tra le sezioni 1 e 2; tale concentrazione si ipotizza uguale a quella attuale.

Dallo schema in figura 5 si evince che:

$$K1' + K_{in} \geq K2'.$$

Si ipotizza la condizione peggiore, per la quale la portata defluente nel tratto "in secca" non sia in grado di garantire autodepurazione. Pertanto si pone:

$$K1' + K_{in} = K2'$$

da cui:

$$K2' = C1 * Q1' + K_{in}$$

ovvero:

$$C2' = (C1 * Q1' + K_{in}) / Q2'$$

Ponendo

$$Q2' = Q1' + Q_{in}$$

si ha:

$$C2' = (C1 * Q1' + K_{in}) / (Q1' + Q_{in}) \quad (3)$$

Per economizzare le misure si può anche porre $Q2'$ uguale a $Q1'$, dove si ricorda che $Q1'$ è pari alla portata che sarà rilasciata in alveo a seguito della derivazione. In tal caso la (3) restituirebbe un valore comunque più alto di $C2'$, e quindi a vantaggio di sicurezza.

Applicazione del metodo

L'applicazione del metodo varia in funzione degli “scenari di prelievo e restituzione”.

Per sezione di prelievo può intendersi quella in cui è previsto un prelievo ragionevolmente grande da determinare una significativa riduzione delle portate defluenti a valle, ovvero quella in cui è ubicato l'ultimo di una serie di prelievi, che nel complesso, possono provocare una significativa riduzione della portata di deflusso.

Nello scenario 1 di **Restituzione non interna al bacino principale** occorre eseguire misurazioni su campioni d'acqua prelevati a monte della sezione in cui è prevista la presa, a distanza dalla presa non superiore alla larghezza dell'alveo (nel caso di sorgenti, nel punto di presa). Occorre, poi, prevedere misurazioni anche su campioni d'acqua prelevati a monte della sezione di confluenza del corso d'acqua con altri corpi recettori, a distanza dalla confluenza non superiore alla larghezza dell'alveo. Qualora il “tratto in secca” dovesse risultare particolarmente lungo da richiedere la sua suddivisione in più tratti, in cui applicare le schematizzazioni in figura 4 e 5, sarà necessario aumentare le stazioni di misura (n tratti richiedono $n+1$ stazioni di misura).

Nello scenario 2 di **Restituzione immediata** occorre eseguire misurazioni su campioni d'acqua prelevati a monte della sezione in cui è prevista la presa, a distanza dalla presa non superiore alla larghezza dell'alveo (nel caso di sorgenti, nel punto di presa). Occorre, poi, prevedere misurazioni anche su campioni d'acqua prelevati a monte della sezione in cui è prevista la restituzione, a distanza dalla restituzione non superiore alla larghezza dell'alveo. Qualora il “tratto in secca” dovesse risultare particolarmente lungo da richiedere la sua suddivisione in più tratti, in cui applicare le schematizzazioni in figura 4 e 5, sarà necessario aumentare le stazioni di misura (n tratti richiedono $n+1$ stazioni di misura).

Nello scenario 3 di **Restituzione su altro fiume dello stesso bacino principale** occorre eseguire misurazioni su campioni d'acqua prelevati a monte della sezione in cui verrebbe effettuata la presa, a distanza dalla presa non superiore alla larghezza dell'alveo (nel caso di sorgenti, nel punto di presa). Occorre, poi, prevedere misurazioni anche su campioni d'acqua prelevati a monte della sezione di

confluenza del corso d'acqua con altri corpi recettori, a distanza dalla confluenza non superiore alla larghezza dell'alveo. Qualora il “tratto in secca” dovesse risultare particolarmente lungo da richiedere la sua suddivisione in più tratti, in cui applicare le schematizzazioni in figura 4 e 5, sarà necessario aumentare le stazioni di misura (n tratti richiedono $n+1$ stazioni di misura).

Per verificare la compatibilità del prelievo con il **deflusso minimo per la tutela dello stato ecologico del fiume**, occorre una campagna di misurazione preliminare di almeno un anno, con cadenza mensile.

Per ogni prelievo occorre conoscere: la **Portata** e le **Concentrazioni di 100-OD, BOD5, COD, NH4, NO3, P, Escherichia Coli** (cfr. tabella 4). I prelievi devono essere eseguiti in condizioni ordinarie di deflusso (non durante le piene o giorni di estrema magra).

Dai dati di concentrazione, in base alla formula (2), si ricava il valore di **Kin**, per ogni macrodescrittore.

Dopo almeno un anno di monitoraggio, si misureranno 7 concentrazioni mensili dei macrodescrittori, per un totale di almeno 84 valori di C1 e almeno 84 valori di C2, per ogni tratto 1-2. Indicando con i l' i -mo mese dell'anno, si valuta, poi, per ogni macrodescrittore, come “valore significativo” di **C2**, quello relativo al 75° percentile della distribuzione delle dodici misure mensili **C2(i)**.

Il “valore significativo” di **C2** rappresenta lo stato ecologico del corso d'acqua nella sezione 2, prima della derivazione.

Si applica, poi, la formula (3) dodici volte, una per ogni mese dell'anno, utilizzando i valori di **C1(i)** misurati e di **Kin(i)** calcolati con cadenza mensile. La portata **Q1'(i)** è data da **Q1(i)**, misurata nell' i -mo mese di monitoraggio, meno la portata che si prevede prelevare nel mese i -mo.

Il 75° percentile di **C2'**, ricavato dalla distribuzione dei dodici valori di **C2'(i)** calcolati nell'arco dell'anno, rappresenta il valore significativo da considerare nelle tabella 4, per conoscere lo stato ecologico del corso d'acqua nella sezione 2, in ipotesi di derivazione in atto.

Ebbene, i valori di **Q2'(i)** mensilmente calcolati, che a vantaggio di sicurezza e di economia delle misurazioni, possono anche essere posti pari alla portata **Q1'(i)**,

non devono provocare il declassamento dello stato ecologico del corso d'acqua nella sezione 2, così come indicato dalle Tabella 5.

Nel caso degli scenari di prelievo e restituzione di tipo 1 e 3, la verifica è necessaria anche nei tratti fluviali di ordine superiore a quello in cui è previsto il prelievo, affinché la riduzione di portata nei tratti fluviali vallivi, non possa comportare il peggioramento del loro stato ecologico (almeno fino alla sezione di restituzione nel caso di scenario 3).

In questi casi, però, la verifica può essere eseguita direttamente nei tratti compresi tra due stazioni di monitoraggio, di quelle previste dal D.Lvo 258/2000, che rappresenteranno le sezioni 1 e 2 degli schemi in figura 4 e 5. La notevole distanza, a cui generalmente sono separate le stazioni di monitoraggio, fa in genere decadere l'ipotesi caratterizzata dall'equazione (1), rischiando di provocare la sottovalutazione, tramite l'applicazione mensile della formula (3), del "valore significativo" di $C2'$, per ogni stazione di monitoraggio e per ogni macrodescrittore. Certo è che negli scenari 1 e 3 di prelievo e restituzione non si può pretendere una segmentazione dei tratti vallivi così fitta come per il ramo fluviale in cui si prevede il prelievo. Si può, allora, utilizzare il "valore significativo" sottostimato di $C2'$, per verificare almeno se c'è il pericolo tangibile di un abbassamento dello stato ecologico delle acque nei tratti fluviali di ordine superiore, con ripercussioni indesiderate per località anche molto distanti dal luogo del prelievo. Questa verifica può essere di supporto alle decisioni e può anche richiedere l'infittimento del monitoraggio nei tratti ritenuti a rischio.

Il monitoraggio dello stato qualitativo, qualora la derivazione risultasse compatibile con il deflusso minimo per la tutela dello stato ecologico del fiume, deve continuare per tutta la durata della concessione.

Tutela dello stato ecologico di un corso d'acqua in funzione dei soli macrodescrittori, in riferimento alla revisione dei prelievi esistenti.

Per migliorare lo stato ecologico di un fiume, così come previsto dal Decreto Legislativo 258/2000, occorre sicuramente prevedere adeguati impianti di depurazione delle acque di restituzione. A volte tale soluzione non è sufficiente, e i motivi sono diversi: costi e tempi elevati di realizzazione e difficoltà di gestione e adeguamento degli impianti, difficoltà di controllo della regolarità amministrativa degli scarichi esistenti, fiume alimentato da acque di falda inquinate.

Un rimedio opportuno potrebbe essere quello di ridurre l'entità delle derivazioni d'acqua in atto e garantire un maggiore deflusso, che sia in grado di diluire gli inquinanti.

In questo caso si considera un tratto di corso d'acqua la cui portata è ridotta a causa delle derivazioni e in cui vengono scaricate acque reflue. Siano indicate con "1" e "2" le sezioni di monte e valle del tratto.

Si pone:

K_1 = carico inquinante entrante dalla sezione 1;

Q_1 = portata d'acqua entrante attraverso la sezione 1;

C_1 = concentrazione di inquinante misurata nella sezione 1;

K_2 = carico inquinante uscente dalla sezione 2;

Q_2 = portata d'acqua uscente attraverso la sezione 2;

C_2 = concentrazione di inquinante misurata nella sezione 2;

K_{in} = carico inquinante entrante nel tratto 1-2;

Q_{in} = portata d'acqua entrante nel tratto 1-2;

C_{in} = concentrazione d'inquinante contenuto nel volume d'acqua entrante nel tratto 1-2.

Si ha:

$$Q_{in} = Q_2 - Q_1$$

e

$$K_1 + K_{in} \geq K_2$$

Si ipotizza che il tratto "1-2" sia stato scelto in modo da porre:

$$K1 + K_{in} = K2 \quad (4)$$

Dalla (4) si deduce che:

$$K_{in} = K2 - K1 = Q2 \cdot C2 - Q1 \cdot C1 \quad (5)$$

Si supponga di regolamentare le derivazioni a monte della sezione "1", in modo che la portata entrante da "1" possa aumentare.

Nella nuova configurazione del tratto "1-2", attraversato da una portata maggiore, si pone:

$K1'$ = carico inquinante entrante dalla sezione 1; da calcolare.

$Q1'$ = portata d'acqua entrante attraverso la sezione 1; è un valore noto, in quanto è la portata derivante dalla regolamentazione ipotizzata delle derivazioni.

$C1$ = concentrazione di inquinante entrante nella sezione 1, si ipotizza che tale valore sia rimasto costante, cautelativamente, visto che l'aumento di portata a monte può favorire processi di depurazione naturale;

$K2'$ = carico inquinante uscente dalla sezione 2;

$Q2'$ = portata d'acqua uscente attraverso la sezione 2;

$C2'$ = concentrazione di inquinante uscente dalla sezione 2;

K_{in} = carico inquinante entrante nel tratto interessato dalla riduzione di portata; si ipotizza che tale valore sia rimasto costante;

Q_{in} = portata d'acqua entrante nel tratto interessato dalla riduzione di portata; si ipotizza che tale valore sia rimasto costante;

C_{in} = concentrazione d'inquinante contenuto nel volume d'acqua entrante nel tratto interessato dalla riduzione di portata; si ipotizza che tale valore sia rimasto costante.

Nel nuovo scenario si ha:

$$K1' = C1 \cdot Q1' \quad (6)$$

e

$$C2' = K2' / Q2'. \quad (7)$$

Per calcolare $C2'$ occorre fare una serie di considerazioni. Innanzitutto occorre premettere che:

$$K1' + K_{in} \geq K2'$$

per i soliti motivi di depurazione naturale, che, con portate maggiori, sono sicuramente più spinti.

Cautelativamente si pone:

$$K2' = K1' + K_{in},$$

Poichè

$$Q2' = Q1' + Q_{in},$$

la (7) si può scrivere:

$$C2' = K2' / (Q1' + Q_{in}) \quad (8)$$

Per economizzare le misure si può anche qui porre $Q2'$ uguale a $Q1'$. In tal caso la (8) restituirebbe un valore comunque più alto di $C2'$, e quindi a vantaggio di sicurezza.

Applicazione del metodo

Il metodo deve essere applicato per valutare l'aumento di portata necessario a migliorare lo stato ecologico di un fiume in una delle sezioni di monitoraggio previste dal D.Lvo 258/2000. E' auspicabile, pertanto, che il tratto 1-2 sia abbastanza corto da far coincidere la sezione 2 con una stazione di monitoraggio. Ciò non necessariamente succede qualora, per trascurare i fenomeni di depurazione naturale, si dovesse suddividere il tratto fluviale in più segmenti.

L'applicazione del metodo richiede almeno un anno di campagna di misurazione mensile dei sette macrodescrittori nella sezione "1" e nella sezione "2", per un totale di almeno 84 misurazioni nella sezione "1" e 84 misurazioni nella sezione "2".

Per ogni prelievo, comunque, occorre conoscere: **Portata e Concentrazioni di Ossigeno disciolto, BOD5, COD, NH4, NO3, P, Escherichia Coli.**

Da questi dati, in base alla formula (5), si ricava anche il valore di **K_{in}**.

Indicando con i l' i -mo mese dell'anno, si valuta, poi, per ogni macrodescrittore, come "valore significativo" di **C2**, quello relativo al 75° percentile della distribuzione delle dodici misure mensili **C2(i)**.

Il "valore significativo" di **C2** rappresenta lo stato ecologico del corso d'acqua nella sezione 2, prima della regolamentazione a monte.

Si applica, poi, la formula (8) dodici volte, una per ogni mese dell'anno, utilizzando i valori di **K_{in}(i)** calcolati con cadenza mensile. La portata **Q1'(i)** è data

da **Q1(i)**, misurata nell'*i*-mo mese di monitoraggio, più la portata che si prevede far rilasciare nel mese *i*-mo.

Il 75° percentile di **C2'**, ricavato dalla distribuzione dei dodici valori di **C2'(i)** calcolati nell'arco dell'anno, rappresenta il valore significativo da considerare nelle tabella 4, per conoscere lo stato ecologico del corso d'acqua nella sezione 2, in ipotesi di regolamentazione delle portate a monte.

Il valore significativo di **Q1'**, derivante dalla regolamentazione delle portate a monte della sezione "1", deve provocare l'avanzamento desiderato dello stato ecologico del tratto di 1-2, così come indicato dalle Tabella 5.

Deflusso minimo per la tutela degli organismi viventi fluviali

Il deflusso minimo per la tutela degli organismi viventi fluviali deve tenere in considerazione i fattori da cui dipende il popolamento e la riproduzione degli organismi acquatici. Questi fattori sono legati principalmente: all'habitat fisico acquatico popolato dalle specie viventi, allo stato qualitativo dell'acqua e alle attività antropiche (come la pesca e l'alimentazione del fiume con sostanze nutrienti provenienti da apporti agricoli e zootecnici).

Lo stato qualitativo dell'acqua viene controllato dalla determinazione del già descritto deflusso minimo per la **tutela dello stato ecologico del fiume**, mentre le attività antropiche costituiscono una componente difficilmente modellizzabile, determinabile e prevedibile nei suoi effetti sugli organismi acquatici.

Ci si deve, pertanto, limitare ad analizzare la relazione esistente tra habitat fisico disponibile e la massa vivente fluviale.

Per applicare le metodiche attualmente esistenti occorre esplicitare i seguenti concetti:

- **Macrohabitat:** è un tratto longitudinale di un corso d'acqua, in cui le condizioni chimico-fisiche garantiscono la vita di un particolare organismo acquatico.
- **Mesohabitat:** è un'area discreta di un corso d'acqua, definita dalla geometria del canale, in cui le caratteristiche fisiche (come la pendenza, la larghezza, la profondità e il tipo di substrato) sono simili. Tipi comuni di mesohabitat sono i **pool**, i **run** e i **rifle**.
- **Microhabitat:** è una piccola area interna al mesohabitat utilizzata da un organismo acquatico per una particolare attività (come la deposizione delle uova). Il microhabitat viene tipicamente descritto mediante la combinazione di variabili idrauliche e/o fisiche come la profondità, la velocità, il substrato e la copertura.

Il modello PHABSIM

Un modello capace di stimare il cambiamento del microhabitat fisico in funzione della portata è il PHABSIM (Physical Habitat SIMulation).

Il modello PHABSIM stima i cambiamenti nel microhabitat fisico in funzione del solo deflusso idrico. Esso descrive i cambiamenti delle componenti fisiche del sistema fluviale in funzione delle portate, e le trasforma in una stima della qualità e quantità di microhabitat disponibile per gli organismi acquatici.

Gli incrementi di portata sono utilizzati per produrre relazioni tra l'altezza, la velocità simulate, il substrato e la copertura, e la disponibilità di microhabitat per particolari specie viventi obiettivo.

Il risultato più comunemente utilizzato da PHABSIM è l'Area Disponibile Ponderata (ADP) ovvero in lingua inglese *Weighted Usable Area (WUA)*. L'ADP è espressa in estensione di microhabitat per unità di lunghezza del fiume (m^2/km).

Vengono di seguito elencate le fasi operative da seguire per l'applicazione del metodo PHABSIM e la determinazione del **deflusso minimo per la tutela degli organismi viventi fluviali**, da applicare su tutta la rete idrografica di bacino.

Fase applicativa 1

- Individuazione delle informazioni necessarie sull'habitat e gli obiettivi di studio.

Fase applicativa 2

- Selezione delle specie viventi obiettivo (tra le specie obiettivo si possono prendere in considerazione anche quelle per la caratterizzazione dell'IBE, che nella valutazione del deflusso minimo per la tutela dello stato ecologico, non è stato esaminato);
- Selezione e sviluppo di un appropriato criterio di determinazione dei microhabitat e dei macrohabitat;

Fase applicativa 3

- Segmentazione fluviale;
- Selezione dei siti.

Fase applicativa 4

- Collocazione delle sezioni di attraversamento e acquisizione dei dati

Fase applicativa 5

- Modellazione idraulica

Fase applicativa 6

- Modellazione dell'habitat

Fase applicativa 7

- Determinazione dell'habitat totale dalle serie temporali: microhabitat e macrohabitat

Fase applicativa 8

- Individuazione dei “colli di bottiglia” dell'habitat.

Fase applicativa 9

- Gestione delle informazioni finali per la determinazione del deflusso minimo ottimale che sarà considerato come **deflusso minimo per la tutela degli organismi viventi fluviali.**

Deflusso minimo per la tutela delle attività socio-economiche

I deflussi minimi appena descritti non prendono in considerazione le esigenze di tipo socio-economico che gravitano sull'ambiente fluviale. Queste sono dovute ad attività antropiche che si basano sull'uso dell'acqua fluviale senza derivarla; possono essere ad esempio:

- le attività antropiche che utilizzano la forza motrice di un corso d'acqua per consentire il funzionamento di mulini;
- le attività antropiche che utilizzano l'altezza del tirante idrico, per consentire la tracimazione d'acqua in appositi canali, serbatoi o aree umide;
- le attività turistiche, che richiedono una sufficiente altezza d'acqua;
- le attività di trasporto del legno per recapitarlo in zone più vallive;
- le attività di navigazione fluviale;
- l'uso dell'alveo fluviale come serbatoio d'acqua per spegnere incendi forestali, che richiede la disponibilità di un'altezza minima del pelo libero che agevoli la raccolta dell'acqua con mezzi di aviotrasporto;

Tutte le attività socio-economiche, che utilizzano "in alveo" l'acqua fluviale, richiedono in genere la determinazione di un minimo valore di energia idraulica o di tirante idrico, in genere variabile durante l'anno, e che è possibile garantire mediante la valutazione di una adeguata portata minima di deflusso, anch'essa variabile durante l'anno, da quantificare con il ricorso all'ingegneria idraulica.

Deflusso minimo per la tutela del paesaggio

Le esigenze paesaggistiche richiedono una portata defluente minima che rispetti la gradevolezza visiva del paesaggio fluviale e che influisca in maniera poco invasiva sul mutamento degli equilibri morfologici.

Tale portata può variare nell'arco dell'anno e potrebbe essere definita in modo da:

1. non causare la scomparsa di “rapide”, “cascate” e “cateratte”, la cui presenza dovesse risultare fondamentale per caratterizzare l'ambiente fluviale;
2. non consentire la formazione di sgradevoli aree stagnanti;
3. garantire che il tirante idrico non scenda al di sotto di un livello di soglia tale da rendere la sezione dell'alveo di piena ordinaria sproporzionata nella forma e nella dimensione, rispetto alla corrente d'acqua che scorre su di esso;
4. garantire dei processi di sedimentazione accettabili dal punto di vista dell'equilibrio morfologico fluviale.

Il deflusso minimo per la tutela del paesaggio deve essere valutato con l'ausilio dell'ingegneria idraulica, in funzione dell'altezza minima da garantire al tirante idrico e in funzione della velocità minima da garantire alla corrente.

Applicazione del Deflusso Minimo Fluviale

La determinazione del DMF avviene tramite la valutazione separata del:

1. Deflusso minimo per la tutela dello stato ecologico del fiume;
2. Deflusso minimo per la tutela degli organismi viventi fluviali;
3. Deflusso minimo per la tutela delle attività socio-economiche;
4. Deflusso minimo per la tutela del paesaggio.

Questi deflussi possono essere opportunamente diagrammati, come in figura 6, per facilitarne il confronto e la deduzione di particolari osservazioni tecniche.

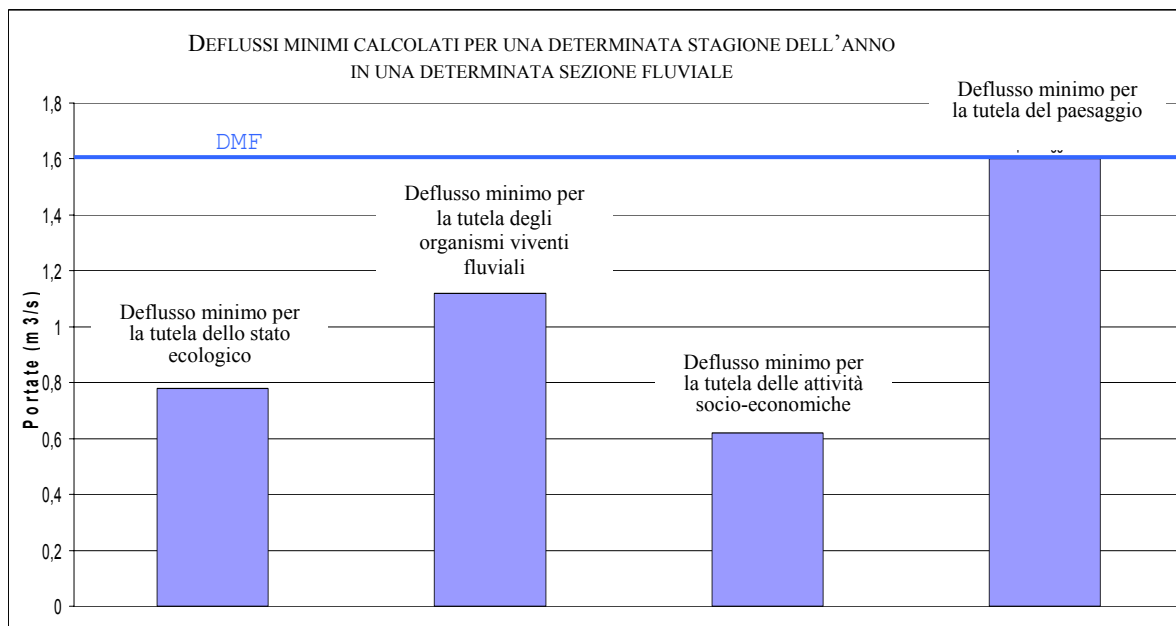


FIGURA 6: ESEMPIO DI RAPPRESENTAZIONE GRAFICA PER LA DETERMINAZIONE DEL DMF

Il Deflusso Minimo Fluviale (DMF) è dato dal massimo valore tra quelli assunti dal deflusso minimo per la tutela dello stato ecologico, dal deflusso minimo per la tutela degli organismi viventi fluviali, dal deflusso minimo per la tutela delle attività socio-economiche e dal deflusso minimo per la tutela del paesaggio. Nel caso della figura 6 il DMF coincide con il deflusso minimo per la tutela del paesaggio. Tale DMF garantisce anche tutte le altre tre esigenze paesaggistico-ambientali.

Una volta valutati i quattro deflussi minimi e dedotto il DMF, per un determinato periodo dell'anno e in una determinata sezione idraulica, occorre eseguire il confronto con il **deflusso previsto dalla necessità dei prelievi d'acqua**.

Tale deflusso potrebbe essere non inferiore al DMF. In tal caso si ha una situazione di compromesso ottima, in quanto la necessità delle derivazioni è rispettosa di tutte le esigenze paesaggistico-ambientali.

In alcuni casi il deflusso minimo previsto dalla necessità dei prelievi può risultare inferiore al DMF stabilito. Allora occorrerà eseguire un'analisi generalizzata dei costi e dei benefici indotti dalle derivazioni d'acqua sul sistema paesaggistico-ambientale. Tale sistema, come si è visto in precedenza, può essere geograficamente racchiuso in un ambito territoriale molto ristretto (come nel caso del secondo scenario di prelievo), ma può anche estendersi a vaste zone poste a valle del prelievo (come negli scenari 1 e 3). L'analisi dovrà confrontare i benefici diretti e indiretti (eventualmente apportati anche da politiche sociali ed economiche di riparazione) con il costo della rinuncia alla salvaguardia paesaggistico-ambientale. Tale rinuncia può essere parziale (afferente cioè a non tutti e quattro i fattori ambientali che determinano il DMF), ovvero manifestarsi con la perdita totale di tutte le componenti paesaggistico-ambientali. In figura 7, ad esempio, si evince che un deflusso di $1.0 \text{ m}^3/\text{s}$ previsto dalla necessità di prelievo d'acqua, comporterebbe la rinuncia alla tutela del paesaggio e degli organismi viventi acquatici, garantendo che lo stato ecologico fluviale e le attività socio-economiche rimangano salvaguardate.

L'analisi costi-benefici deve tenere in considerazione le quattro soglie di portata per la salvaguardia ambientale del sistema fluviale, così come illustrato in figura 7, in cui sono riportati, a titolo di esempio, gli scalini di costo generalizzato crescente da considerare ogni qualvolta la portata, dovuta alla necessità delle derivazioni, diventi inferiore a un numero sempre crescente dei valori di Deflusso Minimo per la salvaguardia paesaggistico-ambientale.

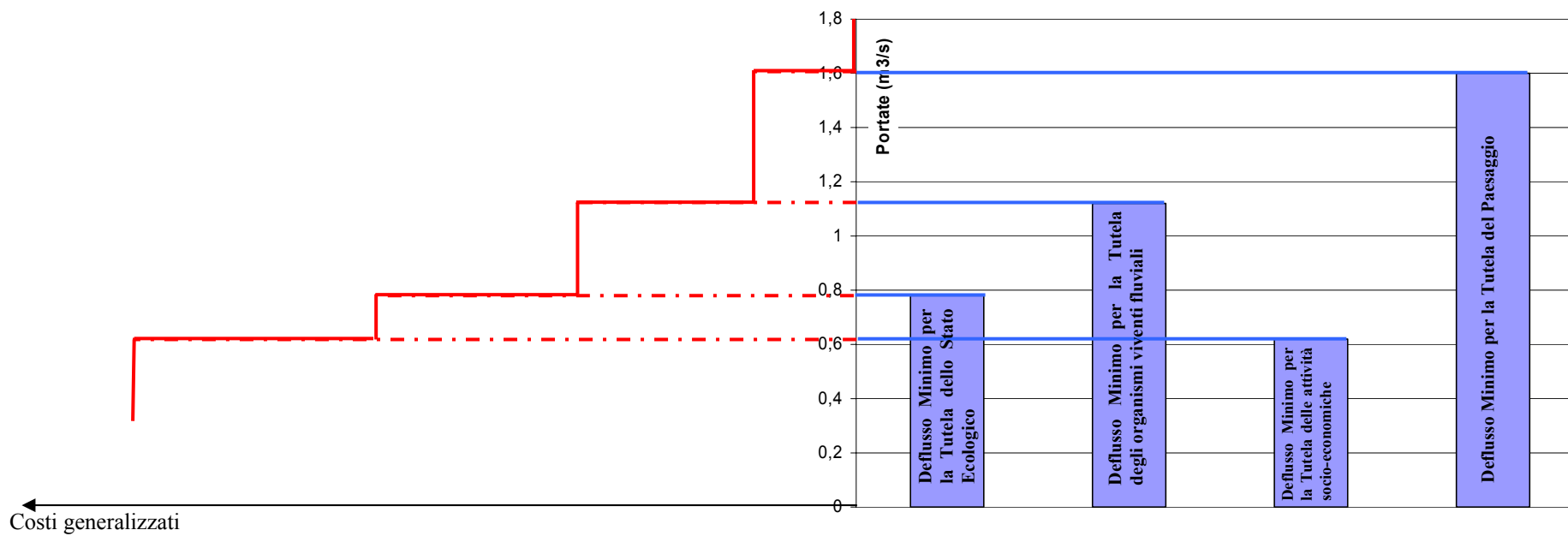


FIGURA 7: COSTI GENERALIZZATI ASSOCIATI ALLE RIDUZIONI DEI DEFLUSSI MINIMI FLUVIALI

Osservazioni conclusive

Le determinazioni sopra esposte comportano la deduzione delle seguenti osservazioni.

- Il DMF non è estrapolabile da una semplice formula, ma da applicazioni di bio-ingegneria, eseguite in base a considerazioni paesaggistico-ambientali, che inglobano interessi di tipo ecologico, naturalistico e antropico.
- I Deflussi Minimi per la tutela dei quattro fattori paesaggistico-ambientali possono variare nell'anno; ne consegue che il DMF possa assumere valori anche diversi nell'arco dell'anno.
- Giustificate priorità antropiche possono comunque richiedere la riduzione del DMF a valori che non sono più in grado di garantire alcuni bisogni e requisiti minimi sotto il profilo ambientale.
- La determinazione del DMF richiede competenze, da parte dell'Autorità di Bacino Interregionale del Sele, non più limitate alla sola gestione quantitativa della risorsa "acqua". Infatti occorre tenere conto anche di aspetti legati alla qualità dell'acqua.
- Il monitoraggio e la pianificazione della regolarità dei prelievi e della qualità e quantità delle restituzioni d'acqua, nonché la programmazione di impianti di depurazione e di nuove attività socio-economiche basate sull'ambiente fluviale (parchi naturalistici, zone umide, attività di pesca, ecc.) richiedono l'aggiornare periodico (ogni certo numero d'anni) della valutazione del DMF.

Bibliografia

BINNS N. A. (1979), *A Habitat Quality Index for Wyoming trout streams*. Wyoming Game and Fish Department, Fishery Research Report, n°2, Cheyenne, Wyoming 82002.

BINNS N. A., EISERMAN F. M. (1979), *Quantification of fluvial trout habitat in Wyoming*. Trans. Am. Fish. Soc. 108

COTTA RAMUSINO M. (1991), *Lezioni di idrobiologia e piscicoltura*. Ed. CLUED

DELL'UOMO A. (1985) *Popolamenti vegetali delle acque correnti*. Seminario di Aggiornamento "Ecologia dell'ambiente fluviale", Reggio Emilia, 31 maggio-1 giugno 1985

EPRI (ELECTRIC POWER RESEARCH INSTITUTE) (1986) *Instream Flow Methodologies*. EA-4819, Project 2194-2, Final Report, Palo Alto, California.

GANDOLFI G. (1985), *Popolamenti ittici delle acque correnti*. Seminario di Aggiornamento "Ecologia dell'ambiente fluviale", Reggio Emilia, 31 maggio-1 giugno 1985

GREGORY K. J. (1976), *Changing drainage basins*. Geographical Journal, 142

HASLAM S. M. (1978) *River Plants*. Cambridge University Press, London, England, UK

MADONI P, GHETTI P. F. (1985) *Micro e macroinvertebrati degli ambienti di acque correnti*. Seminario di Aggiornamento "Ecologia dell'ambiente fluviale", Reggio Emilia, 31 maggio-1 giugno 1985

MEYBECK M, FRIEDRICH G., THOMAS R, CHAPMAN D. (1992). *Rivers. Water Quality Assessment* (Ed. D. Chapman), Chapman & Hall.

MILHOUS R. T., WEGNER D. L., WADDLE T (1984) *Users Guide to the Physical Habitat Simulation System (PHABSIM)*. Instream Flow Information Paper 11, Rep. FWS/OBS-81/43 (Revised), US Fish Wildl. Serv. Washington D.C.

WEATHERED J. D., SILVEY H. L., PFANKUCH D. J. (1981) *Program Documentation for R2-CROSS-81*. Rep. WSDG-AD-00004, USDA Forest Service, Watershed System Development Group, Ft. Collins, CO



NAPOLI
Giugno 2003