Le condizioni di regime nei corsi d'acqua naturali

E. Paris

4.1 Premessa

Il processo naturale che governa la formazione e l'evoluzione di una rete idrografica e, più in particolare, dei singoli corsi d'acqua che la compongono, dipende essenzialmente da una serie di condizioni imposte al sistema fisico "bacino idrografico" quali per esempio, le caratteristiche climatiche, geologiche, tettoniche, che il sistema stesso non è in grado di controllare, e da un insieme di variabili che viceversa il "sistema fluviale" è capace di generare e adattare, quali per esempio le caratteristiche idrauliche, geometriche e sedimentologiche.

La differenza fondamentale tra i canali artificiali a pareti fisse e gli alvei naturali risiede appunto nella maggiore capacità che questi ultimi hanno di "automodellarsi", cioè di adattare l'assetto plano-altimetrico in modo tale da smaltire gli apporti solidi e liquidi provenienti dal bacino di alimentazione; se si considera infatti un canale artificiale a geometria imposta, questo è in grado di adattare la propria capacità di smaltimento della portata liquida solo attraverso una variazione del tirante d'acqua; dispone cioè di un solo grado di libertà. Viceversa, un corso d'acqua naturale può variare la larghezza, la pendenza e la profondità per adattarsi alle condizioni imposte di portata liquida e solida; dispone quindi di (almeno) tre gradi di libertà.

Lo studio delle relazioni intercorrenti tra condizioni imposte da monte (variabili indipendenti) e caratteristiche del corso d'acqua (variabili dipendenti) è comunemente indicato come "Teoria del regime".

Di seguito saranno illustrati i concetti di base della teoria del regime con riferimento, come già ricordato, ai soli corsi d'acqua naturali.

4.2 Il concetto di regime fluviale

Con riferimento al bacino imbrifero, si possono distinguere due categorie di fattori che determinano le principali caratteristiche alle quali la rete idrografica deve adattarsi (variabili indipendenti):

A) FATTORI AMBIENTALI, in cui ricadono le caratteristiche climatiche (essenzialmente piovosità e temperatura), quelle geologiche (natura e formazioni rocciose), e tettoniche, che insieme influenzano la vegetazione, la morfologia, il reticolo idrografico, gli afflussi solidi e liquidi.

B) FATTORI ANTROPICI, comprendenti tutti gli interventi umani che tendono a modificare la dinamica del sistema fluviale, sia a scala di bacino, come per esempio l'uso del suolo, i rimboschimenti, la stabilizzazione dei pendii, sia direttamente in alveo, come le sistemazioni, le regolarizzazioni, le regimazioni, lo sfruttamento delle risorse.

L'assetto attuale del corso d'acqua è pertanto il risultato della mutua interazione tra i fattori di tipo A e quelli di tipo B, che ne determinano nel tempo e nello spazio le caratteristiche idrauliche (deflussi liquidi), geometriche (profilo trasversale, longitudinale e planimetrico), e sedimentologiche (portate solide, caratteristiche dei sedimenti), come illustrato nello schema di Fig. 1.

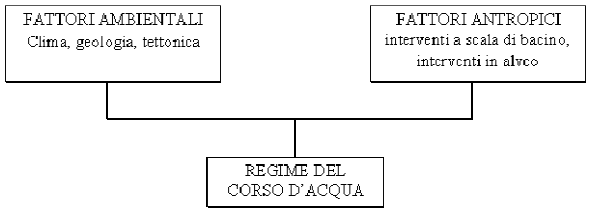


Figura 1 - Fattori influenzanti il regime dei corsi d'acqua.

Occorre a questo punto precisare il concetto di regime del corso d'acqua. Si considera un corso d'acqua "a regime" quando le caratteristiche che ne definiscono l'assetto (idrauliche, geometriche e sedimentologiche) rimangono mediamente invariate nel tempo.

Tale definizione è evidentemente legata ad una opportuna scala temporale per la quale i valori medi delle grandezze sopra richiamate possono ritenersi costanti nel tempo.

Infatti, ipotizzando per il momento di considerare un bacino esente da interventi antropici, risulta che, se si assume una scala temporale geologica, dell'ordine del milione di anni, i valori medi non potranno ritenersi costanti per la continua evoluzione cui è soggetta la superficie terrestre.

Di seguito faremo riferimento, a solo titolo indicativo, alla scala temporale connessa alla vita media delle opere, dell'ordine di 50-100

anni.

Nella Fig. 2 è schematizzato un corso d'acqua ove vengono evidenziate le variabili dipendenti (pendenza, larghezza e altezza della sezione) conseguenti al regime delle portate liquide (Q) e solide (Q_s) imposte dal bacino di appartenenza.

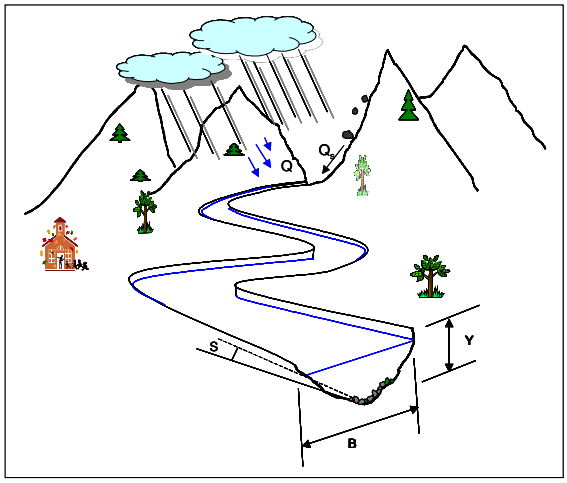


Figura 2 - Schematizzazione del corso d'acqua.

La condizione di regime è ovviamente influenzata dalla presenza dei fattori antropici che, com'è stato detto, intervengono a modificare direttamente o indirettamente le caratteristiche "naturali" del bacino e della sua rete idrografica.

Il concetto di regime continua tuttavia a rimanere valido in quanto il corso d'acqua si adatta alle nuove condizioni imposte attraverso un transitorio più o meno lungo (dell'ordine anche di diversi decenni), per raggiungere una diversa configurazione di regime, o di equilibrio.

È ovvio che, se durante il transitorio di adattamento, si modifichino ancora le condizioni che ne hanno dato origine, la situazione finale dipenderà dalla sovrapposizione di tutti gli effetti indotti dalle modifiche cui il corso d'acqua è andato soggetto.

È questo il caso dei molti bacini antropizzati in cui il ritmo degli interventi umani si è particolarmente intensificato nell'ultimo secolo, dando origine a tendenze evolutive ancora in atto che si ripercuotono non solo sull'assetto dei corsi d'acqua ma anche sull'equilibrio della costa (es.: Arno, Ombrone, Po).

4.3 Le relazioni del regime

La ricerca dei legami intercorrenti tra le condizioni imposte al corso d'acqua e le sue caratteristiche è di fondamentale importanza per un'adeguata comprensione della dinamica fluviale, nonché per una corretta gestione e tutela della rete idrografica.

Le formule per il trasporto solido e per la resistenza al moto, per esempio, consentono di esprimere un legame funzionale tra variabili indipendenti (portata liquida e solida), in funzione delle variabili dipendenti (dimensioni dei sedimenti e caratteristiche geometriche dell'alveo). Tuttavia, tali relazioni hanno validità (con tutte le necessarie limitazioni) anche in condizioni di non regime e, pertanto, non possono fornire alcuna indicazione per la verifica dell'attuale assetto di un corso d'acqua o per il progetto di un canale in alveo mobile che sia in equilibrio con le condizioni imposte. Infatti, se si assume la portata liquida Q e la portata solida Q_s come variabili indipendenti, e l'altezza d'acqua, h, la pendenza, S, la larghezza B, e una dimensione caratteristica dei sedimenti, D, come variabili dipendenti, le relazioni disponibili per il tratto considerato, assumendo moto uniforme e sezione rettangolare, risultano essere:

1) Equazione del moto per l'acqua:
$$U = Cv_* = C\sqrt{ghS}$$

2) Equazione di continuità liquida:
$$Q = UA = UBh$$

3) Legge di resistenza:
$$C = C(h, S, D)$$

4) Equazione del moto dei sedimenti (trasporto solido):
$$Q_s = Q_s(h, S, D)$$

L'equazione di continuità per i sedimenti si riduce, in tal caso, alla forma banale:

Q_s = *costante*

Fissati pertanto i valori di Q e Q_s, rimangono da determinare le incognite h, S, B, D, più le due variabili aggiuntive U e C, avendo a disposizione solo 4 equazioni.

Il problema risulta indeterminato. Un grado di indeterminatezza è in generale eliminato fissando, tra le variabili indipendenti, anche la dimensione caratteristica dei sedimenti, D, anche se questa non è rigorosamente indipendente in quanto è funzione, come già illustrato, anche delle caratteristiche selettive della corrente (e non solamente dell'abrasione che viceversa dipende dalla caratteristiche litologiche dei sedimenti).

Rimane tuttavia un grado di indeterminatezza che offre infinite soluzioni al problema in questione. È comunque ragionevole assumere che, all'interno di tutte le possibili condizioni, solo una rappresenterà l'effettiva situazione di regime.

I tentativi proposti per la risoluzione del problema possono ricondursi essenzialmente a due categorie: approcci empirici e approcci semi-empirici (o fisici). Entrambi fanno parte di quella branca dell'idraulica fluviale nota sotto il nome di "teoria del regime".

Un altro approccio, noto come "teoria dell'equilibrio limite" può essere considerato un caso particolare del precedente in quanto analizza le condizioni di equilibrio del corso d'acqua in assenza di trasporto solido, imponendo pertanto che in ogni punto della sezione bagnata si verifichino le condizioni prossime all'inizio del moto per i sedimenti dell'alveo. Entrambi gli approcci saranno illustrati nei due paragrafi seguenti.

4.4 La teoria del regime

4.4.1. Approccio empirico

L'approccio empirico trae le sue origini a seguito degli imponenti lavori di canalizzazioni a scopo irriguo realizzati in India sin dalla fine del secolo scorso. Si osservò infatti che alcuni canali, scavati in materiale incoerente, dopo pochi anni di esercizio non mantenevano la configurazione plano-altimetrica di progetto. Kennedy (1895), analizzando le condizioni dei canali stabili, osserva che la velocità media che si stabilisce in un canale in condizioni di trasporto solido, senza dare luogo a erosioni o depositi, è legata all'altezza d'acqua dalla seguente relazione:

$$U = 0.55h^{0.64} \quad [1]$$

Successivamente, Lindley (1919) per primo riconosce l'esistenza di tre gradi di libertà negli alvei a fondo mobile e, utilizzando una mole più ampia di dati sperimentali, propone le seguenti relazioni:

$$U = 0.57h^{0.57} \quad [2]$$

$$U = 0.27B^{0.355} \quad [3]$$

In tali relazioni, tuttavia, non compare esplicitamente la dimensione dei sedimenti; Lacey (1929), rianalizzando i dati in modo sistematico, evidenzia tale dipendenza nelle seguenti relazioni (rielaborate, rispetto alla versione originale, per renderle esplicite in termini di *Q* e *f*):

$$P = 4.75\sqrt{Q} \quad [4]$$

$$A = 2.28Q^{5/6} / f^{1/3} \quad [5]$$

$$R = 0.47Q^{1/3} / f^{1/3} \quad [6]$$

$$U = 0.44Q^{1/6} f^{1/3} \quad [7]$$

$$S = 0.0003 f^{5/3} / Q^{1/6} \quad [8]$$

Il fattore *f* è legato al diametro dei sedimenti dalla relazione:

$$f = 1.76\sqrt{D} \quad [9]$$

dove *D* è espresso in mm.

Blench (1951) osserva tuttavia che un unico fattore f non risulta adeguato a descrivere la diversa natura delle sponde e del fondo; introduce a tale scopo due fattori, F_s e F_b relativi rispettivamente alle sponde e al fondo, e, sempre dall'analisi dei dati sperimentali, ottiene le seguenti relazioni (anche queste rielaborate):

$$B = \sqrt{\frac{F_b}{F_s}} Q^{1/2} \quad [10]$$

$$h = \left(\frac{F_s}{F_b^{\,2}} \right)^{1/3} Q^{1/3} \quad [11]$$

$$S = \frac{F_b^{\,5/6} F_s^{\,1/12} \nu^{1/4}}{1.11 Q^{1/6} g} \quad [12]$$

Per Fb è stato ricavato:

$$F_b = 1.9\sqrt{D} \quad [13]$$

con *D* in mm. Per F_s valori compresi tra 0.1 e 0.3 al crescere della coesione delle sponde.

Successivamente, Blench introduce una correzione alle sue equazioni per tener conto del trasporto solido.

La costante 1.11 nell'equazione 12 viene così modificata dal valore ($1 + x_b/233$) dove x_b è la concentrazione di materiale trasportato in ppm in peso.

Da notare che la correzione incide solo nel calcolo della pendenza e non nelle altre variabili dipendenti.

Altre serie di equazioni sono state proposte da Inglis (1949), Simons e Albertson (1963), mentre relazioni specifiche per i fiumi in ghiaia provengono dai contributi più recenti di Kellerbals (1967), Bray (1980) e Hey (1980).

Si riportano di seguito le relazioni proposte da Bray (in unità imperiali):

$$B = 2.08Q^{0.53} D_{50}^{\,-0.07} \quad [14]$$

$$h = 0.256Q^{0.33} D_{50}^{\,-0.025} \quad [15]$$

$$S = 0.0965Q^{-0.33} D_{50}^{\,0.59} \quad [16]$$

4.4.2. Approccio semiempirico

La validità delle relazioni illustrate in precedenza dipende dalla qualità e quantità dei dati da cui sono state derivate, dalle variabili

considerate, dalle forme funzionari adottate; possono quindi essere utilizzate solo in condizioni simili a quelle da cui sono stati ottenuti i dati.

L'approccio fisico cerca di superare tali limitazioni, ricorrendo all'impiego delle equazioni che governano i processi fisici principali, quali il trasporto liquido e solido, la resistenza al moto, la stabilità delle sponde.

Un primo contributo in questa direzione è di Engelund e Hansen (1967); gli Autori hanno utilizzato l'equazione 17 per la resistenza al moto:

$$\theta' = 0.06 + 0.3\theta^{3/2} \qquad [17]$$

e la 4.18 per ricavare il valore della velocità media:

$$\frac{U}{u_*'} = 5.75 log\left(\frac{h'}{k_s}\right) + 6.25 \qquad [18]$$

e quindi la portata unitaria adimensionale:

$$q_* = \frac{q}{\sqrt{(S_g - 1)gD^3}} = \frac{Uh}{\sqrt{(S_g - 1)gD^3}} \qquad [19]$$

in funzione delle grandezze *h*, *S* e *D*.

Impiegando anche l'equazione del trasporto solido totale, eq. 20:

$$\lambda\Phi_t = 0.4\theta^{5/2} \qquad [20]$$

è possibile ricavare dalle equazioni precedenti le variabili dipendenti h e S per assegnati valori di q_* e Φt (variabili indipendenti, per unità di larghezza). Per il progetto di canali stabili, gli Autori propongono una terza equazione, di natura empirica, per la larghezza di equilibrio:

$$B = \frac{6.97Q^{0.525}}{D^{0.316}} \qquad [21]$$

4.4.2. Approccio fisico

Gli approcci fisici rendono definito il problema ricorrendo, in generale, a criteri di ottimizzazione.

Yang (1974) ipotizza che il processo di adattamento di un alveo naturale sia tale da minimizzare la potenza unitaria della corrente, *US*.

Chang (1980) assume invece che i valori di equilibrio di pendenza, larghezza e profondità di un corso d'acqua debbano rendere minima la potenza totale dissipata dalla corrente per unità di percorso, γQS.

White, Paris e Bettess (1980) hanno mostrato che la minimizzazione della potenza totale equivale a rendere massima la concentrazione totale di materiale trasportato.

In particolare, impiegando le equazioni del trasporto solido e della resistenza al moto derivate dalla teoria di Ackers e White, gli Autori mostrano che, per assegnati valori di *Q, Q_s*, e *D*, si ottiene, tra tutti i possibili valori di larghezza che soddisfano alle equazioni del moto liquido e solido, un solo valore che minimizza la potenza dissipata dalla corrente, secondo la procedura schematizzata nel diagramma di Fig. 3.

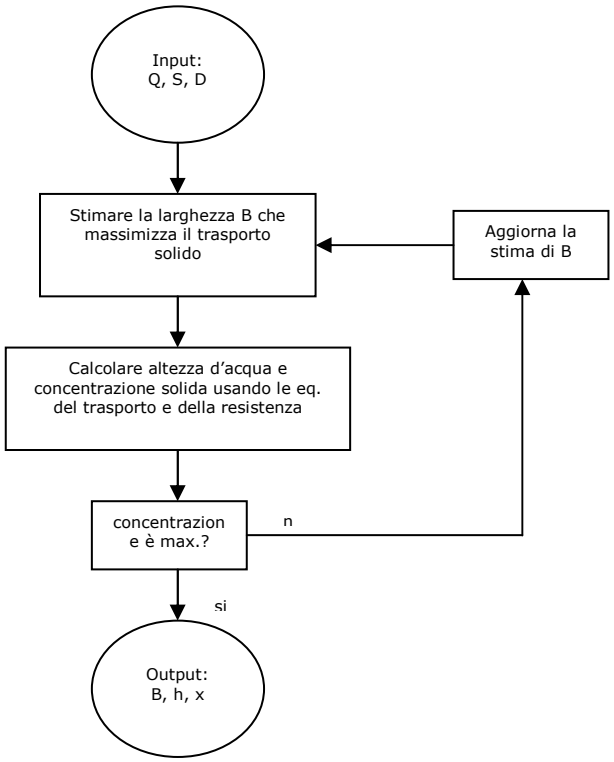


Figura 3 – Diagramma di flusso nell'approccio di White, Paris & Bettess (1980).

4.4.3. Approccio dell'equilibrio limite

Tale approccio è stato sviluppato dall'USBR (United States Bureau of Reclamation) sotto la direzione di Lane (1955) ed è noto, con terminologia anglosassone, *come tractive force method*.

Il metodo riguarda i canali con trasporto solido nullo o trascurabile, per i quali la stabilità' è garantita solo dall'assenza di erosione dei sedimenti d'alveo e di sponda.

Il problema può ricondursi, com'è stato detto, a caso particolare della teoria del regime, imponendo come condizione esterna, $Q_s = 0$.

Il problema rimane tuttavia indeterminato, e non può nemmeno essere trattato secondo i metodi di ottimizzazione descritti in quanto condurrebbero a risultati privi di significato fisico.

Tenuto comunque conto che tale metodo è

stato sviluppato essenzialmente per la progettazione di canali irrigui e di bonifica, risulta a priori nota, oltre alla portata liquida, anche la pendenza (o la larghezza) dell'alveo. In tali condizioni, il problema può essere risolto una volta noti:

- la distribuzione degli sforzi tangenziali sul contorno bagnato;
- la tensione critica di inizio del moto per il sedimenti (sul letto e sulle sponde).

Altri contributi sull'argomento sono stati proposti da vari ricercatori ma, data la complessità del problema e la scarsità dei dati sperimentali, non conviene estendere oltre quanto già illustrato, con le uniche avvertenze di tener in debito conto l'eventuale disomogeneità tra il materiale costituente le sponde e il letto nel criterio per l'inizio del moto e, nel caso di letto non piano, assumere in via approssimata, una tensione al fondo riferita all'altezza d'acqua locale; se h_{max} è l'altezza massima nella sezione, la tensione tangenziale al fondo massima può essere assunta pari $\tau_{max} = \gamma S h_{max}$.

Fatte queste premesse, il progetto di un canale stabile secondo il criterio dell'equilibrio limite, può essere effettuato nel modo seguente:

- noti i valori di portata, Q, di pendenza S, del diametro dei sedimenti D, nonché la forma della sezione;
- si calcola la tensione critica di inizio del moto, al fondo e sulle sponde;
- si assegna una larghezza d'alveo di tentativo, B;
- si adotta una formula per il calcolo del coefficiente di resistenza, C; poiché il trasporto solido è nullo, può essere utilizzata una formula valida per fondo fisso, scegliendo opportuni valori per la scabrezza, k_s, in funzione del diametro dei sedimenti del letto (es.: $k_s = D_{50}$, D_{35}, $2D_{65}$, ...);
- dall'equazione del moto uniforme si ricava un valore dell'altezza d'acqua, h, con la quale si calcola la tensione massima indotta sul perimetro bagnato;
- si individua la condizione più gravosa per l'inizio del moto confrontando le tensioni massime sul letto e sulle sponde con quelle di inizio del moto; se queste ultime risultano ovunque maggiori di quelle indotte dalla corrente, le dimensioni del canale assegnare risultano accettabili, altrimenti si modifica la larghezza del canale e si ripete il procedimento, fino a soddisfare tale condizione.

4.5 Osservazioni e commenti

Gli approcci sopra descritti per l'individuazione delle condizioni di regime di un alveo mobile fanno riferimento a situazioni ideali di canale rettilineo, in moto uniforme e stazionario, con materiale pressoché omogeneo.

I vari schemi propongono le relazioni, empiriche o semi-empiriche, tra un insieme di variabili, ritenute indipendenti, e un insieme di variabili che viceversa il corso d'acqua è in grado di controllare e modificare (variabili dipendenti).

Analizziamo di tali variabili.

La portata liquida è senza dubbio una variabile indipendente in quanto generata dal bacino imbrifero di alimentazione e quindi imposta al corso d'acqua. La portata solida dipende viceversa dalla effettiva disponibilità di materiale in arrivo dal bacino e da quello presente in alveo.

Può accadere che, in tratti d'alveo montani, la pendenza sia imposta dalla presenza di soglie naturali e/o pareti rocciose che ne impediscono l'adattamento.

In tal caso, la pendenza diventa una variabile indipendente mentre la portata solida è quella trasportabile nelle condizioni di regime.

La dimensione dei sedimenti è in parte indipendente (natura delle rocce, processi di disgregazione e abrasione) e in parte dipendente (fenomeni di selezione e di abrasione in alveo).

Anche le variabili geometriche, quali larghezza, forma della sezione, assetto planimetrico, possono risultare fortemente influenzate da condizioni locali al contorno di tipo geologico, tettonico, vegetazionale.

Il problema è in generale estremamente complesso ed è praticamente impossibile tener conto di tutti i fattori.

In via preliminare, conviene far sempre riferimento agli schemi presentati salvo tener conto, caso per caso, di fattori dominanti che possono intervenire a modificare sensibilmente le ipotesi di partenza.

Altro problema che si pone nella teoria del regime è la variabilità spazio-temporale delle grandezze indipendenti considerate, in particolare quando si ha a che fare con un corso d'acqua naturale.

Il requisito di uniformità può essere soddisfatto individuando un opportuno tratto d'alveo che presenti caratteristiche accettabilmente regolari, cioè senza evidenti cambiamenti di sezione, pendenza, portata liquida e assetto planimetrico.

In tal caso si può assumere che, ad esempio, le dimensioni medie del materiale rilevabile in alveo siano associabili ad una condizione di equilibrio.

Lo stesso può dirsi della pendenza media.

Per quanto riguarda la stazionarietà di tali

grandezze nel tempo, occorre osservare che, in assenza di tendenze evolutivi sul breve e medio termine, i valori medi rilevati, per esempio su scala annuale, possono ragionevolmente ritenersi costanti nel tempo.

Per quanto riguarda la portata liquida, i valori variano anche considerevolmente nel tempo, per cui nasce il problema di quale valore scegliere all'interno di tutti quelli possibili.

A tale scopo viene introdotto il concetto della portata dominante, intesa come quella portata che maggiormente è responsabile del modellamento dell'alveo.

Vari criteri sono stati proposti per la stima della portata dominante: il valore della portata che viene mediamente uguagliata o superata una volta ogni due anni (portata biennale), oppure la portata di piene rive, cioè quella che corrisponde al massimo contenimento dell'alveo, o, ancora, alla portata in grado di trasportare il massimo volume solido.

Quest'ultima definizione scaturisce dalle seguenti considerazioni: le portate molto elevate hanno frequenze basse e quindi contributi al trasporto medio annuo bassi; lo stesso dicasi per le basse portate che, pur avendo frequenze molto elevate, forniscono anch'esse un contributo ridotto al trasporto annuo; alle portate intermedie (in teoria una sola portata, nella pratica possono esistere più massimi) corrispondono invece i massimi contributi solidi ed è tra queste che può essere individuato il valore della portata dominante.

Tale definizione è stata introdotta per la prima volta da Shaffernak (1950).

Bibliografia

1. Ackers P. (1964). Experiments on small streams in alluvium, Proc. A.S.C.E., Hy4.
2. Ackers P. (1982). Meandering Channels and the Influence of Bed Material, in "Gravel-bed rivers", John Wiley & Sons.
3. Agarwal V.C. (1983). Studies on the characteristics of meandering streams, Ph. D. Thesis, UOR.
4. Agostini R., Papetti A. (1976). Rivestimenti flessibili in materassi Reno e gabbioni nei canali e nei corsi d'acqua canalizzati, SpA Officine Maccaferri, Bologna.
5. Benini G. (1990). Sistemazioni idraulico-forestali, UTET.
6. Billi P. (1988). Morfologie fluviali, Giornale di Geologia, vol. 50: 27-38.
7. Blench T. (1957). Regime behaviour of canals and rivers, Butterworth Scientific Publications, London.
8. Bray D.I. (1980). Regime equations for gravel bed rivers, Proc. Int. Workshop on Eng. Problems in the Management of Gravel Bed Rivers, Newtown, Powys, UK, june.
9. Calamini G., Falciai M., Silvagni G. (1978). Ricerca sul pendio di stabilimento di alcuni torrenti della Val di Sieve e dell'Alto Arno, L'Italia Forestale e Montana.
10. Chang H.H. (1980). Stable alluvial canal design, ASCE, JHD, 106, HY5.
11. Della Lucia D., Fattorelli S., Nardin D., Provasi C., Tomasetti R. (1980). Ricerca sulla determinazione della pendenza di compensazione dei torrenti del Trentino, Trento, giugno.
12. Di Fidio M. (1995). I corsi d'acqua - sistemazioni naturalistiche e difesa del territorio, Ed. Pirola.
13. Dunne T., Leopold L.B. (1978). Water in environmental planning, W.H. Freeman & Co., New York.
14. Einstein H.A. (1950). The bed load function for sediment transportation in open channel flows, U.S. D. A.- S.C.S, Techn. Bull. N. 1026.
15. Engelund F. (1967). Hydraulic resistance of alluvial streams, Journal of Hydraulic Division, ASCE, vol. 92, no. HY2, march.
16. Engelund F., Hansen E. (1967). A monograph on sediment transport in alluvial streams, Teknisk Forlag, Denmark, jan.
17. Falciai M. (1975). Applicazione del metodo del confronto (Thiery) per la previsione del pendio di stabilimento di alcuni torrenti della Val di Sieve, L'Italia Forestale e Montana, (3).
18. Falciai M., Giacomin A., Silvagni G., Tonetti G., (1977). Sul pendio di stabilimento di alcuni alvei torrentizi, Annali Accademia Italiana Scienze Forestali, vol. 26.
19. Fenton J., Abbott J.E. (1977). Initial movement of grains on a stream bed: the effect of relative protrusion, Proc. Royal Soc. London, n. 352.
20. Flint J.J. (1974). Stream gradient as a function of order, magnitude, and discharge, Water Resour. Res., n. 10.
21. Graf W.H. (1984). Hydraulics of sediment transport, Water Resources Publications.
22. Grazi S. (1977). Appunti delle lezioni di Idronomia Montana, CLUSF.
23. Harvey A.M. (1987). Sediment supply to upland streams: influence of channel adjustment in Sediment Transport in Gravel-bed Rivers di Thorne C. R., Bathurst

J.C., Hey R.D., John Wiley & Sons.

24. Hey R.D., Thorne C.R. (1986). Stable channels with mobile gravel-beds, Proc. A.S.C.E. Hy8.
25. Kalinske A.A. (1947). Movement of sediment as bed load in rivers, Trans. Am. Geoph. Union, n. 4.
26. Kennedy R.G. (1895). The prevention of silting in irrigation canals, Paper no. 2826, Proc. ICE (London), vol. 119.
27. Lacey G. (1930). Stable channels in alluvium, Paper no. 4736, Min. Proc. ICE (London), vol. 229.
28. Lamberti A., Montefusco L., Paris E. (1984). Considerazioni sulla portata dominante di torrenti montani, Atti del Seminario su Idraulica del Territorio Montano, Bressanone (Brixen), ottobre 1984.
29. Lane E.W. (1955). Design of stable channels, Trans. ASCE, vol. 120.
30. Langbein W.B. (1964). Geometry of river channels, Proc. A.S.C.E., Hy2.
31. Leopold L.B., Wolman M.G. (1957). River channel pattern: braided, meandering and straight, USGS Professional Paper 282-b.
32. Leopold L.B., Wolman M.G., Miller J.P. (1964). Fluvial processes in geomorphology, W. H. Freeman & co., San Francisco.
33. Leopold L.P., Wolmann M.G. (1957). River channel patterns: braided, meandering, and straight, US Geol. Surv. Prof. Pap., 282-B.
34. Montgomery D.R., Dietrich W.E. (1992). Channel initation and the problem of landscape scale, Science, n. 255.
35. Paris E. (1994). Aspetti Progettuali. In Atti del Corsi di Aggiornamento su Opere Idrauliche - Manutenzione, Progettazione, Riabilitazione, Ass. Idrotecnica Italiana, Firenze.
36. Paris E., Preti F. (1998). Alcuni aspetti idrologici ed idraulici per gli interventi di sistemazione dei corsi d'acqua con tecniche di ingegneria naturalistica. In CD-ROM Progetto Ifnat, Cir-Ambiente – Regione Toscana.
37. Pascolo L. (1994). Un metodo razionale per il calcolo della pendenza di equilibrio nelle sistemazioni montane, Estratto dalla Tesi di Laurea "Determinazione dei profili di equilibrio nei corsi d'acqua montani: applicazione al Torrente Pesarina", relatori: E. Paris, A. Zanferrari, A. Frangipane, Università di Udine; a.a. '94-95.
38. Pica M. (1972). Su alcuni aspetti del trasporto solido in alvei torrentizi, L'Energia Elettrica, n. 8.
39. Pica M. (1973). Bed-load transport in mountain streams - XV Congress A.I.H.R., Ankara.
40. Pica M. (1974), Trasporto solido di fondo, L'Energia Elettrica, vol. 8.
41. Pica M. (1978). Resistenze al moto di correnti in alvei mobili, Idrotecnica, vol. 3.
42. Pica M. (1999). Linee guida per la progettazione di canalizzazioni stabili, accettato per la pubblicazione su Ingegneria Agraria.
43. Pica M., Preti F. (1999). Sulle pendenze di sistemazione dei corsi d'acqua, in stampa su "L'Acqua".
44. Pica M., Preti F. (1999). Trasporto solido di fondo e profili di sistemazione. Fondamenti teorico-sperimentali e applicazioni pratiche, Parte I e Parte II, Rivista di Ingegneria Agraria, nn. 2 e 3, 103-110: 148-155.
45. Pica M., Preti F. (2000). On mountain stream stability assessment, Quaderni di idronomia Montana, in press.
46. Preti F., Settesoldi D., Mazzanti B. & Paris E. (1996). Criteri e procedure per la valutazione delle piene nel territorio toscano, in Atti del XXV Convegno di Idraulica e Costruzioni Idrauliche, Torino, settembre 1996.
47. Rodriguez-Iturbe, I., Rinaldo A., Rigon R., Bras R.L., Marani A., Ijjasz-Vasquez E. (1992). Energy Dissipation, Runoff Production, and Three-Dimensional Structure of River Basins, Water Resources Research, vol. 28, n. 4.
48. Roth G., La Barbera P., Greco M. (1996). On the description of the basin effective drainage structure, Journal of Hydrology, n. 187.
49. Task Committee on Preparation of Sedimentation Manual (1971). Sediment transportation mechanics: Fundamentals of sediment transportation, Proc. A.S.C.E., Hy12.
50. Thiery E. (1891). Restauration des montagnes, correction de torrents, reboisement, Baudry et C. libaires ed., Paris.
51. Valentini C. (1895). Del modo di determinare il profilo di compensazione e sua importanza nelle sistemazioni idrauliche, Il Politecnico, n. 4, 217-224.
52. Valentini C. (1912). Sistemazione dei torrenti e dei bacini montani, Hoepli, Milano.

53. Vanoni V.A., Brooks N.H., Kennedy J.F. (1960). Lecture notes on sediment transportation and channel stability, Calif. Inst. of Techn., Report KH-R-1.

54. Viparelli M. (1972). La sistemazione delle aste terminali delle fiumare calabre, Quaderni dell'Istituto di Idraulica e Costruzioni Idrauliche di Napoli, n. 276, Ed. Liguori.

55. Viparelli M., Pica M. (1967). Deflusso di correnti idriche in alvei a fondo mobile, molto larghi, L'Energia Elettrica, n. 9.

56. White W.R., Bettess R., Paris E. (1982). Analytical approach to river regime, ASCE, JHD, 108, HY10.

57. White W.R., Paris E., Bettess R. (1981). Tables for design stable channels, Rep. No. IT 201, Hydraulics Research Station, Wallingford, UK.

58. White W.R., Bettess R., Paris E. (1981). Tables for designing stable channels, Rep. No. IT 201, Hydraulics Research Station, Wallingford, UK.

59. Woolhiser D.A., Lenz T. (1965). Channel gradients above gully-control structures, Journal of the Hydraulics Division, Proceedings of A. S. C. E., n. 3.

60. Yang C.T. (1976). Minimum unit stream power and fluvial hydraulics, ASCE, JHD 102, HY7.

Elementi di Ecologia fluviale

L. M. Leone

5.1 Introduzione

In questo capitolo, si riporta una grossolana lettura delle sinergie che conducono al funzionamento di un fiume, andando oltre il semplice e più familiare scorrere delle sue acque e parlando di vegetazione riparia solo come uno degli elementi chiave dell'ecosistema fluviale, costituito nel suo complesso da una intensa rete di relazioni tra sistema biotico ed abiotico.

Elementi inanimati, processi idrodinamici e ambiente terrestre circostante, tra cui la vegetazione riparia e la piana inondabile, giocano un ruolo centrale nell'interazione con gli elementi biotici.

Ruolo di questa introduzione è quello di far comprendere che la vitalità di un fiume, e dunque la sua interazione con il comparto culturale umano, dipenda da un concetto di integrità che deve guardare non solo il contenuto ma anche il contenitore fisico, i popolamenti animali e vegetali ed i processi fisici e biologici lungo le varie dimensioni dell'ambiente fluviale.



Figura 1 – Il Fiume Arno a Poppi (AR).

5.2 Il comparto biotico

Il fiume è un ecosistema complesso basato su processi che si originano in ambienti biotici ed abiotici che tra loro interagiscono e che ne condizionano la struttura e la funzionalità e si muove non solo da monte verso valle (dimensione longitudinale), ma interagisce con il mondo circostante (dimensione trasversale) e con quello sotterraneo (dimensione verticale) e infine si evolve nel tempo (dimensione temporale).

E' a partire da tutte queste interazioni che viene messo in atto uno dei più importanti processi della "macchina biologica fiume", quello su cui si basa la sua vitalità: il processo auto depurativo.

A fronte di un apporto organico naturale od anche antropico (per es. lo scarico del depuratore di una città), **batteri e funghi** microscopici operano la mineralizzazione del carico organico in anidride carbonica, acqua, nitrati e fosfati, sostanze che verranno riciclate dalle **alghe** e da altri vegetali, a loro volta base alimentare di animali unicellulari, i **protozoi**, e organismi pluricellulari microscopici, i **metazoi**.



Figura 2 – *Perla sp*., macroinvertebrato appartenente all'ordine dei Plecotteri.

Tutto questo avviene nel sottile strato viscido al di sopra dei ciottoli denominato **periphyton**: un microcosmo dalle grandi capacità autodepurative mantenute efficienti dall'azione

rinvigorente del **macrobenthos**, che di esso si nutre.

Siamo al secondo scalino della depurazione naturale, rappresentato da invertebrati visibili ad occhio nudo, per lo più larve di insetti: essi fungono da acceleratori e regolatori del processo depurante interagendo col periphyton, da un lato frantumando i detriti organici grossolani in particelle minute, prontamente attaccabili ed assimilabili dai batteri, dall'altro mantenendo giovane la popolazione microbica, nutrendosi di essa e quindi stimolando la moltiplicazione della frazione rimanente.

Il terzo scalino del sistema depurante è costituito dai **vertebrati acquatici e terrestri** -pesci, anfibi ed uccelli- i quali a loro volta operano una regolazione sui macroinvertebrati bentonici, potenziandone il sistema.

A questi tre sistemi depuranti (periphyton, macroinvertebrati, vertebrati) si deve aggiungere un quarto sistema rappresentato dalla **zona iporreica**, la zona di sedimenti saturi d'acqua sottostanti l'alveo, tipica dei raschi e delle zone interne ai meandri.

Qui si ripetono tutte le fasi precedenti per opera di organismi stigofili e stigobionti, adattati a vivere alle condizioni anche estreme che vi si creano.

Un quinto sistema depurante ci porta a valutare la dimensione laterale del fiume: si tratta infatti delle fasce di **vegetazione riparia** che intercettano gli inquinanti prima che essi raggiungano il fiume, operando un efficace sistema filtro nei confronti di nutrienti e solidi sospesi, contribuendo così alla limpidezza delle acque.



Figura 3 – Vegetazione riparia strutturata lungo il Torrente Ania (LU).

Questa loro funzione tampone agisce in modo preventivo e si attua a livello fisico di intercettamento dei solidi sospesi, e quindi del Fosforo particolato, e a livello microbiologico per opera di batteri nitrificanti e denitrificanti che in diverse condizioni di concentrazione di ossigeno portano alla perdita totale di azoto, disperso in atmosfera come gas (N_2).

E' proprio su questo concetto di base che si fondano le tecniche di fitodepurazione utilizzate per il trattamento dei reflui civili.

Ma il ruolo della vegetazione riparia va ancora oltre, interessando anche la funzionalità idraulica del corso d'acqua: una vegetazione riparia costituita da essenze autoctone (nelle nostre zone: salici ed ontani), infatti, contribuisce al consolidamento delle sponde ed alla conseguente protezione dall'erosione, come anche al rallentamento della velocità delle acque di piena attenuandone la violenza nei tratti a valle e soprattutto ad innalzarne il livello provocando, negli eventi più intensi, esondazioni diffuse, non drammatiche, tali da produrre un effetto di laminazione (cioè di riduzione del picco di piena, riducendo il potenziale distruttore a valle).

L'ingegneria naturalistica, quella "vera" basata sul concetto di accelerazione dei processi naturali, utilizza proprio le proprietà consolidanti di queste specie per la risoluzione di problemi alternativamente risolvibili tramite l'utilizzo di calcestruzzo.

La vegetazione riparia svolge inoltre un ruolo importante nel potenziamento dell'azione dei sistemi acquatici: fornisce apporti trofici; contribuisce al mantenimento di un microclima acquatico (ombreggiamento) favorendo così l'ossigenazione delle sue acque; contribuisce alla diversità di ambienti necessaria a sostenere una comunità biologica integra ed in equilibrio dinamico. La vegetazione fluviale autoctona costituisce infatti un habitat idoneo alle varie fasi della vita di organismi acquatici e terrestri, fornendo habitat favorevoli alla nidificazione, al rifugio, all'alimentazione, e costituisce inoltre un corridoio ecologico essenziale di collegamento tra aree di una certa valenza ambientale.

5.3 Diversità di ambienti e diversità biotica

Da quanto sinora esposto appare chiaro che la salute di un fiume dipende dagli organismi che vi abitano, i quali a loro volta hanno bisogno di una elevata diversità di ambienti per assolvere le loro funzioni biologiche.

I fiumi sono ambienti dotati naturalmente di una elevata diversità, la cui entità dipende dalla scala spaziale e temporale di indagine: microhabitat, sequenza buca-raschio, tratto fluviale, corso d'acqua, bacino idrografico sono caratterizzati da proprie forme e processi che variano in tempi diversi.

A livello di microhabitat la diversità ambientale è rappresentata essenzialmente dalle caratteristiche del fondo dell'alveo, che ospita comunità di invertebrati tanto più complesse quanto maggiore è la sua eterogeneità.

Alla scala immediatamente maggiore, la

diversità ambientale si esprime nell'alternanza di buche e raschi e nella sinuosità del tracciato.

Tali elementi forniscono diversità di ambienti tali da garantire la sopravvivenza di una fauna ittica anche sottoposta a notevoli pressioni ambientali, fornendo zone di alimentazione (raschi) e di riposo (buche), di protezione dalle piene, di frega e di deposizione delle uova, il tutto supportato da una modulazione della portata che induce all'inondazione periodica della piana alluvionale.



Figura 4 – Backwater sul Fiume Sieve (FI).

Le canalizzazioni, inducendo una rettifica dell'alveo, ne impediscono la meandrizzazione e vanno ad inficiare l'alternanza stessa di pozze e raschi, banalizzandone la struttura: spariscono così contemporaneamente sia i microhabitat capaci di sostenere una comunità di macroinveretebrati ben strutturata che gli habitat diversificati idonei alla vita dei pesci.



Figura 5 – Canalizzazione e banalizzazione dell'alveo di un torrente montano.

L'ordinaria manutenzione effettuata su alcuni corsi d'acqua, tendente ad eliminare un qualsiasi arbusto che nasca sulla sua riva, o i suoi stessi canneti, va ad interagire con il suo complesso sistema autodepurativo, elimina habitat validi per la vita di organismi sia acquatici che terrestri, modifica il sistema di regolazione termica delle acque e va anche ad attivare un processo di instabilità delle sponde che condurrà inevitabilmente alla loro erosione e quindi alla ulteriore messa in atto di interventi di protezione spondale che il più delle volte sono rappresentati da scogliere o muri in cemento.

Ma anche nel caso in cui ciò non avvenga, la vegetazione alloctona, quale robinia o ailanto, dalla più rapida crescita, va a sostituire specie autoctone nate insieme al fiume (salici ed ontani) adattatesi a convivere con i suoi eventi di piena: la nuova vegetazione, dall'apparato radicale superficiale, non è in grado di sostenere le sponde e spesso va a provocare disagi di ordine idraulico franando in alveo ed andando a costituire un pericolo a causa dell'ostruzione della luce dei ponti (spesso insufficienti).

Nel tempo, l'uomo, sempre alla ricerca di nuovi spazi pianeggianti per l'agricoltura prima e per l'urbanizzazione poi, è andato ad interagire con il sistema fiume costringendolo, in nome della sicurezza, in argini sempre più stretti ed a percorsi sempre più rettilinei e con pendenze maggiori (e flusso più rapido e piene concentrate).

Come rivalsa il fiume periodicamente si riprende i suoi spazi con eventi catastrofici i cui danni si pagano in termini di somme ingenti a carico della collettività nonché di vite umane.

5.4 Considerazioni conclusive

L'evoluzione culturale dell'uomo è ormai arrivata alla consapevolezza della necessità di una maggior interazione tra esigenze antropiche e salvaguardia delle risorse naturali: non può esistere sviluppo senza natura, così come non ha senso parlare di integrità dell'ecosistema disconnesso dal benessere della popolazione.

In quest'ottica, alla ricerca tra il giusto compromesso tra ambiente e sviluppo, si arriva alla individuazione della salvaguardia "dei" fiumi per risolvere proprio quei problemi di pericolosità idraulica che sino ad oggi hanno portato ad un approccio teso alla salvaguardia "dai" fiumi.

Gli strumenti utili a questo cambiamento di tendenza strategico e banale nella sua naturalità, sono compresi all'interno di una cassetta degli attrezzi denominata Riqualificazione Fluviale: la gestione della vegetazione mediante tecniche che ne valutino l'integrità ed il ruolo per la tutela degli elementi idraulici, rappresenta proprio uno di questi strumenti.

Bibliografia

1. Siligardi M. (2007). I.F.F. 2007 Indice di Funzionalità Fluviale. Nuova versione del metodo revisionata e aggiornata. Manuale APAT: 336 pp.

Funzioni ecologiche della vegetazione riparia

G. Sansoni

6.1 La vegetazione come parte integrante del sistema fluviale

6.1.1 Vegetazione: frutto di dinamiche fluviali

Le fasce di vegetazione riparia sono fortemente condizionate dalle dinamiche idrauliche e idrologiche. Nei corsi d'acqua a regime torrentizio le frequenti variazioni di portata e le conseguenti variazioni di livello, velocità e trasporto solido determinano la formazione di un ampio greto ciottoloso in cui le condizioni per la vegetazione sono proibitive (salvo che per le erbacee pioniere di greto, terofite a ciclo biologico rapido), mentre nelle barre alte e nella piana inondabile può stabilirsi una vegetazione riparia arbustiva ed arborea consolidata (seppur mutevole nel tempo in relazione al rinnovamento indotto dalle piene maggiori).

Nei corsi d'acqua di risorgiva, invece, per la portata relativamente costante, la fascia di greto asciutto è assente; la fascia arboreo-arbustiva riesce perciò a spingersi fino al contatto dell'acqua.

Ma, a sua volta, la vegetazione (riparia e dei versanti) condiziona le dinamiche idrologiche e idrauliche.

La vegetazione riparia consolida le sponde, devia la corrente e, grazie all'attrito, rallenta le piene.

La copertura forestale dei versanti aumenta sia i tempi di corrivazione sia la frazione di acque meteoriche che si infiltra nel suolo: perciò da una parte riduce i picchi di piena e la loro velocità e, dall'altra, ricaricando gli acquiferi, alimenta i corsi d'acqua nei periodi non piovosi, riducendo l'entità e la durata delle magre.

A loro volta, le dinamiche vegetazionali e quelle idrologiche (con le loro reciproche interazioni) condizionano fortemente le dinamiche biologiche e morfologiche (evoluzione dell'alveo).

Dunque la vegetazione e, in particolare, la fascia di vegetazione riparia, non è un elemento accessorio, ma parte integrante ed essenziale degli ecosistemi fluviali.

6.1.2 Adattamenti della vegetazione fluviale

I popolamenti vegetali fluviali sono soggetti a drastici fattori limitanti che riescono a superare grazie a *adattamenti morfologici, fisiologici e riproduttivi*.

I principali fattori limitanti sono:

1) la forza meccanica della corrente (che raggiunge valori molto elevati in condizioni di piena);

2) la frequenza e durata della sommersione o, comunque, dei periodi con livello di falda elevato; in questi periodi, infatti, la scarsità o assenza di ossigeno nello strato saturo determina condizioni di asfissia radicale.



Figura 1 – Resistenza alla corrente.

Per superare le condizioni di asfissia radicale le specie riparie sono dotate di tessuti aeriferi che portano ossigeno dalle foglie alle radici.

La violenza delle piene è affrontata con il tenace ancoraggio dell'esteso apparato radicale e con la flessibilità dei fusti.

Le specie riparie sono in grado di superare e addirittura di sfruttare l'abbattimento, lo sradicamento e la frammentazione per colonizzare ambienti posti più a valle, grazie alla spiccata capacità di radicamento dei frammenti vegetativi.

Anche l'inghiaiamento è spesso superato grazie all'emissione *di radici avventizie* da fusti e rami.

Le caratteristiche pioniere delle specie riparie permettono di colonizzare anche substrati pedogenetici estremamente poveri.



Figura 2 – Resistenza ad inghiaiamento.

La produzione di semi durante la fase di ritiro delle piene permette la rapida germinazione sui substrati umidi, ma non dilavati; questa caratteristica, unita alla dispersione idrocora di frammenti vegetativi, favorisce la colonizzazione degli ambienti ripari.



Figura 3 – Strategie riproduttive: plantule di pioppi e salici.

Negli ambienti fluviali (alveo e adiacenze) i fattori limitanti sono talmente drastici da superare l'influenza dei fattori climatici (molto meno severi). Perciò riescono ad insediarsi solo poche specie, dotate – come si è visto – di adattamenti a questo ambiente particolarmente severo.

Ciò fa sì che la composizione specifica della vegetazione riparia (salici, pioppi, ontani) sia molto simile anche in ambiti geografici e climatici molto vasti, sia cioè sostanzialmente indipendente dall'altitudine e dalla latitudine.

Per questo motivo, il climax (lo stadio di piena maturità) delle fasce riparie è definito di tipo azonale.

Tuttavia, poiché il periodico disturbo causato dalle piene eccezionali impedisce il raggiungimento della piena maturità, per gli stadi evolutivi più avanzati delle formazioni riparie si parla di paraclimax.

6.2 Controllo del funzionamento fluviale

Si è già detto che la vegetazione riparia è parte integrante dei sistemi fluviali. Ciò appare ancor più evidente se esaminiamo l'insieme delle funzioni svolte. La vegetazione, sia quella riparia che colonizza la piana inondabile e le isole fluviali, sia quella che copre i versanti, è uno dei fattori principali che (assieme alle portate liquide e solide) influenza l'evoluzione morfologica dei corsi d'acqua. La vegetazione riparia, con le radici sommerse, i rami aggettanti, i tronchi caduti in alveo, il consolidamento delle isole fluviali, è un fattore primario di creazione di diversità ambientale in alveo, prerequisito per un ricco e diversificato popolamento ittico e di macroinvertebrati. Con i suoi apporti trofici (foglie e rami) supporta le reti alimentari fluviali e condiziona la struttura delle comunità di macroinvertebrati, mentre con l'ombreggiamento e la traspirazione contribuisce a mantenere le acque fresche ed ossigenate. Filtrando gli apporti di sedimenti veicolati dalle acque di dilavamento del suolo contribuisce alla limpidezza delle acque fluviali, mentre rimuovendo i nutrienti dalle acque di ruscellamento e di scorrimento ipodermico le protegge dall'eutrofizzazione. Le fasce riparie sono di per se stesse un ecotono ricco di biodiversità vegetale e un mosaico di habitat per la fauna selvatica. Infine, proteggono le sponde dall'erosione, attenuano le punte di piena e svolgono una sempre più apprezzata funzione ricreativa e paesaggistica.

6.2.1 Evoluzione morfologica

La forma complessiva dell'alveo (sezione, profilo longitudinale, andamento planimetrico) è la risultante dell'interazione tra – da una parte – le variabili guida che rappresentano la forza esercitata sul sistema fluviale (regime delle portate liquide e solide) e – dall'altra parte – le condizioni al contorno, che rappresentano la Resistenza (topografia del fondovalle, coesione del substrato e vegetazione riparia).

Poiché però la geologia e la topografia sono stabili nel tempo, i determinanti diretti, che agiscono alla scala gestionale umana, sono le portate (liquide e solide) e la vegetazione.

La vegetazione riparia esercita la sua influenza in vari modi: favorisce la sedimentazione (per la riduzione di velocità indotta dall'attrito); devia la corrente; consolida le sponde; colonizza e stabilizza i sedimenti, favorendo la formazione di isole fluviali; favorisce la pedogenesi (col deposito di lettiera); in condizioni di piena, le macchie vegetate funzionano come un setaccio, accumulando in testa i sedimenti grossolani e lasciandosi attraversare dai sedimenti fini (che si depositano in coda).



Figura 4 – Evoluzione isole fluviale.

Anche la vegetazione morta (grossi detriti legnosi: tronchi abbattuti, rami), interagendo con la corrente, favorisce la sedimentazione e la diversificazione del substrato.

6.2.2 Creazione di habitat

La vegetazione riparia favorisce la diversificazione dell'habitat per molti organismi acquatici, in maniera sia diretta (con le radici sommerse e le chiome aggettanti sull'acqua), sia indiretta (creando variazioni locali della corrente e fornendo grossi detriti legnosi).

Le chiome sporgenti forniscono ai pesci ricoveri ombrosi e, con ciò, rifugi dai predatori (minor visibilità); le radici sommerse, i tronchi in alveo e le sponde sotto-escavate (stabili proprio perché sostenute dall'apparato radicale) forniscono sia rifugi dai predatori che ripari dalla corrente (luoghi preferiti per il riposo) (per alimentarsi, invece, si spostano in piena luce, ove le prede sono più visibili); nelle specie territoriali (es. salmonidi) la disponibilità di questi habitat – difesi dagli intrusi – consente anche la riduzione dell'aggressività.

Non tutte le specie hanno la stessa efficacia. La vegetazione di tipo non ripario (es. querce, faggi) non è in grado di produrre tali habitat poiché non possiede un apparato radicale resistente alle condizioni asfittiche che si verificano nei lunghi periodi di sommersione.

Anche i cumuli legnosi sulle barre e sulla piana inondabile, in occasione delle piene, forniscono ai pesci ripari dalla corrente fuori alveo.

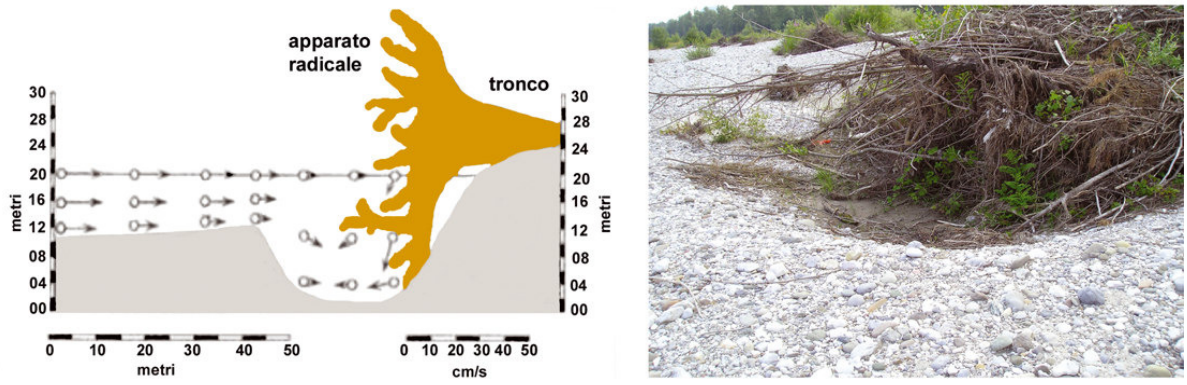


Figura 5 – Ripari dalla corrente.

I tronchi e i rami incastrati in alveo (LWD: Large Woody Debris) accrescono la qualità dell'habitat per l'ittiofauna e i macroinvertebrati, rendendo l'ambiente più diversificato: questi ostacoli, infatti, creano complesse variazioni locali della corrente, della profondità e della granulometria, inducendo la formazione di un mosaico di condizioni ambientali differenziate, capaci perciò di fornire a ciascuna specie e a ciascun stadio vitale condizioni favorevoli. Questi depositi legnosi, inoltre, sono una riserva alimentare di lunga durata (es. larve di Driopidi scavatori): la FPOM che ne deriva sostiene le catene alimentari delle comunità fluviali, fino alla foce.

I cumuli legnosi in alveo inducono la formazione di buche che forniscono ai pesci:

1) in tutte le stagioni, siti di riposo;
2) durante le piene, ripari dalle corrente;
3) nei periodi di magra, protezione dal

disseccamento dell'alveo e rifugio termico (acque più fresche).

Spesso, infine, i cumuli legnosi generano mesoforme, come isole, bracci fluviali secondari, zone di calma che forniscono habitat rifugio durante le piene e zone di riproduzione e svezzamento per molte specie ittiche. Si può quindi sostenere a ragione che la vegetazione – sia quella viva che quella morta – è la culla della biodiversità fluviale.

Negli alvei di 1°-2° ordine i LWD possono essere più larghi dell'alveo; in alveo inducono accumulo sedimenti (riduzione pendenza).

In alvei di media grandezza (3°-4° ordine) i LWD sono abbastanza grandi rispetto alla larghezza dell'alveo e, oltre ad accumulare sedimenti, possono indurre rilevanti migrazioni o allargamenti dell'alveo.

Nei corsi d'acqua di ordine elevato (4°-5°) LWD sono piccoli rispetto all'alveo: possono indurre la migrazione dell'alveo o lo sviluppo di canali secondari.

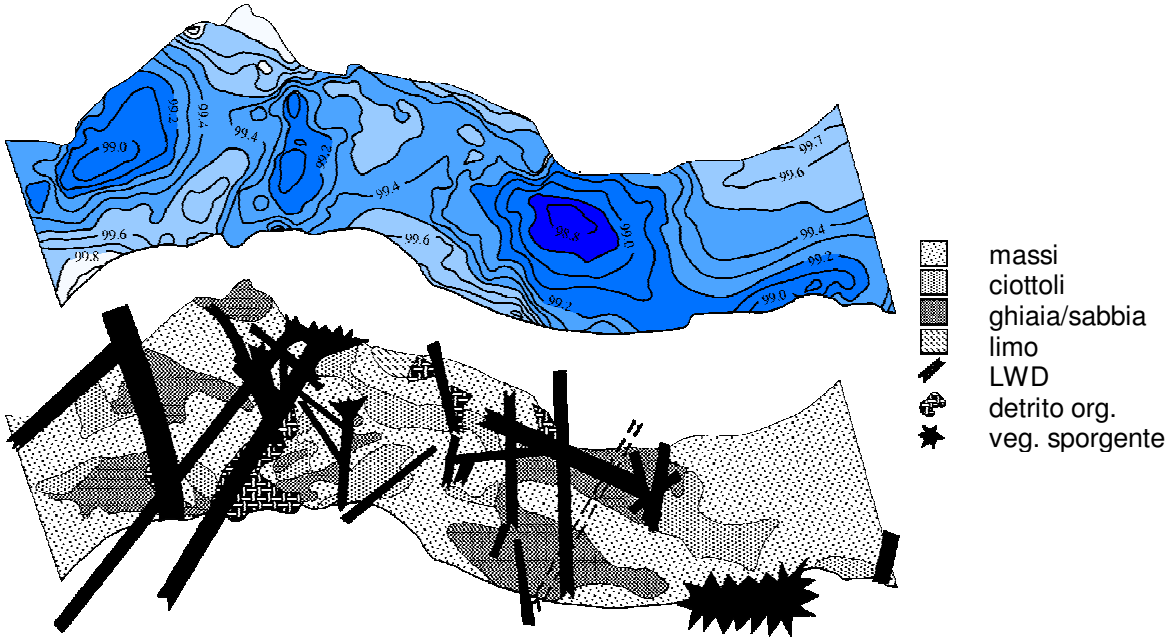


Figura 6 – Esempio di profondità e substrato, da Buffington e Montgomery, 1999.

6.2.3 Controllo del funzionamento trofico

La vegetazione riparia condiziona in modo determinante anche il funzionamento trofico fluviale. L'ombreggiamento riduce la fotosintesi (quindi la produzione primaria di perifiton) mentre foglie e rami apportano materia organica alloctona: il metabolismo fluviale si sposta perciò dall'autotrofia all'eterotrofia. La vegetazione riparia, regolando il rapporto P/R (fotosintesi/respirazione), influenza sia la struttura delle comunità di macroinvertebrati, sia la loro distribuzione spaziale (che riflette l'eterogenea distribuzione spaziale del cibo). Ad esempio, il taglio delle fasce riparie, esponendo l'alveo all'illuminazione, induce un cambiamento della base alimentare (più perifiton e meno frammenti vegetali) e, perciò, della struttura delle comunità di macroinvertebrati (aumentano i raschiatori di perifiton, a scapito di trituratori e raccoglitori). Va osservato che nei corsi d'acqua a lento decorso l'aumento della produzione primaria conseguente al taglio delle fasce riparie (maggior illuminazione e temperatura) può indurre l'eutrofizzazione, sfavorevole a molti organismi. Nei corsi d'acqua a corrente rapida, invece, sebbene a breve termine l'aumento della produzione primaria accresca l'abbondanza dei pesci (per l'aumento dei macroinvertebrati in biomassa, non in biodiversità), questo è un fenomeno transitorio che presto s'inverte. L'abbondanza di pesci, infatti, più che alla disponibilità di cibo, è legata alla disponibilità di habitat e di rifugi.

Le radici, i rami sommersi e gli ammassi legnosi in alveo funzionano inoltre da strutture di ritenzione della materia organica, favorendo una biomassa più elevata e una maggior stabilità del sistema.

6.2.4 Controllo della temperatura

L'eliminazione della vegetazione riparia può provocare un aumento medio di 3-10 °C delle temperature massime estive (in inverno solo 1-2 °C), con variazioni quotidiane fino a 15 °C e gravi ripercussioni sulle comunità acquatiche:

1) alterazioni del metabolismo e dei cicli vitali dei macroinvertebrati;

2) variazione della quantità e qualità del cibo

disponibile (variazioni della produzione algale);

3) riduzione dell'ossigeno disciolto (a saturazione, 14 mg/L nell'acqua a 0 °C e 9 mg/L a 20 °C); talora

4) condizioni incompatibili con la vita degli organismi stenotermi (i salmonidi hanno un optimum tra 4 e 19 °C e una temperatura critica di 23 °C; con la temperatura aumentano le affezioni batteriche e virali; il periodo embrionale è particolarmente sensibile).

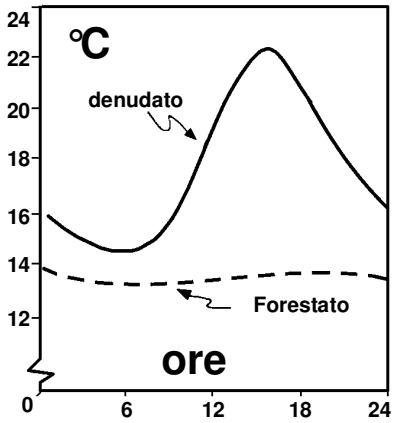


Figura 7 – Variazioni quotidiane della temperatura estiva in un corso d'acqua, dopo il disboscamento (Oregon).

L'impatto della riduzione dell'ossigeno disciolto è aggravato dalla concomitante accelerazione del metabolismo indotta dall'elevata temperatura: l'ossigeno viene così a mancare proprio mentre gli organismi acquatici ne hanno un fabbisogno più elevato.

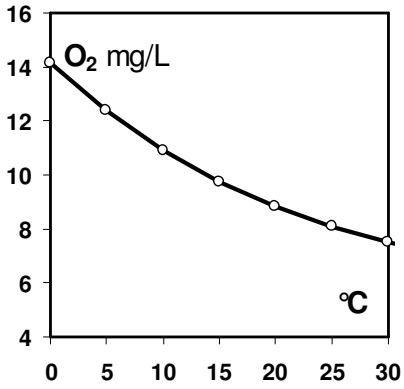


Figura 8 – L'ossigeno disciolto (a saturazione) diminuisce con il riscaldamento dell'acqua.

Va osservato che l'effetto rinfrescante della vegetazione riparia sulle acque, ancor più che all'ombreggiamento delle acque superficiali, è dovuto all'evapotraspirazione della vegetazione che, a causa dell'elevato calore specifico dell'acqua, sottrae una grande quantità di calore, rinfrescando in modo molto efficace il suolo e le acque di falda che alimentano lateralmente il corso d'acqua.

6.3 Fascia Tampone

6.3.1 Filtro per sedimenti

Sedimenti e nutrienti sono risorse di valore finché restano sul suolo, ma diventano inquinanti quando finiscono nelle acque. L'urbanizzazione e l'agricoltura (disboscamento, impermeabilizzazione suolo, aratura) comportano l'erosione del suolo e forti apporti di sedimenti ai fiumi, con grave pregiudizio per la fauna acquatica:

1) torbidità delle acque

2) occlusione e irritazione delle branchie;

3) colmamento dei siti di frega dei pesci;

4) distruzione della diversità degli habitat per gli invertebrati (occlusione degli interstizi tra i ciottoli);

5) seppellimento di uova e stadi vitali fissati al substrato;

6) riduzione del rifornimento d'ossigeno all'interno dei sedimenti (innesco di processi di decomposizione anaerobica);

7) copertura del perifiton (riduzione delle disponibilità alimentari per i raschiatori).

Prima dell'ovodeposizione i siti di frega sono vigorosamente puliti dai sedimenti fini; poi le uova fecondate sono ricoperte da un piccolo cumulo di ghiaia. Ciò serve ad assicurare che le uova siano sempre percorse dal flusso idrico che apporta ossigeno e rimuove i metaboliti tossici. Il deposito di sedimenti fini compromette lo sviluppo e la schiusa delle uova.

La vegetazione riparia, oltre a ridurre l'erosione delle sponde, intercetta gli apporti dei sedimenti dilavati dal territorio, agendo come fascia tampone (buffer strip, buffer zone).

I processi coinvolti sono:

1) la sedimentazione, per la forte riduzione di velocità determinata dall'attrito con lo strato erbaceo e/o con la densa lettiera fogliare;

2) l'infiltrazione (filtrazione nei pori del suolo, continuamente rigenerati dalla pedofauna); suoli porosi sono perciò più efficaci.

In entrambi i processi si tratta di una rimozione meccanica.

Le condizioni ottimali si hanno se la fascia tampone è attraversata da un flusso laminare e in terreni con pendenza minore del 5% (con elevate pendenze, invece, il flusso si concentra in solchi che attraversano la fascia riparia senza subire filtrazione).

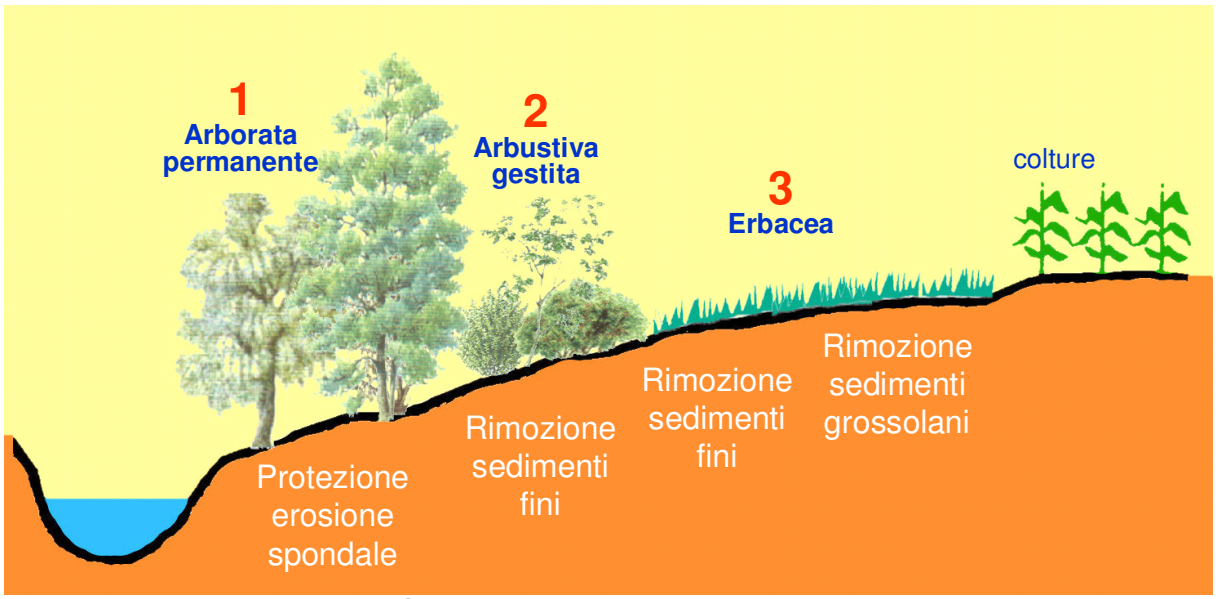


Figura 9 – Fascia tampone composita.

Buffer zone erbacee sono molto efficienti (una striscia larga 5 m abbatte circa l'85% dei solidi sospesi) finché l'erba non è sommersa; a questo punto essa si piega e perde bruscamente la sua efficacia. La massima sedimentazione si ha nel primo metro, ove si forma un cuneo di deposito e, col tempo, un flusso parallelo alla fascia. L'efficacia può essere esaltata con la manutenzione: 2-3 sfalci l'anno; periodica asportazione dei depositi (da restituire al terreno); cordoli trasversali per interrompere e livellare il flusso parallelo al corso d'acqua.

Le buffer zone forestate accrescono la permeabilità del suolo (per i vuoti lasciati dal ricambio radicale e l'humus prodotto dalla lettiera e dagli organismi associati, es. lombrichi).

Queste capacità possono essere sfruttate con buffer zone composite, appositamente costruite e gestite in associazione alle migliori pratiche agricole. Si consiglia una struttura a tre fasce parallele adiacenti:

1) erbacea sfalciata per rimuovere i solidi grossolani (per sedimentazione) e livellare il flusso, minimizzando la formazione di flussi concentrati;

2) arbustiva gestita (con raccolta periodica di legna) per la rimozione dei solidi fini (per filtrazione);

3) arborata permanente sulla sponda, per proteggerla dall'erosione.

Va ricordato che la massima quantità di sedimenti proviene dai tratti montani (> precipitazioni; suolo più nudo; > pendenza, velocità e capacità erosiva; > lunghezza cumulativa del reticolo idrografico minuto, molto ramificato). Per la rimozione dei sedimenti le fasce tampone vanno quindi protette e ricostituite prioritariamente nei tratti montani (soprattutto se effimeri) e nelle aree coltivate.

6.3.2 Filtro per nutrienti

Con la pratica delle concimazioni, le acque di dilavamento del territorio portano ai fiumi anche grandi quantità di nutrienti che inquinano le falde e inducono l'eutrofizzazione delle acque fluviali. Vediamo dunque come le fasce di vegetazione riparia proteggono le acque dall'eutrofizzazione. E lo vedremo, all'interno del box sottostante, ripercorrendo le tappe di un giallo scientifico: "La Scomparsa dei nitrati".

I primi studi degli anni '70 mostrarono una forte riduzione (65-90%) della concentrazione di nitrati nelle acque sotterranee che alimentavano il fiume. Per gli approfondimenti rimando all'avvincente giallo di Agatha Christie; qui ci limiteremo a riassumere brevemente la vicenda.

Nei primi anni '80 le indagini collegarono il fenomeno alla presenza di fasce riparie forestate in suoli allagati: mediante piezometri posti a diverse distanze dal corso d'acqua, infatti, nei sedimenti saturi fu registrata una marcata riduzione del rapporto nitrati/cloruri. Studi sul potenziale di denitrificazione mostrarono che esso era massimo nei primi cm del suolo; a maggiori profondità le condizioni necessarie erano: bassa temperatura, basso pH e basse concentrazioni di materia organica. Si pensò perciò che il meccanismo principale di rimozione dei nitrati fosse l'assimilazione da parte delle piante. Però i primi bilanci di massa mostrarono che l'accumulo di N nella biomassa legnosa era solo 10-20 Kg N/ha·anno, quindi poteva spiegare solo il 30% della rimozione dei nitrati. Inoltre nei climi temperati i nitrati sono rimossi

efficacemente durante tutto l'anno, anche dalle acque sotterranee che fluiscono a diversi m di profondità. I nitrati erano cioè rimossi anche d'inverno in siti con foreste di latifoglie, quindi con vegetazione dormiente. L'assimilazione vegetale è quindi un meccanismo importante (nella stagione di crescita vegetativa), ma non quello primario, che è stato individuato nella denitrificazione.

La denitrificazione (una reazione catalitica tra le più veloci in assoluto: 20 ns) è operata da batteri denitrificanti anaerobi facoltativi (*Achromobacter, Aerobacter, Alcaligenes, Bacillus,* ecc.) che in presenza di ossigeno, lo utilizzano per ricavare energia dall'ossidazione del carbonio organico, mentre in assenza di ossigeno lo ricavano dai nitrati, liberando N2 come sottoprodotto. Sebbene molte delle reazioni illustrate siano reversibili, la denitrificazione è irreversibile perché l'azoto gassoso si libera nell'atmosfera, quindi non è semplicemente trasformato, ma effettivamente rimosso dal sistema. I processi sotterranei che mantengono basso il potenziale redox avvengono in una sequenza ben precisa:

1) consumo dell'O2 (respirazione, ossidazione dello zolfo e dell'ammonio);
2) riduzione del manganato;
3) denitrificazione;
4) riduzione del ferro ferrico;
5) riduzione del solfato;
6) metanogenesi.

Per la denitrificazione occorrono perciò:

1) disponibilità di NO_3;
2) condizioni anaerobiche almeno per una parte dell'anno (suolo saturo basso potenziale redox);
3) carbonio organico, come fonte di energia.

In pratica, le condizioni chiave sono:

1) superficie freatica prossima alla superficie del suolo, in modo che le acque contenenti nitrati scorrano attraverso lo strato di suolo ricco di C organico;
2) una fascia vegetata, che rilasci nel suolo una quantità sufficiente di C organico (dalla decomposizione della lettiera di foglie e rami e delle radici sostituite dalle nuove radicicole), necessaria a nutrire la biomassa batterica denitrificante e a mantenere un basso potenziale redox (favorendo il rapido consumo dell'eventuale ossigeno presente);
3) suolo sabbioso-limoso che favorisca il prevalere di condizioni anaerobiche e consenta ai batteri denitrificanti di dominare la popolazione batterica del suolo (tuttavia, sebbene nei suoli più permeabili l'abbattimento % dei nitrati sia inferiore, il flusso idrico è maggiore per cui si realizzano ugualmente elevate rimozioni).

Tali condizioni si verificano nei periodi di falda alta; ciò spiega perché d'inverno, nonostante il riposo vegetativo, la denitrificazione sia molto attiva. Nei periodi di falda bassa invece (d'estate nei climi temperati) lo strato superiore del suolo è areato e, pertanto, la denitrificazione è fortemente ridotta (limitata agli strati profondi, più poveri di C organico). Prevale, allora, la rimozione dei nitrati per assorbimento radicale e assimilazione da parte delle piante (in fase di crescita vegetativa).

La vegetazione legnosa è più efficace di quella erbacea nel rimuovere i nitrati dalle acque ipodermiche (apparato radicale più profondo, > rilascio di C organico, > assorbimento radicale).

Poiché l'efficacia delle zone riparie dipende dal volume dell'acqua che le attraversa e dalle vie che essa percorre, è importante comprenderne l'idrologia e l'idrogeologia. La rimozione dei nitrati, infatti, funziona quando le acque sotterranee che alimentano il fiume sono intercettate dagli apparati radicali. Se, invece, le acque sotterranee passano molto profonde, al di sotto dell'apparato radicale della zona riparia, non possono interagire con esso.

La rimozione dei nitrati è ugualmente ridotta quando 1) il suolo della piana ha uno strato impermeabile sovrastante uno permeabile (l'acqua scorre in quest'ultimo, fin presso il fiume, ove risale rapidamente), oppure 2) manca uno strato permeabile e il deflusso scorre tutto in superficie, in rivoli che non attraversano lo strato radicale.

I maggiori determinanti del volume e delle cinetiche degli apporti dal territorio alle zone riparie sono la superficie e la pendenza del bacino; la natura e la tessitura del suolo determinano la ripartizione tra apporti superficiali e sotterranei.

È importante tener conto che la maggior parte del deflusso dei corsi d'acqua vi giunge come acqua sotterranea. Le acque di ruscellamento superficiale, infatti, sono di breve durata (durante precipitazioni intense *stormflow* o *quickflow*) e solitamente sono inferiori al 30% della portata fluviale annua. Perciò la maggior parte del deflusso annuo, che alimenta i corsi d'acqua nei periodi non piovosi (il deflusso di base, *baseflow*), è quella che raggiunge l'alveo attraversando la zona radicale delle fasce riparie. Si comprende quindi perché la qualità delle acque fluviali risenta sensibilmente della presenza ed estensione delle fasce di vegetazione riparia.

I corsi d'acqua montani (1°-3° ordine) possono essere visti come la regione *sorgente* di acqua, sedimenti, soluti. Il tratto intermedio (3°-6° ordine) è una zona di *trasferimento*. Progressivamente, man mano che aumenta la larghezza della piana alluvionale, il fiume diviene meno sensibile ai processi dei versanti. La bassa pianura alluvionale, infine, diviene una zona di *immagazzinamento* e deposito, in cui i flussi si invertono (dominano i trasferimenti –

liquidi e solidi – dal fiume alla piana).

Va tenuto presente che la maggioranza della lunghezza del reticolo idrografico (e quindi dell'area del bacino) è costituita da corsi d'acqua montani; nei tratti di ordine inferiore, inoltre, il flusso idrico va dai versanti al corso d'acqua, mentre nel tratto terminale la direzione del flusso tende ad invertirsi. Ciò fa sì che la funzione filtro sia massima nei piccoli corsi d'acqua.

In pratica, sebbene le fasce riparie siano sempre di grande utilità, se l'obiettivo è la qualità delle acque (con rimozione dei nitrati) è preferibile realizzarle sulla miriade dei piccoli corsi d'acqua (anche in pianura, nel reticolo di drenaggio); se invece l'obiettivo è la conservazione degli habitat e della biodiversità, è preferibile realizzarle sui fiumi.

In letteratura sono disponibili numerosi dati sulla larghezza delle fasce riparie vegetate necessaria al conseguimento di determinati obiettivi. Tuttavia più che affrontare il problema con una mentalità quantitativa, è essenziale affrontarlo con mentalità ecologica: capire l'idrologia e l'idrogeologia, come funziona il sistema, dove si svolgono i processi.

Ad es. nella realizzazione di fasce riparie occorre tener conto che le condizioni di suolo saturo – quindi di massima denitrificazione – si verificano dove si riduce la pendenza (al raccordo tra il versante e la piana) e possono mantenersi su tutta la piana. Un'indicazione di grande utilità pratica per l'ubicazione di fasce riparie è perciò l'individuazione delle aree che tendono ad inzupparsi dopo le piogge.

I flussi idrici vanno visti nelle tre dimensioni. Ad es., in una risorgiva (in cui si ha la risalita e l'emergenza delle acque, per il contatto tra sedimenti più permeabili e meno permeabili), sarà d'estrema importanza realizzare la fascia vegetata tutt'intorno alla testata dell'emergenza, per intercettare le acque sotterranee che risalgono e convergono verso di essa, alimentandola.

Occorre inoltre tener presente che l'acqua ipodermica non segue una traiettoria trasversale dai versanti al fiume ma, in sua prossimità, piega e scorre anche longitudinalmente (quindi sono molto utili anche fasce vegetate laterali).

Talora, poi, l'acqua segue paleoalvei, per cui può raggiungere il fiume anche qualche km a valle; in questo caso una fascia tampone riparia avrebbe scarsa efficacia, mentre sarebbe della massima utilità una fascia vegetata lungo il paleoalveo.

Nei tratti montani il deflusso dai versanti tende a concentrarsi nelle concavità o in solchi, formando flussi concentrati che spesso giungono al corso d'acqua come sorgenti puntiformi. Queste aree sorgenti sono perciò le prime candidate alla realizzazione di fasce tampone (rimodellando il terreno in modo da trasformare il flusso concentrato in laminare).

Nel suolo il fosforo non è libero, ma adsorbito alle particelle terrose. Le perdite di fosforo dal suolo sono indotte da due meccanismi: il P particolato (*Particulate Phosphorous*: PP) è veicolato dalle particelle erose, mentre il P disciolto nelle acque (*Dissolved Phosphorous*: DP) origina dal desorbimento, dissoluzione ed estrazione dal suolo e dai materiali vegetali, ad opera delle acque piovane. Con l'uso prolungato di fertilizzanti, la capacità d'adsorbimento del suolo coltivato può saturarsi, generando DP nelle acque di ruscellamento superficiale (nelle acque d'infiltrazione, invece, il DP è nuovamente adsorbito e trattenuto sulle particelle di suolo).

Gli apporti di P ai corsi d'acqua sono perciò essenzialmente particolati e veicolati dalle acque di ruscellamento superficiale (a differenza di quelli di azoto, prevalentemente solubili e veicolati dalle acque sotterranee). Rispecchiando l'erosione del suolo, le perdite di PP sono massime dai suoli nudi, elevati dalle colture in file, moderate dai cereali e dai prati fertilizzati, minime dai prati non concimati.

Considerato che gli apporti di P sono legati alle particelle di suolo erose dalle piogge, il principale meccanismo di rimozione è quello meccanico (sedimentazione e filtrazione): le fasce tampone, sia erbacee che arbustive, la cui efficacia nella rimozione dei solidi sospesi è già stata descritta, svolgono perciò anche la rimozione del P.

Studi sperimentali mostrano elevate efficienze di ritenzione del P anche da parte di altri ecosistemi naturali e artificiali (zone umide naturali e artificiali, stagni di sedimentazione, fitodepurazione a flusso subsuperficiale).

6.3.3 Ecotono e biodiversità vegetale

Le zone riparie, per la loro posizione all'interfaccia tra l'ambiente acquatico e terrestre, sono caratterizzate da un'elevata eterogeneità fisica. Questa eterogeneità (microrilievo, pedologia estremamente variabile anche su brevi distanze, diversa frequenza e durata degli allagamenti, diversa distanza dalla superficie freatica), associata alle particolari condizioni idriche determinate dal regime naturale delle perturbazioni idrologiche, genera una grande diversità e una grande produttività, paragonabile a quella di alcune foreste umide tropicali.

Questi corridoi vegetali giocano sia il ruolo di santuari per specie fortemente legate ai sistemi ripari, sia il ruolo di vettore per i propaguli di molte altre specie dei sistemi adiacenti. Questo corridoio inoltre crea una continuità longitudinale e sviluppa connessioni laterali con gli ambienti adiacenti, spesso frammentati (parcelle coltivate, pascoli, boschi), aumentando la biodiversità e favorendo la mescolanza dei popolamenti.

Queste formazioni, essendo composte da un mosaico complesso e diversificato di specie erbacee, arbustive ed arboree, spesso pluristratificato, sono meglio adattate a cambiamenti ambientali drastici. Costituiscono inoltre una riserva genetica di grande valore. Va sottolineato che questa diversità è perenne solo grazie alla dinamica fluviale: senza le piene e le magre si avrebbero successioni ecologiche che abbasserebbero la diversità e la produttività vegetale. In effetti, gli apporti di limi e nutrienti delle piene favoriscono una crescita rigogliosa, mentre gli spazi vergini creati dalle piene permettono lo sviluppo delle specie pioniere. Ne risulta così un mosaico in cui è rappresentato un gran numero di specie con diverse esigenze ecologiche.

Anche in un fiume di pianura si riscontra una grande eterogeneità ambientale (nel rilievo topografico, nelle condizioni pedologiche, nell'umidità del suolo, nell'esposizione alle dinamiche idrauliche) che condiziona la colonizzazione e le dinamiche vegetazionali.

In un breve tratto di golena possono così riscontrarsi numerosi habitat: più ordini di terrazzi fluviali, rami morti boscati, coltivi, relitti di boschi planiziali igrofili, fasce riparie arbustive ed arboree, acque profonde, basse, lente, veloci, ferme, zone di confluenza, lanche (laghetti falciformi, residui di rami abbandonati), laghetti d'escavazione, rami secondari riattivabili con le morbide o le piene, barre ghiaiose nude o con erbacee pioniere di greto, rive basse vegetate, sponde scoscese nude o vegetate, isole fluviali nude o boscate, ecc.

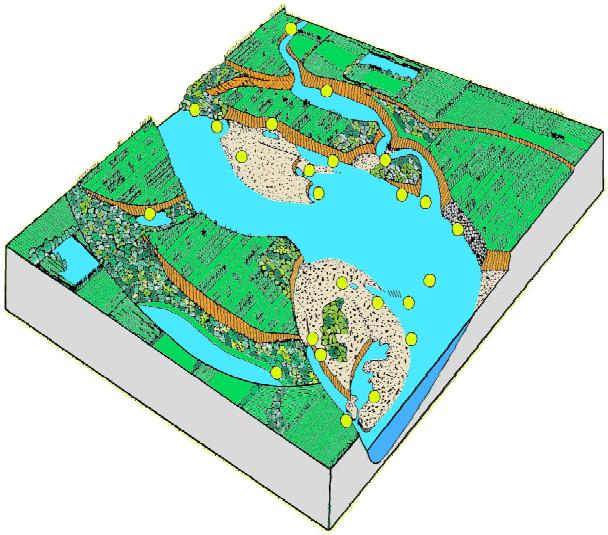


Figura 10 – Ecomosaico di golena.

Anche in questo caso le dinamiche fluviali, con gli apporti di limi e l'azione "distruttrice" differenziata sono essenziali per il mantenimento di un ecomosaico diversificato, stabile nella sua continua mutevolezza. Nonostante il suo continuo mutare, l'ambiente ha un'elevata capacità di recupero (resilienza).

6.3.4 Habitat per fauna selvatica

Le formazioni vegetali riparie sono essenziali per molti organismi terrestri (mammiferi, anfibi, uccelli, rettili) durante l'intero loro ciclo vitale o solamente in un periodo di esso (es. riproduzione, alimentazione).

La complessità delle formazioni vegetali crea habitat favorevoli alla nidificazione; ciò spiega la grande ricchezza ornitologica delle formazioni riparie. Queste, infatti, ospitano sia specie forestali e rupestri, sia specie specifiche degli ambienti fluviali, come il martin pescatore e il merlo acquaiolo.

I corridoi vegetali fluviali sono utilizzati come rotte di migrazione da numerose specie di uccelli; questi nastri continui di vegetazione, infatti, guidano gli uccelli nella migrazione e forniscono loro siti di sosta, alimentazione e svernamento.

Anche per molti mammiferi i corridoi ecologici fluviali consentono spostamenti protetti e vie di collegamento tra habitat spesso frammentati.

A causa della frapposizione di barriere antropiche (strade, ferrovie, zone urbanizzate, aree disboscate per l'agricoltura), infatti, le aree naturali sono divenute molto frammentate. Spesso gli unici corridoi di connessione tra esse (soprattutto tra habitat costieri e montani) sono le formazioni vegetali fluviali che, rappresentando elementi essenziali delle reti ecologiche, dovrebbero diventare elementi centrali della pianificazione territoriale.

6.3.5 Consolidamento sponde

Buona parte dei sedimenti che finiscono nei corsi d'acqua proviene dall'erosione delle sponde prive di protezione vegetale.

In effetti, la vegetazione contrasta l'erosione spondale attraverso due meccanismi: gli apparati radicali creano una trama biologica che lega le particelle minerali, aumentando la coesione del suolo nei confronti della forza della corrente. Inoltre la scabrezza e l'attrito indotti dalla vegetazione determinano, in prossimità del suolo, una drastica riduzione della velocità della corrente e della sua forza erosiva.

La capacità consolidante varia con la densità dell'apparato radicale e con la sua profondità rispetto all'altezza delle sponde. Ad es., sono molto efficaci l'ontano nero (*Alnus glutinosa*) le cui radici possono raggiungere 3,8 m, la festuca dei prati (*Festuca arundinacea*) (2,5 m) e i salici. Sulle sponde sono invece sconsigliati i pioppi ed altri alberi alti con apparato radicale superficiale, per la loro instabilità.

Naturalmente devono essere rispettate le esigenze ecologiche. Ad es. sulle sponde relativamente secche e a granulometria da sabbiosa a sabbioso-limosa possono essere impiegati l'acero di monte (*Acer pseudoplatanus*), l'acero riccio (*Acer*

platanoides) e il frassino maggiore (*Fraxinus excelsior*), mentre sulle sponde più umide sono consigliati l'ontano nero o l'ontano bianco (*Alnus incana)* sui suoli limoso-argillosi e diversi salici (*Salix alba, S. viminalis, S. eleagnos*) sui suoli ciottolosi.

6.3.6 Protezione dalle piene

Contrariamente all'opinione comune, la vegetazione riparia contribuisce ad attenuare il rischio alluvionale, mentre rettifiche, canalizzazioni e tagli della vegetazione, accelerando i deflussi, inducono l'accentuazione dei picchi di piena: il rischio d'esondazione locale viene ridotto, ma scaricando a valle un rischio accresciuto. L'aspetto paradossale è che più si spende in questi interventi di "protezione idraulica", più si accresce il rischio complessivo!

Per abbassare i picchi di piena, invece, bisognerebbe allargarne la base, cioè "diluire" la piena nel tempo: in altre parole bisognerebbe rallentare i deflussi.

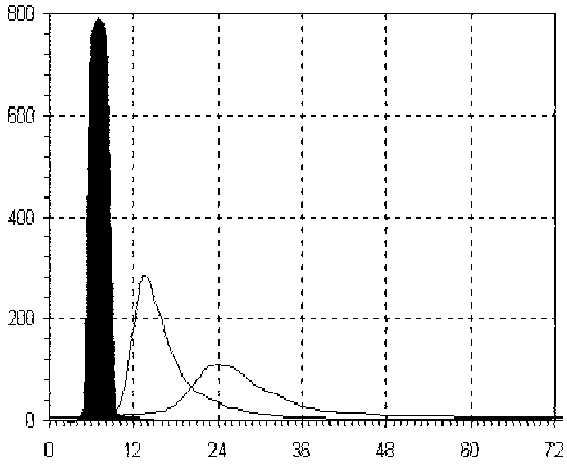


Figura 11 – Protezione dalle piene, 1° curva: curva di piena con suolo ad artificializzazione estrema, 2° curva con suolo urbanizzato, 3°curva con suolo naturale.

In effetti, se chiedessimo ad un bambino cosa fare per affrontare i picchi di piena più elevati, risponderebbe che, per contenere le maggiori portate, bisogna ampliare l'alveo restituendo spazi al fiume.

Purtroppo, almeno finora, per assecondare le richieste localistiche di molti amministratori, si è fatto tutto il contrario, con il risultato di trasferire il rischio a valle.

Se oggi l'urbanizzazione di molte aree inondabili ha reso ormai impraticabile rallentare i deflussi lungo l'intera asta fluviale, è però possibile individuare a livello di bacino aree di laminazione delle piene. In queste aree inondabili, la presenza di vegetazione alveale, riparia e golenale – rallentando le piene – gioca un ruolo significativo nella protezione dei centri abitati situati a valle. Ciò favorirebbe anche la ricarica delle falde, riducendo così anche l'intensità delle magre e la loro durata.

Una strategia intelligente per contrastare il rischio idraulico prevede quindi il controllo della vegetazione in corrispondenza dei centri abitati (per velocizzare localmente le acque ed abbassarne il livello) e un forte incremento della vegetazione a monte di essi (per rallentare localmente la corrente e laminare le piene, immagazzinandole nelle aree inondabili). Negli Stati Uniti il Servizio Forestale del Dipartimento dell'Agricoltura promuove e fornisce supporto tecnico ed incentivi economici alla realizzazione di fasce arboreo-arbustive lungo le rive nelle piane alluvionali (trasversalmente ai fiumi: *waterbreaks*) al fine di attenuare i rischi e i danni da esondazione.

La pratica delle "pulizie fluviali" è dunque tanto ingiustificata quanto diffusa. Essa, infatti, si basa su una sorta di "processo sommario" nei confronti della vegetazione riparia.

Dunque è solo nell'ambito della scelta di restringere gli spazi concessi al fiume che la vegetazione, da fattore di sicurezza, diventa un pericolo da rimuovere.

Nell'ambito di una strategia basata sull'allungamento dei tempi di corrivazione, sull'ampliamento degli alvei in larghezza anziché in altezza, sull'eliminazione delle strozzature idrauliche, sulla prudente localizzazione degli insediamenti, il mantenimento della vegetazione alveale e riparia incrementa invece la sicurezza idraulica.

Ma anche quando la funzione protettiva della vegetazione viene riconosciuta, si continua con le pulizie fluviali, giustificandole col fatto che ormai il territorio è urbanizzato e che non possiamo certo spostare le città. Si tratta di un'argomentazione inconsistente!

Mostriamolo con un esempio concreto: nell'alluvione del Carrione del 2003 i cumuli di tronchi e le ramaglie hanno ostruito praticamente tutti i ponti.



Figura 12 – T. Carrione, 23 settembre 2003.

In questo caso, ad es. è possibile escludere la responsabilità della vegetazione riparia poiché l'alveo era stato recentemente devegetato e

risagomato dalla sorgente alla foce. I cumuli di tronchi provenivano dalle oltre 500 frane (sempre associate alle piene eccezionali!).

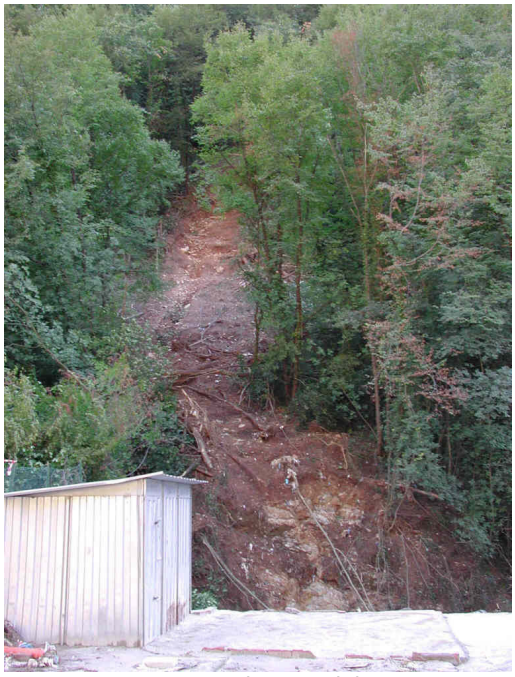


Figura 13 – Frana su bacino del T. Carrione, 23 settembre 2003.

In occasione delle piene maggiori, dunque, si verificano diffusi fenomeni franosi dei versanti boscati e vengono così trascinate negli alvei ingenti quantità di alberi sradicati, tronchi e ramaglie che vanno ad ostruire la luce dei ponti. Contro questo fenomeno le pulizie fluviali sono del tutto impotenti e forse addirittura controproducenti poiché rimuovono elementi che potrebbero intercettare e trattenere i tronchi provenienti dalle frane e trascinati dalle piene.



Figura 14 – Detriti legnosi intercettati da infrastrutture stradali nel T. Carrione, 23 settembre 2003.

Le pulizie fluviali, dunque, sono spesso ingiustificate: a rigore, con la stessa logica (eliminare gli alberi), dovrebbero essere accompagnate dal disboscamento di tutti i versanti collinari e montani (seguendo la "geniale" quanto improvvida proposta di Bush di radere al suolo i boschi per prevenire gli incendi). Peccato però che, senza copertura boscosa, franerebbero interi versanti, gli alvei si riempirebbero di terre e rocce e gli abitati di mezza Italia farebbero la fine di Sarno!

6.3.7 Fruizione e paesaggio

La crescente frequentazione turistica dei paesaggi fluviali e lacustri riflette l'importanza e il valore di questi ambienti per l'uomo. La pesca, la canoa, la balneazione, il campeggio, l'ambiente rilassante muovono indotti economici di tutto rispetto. La qualità delle rive – zona di transizione e di contatto fisico e visivo tra l'acqua e la terra – e le forme dolci e curve della vegetazione, la sua diversità, la mutevolezza stagionale dei colori e dell'aspetto, assumono un peso rilevante nella percezione globale del paesaggio. I sondaggi dei paesaggisti confermano che per la maggioranza delle persone il fiume ideale è sinuoso, turbolento, con rive naturali e una bordura arbustivo-arborea diversificata e con spazi aperti.

Le risagomature fluviali e il taglio della vegetazione banalizzano e snaturano completamente il fascino del paesaggio. Va però ricordato che anche la frequentazione ricreativa, se non è controllata nel numero e delimitata nello spazio, può essere incompatibile con la gestione ecologica dell'ambiente (compattazione del suolo, allontanamento della fauna per il disturbo umano). È perciò necessario trovare un equilibrio, pianificando le zone di accesso alle fasce vegetate e lasciandone alcuni tratti indisturbati, mediante barriere che impediscano l'accesso all'uomo e al bestiame. Ancora una volta, quale barriera è più indicata di una bella, folta e impenetrabile fascia di vegetazione?

6.4 L'impatto della devegetazione

6.4.1. Gestione regionalizzata della vegetazione riparia: approccio tipologico

La vegetazione riparia agisce principalmente su tre parametri chiave del funzionamento ecologico dei corsi d'acqua (fattori trofici, habitat, temperatura) che, tuttavia, _ sono influenzati anche da altri fattori più globali. Ad es. i fattori trofici (particolarmente i produttori primari) sono influenzati dalla geologia (che condiziona le caratteristiche fisico-chimiche delle acque); l'habitat fisico è condizionato dalla geomorfologia e la temperatura dell'acqua dal clima regionale (come l'idrologia, che agisce sull'intero sistema fluviale).

Così, di fronte al taglio della vegetazione

riparia, i sistemi fluviali risponderanno in maniera diversa secondo il loro ecotipo regionale, definito dalle condizioni geologiche, climatiche, geomorfologiche e idrologiche.

1) Fattori geologici

Le acque calciche o alcaline che drenano le rocce sedimentarie (calcari, dolomie, gessi) sono molto mineralizzate (40-150 mg/L Ca^{++}, 100-350 mg/L HCO_3^-) e perciò suscettibili di dar luogo a proliferazione algale (100-400 mg/m^2 di clorofilla *a* nel perifiton).

Le acque poco mineralizzate e poco alcaline (10-100 mg/L HCO_3 che drenano le rocce cristalline (graniti, basalti) hanno, invece, un basso valore biogenico per lo sviluppo algale (2-50 mg/m^2 di clorofilla *a*).

L'aumento di illuminazione conseguente al taglio della vegetazione riparia induce perciò un rischio d'eutrofizzazione elevato nelle acque calciche e basso in quelle poco mineralizzate.

2) Fattori climatici

L'entità del riscaldamento delle acque indotto dal taglio della vegetazione riparia è condizionata anche da fattori climatici (insolazione, temperatura dell'aria).

Questo effetto è marcato sui piccoli corsi d'acqua (1°-4° ordine) ed è, invece, trascurabile sui grandi fiumi (in questi, infatti, la superficie ombreggiata è una stretta fascia e il volume d'acqua è notevolmente maggiore).



Figura 15 – Esempio tratto maggiore 4 ordine.

La validità delle presenti indicazioni è perciò limitata ai tratti di 1°-4° ordine, il che coincide anche con criteri biologici, trattandosi di corsi d'acqua a salmonidi, pesci molto sensibili alle variazioni di temperatura.

La temperatura media estiva dell'acqua di 19 °C segna la transizione tra i popolamenti a salmonidi e quelli a ciprinidi e può perciò essere considerata il limite critico sopra il quale i popolamenti di salmonidi sono minacciati. Per l'individuazione dei corsi d'acqua esposti a questo rischio potenziale è necessario trovare un altro parametro legato alla temperatura dell'acqua e regionalizzabile, come la temperatura dell'aria.



Figura 16 – Esempio tratto di 1°-4° ordine.



Figura 17 – Esempio tratto di 1°-4° ordine.

In una regione in cui la temperatura media dell'aria nel mese più caldo supera 20 °C è difficile, in assenza di copertura vegetale, mantenere una temperatura dell'acqua minore di 19 °C. La carta delle isoterme di luglio può perciò permettere di individuare le aree (> 20 °C) nelle quali, a seguito del taglio della vegetazione riparia, i corsi d'acqua sono soggetti a stress termico.

3) Fattori morfodinamici

La vulnerabilità del mosaico di microambienti alla rimozione della vegetazione riparia dipende largamente dalla granulometria e stabilità del substrato, caratteristiche che riflettono le variabili morfodinamiche: portata liquida e solida, pendenza, tipo di substrato e vegetazione riparia. Ad un livello gerarchico inferiore, da queste variabili dipendono altre variabili di risposta (battente idrico, velocità, substrato) che distinguono le diverse tipologie dei corsi d'acqua.

Uno schema semplificato può basarsi sull'energia potenziale specifica (*EPS*), una variabile chiave dell'equilibrio morfodinamico legata alla massa volumica dell'acqua (r), all'accelerazione di gravità (g), alla portata al colmo arginale (Q_c), alla pendenza (S) e alla larghezza dell'alveo (L):

$$EPS = r \cdot g \cdot Q_c \cdot S / L$$

con EPS espressa in Watt/m^2

Studiando i riaggiustamenti morfologici conseguenti a lavori di artificializzazione è stata individuata una soglia di *EPS* di 35 W/m^2 che separa i corsi d'acqua ad alta energia (capaci perciò di rigenerare gli habitat) da quelli a bassa energia (nei quali gli effetti degli interventi sono irreversibili).

È stato così possibile distinguere tre grandi tipologie di corsi d'acqua che rispondono diversamente al taglio della vegetazione riparia:

1) a debole energia (sinuosi o meandriformi di pianura);

2) ad alta energia (> 35 W/m^2) e fondo mobile (a rami intrecciati);

3) ad alta energia e fondo roccioso (tratti montani molto ripidi).

Gli impatti più contenuti si avranno nei corsi d'acqua a substrato roccioso (dove la perdita di microambienti è più contenuta, per la stabilità del substrato, e maggiori sono le capacità di recupero); impatti crescenti si avranno in quelli ad alta energia e fondo mobile e, ancor più, in quelli a debole energia (che non consente la ricreazione degli habitat persi).

L'intensità dell'impatto dipenderà ovviamente anche dall'intensità dell'intervento di devegetazione (rimozione dei soli LWD o anche della vegetazione viva o, addirittura, anche delle ceppaie).

Intensità del taglio della vegetazione ↓	Intensità dell'impatto sull'habitat (max=20)		
	Corsi d'acqua a debole energia[1]	Ad alta energia[2] e fondo mobile	Ad alta energia[2] e fondo roccioso
A= Rimozione dei grossi detriti legnosi (LWD) dall'alveo e dalle sponde	10	12	5
B= A + taglio degli alberi ripari[3]	15	15	8
C= B + rimozione delle ceppaie e livellamento sponde	20	15	12

Figura 18 – [1]<35 W/m2; [2]>35 W/m2, [3] eliminazione della fonte di grossi detriti legnosi (LWD).

Per esigenze didattiche, i fattori geologici, climatici e morfodinamici sono stati considerati separatamente, ma in realtà presentano interrelazioni e, in certi casi, agiscono in sinergia. Per es. il rischio d'eutrofizzazione non dipende solo dal grado di mineralizzazione delle acque, ma è fortemente accentuato dal riscaldamento e dalla ridotta velocità della corrente: in queste condizioni, l'eccessiva produzione primaria (sviluppo algale) può consumare (respirazione) nel periodo notturno quasi tutto l'ossigeno disciolto, inducendo morie degli organismi acquatici.

Tipologia del corso d'acqua			Intensità dell'impatto ecologico (max = 20 ciascuno)			
Geologia bacino	Clima (T media estiva aria)	Tipo morfologico	A: eutrofizzazione	B: stress termico	C: riduzione habitat	Impatto totale (A+B+C)
Rocce calcaree	T ≥ 20 °C	debole energia	20	20	20	60
		alta energia, fondo mobile	7	8	15	30
		alta energia, fondo roccioso	10	6	12	28
	T < 20 °C	debole energia	18	5	20	43
		alta energia, fondo mobile	5	0	15	20
		alta energia, fondo roccioso	8	0	12	20
Rocce cristalline	T ≥ 20 °C	debole energia	10	20	20	50
		alta energia, fondo mobile	2	8	15	25
		alta energia, fondo roccioso	3	6	12	21
	T < 20 °C	debole energia	9	5	20	34
		alta energia, fondo mobile	1	0	15	16
		alta energia, fondo roccioso	2	0	12	14

Figura 19 – Impatto della devegetazione.

Dal quadro di sintesi appare chiaro che l'impatto ecologico totale conseguente al taglio della vegetazione riparia è più elevato nei corsi d'acqua di bassa pianura, minore nei torrenti

ciottolosi e leggermente inferiore in quelli rocciosi. Ferma restando questa scala, l'entità dell'impatto cresce se le acque sono molto mineralizzate (calcaree) e diviene massima se i corsi d'acqua sono esposti al rischio di stress termico (T estiva aria ³ 20 °C). Si noti che il rischio d'eutrofizzazione nei torrenti a fondo roccioso è leggermente superiore a quello dei torrenti a fondo mobile, ove il rotolamento dei ciottoli asporta periodicamente il perifiton.

L'approccio tipologico proposto consente di valutare preventivamente l'impatto del taglio della vegetazione riparia, un tipo di intervento praticato ben al di sopra delle effettive necessità. Tuttavia, anche nei casi in cui il taglio è necessario (ad es. in aree fortemente urbanizzate), occorre adottare alcuni accorgimenti per contenerne l'impatto. Il taglio selettivo degli esemplari più vecchi può permettere il ringiovanimento del popolamento vegetale (maggior flessibilità, minor attrito). Si può anche creare una diversità spaziale alternando aree tagliate ed aree rispettate: questo tipo di interventi, scaglionati negli anni, può creare dinamiche vegetazionali molto simili a quelle indotte dalle perturbazioni naturali, riducendo grandemente l'impatto.

Bibliografia

1. Allan J.D. (1995). Stream ecology: structure and function of running waters. Chapman et Hall, London: 388 pp.
2. Benke A.C., Gillespie G.M., Henry R.L. & Hunter R.J. (1985). Importance of snag habitat for animal production in southeastern streams. Fisheries, 10 (5): 8-13.
3. Beschta R.L., Bilby R.E. Brown G.W., Holtby L.B. & Hofstra T.D. (1987). Stream temperature and aquatic habitat: Fisheries and forestry interactions. In Salko E.O. and Cundy T.W. (eds.), Forestry and fishery interactions, University of Washington, Institute of forest resources, Seattle: Chapitre 6.
4. Brookes A. (1988). Channelized Rivers. Perspectives for environmental management, Wiley interscience (ed.): 326 pp.
5. Brown G.W. & Krygier J.T. (1967). Changing water temperatures in small mountain streams. J. Soil Water Conserv., 22 (6): 242-244.
6. Burt T.P. (1997). The hydrological role of floodplains within the drainage basin system. In: Buffer zones: Their processes and potential in water protection. Haycock N.E., Burt T.P., Goulding K.W.T. and Pinay G. (eds.), Quest Environmental: 21-32.
7. Cohen P.L., Saunders P.R., Budd W.W. & Steiner F.R. (1987). Stream corridor management in the Pacific Northwest: II. Management strategies. Environmental Management, 11 (5): 599-605.
8. Correl D.L. (1997). Buffer zones and water quality protection: general principles. In: Buffer zones: Their processes and potential in water protection. Haycock N.E., Burt T.P., Goulding K.W.T. and Pinay G. (eds.), Quest Environmental: 7-20.
9. Correl D.L. & Weller D.E. (1989). Factors limiting processes in freswater wetlands: an agricultural primary stream riparian forest. In: Freshwater Wetlands and Wildlife, Tennessee USDOE Office of Scientific and Technical Information: 9-23.
10. Décamps H., Joachim J & Lauga J. (1987). The importance for birds of the riparian woodlands within the alluvial corridor of the River Garonne, S.W. France. Regulated Rivers, 1: 301-316.
11. Décamps H. & Naiman R.J. (1989). L'écologie des fleuves. La Recherche, 208 (20): 310-319.
12. Dillaha T.A. and Inamdar S.P. (1997) Buffer zones as sediment traps or sources. In: Buffer zones: Their processes and potential in water protection. Haycock N.E., Burt T.P., Goulding K.W.T. and Pinay G. (eds.), Quest Environmental: 33-42
13. Fausch K.D. & Northcote T.G. (1992). Large woody debris and Salmonid habitat in a small Coastal British Columbia stream. Canadian J. Fisheries and Aq. Sc., 49: 682-693.
14. Ghetti P.F. (1993). Manuale per la difesa dei fiumi. Ed. Fondaz. Giovanni Agnelli: 296 pp.
15. Gregory K.J. & Davis R.J. (1992). Coarse woody debris in stream channels in relation to river channel management in woodland areas. Regulated Rivers, 7: 117-136.
16. Haycock N.E., Pinay G., Walker C. (1993). Nitrogen retention in river corridors: European perspective. Ambio, 22 (6): 340-346.
17. Haycock N.E., Burt T.P., Goulding K.W.T., Pinay G. (1997). Buffer zones, their processes and potential in water protection. Quest Environmental, Environment Agency.
18. Hunter C.J. (1991). Better trout habitat: a guide to stream restoration and management, Palmer T., Montana Land Reliance: 320 pp.
19. Kajak Z. (1992). The river Vistula and its

floodplain valley (Poland): its ecology and importance for conservation. In: Boon P.J., Calow P. and Petts G.E. (eds.), River conservation and management, J. Wiley & Sons: 35-49.

20. Lachat B. (1991). Le cours d'eau, conservation, entretien et aménagement. Conseil de l'Europe et Comité directeur puor la protection et la gestion de l'environnement et du mileu naturel, Strasbourg: 84 pp.
21. Lachat B. (1994). Guide de protection des berges de cours d'eau en techniques végétales. Ministère de l'Environnement - Diren Rhône Alpes. Alpes: 143 pp.
22. Lowrance R. (1997). The potential role of riparian forests as buffers zones. In: Buffer zones: Their processes and potential in water protection. Haycock N.E., Burt T.P., Goulding K.W.T. and Pinay G. (eds.), Quest Environmental: 128-133.
23. Malcevschi S. (1992). Ecologia del fiume. In: Gestione e tutela degli ambienti fluviali, WWF, Roma: 219 pp.
24. Maridet L. (1995). Rôle des formations vegetales riveraines. Recommandations pour una gestion régionalisée. Ministere de l'environnement, Cemagref, Lyon: 59 pp.

La vegetazione e il suo ruolo

G. Mazzoni

7.1 Premessa

Il concetto di dinamismo della natura è di acquisizione relativamente recente. Per questo spesso viene utilizzato in modo non appropriato o non se ne tiene conto o viene considerato un enunciato teorico. Tuttavia non sfugge a nessuno che sulla Terra, per l'energia che muove l'atmosfera e l'idrosfera, trasforma la litosfera e fluisce attraverso la biosfera, niente è statico. L'ambiente cambia in continuazione secondo il giorno, le stagioni e gli anni, coinvolgendo particolarmente i sistemi biologici costretti ad un costante processo di adeguamento alle mutate condizioni. (P.V. Arrigoni 1994).

E' dentro questo concetto che noi dobbiamo lavorare per cercare di dare nuovi impulsi ai ritmi che regolano il dinamismo della vegetazione, e cercare di ricostruire situazioni ecologiche dinamiche che consentano una buona evoluzione del sistema. Tenendo presente che le piante, in quanto autotrofe, sono fondamento dei flussi energetici degli ecosistemi e per essere in genere legate al substrato e a un luogo definito, rappresentano un elemento concreto e importante per la rilevazione delle differenze ecosistemiche.



Figura 1 – Sistemazione di versante in erosione.



Figura 2 – Particolare di sistemazione di versante in erosione.



Figura 3 – Semina con sfalciato.

7.2 Caratteristiche bio-tecniche delle piante

Le caratteristiche tecniche:

- copertura del terreno e riduzione delle azioni provocate dalle acque per la difesa dall'erosione;
- miglioramento ad opera delle radici, dei parametri geotecnici del suolo (coesione, angolo di attrito, resistenza al taglio);
- Bilancio idrogeologico del terreno, evaporazione, formazione del suolo);
- Riduzione della forza di trascinamento dell'acqua.

Le caratteristiche biologiche:

- buona riproduzione vegetativa delle piante. Non tutte le piante, per talea, hanno capacità di riproduzione vegetativa e non tutte hanno la stessa capacità riproduttiva. Ad esempio i salici hanno una elevata capacità di riproduzione vegetativa, anche se diversificata a secondo della specie.

Capacità d'attecchimento delle talee, limiti di impiego, altezza delle piante
(da AIPIN Bolzano adattata alla Regione Lazio)

- **TIPOLOGIA (% attecchimento, limite altitudinale, sviluppo in altezza)**
- **SALICI**
- ***Salix purpurea* (**100%, 1600 m, 2÷6 m)
- ***Salix cinerea* (**75%, 1300 m ,2÷6 m)
- ***Salix alba* (**75%, 1000 m, fino a 24 m)
- ***Salix elaeagnos* (**70%- 1100 m, fino a 10 m)
- **NON SALICI**
- ***Populus nigra* (**65%, 900 m, 20÷25 m)
- ***Ligustrum vulgare* (**65%, 1200 m, fino a 2 m)
- **Non adatti all'utilizzo come talee**
- **Salix caprea (**5%, 1300 m, fino a 5 m)

Figura 4 – Estratto da slide del Corso Paluzza (Cornelini, 2004).

Le piante con elevata valenza biotecnica utili negli interventi di I.N. devono possedere la capacità di consolidare il terreno mediante il sistema radicale (forma e densità della radice) aumentandone la resistenza al taglio e la coesione. Particolarmente importante per valutare l'attitudine biotecnica è il rapporto fra il volume delle radici e il volume dei getti (Schiechtl, 1973)

- resistenza alla sommersione periodica. Le sommersioni della durata da varie ore fino a vari giorni e anche più volte all'anno, possono verificarsi senza portare danni alla vegetazione di ripa,. Ma, solo poche specie arboree sopportano un ristagno dell'acqua con durata lunga fino a permanente.

Queste per esempio sono: *Alnus glutinosa* (ontano nero), *Populus alba* (pioppo bianco), *Populus nigra* (pioppo nero), *Salix sp.* pl. (salici), *Fraxinus excelsior* (frassino maggiore).



Figura 5 – Resistenza alla sommersione e capacità di rigenerazione. Estratto da slide del Corso Paluzza (Cornelini, 2004).

- capacità di emettere radici avventizie. Le specie che hanno questa capacità sono: ontani, salici, pioppi, frassini, *Acer pseudoplatanus* (acero montano), *Corylus avellana* (nocciolo), *Euonymus europaeus* (berretta del prete), *Viburnum tinus* (lentaggine), etc.
- capacità di emettere radici dai fusti interrati. In ambito mediterraneo o sulle scarpate, dove l'acqua scarseggia per le rare piogge o non penetra nel terreno per la sua pendenza, vi sono difficoltà di uso di salici nelle opere di I.N. in quanto poco coerenti dal punto di vista ecologico. In questi ambienti va privilegiata la ricerca di specie termo-xerofile con capacità di sviluppo di radici avventizie dal fusto interrato, da usare come piante radicate, ma con le stesse funzioni delle talee. Tale caratteristica biotecnica trova riscontro in natura nella resistenza all'inghiaiamento di alcune piante. (Cornelini 2004)

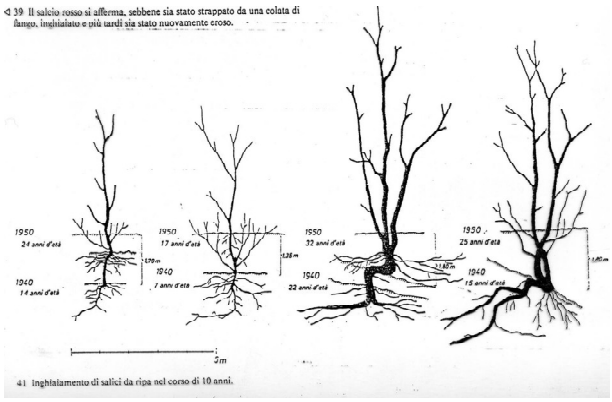


Figura 6 – Inghiaiamento di salici da ripa nel corso di 10 anni. Estratto da slide del Corso Paluzza (Cornelini, 2004).

7.3 Apparati radicali

Le radici delle piante per stabilizzare il terreno devono resistere agli sforzi di trazione e di taglio.

I tipi principali di apparati radicali possono essere schematicamente divisi in radici fittonanti e fascicolate, con le varie forme di transizione.

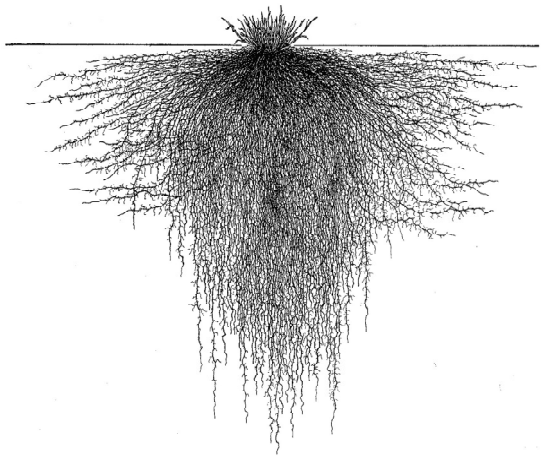


Figura 7 – Apparato radicale di *Lolium perenne* (Kutschera, Sobotik, 1997 in slide del Corso Paluzza Cornelini, 2004).

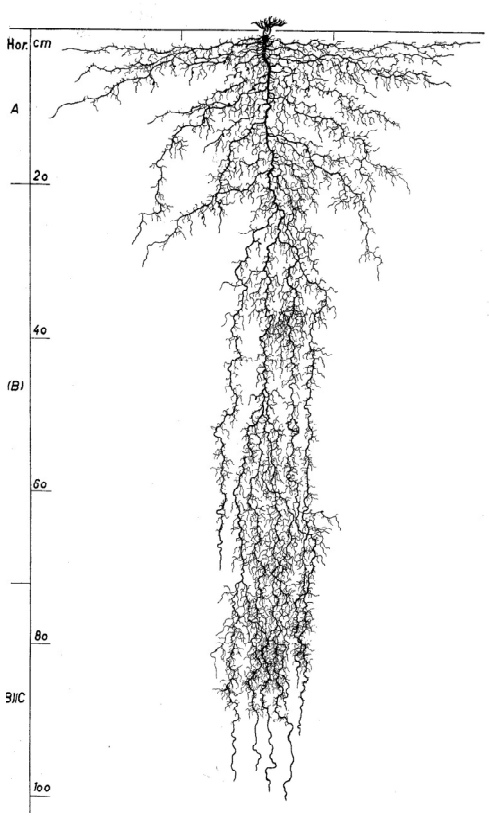


Figura 8 – Apparato radicale di *Lotus corniculatus* (Kutschera, Sobotik, 1997 in slide del Corso Paluzza Cornelini, 2004).



Figura 9 – Talea di *Salix purpurea*, Rio Inferno (FR). Estratto da slide del Corso Paluzza (Cornelini, 2004).

7.4 Attecchimento talee

Il successo dell'attecchimento e accrescimento delle talee dipende da:

- periodo di taglio (durante il riposo vegetativo);
- volume della talea : la talea più lunga e più grossa possiede, a causa di una maggiore riserva di rizocalina immagazzinata nelle cellule del cambio, una maggiore capacità d'accrescimento nei primi tre anni di vita (Palmeri 2004).



Figura 10 – Crescita delle talee a tre anni in una sistemazione di versante in erosione (Cornelini, 2004).

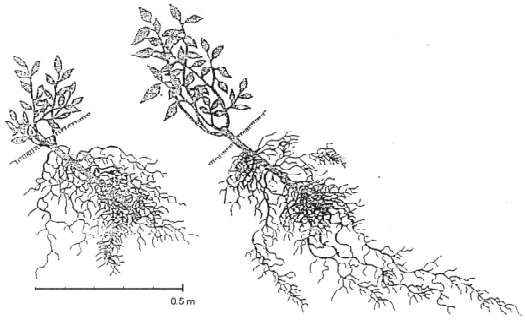


Figura 11 – Apparato radicale di *Salix nigricans* (salice nero) dopo due anni (Schiechtl in slide del Corso Paluzza Cornelini, 2004).

Vegetazione e processi geomorfologici

M. Rinaldi, L. Luppi

8.1 Introduzione

In questo capitolo saranno trattati i principali aspetti riguardanti le interazioni tra vegetazione e processi geomorfologici. Tali interazioni sono molteplici ed estremamente complesse, pertanto esse non sono trattate in maniera esaustiva. Dopo una prima parte di carattere generale, dove si trattano vari aspetti e si riportano alcuni esempi relativamente alle molteplici interazioni tra vegetazione, processi, forme fluviali e aggiustamenti morfologici dei corsi d'acqua, si focalizza poi l'attenzione su due argomenti di particolare interesse ai fini applicativi e gestionali: i detriti legnosi e gli effetti della vegetazione riparia sulla stabilità delle sponde. Il capitolo è articolato in tre parti: (1) si forniscono gli elementi teorici di base relativamente ai tre argomenti trattati; (2) si descrivono i parametri di interesse ed i metodi possibili per il rilevamento, la quantificazione e l'analisi dei tre argomenti; (3) si fornisce infine una struttura metodologica concettuale per affrontare i vari problemi trattati precedentemente ai fini della gestione.

8.2 Interazioni della vegetazione con i processi geomorfologici

La vegetazione ha numerose interazioni con tutti i principali processi geomorfologici (erosione, trasporto solido, sedimentazione), e di conseguenza con le forme fluviali e con le variazioni morfologiche da essi indotte. Il primo aspetto che viene affrontato di seguito è pertanto quello delle forme e dei processi fluviali, fornendo un inquadramento generale delle molteplici interazioni con la vegetazione viva, sia quella riparia che quella presente su superfici all'interno dell'alveo. Nell'ottica di una gestione della vegetazione nei corsi d'acqua, non si può prescindere dal considerare anche gli aspetti legati ai detriti legnosi che prendono parte alla dinamica dell'alveo. Infine, si concentrerà l'attenzione sui processi di erosione ed instabilità delle sponde fluviali, prendendo in rassegna i possibili effetti della vegetazione riparia e la quantificazione di parte di essi.

8.2.1 Forme fluviali, processi ed interazioni con la vegetazione

Per inquadrare le molteplici interazioni della vegetazione con le forme fluviali, è innanzitutto opportuno richiamare le principali differenze tra alvei confinati ed alvei a fondo mobile:

(a) Gli *alvei confinati* (o torrenti montani) sono quelli che si sviluppano nella porzione medio alta di un bacino idrografico. La loro morfologia è fortemente condizionata dai versanti e dagli eventuali conoidi, che ne impongono la configurazione planimetrica e ne limitano gli spostamenti laterali, e determinano un input diretto di materiale solido. Il fondo di tali alvei è spesso inciso nel substrato roccioso, pertanto essi possono essere considerati a fondo fisso (almeno in una media scala temporale). In questi corsi d'acqua la vegetazione riparia è condizionata da quella presente sui versanti ed è meno controllata dai processi fluviali, mentre i detriti legnosi sono caratterizzati da una forte alimentazione diretta dai versanti ed una maggiore interazione con i processi fluviali, date le loro dimensioni confrontabili con la larghezza dell'alveo.

(b) Gli *alvei a fondo mobile* sono impostati in sedimenti alluvionali deposti dal corso d'acqua stesso in tempi precedenti. Essi si sviluppano nelle porzioni medio-basse del bacino idrografico e sono poco o per nulla condizionati nella loro mobilità laterale e verticale. In altri termini, si dice che tali corsi d'acqua sono liberi di automodellarsi (*self-formed*) in funzione principalmente delle portate liquide e solide che li caratterizzano. La vegetazione riparia ed in alveo è caratterizzata dall'esistenza di tipiche associazioni di specie in stretta relazione con le superfici morfologiche ed i processi fluviali. I detriti legnosi sono caratterizzati in genere da un minore input diretto laterale rispetto ai torrenti montani, e generalmente anche da una minore interazione con i processi fluviali, date le dimensioni più rilevanti dell'alveo.

Concentrando ora l'attenzione sugli alvei a fondo mobile, per i quali assumono maggiore importanza le interazioni con la vegetazione ai fini della gestione, in un tratto naturale di alveo a fondo mobile si possono distinguere varie superfici geomorfologiche, poste a quote topografiche differenti in relazione alla frequenza con cui esse sono interessate e modellate dall'azione della corrente:

(a) *Canale*: è la porzione più bassa dell'alveo, percorsa dalla corrente per gran parte dell'anno.

(b) *Barre*: sono corpi deposizionali leggermente al di sopra del canale. In alcuni alvei possono essere presenti anche barre

poste a quote leggermente più alte (cosiddette barre alte) e con caratteristiche intermedie tra barre e piana inondabile.
(c) *Berma*: con questo termine si possono indicare varie superfici, denominate in vario modo in letteratura anglosassone (*berm*, *bench*, *channel shelf*), generalmente caratterizzate dal fatto di essere discontinue e di esigua larghezza, con posizione topografica estremamente variabile ma in genere intermedia tra barre e piana inondabile.
(d) *Pianura inondabile*: costituisce una superficie pianeggiante adiacente all'alveo attivo, con il principale requisito che sia formata dal corso d'acqua nelle presenti condizioni di regime (a differenza del terrazzo che corrisponde ad una piana inondabile 'inattiva').
(e) *Isola*: è una superficie con caratteristiche morfologiche, tessiturali e vegetazionali identiche a quelle della piana inondabile solo che, a differenza di quest'ultima, è delimitata da entrambi i lati da superfici facenti parte dell'alveo attivo.
(f) *Terrazzo*: si tratta di una piana inondabile inattiva, cioè formatasi in tempi passati ed abbandonata a causa dell'abbassamento del fondo del corso d'acqua.

In Tabella 1 si riportano le principali caratteristiche identificative delle barre, isole e piana inondabile. E' possibile notare come la vegetazione viva (soprattutto la sua densità ed età) rappresenti un importante elemento identificativo delle diverse superfici, proprio perché strettamente condizionata dai processi che generano e modellano le superfici stesse.

Superficie	Tessitura superficiale	Processi	Vegetazione
Barra	Sedimenti grossolani	Trasporto al fondo (correnti trattive)	Assenza di vegetazione; in alcuni casi (periodi senza piene formative) vegetazione erbacea-arbustiva giovane (max. 1-2 anni) ma non troppo densa; possibile presenza sporadica di alberi anche di età superiore
Barra alta	Sedimenti grossolani, in prevalenza, e sedimenti fini	Trasporto al fondo (correnti trattive) prevalente, ma anche trasporto e sedimentazione di materiale fine	Copertura di vegetazione significativa ma non totale; prevalente vegetazione erbacea-arbustiva; vegetazione arborea con età generalmente di 2-3 anni; possibile presenza sporadica di alberi anche di età superiore
Isola pioniera o pianura inondabile pioniera (o incipiente)	Sedimenti fini, con spessori modesti (generalmente centimetrici)	Correnti di tracimazione e deposizione di materiale fine per decantazione	Copertura totale o quasi di vegetazione con presenza di vegetazione arborea; età degli alberi in genere di 2-5 anni
Isola stabile o pianura inondabile	Sedimenti fini, anche con spessori significativi (da alcuni dm ad oltre 1 m)	Correnti di tracimazione e deposizione di materiale fine per decantazione	Copertura totale o quasi di vegetazione con presenza significativa di vegetazione arborea; età degli alberi generalmente maggiore di cinque anni

Tabella 1 - Riepilogo delle principali caratteristiche tessiturali-vegetazionali e processi distintivi di barre, isole e piana inondabile. Le caratteristiche vegetazionali sono indicative (soprattutto l'età non va intesa come discriminante).

E' infatti riconosciuto da qualche tempo come ognuna delle varie superfici geomorfologiche sia caratterizzata da determinate frequenze di inondazione, seppure queste presentino una certa variabilità da caso a caso, e di conseguenza esistono delle relazioni tra condizioni idromorfologiche ed associazioni di specie vegetazionali che si sviluppano su ogni particolare superficie. Tale concetto è stato messo bene in evidenza e dimostrato per varie regioni degli USA da Hupp & Osterkamp (1996) (Tabella 2).

Superfici fluviali	Vegetazione	Durata delle portate	Tempo ritorno
Barra	Prevalentemente assente	Circa 40%	-
Channel shelf	Vegetazione arbustiva	5-25%	-
Piana inondabile	Bosco di piana inondabile	-	1-3 anni
Terrazzo	Associazioni di terrazzo	-	>3 anni

Tabella 2 - Superfici morfologiche, caratteristiche vegetazionali generali e frequenze di inondazione (Hupp & Osterkamp, 1996).

Seppure le relazioni tra condizioni idromorfologiche ed associazioni vegetazionali siano relativamente note, esistono pochi studi specifici di questo tipo relativi a fiumi nel contesto europeo. Tra i pochi esempi, si segnala lo studio di Hupp & Rinaldi (2007), condotto su 13 tratti rappresentativi di alcuni tra i principali fiumi della Toscana (Arno, Sieve, Era, Cecina, Cornia, Ombrone), del quale se ne sintetizzano di seguito alcuni dei principali risultati, particolarmente significativi perché relativi ad un contesto morfologico – climatico piuttosto tipico dei fiumi appenninici dell'Italia centrale. Sono state classificate 5 diverse superfici geomorfologiche predominanti (barra attiva, barra alta, berma, piana inondabile, sponda di terrazzo e terrazzo).

Su tali superfici sono state riconosciute 32 specie di vegetazione arborea, distribuite come segue:

(a) Barre attive: le parti inferiori (a ridosso del canale) sono spesso prive di vegetazione o caratterizzate da vegetazione erbacea sparsa, mentre le parti mediane sono caratterizzate da una larga varietà di specie erbacee e vegetazione arborea sparsa, prevalentemente *Salix*, *Populus nigra*, talora *Tamarix gallica*.

(b) Barre alte: supportano dense comunità di *Salix* e *Populus nigra*, una delle quali è chiaramente dominante.

(c) Berme: nei casi in cui è stata osservata la presenza di tali superfici, sono state riscontrate talora comunità di *Populus alba*, *Robinia pseudoacacia*, *Salix*, *Ulmus minor*.

(d) Piana inondabile: sono state osservate *Salix* e *Populus nigra*, in quantità minore rispetto a superfici più basse, *Populus canescens*, *Ulmus*, *Alnus*, *Platanus*, *Acer campestre*.

(e) Sponda di terrazzo e terrazzo: generalmente la vegetazione su queste superfici è condizionata dall'agricoltura o da altri usi del suolo. Una caratteristica comune è la tendenza a supportare piante tipiche di zone topograficamente più alte, da sole o in associazione con piante trovate sulla piana inondabile.

Sui terrazzi bassi possono trovarsi *Populus canescens*, *Platanus*, *Acer*, *Robinia*, *Quercus robur*. Viceversa, piante quali *Salix*, *Alnus* o *Populus Nigra* non sono mai state osservate su superfici più alte della piana inondabile.

In Geomorfologia Fluviale è ben accettato il concetto che la *morfologia di un alveo fluviale* e le sue condizioni di equilibrio dinamico sono determinate dall'interazione tra le due principali variabili guida del sistema, portate liquide e solide, con le condizioni al contorno, rappresentate queste ultime principalmente dalla morfologia della valle, dalle caratteristiche del materiale che costituisce il letto e le sponde e dalla vegetazione riparia (Thorne, 1997). E' riconosciuto quindi il ruolo importante che riveste la vegetazione nel determinare, a parità di altri fattori, una morfologia fluviale piuttosto che un'altra. A sua volta la vegetazione è influenzata da vari fattori geologico - climatici: ad esempio, un corso d'acqua caratterizzato dallo stesso regime di portate liquide e solide ed a parità delle altre condizioni al contorno, può determinare la formazione di un alveo a canale singolo (sinuoso o meandriforme), transizionale o a canali intrecciati a seconda che si trovi in condizioni di clima umido (quindi con maggiore sviluppo di vegetazione) o di clima arido (con vegetazione pressoché assente).

Le stesse *dimensioni dell'alveo*, a parità di morfologia, possono essere fortemente influenzate dalla presenza o meno di vegetazione riparia.

A titolo di esempio, Hey & Thorne (1986) hanno sviluppato una serie di equazioni per fiumi ghiaiosi britannici a canale singolo, le quali tengono conto della vegetazione riparia secondo quattro tipologie di densità di vegetazione arborea ed arbustiva:

Tipo I: sponde erbose con 0% alberi o arbusti	$w = 4.33\ Q^{0.5}$	[1]
Tipo II: copertura 1-5% alberi/arbusti	$w = 3.33\ Q^{0.5}$	[2]
Tipo III: copertura 5-50% alberi/arbusti	$w = 2.73\ Q^{0.5}$	[3]
Tipo IV: copertura >50% alberi/arbusti	$w = 2.34\ Q^{0.5}$	[4]

dove w (m) è la larghezza ad alveo pieno e Q (m^3/s) è la portata ad alveo pieno.

Da tali equazioni è facile verificare che, a parità di portata, la larghezza tende a diminuire con l'aumentare della densità di vegetazione (passando dal Tipo I al Tipo IV), vale a dire che la presenza di vegetazione riparia, a parità delle variabili guida (in questo caso rappresentate dalla sola portata liquida), tende a determinare alvei più stretti.

Per quanto riguarda le *interazioni tra processi fluviali e vegetazione*, esse sono molteplici e coinvolgono in pratica tutti i principali processi responsabili del modellamento di un alveo fluviale (Tabella 3).

Vegetazione viva riparia e in alveo	
Processi in alveo: - Resistenza al moto - Parziale ostruzione sezione - Erosione - Effetti su trasporto solido - Sedimentazione - Creazione isole, avulsioni, ecc.	Processi sponde: - Effetti idrologici - Effetti meccanici
Detriti legnosi	
Processi in alveo: - Resistenza al moto - Parziale ostruzione sezione - Erosione - Trasporto solido (per flottazione) - Sedimentazione - Creazione isole, avulsioni, ecc.	Processi sponde: - Erosioni localizzate - Sedimentazioni localizzate

Tabella 3 - Schema riepilogativo dei processi fluviali influenzati dalla presenza di vegetazione viva e da detriti legnosi**.**

Interagendo con i vari processi fluviali, la vegetazione svolge quindi un ruolo importante anche nei riguardi dei *processi di aggiustamento morfologico* ai quali può essere soggetto un alveo fluviale in una media scala temporale, a seguito di qualche tipo di disturbo rispetto alle sue condizioni di equilibrio dinamico. E' ben noto in Geomorfologia Fluviale il concetto di equilibrio dinamico (equivalente al concetto di "regime" usato nell'idraulica fluviale): un corso d'acqua si trova in tale condizione quando, pur modificando il tracciato attraverso i processi di erosione e sedimentazione che ne regolano la dinamica, mantiene mediamente invariata la propria geometria nella scala temporale di riferimento (dell'ordine degli anni o delle decine di anni). Nel momento in cui, a causa di fattori naturali o antropici, si verifica una alterazione delle variabili guida o delle condizioni al contorno, esso risponderà a tali alterazioni modificando la sua morfologia, le sue caratteristiche idrauliche o il trasporto solido, attraverso una serie di complesse retroazioni, fino al raggiungimento di una nuova condizione di equilibrio dinamico. Vari studi condotti prevalentemente negli Stati Uniti sudorientali hanno messo in evidenza una successione di diversi tipi di variazioni morfologiche (incisione, allargamento, sedimentazione), che si susseguono sistematicamente nello spazio e nel tempo. Gli schemi evolutivi ricavati, i quali riportano una precisa sequenza temporale dei processi dominanti di aggiustamento, sono indicati con il termine di modelli geomorfologici concettuali di evoluzione (CEMs: *Channel Evolution Models*) (Schumm et al., 1984; Simon & Hupp, 1986; Simon, 1989). Alcuni di tali studi hanno messo in evidenza anche come sia possibile riconoscere particolari pattern vegetazionali associati ai diversi stadi di evoluzione, proprio perché ogni specie è in grado di tollerare o meno particolari processi ed aggiustamenti morfologici. Sono state individuate specie caratteristiche per ogni stadio di evoluzione in funzione della loro capacità di adattarsi alle condizioni imposte dai processi di aggiustamento (Hupp, 1999), riconoscendo notevoli differenze di pattern vegetazionali a seconda che si tratti di

(1) fiumi in equilibrio;

(2) durante il periodo di aggiustamenti morfologici (es. incisione) in sistemi fluviali instabili;

(3) durante periodo di riequilibrio. Ad esempio, Hupp (1999) riporta le seguenti specie tipiche dei principali stadi di evoluzione:

(a) Stadio IV (abbassamento del fondo e allargamento per instabilità delle sponde): *Salix nigra, Betula nigra, Acer saccharinum, Acer negundo, Platanus occidentalis, Populus*;

(b) Stadio V (sedimentazione successiva alla fase di incisione e persistente allargamento per instabilità delle sponde): *carpinus betulus, Fraxinus pennsylvanica, Cupressus, Liquidambar, Ulmus americana, Nyssa aquatica*;

(c) Stadio VI (parziale recupero morfologico con sviluppo di una piana inondabile incipiente): *Quercus lyrata, Quercus nigra, Quercus pagoda, Quercus phellos*.

Un'evoluzione per molti aspetti diversa da quella degli USA sudorientali ha interessato alcune aree dell'Europa. Recenti ricerche condotte su numerosi fiumi pedealpini della Francia sudorientale (si veda in particolare Liebault & Piegay, 2001, 2002) hanno messo in evidenza tipi di variazioni morfologiche molto simili a quanto osservato nel caso di fiumi italiani (si veda in seguito), date le condizioni morfo-climatiche ed i tipi di disturbi antropici molto spesso simili. Il tipo di variazione

dominante, che si è accompagnato all'abbassamento del fondo, è stato il restringimento dell'alveo attivo. I fattori che hanno contribuito a tale evoluzione sono molteplici, sia di tipo naturale che (soprattutto) antropico, con una complessa interazione tra cause ed effetti e l'esistenza di due periodi distinti di variazioni. Intorno al 1830 gli alvei fluviali erano larghi, a canali intrecciati, in condizioni di sedimentazione, e con una pressione dell'agricoltura fino ai margini del letto fluviale. Una prima fase di restringimento tra il 1850 ed il 1950 è interpretata come il risultato di un riequilibrio morfologico favorito da variazioni di uso del suolo a scala di bacino (rimboschimenti, sistemazione di torrenti), in aggiunta a possibili effetti di variazioni climatiche (fine della Piccola Età Glaciale). A questi fattori si è sommato, soprattutto tra il 1950 ed il 1970, il declino della popolazione rurale e della pressione del pascolo, pertanto il restringimento dell'alveo è stato determinato da una riduzione dell'alimentazione di sedimenti ed una parziale colonizzazione da parte di boschi ripariali di porzioni precedentemente attive dell'alveo. A questi processi hanno fatto seguito, negli ultimi decenni, altri disturbi antropici quali l'attività di scavo, i disboscamenti per differenti usi del suolo (urbanizzazione, scopi ricreazionali, agricoltura), i quali hanno portato ad una progressiva frammentazione dei boschi ripariali. Il risultato è che boschi ripariali esistenti, seppure talora indicati come ecosistemi di "riferimento" per la Direttiva Quadro Acque, non sono naturali ma sono il risultato di complesse variazioni morfologiche e di uso del suolo.

Per quanto riguarda i fiumi italiani, come anticipato l'evoluzione recente è stata per molti aspetti simile a quella dei fiumi francesi, con una prima fase di abbassamento del fondo e restringimento dell'alveo (fine 1800 – prima metà 1900), legata essenzialmente a fattori antropici a scala di bacino (rimboschimenti, sistemazioni idraulico-forestali) che hanno determinato una riduzione degli apporti solidi, ed una seconda fase di più intenso abbassamento e restringimento (dalla metà del 1900), legata principalmente ad escavazioni in alveo (Surian & Rinaldi, 2003; Rinaldi et al., 2005). In numerosi corsi d'acqua ad alveo inizialmente a canali intrecciati si sono quindi riscontrati trend simili a quelli osservati in Francia, con feedback restringimento dell'alveo – colonizzazione da parte di vegetazione di porzioni di alveo attivo. Un possibile ruolo nel nostro caso può essere stato giocato dalla Legge "Galasso" del 1985, attraverso la quale sono stati "sottoposti a vincolo paesaggistico i fiumi, torrenti e corsi d'acqua … e le relative sponde o piede degli argini per una fascia di 150 metri ciascuna". Tale legge ha ridotto le pratiche di taglio della vegetazione dalle sponde e dalle superfici in alveo o prossime ad esso (barre, isole, piana inondabile) da parte della popolazione locale, rendendola di fatto una pratica illegale. Questo, se da un lato ha avuto indubbi risvolti positivi dal punto di vista ecologico (favorendo la formazione di boschi ripariali), dall'altro lato ha probabilmente contribuito a modificare le caratteristiche morfologiche e vegetazionali degli alvei. Dagli inizi degli anni '90 in poi, in molti di questi corsi d'acqua si è registrata un'inversione di tendenza, legata alla cessata attività estrattiva (già da qualche anno) ed in occasione del verificarsi di piene di una certa intensità che hanno prodotto un rinnovato apporto di sedimenti, con l'instaurarsi di condizioni di sedimentazione e di allargamento. Quest'ultimo in molti casi è responsabile di una parziale erosione di superfici vegetate e di fasce ripariali, determinando un significativo incremento di alimentazione di legno nel sistema fluviale. Pertanto al giorno d'oggi è necessario gestire alvei fluviali spesso più stretti (e con minore capacità di transito di piene) e con maggiore quantità di legno all'interno rispetto a qualche decennio fa, mentre allo stesso tempo l'urbanizzazione delle zone ripariali è andata aumentando. La comprensione di questi aspetti è fondamentale per una corretta impostazione delle strategie di gestione e per comprendere se e perché le condizioni morfologiche e vegetazionali degli alvei attuali siano diverse rispetto al passato.

8.2.2 Detriti legnosi

Gli accumuli legnosi nei corsi d'acqua possono dare origine a vari problemi, quali: (a) danni ad infrastrutture (ponti ed argini) durante le piene, fino all'eventuale collasso; (b) gli accumuli in alveo possono essere causa di esondazioni per ostruzione del deflusso liquido. Allo sbocco di torrenti montani nel fondovalle, il legno può prendere parte a colate detritiche che possono avere caratteri distruttivi per i centri abitati spesso presenti sui conoidi. Pertanto occorre porre particolare attenzione alla presenza di accumuli legnosi, soprattutto laddove questi siano localizzati in prossimità di infrastrutture e di centri abitati e possano favorire quindi condizioni di rischio idraulico. D'altra parte l'importanza del ruolo dei detriti legnosi nei corsi d'acqua sotto vari punti di vista (geomorfologico, idraulico, ecologico) è sempre più riconosciuta, ed è ormai acquisita la consapevolezza che il legno formi un'importante componente del trasporto solido. I principali effetti benefici del legno possono essere così sintetizzati:

(1) da un punto di vista ecologico, il legno accresce la quantità di materia organica e di nutrienti, importanti per pesci ed invertebrati acquatici, ed induce la creazione di numerosi micro-habitat, avendo effetti positivi sulle

comunità ittiche;
(2) da un punto di vista geomorfologico, gli accumuli legnosi hanno un ruolo importante nel riequilibrio di fiumi incisi, promuovendo il controllo del fondo e favorendo la sedimentazione, o favoriscono condizioni di mobilità planimetrica e di equilibrio dinamico, condizione favorevole per la diversificazione di habitat;
(3) da un punto di vista idraulico, se da un lato gli accumuli legnosi possono indurre condizioni di rischio nei tratti di fondovalle del sistema fluviale, dall'altra parte nelle porzioni montane del bacino essi possono avere risultati opposti e benefici per i tratti a valle. Infatti il loro effetto complessivo può essere quello di aumentare la ritenzione di volumi d'acqua, con possibile parziale attenuazione dei picchi di piena e ritardando la propagazione del picco verso valle.

La consapevolezza degli effetti positivi dei detriti legnosi nei riguardi degli ecosistemi è dimostrata dal fatto che negli USA ed in alcune nazioni del centro Europa, l'inserimento del legno rappresenti oggi una delle principali tecniche di riqualificazione fluviale. Negli USA è sempre più diffusa la realizzazione ai fini della riqualificazione fluviale dei cosiddetti *Engineered Log Jams*, cioè accumuli legnosi artificiali che simulano le caratteristiche di quelli naturali. Tuttavia in altri paesi, tra cui l'Italia, la percezione del legno nei fiumi è condizionata da fattori socio-culturali e costituisce una barriera per la sua reintroduzione a fini di riqualificazione fluviale, come dimostrato da uno studio sistematico condotto in diverse nazioni del mondo (Piegay et al., 2005). Essendo quindi sia positivi che negativi i possibili effetti del legno nei fiumi, è necessario conoscere a fondo il problema, la dinamica ed i processi che controllano i detriti legnosi e la loro distribuzione in un corso d'acqua prima di poter intraprendere misure in un senso o nell'altro.

Il materiale organico vegetale che si muove in un corso d'acqua può essere costituito da frammenti più fini, denominati materia organica particolata fine (FPOM: *fine particulate organic matter*), e parti vegetali più grossolane, che costituiscono la materia organica particolata grossolana (CPOM: *coarse particulate organic matter*). Quest'ultima corrisponde ai rami ed i tronchi di alberi, che sono denominati anche *large woody debris* (LWD) o *coarse woody debris* (CWD), cioè detrito legnoso grossolano. Convenzionalmente, sono considerati LWD i detriti con un diametro minimo di 12 cm (secondo alcuni autori il limite è di 10 cm). Mentre le componenti fini, seppure rivestano numerose funzioni ecologiche, hanno invece effetti morfologici non rilevanti, i detriti legnosi grossolani possono invece imporre un notevole controllo sulla morfologia e sui processi fluviali. Per questo motivo, di seguito si fa riferimento alla sola componente grossolana del legno (LWD).

Si può definire un'analogia tra i processi che riguardano il legno e quelli che riguardano i sedimenti (Gurnell et al., 2003), si può cioè distinguere tra:
(1) meccanismi di produzione e alimentazione al sistema fluviale;
(2) processi di mobilità e trasporto;
(3) processi di deposizione.

Per quanto riguarda i *meccanismi di produzione*, la componente legnosa che va a formare i LWD all'interno del reticolo idrografico può provenire dai versanti, dalla pianura adiacente o da porzioni dello stesso alveo (barre, isole) e può essere immessa nell'alveo attraverso i seguenti principali meccanismi di produzione (*wood recruitment*) (Gurnell et al., 2003; Benda et al., 2003):
(a) per movimenti di massa che interessano un versante in connessione diretta con l'alveo fluviale;
(b) per mortalità naturale o accidentale (ad es. attraverso un fulmine) della pianta;
(c) per l'azione del vento (che può indurre instabilità e ribaltamento del singolo albero);
(d) per precipitazioni nevose (rottura di rami o dell'intera pianta per il sovraccarico);
(e) a causa di incendi;
(f) per mortalità indotta da organismi viventi (ad es. per azione di castori);
(g) per erosione delle sponde;
(h) per erosione diretta da parte della corrente fluviale su superfici interne all'alveo (ad es. su barre o isole) o all'interno della piana inondabile (ad es. per avulsione del canale). Il contributo dei singoli processi di alimentazione e la loro importanza relativa sono legati alle condizioni climatiche, idrologiche e geomorfologiche dell'area.

Per quanto riguarda i *processi di mobilità e trasporto*, essi sono il risultato di complesse interazioni con le condizioni idrauliche del flusso e con lo stesso trasporto solido di sedimenti. Nonostante sia chiaro che il legno presente in alveo ha notevole influenza sulle condizioni idrauliche della corrente, non esistono molti studi a riguardo. A parte numerose osservazioni generali sul fatto che un elemento legnoso provoca una diversione del flusso, sono disponibili pochi dati per descrivere il campo di moto che si sviluppa intorno ad un tronco o ad un accumulo legnoso. Malgrado il notevole grado di approssimazione e l'incertezza dei metodi e dei modelli attualmente disponibili, i principali fattori che determinano tali effetti sono piuttosto chiari e sono di seguito elencati, rimandando per una trattazione esaustiva a contributi specifici sull'argomento (si veda in particolare Mutz, 2003):

(a) numero di Reynolds;
(b) numero di Froude;
(c) sommergenza relativa;
(d) rapporto di ostruzione;
(e) gap ratio (definito come rapporto tra la distanza base tronco – fondo e diametro del tronco);
(f) orientazione;
(g) coefficiente di resistenza al moto.

Per quanto riguarda le *condizioni di innesco del moto*, esse sono estremamente difficoltose da trattare da un punto di vista teorico data la complessità delle interazioni tra il tronco e gli altri elementi dell'alveo. Significativo è a tal riguardo il contributo di Haga et al. (2000), che effettua un'analisi semplificata riferita ad un tronco cilindrico di dimensioni inferiori alla larghezza dell'alveo, ricavando un diagramma in cui viene riportato un rapporto tra forze mobilizzanti e forze resistenti (superiore ad 1 nel caso di movimento) in funzione della sommergenza $h^*=h/d$, cioè al rapporto tra altezza d'acqua (h) e diametro del tronco (d). Il diagramma fornisce quindi, in funzione di tale rapporto, le condizioni per le quali si verificano rotolamento o scivolamento e galleggiamento.

Per quanto riguarda la *mobilità del legno* nel sistema fluviale, essa è legata principalmente a tre fattori (Gurnell, 2003):
(a) dimensioni (diametro);
(b) densità (la quale varia in funzione della specie, dell'età e del grado di decomposizione);
(c) grado in cui l'elemento legnoso è ancorato nella sua posizione da fattori diversi dal suo peso.

Per quanto riguarda il *trasporto* di elementi legnosi, secondo esperimenti condotti in canaletta (Braudrick et al., 1997) si possono distinguere tre regimi di trasporto di tronchi, in funzione della loro densità nella sezione bagnata:
(a) trasporto non congestionato (*uncongested transport*), quando si verificano raramente contatti tra elementi legnosi diversi durante il trasporto (i tronchi occupano meno del 10 % della superficie libera);
(b) trasporto semi-congestionato (*semi-congested transport*), che rappresenta una situazione intermedia (i tronchi occupano tra il 10 ed il 33 % della superficie libera);
(c) trasporto congestionato (*congested transport*), quando i tronchi si muovono come una singola massa galleggiante, con contatti molto frequenti e pochi spazi tra di essi (i tronchi occupano più del 33 % della superficie libera).

Gli stessi autori hanno osservato due principali pattern di trasporto e deposizione:
- movimenti pulsatori, quando un ammasso legnoso si muove insieme (tipico del trasporto congestionato);
- graduale accrezione di un accumulo legnoso in corrispondenza di barre sommerse (tipico di trasporto non congestionato).

Per quanto riguarda infine i processi di deposizione, si possono definire i seguenti principali *meccanismi di arresto* di un singolo tronco:
(a) intercettato da vegetazione viva, da un accumulo legnoso preesistente, da clasti di grandi dimensioni che sporgono rispetto al fondo;
(b) intercettato con accerchiamento di ostacolo (tipicamente nel caso di ponti o anche di alberi vivi);
(c) depositato per sormonto di una superficie (ad esempio per tracimazione nella pianura inondabile);
(d) arenato durante la fase calante della piena, o in zone dove si verificano brusche variazioni dell'energia della corrente (ad esempio per allargamento dell'alveo, oppure in bracci morti, o in corrispondenza di vortici, ecc.).

Tra i fattori di controllo del deposito di detriti legnosi, il più importante è senza dubbio la dimensione dell'alveo (Gurnell et al., 2003):
- in corsi d'acqua di piccole dimensioni, gli elementi legnosi tendono ad arrestarsi nelle vicinanze del punto di alimentazione e gli accumuli esercitano un forte controllo sull'idraulica e la morfologia dell'alveo;
- in corsi d'acqua di medie dimensioni, la lunghezza e la forma degli elementi legnosi sono fattori critici per la stabilità dell'accumulo, ed i depositi legnosi sono legati alla presenza di elementi primari di una certa dimensione;
- in corsi d'acqua di grandi dimensioni, i depositi legnosi sono localizzati in posizioni relativamente prevedibili, che variano a seconda della configurazione planimetrica e morfologia dell'alveo.

Una prima *classificazione delle tipologie di accumulo* è quella proposta da Wallerstein et al. (1997) e fa riferimento ad osservazioni effettuate lungo alvei fluviali incisi del Mississippi. Vengono distinte quattro principali tipologie di accumulo (ordinate per area del bacino e portata crescenti), rapportando la dimensione del detrito principale rispetto alla larghezza dell'alveo ed enfatizzandone i principali impatti sulla morfologia dell'alveo, descritte di seguito (in parentesi si indica il possibile termine in italiano):
1. *Underflow jam* (accumulo con flusso sottostante o sifonamento): si tratta di un accumulo disposto trasversalmente, spesso appoggiante sulle sponde, che costringe il flusso a passare sotto. La larghezza

dell'accumulo è superiore alla larghezza dell'alveo. Gli impatti principali che provoca sono in genere uno scavo localizzato sotto il tronco ed una sedimentazione localizzata immediatamente a valle, una limitata erosione delle sponde.

2. *Dam jam* (accumulo di sbarramento): l'accumulo tende a sbarrare interamente l'alveo, in quanto la sua larghezza è circa uguale alla larghezza dell'alveo. Gli impatti consistono nel promuovere la formazione di un *log step* ed una *pool*, con un cuneo di sedimenti di rilevanti dimensioni immediatamente a monte ed uno scavo localizzato immediatamente a valle, quindi l'accumulo ha un effetto complessivo di favorire la stabilità del fondo.

3. *Deflector jam* (accumulo a deflettore): la larghezza dell'accumulo è generalmente compresa tra la larghezza dell'alveo e la metà della stessa, pertanto tende a formare una struttura che devia la corrente verso la sponda opposta. Gli impatti principali sono quindi l'erosione della sponda opposta, la formazione di una pool immediatamente adiacente all'accumulo ed in prossimità della sponda, sedimentazione a valle dal lato dell'accumulo.

4. *Parallel/bar head jam* (accumulo parallelo o di testa di barra): la larghezza dell'accumulo è inferiore alla metà della larghezza dell'alveo, per cui i detriti tendono a disporsi lungo sponda parallelamente al flusso o in corrispondenza della testa di una barra. Gli impatti morfologici principali sono la protezione del piede della sponda, la crescita della barra e/o l'innesco di formazione di un'isola.

Una classificazione successiva è quella di Abbe & Montgomery (2003), la quale si basa su uno studio effettuato in torrenti montani di regioni boscate negli Stati Uniti nordoccidentali. Gli autori definiscono innanzitutto tre tipi di elementi legnosi sulla base della loro funzione nell'accumulo:

(a) elementi chiave o primari (*key members*): sono i tronchi che, per dimensioni e conformazione, originano l'accumulo;

(b) elementi non primari (o relitti) (*racked members*): si tratta di elementi che si sono accumulati contro un ostacolo (ad es. un masso, un elemento chiave o un altro accumulo) ma che non hanno originato l'accumulo;

(c) elementi sciolti (*loose members*): si tratta di elementi vegetali (rami, foglie, ecc.) che tendono ad occupare gli interstizi dell'accumulo ma che aggiungono poca consistenza all'accumulo stesso.

Gli accumuli vengono invece raggruppati innanzitutto in tre categorie fondamentali, a seconda che le parti più consistenti dell'accumulo (elementi chiave e non primari) sono state trasportate o meno dalla corrente:

(a) in sito o autoctoni: si tratta di elementi che non si sono mossi dal punto in cui sono stati immessi in alveo, seppure possono aver subìto una rotazione o il canale può essersi modificato;

(b) combinati: sono presenti sia elementi chiave autoctoni che elementi non primari (e sciolti) che hanno subìto trasporto;

(c) trasportati o alloctoni: composti interamente da elementi che hanno subìto qualche trasporto. Vengono poi distinte varie tipologie per ognuna di queste categorie, per un totale di dieci, descritte brevemente come segue:

A. In sito (autoctoni).

(1) *Bank input* (accumulo provenienti da sponda): si tratta di tronchi o altri elementi che sono caduti direttamente dalla sponda dal loro punto di crescita per vari possibili meccanismi (erosione fluviale, vento, frane).

(2) *Log step* (tronco a traversa o gradino): si forma quando il tronco si dispone trasversalmente, ostruendo il flusso e costringendolo a sormontarlo o sottopassarlo.

B. In combinazione.

(1) *Valley jam* (accumulo di ostruzione del fondovalle): si tratta di accumuli che hanno larghezza superiore a quella dell'alveo e che ostruiscono buona parte del fondovalle (in torrenti confinati o semiconfinati) (tipologia analoga al *dam jam* definito precedentemente).

(2) *Flow deflection jam* (accumulo deflettore): si tratta di elementi chiave e altri detriti che deviano la corrente verso sponda opposta (analogo a quello definito precedentemente).

C. Trasportati (alloctoni).

(1) *Debris flow/flood jam* (accumuli da colata detritica o da piena/esondazione): si tratta di detriti legnosi incorporati in depositi derivanti da colate detritiche, caratterizzati quindi da una estrema caoticità. Oppure possono essere accumuli generati da grandi quantità di legno mobilizzate durante eventi estremi (associati ad esondazione) che diventano congestionate (*flood jam*), quindi anche essi caratterizzati da una estrema caoticità, che quindi tendono ad accumularsi sulla sommità dell'alveo e su superfici adiacenti inondabili.

(2) *Bench jam* (accumulo di berma): si tratta di uno o più elementi chiave orientati parallelamente o obliquamente rispetto alla corrente che portano alla formazione di piccole superfici adiacenti

all'alveo (berme).
(3) *Bar apex jam* (accumulo di apice di barra): si forma all'estremità verso monte di barre longitudinali (analogo all'accumulo di testa di barra visto precedentemente).
(4) *Meander jam* (accumulo di meandro): si tratta di una varietà di accumuli che tipicamente si formano lungo le sponde esterne di meandri.
(5) *Log Rafts* (tronchi galleggianti): si tratta di estesi accumuli galleggianti che bloccano completamente fiumi di pianura in regioni boscose e che si possono formare ad esempio in tratti a bassissima pendenza.
(6) *Unstable debris* (accumuli instabili): si tratta di grandi quantità di detriti mobili di vario tipo (di barra o di sommità di barra: *bar top*; di sommità o di rivestimento di sponda: *bank edge o bank revetment jam*) depositati lungo le sponde o su barre soprattutto durante la fase calante di piene (per arenamento) o sulla pianura durante eventi di piena maggiori. Sono piuttosto instabili, nel senso che gli elementi che compongono l'accumulo continuano ad essere facilmente mobilizzati ed a muoversi verso valle durante eventi di piena frequenti.

8.2.3 Interazioni della vegetazione con i processi di erosione delle sponde

Le erosioni delle sponde di un corso d'acqua possono avere una serie di effetti negativi per l'attività umana (ad es. perdita di terreni, danni a strutture ed infrastrutture, alimentazione di sostanze inquinanti, ecc.) ma non vanno dimenticati anche gli aspetti positivi per gli ecosistemi e per l'equilibrio geomorfologico e sedimentologico del sistema fluviale.

L'importanza ecologica delle erosioni di sponda (creazione e mantenimento di diversità vegetazionale e di habitat) è sempre più riconosciuta e documentata, così come l'alimentazione di sedimenti derivante da tali processi ha indubbi effetti fisici benefici per il riequilibrio di alvei incisi e di coste in arretramento.

L'arretramento di sponde fluviali rappresenta quel meccanismo attraverso il quale un alveo si muove lateralmente o varia la sua larghezza ed avviene attraverso una larga varietà di processi. Questi ultimi, in accordo con Thorne (1982), possono essere suddivisi in tre principali categorie come descritto di seguito.

(1) *Processi di degradazione meteorica e di indebolimento*.

Si tratta di processi, prevalentemente subaerei, che agiscono sulla superficie o all'interno della sponda e che comportano un progressivo indebolimento del materiale, piuttosto che una sua perdita effettiva, aumentandone la propria erodibilità o riducendone la propria resistenza meccanica. Essi possono comprendere:

(a) *Disseccamento*: disseccamento e fessurazione del terreno durante periodi caldi di intensa evapotraspirazione. Può portare a significative perdite di terreno durante estati calde.
(b) *Gelo/disgelo*: determinato dalla pressione esercitata dal ghiaccio sulle particelle (o aggregati) a seguito dell'aumento di volume dell'acqua contenuta nei pori. Può essere significativo in sponde in erosione non vegetate.
(c) *Dilavamento*: riduzione di coesione a causa della rimozione in soluzione di minerali argillosi da parte di acque circolanti nella sponda. Può seriamente ridurre la resistenza al taglio del terreno.
(d) *Calpestio*: distruzione della struttura del terreno a causa di calpestio di persone o di animali per pascolamento. L'impatto può essere localmente serio.
(e) *Danni meccanici*: altri tipi di danni e disturbi arrecati al materiale che costituisce la sponda da parte di vari tipi di attività antropiche. Possono localmente accelerare l'arretramento della sponda.
(f) *Distruzione di vegetazione riparia*: possibile distruzione o rimozione di vegetazione riparia per cause naturali o antropiche. L'impatto è generalmente serio in quanto la vegetazione gioca un ruolo stabilizzante importante.
(g) *Pressioni interstiziali positive*: lo sviluppo di pressioni interstiziali positive nel terreno e la conseguente riduzione di resistenza al taglio. Può costituire un importante fattore nel determinare rotture o liquefazione del materiale della sponda.

(2) *Processi di erosione*.

Sono processi attraverso i quali si ha rimozione e trasporto di particelle individuali o aggregati di particelle dalla superficie esterna della sponda. Comprendono principalmente i seguenti:

(h) *Erosione fluviale per corrente parallela*: particelle (o aggregati) asportate da parte di corrente con direzione circa parallela alla sponda. E' in genere una causa primaria di arretramento e porta spesso ad un rapido arretramento ed evoluzione planimetrica.
(i) *Erosione fluviale per corrente incidente*: particelle (o aggregati) asportate da parte di corrente con un certo angolo di incidenza rispetto alla direzione della sponda. E' in genere una causa primaria di arretramento. Si verifica in corrispondenza di strette curvature ed attorno ad ostruzioni della

corrente.

(l) *Onde generate da imbarcazioni*: particelle (o aggregati) distaccate dall'azione di onde generate dal passaggio di imbarcazioni. Può essere una causa primaria di arretramento in fiumi navigabili, in particolare in tratti di attracco di imbarcazioni.

(m) *Onde generate dal vento*: particelle (o aggregati) distaccate dall'azione di onde generate dal vento. E' raramente una causa primaria di arretramento (almeno in fiumi italiani).

(n) *Erosione per rigagnoli e per fossi*: erosione da parte di acque di ruscellamento concentrato. Può essere causa di serie erosioni localizzate in corrispondenza dello sbocco di fossi di drenaggio artificiali.

(o) *Erosione per sifonamento*: rimozione di particelle ad opera del moto di filtrazione all'interno della sponda. Può creare cavità e solchi che possono portare ad un serio ed esteso arretramento della sponda in materiali vulnerabili.

(3) *Movimenti di massa*.

Comprendono vari meccanismi attraverso i quali si verifica una rottura ed un movimento di massa del materiale della sponda ad opera della gravità.

(p) *Scivolamento rotazionale*: scivolamento lungo una superficie curva o concava verso l'alto. Comporta la perdita di grandi volumi di terreno e genera seri arretramenti della sponda.

(q) *Scivolamento traslativo superficiale*: scivolamento lungo una superficie di rottura superficiale parallela al pendio. Può essere un meccanismo importante in sponde debolmente coesive e prive di vegetazione.

(r) *Scivolamento planare*: scivolamento lungo una superficie di rottura piana, in genere con frattura di trazione. Può coinvolgere grandi volumi di materiale e generare un rapido arretramento.

(s) *Ribaltamento*: ribaltamento di blocchi o colonne di terra, generalmente di piccolo spessore e con una profonda frattura di trazione. Può coinvolgere grandi volumi di materiale e generare un rapido arretramento.

(t) *Rottura di masse aggettanti*: rottura di blocchi di materiale in aggetto (può avvenire per taglio, ribaltamento o trazione). Segue l'erosione fluviale alla base o erosione per sifonamento.

(u) *Crollo di terra*: crollo diretto di particelle individuali, aggregati o piccoli blocchi di terra da sponde subverticali. Può essere importante su superfici non vegetate ed indebolite da disseccamento o gelo/disgelo.

(v) *Colata granulare secca*: colamento di materiale granulare secco dalla porzione superiore di sponde non coesive. Può verificarsi quando l'erosione della porzione inferiore della sponda causa instabilità della porzione superiore.

(w) *Colata di terra bagnata*: liquefazione e colamento di terra a causa di saturazione ed elevate pressioni interstiziali. Può risultare in un rapido arretramento della sponda in zone con forti pressioni interstiziali e scarso drenaggio.

(z) *Rottura per sifonamento*: rottura conseguente ad erosione per sifonamento o rottura improvvisa della porzione inferiore della sponda a causa di eccessi di pressioni interstiziali. Può risultare in un rapido arretramento della sponda in zone con forti pressioni interstiziali e scarso drenaggio.

Gli *effetti della vegetazione* sui vari processi di arretramento di sponde fluviali sono molteplici e complessi, la maggior parte dei quali è difficile da quantificare. In Tabella 5 si riporta una rassegna dei principali effetti nei confronti delle due categorie di processi più importanti.

Riguardo ai *processi di degradazione meteorica e di indebolimento*, non esistono studi specifici su tale argomento, ma in generale la vegetazione tende ad avere un effetto benefico soprattutto per il rinforzo operato dalle radici e quindi il miglioramento delle caratteristiche tecniche del terreno.

Per quanto riguarda l'*erosione fluviale*, la vegetazione presente sulle sponde esercita una fondamentale influenza sia sulla distribuzione delle tensioni tangenziali lungo sponda che sull'erodibilità dei sedimenti di sponda. In generale, la vegetazione aumenta la resistenza al moto, riducendo di conseguenza le tensioni tangenziali che agiscono sulla superficie della sponda. La presenza della vegetazione comporta inoltre una deviazione ed un allontanamento della corrente, evitandone spesso l'impatto diretto (importante soprattutto nel caso di corrente incidente) sulla superficie della sponda. Molto importanti nel determinare l'impatto complessivo (positivo o negativo) sulle tensioni tangenziali sono il tipo di pianta, l'età, la salute e la densità (Thorne, 1990). Tronchi isolati possono provocare erosioni localizzate per sviluppo di turbolenza ed accelerazione locale della corrente, mentre una fascia continua e sufficientemente densa di vegetazione in genere ha un effetto di protezione. Nei confronti dell'erodibilità dei sedimenti che costituiscono la sponda, la presenza di vegetazione tende a limitare il distacco di granuli individuali o di aggregati, quindi produce nel complesso un effetto positivo.

Per quanto riguarda gli effetti su altri processi erosivi, nei confronti dei *processi di erosione superficiale* (per rigagnoli e per fossi) che possono interessare la superficie della sponda, è ben noto che la vegetazione presente su un pendio ha un effetto generale di mitigazione

dell'erosione, sia per l'intercettazione della pioggia che per la riduzione dell'erodibilità del terreno. Riguardo ai processi di *sifonamento*, la vegetazione riduce il contenuto d'acqua per l'azione di drenaggio, riducendo quindi le forze di filtrazione (soprattutto in periodi di magra). Tuttavia, le radici di vegetazione viva o morta possono anche generare percorsi preferenziali per l'infiltrazione ed i moti di filtrazione, favorendo quindi l'innesco del sifonamento.

Processi	Effetti specifici	Impatti	Riferimenti chiave
Erosione fluviale	Aumento della resistenza al moto	Velocità / tensioni tangenziali -	Kouwen et al. (1969); Kouwen & Li (1980); Kouwen (1988)
	Erosione localizzata in corrispondenza di alberi isolati	Velocità / tensioni tangenziali +	Thorne (1990)
	Rinforzo delle radici	Erodibilità terreno -	Thorne (1990); Millar (2000)
Movimenti di massa	Sovraccarico	Forze di taglio +; Forze resistenti (attrito) +	Gray (1978); Selby (1982)
	Rinforzo delle radici	Resistenza al taglio +	Gray (1978); Wu et al. (1979); Greenway (1987); Abernethy & Rutherfurd (2000); Pollen et al. (2004)
	Ancoraggio, sostegno ed effetto arco	Forze resistenti +	Gray (1978)
	Vento	Forze di taglio +	Greenway (1987)
	Intercettazione pioggia	Pressioni interstiziali – (+)	Greenway (1987); Simon & Collison (2002)
	Infiltrazione	Pressioni interstiziali +	Greenway (1987); Simon & Collison (2002)
	Traspirazione	Pressioni interstiziali -	Greenway (1987); Simon & Collison (2002)

Tabella 3 - Riepilogo dei principali effetti della vegetazione sui processi di arretramento di sponde fluviali**.**

Gli effetti della vegetazione nei confronti dei *movimenti di massa* sono stati relativamente più studiati e, per alcuni di essi, è possibile giungere ad una stima attendibile. Essi possono essere suddivisi in meccanici ed idrologici (Simon & Collison, 2002) e/o si può distinguere tra effetti che agiscono sulle forze di taglio agenti sulla sponda e quelli che invece influenzano la resistenza al taglio del terreno.

Il principale effetto sulle forze di taglio è quello del *sovraccarico*, il quale può avere effetti sia benefici (incremento dello sforzo normale quindi della componente attritiva della resistenza al taglio del terreno) che negativi (incremento della componente della forza peso parallela al pendio). Nella maggior parte dei casi l'effetto netto è destabilizzante, data l'inclinazione generalmente elevata della superficie di taglio. Il sovraccarico dovuto ad un singolo albero può essere calcolato stimando il volume e moltiplicandolo per il peso di volume del legno per una data specie arborea. Il volume di un albero viene generalmente stimato attraverso la formula (De Vries, 1974):

$$V = \frac{\pi(d_1^{\,2} + d_2^{\,2})L}{8} \qquad [5]$$

dove V è il volume (m^3), d_1 è il diametro del tronco alla base (m), d_2 il diametro del tronco sulla sommità (m) ed L è la lunghezza del tronco (m).

Il prevalere degli effetti positivi o negativi dipende dalla posizione dell'albero sulla sponda, dall'inclinazione della superficie di rottura e dall'angolo di resistenza al taglio del terreno. Facendo riferimento ad un semplice schema di scivolamento traslativo parallelo al pendio, l'effetto del sovraccarico può essere quantificato dal rapporto:

$$F = \frac{T\cos\beta\tan\phi'}{T\sin\beta} \qquad [6]$$

dove T è il peso dell'albero, β l'inclinazione della sponda e ϕ' l'angolo di resistenza al taglio. Se tale rapporto è maggiore di 1, l'effetto complessivo dell'albero è stabilizzante, in quanto prevale l'incremento di attrito legato alla componente della forza peso normale alla superficie di scivolamento, viceversa nel caso $F<1$. Utilizzando l'equazione [6], si può ricavare che l'effetto è stabilizzante quando l'inclinazione della sponda è inferiore all'angolo di resistenza al taglio e viceversa.

Per quanto riguarda gli effetti della vegetazione sulle forze resistenti, il più importante è senza dubbio rappresentato dal *rinforzo delle radici*, cioè l'incremento di resistenza al taglio dovuto alla presenza dell'apparato radicale. Wu et al. (1979) hanno

proposto un semplice modello teorico, sviluppando un'equazione largamente impiegata per stimare l'incremento in resistenza al taglio come funzione della resistenza a trazione delle radici, la densità areale e la distorsione delle stesse durante deformazioni di taglio:

$$\Delta S = T_r (A_r/A) [\sin\theta + \cos\theta \tan\phi] \quad [7]$$

dove ΔS è l'incremento di resistenza dovuto alle radici (kPa), T_r la resistenza a trazione delle radici (kPa), A_r/A l'area della superficie di taglio occupata da radici per unità di area (*root area ratio*), θ = l'angolo di distorsione rispetto alla verticale (°), e ϕ l'angolo di resistenza al taglio del terreno (°). Osservazioni di campo e di laboratorio hanno suggerito che il termine tra parentesi è relativamente insensibile alle normali variazioni degli angoli θ e ϕ, pertanto gli stessi autori hanno proposto di utilizzare un valore medio pari a 1.2.

Nel quantificare il rinforzo delle radici in base al modello di Wu, va tuttavia tenuto conto che recentemente Pollen et al. (2004) hanno mostrato che l'equazione [7] tende a sovrastimare l'incremento di resistenza al taglio del terreno, a causa dell'ipotesi che l'intera resistenza a trazione delle radici venga mobilizzata durante la fase di taglio e che le radici si rompono contemporaneamente, mentre dati di campo e di laboratorio mostrano che essa è mobilizzata per deformazioni molto maggiori rispetto al terreno. Per correggere questa sovrastima, gli stessi autori (Pollen et al., 2004; Pollen & Simon, 2005) hanno sviluppato un più complesso Fiber-Bundle Model (Rip Root) che tiene conto della rottura progressiva delle radici durante un movimento di massa.

Successive osservazioni da parte degli stessi autori hanno suggerito che, quando un terreno rinforzato da radici è soggetto a deformazione, le radici si possono spezzare (*breaking*) o, alternativamente, sfilarsi dal terreno (*pullout*). L'ancoraggio delle singole radici è stato studiato da Ennos (1990), il quale ha sviluppato un'equazione che esprime la forza necessaria perché si verifichi il *pullout* come:

$$F_p = S\ L\ 2\ \pi\ r \quad [8]$$

dove F_p è la forza di *pullout* per una singola radice (N), S è la resistenza al taglio del terreno (kPa), L ed r rispettivamente la lunghezza (m) ed il raggio (m) della radice.

Altri effetti meccanici che agiscono nei confronti delle forze di taglio, ma che hanno in genere un'importanza più limitata rispetto ai precedenti e non sono mai stati quantificati nelle analisi di stabilità di sponde, comprendono l'*ancoraggio*, il *sostegno* e l'*effetto arco* (Gray, 1978; Greenway, 1987; Thorne, 1990). Infine, le *sollecitazioni dovute al vento* (Hsi & Nath, 1970) possono essere risentite soprattutto dalle singole piante, tendendo talora a favorirne uno sradicamento, specie nel caso di alberi alti con apparati radicali deboli e superficiali.

La vegetazione può infine avere molteplici *effetti idrologici* che inducono variazioni delle pressioni interstiziali nel terreno (Greenway, 1987). Essa tende ad incrementare la resistenza al taglio del terreno intercettando parte della pioggia e riducendo il contenuto d'acqua e le pressioni interstiziali per effetto della traspirazione delle piante. Esistono tuttavia anche effetti negativi, quali la concentrazione della pioggia intorno agli steli e tronchi delle piante, la formazione di macropori dovuti alle radici ed all'attività di organismi viventi che incrementano l'infiltrazione e creano percorsi preferenziali per la filtrazione (Thorne, 1990).

Sebbene molti degli effetti idrologici siano conosciuti, essi sono ancora meno quantificabili rispetto agli effetti meccanici. Un'eccezione è rappresentata dallo studio di Simon & Collison (2002), i quali hanno provato a quantificare alcuni dei processi idrologici, sulla base di un monitoraggio per un certo periodo di tempo delle pressioni interstiziali e di altri parametri idrologici (pioggia, infiltrazione) in una sponda del Goodwin Creek, Mississippi (USA). Si riepilogano di seguito alcuni dei principali risultati della loro ricerca: a) l'intercettazione della canopea è risultata trascurabile; b) gli alberi tendono ad aumentare l'infiltrazione, generando contenuti d'acqua più elevati tra i 30 e 100 cm rispetto ad erba o suolo nudo; c) gli alberi mantengono suzioni matriciali più alte a profondità di 200 – 300 cm durante il periodo primaverile.

8.3 Rilevamento ed analisi degli aspetti vegetazionali

Si riportano in questo capitolo i principali aspetti da osservare, i parametri da misurare ed i metodi che si possono adottare per quantificare alcuni dei principali effetti della vegetazione sui processi geomorfologici.

8.3.1 Forme fluviali e variazioni

Per comprendere le forme ed i processi attuali ed il possibile ruolo della vegetazione è necessaria una conoscenza di base dell'evoluzione del corso d'acqua in una scala temporale degli ultimi 100-200 anni, comprendendo le variazioni passate e le tendenze attuali. Questo può permettere di trovare risposte ad alcune questioni chiave che coinvolgono la vegetazione, ad esempio se ed in che misura le fasce ripariali, le superfici

vegetate in alveo, i detriti legnosi che si osservano attualmente sono il risultato di dinamiche morfologiche naturali o se si sono modificate nel tempo ed in conseguenza di quali fattori naturali o antropici. Questo tipo di studio può essere realizzato essenzialmente attraverso i due seguenti metodi.

(1) Studio delle variazioni d'alveo attraverso cartografie, immagini telerilevate e rilievi topografici. Dalle cartografie e foto aeree disponibili si va ad esaminare la morfologia dell'alveo si è modificata (ad es. da canali intrecciati a canale singolo) e ricavare diagrammi che esprimano in funzione del tempo, per l'intervallo temporale investigato, le eventuali variazioni di alcuni parametri morfologici legati alla forma ed alla dimensione dell'alveo, quali in particolare la larghezza dell'alveo attivo, l'indice di intrecciamento e l'indice di sinuosità. Dai rilievi topografici eventualmente disponibili si effettuano confronti di profili del fondo relativi ad anni diversi, in modo da verificare l'esistenza ed entità di processi di abbassamento o sedimentazione, e si cerca di ricavare trend temporali per le quote del fondo. Indagini più mirate agli aspetti vegetazionali possono comprendere:

(a) studio delle eventuali variazioni areali nel tempo di isole fluviali;

(b) mappatura e classificazione delle aree ripariali, cercando di comprendere se ed in che periodi di tempo risultino variate (ad esempio per colonizzazione di superfici precedentemente facenti parte dell'alveo attivo).

(2) Rilevamento geomorfologico di campo: rappresenta una procedura di campo di raccolta di informazioni morfologiche, utilizzando in genere specifiche schede da riempire durante la ricognizione che riportino in maniera sistematica ed organizzata le osservazioni qualitative e le eventuali misure da effettuare (Thorne, 1998). Recentemente, è stato sviluppato da Rinaldi (2008) (al quale si rimanda per maggiori dettagli) un set di schede mirate alla caratterizzazione morfologica dell'alveo ed alla comprensione delle variazioni passate e delle tendenze attuali e particolarmente adatto al contesto italiano. Per indagini più di dettaglio e più mirate agli aspetti vegetazionali, si può includere il rilievo sistematico delle specie vegetazionali presenti (con particolare riferimento a quelle arboree) in associazione alle diverse superfici morfologiche presenti lungo un determinato corso d'acqua, analogamente allo studio di Hupp & Rinaldi (2007) precedentemente descritto per i fiumi della Toscana.

8.3.2 Rilevamento ed analisi dei detriti legnosi

Esistono vari metodi utilizzabili per lo studio delle caratteristiche dei detriti legnosi in un corso d'acqua, di seguito brevemente descritti.

(1) Analisi da foto aeree. Tale analisi può partire da uno studio della fascia riparia e delle sue variazioni temporali, in modo da comprendere eventuali processi morfologici (variazioni laterali, restringimento, aumento o riduzione di isole) che abbiano potuto favorire una variazione dell'alimentazione di legno nel corso d'acqua. E' possibile inoltre studiare in dettaglio la densità e la distribuzione spaziale dei detriti legnosi, ma a tal fine occorrono foto aeree a bassa quota ed alta risoluzione. Alcuni studi specifici in tal senso hanno fatto uso di immagini riprese appositamente da mongolfiera o da elicottero. Su tali immagini il legno è ovviamente riconoscibile solo in zone dell'alveo con scarsa copertura vegetale, quindi tale metodo non si adatta a corsi d'acqua montani di piccole dimensioni mentre può essere particolarmente utile in alvei larghi con scarsa vegetazione. In tali casi, l'elaborazione di ortofoto digitali ad alta risoluzione può essere molto efficace per mappare detriti legnosi, accumuli, pools e canali secondari.

(2) Rilevamento di campo. Esistono numerosi aspetti e parametri che possono essere osservati e misurati direttamente in campo sui singoli detriti o su accumuli legnosi. Al fine di facilitare la raccolta di informazioni e dati, è stato sviluppato un sistema di schede di rilevamento apposite per i detriti legnosi, perfezionato progressivamente attraverso vari studi (es. Betti, 2005; Tringali, 2006) condotti presso il DICEA (Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Università di Firenze) ed in collaborazione con il DTSAF (Dipartimento del Territorio e Sistemi Agro-Forestali, Università di Padova), già presentate in forma preliminare da Betti et al. (2006). Il set completo delle schede si riporta in Appendice. Esse sono così organizzate:

(a) Inquadramento del tratto. Si tratta di una sorta di quadro di unione delle schede successive, per un tratto di lunghezza variabile (da 1 a 20 volte circa la larghezza dell'alveo) in funzione della morfologia e dimensioni del corso d'acqua.

(b) Caratteristiche morfologiche del sottotratto. Raccoglie le informazioni morfologiche descrittive di un sottotratto relativamente omogeneo (*channel unit*) all'interno del tratto, di lunghezza variabile in funzione della morfologia e delle dimensioni dell'alveo.

(c) Accumulo di detriti legnosi. Si tratta di una scheda che raccoglie le varie

informazioni relative all'accumulo, quali tipologia, posizione, dimensioni, presenza di elementi primari, ecc.

(d) Detrito legnoso. Si tratta di una descrizione dettagliata di ogni singolo detrito, isolato o all'interno di un accumulo, comprendente le sue caratteristiche, dimensioni, presenza di rami, foglie o ceppaia, vitalità, attività vegetativa, ecc.

(e) Interazione legno, condizioni idrodinamiche e sedimenti. Comprende tutte le informazioni di interesse relative all'interazione dell'accumulo o del singolo detrito e flusso idrico e di sedimenti (orientamento, sommersione, processi di erosione/sedimentazione localizzati, tipo di sedimenti, ecc.).

Tali schede sono concepite come base di riferimento di tutti gli aspetti che si possono osservare e che possono essere rilevanti in uno studio sui detriti legnosi. Il rilevamento completo ed il riempimento di tutte le componenti delle schede è molto dispendioso, tuttavia partendo da tale base di riferimento è possibile selezionare i parametri ritenuti più importanti in funzione degli obiettivi di un dato progetto.

(3) Analisi dei dati. Attraverso tale fase è possibile elaborare ed analizzare i dati, o una parte di essi, raccolti durante la precedente fase di misure di campo. Alcune elaborazioni grafiche classiche in questo tipo di studi sono le seguenti:

(a) istogrammi di frequenza delle dimensioni (lunghezze e diametri), utili per capire quali siano le dimensioni più frequenti e quelle massime che possono transitare in un certo tratto del corso d'acqua;

(b) rappresentazione in ambiente GIS per visualizzare la distribuzione spaziale e la frequenza dei detriti lungo il fiume;

(c) frequenze cumulate dei detriti in funzione delle distanze lungo il fiume: da tale tipo di diagramma è possibile ad esempio individuare tratti relativamente omogenei per frequenza di detriti, mettendoli in relazione con la morfologia e dinamica del tratto (ad es. una frequenza elevata di detriti può essere associata a tratti con maggiore instabilità laterale);

(d) istogrammi e/o diagrammi a torta delle specie legnose riscontrate tra i detriti: mettendole a confronto con le specie osservate nella fascia ripariale o su superfici in alveo, è possibile capire se la provenienza dei detriti derivi prevalentemente da erosione laterale o in alveo o se esista un'alimentazione anche da parte dei versanti;

(e) altri istogrammi di frequenza relativi alla presenza o meno di radici, ceppaia, rami, grado di decomposizione, ecc. Tutte le informazioni ricavabili da questi tipi di analisi dei dati raccolti in campo possono permettere di delineare un quadro conoscitivo sufficientemente dettagliato su aspetti importanti quali la distribuzione del legno lungo il corso d'acqua, la provenienza, i principali meccanismi di produzione (erosioni di sponda, erosione da superfici in alveo, ecc.) ai fini della gestione del legno stesso.

(4) Monitoraggio. In alcuni studi specifici, soprattutto per scopi di ricerca, può essere ritenuto necessario effettuare un monitoraggio della mobilità dei detriti legnosi. In tali casi si possono adottare le seguenti tecniche:

(a) per alcune dighe, gli enti gestori dispongono dei dati relativi alle quantità di legno in transito in seguito ad una piena o in un dato intervallo di tempo;

(b) uso di una videocamera o webcam da un punto fisso (generalmente un ponte), la quale permette il conteggio del numero di tronchi galleggianti in transito ed osservazioni di vario tipo (orientamento, interazioni reciproche, ecc.);

(c) targhette metalliche infisse nei singoli detriti: tramite il rilievo periodico tramite GPS della posizione del tronco, se ne possono determinare gli spostamenti nel tempo;

(d) Passive Integrated Transponders (PIT): si tratta di una versione più sofisticata delle targhette metalliche, consistente nell'inserimento di PIT ed il loro ritrovamento tramite apposite antenne;

(e) Radiotrasmettitori: sono gli stessi strumenti usati per il monitoraggio degli spostamenti di animali, e permettono di seguire gli spostamenti di singoli tronchi tramite l'inserimento di radiotrasmettitori ed un'apposita antenna ricevente.

(5) Modellazione della dinamica dei detriti legnosi. Negli ultimi decenni, la crescente attenzione verso la dinamica del legno nei corsi d'acqua ai fini della sua gestione ha portato ad un forte impulso nello sviluppo di modelli previsionali. I primi modelli erano stati sviluppati con lo scopo di simulare l'alimentazione di legno nei corsi d'acqua da parte delle foreste adiacenti, mentre quelli più recenti simulano la dinamica del legno integrando i processi di ingresso, ritenzione, decomposizione e ridistribuzione in un lungo periodo temporale e/o in larghe porzioni del reticolo idrografico. Una rassegna dei modelli

ad oggi disponibili è riportata in Gregory et al. (2003).

8.3.3 Modellazione dei processi di sponda e quantificazione degli effetti della vegetazione

Durante gli ultimi anni, sono stati fatti notevoli progressi nella quantificazione e modellazione dei processi di arretramento di sponde fluviali ed è progressivamente aumentata l'esigenza di includere in tali modelli anche i principali effetti della vegetazione. Di seguito si riportano dapprima le leggi di governo, i principali metodi e la parametrizzazione richiesta per la modellazione dell'erosione di sponda, per poi rimarcare i principali progressi recenti nella quantificazione della vegetazione.

Partendo dall'*erosione fluviale* (vale a dire la rimozione diretta di particelle dalla superficie della sponda da parte delle tensioni tangenziali della corrente), è accettato in letteratura che il tasso di erosione può essere quantificato in funzione dell'eccesso di tensione tangenziale rispetto ad un valore critico (Partheniades, 1965; Ariathurai & Arulanandan, 1978; Arulanandan et al., 1980) secondo l'equazione:

$$\varepsilon = k_d (\tau - \tau_c)^a \qquad [9]$$

dove ε (m/s) è il tasso di erosione, τ (Pa) è la tensione tangenziale agente sulla sponda, k_d (m^3/N s)e τ_c (Pa) sono parametri di erodibilità (coefficiente di erodibilità, k_d, e sforzo di taglio critico, τ_c) ed *a* (adimensionale) è un coefficiente derivato empiricamente. Facendo riferimento a tale equazione, la determinazione del tasso di erosione fluviale si può ricondurre alla quantificazione rispettivamente di:

(a) tensioni tangenziali agenti in prossimità della sponda;

(b) parametri di erodibilità dei sedimenti di sponda.

La misura sperimentale o la stima dei valori locali della *tensione tangenziale* in prossimità della superficie della sponda rappresentano certamente uno dei principali problemi da affrontare ai fini di una adeguata modellazione ed analisi dei processi di erosione fluviale. Numerose sono state le indagini sperimentali volte a determinare la distribuzione degli sforzi di taglio in sezioni a forma variabile (ad es. Simons & Senturck, 1977; Knight et al., 1984); tuttavia esse si riferiscono in genere a canali con forma estremamente semplificata, rettilinei ed in moto uniforme, e la loro estensione a fiumi naturali deve essere quindi effettuata con cautela. Classica è la distribuzione delle tensioni proposta da Simons & Senturck (1977), secondo la quale, per alvei sufficientemente larghi di forma regolare, la massima tensione sulla sponda è pari circa a 0.75 τ (dove τ è la tensione tangenziale media nella sezione).

Nei tratti curvi, la distribuzione delle tensioni e delle velocità è molto più complessa. Un fattore determinante è rappresentato dalla distribuzione asimmetrica delle velocità e dall'instaurarsi di correnti secondarie a causa della curvatura dell'alveo. La cella di circolazione inversa (corrente secondaria) che si sviluppa lungo la sponda esterna di un tratto curvo, come dimostrato da Thorne & Hey (1979) e Thorne et al. (1985), causa un notevole discostamento della distribuzione delle tensioni rispetto a quanto misurato in laboratorio per canali rettilinei. Numerose misure sperimentali (ad es. Biedenharn et al., 1989) hanno indicato che le variazioni di distribuzione della corrente ed i tassi di arretramento sono massimi quando il raggio di curvatura si riduce a 2-3 volte la larghezza dell'alveo. Una stima più precisa delle tensioni tangenziali in prossimità della sponda può essere ottenuta attraverso modelli idrodinamici 2D o 3D, in grado di ricostruire le componenti della velocità e, almeno in alcuni casi, di valutare anche l'entità delle correnti secondarie.

L'*erodibilità* dei sedimenti di sponda dipende da numerose proprietà dei sedimenti, principalmente dalle dimensioni delle particelle (quindi il loro peso), e la loro trattazione si differenzia a seconda che si tratti di sedimenti non coesivi (granulari) o coesivi.

Nel caso di sedimenti granulari, per la determinazione dello sforzo di taglio critico si fa riferimento alla stessa trattazione relativa all'inizio del moto di sedimenti sul fondo, aggiungendo nel bilancio delle forze la componente della forza peso parallela alla superficie della sponda (Lane, 1955). In particolare, la tensione critica di un granulo posto su di una sponda (τ_{sc}) viene espressa in funzione di quella relativo ad un granulo delle stesse dimensioni posto sul fondo (τ_c), tenendo conto dell'inclinazione della sponda (β) e dell'angolo di attrito del materiale (ϕ), secondo l'equazione (Lane, 1955):

$$\tau_{sc} = \cos\beta \cdot \sqrt{1 - (\tan\beta / \tan\phi)^2} \cdot \tau_c \qquad [10]$$

L'equazione [10] è limitata al caso di sedimenti sciolti, disposti secondo una inclinazione inferiore all'angolo di attrito. In realtà, anche i sedimenti granulari (sabbia-ghiaia) presentano spesso un certo grado di addensamento e cementazione, disponendosi quindi secondo inclinazioni anche ben superiori all'angolo di attrito. Per tenere conto di questo effetto, Millar (2000) ha proposto una equazione

su base empirica, nella forma:

$$\tau_{sc} = 0.048 \tan\phi * \sqrt{1-(\sin\beta/\sin\phi^*)^2} \cdot \gamma(s-1)D_{50} \quad [11]$$

dove γ è il peso di volume dell'acqua, s il peso specifico dei sedimenti (assunto generalmente pari a 2.65), D_{50} è il diametro mediano dei sedimenti della sponda, mentre ϕ^* è un angolo di attrito modificato, ricavabile in campo in base ai maggiori angoli di inclinazione misurati per quel materiale. Non è invece disponibile un criterio di valutazione del coefficiente di erodibilità k_d, pertanto per l'applicazione dell'equazione [9] è necessario valutare tale coefficiente in base a misure sperimentali.

Nel caso di sedimenti coesivi, non sono invece disponibili criteri generali per la determinazione della tensione critica, in quanto le condizioni di innesco dell'erosione dipendono da numerosi fattori, tra i quali percentuale di argilla, indice di plasticità, contenuto d'acqua, struttura, contenuto organico, nonché composizione dei fluidi interstiziali (Grissinger, 1982). Considerate le difficoltà di riprodurre in laboratorio condizioni simili a quelle che abitualmente si riscontrano in natura, più recentemente la ricerca si è orientata verso la messa a punto di metodi di misura diretta in sito. Alcuni autori (Hanson, 1990; Hanson and Simon, 2001) hanno messo a punto ed impiegato una tecnica (*jet test*) attraverso l'esecuzione di un getto di acqua a pressioni note sulla superficie della sponda e la misura della deformazione nel tempo (attraverso lo sviluppo progressivo di una cavità) attraverso cui risalire ai parametri di erodibilità di un sedimento coesivo. Ancora più recentemente viene utilizzato uno strumento denominato CSM (*Cohesive Strength Meter*), sviluppato originariamente per l'erodibilità di sedimenti coesivi di ambiente lagunare (Tolhurst et al., 1999), il quale offre molti vantaggi (quali l'automatizzazione nell'esecuzione delle prove che permette di eseguirne in numero molto superiore rispetto al *jet test* nello stesso tempo).

Per quanto riguarda i *movimenti di massa* (vale a dire la rottura e il movimento di materiale della sponda sotto l'azione della gravità), le tipologie che si possono verificare in una sponda fluviale sono numerose, e per la loro quantificazione è richiesto un modello specifico per ognuna di esse. I metodi sviluppati ed utilizzati in letteratura tuttavia si sono concentrati solo su un numero relativamente limitato dei possibili meccanismi, in particolare sugli scivolamenti (planari e rotazionali) e sulle rotture di masse aggettanti. Facendo riferimento al classico meccanismo di scivolamento, la rottura si verifica quando le forze destabilizzanti, dovute all'azione della gravità, superano le forze resistenti, legate alla resistenza al taglio del terreno. Quest'ultima rappresenta quindi la principale grandezza dei sedimenti costituenti la sponda da determinare per procedere poi ad una quantificazione del processo.

Durante gli ultimi anni, è stata messa sempre più in evidenza l'importanza delle condizioni di parziale saturazione nel controllare le condizioni di stabilità di sponde fluviali (Rinaldi & Casagli, 1999; Casagli et al., 1999). La resistenza al taglio di un terreno non saturo è espressa attraverso il criterio di rottura di Fredlund et al. (1978):

$$\tau = c' + (\sigma - u_a)\tan\phi' + (u_a - u_w)\tan\phi^b \quad [12]$$

dove τ è la resistenza al taglio, c' la coesione efficace, σ lo sforzo normale totale, u_a è la pressione dell'aria nei pori, ϕ' l'angolo di resistenza al taglio in termini di sforzi efficaci, u_w la pressione dell'acqua interstiziale, (u_a - u_w) la suzione di matrice, ϕ^b l'angolo di resistenza al taglio in termini di suzione.

Per studi sulla stabilità di sponde fluviali che vogliano tener conto degli effetti di parziale saturazione, è possibile quantificare i parametri di resistenza al taglio del terreno combinando prove standard di laboratorio (in genere prove triassiali per la determinazione dei parametri c' e ϕ') con prove in situ. Per quanto riguarda queste ultime, si è frequentemente adoperato un tipo particolare di prove *in situ* denominate *BST* (*Borehole Shear Test*), assimilabili a prove di taglio diretto in foro (quest'ultimo eseguito tramite una trivella manuale dalla sommità della sponda fino alla profondità desiderata in cui effettuare la prova).

I metodi di analisi di stabilità quantificano le forze (e/o momenti) destabilizzanti e quelle resistenti che agiscono sul blocco di rottura incipiente. I vari modelli si diversificano tra loro per le diverse assunzioni fatte relativamente ai principali fattori che determinano queste forze.

Facendo riferimento al meccanismo classico dello scivolamento, le analisi sono effettuate applicando il Metodo dell'Equilibrio Limite, attraverso il quale si calcola il fattore di sicurezza F, definito come il rapporto tra forze (o momenti) resistenti e destabilizzanti.

Fatta eccezione per la soluzione di Thorne & Tovey (1981), la quale si riferisce alla rottura di blocchi in aggetto, tutte le altre soluzioni specifiche per sponde fluviali si riferiscono scivolamenti planari o rotazionali.

Per l'applicazione del Metodo dell'Equilibrio Limite, occorre definire:

(a) la geometria della sponda;

(b) le proprietà geotecniche (richieste nell'equazione 12) dei sedimenti che costituiscono la sponda;

(c) la geometria della superficie di rottura (in

genere si ricerca la geometria a cui corrisponde il valore minimo del fattore di sicurezza);
(d) l'eventuale presenza di fratture di trazione;
(e) le pressioni interstiziali.

Per quanto riguarda quest'ultimo punto, le variazioni delle *pressioni interstiziali* svolgono certamente un ruolo fondamentale nei confronti dei movimenti di massa, e sono infatti considerate come tra i più importanti fattori per la stabilità di sponde fluviali.

L'acqua interstiziale ha almeno quattro principali effetti:
(1) l'aumento di pressione interstiziale riduce le forze stabilizzanti dovute alla resistenza al taglio del terreno;
(2) l'acqua aumenta il peso del materiale, incrementando la componente della forza peso parallela alla potenziale superficie di scivolamento;
(3) l'acqua contenuta nelle fratture di trazione genera una forza destabilizzante aggiuntiva;
(4) il movimento dell'acqua all'interno della sponda può promuovere forze di filtrazione stabilizzanti o destabilizzanti, a seconda della direzione di flusso.

Una dettagliata quantificazione e comprensione dei processi di instabilità della sponda alla scala del singolo evento di piena è ottenibile modellando il flusso saturo e non saturo all'interno della sponda.

E' possibile effettuare un'analisi di filtrazione risolvendo l'equazione di conservazione della massa nella forma estesa a condizioni insature (Fredlund & Rahardjo, 1993) che, in due dimensioni, si esprime come segue:

$$\frac{\partial}{\partial x}\left(k_x \frac{\partial H}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(k_y \frac{\partial H}{\partial y}\right)+Q=\frac{\partial \theta}{\partial t} \quad [13]$$

dove H è il carico totale; K_x e K_y la conducibilità idraulica nelle direzioni x ed y rispettivamente, Q il flusso esterno, θ il contenuto d'acqua.

Per effettuare un'analisi di filtrazione è necessario discretizzare la sponda analizzata in elementi finiti (triangolo o equilateri). Per ogni materiale che costituisce la sponda, è necessario poi definirne le proprietà in termini di:
(a) curva caratteristica (relazione tra la contenuto d'acqua θ e pressioni interstiziali);
(b) curva di conducibilità (relazione tra la conducibilità idraulica k in condizioni non sature in funzione delle pressioni interstiziali.

Occorre poi definire le condizioni iniziali (posizione della falda) e, nel caso di analisi in regime transitorio (in cui si modellano cioè le variazioni di pressioni nel tempo), le condizioni al contorno (variazioni dell'idrogramma di piena per i nodi lungo il profilo della sponda e variazioni dell'intensità di pioggia per i nodi sul piano di campagna). Quindi, la distribuzione delle pressioni interstiziali positive e negative per ogni passo temporale in cui è suddiviso l'evento di piena possono essere usati come dati di input per l'analisi di stabilità condotta attraverso il Metodo dell'Equilibrio Limite. Esempi di applicazioni di analisi di filtrazione-stabilità a sponde fluviali sono quelli di Dapporto et al. (2001, 2003) e Rinaldi et al. (2004).

Infine, è possibile combinare il modello di erosione con quello di filtrazione e di stabilità effettuando un'analisi integrata dei vari processi, come dimostrato da Darby et al. (2007). In questo lavoro, la deformazione della sponda per erosione fluviale, in accordo all'equazione [9], viene realizzata rimuovendo progressivamente gli elementi finiti utilizzati per l'analisi di filtrazione. Per ogni passo temporale in cui è suddiviso l'evento di piena, viene pertanto calcolata l'erosione fluviale, effettuata l'analisi di filtrazione per ricavare la distribuzione delle pressioni interstiziali e poi l'analisi di stabilità per lo scivolamento ed il crollo di massa aggettante. Nel caso in cui si verifichi un movimento di massa, la geometria della sponda viene modificata prima di passare al passo temporale successivo.

Dopo aver trattato sinteticamente le varie fasi che si possono seguire per modellare i vari processi di erosione, è necessario ora prendere in rassegna quali *effetti della vegetazione* è possibile quantificare ed incorporare nelle analisi precedenti.

Gli effetti della vegetazione sull'erosione fluviale, seppure relativamente noti, sono di difficile quantificazione. E' possibile quantificare la riduzione di velocità per l'aumento di resistenza al moto, e quindi, nota la velocità, ricavare una stima della riduzione di tensioni tangenziali lungo la sponda.

Di più difficile quantificazione sono i parametri di erodibilità del terreno che tengano conto del rinforzo dovuto alle radici in presenza di vegetazione.

Per quanto riguarda i movimenti di massa, i due principali effetti meccanici che è possibile quantificare sono il sovraccarico ed il rinforzo delle radici.

Per quanto riguarda il sovraccarico, utilizzando l'equazione [5] è possibile stimare il volume di un albero in base al diametro ed alla lunghezza del tronco, ed è inoltre necessario avere una stima del peso di volume del legno per quella determinata specie arborea. Per quantificare il rinforzo delle radici, per applicare il modello di Wu et al. (1979) è necessario determinare la resistenza a trazione e la densità areale delle radici. Per quanto riguarda la resistenza a trazione, per alcune specie si può

fare riferimento ai dati disponibili in letteratura. In Tabella 6 si riportano i valori medi di resistenza a trazione relativi ad alcune tipiche specie ripariali.

Recentemente, sono state sviluppate apposite tecniche per permettere di quantificare l'effetto di rinforzo delle radici (Abernethy & Rutherford, 2001; Simon & Collison, 2002). La densità areale delle radici può essere quantificata misurando con un calibro i diametri delle radici individuali lungo la superficie esposta di una piccola trincea scavata alla base della pianta, tramite un'apposita cornice rettangolare suddivisa in apposite maglie unitarie di 10 cm di altezza.

Per la misura della resistenza a trazione, si utilizza uno strumento appositamente messo a punto (Abernethy & Rutherford, 2001), attraverso il quale si sottopongono a trazione le singole radici che rimangono esposte sulla superficie della trincea, portandole a rottura e misurandone la resistenza di picco. E' possibile in tal modo diagrammare, per una data specie, la resistenza a trazione in funzione del diametro, ottenendo una curva con tipico andamento esponenziale negativo (le radici più piccole forniscono una resistenza maggiore per unità di area). Simon & Collison (2002) riportano le curve relative ad alcune specie ripariali tipiche degli USA sudorientali. Attraverso le misure di densità di vegetazione lungo la verticale e nota la resistenza a trazione, è possibile quindi quantificare l'incremento di resistenza al taglio attraverso l'equazione [7] lungo la verticale.

Specie	**Resistenza a trazione (Mpa)**
Alnus firma v. multinervis	51
Alnus firma v. yasha	4 – 74
Alnus incana	32
Alnus japonica	41
Populus nigra	5 – 12
Populus deltoides	36 – 38
Populus	32 – 46
Quercus robus	32
Robinia pseudoacacia	68
Salix purpurea	36
Salix fragilis	18
Salix dasyclados	17
Salix elaegnos	15
Salix helvetica	14
Salix hastata	13
Salix cinerea	12

Tabella 4 - Valori di resistenza a trazione delle radici di alcune piante più comunemente presenti lungo sponde fluviali (da Greenway, 1987).

Più problematico è incorporare gli effetti idrologici all'interno delle analisi di stabilità in termini di intercettazione della pioggia e variazioni nella distribuzione delle pressioni interstiziali indotte dalle piante.

La soluzione migliore sarebbe quindi quella di utilizzare dati misurati in campo, come ad esempio fatto a Simon & Collison (2002), tuttavia la misura dei parametri necessari è molto impegnativa e percorribile solo nel caso di ricerche specifiche piuttosto che di applicazioni pratiche.

Recenti studi (Luppi, 2007) hanno dimostrato la possibilità di includere i principali effetti idrologici, oltre che meccanici, in modelli di erosione – filtrazione – stabilità, come descritto con maggiore dettaglio in seguito, seppure la quantificazione di molti parametri è molto incerta e richiede misure sperimentali.

Per completare tale rassegna, è utile riportare di seguito a titolo esemplificativo due modelli sviluppati di recente ed utilizzabili, oltre che per una analisi di stabilità di una sponda, anche per quantificare i principali effetti della vegetazione:

(1) Modello BSTEM (*Bank Stability and Toe Erosion Model*).
E' stato sviluppato presso l'ARS USDA (Oxford, Mississippi, USA) e si basa sull'analisi di Simon & Collison (2002) e sviluppi successivi. E' un modello piuttosto semplice nel suo utilizzo, composto da due componenti: (a) modello di stabilità (*Bank Stability Model*); (b) modello di erosione al piede (*Toe Erosion Model*), acciungo successivamente. Il modello di stabilità deriva dall'analisi proposta originariamente d Simon et al. (2000), e consiste in una soluzione in forma chiusa per scivolamento planare (*wedge-type failure*). E' possibile modellare sponde costituite fino a 5 livelli di materiali diversi, dei quali vanno definite le proprietà geotecniche. Applica il criterio di rottura di

Fredlund et al. (1978), tenendo conto quindi degli effetti delle pressioni interstiziali negative. Tuttavia, il modello non è in grado di ricostruire le variazioni di pressioni interstiziali attraverso la filtrazione, ma necessita della definizione della posizione della falda e della distribuzione delle pressioni negative al di sopra di essa. Il modello di erosione permette di deformare il piede della sponda in base all'equazione [9], calcolando le tensioni tangenziali della corrente (una volta definite le condizioni idrauliche della corrente) e specificando i parametri di erodibilità (misurati dall'utente o ricavati in base alle caratteristiche granulometriche dei sedimenti). Per quanto riguarda gli effetti della vegetazione, è possibile includere esplicitamente gli effetti di sovraccarico e di incremento di resistenza al taglio del terreno dovuto alle radici. Per quanto riguarda quest'ultimo, il BSTEM si interfaccia direttamente con il modello RipRoot (Pollen et al., 2007), il quale tiene conto anche degli effetti di *pullout*. Il modello è particolarmente versatile e di facile applicabilità in quanto contiene un database interno dei parametri vegetazionali delle specie più tipiche di ambiente ripariale, pertanto l'utente, anche in assenza di una stima diretta dei parametri necessari, può direttamente selezionare il tipo di pianta, la sua età approssimativa, la sua posizione sulla sponda e la densità lungo il tratto. Per quanto riguarda l'erosione al piede, è possibile simulare gli effetti di alcuni tipi di interventi di protezione, incluso l'utilizzo di detrito legnoso. Il modello quindi, per tutte queste caratteristiche, risulta molto utile e di agevole applicazione per scopi pratici ed applicativi da parte di tecnici (ad esempio per valutare gli effetti in termini di stabilizzazione di una sponda dovuti all'inserimento su di essa di elementi vegetativi o altri tipi di protezione). Per scopi di ricerca applicata il modello invece presenta alcune limitazioni, soprattutto a causa del fatto che non ricostruisce le reali variazioni delle pressioni interstiziali attraverso analisi di filtrazione alla scala dell'evento di piena, ed inoltre per la relativa semplicità del meccanismo di rottura modellato.

(2) Modello Erosione – SEEP – SLOPE.
Si tratta di un'analisi integrata effettuata combinando un modello di erosione con pacchetti software esistenti relativi alla filtrazione (SEEP/W) ed al Metodo dell'Equilibrio Limite per quanto riguarda la stabilità (SLOPE/W), derivante da vari studi condotti da Università di Firenze (ad es. Rinaldi et al., 2004) ed altri in collaborazione con Università di Southampton (UK), e descritta in dettaglio nella sua versione più aggiornata da Darby et al. (2007). Più in particolare, l'evento di piena analizzato viene suddiviso in una serie di passi temporali. Per ogni passo temporale, viene applicata l'equazione [9], attraverso la quale viene deformato il profilo della sponda. Viene poi effettuata l'analisi di filtrazione sul profilo deformato dall'erosione, la quale richiede la definizione delle condizioni al contorno lungo la sponda (livelli idrometrici e pioggia), e l'analisi di stabilità ricercando la geometria di rottura (scivolamenti planari o rotazionali e crolli di masse aggettanti) che produce il fattore di sicurezza minimo. Nel caso in cui si verifica un movimento di massa, la geometria della sponda va modificata prima del successivo passo temporale. Alcuni studi recenti (Coppi, 2006; Attardo, 2007; Luppi, 2007) condotti presso il DICEA (Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Università di Firenze) hanno incluso in tale modello i principali effetti della vegetazione. Per quanto riguarda gli effetti idrologici, il modello è in grado di tenere conto di:

(a) variazioni dell'intensità di pioggia a causa dell'intercettazione della chioma nella zona sottostante ed adiacente alla pianta;
(b) assorbimento di acqua da parte dell'apparato radicale;
(c) riduzione dell'indice dei vuoti e della permeabilità satura nella zona di terreno in cui sono presenti le radici, a causa dell'occupazione di una parte dei vuoti da parte delle stesse.

Per quanto riguarda gli effetti meccanici, nel modello sono inclusi:

(a) il sovraccarico dovuto alla pianta;
(b) il rinforzo da parte delle radici, calcolando separatamente l'incremento di resistenza al taglio attraverso il modello di Wu et al. o il modello RipRoot, e sommando tale valore alla coesione del livello di terreno interessato dall'apparato radicale.

Tale procedura di modellazione è quindi più dettagliata rispetto al BSTEM (soprattutto nel calcolo delle pressioni interstiziali), ma è più laboriosa e richiede più dati, quindi si adatta a scopi di ricerca scientifica piuttosto che ad applicazioni pratiche e valutazioni più speditive. Va tenuto conto comunque che, a prescindere dall'accuratezza e completezza del modello nel tener conto dei vari aspetti, esistono ancora numerose incertezze relativamente alla modellazione dei processi ed alla parametrizzazione del modello stesso. Pertanto, i risultati di tali modelli non sono ancora da intendere in senso assoluto (se il fattore di sicurezza è maggiore di 1 allora la sponda è stabile e viceversa), quanto piuttosto per formulare degli scenari previsionali (ad esempio valutare se aumenta

o si riduce la stabilità di una sponda aggiungendo o togliendo vegetazione con determinate caratteristiche). Va poi aggiunto il fatto che tali modelli funzionano ancora alla scala della singola sponda, non tenendo quindi conto delle complesse interazioni tra le varie piante che possono essere presenti in una fascia ripariale.

8.4 Applicazioni alla gestione della vegetazione

I pericoli di esondazione indotti da una eccessiva presenza di vegetazione in alveo o sulle sponde o soprattutto dall'accumulo di legno in corrispondenza di infrastrutture (in particolare ponti) è senza dubbio un aspetto prioritario di cui tener conto nella gestione della vegetazione all'interno di alvei fluviali, soprattutto in un paese fortemente antropizzato come il nostro.

D'altra parte, sono sempre più riconosciuti i numerosi ruoli benefici, da un punto di vista ecologico (creazione e diversificazione di habitat, sorgente alimentare, ecc.) e di equilibrio geomorfologico, che la vegetazione viva ed il legno possono avere.

Ciò è ad esempio dimostrato dal fatto che la reimmissione di legno è ormai da considerarsi uno dei principali tipi di interventi localizzati di riqualificazione fluviale in USA così come in alcuni paesi europei (ad es. Germania ed Austria). Anche per questo aspetto, come per i sedimenti e le erosioni di sponda, la percezione umana del legno in alveo visto generalmente solo come un motivo di preoccupazione e di pericolo è un serio ostacolo per una sua corretta gestione (Piegay et al., 2005).

Si aggiunga poi il fatto che in Italia, come in altri paesi europei, lo sviluppo di boschi ripariali è relativamente nuovo nell'ambiente fluviale, soprattutto in alvei fluviali inizialmente a morfologia a canali intrecciati per i quali si è verificato un restringimento dell'alveo ed una colonizzazione di vegetazione delle precedenti porzioni di alveo attivo. Come conseguenza, la presenza di legno in alcuni corsi d'acqua è un nuovo problema e cresce quindi la necessità di definire strategie di gestione della vegetazione sostenibili in modo da conciliare le esigenze di sicurezza idraulica ed i benefici effetti ecologici e morfologici del legno.

8.4.1 Gestione diversificata per tratti

Facendo riferimento ad esperienze recenti di gestione della vegetazione riparia e del legno in alveo, esistono alcuni esempi significativi soprattutto in Francia (Piegay, 2003), dove si va affermando il concetto di *gestione diversificata per tratti*. Essa consiste nel lasciare vegetazione viva e detriti legnosi in situazioni favorevoli e predisporre invece barriere che intrappolano i tronchi di maggiori dimensioni all'ingresso di aree urbanizzate.

Un approccio di questo tipo è stato applicato al Fiume Drome, per il quale sono stati distinti tre settori:

(1) tratti che hanno priorità per una regolare manutenzione;

(2) tratti con manutenzione meno intensa (preservazione dei tronchi legnosi);

(3) tratti che non necessitano di manutenzione. Tale zonazione dipende dai rischi di erosione ed inondazione interpretati dalla combinazione di pericolosità naturale (dovuta alla possibile migrazione di tronchi) e vulnerabilità. La divisione in settori è perciò basata su una mappatura delle aree urbanizzate e dei siti di potenziale accumulo dei detriti legnosi.

Un altro esempio di gestione diversificata per tratti è quello del Bourbre River presso Bourgoin Jaillieu (Francia), lungo il quale sono stati definiti due tratti con gestione diversa:

(1) tratto soggetto a taglio selettivo della vegetazione riparia a monte dell'area urbanizzata;

(2) tratto all'ingresso di un'area urbanizzata, con predisposizione di un'area di accumulo, tramite apposite barriere metalliche che intrappolano i tronchi di dimensioni maggiori.

In Italia non mancano esempi di realizzazione, soprattutto lungo torrenti montani, di strutture di intercettazione (filtri o briglie a pettine) del detrito legnoso flottante, ma sono sempre realizzate con l'unico obiettivo di ridurre il transito dei detriti legnosi e mai inquadrate in una strategia di gestione diversificata per tratti a scala di intero sistema fluviale.

8.4.2 Procedura metodologica per una gestione diversificata

Per giungere ad un piano di gestione della vegetazione viva e del detrito legnoso, occorre procedere dapprima ad un'accurata conoscenza del problema, prendendo in esame in maniera integrata vari aspetti, tra i quali quelli geomorfologici. In questo paragrafo si propone uno schema metodologico di massima nell'ottica di essere applicata per definire una gestione diversificata per tratti.

Per quanto riguarda la *scala spaziale* di analisi, è necessario non restringersi alla scala del singolo sito, ma inquadrare il problema ad una scala più ampia possibile (idealmente a scala di bacino, o almeno di tratto).

Analogamente, per quanto riguarda la *scala temporale*, è opportuno non restringere l'analisi al problema attuale, ma capire l'evoluzione passata che ha portato all'assetto attuale

dell'alveo e della vegetazione presente e le possibili tendenze future.

La procedura da adottare comprende quattro fasi, come descritte in seguito.

- Fase 1: Inquadramento a scala di bacino

E' opportuno partire da un inquadramento degli aspetti vegetazionali e di uso del suolo a scala di bacino, analizzando la distribuzione delle aree boschive nel bacino e la presenza e pattern delle fasce ripariali. Per quanto riguarda il reticolo idrografico, è opportuno definire una suddivisione morfologica iniziale in tratti con caratteristiche relativamente omogenee (tratti confinati, semiconfinati, alluvionali, ecc.), per i quali si diversificano i processi fluviali e la loro interazione con la vegetazione viva ed il detrito legnoso.

- Fase 2: Analisi storica

L'obiettivo di questa fase è quello di comprendere l'evoluzione passata dell'alveo e della fascia ripariale in relazione anche a variazioni di uso del suolo a scala di bacino.

Gli aspetti da trattare sono principalmente i seguenti:

(1) Variazioni di uso del suolo nel bacino;
(2) Variazioni delle fasce ripariali;
(3) Variazioni morfologiche degli alvei.

Alcune delle questioni chiave a cui cercare di dare risposta sono le seguenti:

(1) La morfologia dell'alveo e la fascia ripariale sono variate? In che modo?
(2) Il tratto è inciso, invariato o aggradato?
(3) Le isole sono aumentate o diminuite nel tempo?
(4) Che relazioni possono esistere tra vegetazione riparia, detriti legnosi e variazioni dell'alveo (ad es. LWD aumentati a causa di restringimento dell'alveo e colonizzazione da parte di vegetazione di superfici precedentemente attive)?

- Fase 3: Processi attuali

L'obiettivo di questa fase è quello di comprendere la distribuzione attuale di vegetazione viva e detriti legnosi in relazione ai processi ed alle forme attuali.

Gli aspetti da trattare sono principalmente i seguenti:

(1) Tendenze attuali dell'alveo (in incisione, equilibrio, sedimentazione; in restringimento, equilibrio, allargamento);
(2) Distribuzione della vegetazione e dei detriti legnosi;
(3) Quantificazione degli effetti della vegetazione su alcuni processi chiave in situazioni tipo.

Più nel dettaglio, per quanto riguarda il punto (2), relativamente alla vegetazione ripariale è necessario individuare o determinare:

(a) tratti stabili (sponde vegetate) e tratti instabili;
(b) isole;
(c) distribuzione della vegetazione sulle superfici geomorfologiche in alveo o a ridosso di esso;
(d) densità di vegetazione sulle sponde in relazione alla larghezza dell'alveo. Per quanto riguarda i detriti legnosi:
(e) zonazione in tratti con diversa frequenza e distribuzione spaziale;
(f) dimensioni dei detriti e/o degli accumuli;
(g) comprendere principali meccanismi di produzione ed individuare le principali aree di provenienza, le distanze percorse, le zone preferenziali di accumulo. I vari tematismi sono ben rappresentabili in ambiente GIS.

Per quanto riguarda il punto (3), le analisi quantitative per situazioni tipo o tratti critici possono riguardare:

(a) gli effetti della vegetazione sulla resistenza al moto in rapporto alle condizioni idrauliche ed alla larghezza dell'alveo, al fine ad esempio di identificare un valore di larghezza di soglia al di sotto del quale, per una data portata, gli effetti della vegetazione sulle sponde sono significativi;
(b) analisi di stabilità di sponda che includa gli effetti della vegetazione, al fine ad esempio di definire delle soglie di criticità per sponde non vegetate per le quali l'assenza di vegetazione diventa critica.

- Fase 4: Identificazione delle situazioni di criticità

Questa fase consiste nell'incrociare i tematismi ottenuti nelle fasi precedenti con gli elementi a rischio, al fine di identificare le principali situazioni di criticità lungo il corso d'acqua o nel sistema fluviale.

In corrispondenza dei punti critici, sarà necessario individuare aree a monte di essi di possibile intercettazione di detriti legnosi, possibilmente in punti che siano già di accumulo preferenziale per processi naturali. In tali aree, è possibile prevedere varie strategie per la riduzione del detrito legnoso, quali:

(1) Destinare zone naturali ad accumulo di detrito legnoso;
(2) Intercettazione laterale;
(3) Intercettazione tramite briglie selettive.

In tutti i casi, sarà necessario prevedere una periodica manutenzione (rimozione legno) e mettere a punto un sistema di monitoraggio della mobilità del detrito in modo da poter prevedere modifiche ed interventi non previsti nel programma iniziale laddove si verificassero situazioni inattese.

Bibliografia

1. Abbe T.B., Montgomery D.R. (2003). Patterns and process of wood debris

accumulation in the Queets River basin. Washington. Geomorphology, n. 51: 81-107.

2. Abernethy B., Rutherford I.D. (2000). The effect of riparian tree roots on the mass-stability of riverbanks. Earth Surface Processes and Landforms n. 25: 921-937.
3. Ariathurai R., Arulanandan K. (1978). Erosion rates of cohesive soils. Journal of Hydraulic Division, 104, 279-283.
4. Arulanandan K., Gillogley E., Tully R. (1980). Development of a quantitative method to predict critical shear stress and rate of erosion of natural undisturbed cohesive soils. Report GL-80-5. U.S.Army Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss.
5. Attardo S. (2007). Influenza della vegetazione sulla stabilità di sponde fluviali. Tesi di Laurea in Ingegneria per l'Ambiente ed il Territorio, Università di Firenze.
6. Benda L., Miller D., Sias J., Martin D., Bilby R., Veldhuisen C., Dunne T. (2003). Wood recruitment processes and wood budgeting. In: Gregory S., Boyer K. & Gurnell A. (Eds), The Ecology and Management of Wood in World Rivers, American Fisheries Society Symposium 37, American Fisheries Society: 49-73.
7. Betti M. (2005). Dinamica dei detriti arborei in alvei fluviali. Tesi di Laurea in Ingegneria per l'Ambiente ed il Territorio, Università di Firenze.
8. Betti M., Ginanni F., Becchi I., Rinaldi M. (2006). Dinamica di accumulo dei detriti arborei in alvei fluviali. In Atti XXX Convegno di Idraulica e Costruzioni Idrauliche, IDRA 2006, Roma, 10-15 Settembre 2006, CD ROM.
9. Biedenharn D.S., Combs P.G., Hill G.J., Pinkard C.F., Pinkstone C.B. (1989). Relationship between channel migration and radius of curvature on the Red River. In S.S.Wang (ed), Sediment Transport Modeling, Proceedings of the International Symposium, ASCE Hydraulic Division, New Orleans: 536-541.
10. Braudrick C.A., Grant G.E., Ishikawa Y., Ikeda H. (1997). Dynamics of wood transport in streams: a flume experiment. Earth Surface Processes and Landforms, n. 22: 669-683.
11. Coppi L. (2006). Modellazione dei processi di erosione di sponda in fiumi della Toscana. Tesi di Laurea in Ingegneria per l'Ambiente ed il Territorio, Università di Firenze.
12. Dapporto S., Rinaldi M., Casagli N. (2001). Mechanisms of failure and pore water pressure conditions: analysis of a riverbank along the Arno River (Central Italy). Engineering Geology, n. 61: 221-242.
13. Dapporto S., Rinaldi M., Casagli N., Vannocci P. (2003). Mechanisms of riverbank failure along the Arno River, Central Italy. Earth Surface Processes and Landforms, 28 (12): 1303-1323.
14. Rinaldi M., N. Casagli, S. Dapporto, A. Gargini (2004). Monitoring and modeling of pore water pressure changes and riverbank stability during flow events. Earth Surf. Processes Landforms, n. 29: 237-254.
15. Darby S.E., Rinaldi M., Dapporto S. (2007). Coupled simulations for fluvial erosion and mass wasting for cohesive river banks. Journal of Geophysical Research – Earth Surface, AGU, Vol.112, N.F3, F03022, 10.1029/2006JF00722.
16. De Vries D.G. (1974). Multi-stage line intersect sampling. Forestry Science, n. 20: 129-133.
17. Ennos A.R. (1990). The Anchorage of leek Seedlings: The Effect of Root Length and Soil Strength. Annals of Botany, n. 65: 409-416.
18. Fredlund D. G., Rahardjo H. (1993). Soil Mechanics for Unsaturated Soils. John Wiley and Sons, New York, New York.
19. Fredlund D.G., Morgenstern N.R., Widger R.A., (1978). The shear strength of unsaturated soils. Can.Geotech.J., 15, n. 3: 312-321.
20. Gray D.H. (1978). Role of woody vegetation in reinforcing soils and stabilising slopes. Proc.Symp.Soil Reinforcing and Stabilising Techniques, Sydney, Australia: 253-306.
21. Greenway D.R. (1987). Vegetation and slope stability. In M.G.Anderson & K.S.Richards (Eds), "Slope Stability", John Wiley & Sons: 187-230.
22. Grissinger E.H. (1982). Bank erosion of cohesive materials. In R.D.Hey, J.C.Bathurst & C.R.Thorne (eds), "Gravel-bed Rivers", Wiley, Chichester: 273-287.
23. Gurnell A.M., Piégay H., Swanson F.J., Gregory S.V. (2003). Large wood and fluvial processes. Freshwater Biology, n. 47: 601-619.
24. Gurnell A.M. (2003). Wood storage and mobility. In: Gregory S., Boyer K. & Gurnell A. (Eds), The Ecology and Management of Wood in World Rivers, American Fisheries Society Symposium 37, American Fisheries Society: 75-91.

25. Haga H., Kumagai T., Otsuki K., Ogawa S. (2002). Transport and retention of coarse woody debris in mountain streams: an in situ field experiment of log transport and a field survey of coarse woody debris distribution. Water Resources Research, 38 (8), 10.1029/2001 WR001123.

26. Hanson G.J., Simon A. (2001). Erodibility of coesive streambeds in the loess area of the midwestern USA. Hydrological Processes, n. 15: 23-38.

27. Hanson G.J. (1990). Surface erodibility of earthen channels at high stresses. Part II – Developing an in situ testing device. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers 33 (1): 132-137.

28. Hey R.D., Thorne C.R. (1986). Stable channels with mobile gravel beds. Journal of Hydraulic Engineering, ASCE, 112 (8): 671-689.

29. Hupp C.R., Osterkamp W.R. (1996). Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. Geomorphology 14:277-295.

30. Hupp C.R., Rinaldi M. (2007). Riparian vegetation patterns in relation to fluvial landforms and channel evolution along selected rivers of Tuscany (Central Italy). Annals of the Association of American Geographers, 97 (1): 12-30.

31. Hupp C.R. (1999). Relations among riparian vegetation, channel incision processes and forms, and large woody debris. In: Darby S.E. & Simon A. (Eds), Incised River Channels, John Wiley & Sons: 219-245.

32. Knight D., Demetriou J.D., Hamed M.E. (1984). Boundary Shear in Smooth Rectangular Channels J.Hydr. Eng. ASCE n. 110: 405-422.

33. Kouwen N., Li R.M. (1980). Biomechanics of vegetative channel linings. Journal of Hydraulic Division, ASCE, 106(6): 1085-1103.

34. Kouwen N. (1988). Field estimation of the biomechanical properties of grass. J.Hydr.Res., 26(5): 559-568.

35. Kouwen N., Unny T.E., Hill A.M. (1969). Flow retardance in vegetated channels. J.Irrig. and Drain.Div., ASCE, 95(2): 329-342.

36. Lane E.W. (1955). Design of stable channels. Transactions of the American Society of Civil Engineers, n. 120: 1-34.

37. Liebault F., Piegay H. (2001). Assessment of channel changes due to long-term bedload supply decrease, Roubion River, France. Geomorphology 36: 167-186.

38. Liebault F., Piegay H. (2002). Causes of 20th century channel narrowing in mountain and piedmont rivers of southeastern France, Earth Surface Processes and Landforms, n. 27: 425-444.

39. Luppi L. (2007). Monitoraggio e modellazione dei processi di erosione di sponda. Tesi di Dottorato di Ricerca in Ingegneria Civile e Ambientale, Università di Firenze.

40. Millar R.G. (2000). Influence of bank vegetation on alluvial channel patterns. Water Resources Research, 36 (4): 1109-1118.

41. Mutz M. (2003). Hydraulic effects of wood in streams and rivers. In: Gregory S., Boyer K. & Gurnell A. (Eds), The Ecology and Management of Wood in World Rivers, American Fisheries Society Symposium 37, American Fisheries Society: 93-107.

42. Partheniades E. (1965). Erosion and depostion of cohesive soils, J. Hydr. Div. ASCE 91: 105-139.

43. Piegay H. (2003). Dynamics of wood in large rivers. In: Gregory S., Boyer K. & Gurnell A. (Eds), The Ecology and Management of Wood in World Rivers, American Fisheries Society Symposium, n. 37: 119-133.

44. Piegay H., Gregory K.J., Bondarev V., Chin A., Dahlstrom N., Elosegu A., Gregory S.V., Joshi V., Mutz M., Rinaldi M., Wyzga B. & Zawiejska J. (2005). Public perception as a barrier to introducing wood in rivers for restoration purposes. Environmental Management, 36 (5): 665-674.

45. Pollen N. & Simon A. (2005). Estimating the mechanical effects of riparian vegetation on streambank stability using a fiber bundle model. Water Resources Research, 41, W07025, doi:10.1029/2004WR003801.

46. Pollen, N., Simon, A., Collison, A. (2004). Advances in assessing the mechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on streambank stability. In: Bennett, S.J. & Simon, A. (Eds), Riparian Vegetation and Fluvial Geomorphology, American Geophysical Union, Washington DC: 125-140.

47. Rinaldi M. (2008). Schede di rilevamento geologico di alvei fluviali. In stampa su Il Quaternario.

48. Rinaldi M., Simoncini C. & Sogni D. (2005). Variazioni morfologiche recenti di due alvei ghiaiosi appenninici: il F.Trebbia ed il F.Vara. Geogr.Fis.Dinam.Quat., Suppl.VII, 313-319.Schumm S.A., Harvey M.D. &

Watson C.C. (1984). Incised Channels: Initiation, Evolution, Dynamics, and Control. Water Resources Publication, Littleton, Colorado: 200 pp.

49. Selby M.J. (1982). Hillslope materials and processes. Oxford University Press, Oxford.
50. Simon A., Collison A. (2002). Quantifying the mechanical and hydrologic effects of riparian vegetation on streambank stability. Earth Surface Processes and Landforms, n. 27: 527-546.
51. Simon, A., Hupp, C.R. (1986). Channel widening characteristics and bank slope development along a reach of Cane Creek, West Tennessee. In: Subitzsky, S. (Ed.), Selected Papers in Hydrologic Sciences, U.S.Geological Survey Water-Supply Paper 2290: 113-126.
52. Simon A., Curini A., Darby S.E., Langendoen E.J. (2000). Bank and near-bank processes in an incised channel. Geomorphology, n. 35: 193-217.
53. Simon A. (1989). A model of channel response in disturbed alluvial channels. Earth Surf. Process.Landforms, n. 14: 11-26.
54. Simons D.B., Senturk F. (1977). Sediment transport technology. Water Resources Pubblications, Fort Collins, Colorado.
55. Surian N., Rinaldi M. (2003). Morphological response to river engineering and management in alluvial channels in Italy. Geomorphology, n. 50: 307-326.
56. Thorne C.R. (1990). Effects of vegetation on riverbank erosion and stability. In: Thornes J.B. (Ed), Vegetation and Erosion, Wiley: 125-144.
57. Thorne C.R. (1997). Channel types and morphological classification. In: Thorne C.R., Hey R.D. & Newson M.D. (Eds), Applied Fluvial Geomorphology for River Engineering and Management: 175-222.
58. Thorne C.R. (1998). Stream Reconnaissance Handbook. Geomorphological investigation and analysis of river channels. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, England: 133 pp.
59. Thorne C.R., Hey R.D. (1979). Direct measurements of secondary currents at a river inflexion point. Nature, n. 280: 226-228.
60. Thorne C.R., Tovey N.K. (1981). Stability of composite river banks. Earth Surface Processes and Landforms, n. 6: 469-484.
61. Thorne C.R., Zevenbergan L.W., Pitlick J.C., Rais S., Bradley J.B., Julien P.Y. (1985). Direct measurements of secondary currents in a meandering, sand-bed river. Nature, n. 316: 746-747.
62. Tolhurst T.J., Black K.S., Shayler S.A., Mather S., Black I., Baker K., Paterson D.M., (1999). Measuring the in situ erosion shear strength of intertidal sediments with the Cohesive Strength Meter (CSM). Estuarine, Coastal and Shelf Science, n. 49: 281-294.
63. Tringali A. (2006). Interazioni tra detriti legnosi e processi fluviali. Tesi di Laurea in Ingegneria per l'Ambiente ed il Territorio, Università di Firenze.
64. Wallerstein N., Thorne C.R., Doyle M.W., (1997). Spatial distribution and impact of large woody debris in northern Mississippi. In: Wang, S.S.Y., Langendoen, E.J., Shields, F.D. Jr., (Eds.), Management of Landscapes Disturbed by Channel Incision, Stabilization, Rehabilitation, Restoration, Center for the Computational Hydroscience and Engineering, University of Mississippi, Oxford, MS: 145-150.
65. Wu T.H., McKinnell W.P., Swanston D.N. (1979). Strength of tree roots and landslides on Prince of Wales Island, Alaska. Canadian Geotechnical Journal, 16 (1): 19-33.

Funzioni ecologiche della vegetazione riparia

F. Florineth

9.1 Comportamento di piante legnose su corsi d'acqua

La vegetazione riparia è composta da una grande diversità di piante con differenti forme dell'apparato aereo, con una differente scabrezza dei rami e fogli, con un differente diametro del fusto ecc. Questa diversità causa anche un differente comportamento durante una piena.

Proviamo a suddividere le piante legnose della vegetazione riparia in 3 categorie, sapendo che si tratta di una schematizzazione molto semplificata.

9.1.1 Vegetazione elastica

La vegetazione elastica (flessibile) viene sommersa e piegata verso la sponda durante le piene e protegge così il suolo contro l'erosione.

La velocità dell'acqua, la sezione del deflusso e la portata vengono diminuiti leggermente.

L'elasticità dipende soprattutto dal diametro del fusto, che secondo le nostre ricerche non deve superare ca. i 40 mm (Weitzer, Doppler, Florineth, 2000).

La stagione influisce scarsamente la flessibilità. Durante il periodo vegetativo le piante legnose appaiono più lisce e dense e si piegano più velocemente rispetto a quanto accade d'inverno.

La vegetazione elastica è una vegetazione giovane o derivante da un ringiovanimento tramite taglio a ceduo o da un metodo di ingegneria naturalistica, che crea una crescita molto densa e sottile (come la copertura diffusa con salici o la fascinata ecc.)

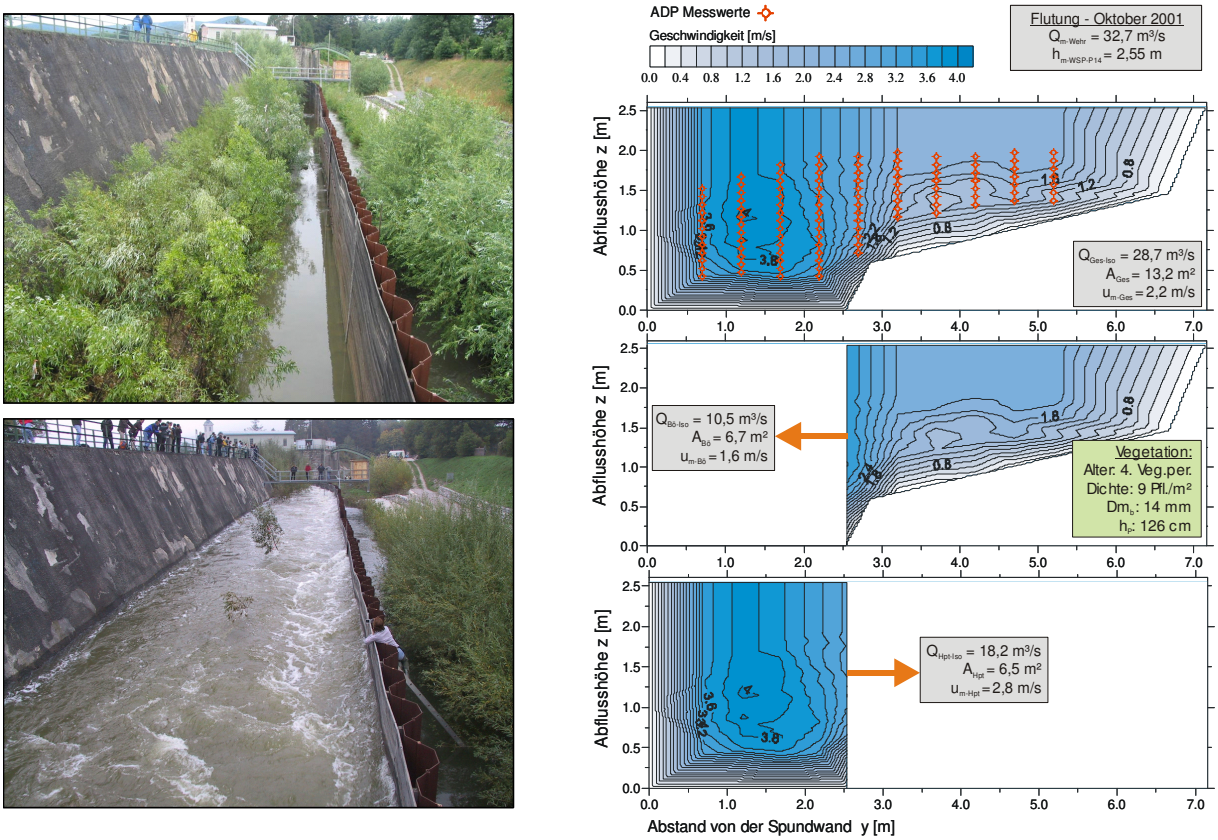


Figura 1 – Tratto sperimentale del fiume Vienna, risultati del deflusso e della velocità dell'acqua durante un'inondazione controllata (Rauch, 2006).

9.1.2 Vegetazione rigida e densa

La vegetazione rigida e densa riduce molto la velocità dell'acqua, che rallentando non crea danni alle sponde. La velocità ridotta e la sezione limitata diminuiscono cioè il deflusso dell'acqua e possono causare un'inondazione delle aree adiacenti a seconda della larghezza dell'alveo e del livello idrico. Questa vegetazione è composta da alberi ed arbusti con una ramificazione bassa. La forma di questa vegetazione è il risultato di uno sviluppo naturale senza intervento di manutenzione e gestione, ma con un grande valore ecologico.

9.1.3 Alberi rigidi e singoli

Alberi singoli con un fusto forte e privo di rami nella parte bassa deviano l'acqua con una grande velocità e creano turbolenze, che a seconda della forma e profondità delle radici possono sradicare l'albero causando non solo una crescente erosione della sponda, ma anche successivi blocchi in tratti molto stretti (per esempio sotto un ponte), dovuti ad alberi trasportati dall'acqua. Questi fenomeni possono essere causati anche da tronchi rigidi, rotti dalla forza della corrente.

Alberi rigidi e singoli sono il risultato di una gestione sbagliata credendo di aprire la sezione per il deflusso dell'acqua e di offrire una sufficiente funzione ecologica. Alberi rigidi e singoli derivano anche da uno sviluppo di piante straniere come robinie, che si espandono soffocando le piante circostanti.

L'unico metodo per eliminare le robinie è il taglio della corteccia sul intero fusto per un'altezza di 50 cm nel periodo vegetativo (soprattutto in aprile e maggio) per lasciar morire la pianta, che viene tolta dopo un anno. Il taglio a ceduo delle robinie (anche nel periodo vegetativo) favorisce invece uno sviluppo di nuovi polloni, che soffocano con una maggior forza le vegetazione circostante.

Solo due tipi di piante legnose come vegetazione riparia offrono la funzione protettiva:

- piante elastiche e flessibili;
- piante rigide e dense.

9.1.4 Calcoli idraulici per corsi d'acqua con sponde vegetate

I calcoli più semplici della velocità dell'acqua vengono eseguiti con la formula di Strickler (1923):

$$V_m = k_{ST}\ R^{2/3}\ I^{1/2}$$

V_m = velocità media
k_{ST} = coefficiente di scabrezza
R = raggio idraulico, calcolato come A/U = area di sezione/perimetro bagnato
I = livello idrico

Importante è il valore del coefficiente di scabrezza, che a seconda della qualità e forma delle piante viene definito nel modo seguente:

- piante legnose flessibili e sommerse: 25 – 30 (Indlekofer, 2003);
- piante legnose flessibili e in gran parte sommerse: 16 – 20 (Rauch, 2006);
- piante legnose rigide e dense: 3 – 4 (Indlekofer, 2003);
- tappeto erboso sommerso (graminacee e erbe): 30 – 40 (Strickler, 1923).

I nuovi calcoli idraulici usano la formula di Darcy-Weisbach (vedi Rauch, 2006) per il calcolo della velocità dell`acqua:

$$V_m = 8g^{1/2}/\lambda\ \ R^{1/2}\ I^{1/2}$$

λ = coefficiente di resistenza;
g = accelerazione di gravità.

Il coefficiente di resistenza (λ) viene calcolato da diversi autori in modo differente. Secondo le ricerche del mio collaboratore Hans Peter Rauch (2006) sul tratto sperimentale del fiume Vienna la formula di Mertens è più vicina ai processi idraulici naturali:

$$\lambda_p = 4\ C_p\ h_p\ d_p\ \cos\alpha/(a_x\ a_y)$$

λ_p = coefficiente di resistenza delle piante
h_p = altezza delle piante
d_p = diametro delle piante
α = pendenza della scarpata
C_p = coefficiente di resistenza della singola pianta = 1,5
a_x = distanza delle piante nella direzione fluviale
a_y = distanza delle piante a 90° alla direzione fluviale.

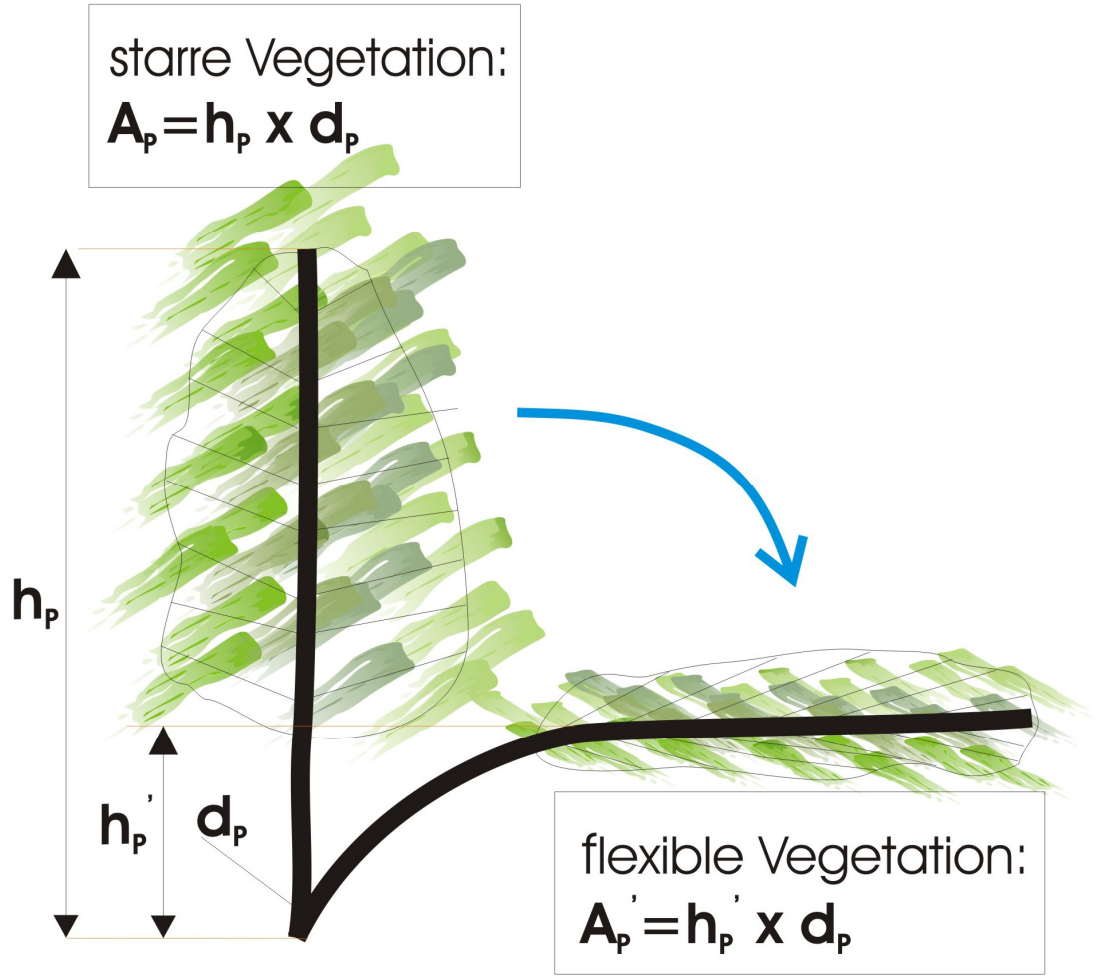


Figura 2 – Piante legnose, flessibili e sommerse dimostrano un coefficiente di resistenza (λ) molto minore in confronto di alberi rigidi: Per il calcolo giusto del λ si deve usare l'altezza sommersa delle piante (Rauch, 2006).

H. P. Rauch (2006) ha modificato la formula di MERTENS prendendo l'altezza (λ_p') delle piante sommerse e non quella delle piante erette (dritte).

I risultati delle piante sommerse sono molto più bassi (λ_p' = 0,120 – 0,282) in confronto delle piante erette secondo la formula di MERTENS (λ_p' = 0,705 – 0,887).

I nuovi calcoli di RAUCH dimostrano, che le piante legnose flessibili lasciano passare una grande quantità di acqua diminuendo poco la velocità e il deflusso e offrendo un'ottima protezione del suolo piegandosi verso la sponda.

Questi risultati lasciano sperare che in futuro si piantino più arbusti che alberi sulle sponde per risparmiare interventi di gestione della vegetazione riparia e per garantire il necessario deflusso dell'acqua.

Inoltre è da sperare che si aumentino gli interventi del taglio a ceduo sia di alberi rigidi singoli sia di tratti continui rigidi e densi per diminuire ed impedire futuri danni, che creano inondazioni ed erosioni delle sponde.

9.2 L'effetto delle piante per il consolidamento di pendii

La stabilità di un pendio, di un argine o di una scarpata dipende dalla:

- geometria;
- qualità del fondo (densità, coesione, angolo di attrito …);
- carico;
- vegetazione;

Gli effetti della vegetazione sono due:

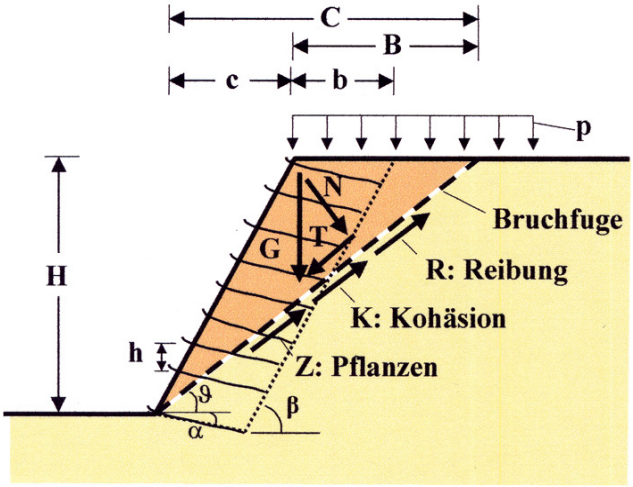
- effetto meccanico;
- effetto drenante.

L'effetto meccanico, che stabilizza il terreno tramite radici o fusti interrati, dipende dalla

- resistenza alla compressione e alla rottura. Astoni o talee forti di salice dimostrano una tale alta resistenza;
- resistenza alla trazione e allo sfilamento. Latifoglie radicate a un sottile diametro dimostrano una tale alta resistenza.

L'effetto meccanico viene calcolato tramite la capacità di portata (*Z*).

Bernd Schuppener (1994 e 2003) ci ha dato dei buoni esempi per calcolare la stabilità di gradonate vive misurando la resistenza allo sfilamento e calcolando la capacità di portata come effetto meccanico delle piante.



R= attrito

K= coesione

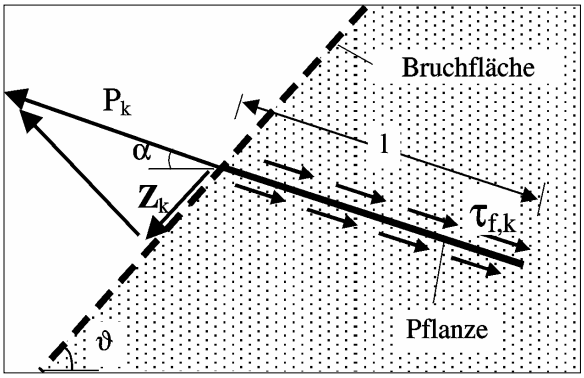
Z= capacità di portata delle piante

T= forza tangenziale

?= coefficiente di sicurezza

$$\eta = \frac{R+K+Z}{T} \qquad Z = 1{,}4 \cdot T - R - K$$

Figura 3 – Consolidamento di un versante franoso (Schuppener, 2003).



P_K = resistenza allo sfilamento

Z_K = capacità di portata delle piante

$$\mathbf{Z_k = P_k \cdot \cos(\alpha + \vartheta)}$$
$$\mathbf{Z_k = \pi \cdot D \cdot L \cdot \tau_{f,k} \cdot \cos(\alpha + \vartheta)}$$

Figura 4 – Capacità di portata delle piante (Schuppener, 2003).

L'effetto drenante causa un prosciugamento del terreno, che è calcolabile tramite un incremento della coesione (c′ = coesione del terreno senza piante, c_R = coesione respiratoria), una diminuzione della tensione dell'acqua interstiziale (*u*) e un incremento dell'angolo di attrito intero (*φ*).

La tensione normale è variabile e dipende dalla granulometria, densità e il peso del terreno.

La resistenza al taglio è data dalla seguente formula:

$\tau_f = c' + c_R + (б - u) * \tan \varphi$

Rolf Katzenbach (2005) ha calcolato la stabilità di un argine ferroviario vegetato. Secondo le sue indagini e ricerche della capacità respiratoria delle piante tramite tensiometri Katzenbach dimostra che l'aumento della sola coesione raddoppia la stabilità dell'argine ferroviario, gettato 100

anni fa solo con sabbia.

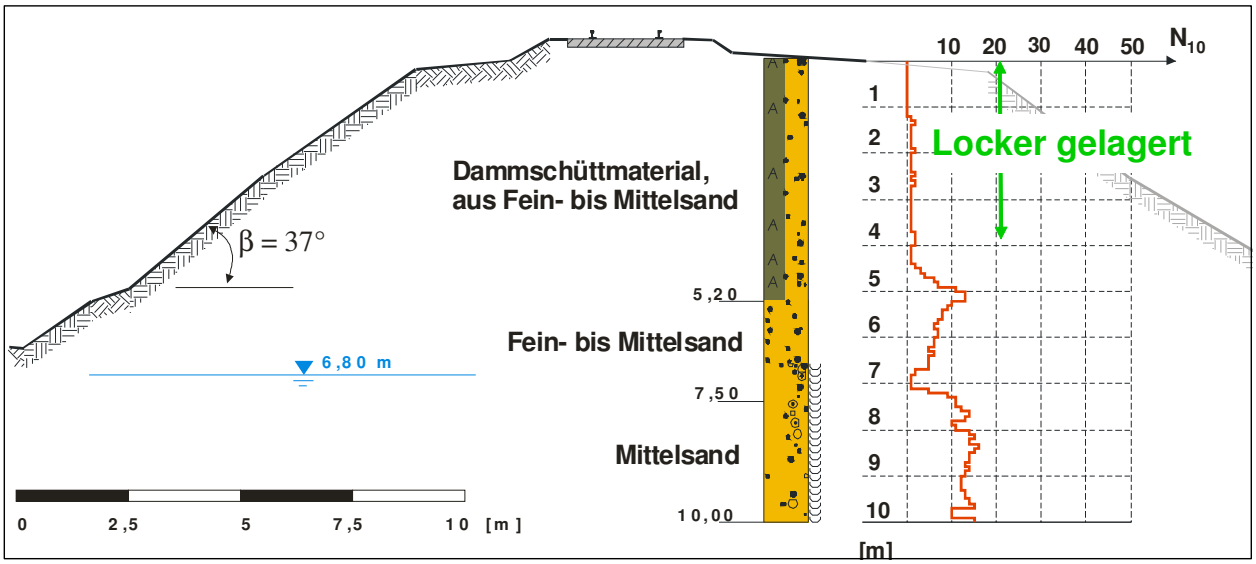


Figura 5 – Ricerche sulla stabilità di un argine ferroviario di un'età di 100 anni in Germania (Katzenbach, 2005).

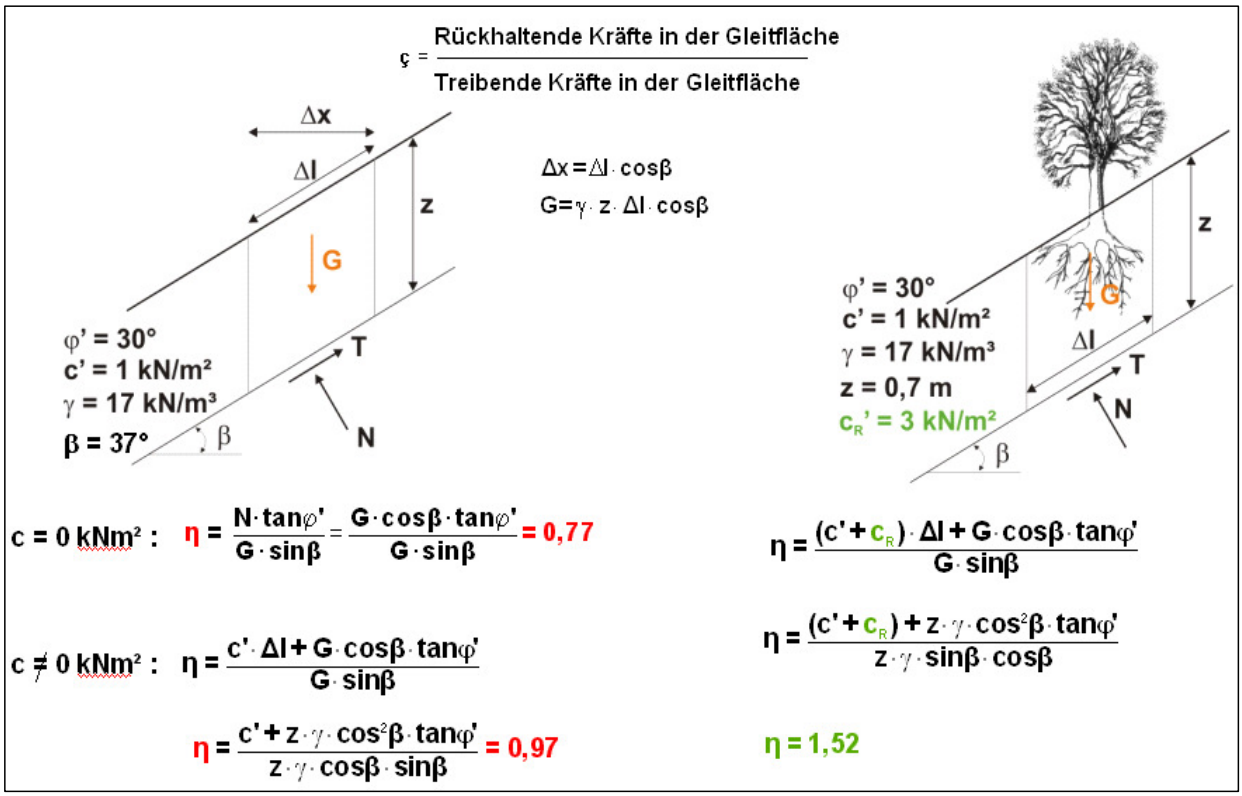


Figura 6 – Raddoppio della stabilità dell'argine tramite l'aumento della coesione (Katzenbach, 2005).

Bibliografia

1. Florineth F. (2004). Pflanzen statt Beton – Handbuch zur Ingenieurbiologie und Vegetationstechnik. Patzer Verlag Berlin – Hannover, ISBN 3-87.617-107-5
2. Indlekofer H.M.F. (2003). Abschätzung der hydraulischen Wirkung von Vegetation bei Ansatz der Strickler-Formel. Mitt. der Gesellschaft für Ingenieurbiologie e.V., Heft 21, S: 2-11
3. Katzenbach R., Werner A. (2005). Experimentelle Untersuchungen zur Sicherheitsproblematik von historischen

Bahndämmen.Österreichische Geotechnik - Tagung - Tagungsbeiträge, Hrsg. Österr. Ingenieur und Architektenverein: 381–400.

4. Rauch H.P. (2006). Hydraulischer Einfluss von Gehölzstrukturen am Beispiel einer ingenieurbiologischen Versuchstrecke am Wienfluss. Guthmann-Peterson Verlag Wien – Müllheim, ISBN 10-3-900. 782-53-9.
5. Schuppener B. (2003): Geotechnische Bemessung von Böschungssicherungen mit Pflanzen. 4. Österreichische Geotechniktagung – Tagungsbeiträge, Hrsg. Österr. Ingenieur - und Architektenverein: 55–70.
6. Strickler A. (1923). Beiträge zur Frage der Geschwindigkeitsformel und der Rauhigkeitszahlen für Ströme, Kanäle und geschlossene Leitungen. Eidgen. Departement des Inneren. Mitt. des Amtes für Wasserwirtschaft, Bern, n. 16.
7. Weitzer CH., Doppler F., Florineth F. (2000). Untersuchungen über die Wirksamkeit von Pflanzen in Einzugsgebieten des Forsttechnischen Dienstes der Wildbach- und Lawinenverbauung. Zeitschrift Wildbach- und Lawinenverbau, n. 142: 7–27.

Interazione tra vegetazione e corrente

F. Preti[1]

10.1 Premessa

La valutazione della resistenza al moto in avei vegetati è oggetto di continuo interesse sia per la pianificazione della manutenzione degli ecosistemi fluviali e per la realizzazione di opere vive in condizioni di sicurezza idraulica e di stabilità delle sponde sia per la necessità di ridurre i costi degli interventi o di recuperare risorse dalla biomassa (Baronti et al., 2007).

È noto che, in alvei vegetati, la resistenza al moto varia per la mutua interazione fra corrente e vegetazione (velocità, grado di sommersione, densità e tipologia delle piante).

La modellistica classica richiede sia la valutazione di una scabrezza equivalente in sezioni composite a scabrezza eterogenea dovuta alla vegetazione che può essere distinta fra erbacea (altezze limitate e flessibilità elevata), arbustiva (altezza paragonabile a quella del tirante idrico e flessibilità ancora rilevante) e vegetazione arborea (altezza elevata e flessibilità limitata se le piante superano una certa età).

Nella letteratura scientifica si hanno contributi relativi ad indagini di laboratorio, solitamente riferibili ai casi di vegetazione flessibile omogenea sommersa, mentre più rare risultano le indagini relative a casi di studio reali e di recente sono stati proposti approcci anche bi- o tri-dimensionali che richiedono un numero elevato di parametri (ad es. Arcement et al., 2001; Bellezza et al., 2005; Carollo et al., 2005; Copeland, 2000; Escarameia et al., 2002; Fathi-Moghadam e Kouwen, 1997; Fischernich e Dudley, 2000; Freeman et al., 2000; Helmio et al., 2004; Järvelä et al., 2002, 2002 b, 2004; Jordanova e James, 2003; Kean e Dungan Smith, 2005; Kouwen e Fathi-Moghadam, 2000; Meijer e Velzen, 1999, Raffaelli et al., 2002; Rauch, 2006; Righetti e Armanini, 2002; Righetti et al., 2004; Soong e Hoffmann, 2002; Szoszkiewicz et al., 2003; Vionnet et al., 2005 in Chiaradia et al., 2007; Wilson et al., 2006).

Il problema di quali dati misurare e come rilevarli è importante per una corretta definizione e schematizzazione del problema.

10.2 Strumenti modellistici

I modelli dovrebbero consentire, in campo applicativo, di risolvere il problema della valutazione del sovralzo idrico in presenza di vegetazione per portate di assegnato tempo di ritorno e sono in corso studi di questa natura (Darby e Thorne, 1996; Darby, 1999; Guarnieri e Preti, 2005; Baronti et al., 2007; Guarnieri e Preti, 2007).

Considerando una sezione composita a scabrezza eterogenea, di norma, si adotta una distinzione semplificata tra due forme vegetative principali (erbacea ed arborea) per elementi rispettivamente flessibili e con risposta rigida. Nella prima categoria si includono le piante erbacee, caratterizzate da altezze limitate ed elasticità elevata, distinte tra piante vive (verdi ed in crescita) e piante morte (secche e/o piegate) e descritte da un parametro di altezza. Nella seconda categoria si includono quelle con abito legnoso, caratterizzate da altezza elevata ed elasticità limitata, specificandone struttura orizzontale (disposizione casuale, a gruppi, parallela alla corrente) e descritte dai parametri di diametro e distanza media. Un aspetto da indagare è quello della presenza di vegetazione mista (analisi del "sottobosco") considerando anche che la distinzione fra i diversi casi non è detto che sia netta.

I dati da valutare nel caso di vegetazione "erbacea" sono dunque: specie, altezza erba, stelo rigido/flessibile, densità delle piante, elasticità e flessibilità (diametro degli steli). Il coefficiente adimensionale di Darcy-Weisbach (indicato con f o λ), legato al coefficiente di scabrezza di Manning n dalla relazione $n = R^{1/6} (f/8g)^{1/2}$ da cui è ricavabile il coefficiente di resistenza di Chézy $C = 1/n\ R^{1/6}$, è esprimibile con l'equazione di Colebrook-White:

$$\frac{1}{\sqrt{f}} = a + c \cdot \log\frac{R}{k}$$

espressione logaritmica i cui parametri sono calcolabili dalla stima di una velocità di attrito critica. Secondo Kouwen (1988),

nel caso di vegetazione eretta si ha:

a=0,15

c=1,85

[1] Tratto e rielaborato da "Corsi d'acqua e vegetazione: tecniche di parametrizzazione mediante analisi di dati lidar" (G. Forzieri, L. Guarnieri, F. Castelli, F. Preti, 2008) in Atti del 31° Convegno Nazionale di Idraulica e Costruzioni Idrauliche, Perugia, 9-12 settembre 2008, alla cui stesura ha partecipato anche l'autore del presente documento.

mentre nel caso di vegetazione prona

a=7,6÷9,9

c=0,6÷0,8

$k = 0{,}14\ h\ [(MEI/\tau)^{0,25} / h]^{1,59}$

dove k è l'altezza della vegetazione flessa [m], h è l'altezza locale della vegetazione [m], τ è lo sforzo di taglio [N/m^2], *MEI* è detto "rigidezza aggregata" (M = densità relativa delle piante pari a numero piante per unità di area [m^{-2}], E = modulo di elasticità di Young medio degli steli e delle foglie [Pa], I = momento d'inerzia medio degli steli e delle foglie [m^4] determinato con:

$MEI = 319\ h^{3,3}$ per erba verde e in crescita

$MEI = 25{,}4\ h^{2,26}$ per erba piegata o morta

$MEI = 233\ h^{3,15}$ media dei casi precedenti

Si è valutato che il primo andamento di *MEI* con h potrebbe estendersi al caso di arbusti flessibili, anche grazie alla tendenza a ridursi di M al crescere della pianta (del diametro d e quindi I): a titolo di esempio, si riporta la relazione ricavata considerando l'evoluzione temporale di un intervento di sistemazione spondale sul fiume Serio (elaborazione da Molon, 2007)

$MEI = 360\ h^{3,5}$ copertura diffusa salici

Si ricorda, a tale proposito, che il motivo di utilizzare il parametro *MEI* è proprio dovuto alla difficoltà di misurare separatamente M, E ed I e che esso tiene conto del fatto che un aumento di M ha effetti simili ad un aumento della rigidità (EI) delle singole piante, in accordo con il criterio di Kouwen (1988).

Sovente la vegetazione spondale non si trova nelle condizioni di completa o rilevante sommergenza in cui sarebbe possibile considerare la distribuzione logaritmica della velocità secondo Kouwen e recenti rivisitazioni (Raffaelli et al., 2002; Carollo et al., 2005). Nel caso di vegetazione rigida sommersa si potrebbe considerare un modello bi-strato (Armanini e Righetti, 1998), per cui le grandezze della vegetazione da conoscere sono la densità delle piante M, l'area sommersa della singola pianta Ap ed il coefficiente di drag Cd.

Nel caso di vegetazione "flessibile", esistono modelli come quello di Freeman et al. (2000) che stimano la scabrezza in funzione del modulo di elasticità E, la sezione di base del fusto As, l'altezza di vegetazione h_v.

I dati da conoscere relativi ai "cespugli" sono, secondo lo stesso Freeman, 2000 e Copeland, 2000: specie, area complessiva delle sezioni trasversali dei rami o tronchi dell'arbusto o cespuglio misurata all'altezza $h/4$, diametro della chioma, diametro della pianta misurato a $h/4$, altezza della vegetazione, numero di piante per unità di area.

Per quanto concerne la vegetazione "rigida", le informazioni riguardano: specie, diametro tronco, diametro minimo dei rami (Jarvela, 2004), altezza tronco ramo di ordine maggiore (Jarvela, 2004), altezza chioma, *LAI* (Leaf Area Index), peso specifico, modulo di elasticità, massa totale, spaziatura con disposizione parallela o casuale (Thompson e Roberson, 1976), proiezione chioma. Per i salici si richiedono (Jarvela, 2004): rapporti di biforcazione, numero di ordini, numero di rami di ordine m, diametro medio del ramo di ordine m. Nel caso di vegetazione arborea o legnosa, in genere parzialmente sommersa, la resistenza idrodinamica esercitata da una singola pianta rigida F può essere sommata a quella delle altre piante e aggiunta a quella esercitata dal contorno bagnato, secondo Petryk e Bosmanjiian (1975), risultando proporzionale al quadrato della velocità della corrente v, ad un coefficiente di resistenza idrodinamica C variabile fra 1 e 1,5 ed alla sezione di ingombro media Av della pianta stessa:

$F = \gamma\ v^2\ C\ A_v / 2g$

Nel caso di vegetazione arbustiva, invece, la proporzionalità con la velocità v è lineare, risultando sostanzialmente costante il prodotto $v\ C\ A_v$.:

$F = K\ v / 2g$

La vegetazione flessibile, all'aumentare della velocità tende a divenire più streamlined ossia a mutare la sua forma per effetto della riduzione di A_v dovuta all'inflessione e di C e, pertanto il coefficiente di scabrezza diminuisce al crescere della velocità e quindi il sovralzo idrico si riduce rispetto a quello che si calcolerebbe considerando la vegetazione rigida.

Nel caso di vegetazione "legnosa", secondo Darby, 1999 si considera il rapporto tra la velocità intorno al tronco (u_w), che dipende dal diametro delle piante (d) e dalla loro relativa spaziatura (s), e la velocità media della corrente (u), calcolando il coefficiente f di Darcy-Weisbach secondo la formula:

$$f = 8 \cdot \frac{g \cdot R \cdot i}{u_w^2}$$

dove u_w è la velocità della corrente intorno al tronco [m/sec] calcolata secondo le equazioni seguenti (Thomson e Robertson, 1976 da dati di

Fenzel):

$u_w/u = 1{,}06\ (s/d)^{0{,}04}$ per $4 \leq s/d \leq 10$
$u_w/u = 0{,}93\ (s/d)^{0{,}015}$ per $10 \leq s/d \leq 100$

per la disposizione parallela alla corrente:

$u_w/u = 0{,}48\ (s/d)^{0{,}14}$ per $4 \leq s/d \leq 20$
$u_w/u = 0{,}70\ (s/d)^{0{,}08}$ per $20 \leq s/d \leq 100$

Tali espressioni sarebbero assai utili per pianificare gli interventi di taglio selettivo della vegetazione comparendo i parametri spaziatura *s* e diametro *d* (Guarnieri e Preti, 2005 e 2007), ma è opportuno considerare che il rapporto u_w/u terrebbe conto solo dell'effetto scia e non del rigurgito a monte in corrente lenta e quindi non consentirebbe una valutazione diretta del sovralzo idrico (Pasche e Rouvé, 1985).

Il parametro *MEI* considerato secondo Wark in Darby, 1999 come limite per il passaggio dal caso di vegetazione erbacea a quello di vegetazione legnosa ($200N/m^2$) corrisponderebbe ad un'altezza della vegetazione compresa fra 0,9 e 2,5 m (valore medio 1,7 m) secondo le equazioni di Kouwen.

Considerando il valore del modulo *E* di elasticità di Young (ad es. del salice) ed il momento di inerzia di un cerchio, questo limite corrisponderebbe, ad una spaziatura fra le piante di 5 m per un diametro del fusto di 2 cm (valore di effettiva flessibilità per il salice) o di 20 m per 4 cm (valore di rigidità secondo Weitzer et al., 1988 e 2000 in Florineth e Molon, 2005).

Questi aspetti sono da approfondire, in considerazione della manutenzione e della selezione naturale delle piante in coperture diffuse (ad es. Molon, 2007 rileva, a 5 anni dalla realizzazione dell'opera di difesa spondale, densità variate da circa 20 a 6 piante/m2 quindi spaziatura da circa 0,2 m a 0,4 m con diametro medio variato da meno di 1 cm a circa 3 cm, con aumento dallo 0 a circa il 30% delle piante "rigide" con diametro maggiore di 4 cm).

Si ricordano, infine, anche i seguenti aspetti da tenere in debita considerazione:

- possibilità di classificare le formazioni vegetali ripariе o porzioni di esse come "flessibili" o "rigide" in ogni caso;
- importanza del rapporto di forma *b/h* che, solo se inferiore a 10, comporta effetti dovuti alla vegetazione oltre il 10% in termini di riduzione della capacità di smaltimento e di sovralzo idrico (Guarnieri e Preti, 2005 e 2007);
- scelta del criterio per la stima della scabrezza equivalente caso di scabrezza eterogenea (fra ben 17 diversi secondo Yen, 2002);
- resistenza all'interfaccia liquida fra porzioni di sezione idrica (Righetti et al., 2004; Wilson et al., 2006).

Bibliografia

1. Andersen H.E., Mc Gaughey R., Reutebuch S.E. (2005). Estimating forest canopy fuel parameters using LIDAR data, Remote Sensing of Environment 94 (2005): 441–449.
2. Arcement G.J., Schneider V.R. (1989). Guide for selecting Manning's roughness coefficients for natural channels and flood plains, Water-Resour. Paper 2339, U.S. Geological Survey, Washington D.C.
3. Arcement G.J., Schneider V.R. (2001). Guide for Selecting Manning's Roughness Coefficients for Natural Channels and Flood Plains, U. S. Geological Survey, Water Supply Paper 2339.
4. Armanini A., Righetti M. (1998). Resistenza al moto in alvei vegetati a scabrezza eterogenea, XXVI Convegno di Idraulica e Costruzioni Idrauliche, Catania, 9-12 settembre 1998.
5. Autorità di Bacino del Fiume Serchio (2006). Dati rilievo Lidar e Ortofoto colore, Tratto Campia-Calavorno.
6. Barnes H. (1967). Roughness characteristics of natural channels, U. S. Gov.nment Printing Office, Washington.
7. Baronti F., Bianchi L., Calamini G., Guarnieri L., Maltoni A., Paci M., Preti F., Salbitano F., Tani A. (2007). Biomassa e gestione della vegetazione di sponda: il caso del Torrente Ripopolo (LI). Italia Forestale e Montana, n. 5/6: 355-368.
8. Bellezza M., Nasini L., Casadei S., Standardi A. (2005). Watercourse maintenance: a look at the plants and the hydrology of a case study on the Tiber River. River Basin Management III: 443-454.
9. Carollo F.G., Ferro V., Termini D. (2005). Flow Resistance Law in Channels with Flexible Submerged Vegetation. J. Hydr. Div., ASCE, 131 (7): 554-564.
10. Chang H.H. (1992). Fluvial Processes in River Engineering, Krieger Publ. Co., Malabar.
11. Chen C. (1976). Flow resistance in broad shallow grassed channels., J. Hydr. Eng., ASCE, 102(3): 307-322.
12. Chen Q., Balocchi D., Gong P. and Kelly M. (2006). Isolating Individual Trees in a Savanna Woodland Using Small

Footprint Lidar Data, Photogrammetric Engineering & Remote Sensing, Vol. 72, n. 8: 923–932.

13. Chiaradia E. A., Bischetti G. B. (2007). Calcolo della portata in alvei vegetati: interpretazione dei diagrammi di Kauch tramite l'applicazione di modelli mono-dimensionali. In Atti del Convegno I Sezione AIIA, Milano, 27-28 marzo 2007.
14. Copeland R. (2000). Determination of Flow Resistance Coefficients Due to Shrubs and Woody Vegetation. Technical Report, U.S. Army Corps of Engineers.
15. Darby S. (1999). Effect of riparian vegetation on flow resistance and flood potential. J. Hydr. Div., ASCE, 125 (5): 443-453.
16. Darby S., Thorne C. R. (1996). Predicting stage-discharge curves in channels with bank vegetation. J. Hydr. Div., ASCE, 122 (10): 583-586.
17. Darby S.E. (1995). A computer program for prediction of stage-discharge. Users Manual, Dipartimento di Ingegneria Civile, Università degli Studi di Firenze.
18. Davis C.V., Sorensen K.E. (1969). Handbook of Applied Hydraulics, McGraw-Hill Book Co.
19. Dudley S.J., Charles D.B., Steven R. Abt e Craig Fischenich J. (1988). Comparison of methods for measuring woody riparian vegetation density, Journal of Arid Environments, n. 38: 77–86.
20. DVWK (1991). Hydraulische Berechnung von Fließgewässern, Merkblätter 220, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e V.
21. Escarameia M., Gasowski Y., May R. (2002). Grassed drainage channels hydraulic resistance characteristics, Water Marit. Eng, 154 (4): 333–341.
22. Fathi-Moghadam M., and Kouwen N. (1997). Non-rigid, non-submerged, vegetation roughness in flood plains, J. Hydr. Engrg., ASCE, 123 (1): 51–57.
23. Fenzl N., Davis J.R. (1964). Hydraulic resistance relationships for surface flows in vegetated channels., Transactions, American Society of Agricultural Engineers, 7(1): 46-55.
24. Fischernich J.C. (1997). Hydraulic Impacts of Riparian Vegetation; Summary of Literature. U.S. Army Corps of Engineers, Technical Report EL-97-9, Washington, D.C.
25. Fischernich C. (2000). Resistance Due to Vegetation. Technical Note EMRRP SR-07.
26. Fischernich C. and Dudley S. (2000). Determining Drag Coefficients and Area for Vegetation. Technical Note EMRRP SR-08.
27. Flippin-Dudley S.J., Abt S.R., Bonham C.D., Watson C.C., and Fischernish J.C. (1998). Evaluation of Flow-Resistance Equations for Vegetated Channels and Floodplains. U.S.
28. Florineth F. (2007). Calcoli idraulici e statici delle tecniche in verde, Convegno nazionale AIPIN Innovazioni biotecniche nei settori infrastrutturali e della difesa del suolo, Colombaro di Corte Franca - 14 e 15 giugno 2007.
29. Florineth F., Meixner H., Rauch H.P., Vollsinger S., 2003, Prove di forza. ACER, n. 2: 73-78.
30. Florineth F., Molon M. (2005). Dispensa di ingegneria naturalistica, Istituto di Ingegneria Naturalistica e Costruzione del Paesaggio, Univ. di Bodenkultur, Vienna: 144 pp.
31. Forzieri G., Guarnieri L., Castelli F., Preti F., Vivoni E. (2008). Remote sensing derived woody structural parameters in riparian corr idors. In ECRR 4th International Conference on River Restoration, Venice, 16-21 June 2008: 8 pp.
32. Forzieri G., Guarnieri L., Castelli F., Preti F. (2008). Multiple Attribute Decision-Making for Individual Tree Detection using High-resolution Laser Scanning, submit to IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, in refering.
33. Freeman G.E., Rahmeyer W.H., Copeland R.R. (2000). Determination of resistance due to shrubs and woody vegetation" Technical Report, U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.
34. Gertsgraser C. (1999). Wirksamkeit ingenieurbiologischer Bauweisen an Fliessgewassern, Convegno EFIB Trieste: 39-45.
35. Gonzalez R.C., Wood R.E. (2006). Digital Image Processing using MATLAB, Pretience-Hall.
36. Guarnieri L., Preti F. (2005). Criteri per

la manutenzione della vegetazione ripariale di corsi d'acqua collinari e montani. In Atti del VIII Convegno Nazionale "L'ingegneria agraria per lo sviluppo sostenibile dell'area mediterranea", Università degli Studi di Catania, Associazione Italiana per Ingegneria Agraria (AIIA), Catania, 27-30 giugno 2005.

37. Guarnieri L., Preti F., Bianchi L., Calamini, G., Maltoni A. (2007). Manutenzione di un corso d'acqua in area costiera: interazione tra vegetazione riparia e corrente idrica. In Atti 1a sez. AIIA 2007: Milano, 27-28 marzo 2007.
38. Guarnieri L., Preti F. (2007). Modellazione idraulica degli effetti dovuti alla gestione della vegetazione riparia, Quaderni di idronomia montana, n. 27/1: 433-445
39. Gurnell A. M. at al. (2002). Large wood retention and fluvial processes. Freshwater Biology, 47 (4): 601-619.
40. Helmio T. (2004). Flow resistance due to lateral momentum transfer in partially vegetated rivers, Water Resources Research, Vol. 40, W05206, doi:10.1029/2004WR003058.
41. Järvelä J. (2002). Determination of flow resistance of vegetated channel banks and floodplains. In River Flow 2002 (Eds. Bousmar, D. and Zech,Y.), Swets & Zeitlinger, Lisse: 311–318.
42. Järvelä J. (2002). Flow resistance of flexible and stiff vegetation: a flume study with natural plants, J. Hydrol., 269 (1–2): 44–54.
43. Järvelä J. (2004). Determination of flow resistance caused by nonsubmerged woody vegetation. Int. J. River Basin Manage. 2 (1): 61–70.
44. Jordanova A.A., James C.S. (2003). Experimental study of bed load transport through emergent vegetation. J. Hydr. Eng. 129 (6): 474–478.
45. Kadlec, Robert H. (1990). Overland Flow in Wetlands: Vegetation Resistance. Journal of Hyd. Div. Engr., ASCE 116 (5): 691-706.
46. Kauch P. (1988). Le barriere dell'acqua, ACER, n. 3: 70-73.
47. Kean J., Dungan Smith J. (2005). Generation and verification of theoretical rating curves in the Whitewater River basin, Kansas, Journal of Geophysical Research, Vol., 110, F04012, doi:10.1029/2004J, F000250.
48. Kouwen N. (1988). Field estimation of the biomechanical properties of grass. J. Hydraulic Res. 26 (5): 559–568.
49. Kouwen N. (1992). Modern approach to design of grassed channels. J. Irrigation and Drainage Engineering, ASCE, 118(5): 733-743.
50. Kouwen N., Fathi-Moghadam M. (2000). Friction factors for coniferous trees along rivers. J. Hydraulic Eng. 126 (10): 732–740.
51. Kouwen N., Li R.M. (1980). Biomechanics of Vegetative Channel Linings. Journal of the Hydraulics Division, Proceedings of the ASCE 106 (6): 1085-1103.
52. Kouwen N., Li R.M., Simons D.B. (1980). Velocity measurements in a channel lined by flexible plastic roughness elements., Dept. of Civil Eng., Colorado State University, Fort Collins, Colorado.
53. Kouwen N., Li R.M., Simons D.B. (1981). Flow resistance in vegetated waterways. Trans. ASAE, 24 (3): 684-698.
54. Kouwen N., Unny T. E. (1973). Flexible roughness in open channels., J. Hydr. Div., ASCE, 99(5): 713-728.
55. Li R.M., Shen H.W. (1973). Effect of tall vegetations on flow and sediment., J. Hydr., Div., ASCE, 99 (HY5): 793-814.
56. Maltamo M., Mustones K., Hyyppa J., Pitkanen J. & Yu X. (2004). The accuracy of estimating individual tree variables with airborne laser scanning in a boreal nature riserve, Can. J. For. Res. 34: 1791–1801.
57. Masterman R., Thorne C.R. (1992). Predicting influence of bank vegetation on channel capacity. J. Hydr. Div., ASCE, 118 (7): 1052-1058.
58. McMahon T. A. (1975). The mechanical design of trees, Sci. Am., n. 233: 92–102.
59. Meijer D.G. and Van Velzen E.H. (1999). Prototype-scale flume experiments on hydraulic roughness of submerged vegetation, Proceedings of the 28th IAHR Congress. Graz, Austria.
60. Melville B.W., Coleman S.E. (2000). Bridge Scour, Water Resources Publications, LLC.
61. Molon M. (2007). Studio dello sviluppo

dei salici in una copertura diffusa sul fiume Serio in relazione alla necessità di eseguire delle opere di manutenzione, Convegno nazionale AIPIN Innovazioni biotecniche nei settori infrastrutturali e della difesa del suolo, Colombaro di Corte Franca, 14 e 15 giugno 2007.

62. Motayed A.K., Krishnamurthy M. (1980). Composite roughness of natural channels. , J. Hydr. Div., ASCE, 106 (HY6): 1111-1115.
63. Myers W.R.C. (1982). Flow resistance in wide rectangular channels., J. Hydr. Div., ASCE, 108 (HY4): 471-482.
64. Naot D., Nezu I., Nakagawa H. (1993). Calculation of compound open channel flow., J. Hydr. Eng., ASCE, 119 (12): 1418-1426.
65. Naot D., Nezu I., Nakagawa H. (1993). Hydrodynamic behaviour of compound rectangular open channels., J. Hydr. Eng., ASCE, 119 (3): 390-408.
66. Naot D., Nezu I., Nakagawa H. (1996). Hydrodynamic behavior of partly vegetated open channels., J. Hydr. Div., ASCE, 122 (11): 625-633.
67. Nässet E. (1997). Estimating timber volume of forest stands using airborne laser scanner data, Remote Sensing of Envi-ronment, n. 61: 246-253.
68. Niklas K.J., Moon F.C. (1988). Flexural stiffness and modulus of elasticity of flower stalks from Allium sativum as measured by multiple resonance frequency spectra, Am. J. Botany, 75 (10): 1517–1525.
69. Pasche E., Rouvé G. (1985). Overbank flow with vegetatively roughened flood plains. J. Hydr. Engrg. 111 (9): 1262–1278.
70. Petryk S., Bosmajian G.B. (1975). Analysis of flow through vegetation, J. Hydr. Div. ASCE, 101 (7): 871–884.
71. Popescu A.C., Zhao K. (in press). A voxel-based lidar method for estimating crown base height for deciduous and pine trees, Remote Sensing of Environment.
72. Popescu S.C., Wynne R.H. and Nelson R.F. (2002). Estimating plot-level tree heights with lidar: local filtering with a canopy-height based variable window size, Computers and Electronics in Agriculture, vol. 37: 71-95.
73. Provincia di Lucca (2007). Carta ecologica dell'area di studio, Progetto BVM – Valutazioni ambientali.
74. Raffaelli S., Domenichini F. and Solari L. (2002). Resistenza al moto in un alveo vegetato: indagine sperimentale di laboratorio. In XXVIII Convegno nazionale di costruzioni idrauliche, Vol. 5.
75. Rauch H.P. (2000). Belastung von ingenieurbiologischen Bauweisen am Beuspiel der Versuchsstrecke am Wienfluss, Nr. 2 April 2000, ISSN 1422-008.
76. Rauch H.P. (2006). Hydraulischer Einfluss von Geholzstrukturen am Beispiel einer ingenieurbiologischen Versuchsstrecke am Wienfluss, BOKU, Guthmann-Peterson, Wien.
77. Ree W.O., Palmer V.J. (1949). Flow of water in channels protected by vegetative linings., Bulletin n°967, Soil Conservation Service, U. S. Dept. Of Agricolture, Washington: 115 pp.
78. Righetti M., Armanini A., Campanelli L. (2004). Effetto della scabrezza di parete in alvei vegetati. In Atti XXIX Convegno di Idraulica e Costruzioni Idrauliche, Editoriale Bios, Trento: 549-554.
79. Righetti M., Armanini A. (2002). Flow resistance in open channel flows with sparsely distributed Bushes, J. Hydrol. n. 269: 55–64.
80. Shields F.D., Gippel C.J. (1995). Prediction of effects of woody debris removal on flow resistance, J. Hydr. Eng. 121 (4): 341–354.
81. Soderman U., Ahlberg S., Elmqvist M. and Persson A. (2004). Three-dimensional environment models from airborne laser radar data, Society of Photo-Optical Instrumentation Engineers.
82. Soong T.W., Hoffman M.J. (2002). Effects of Riparian Tree Management on Flood Conveyance. Study of Manning's Roughness in Vegetated Floodplains with an Application on the Embarras River in Illinois, Contract Report 2002-02.
83. Spinelli R., Magagnotti N. (2007). Manutenzione degli alvei fluviali, ambiente e biomassa. Alberi e Territorio, n. 1-2: 47-51.
84. Szoszkiewicz K., Kaluza T., Lesny J., Chojnicki B.H. (2003). Remote sensing analysis of the floodplain vegetation structure within a section of the MiddleVistula River, Towards natural

flood reduction strategies, Proceedings of the EcoFlood conference,Warsaw, 6–13 September 2003.

85. Temple D.M. (1987). Closure of Velocity distribution coefficients for grass-lined channels, J. Hydr. Engrg., ASCE, 113 (9): 1224–1226.
86. Thompson G.T., Roberson J.A. (1976). A Theory of Flow Resistance for Vegetated Channels. Transactions, ASAE, 19 (2): 288-293.
87. Thorsky G.N., Tilp P.J., Haggman P.C. (1967). Slug Flow in Steep Chutes, Report No. CB-2, Bureau of Reclamation, Denver.
88. Vincent L., Soille P. (1991). Watersheds in Digital Spaces: An Efficient Algorithm Based on Immersion Simulations, IEEE Transaction on pattern analysis and machine intelligence, Vol. 13, n. 6.
89. Wang H.C., Workley W.J. (1966). Tables of natural frequencies and nodes of transverse vibration of tapered beams, National Aeronautics and Space Administrations Report NASA-CR-443, Univ. of Illinois, April 1966.
90. Whitehead E. (1976). A guide to the use of grass in hydraulic engineering practice., Construction Industry Research and Information Association, Londra, Chapt.s 14 – 16.
91. Wilson C., Yagci O., Rauch H.P., Stoesser T. (2006). Application of the drag force approach to model the flow-interaction of natural vegetation, Intl. J. River Basin Management Vol. 4, n. 2: 137–146.
92. Yen B.C. (2002). Open Channel Flow Resistance, J. Hydr. Div., ASCE, 1281 (1): 20-44.

Avifauna dei sistemi fluviali, con note sull'altra fauna vertebrata terrestre

G. Tellini Florenzano

11.1 Introduzione

La vita dipende dall'acqua.

Questa affermazione, nella sua estrema banalità, può costituire però una base significativa per avviare un discorso sui legami esistenti tra fauna vertebrata terrestre e vegetazione ripariale de corsi d'acqua, se si considera l'importanza che i corsi d'acqua rivestono per molti aspetti della biologia dei vertebrati.

Salta all'occhio prima di tutto l'ovvio esempio dei corsi d'acqua come fonte di abbeverata per mammiferi e uccelli, ma, come proveremo a vedere, la situazione è assai più complessa e interessante, sia per la presenza di organismi che risultano ecologicamente legati in modo specifico agli ambienti ripariali e alla loro vegetazione, sia per le funzioni che il sistema corso d'acqua può svolgere per la funzionalità complessiva del paesaggio, e delle comunità animali che lo ospitano.

Dopo una breve definizione, forzatamente semplificata, delle differenti tipologie di corso d'acqua, per ciascuna di queste verranno brevemente illustrate le caratteristiche dei popolamenti animali che da essi in varia misura dipendono, e saranno soprattutto sviluppati gli aspetti connessi alla vegetazione di sponda.

L'accento sarà posto in primo luogo sulle esigenze ecologiche delle specie più strettamente legate a tipologie specifiche di vegetazione, spesso presenti in modo ridotto e frammentario negli odierni alvei di torrenti e fiumi.

Questi aspetti verranno sviluppati tenendo presenti tre funzioni principali che il corso d'acqua riveste per la fauna: habitat, corridoio, e rifugio.

Saranno poi brevemente presi in esame i legami esistenti tra gestione della vegetazione e fauna, cercando prima di tutto di evidenziare gli effetti che le differenti tipologie di intervento possono avere sulle specie e sulle comunità.

Questi aspetti verranno trattati separatamente per ciascuna tipologia di corso d'acqua, in quanto, a causa della differente composizione specifica dei popolamenti e della loro ecologia, lo stesso intervento può avere effetti assai diversi al variare del contesto di riferimento.

Posto che non solo il tipo di intervento, ma anche il periodo della sua realizzazione, possono rivestire notevole importanza nel modulare l'impatto sulla fauna, saranno sviluppati in particolare gli aspetti legati alla scelta del periodo di intervento, periodo che può essere variabile in funzione delle differenze nel ciclo biologico delle specie che frequentano le diverse tipologie di corso d'acqua.

11.2 Tipologie di corso d'acqua e loro funzioni per la fauna vertebrata terrestre

Non è certamente semplice ricondurre le infinite variazioni che esistono nella realtà dei corsi d'acqua, anche se si pone soprattutto l'accento alla situazione toscana.

Per semplicità di esposizione, però, sebbene di fatto ogni corso d'acqua risulti in effetti un sistema continuo, le cui variazioni sarebbero meglio descritte, almeno da un punto di vista zoologico, attraverso gradienti (Roché et al., 1994; Tellini Florenzano e Siemoni, 1999), può essere utile come filo conduttore dell'esposizione, una semplificata definizione dei corsi d'acqua secondo tre principali tipologie (ricavate da Ward et al., 1995):

1. torrente;
2. fiume di medio corso;
3. fiume di pianura.

Per ciascuna di queste, di seguito verranno definite le principali caratteristiche, prima di tutto, del popolamento di vertebrati ad esse legato in modo più o meno stretto, prendendo in esame le differenti funzioni che il corso d'acqua svolge per la fauna vertebrata terrestre.

Queste funzioni possono, sempre in modo semplificato, essere ricondotte a tre tipologie fondamentali:

1. HABITAT.

Lungo il corso d'acqua, nel suo sistema di microambienti (alveo, vegetazione ripariale, ecc.), vive una serie di organismi ad esso strettamente legati.

In altri termini il sistema fluviale costituisce l'habitat esclusivo per una serie importante di specie terrestri che, pur non vivendo dentro l'acqua per tutto il loro ciclo biologico, nondimeno necessitano del sistema fiume per vivere.

Questo può accadere in quanto parte del loro ciclo avviene specificamente nell'acqua, come accade per gli anfibi, oppure perché dall'acqua le specie traggono il loro alimento prevalente

(merlo acquaiolo) o esclusivo (martin pescatore), oppure, infine, perché solo lungo il corso d'acqua sono presenti le tipologie di vegetazione che costituiscono la nicchia ecologica spaziale della specie, come accade per l'usignolo di fiume.

La funzione di habitat, così definita, permette pertanto la conservazione di un patrimonio caratteristico di specie, assenti nel circostante paesaggio, che pertanto contribuisce in modo significativo ad elevare la biodiversità complessiva del paesaggio;

2. CORRIDOIO.

Per la loro natura – prevalenza di una dimensione nello sviluppo spaziale, continuità – i corsi d'acqua sono il paradigma classico del cosiddetto corridoio ecologico (cfr. Battisti, 2004).

Così come un corridoio in una abitazione umana ha la funzione di connettere le diverse stanze, così si afferma che il corridoio ecologico, in determinati contesti, può costituire un tramite per la diffusione delle specie tra ambienti poco diffusi e frammentati (cfr. Andren, 1994).

L'esempio più classico è quello dei frammenti di bosco di pianura, che possono rimanere tra loro collegati dal reticolo idrografico, a patto che in questo sia presente una vegetazione idonea.

Un esempio recente, estremamente ilustrativo, riguarda l'espansione dello scoiattolo (*Sciurus vulgaris*) nelle piccole foreste litoranee del sistema padano-veneto (Bon et al., in stampa) e in Italia centrale.

Questa specie, assente da queste zone fino a pochi anni fa (es. Sforzi e Ragni, 1997), sembra essersi avvantaggiata dello sviluppo della vegetazione arborea ripariale lungo fiumi e canali, riuscendo ad utilizzarli come corridoi per raggiungere e colonizzare lembi assai isolati di foresta.

Se pare ovvia questa funzione per una specie come lo scoiattolo, che naturalmente non può volare, va segnalato come anche nel caso di alcune specie di uccelli l'attraversamento di vasti ambienti non idonei (zone coltivate o urbanizzate) è in effetti molto difficoltoso, a causa di impedimenti di natura etologica, per cui anche per molti uccelli i corridoi costituiti da corsi d'acqua ricchi di vegetazione legnosa possono essere indispensabili per il mantenimento anche di questa componente della biodiversità (es. Matthysen et al., 1995).

Un'altra funzione di corridoio, sempre in aree di pianura e bassa collina, riguarda le specie delle zone umide, sia uccelli, ma soprattutto altri vertebrati terrestri, prima di tutto gli anfibi.

Negli attuali paesaggi, infatti, la possibilità di colonizzare piccole zone umide isolate dipende quasi esclusivamente dalla disponibilità di corsi d'acqua che, pur costituendo per molte specie un habitat non ottimale, sono gli unici che possono essere efficientemente utilizzati come "strade" per raggiungere piccole paludi e stagni isolati (cfr. Scoccianti, 2001);

3. RIFUGIO.

Sebbene esista una numerosa serie di organismi terrestri che, anche nei nostri ambienti, riesce regolarmente a vivere senza la necessità costante di acqua libera, neppure per bere, la gran parte degli uccelli, oltre a molti mammiferi e rettili, effettivamente si deve recare, soprattutto durante i periodi più aridi, a bere presso sorgenti, pozze o corsi d'acqua.

Non solo, ma, sempre durante le stagioni aride, solo nei pressi dei corsi d'acqua sono presenti risorse sufficienti per molti organismi, che in altri periodi frequentano foreste, macchie e coltivi.

In questi periodi, infatti, la siccità interessa suolo e vegetali, e la disponibilità, ad esempio, di invertebrati e frutti si riduce drammaticamente.

Lungo i corsi d'acqua, al contrario, permane un microclima più umido, il suolo è sempre ricco di umidità, per cui anche risorse non strettamente legate al sistema fiume (es. frutti di piante legnose come rovi e sambuco) sono presenti solo in questi ambienti. Si verifica, perciò, almeno in alcune situazioni, una concentrazione stagionale di uccelli negli ambienti ripariali, concentrazione che ha verosimilmente un ruolo non secondario nella sopravvivenza delle popolazioni, quantomeno nelle zone mediterranee.

Il progredire dei cambiamenti climatici, che sembra portare sempre più verso estati secche e aride, dovrebbe acuire questo aspetto, rendendo pertanto sempre più importanti queste situazioni ambientali anche per uccelli e altri vertebrati che non paiono particolarmente legati al sistema fiume.

11.2.1 Il torrente

I torrenti, ovvero i corsi d'acqua nel loro tratto iniziale (compresi pertanto anche i fiumi), si caratterizzano come sistemi estremamente dinamici, con rapide variazioni di portata nel corso dell'anno, e forti variazioni anche tra anni.

Questo porta, assieme alla acclività dei versanti, ad acuire la dinamica e l'imprevedibilità dei sistemi ambientali che li interessano.

Da un lato, infatti, la ridotta larghezza degli alvei porta spesso allo sviluppo di una vegetazione ripariale arborea "a galleria", ma le frequenti piene possono spesso determinare fenomeni erosivi a carico del letto fluviale e dei versanti (frane).

Tutto questo porta ad una varietà di microambienti che rende abbastanza complesso descriverne il popolamento animale.

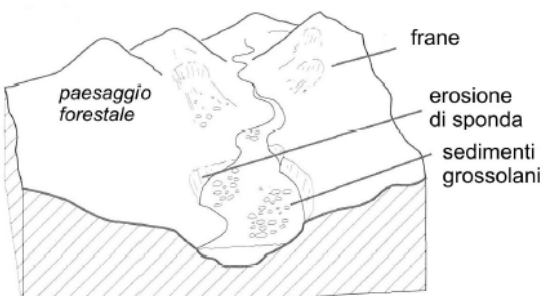


Figura 1 – Rappresentazione di un torrente, da WEB.

Considerando di nuovo le tre funzioni descritte al paragrafo precedente, si possono così sintetizzare le caratteristiche del torrente:

Habitat.

Una serie importante di vertebrati terrestri è legata strettamente ai sistemi torrentizi.

Tra gli uccelli prima di tutto vi sono due specie caratteristiche di molti sistemi torrentizi, la cui ecologia è stata molto studiata (Ormerod e Tyler, 1987; Tyler e Ormerod, 2001), anche a livello appenninico (Sarà et al., 1994; Andreotti et al., 1998; Boano, 1999, Del Guasta, 2003): il merlo acquaiolo (*Cinclus cinclus*) e la ballerina gialla (*Motacilla cinerea*).



Figura 2 – Esemplare di merlo acquaiolo, da WEB.

Il primo, sedentario su una parte importante dei torrenti appenninici, è strettamente legato all'acqua; infatti per alimentarsi si tuffa sott'acqua per catturare invertebrati e piccoli pesci.

Solo in casi eccezionali, e per brevi periodi, può fare a meno della presenza di acqua, riuscendo ad alimentarsi anche al suolo (Taylor e O'Halloran, 2001).

Nei paesi mediterranei il merlo acquaiolo si rinviene solo in montagna (Meschini e Frugis, 1993; Tyler e Ormerod, 2001), e le sue esigenze, oltre alla necessità di acque pulite (es. Sorace et al., 2002) e di una portata significativa anche durante l'estate, comprendono la disponibilità di ambienti torrentizi caratterizzati da vegetazione ripariale ben sviluppata e "coprente", ovvero la cosiddetta formazione "a galleria" (Tellini Florenzano et al., 1997).

Questa esigenza si manifesta soprattutto alle quote altimetriche e alle altitudini più basse, mentre in alta montagna (torrenti alpini), la specie si adatta bene anche a torrenti privi di vegetazione.

La ballerina gialla è una specie assai più eclettica, si può rinvenire anche lungo torrenti avventizi ed effimeri, spesso in vicinanza dell'uomo (ad esempio nidifica anche nelle città, come a Firenze, Dinetti e Ascani, 1988; Dinetti e Romano, 2002). Anche questa specie, comunque, si avvantaggia molto della presenza di un discreto sviluppo della vegetazione arborea ripariale.



Figura 3 – Esemplare di ballerina gialla, da WEB.

Sebbene non vi siano altre specie di uccelli caratteristiche di questi sistemi, diverse altre si avvantaggiano dei microambienti creati dall'attività del torrente.



Figura 4 – Esemplare di rondine montana, da WEB.

Le pareti formate dalle frane di crollo che spesso caratterizzano le sponde dei torrenti costituiscono l'habitat pressoché esclusivo della rondine montana (*Ptyonoprogne rupestris*), che raramente si rinviene lontano da acque libere (es. Farina, 1997), mentre i sistemi di vegetazione pioniera (erbacea e arbustiva) associati alle frane provocate dall'erosione dei torrenti, consentono la presenza di specie caratteristiche, tra le quali soprattutto lo zigolo muciatto (*Emberiza cia*).



Figura 5 – Esemplare di zigolo muciatto, da WEB.

Per quanto concerne le caratteristiche specifiche della vegetazione arborea ripariale, che annovera anche sui torrenti specie caratteristiche di questi ambienti (salici, pioppi, ontani), e sulla loro funzione per alcune specie di uccelli, si rimanda al corrispondente paragrafo sui fiumi di medio corso.

Ritornando specificamente al sistema del torrente, va detto che ad esso sono strettamente legate anche numerose specie di anfibi (Sindaco et al., 2006), come la salamandra pezzata (*Salamandra salamandra*), la salamandrina dagli occhiali (*Salamandrina terdigitata* e *S. perspicillata*), e le rane "rosse": *Rana italica*, *Rana dalmatina* e *Rana temporaria*, ed il rospo comune (*Bufo bufo*) che tutte spesso depongono le uova nei torrenti.



Figura 6 – Esemplare di salamandrina dagli occhiali, da WEB.

Anche tra i mammiferi si trovano specie legate strettamente al torrente, come i toporagni acquatici (*Neomys fodiens* e *N. anomalus*), la cui ecologia è in parte simile a quella del merlo acquaiolo (Spagnesi e De Marinis, 2002) ed alcuni chirotteri (Russo e Jones, 2003), soprattutto del genere *Myotis* (soprattutto *M. capaccinii*; *M. dasycneme* e *M. daubentonii*, ma anche *M. mystacinus* e *M. nattereri*), cha catturano le loro prede soprattutto sul pelo dell'acqua.



Figura 7 – Esemplari di toparagni acquatici, da WEB.

Tutti questi vertebrati dei torrenti si possono definire senza eccezione legati alla presenza di microambienti freschi (es. Biscardi et al., 2007), che gli vengono assicurati, soprattutto alle quote altimetriche più basse, dalla presenza di vegetazione arborea sulle sponde.

Corridoio.

Gran parte dei torrenti italiani si sviluppa in paesaggi caratterizzati da totale o parziale copertura boschiva.

In queste situazioni la vegetazione legnosa che si sviluppa sul torrente non svolge generalmente un ruolo particolare in termini di "corridoio forestale" per la fauna legata ai boschi.

Deve invece venir presa in considerazione la funzione di corridoio per le specie ora descritte come caratteristiche di questi sistemi.

Per molte di queste (anfibi e mammiferi soprattutto, cfr. Scoccianti, 2001, Millán de la Peña, 2003) la presenza di tratti inospitali dei torrenti rende problematica la colonizzazione di zone anche potenzialmente assai idonee.

Sarebbe necessario, pertanto, mantenere un elevato livello di connettività, sia lungo l'asta dei torrenti, ma anche tra torrenti diversi.

Quest'ultima può essere mantenuta (o raggiunta) prestando prima di tutto particolare attenzione agli ambienti posti in corrispondenza delle confluenze tra torrenti, ma anche, dato che molte specie sono in grado di colonizzare i torrenti anche attraversando aree "asciutte", si dovrebbe considerare che questi attraversamenti sono possibili solo in presenza di ambienti idonei (forestali o anche ad arbusteto) e in mancanza di barriere

difficilmente attraversabili (strade ed altre infrastrutture lineari).

Rifugio.

Per motivi analoghi a quelli ora detti per la funzione di corridoio, si può dire che, anche come rifugio, il torrente svolge una funzione relativamente minore, rispetto ai tratti posti più a valle.

Se è indubbio, infatti, che anche sui torrenti sono molti i vertebrati che vi si recano per abbeverarsi, è anche vero che la relativa estensione dei torrenti rende questo fenomeno meno macroscopico.

Ma anche qualora questa affermazione si rivelasse troppo grossolana, si deve notare che la funzione di rifugio è svolta da torrente in modo quasi indipendente dalla tipologia vegetazionale che lo caratterizza, quantomeno nell'attuale realtà dei nostri sistemi montuosi e collinari.

In altre parole, non è la gestione della vegetazione d'alveo a influenzare in modo decisivo questa funzione, quanto le caratteristiche strutturali dei paesaggi circostanti (presenza di barriere come strade, continuità forestale, disturbo antropico diretto, ecc.).

Discorso analogo può essere svolto per quanto concerne la comunicazione spaziale tra torrente e altri habitat frequentati dagli anfibi citati precedentemente al capitolo habitat.

Anche per questi, molti dei quali passano buona parte del loro ciclo annuale lontano dall'acqua, spesso è decisiva l'assenza di barriere tra gli habitat terrestri ed il tratto di torrente ove si riproducono (cfr. Ferri, 2002).

11.2.2 Il fiume di medio corso

Le caratteristiche ambientali di quelli che chiamiamo in questa sede fiumi di medio corso, e che corrispondono a buona parte dei corsi d'acqua che scorrono nel paesaggio collinare tipico della Toscana, si possono ricondurre prima di tutto ad un regime idrico variabile nel tempo (anni e mesi), ma più regolare rispetto a quello dei torrenti.

Nonostante ciò, anche in questi corsi d'acqua l'azione rimodellante delle piene è rilevante e decisiva ai fini della presenza degli uccelli e dell'altra fauna vertebrata terrestre.

In questo caso, però, l'azione plasmatrice delle acque si manifesta soprattutto con la tendenza a formare meandri, e la conseguente tendenza ad erodere le sponde, lasciare ampi pennelli di ghiaia ed altri sedimenti durante un processo che porta all'allargamento dell'alveo.

Altre conseguenze di questo regime, se non regimato e ridotto dall'attività umana, si possono ricondurre alla creazione di vasti sistemi, sviluppati in larghezza, contenenti oltre all'alveo attivo, anche una serie di paleoalvei, nei quali la successione ecologica della vegetazione porta alla creazione di un mosaico di situazioni estremamente complesso e differenziato, con la compresenza di boschi, stagni, canneti, praterie, greti nudi e acque libere.

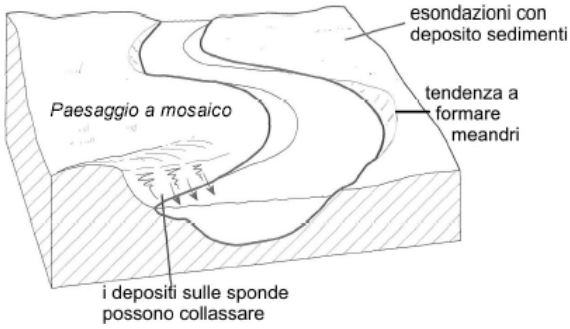


Figura 8 – Rappresentazione di un fiume di medio corso, da WEB.

In genere i fiumi di questo tipo sono inseriti in paesaggi tipicamente a mosaico, con generale prevalenza di coltivi, ma anche di boschi e aree urbanizzate.

Habitat.

La grande varietà ora descritta di microambienti che caratterizza, quantomeno in potenza, il fiume di medio corso, farebbe pensare ad una grande presenza di organismi specializzati per queste situazioni.

Questo in parte è vero, ma si deve considerare che molti dei suddetti microambienti non hanno caratteristiche strutturali che li distinguano nettamente da altri ambienti presenti nel territorio.

Per questi motivi la caratteristica saliente dei popolamenti di uccelli degli ambienti ripariali è la sua particolare ricchezza in specie (Decamps et al., 2006; Giunti e Puglisi, 2006).

Per quanto riguarda però la specificità, accade pertanto che i boschi ripariali, sebbene ricchi di specie arboree altrove scarse (pioppi, salici ed ontani), ospitino di fatto quasi gli stessi organismi che si rinvengono anche in altri boschi dell'intorno.

Nell'attuale situazione dell'Italia mediterranea, però, la presenza di questi boschi favorisce particolarmente alcune specie, che in questi ambienti sono particolarmente abbondanti.

Così il picchio rosso minore (*Dendrocopos minor*), almeno in Italia centrale, sembra rinvenirsi spesso in presenza di pioppi e salici (Tralongo et al., 2003), soprattutto laddove i boschi circostanti sono costituiti soltanto da cedui di querce, privi o quasi di alberi vecchi e senescenti.

Anche altri uccelli "corticicoli", come il rampichino (*Certhia brachydactyla*), il picchio

rosso maggiore (*Dendrocopos major*) ed il picchio verde (*Picus viridis*), spesso risultano di fatto legati strettamente alla presenza di boschi ripariali a pioppi e salici.



Figura 9 – Esemplare di picchio rosso minore, da WEB.

Queste specie arboree, in effetti, a causa del loro rapido accrescimento e veloce invecchiamento, si prestano assai bene per specie che necessitano di cavità per nidificare, cavità che possono essere agevolmente scavate dalle specie che ne sono capaci (picchi), o che possono essere utilizzate da altre specie, una volta che si sono formate.

Quest'ultima funzione è verosimilmente molto importante non solo per gli uccelli, ma anche e forse soprattutto per i chirotteri (Spagnesi e De Marinis, 2002).

Molte specie di questo gruppo, infatti, necessitano di cavità negli alberi, quantomeno in alcuni periodi dell'anno, e se poi si considera che alcune di esse (come i *Myotis* precedentemente citati) frequentano i fiumi anche per alimentarsi, questa funzione pare decisiva per la loro conservazione (Russo e Jones, 2003).



Figura 10 – Esemplare di cannareccione, da WEB.

Scendendo di livello nella vegetazione, e passando allo strato arbustivo ed erbaceo, lungo i fiumi si trovano alcune specie che sono però tipiche di ambienti palustri, come la cannaiola comune (*Acrocephalus scirpaceus*) e il cannareccione (*Acrocephalus arundinaceus*), ma anche la cannaiola verdognola (*Acrocephalus palustris*), generalmente limitata alla pianura padana (Meschini e Frugis, 1993, per l'Italia centrale cfr. Faralli e Tellini, 1987) oppure tra i rami dei salici può nidificare il pendolino (*Remiz pendulinus*). In questo ambito, l'unica specie che forse è effettivamente più abbondante lungo i fiumi rispetto alle paludi è, non a caso, l'usignolo di fiume (*Cettia cetti*), che proprio nei consorzi di arbusti ed alte erbe spondali trova il suo habitat ideale.

Se poi si considera l'ambiente acquatico in senso stretto, la situazione è di poco differente. Anche in questo caso a fronte di molte specie palustri che utilizzano *anche* i fiumi, ne troviamo pochissime che in questi trovano il loro optimum.

Tra queste ultime certamente vi è il martin pescatore (*Alcedo atthis*), le cui esigenze ecologiche possono fare da guida per individuare alcune caratteristiche importanti del sistema, anche in considerazione del fatto che questa specie è inserita nell'Allegato I della Direttiva UE 79/409 "Uccelli", per cui è da considerare di "interesse comunitario". Il martin pescatore si nutre soltanto di piccoli pesci e qualche volta di grossi invertebrati, che cattura tuffandosi in acqua (Cramp, 1985). Per individuare la preda ha bisogno di adeguati posatoi che permettano la vista dell'acqua, questi sono quasi sempre formati da rami di alberi che si protendono verso lo specchio d'acqua.



Figura 11 – Esemplare di martin pescatore, da WEB.

Nidifica scavando una tana sulla parete sabbiosa di un argine, anche in questo caso sceglie localizzazioni nascoste dalla vegetazione.

Quindi questa specie necessita di acque relativamente pulite e pescose, di rive scoscese sabbiose, quasi sempre generate da erosione di sponda e, quel che più ci interessa, di alberi che si trovino a ridosso dell'acqua (Cramp, 1985).

Una situazione particolare e ben diversa riguarda gli ambienti a greto; in questi si rinvengono numerose specie di uccelli estremamente localizzate, caratteristiche di questi ambienti (Meschini, 2001). Nei greti più spogli di vegetazione nidificano calandro (*Anthus campestris*) e corriere piccolo (*Charadrius dubius*), mentre laddove è presente un po' di vegetazione erbacea è più frequente rinvenire il raro occhione (*Burhinus oedicnemus*), che si trova solo nei grandi sistemi di greti dei fiumi maremmani, dal Cecina all'Albegna (Meschini e Fraschetti, 1989; Tellini Florenzano et al., 1997).

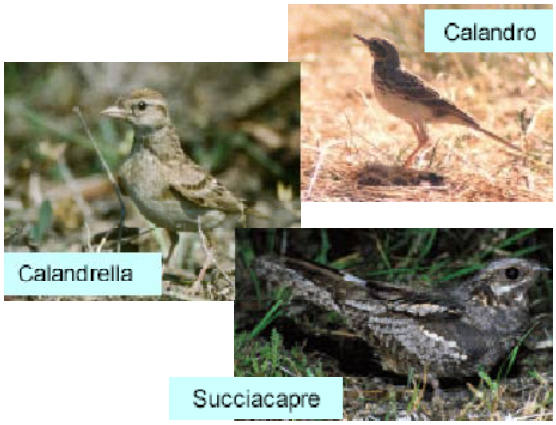


Figura 12 – Esemplari di calandro, calandrella e succiacapre, da WEB.

Infine, dove il greto è stato invaso anche da arbusti, come le ginestre, vi nidifica il succiacapre (*Caprimulgus europaeus*).

Fuori dalla Toscana, ad esempio sui grandi greti del Po (Fasola e Bogliani, 1984), nidificano nei grandi greti anche la sterna comune (*Sterna hirundo*) ed il fraticello (*Sterna albifrons*).



Figura 13 – Esemplare di sterna comune, da WEB.

Per tutte queste specie il rapporto con la vegetazione è complesso: per alcune di queste, come il corriere, è necessario che la vegetazione sia pressoché assente, mentre per altre occorre un certo grado di copertura erbacea ed arbustiva. Questi delicati rapporti non costituiscono un problema se il fiume ha la possibilità di svolgere il suo normale "lavoro" di erosione e di accumulo, può divenirlo nel caso di fiumi gestiti dall'uomo, nei quali gli ambienti forzatamente stabilizzati tendono a divenire inospitali per tutte queste specie.

Per quanto concerne gli altri vertebrati terrestri, il discorso non pare dissimile.

I fiumi di medio corso non paiono ospitare molte specie caratteristiche, anche se molte di quelle citate per i torrenti è possibile trovarle anche più a valle.

Un discorso specifico, comunque, riguarda due rettili, la testuggine palustre (*Emys orbicularis*) e la natrice tassellata (*Natrix tessellata*).

Entrambe queste specie frequentano preferibilmente corsi d'acqua a corso relativamente lento, e sarebbero più adatte ai fiumi di pianura, ma dato che questi ultimi versano ormai spesso in uno stato di forte degrado, il loro habitat effettivo si trova oggi soprattutto nei fiumi di medio corso (Vanni e Nistri, 2006; Sindaco et al., 2006).

Entrambe hanno un complesso rapporto con la vegetazione, poiché è soprattutto negli accumuli di materiale vegetale trasportati e accumulati dalle piene che svolgono due fasi fondamentali del loro ciclo, la deposizione delle uova e, almeno in parte, la dormienza invernale (Lebboroni e Chelazzi, 1998; Zuffi e Rovina, 2006).



Figura 14 – Esemplare di natrice tassellata, da WEB.

Questi accumuli permettono infatti a tutte e due di penetrare agevolmente nel substrato, mentre spesso il suolo in queste situazioni è assente o molto ghiaioso. Sia la testuggine, sia la natrice, poi, necessitano di vegetazione erbacea e legnosa spondale, per rifugiarsi anche durante i periodi di attività.

11.2.3 Gli Hot Spot

Ho volutamente tralasciato di parlare finora degli uccelli di maggior mole, come aironi e rapaci, riservando di trattarli in questa sede. Si

definisce un *hot-spot* (letteralmente "punto caldo") un sito dove si registrano particolari concentrazioni di organismi viventi, a causa della sua particolare conformazione.

Tipicamente, lungo le aste di fiumi e torrenti, è possibile trovare particolari situazioni dove si concentrano particolarmente gli uccelli, ad esempio per nidificare, oppure per passare la notte.

Queste particolari situazioni rivestono un'importanza decisiva per la conservazione di molte specie coloniali, che da essi si spostano, ogni giorno, per frequentare lunghi tratti fluviali (es. Tardif e DesGranges, 1998).

Oggi questi *hot-spot* fluviali si trovano spesso in situazioni ambientali generate dall'uomo. Un caso tipico e frequente riguarda le cave abbandonate o in fase di abbandono, dove spesso si rinvengono colonie di aironi, nidificazione di altre specie acquatiche, dormitori invernali, ecc. (es. Baccetti et al., 2002; Anselmi, 2004).

Oltre alle cave, altri ambienti tipici che possono fungere da *hot-spot* riguardano invasi artificiali (es. idroelettrici), ma talvolta anche semplicemente zone di confluenza tra corsi d'acqua (es. Rivola, 2001).

La presenza di queste situazioni non è certo limitata ai fiumi di medio corso, può riguardare anche i fiumi di pianura, mentre per i torrenti montani non paiono esservi situazioni a queste paragonabili.

Gli hot-spot spesso non sono importanti solo per gli uccelli coloniali, che ne costituiscono spesso l'indicatore più evidente, ma possono rivestire grande importanza come area sorgente (*source*) per molte altre specie che, seppur diffuse anche altrove, mantengono solo in queste situazioni particolarmente favorevoli livelli di popolazione in grado di autosostentarsi.

Questo può essere il caso di alcuni anfibi, come la raganella (*Hyla intermedia*), o rettili, come le già citate testuggine palustre e natrice tassellata (cfr. Scoccianti, 2006).

Corridoio.

I fiumi di medio corso, come già accennato, si trovano nella generalità dei casi ad attraversare paesaggi oggi caratterizzati da un mosaico di ambienti.

E' proprio in questi casi che si può esplicare al meglio la loro potenziale funzione di corridoio per la fauna vertebrata.

Questa riguarda in molti casi soprattutto le specie acquatiche caratteristiche, descritte al paragrafo precedente, per molte delle quali la continuità del sistema è essenziale perché possano disperdersi.

Nell'attuale concreta situazione dell'Italia centrale, invece, il ruolo di corridoio dei fiumi di medio corso appare abbastanza marginale per le specie di uccelli legate al bosco.

Queste ultime, infatti, nel paesaggio collinare, in genere, non hanno difficoltà a disperdersi e ad occupare anche i boschi isolati, in quanto numerosi elementi del mosaico (alberature stradali, oliveti, ecc.) determinano una effettiva continuità del sistema.

In questo contesto il ruolo del fiume è marginale, ma non lo è quello dei corsi d'acqua minori e della vegetazione che si rinviene negli impluvi.

In molte situazioni, infatti, scomparse da tempo le coltivazioni arboree promiscue, l'unico elemento di collegamento forestale rimasto sul territorio è proprio quello legato alla rete dei corsi d'acqua e degli impluvi.

Rifugio.

Proprio nella definizione di questa importante funzione del corso d'acqua per la fauna, si è pensato prima di tutto proprio al ruolo svolto in questo senso dai fiumi di medio corso.

Durante la stagione secca, infatti, più o meno tutti gli elementi del paesaggio collinare, siano essi boschi, macchie, coltivi o vigneti, divengono ostili per molte specie animali, sia per la mancanza diretta dell'acqua (per abbeverarsi, lavarsi, insoliarsi), sia per la scarsa disponibilità di fonti alimentari, vegetali e animali, fortemente limitate dalla siccità.

Proprio in questi periodi, che generalmente coincidono con un periodo che va dalle fasi finali della primavera sino a tutta l'estate, il fiume, se adeguatamente fornito di vegetazione ripariale e di ambienti idonei, viene frequentato da una moltitudine di organismi, che provengono da ambienti circostanti divenuti inospitali.

Ad esempio, proprio lungo i corsi d'acqua è più frequente rinvenire i giovani nati nella primavera, che in questi ambienti possono disporre di risorse facilmente disponibili (frutti, cfr. Snow e Snow, 1988), e affrontare così meglio la lunga fase di apprendimento nel reperire risorse più difficilmente reperibili (artropodi).

Se l'esperienza personale di chi scrive è chiara su questo punto (è sufficiente effettuare poche visite estive lungo un corso d'acqua per rendersene agevolmente conto), non è disponibile, almeno per il nostro contesto, nessuno studio rigoroso che dimostri l'esistenza di questo fenomeno.

Sulla necessità di approfondire la conoscenza dei rapporti tra corsi d'acqua e fauna vertebrata terrestre, anche al fine di definire linee guida gestionali dotate di un effettivo senso biologico, si ritornerà in sede di conclusioni.

Sempre in termini di rifugio si può parlare anche per quanto concerne le particolari concentrazioni di uccelli (principalmente insettivori) che si registrano durante la fase iniziale della primavera lungo i fiumi, soprattutto nei tratti di collina e nelle pianure interne.

Queste concentrazioni riguardano essenzialmente specie migratrici che sostano

lungo i fiumi per rifocillarsi durante il lungo viaggio migratorio.

Si tratta di un fenomeno noto da gran tempo (Giglioli, 1891), recentemente approfondito con alcuni casi di studio (Brugnoli et al., 2001), e che si caratterizza soprattutto per la frequentazione di ambienti nei quali il precoce risveglio primaverile della vegetazione, che è una caratteristica saliente dei boschi a salici e pioppi, determina la disponibilità localizzata di risorse alimentari, come artropodi attratti dalle fioriture, ma anche il polline ed il nettare dei fiori sembrano rivestire un'importanza notevole (Schwilch et al., 2001).

Questa fase, che può essere molto importante in chiave di conservazione delle popolazioni di uccelli migratori, interessa soprattutto il mese di aprile e l'inizio di maggio, e sembra determinata, quantomeno in termini quantitativi, oltre che ovviamente dalla presenza di una vegetazione legnosa idonea (salici e pioppi, ma anche rosacee arbustive, come *Prunus* e *Crateagus*), anche dalla conformazione e dall'orientamento del corso d'acqua.

In questo senso paiono nettamente favoriti i corsi d'acqua che scendono da nord a sud (come le vallate interne toscane: Lunigiana, Garfagnana, Mugello, Casentino e Valtiberina, ma anche numerose valli prealpine), che permettono ai migratori, soprattutto in caso di condizioni meteorologiche avverse al volo migratorio, di sostare in questi fondovalle, prima di attraversare le catene montuose poste a nord (Appennini e Alpi).

11.2.4 Il fiume di pianura

Quello che qui definiamo fiume di pianura si caratterizza per avere una dinamica delle sponde e dell'alveo meno intensa rispetto al fiume di medio corso, trattandosi in molti casi (se non tutti, almeno in Toscana) di fiumi fortemente limitati da opere umane, quando non direttamente di canali o di corsi d'acqua naturali trasformati in canali.

Conseguenza di questo è anche la pressoché totale mancanza di greti liberi, e di fenomeni di erosione di sponda che, quando si verificano, vengono immediatamente stabilizzati per motivi di sicurezza.

La vegetazione spondale può invece essere presente, ed essere formata da boschi di notevole interesse e sviluppo, che costituiscono spesso l'unica realtà relativamente naturale nel contesto ambientale interessato dal fiume.

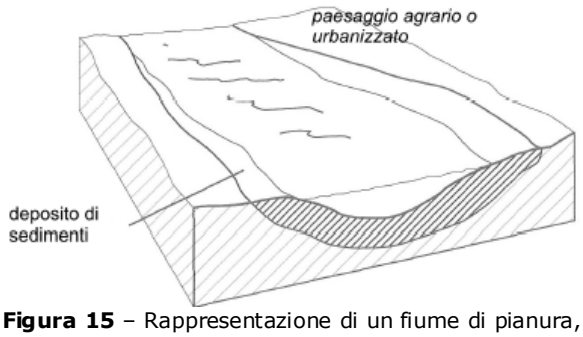


Figura 15 – Rappresentazione di un fiume di pianura, da WEB.

Infatti, il paesaggio che circonda questi fiumi, nella grande maggioranza dei casi, è costituito da ambienti fortemente antropizzati: coltivi estesi o aree edificate, per cui il fiume è una sorta di "oasi nel deserto", quantomeno per organismi legati alla vegetazione legnosa.

Habitat. Da questo punto di vista, il fiume di pianura è poco diverso da quello di medio corso. Vi si rinvengono, infatti, più o meno le stesse specie descritte per quelle situazioni. In generale, però, spesso la situazione risulta semplificata nelle pianure.

Prima di tutto la quasi totale assenza di greti estesi preclude la presenza delle specie ad essi legate, ma anche il grande isolamento delle formazioni arboree rende molto più povero il popolamento di uccelli ed altri vertebrati forestali.



Figura 16 – Esemplare di occhione, nidifica negli ampi greti indisturbati e si alimenta lungo il fiume e nelle zone agricole circostanti, da WEB.

Al contrario, la vicinanza frequente con vasti sistemi di zone umide costiere, fa sì che le specie palustri siano maggiormente rappresentate e frequenti nei fiumi di pianura (es. Bini e Rossi, 1991).

In questi contesti, pertanto, si può affermare che la vegetazione chiave del sistema è quella più decisamente palustre (*Phragmites* e *Typha*, ma anche consorzi di alte erbe e arbusti), dalla quale dipende la presenza e l'abbondanza di

uccelli e di altri vertebrati palustri.

Forse l'unica specie che merita di essere inserita come caratteristica, anche se non esclusiva, di questi contesti è il rospo smeraldino (*Bufo viridis*); questa specie infatti è presente particolarmente nei fiumi di pianura (Vanni e Nistri, 2006), ove rinviene le sponde sabbiose idonee per scavarvi i rifugi, oltre alla disponibilità di acque lente nelle quali depone le uova e si siviluppano i girini.



Figura 17 – Esemplare di rospo smeraldino, da WEB.

Corridoio. La funzione di corridoio dei fiumi di pianura appare una delle più importanti, in quanto spesso solo lungo fiumi e canali è possibile rinvenire tipologie ambientali "naturali", in un contesto formato da ambienti fortemente disturbati e antropizzati.

Per fare un solo esempio toscano, solo la presenza di Arno e Serchio consente una qualche forma di collegamento ecologico tra la cosiddetta "Selva Pisana" (S. Rossore, Migliarino, Macchia Lucchese) e l'entroterra collinare.

In questi casi, pertanto, la continuità vegetazionale del sistema appare cruciale e risulta necessario mantenerne il funzionamento in ogni periodo.

Rifugio. Viste le caratteristiche del contesto paesaggistico nel quale questi corsi d'acqua sono immersi, quella che abbiamo definito come funzione di rifugio per uccelli ed altri vertebrati terrestri che utilizzano questi ambienti soprattutto durante i periodi aridi, il fiume di pianura appare assai meno importante rispetto a quello di medio corso.

D'altra parte, però, la funzione di questi ambienti per la sosta dei migratori, ed anche dei piccoli passeriformi svernanti, appare importante, sia a causa della posizione geografica di questi fiumi (spesso vicini alla costa), sia per la mitezza del clima che li caratterizza.

Anche in questo caso, pertanto, la vegetazione ripariale riveste un ruolo importante, sia nelle sue componenti erbacee, sia nella componente arbustiva ed arborea, analogamente a quanto visto per i fiumi di medio corso.

Un ragionamento a parte meritano le locali concentrazioni invernali di uccelli acquatici. Soprattutto nei pressi delle foci a mare, è frequente la presenza di numeri significativi di uccelli acquatici (anatre, svassi), soprattutto durante l'inverno (cfr. Baccetti et al., 2002).

Queste concentrazioni spesso si avvantaggiano della presenza di vegetazione palustre semisommersa, che può costituire alimento e riparo. Queste zone particolari, che in alcuni casi si possono rinvenire anche all'interno, si possono considerare dei veri e propri *hot-spot*. Analoghi per qualche verso, ma ben differenti per quanto concerne la struttura vegetazionale, sono i dormitori invernali e le colonie riproduttive di aironi e cormorani.

Questi si localizzano su piante arboree (delle specie più diverse) situate spesso sulle sponde dei fiumi (cfr. Baccetti, 1988).

Analogamente a quanto visto per le colonie riproduttive lungo i fiumi di medio corso, dalla presenza di questi dormitori dipende la presenza delle specie interessate su territori molto vasti.

11.3 Indicazioni per la gestione

Abbiamo visto che le relazioni esistenti tra fauna vertebrata terrestre e vegetazione dei corsi d'acqua sono estremamente complesse e variabili, sia nello spazio, sia nel tempo.

Ne consegue che la formulazione di indirizzi gestionali efficaci per il mantenimento e, ove possibile, per l'incremento del patrimonio di biodiversità che vive intorno ai corsi d'acqua, non è affatto semplice, e non può in nessun caso ridursi alla predisposizione di poche, semplici, regole generali. Prima di proporre alcuni specifici indirizzi, però, occorre ribadire un punto essenziale.

Il sistema corso d'acqua, se lasciato, almeno in parte, libero di svolgere le sue naturali funzioni, è in grado di governarsi da solo (cfr. Nardini e Sansoni, 2006). In altri termini, tutte le sottili differenze che abbiamo esaminato sono il frutto di adattamenti delle diverse specie a sistemi naturali diffusi, che si generano "automaticamente" a seguito dell'azione del fiume.

Fatta questa premessa, pertanto, un'oculata gestione del sistema fiume, ed in particolare della sua vegetazione spondale, deve essere vista come una forma di governo e di indirizzo di processi spontanei, per cui gli accorgimenti tecnici che sono quasi sempre sufficienti sono minimali, perché si tratta solo di non interferire con le fasi più delicate, oppure di avviare processi che poi si sviluppano autonomamente.

Proprio per questi motivi abbiamo preso in considerazione solo le situazioni più naturali, tralasciando di considerare i pochi casi di corsi d'acqua totalmente artificiali ("cementificati") per il cui recupero, laddove è possibile, sono

necessari interventi strutturali che non riguardano affatto la semplice gestione della vegetazione ripariale esistente. Prendendo in esame, pertanto, ciascuna delle tre tipologie di corso d'acqua esaminate, proviamo ad elencare alcuni accorgimenti che si possono ritenere "chiave" per la tutela della biodiversità animale, ciascuno corredato da una indicazione dello scopo principale dell'intervento. Volutamente non abbiamo preso in considerazione, in questa sede, le indicazioni e le prescrizioni già esistenti nella normativa vigente in materia; crediamo infatti che il nostro contributo possa essere maggiormente utile e stimolante, se deriva solo da considerazioni specifiche relative alla fauna vertebrata. Tra l'altro, spesso le normative risultano eccessivamente rigide e schematiche, male adattandosi alle situazioni particolari che devono di volta in volta essere affrontate. Concordando con Mazzanti et al. (2006), ad esempio, credo che l'attuale normativa quanto ai periodi di fermo nelle attività di gestione della vegetazione non corrisponda, almeno in alcuni casi, con l'esigenza della tutela dei periodi più sensibili nel ciclo annuale del corso d'acqua.

Nelle indicazioni che seguono sono riportate, per ciascuna tipologia fluviale, anche specifiche indicazioni in tal senso.

IL TORRENTE		
	Scopo	Metodo
1	Mantenere la copertura arborea per conservare il microclima fresco	*Taglio oculato della vegetazione, mediante diradamento, per tratti brevi; rilasciare preferibilmente le specie arboree e arbustive caratteristiche del sistema torrente (salici, pioppi, ontani)*
2	Non disturbare le esigenze di specie particolari soprattutto in riproduzione	*Effettuare gli interventi al di fuori del periodo riproduttivo delle specie legate a questi sistemi, si suggerisce per la realtà toscana un fermo di attività da fine marzo a metà giugno (compresi)*

IL FIUME DI MEDIO CORSO		
	Scopo	Metodo
1	Mantenere la copertura arborea per conservare il microclima fresco	*Taglio oculato della vegetazione, mediante diradamento, per tratti brevi; rilasciare preferibilmente le specie arboree e arbustive caratteristiche del sistema torrente (salici, pioppi, ontani)*
2	Non disturbare le esigenze di specie particolari soprattutto in riproduzione	*Effettuare gli interventi al di fuori del periodo riproduttivo delle specie legate a questi sistemi, si suggerisce per la realtà toscana un fermo di attività da fine marzo a metà giugno (compresi)*

IL FIUME DI PIANURA		
	Scopo	Metodo
1	Mantenere la presenza di elementi arborei e arbustivi in alveo, o nelle sue immediate vicinanze (rami morti, foci di piccoli affluenti)	*Vedi fiumi di medio corso*
2	Mantenere la presenza di alberi maturi (per picchi, chirotteri) di specie ripariali (pioppi, salici e ontani) lungo il fiume	*Vedi fiumi di medio corso*
3	Mantenere la connettività del sistema	*Intervenire per tratti brevi, possibilmente una sponda alla volta*
4	Mantenere la funzione di rifugio	*Nel caso dei fiumi di pianura, soprattutto se situati in aree particolari (da definire appositamente con il concorso di esperti), gli interventi potrebbero essere evitati nel periodo estivo (come indicato per i fiumi di medio corso), oppure durante l'inverno (concentrazioni particolari di uccelli svernanti)*
5	Tutelare gli *hot-spot*	*Vedi fiumi di medio corso*

Si ricorda infine che, essendo il popolamento animale del fiume un indicatore dello stato generale del sistema, la tutela di questa componente può contribuire in modo notevole alla conservazione globale della funzionalità dell'intero sistema corso d'acqua, e in molti casi anche del paesaggio che lo circonda.

Indubbiamente, nonostante la relativa semplicità di queste indicazioni, è chiaro che si tratta di un insieme di prescrizioni abbastanza complesso, che può sembrare in alcuni casi di non agevole realizzazione pratica.

La soluzione migliore sarebbe quella di prevedere, al momento di predisporre un piano di gestione della vegetazione ripariale dei fiumi, il concorso di uno zoologo dei vertebrati che, in base alle specifiche caratteristiche delle zone di intervento, fornisca la sua competenza per indirizzare l'adozione delle misure più idonee per ciascuna particolare situazione ambientale.

Sono ancora scarsi gli esempi di collaborazioni in questo senso, sebbene le poche che conosciamo si siano rivelate produttive ed efficaci (Chiarini et al., 1998; Galli, 2006), anche in considerazione del fatto che oggi una parte significativa degli alvei fluviali e torrentizi gode di una qualche forma di protezione (aree protette, siti di interesse regionale, nazionale o comunitario, cfr. Ceccolini et al., 2000) che comprende pressoché invariabilmente prescrizioni ed indicazioni per la tutela della biodiversità.

Può pertanto rivelarsi più efficiente e produttivo predisporre piani che già all'origine prendano in considerazione questi aspetti, anziché dover sottostare a processi di modifica e procedure di compensazione imposte a posteriori.

Per concludere occorre dire che tutto quanto qui riportato deriva sia dall'esperienza più che ventennale dell'estensore, oltre che da una consultazione di numerose fonti bibliografiche, relative sia alle realtà locali, sia a contesti più vasti.

Va detto, però, che sebbene sia possibile oggi farsi un quadro abbastanza esaustivo delle presenze di vertebrati terrestri lungo i fiumi, e in particolare di uccelli, mancano quasi del tutto studi ed indagini specifiche sugli effetti degli interventi di gestione della vegetazione sulla componente animale.

In altri termini, manca un supporto oggettivo, "galileiano" verrebbe da dire, per tutte le indicazioni gestionali, sia quelle proposte, sia quelle effettivamente praticate. Sarebbe assai importante, al fine di evitare di depauperare il nostro patrimonio di biodiversità, cominciare a predisporre studi specifici su questi aspetti, prevedendo, ad esempio, di destinarvi una piccola parte delle risorse disponibili per la gestione.

Nel quadro generale di tutela della biodiversità, adottato a livello mondiale con la Convenzione ONU sulla biodiversità biologica (1992), e a livello europeo dalla Comunicazione sull'arresto nella perdita di biodiversità al 2010 (CEC, 2006), gli stati membri si impegnano ad agire fattivamente per bloccare e possibilmente invertire la drammatica perdita di varietà dei viventi, si può supporre che anche la tutela dei sistemi fluviali e della loro vegetazione debba divenire una priorità, adottando le misure necessarie per la conservazione del ruolo importante di questi sistemi ambientali.

Bibliografia

1. Andren H. (1994). Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. Oikos, 71: 355-366.
2. Andreotti A., Riga F., Rossi G.L. (1998). Breeding distribution of the Dipper *Cinclus cinclus* in the Reno valley (Appennino Emiliano, Northern Italy). Avocetta, 22 (1-2): 49-55.
3. Anselmi B. (2004). Aree protette della provincia di Arezzo. Guida Naturalistica con notizie storiche e percorsi di visita. Editrice Le Balze, Montepulciano: 191 pp.
4. Baccetti N. (ed.), 1988. Lo svernamento del Cormorano in Italia. Suppl. Ric. biol. selvaggina 15: 170 pp.
5. Baccetti N., Dall'Antonia P., Magagnoli P., Melega L., Serra L., Soldatini C., Zenatello M. (2002). Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia: distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 1991-2000. Biol. Cons. Fauna, 111: 234 pp.
6. Battisti C. (2004). Frammentazione ambientale, connettività, reti ecologiche. Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica. Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche Agricole, Ambientali e Protezione Civile, Roma: 246 pp.
7. Bini C., Rossi R. (eds.) (1991). Il valore dell'ambiente. Elementi naturalistici e paesaggistico-culturali nella bassa Val di Cecina. Regione Toscana, Giunta Regionale, Firenze, (2 voll.): 240 pp.
8. Biscardi S., Russo D., Casciani V., Cesarini D., Mei M., Boitani L. (2007). Foraging requirements of the endangered long-fingered bat: the influence of micro-habitat structure, water quality and prey type. Journal of Zoology, 273 (4): 372–381.

9. Boano A. (1999). Distribuzione del Merlo acquaiolo *Cinclus cinclus* nel Lazio. Alula, 6 (1-2): 160-166.

10. Bon M., Fasano D., Mezzavilla F., Zanetti M. in stampa. Presenza dello scoiattolo comune (*Sciurus vulgaris* Linnaeus, 1758) in pianura veneta: dieci anni di osservazioni (1998-2007). Atti del V Convegno dei Faunisti Veneti, Legnaro (PD) 12.05-13.05.2007.

11. Brugnoli A., Pedrini P., Sergio F., Rizzolli F. (2001). L'influenza delle condizioni atmosferiche sulla sosta dei Passeriformi migratori in una zona umida di fondovalle (foci dell'Avisio, Trentino). Avocetta, 25 (1): 182 pp.

12. CEC (Commissione delle Comunità Europee) (2006). Halting the loss of biodiversity by 2010 and beyond, sustaining ecosystem services for human wellbeing. COM(2006) 216 Final. Bruxelles, Commission of the European Communities).

13. Ceccolini G., Cenerini A., Anselmi B. (2000). Parchi e aree protette della Toscana. Editrice "Il mio Amico", Roccastrada: 324 pp.

14. Chiarini R., Fani C., Miozzo M., Nocentini G. (1998). Il bacino idrografico del torrente Sova in Casentino. Studio preliminare per la pianificazione degli interventi di sistemazione idraulico-forestale in un bacino montano. Quaderno ARSIA 1/98. ARSIA, Firenze: 71 pp.

15. Cramp S. (ed.) (1985). Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa - The birds of the Western Paleartic. Vol IV. Terns to Woodpeckers. Oxford University Press, Oxford.

16. Decamps H., Joachim J., Lauga J. (2006). The importance for birds of the riparian woodlands within the alluvial corridor of the river Garonne, S.W. France. Regulated Rivers: Research & Management, 1 (4): 301-316.

17. Del Guasta M. (2003). Distribution of the Dipper (*Cinclus cinclus*) in the Mugello valley (Florence, Italy) in relation to the environmental characteristics of the streams. Avocetta 27 (2): 193-202.

18. Dinetti M. e S. Romano (2002). Atlante degli uccelli nidificanti nel comune di Firenze 1997-98. Comune di Firenze. Lipu, Firenze: 160 pp.

19. Dinetti M., Ascani P. (1988). Contributo ornitologico per una valutazione ecologica dei corsi d'acqua. In: Farina A. (red.). Atti del convegno scientifico: i corsi d'acqua minori dell'Italia appeninica. Aspetti ecologici e gestionali. Aulla (MS), 22-24 giugno 1987. Boll. Mus. St. Nat. Lunigiana, 6-7: 201-204.

20. Faralli U., Tellini G. (1987). Accertata nidificazione di Cannaiola verdognola, *Acrocephalus palustris*, nella Toscana Orientale. Riv. Ital. Orn., 57 (3-4): 246-247.

21. Farina A. (1997). Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean region facing land abandonment. Landscape Ecology, 12: 365-378.

22. Fasola M., Bogliani G. (1984). Habitat selection and distribution of nesting Common and Little Terns on the Po river (Italy). Colonial Waterbirds, Vol. 7: 127-133.

23. Ferri V. (ed.) (2002). Proceedings of Third Conference Safeguard the Amphibians. Lugano, June 23-34, 2000, cogecstre ed., Penne: 215 pp.

24. Galli G. (ed.) (2006). Linee guida per la caratterizzazione della biodiversità nelle fasce fluviali. Casi di studio per l'Arno. Mediateca Regionale Toscana, Firenze: 252 pp.

25. Giglioli E.H. (1891). Primo resoconto dei risultati della inchiesta ornitologica in Italia. Parte III. Notizie d'indole generale. Le Monnier, Firenze.

26. Giunti M., Puglisi L. (2006). 7. Fauna. In: Galli G. (ed.). Linee guida per la caratterizzazione della biodiversità nelle fasce fluviali. Casi di studio per l'Arno. Mediateca Regionale Toscana, Firenze: 59-89.

27. Lebboroni, M., Chelazzi, G. (1998). Habitat use, reproduction and conservation of *Emys orbicularis* in a pond system in Central Italy. In: Boothy, J. (ed.). Ponds and pond landscapes of Europe, Proceedings, International Conference of the Pond Life Project. Maastricht, The Netherlands: 5 pp.

28. Matthysen E., Adriaensen F., Dhondt A.A. (1995). Dispersal Distances of Nuthatches, *Sitta europaea*, in a Highly Fragmented Forest Habitat. Oikos, 72 (3): 375-381.

29. Mazzanti L., Guarnieri L., Preti F. (2006). Capitolo 23. Interventi di manutenzione. In: Manuale di Ingegneria Naturalistica, vol. 3. Sistemazione dei versanti, Regione Lazio, Roma: 597-612.

30. Meschini A. (2001). Habitat, preferenze ambientali e nicchia di *Burhinus oedicnemus* e *Charadrius dubius* in alcuni sistemi fluviali dell'Italia centrale. Avocetta, 25 (1): 101 pp.

31. Meschini A., Fraschetti F. (1989). Distribuzione, consistenza e habitat dell'Occhione *Burhinus oedicnemus* in Lazio e Toscana. Avocetta, 13: 15-20.

32. Meschini E., Frugis S. (eds.) (1993). Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 20: 1-355.

33. Millán de la Peña N., Butet A., Delettre Y., Paillat G., Morant P., Le Du L., Burel F. (2003). Response of the small mammal community to changes in western French agricultural landscapes. Landscape Ecology, 18 (3): 265-278.

34. Nardini A., Sansoni G. (2006). La riqualificazione fluviale in Italia. Linee guida, strumenti ed esperienze per gestire i corsi d'acqua e il territorio. Collezione CIRF – Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale, Mazzanti Editori, Venezia: 832 pp.

35. Ormerod S., Tyler S. (2001). The dippers. T & AD Poyser Ltd (A & C Black), London: 225 pp.

36. Ormerod S.J., Tyler S.J. (1987). Dippers (*Cinclus cinclus*) and Grey Wagtails (*Motacilla cinerea*) as indicators of stream acidity in upland Wales. In: Diamond A.W., Filion F.L. (eds.). The value of birds. ICBP Technical publication, 6: 191-208.

37. Roche J., Faivre B. Frochot B. (1994). Describing the ornithological gradient along the river Loire by IPA. In: Hagemeijer E.J.M., Verstrael T.J. (eds.). Bird numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects. Proc. 12th Int. Conf. IBCC EOAC, Noordwijekerhout, The Netherlands. Statistic Netherlands, Voorburg/Heerlen & SOVON, Beek-Ubbingen, Poster Appendix: 111-112.

38. Russo D., Jones G. (2003). Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications. Ecography, 26 (2): 197-209.

39. Sarà M., Sorci G., Sarà G., Cusimano Carollo T. (1994). The Dipper (*Cinclus cinclus* L.) in Sicily. Avocetta 18(1): 37-43.

40. Schwilch R., Mantovani R., Spina F., Jenni L. (2001). Nectar consumption of warblers after long-distance flights during spring migration. Ibis, 143 (1): 24-32.

41. Scoccianti C. (2001). Amphibia: aspetti di ecologia della conservazione. Guido Persichino Grafica, Firenze: 428 pp.

42. Scoccianti C. (2006). Ricostruire reti ecologiche nelle pianure. Strategie e tecniche per progettare nuove zone umide nelle casse di espansione. Dieci interventi a confronto nel bacino dell'Arno. Autorità di Bacino del fiume Arno, Firenze: 278 pp.

43. Sforzi A., Ragni B. (1997). Atlante dei Mammiferi della Provincia di Grosseto. Atti Mus. Stor. Nat. Maremma, 16 (Suppl.): 190 pp.

44. Sindaco R., Doria G., Razzetti E., Bernini F. (eds.) (2006). Atlante degli Anfibi e dei Rettili d'Italia / Atlas of Italian Amphibians and Reptiles. Societas Herpetologica Italica, Edizioni Polistampa, Firenze: 792 pp.

45. Snow B., Snow D. (1988). Birds and Berries. Poyser, Calton: 268 pp.

46. Sorace A., Formichetti P., Boano A., Andreani P., Gramegna C., Mancini L. (2002). The presence of a river bird, the dipper, in relation to water quality and biotic indices in central Italy. Environmental Pollution, 118 (1): 89-96.

47. Spagnesi M., De Marinis A.M. (eds.) (2002). Mammiferi d'Italia. Ministero dell'Ambiente, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Roma, Quad. Cons. Natura, 14: 309 pp.

48. Tardif B., DesGranges J.-L. (1998). Correspondence between bird and plant hotspots of the St Lawrence river and influence of scale on their location. Biological Conservation, 84 (1): 53-63.

49. Taylor A.J., O'Halloran J. (2001). Diet of Dippers *Cinclus cinclus* during an early winter spate and the possible implications for Dipper populations subjected to climate change. Bird Study, 48 (2): 173-179.

50. Tellini Florenzano G., Arcamone E., Baccetti N., Meschini E. Sposimo P. (1997). Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in Toscana. 1982-1992. Quad. Mus. Stor. Nat. Livorno, Monografie I: 414 pp.

51. Tellini Florenzano G., Siemoni N. (1999). Il gradiente ornitologico lungo un torrente dell'Appennino Settentrionale (Toscana, Italia Centrale). Picus (Modena), 25 (2): 91-98.

52. Tralongo S., Ceruti P., Randolfi E., Finozzi M., Malavasi D. (2003). Indagini sulla biologia e sull'ecologia di tre specie di Picidae nel Parco Fluviale Regionale dello Stirone (Emilia-Romagna). In: De Curtis O. (red.). Dagli alberi morti... la vita della foresta. La conservazione della biodiversità

forestale legata al legno morto. Atti della giornata di studi, Corniolo, 10 maggio 2002. Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna, Serie "Gli Atti del Parco": 68-73.

53. Vanni S., Nistri A. (2006). Atlante degli Anfibi e dei Rettili della Toscana. Museo di Storia Naturale dell'Università degli Studi di Firenze, Sezione di Zoologia "La Specola", Edizioni Regione Toscana, Firenze: 379 pp.

54. Ward D., Holmes N., José P. (1995). The new rivers & wildlife handbook. The Royal Society for the Protection of Birds, The Lodge: 426 pp.

55. Zuffi M.A.L., Rovina L. (2006). Habitat characteristics of nesting areas and of predated nests in a Mediterranean population of the European pond turtle, *Emys orbicularis galloitalica*. Acta Herpetologica 1: 37-51.

Esperienze gestionali in rapporto alla fauna ittica

M. Zanetti

12.1 Turbative legate al taglio della vegetazione

Nell'organigramma che segue vengono elencate le principali turbative legate al taglio della vegetazione, sia essa acquatica che riparia. Partendo dal concetto che qualsiasi intervento sulla vegetazione perifluviale, come recisione o estirpazione o sulla vegetazione macrofitica, come taglio o triturazione, provoca sempre e comunque una turbativa a livello ecosistemico e nella fattispecie alla fauna ittica.

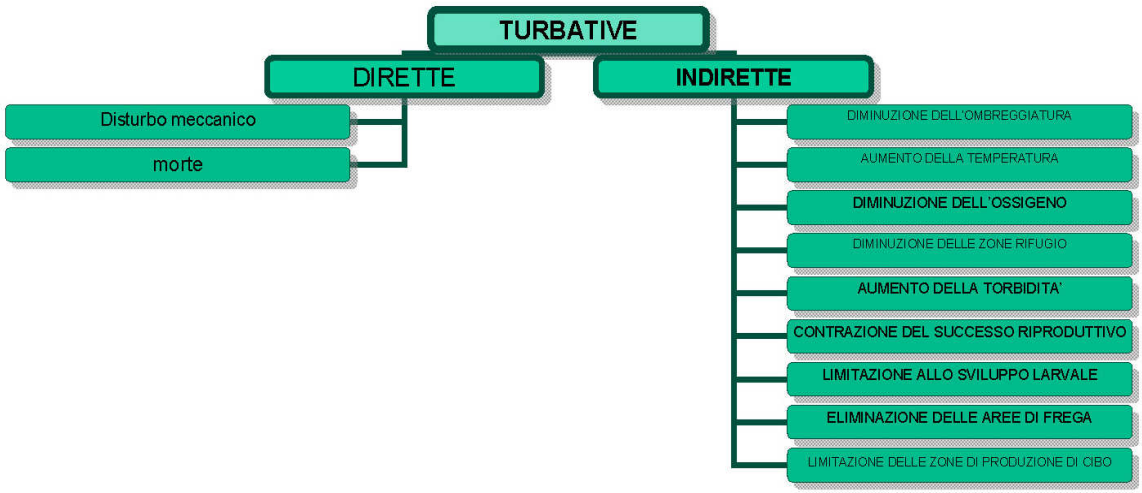


Figura 1 – Turbative indotte alla fauna ittica legate al taglio della vegetazione.

Le turbative possono essere di due diverse categorie: dirette ed indirette.

Le prime sono legate al disturbo che le macchine operatrici causano durante il lavoro, che provocano la fuga degli esemplari ittici ed in alcuni casi anche la morte.

E' chiaro che la fuga o spostamento della fauna ittica può diventare definitiva nel caso in cui quest'ultima non ritrovi più un habitat ideale.

Le seconde agiscono su diversi fattori, analizzando nel dettaglio le singole componenti possiamo descrivere le principali.

La temperatura nelle acque correnti è influenzata da:

- Clima locale;
- Portata idrica (massa termica);
- Interscambio con le falde idriche;
- Morfologia e natura geologica dell'alveo;
- Vegetazione riparia;
- Macrofite acquatiche;
- Scarichi industriali termici;
- Dighe;

In particolare la temperatura influenza:

- L'ossigenazione dell'acqua;
- La concentrazione di altri gas (es. CO_2);
- La concentrazione ionica;
- La fotosintesi e la respirazione;
- Seleziona le comunità biotiche acquatiche;
- L'acqua relativamente calda espone invertebrati e pesci a parassitosi (nematodi, ittiofiriasi);
- Il fotoperiodo.

La stabilità termica migliora l'equilibrio ecosistemico, le condizioni della vita acquatica e permette una buona capacità autodepurativa delle acque.

Viceversa elevate temperature, indotte da irraggiamento solare per asportazione della fascia perifluviale possono provocare stress di ossigeno che si traducono poi in tutta una serie di modificazioni a livello del biota, come ad esempio la vicarianza *Asellus-Gammarus*, il raggiungimento del limite di sopravvivenza per gli efemerotteri *Baetis e Caenis*, oppure l'aumento delle densità di popolazione dei *Chironomus del* gruppo tummi-plumosus e dei

Tubificidae o ancora l'aumento della presenza di larve di *Culex* , di *Eristalis* e la sanguisuga *Dina lineata*, molto più tolleranti alle condizioni di scarsità di ossigeno.

In condizioni di ipossia, che si spingono verso l'anossia, scompaiono anche *Baetis* e *Caenis* e poi *Asellus*, si raggiunge il limite di sopravvivenza per *Dina lineata* e si assiste all'esplosione demografica considerevole di *Chironomus (*Tummi-plumosus), *Culex, Eristalis, Tubifex.* Nelle zone settiche proliferano i funghi *Sphaerotilus, Fusarium, Beggiatoa, Zooglea* che vicariano i protozoi. Compaiono inoltre molti batteri filamentosi.

Un altro fattore di alterazione molto importante, nel caso di sfalcio delle macrofite o asportazione meccanica delle fascie ripariali fino ad interessare il limite dell'alveo bagnato, è dato dall'aumento della torbidità che può causare un danno per la fauna ittica principalmente per effetto del deposito di particelle fini sulle branchie, con conseguente riduzione dell'attività respiratoria fino al raggiungimento del collasso.

L'aumento dei solidi sospesi ha certamente un'azione negativa, questi ultimi infatti, di qualsiasi natura essi siano, possono provocare diversi tipi di danno alle specie ittiche. I danni, ripresi dagli studi di Alabaster (Alabaster, 1985), si ripercuotono essenzialmente in cinque modi:

1- agendo direttamente sui pesci, riducendone l'accrescimento e la loro resistenza nei confronti delle infezioni;

2- impedendo la regola re schiusa delle uova e lo sviluppo degli avannotti;

3- modificando i movimenti naturali e le migrazioni dei pesci;

4- riducendo la disponibilità di cibo;

5- modificando l'efficienza dei metodi di cattura dei pesci predatori.

Le altre forme di turbativa indiretta riguardano le caratteristiche fondamentali che devono essere salvaguardate al fine della tutela della fauna ittica, intesa non meramente come "pesce" ma come indispensabile componente dell'ecosistema dulciacquicolo.

Non a caso la domanda 10 del nuovo Indice di Funzionalità Fluviale (2007), riprende questi concetti fondamentali per valutare l'idoneità ittica di un tratto fluviale.

Tale idoneità considera sia le esigenze dei diversi stadi vitali (es. avannotti giovanili, adulti) sia del ciclo vitale come: la disponibilità di aree per la riproduzione, di *nursery,* di accrescimento, di nascondigli, ecc. Comprendono quindi le caratteristiche ambientali correlate alla capacità riproduttiva, alla possibilità di stabulazione, ai fattori legati alla fotosensibilità e alla presenza di un adeguato apporto trofico.

Sinteticamente di seguito si analizzano queste componenti.

Zone rifugio: sono aree di protezione dai predatori e dall'eccessiva velocità di corrente, sono quelle aree che permettono ai pesci di sostare, con un certo grado di protezione, compiendo il minimo sforzo per rimanere in equilibrio.

Nei corpi idrici a tipologia *rithrale I* sono rappresentate da:

- strutture in alveo stabilmente incassate (grossi massi, sassi e ciottoli, vecchi tronchi),
- rive concave con presenza di radici d'alberi o rocce sporgenti,
- buche in cui la velocità di corrente cala assumendo andamento rotatorio,
- turbolenze d'acqua.

Nei corpi idrici a tipologia *potamale* o *di risorgiva* sono rappresentate da:

- banchi di macrofite acquatiche,
- buche, rive scavate con presenza di radici.

Aree di frega: sono zone idonee per la riproduzione (rilascio dei gameti e deposizione delle uova). Queste aree in relazione alla biologia riproduttiva delle diverse specie ittiche devono possedere determinate caratteristiche.

Per le specie a deposizione liofila, come le trote, sono caratterizzate da: assenza di materiale in sospensione, velocità di corrente tra 15 e 90 cm/s, profondità dell'acqua tra 15 e 50 cm, substrato costituito da ciottoli e ghiaie di granulometria tra 6 e 70 mm di diametro, permeabilità substrato. Cavedano, alborella, savetta ed i barbi sono specie che prediligono deporre su fondi ghiaiosi-ciottolosi.

Per le specie a deposizione fitofila le aree di frega sono legate alla presenza di vegetazione acquatica. Molte specie producono uova adesive, (tinca o, come nel caso del persico reale, rilasciate a formare dei nastri di uova attaccati sulle macrofite acquatiche).

Il luccio depone le uova sulla vegetazione di fondo. Altre specie: pigo, triotto, tinca, scardola.

Alcune specie possono utilizzare diversi tipi di substrato di deposizione (specie fito-litofile) come, ad esempio, l'alborella.

Ombreggiatura: questo parametro riveste notevole importanza per la fauna ittica, infatti favorisce la stabilità della temperatura dell'acqua e quindi un corretto mantenimento del tenore di ossigeno; favorisce la poi la riduzione di luminosità diretta (molte specie ittiche sono fototropiche negative).

Le zone d'ombra divengono in pratica delle zone rifugio, al pari delle radici degli alberi. La zona d'ombra è un fattore limitante per la crescita delle macrofite e contribuisce a favorire l'instaurarsi di un ecomosaico caratterizzato da diverse forme di vegetali acquatici.

Zone trofiche: sono delle aree di produzione di biomassa.

Nei corpi idrici a tipologia rithrale l'area più importante di produzione di biomassa è rappresentata dal raschio, caratterizzato dall'avere una discreta-elevata velocità di corrente, ridotta profondità dell'acqua e substrato grossolano (ghiaia e ciottoli).

Anche le pozze e le zone di accumulo di detrito organico nei bracci marginali (back waters), possono rappresentare gli habitat più idonei per l'alimentazione degli stadi giovanili di molte specie ittiche.

Nei corpi idrici a tipologia potamale le zone di produzione di cibo sono rappresentate da meandri, barre di meandro, isole fluviali e zone di deposizione di particolato organico.

Da tutto ciò si evince che quando si effettuano delle operazioni di manutenzione, dragaggio, rettificazione o altro, bisogna tenere sempre presente che si produrrà una certa turbativa all'ecosistema acquatico.

Bisognerà quindi valutare attentamente l'opportunità o meno di eseguire queste opere, l'opportunità di eseguirle con sistemi meno impattanti oppure l'opportunità di trasformare un impatto in una riqualificazione del corpo idrico. A volte, soprattutto le mitigazioni possibili sono piccole e a basso costo.

La prima cosa da chiedersi è relativa al periodo in cui svolgere i lavori, che deve essere sufficientemente lontano dai periodi riproduttivi delle specie ittica guida del corpo idrico che sto prendendo in considerazione.

Di seguito si riporta un esempio, applicato al lago di Santa Croce (Belluno), in cui si è realizzato un organigramma in cui sono riportate per le varie specie i periodi di tutela nel caso in cui i lavori interessino i siti preferenziali di frega e/o svezzamento.

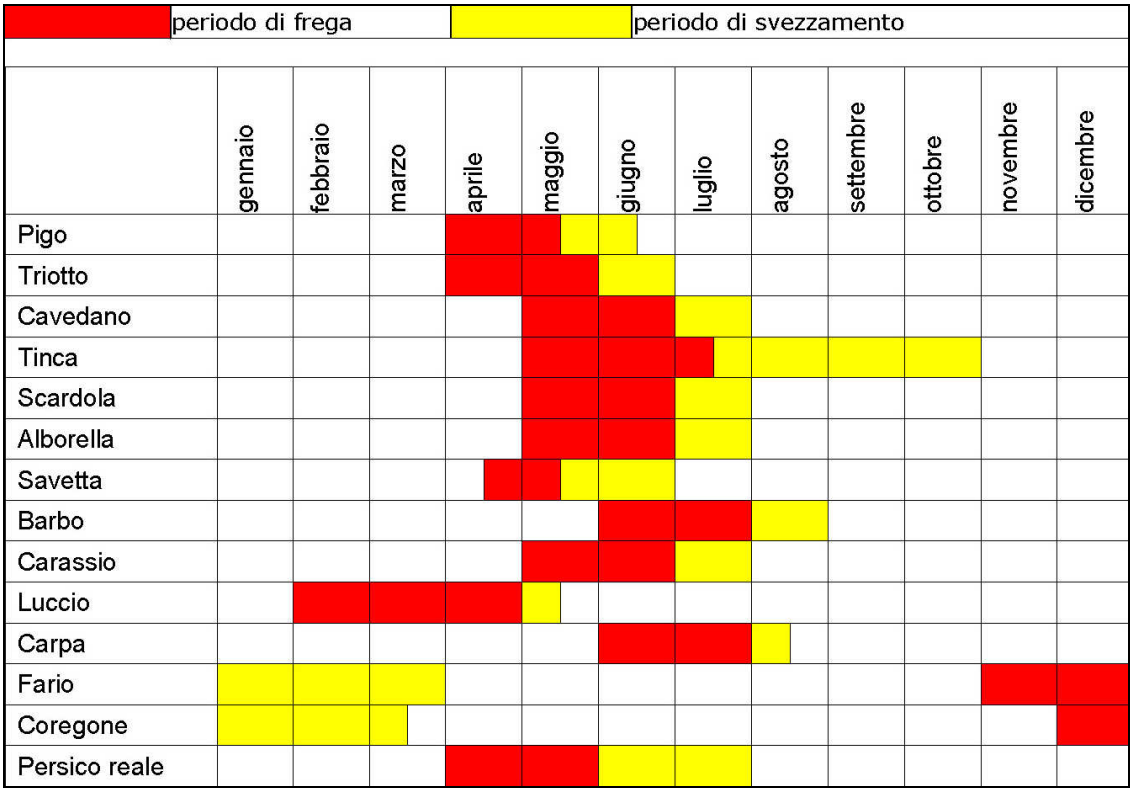


Figura 2 – Periodi di tutela per siti preferenziali di frega e/o svezzamento.

Nel caso di taglio delle macrofite acquatiche basta eseguire gli interventi non a "tabula rasa" ma lasciando, soprattutto sulle rive un'adeguata fascia di vegetazione.

Anche sul fenomeno del drift, trasporto passivo di fauna macrobentonica, importantissimo meccanismo di ricolonizzazione del biota, gli sfalci provocano un evidente danno, come nell'esempio successivo in cui sono riportati risultati del controllo sul drift stagionale dei macroinvertebrati sul rio Piavesella in provincia di Treviso.

Stagione	Ind/mc	N° taxa	Note
Aut 00	3,051	26	-
Inv 01	0,655	20	Dopo aumento portata
Est 01	1,686	17	Dopo sfalcio macrofite
Aut 01	2,504	12	-

Tabella 1 – Risultati delle analisi del drift stagionale dei macroinvertebrati sul rio Piavesella in provincia di Treviso.

12.2 Fauna ittica - Principali specie presenti nei corpi idrici della Toscana

Di seguito si fornisce un elenco delle principali specie presenti nei corpi idrici della Toscana, con l'indicazione delle abitudini alimentari e dei periodi riproduttivi. Questi ultimi, nel caso di utilizzo per una corretta gestione dei fiumi, in un ottica di salvaguardia, andranno calibrati conformemente all'ambito in cui si intende operare.

TROTA FARIO *Salmo (trutta) trutta*

Caratteristiche morfologiche: tipica trota di torrente, con corpo allungato e compresso lateralmente e colorazione molto variabile, strettamente dipendente dall'ambiente in cui vive. Il dorso di solito è scuro ed i fianchi sono ornati da numerose macchie, più o meno grosse, nere, regolari o a forma di X, spesso accompagnate da altre macchie di colore rosso o arancio che appaiono anche su capo, dorso e pinna dorsale.

Comportamento: trova il suo habitat ideale nelle acque limpide, fresche, bene ossigenate, a corrente veloce e con fondi a massi, ciottoli o ghiaie grossolane. E' un pesce solitario e di abitudini territoriali.

Alimentazione: macrobenthos, insetti adulti, piccoli pesci e avannotti.

Riproduzione: è invernale e si estende su un periodo piuttosto lungo per la grande varietà di ceppi introdotti nelle nostre acque; in genere tra novembre e febbraio le trote adulte risalgono gli affluenti minori per individuare i tratti ghiaiosi o ciottolosi adatti alla deposizione delle uova.

Note: l'immissione di materiale da ripopolamento di varie provenienze, ha comportato per questa specie un completo rimescolamento delle caratteristiche genotipiche e fenotipiche del ceppo originario.

CAVEDANO *Leuciscus cephalus*

Caratteristiche morfologiche: corpo fusiforme e slanciato, di colore grigio con riflessi metallici, gradualmente più chiaro sui fianchi e bianco sul ventre; il capo è relativamente grande e appuntito; la bocca, in posizione mediana, è caratterizzata dalla mascella superiore leggermente più lunga di quella inferiore.

Comportamento: popola le acque correnti e limpide. Gli individui giovani tendono ad aggregarsi mentre da adulti preferiscono la solitudine.

Alimentazione: pesce praticamente onnivoro. A volte pratica anche l'ittiofagia.

Riproduzione: maggio-giugno, generalmente su fondali ghiaiosi

TINCA *Tinca tinca*

Caratteristiche morfologiche: corpo tozzo, ricoperto di abbondante muco, di colore generalmente verdastro, tendente al bruno sul dorso e al giallo sul ventre; bocca in posizione mediana, munita di un paio di corti e sottili barbigli.

Comportamento: tipico pesce di fondo, vive acquattata su fondali fangosi, dai quali si muove alla ricerca del cibo soprattutto nelle ore serali e notturne.

Alimentazione: prevalentemente macroinvertebrati e materiale vegetale.

Riproduzione: maggio-luglio, generalmente in acque basse e ricche di vegetazione

SCARDOLA *Scardinius erythrophthalmus*

Caratteristiche morfologiche: corpo tozzo piuttosto sviluppato in altezza di colore bruno-verdastro; occhi grandi di colore dorato o rosso; bocca in posizione supero-mediana, con mascella inferiore leggermente prominente.

Comportamento: è uno dei pesci più comuni e diffusi delle acque italiane, presente nelle risorgive e nei canali ad acqua calda. Di natura gregaria vive in branchi numerosi, lungo le rive o in prossimità della vegetazione acquatica.

Alimentazione: pesce onnivoro ad eccezione degli individui giovani che seguono una dieta vegetale.

Riproduzione: maggio-luglio (almeno 16°) su piante acquatiche

ALBORELLA *Alburnus alburnus alborella*

Caratteristiche morfologiche: taglia piccola, con lunghezza totale massima di 16 cm; corpo slanciato con bocca supera e mascella inferiore prominente; colore bruno-verdastro con riflessi metallici sul dorso e nella metà superiore dei fianchi, bianco argenteo nella metà inferiore dei fianchi e sul ventre.

Comportamento: abitudini gregarie, predilige acque limpide non troppo fredde sia negli ultimi tratti del rhitron che del potamon. Si rinviene inoltre in tutta la fascia delle risorgive.

Alimentazione: regime alimentare vario: fitoplancton, larve di insetti, oligocheti e crostacei.

Riproduzione: giugno-luglio, generalmente su fondali ghiaioso sabbiosi.

SAVETTA *Chondrostoma soetta*

Caratteristiche morfologiche: corpo fusiforme, relativamente sviluppato in altezza, con testa dal profilo appuntito, occhio piuttosto grande e bocca in posizione infera. Si distingue dalla lasca per la maggior taglia e i fianchi senza banda nera ma di colore chiaro argentato.

Comportamento: vive in acque profonde di fiumi con buona portata. Frequenta sia acque con discreta velocità ma anche ambienti lentici, sia in branchi che con pochi individui.

Alimentazione: varia, comprendente invertebrati acquatici, uova di altri pesci e

vegetali soprattutto d'estate.

Riproduzione: aprile-maggio su fondali ghiaiosi in prossimità delle rive. Specie minacciata dagli sbarramenti fluviali che impediscono la risalita dei fiumi per riprodursi.

BARBO COMUNE *Barbus plebejus*

Caratteristiche morfologiche: corpo fusiforme, con profilo ventrale meno arcuato di quello dorsale; il capo è allungato e appuntito, l'occhio è piccolo e la bocca infera. Il primo paio di barbigli è più corto del secondo. La colorazione è bruna sul dorso , più chiara sui fianchi e bianca sul ventre. A parte la regione ventrale il corpo è cosparso di piccoli punti grigi. La pinne sono rossastre.

Comportamento: pesce di fondo, gregario che predilige acque correnti limpide poco temperate con fondi ghiaiosi sabbiosi. Buon nuotatore in acque correnti e vorticose.

Alimentazione: vermi, molluschi, larve di insetti, uova e avannotti di altri pesci, detriti vegetali.

Riproduzione: aprile-luglio (16/17°C), generalmente su fondali ghiaiosi a corrente vivace

Note: caccia soprattutto di notte.

BARBO CANINO *Barbus meridionalis*

Caratteristiche morfologiche: simile al barbo comune da cui si differenzia per numerose macchie brune disposte sul dorso e sui fianchi. Tutte le pinne presentano una macchiettatura nerastra.

Comportamento: predilige acque correnti e fresche spingendosi a monte, nella zona delle trote.

Alimentazione: si alimenta di vermi, larve, molluschi, uova e avannotti.

Riproduzione: maggio-luglio, generalmente su fondali ghiaiosi a buona velocità di corrente

Note: accrescimento piuttosto lento. Specie in fase di contrazione geografica, penalizzata soprattutto dalle regolazioni fluviali degli alvei.

CARASSIO *Carassius auratus* e *Carassius carassius*

Caratteristiche morfologiche: corpo molto sviluppato in altezza. Le due specie si distinguono in base al numero di scaglie presenti lungo la linea laterale: 30-35 in *Carassius carassius* e 27-32 in *Carassius auratus*.

Comportamento: pesce con eccezionali capacità di adattamento e resistenza. Compete con successo con altri ciprinidi che occupano la medesima nicchia ecologica come carpa e tinca, che risultano fortemente penalizzati.

Riproduzione: maggio-giugno, le femmine depongono le uova sulla vegetazione acquatica.

Note: rappresenta l'esempio più tipico della dannosità che deriva dall'immissione nelle acque interne di specie alloctone.

CARPA regina *Cyprinus carpio*

Caratteristiche morfologiche: corpo sviluppato in altezza, con testa e bocca piuttosto piccole. Il profilo della pinna dorsale è generalmente lievemente concavo.

Comportamento: tipico abitatore di acque lente e temperate, con abbondante vegetazione acquatica. Specie gregaria, staziona in prossimità del fondo.

Alimentazione: macroinvertebrati bentonici e detriti vegetali.

Riproduzione: maggio-giugno, le uova vengono attaccate alla vegetazione acquatica sommersa.

PERSICO REALE *Perca fluviatilis*

Caratteristiche morfologiche: corpo compresso lateralmente con dorso incurvato, bocca ampia munita di piccoli denti rivolti all'indietro. Colore di fondo variabile con 5-6 grosse linee trasversali nere che attraversano i fianchi. Pinne ventrali e anali di colore rosso-arancio.

Comportamento: vive in acque lacustri e nel tratto medio terminale dei fiumi. E' di indole gregaria e fondamentalmente sedentario.

Alimentazione: soprattutto carnivoro. Dieta: macroinvertebrati bentonici e piccoli pesci.

Riproduzione: marzo-giugno, le uova vengono deposte sotto forma di nastri gelatinosi color crema su vegetazione sommersa o substrati duri.

Note: conosce notevoli fluttuazioni nella consistenza delle sue popolazioni.

SCAZZONE *Cottus gobio*

Caratteristiche morfologiche: forma del capo tozza, corpo allungato quasi appiattito, colorazione varia con uno spiccato mimetismo nei confronti dei fondali in cui vive.

Comportamento: è un tipico pesce di fondo, vive acquattato tra i sassi rivolto contro corrente. Frequenta tutto il tratto ritrale dei corsi d'acqua.

Alimentazione: soprattutto macroinvertebrati, talvolta anche uova e avannotti di altri pesci.

Riproduzione: marzo-maggio, su un riparo sotto un sasso o su substrato vegetale; il maschio offre cure parentali fino alla schiusa. Nelle risorgive si possono avere anche 2 o 3 deposizioni.

Note: cattura la sua preda con un originale sistema di spinta "a reazione" creato dalla rapida espulsione di acqua dalle branchie. Privo di vescica natatoria, sensibile all'inquinamento, viene predato dalle grosse trote.

LUCCIO *Esox lucius*

Caratteristiche morfologiche: muso appiattito dorso-ventralmente con bocca molto ampia e fornita di robusti denti. Colorazione

variabile dal verdastro al bruno in base all'ambiente che colonizza.

Comportamento: colonizza una vasta gamma di ambienti; habitat preferito sono luoghi ricchi di vegetazione e di sponda dove si nasconde per tendere agguati alle prede.

Alimentazione: dieta ittiofaga comprendente ciprinidi, macrobenthos, girini, rane, piccoli uccelli e mammiferi.

Riproduzione: febbraio-maggio, le uova vengono deposte sulla vegetazione acquatica.

Note: importante ruolo di selezione e controllo su varie specie ittiche. Specie in netto calo numerico e per questo oggetto di costante ripopolamento.

ANGUILLA *Anguilla anguilla*

Caratteristiche morfologiche: corpo lungo, serpentiforme compresso nella parte posteriore, bocca fornita di mascelle robuste armate di piccoli denti. Colorazione scura, nera o verdastra.

Comportamento: trascorre gran parte della sua vita in acque dolci tranne che per riprodursi. Riproduzione con migrazione catadroma.

Alimentazione: gli adulti sono onnivori, attivi soprattutto di notte; si cibano di vermi, larve, uova, avannotti, piccoli pesci e rettili.

Note: specie in forte diminuzione.

GHIOZZO PADANO *Padogobius martensi*

Caratteristiche morfologiche: piccolo pesce bentonico con colore di fondo bruno. Caratteristica è una macchia nera posta all'apice superiore delle pinne pettorali.

Comportamento: vive in un'ampia gamma di ambienti, dai lotici di molti torrenti a quelli lentici di molti canali. Numeroso anche nelle zone delle risorgive.

Alimentazione: si nutre essenzialmente di macroinvertebrati, talvolta anche di uova e avannotti di altri pesci.

Riproduzione: maggio-giugno, generalmente su fondali ghiaiosi

Note: specie spiccatamente territoriale, ogni individuo difende il proprio territorio.

COBITE COMUNE *Cobitis taenia*

Caratteristiche morfologiche: piccolo pesce dal corpo allungato, cilindrico, compresso lateralmente. Capo piccolo, bocca infera, occhi piccoli. Colorazione bruna – giallastra. Presenza di una serie di macchie nere sui fianchi.

Comportamento: tipico pesce di fondo che vive acquattato tra la vegetazione e la sabbia. Frequenta ambienti di pianura o collinari con corsi d'acqua poco profondi e ricchi di vegetazione.

Alimentazione: costituita da macroinvertebrati bentonici.

Riproduz.: aprile-giugno/maggio-luglio in base a temperatura. La deposizione delle uova avviene sul fondo sabbioso o sulla vegetazione.

Note: funzione tattile dei barbigli per cercare il cibo.

ROVELLA *Rutilus rubilio*

Caratteristiche morfologiche: corpo compresso, moderatamente allungato; muso arrotondato. Colore grigio-bruno o verde a riflessi bronzei sul dorso; fianchi argentei con fascia longitudinale scura, più o meno evidente; ventre bianco-argenteo. Pinne rosso-aranciate, a toni accesi nel periodo riproduttivo.

Comportamento: preferisce le zone con acqua corrente e poco profonda, con fondo sabbioso o ghiaioso e con moderata presenza di macrofite.

Alimentazione: è onnivora e ricerca il cibo sul fondo e a mezz'acqua, mangia piccoli molluschi e crostacei, larve ed adulti di insetti, alghe e macrofite.

Riproduzione: marzo-luglio, quando la temperatura raggiunge i 16 °C; la deposizione avviene in acque limpide e poco profonde su vegetazione acquatica o ghiaia.

Note: in alcuni individui è stata osservata un'inversione sessuale proterandrica.

VAIRONE *Leuciscus souffia*

Caratteristiche morfologiche: corpo affusolato e muso arrotondato. Dorso grigio-verdastro o bruno, ventre argenteo. Fianchi percorsi da banda scura orizzontale che inizia dietro l'occhio (in taluni casi può essere poco evidente); pinne pettorali, ventrali ed anale presentano alla base toni aranciati.

Comportamento: vive in acque correnti, limpide, ricche di ossigeno e fondali ghiaiosi.

Alimentazione: la dieta è varia ed include vegetali ed invertebrati, soprattutto insetti, catturati anche sulla superficie dell'acqua.

Riproduzione: tra aprile e luglio in acque basse e correnti, su fondali ghiaiosi o ciottolosi.

Note: produce 148 uova circa per grammo di peso del pesce.

CHEPPIA *Alosa fallax*

Caratteristiche morfologiche: corpo compresso lateralmente caratterizzato dalla presenza di piccoli scudi ossei. Occhi con "palpebra adiposa". Colorazione di fondo argentea con riflessi scuri. Pinna caudale nettamente forcuta.

***Comportamento*:** la specie comprende sia popolazioni anadrome (Alosa) sia popolazioni stanziali in acque lacustri (Agone). L' Alosa è un pesce pelagico con abitudini gregarie, caratterizzato dal compiere migrazioni riproduttive in acque interne. L'Agone è invece un pesce tipicamente zooplanctofago che occupa l'ambiente pelagico, spingendosi nelle zone litorali in inverno e durante il periodo riproduttivo.

Alimentazione: durante la migrazione riproduttiva l'Alosa si nutre di ogni tipo di

piccolo invertebrato planctonico e bentonico, mentre in mare si ciba di pesci e crostacei. L'Agone è invece zooplanctofago.

Riproduzione: l'Alosa rimonta fino a raggiungere fondali sabbiosi o ghiaiosi su cui depone uova di tipo demersale tra aprile-maggio. L'Agone si riproduce tra la metà di giugno e la metà di agosto.

Note: Particolarmente danneggiata da sbarramenti e dighe.

GAMBERO DI FIUME *Austropotamobius pallipes italicus*

Caratteristiche morfologiche: un solo dente post orbitale; primi pereiopodi modificati in una robusta chela con superficie finemente granulosa e dito fisso con evidente scalino sul margine interno.

Comportamento: popola i tratti risorgivi di tutta la penisola, ha abitudini crepuscolari e predilige le acque fredde.

Alimentazione: onnivora con prevalenza di macroinvertebrati bentonici.

Riproduzione: durante la stagione fredda fino ad estate inoltrata; la femmina porta sull'addome le uova fecondate.

Note: specie indigena in pericolo di estinzione, minacciata anche dall'introduzione di specie aliene come il *Procammarus. clarkii e Orconectes limosus.*

Di seguito si riportano delle brevi note anche sulle principali specie aliene che generalmente si possono rinvenire in acque libere e che però non necessitano certo di azioni di salvaguardia.

PERSICO SOLE *Lepomis gibbosus*

Caratteristiche morfologiche: pesce appariscente dal corpo di forma ovale, compresso lateralmente. Bocca piccola e colorazione molto vivace: dorso bruno-verdastro, fianchi con macchie rossastre-arancio-bluastre e caratteristica macchia nera sul lobo opercolare.

Comportamento: preferisce acque lente lacustri e stagnanti con abbondante vegetazione acquatica soprattutto vicino alle rive.

Alimentazione: predatore vorace di macroinvertebrati bentonici.

Riproduzione: maggio-agosto, su un nido vicino alle sponde su substrato sabbioso o ghiaioso ricco di vegetazione preparato dal maschio che offre anche le curve parentali.

Note: specie aliena, si può considerare invasiva nei confronti di altre popolazioni ittiche a cui causa gravi squilibri numerici.

PERSICO TROTA *Micropterus salmoides*

Caratteristiche morfologiche: corpo compresso lateralmente, capo grosso e massiccio provvisto di una grande bocca con mascelle dotate di molti denti aguzzi. Colorazione variabile con presenza di una serie di macchie sui fianchi che a volte formano una banda scura unica.

Comportamento: predilige acque calme, discretamente temperate e con vegetazione.

Alimentazione: predatore con una dieta essenzialmente a base animale.

Riproduzione: maggio-luglio, su un nido vicino alla riva su fondo sabbioso e ricoperto di detriti vegetali realizzato dal maschio, che offre cure parentali e riceve uova da più femmine.

Note: specie aliena di origine Nord-americana.

GAMBUSIA *Gambusia holbrooki*

Caratteristiche morfologiche: corpo tozzo con peduncolo caudale sottile, capo corto con muso appuntito e bocca supera con mandibola inferiore prominente. Colorazione grigio – verdastra con reticolatura scura sulla superficie delle scaglie.

Comportamento: predilige acque calme e temperate con fondali fangosi e ricchi di vegetazione acquatica.

Alimentazione: piccoli organismi, larve di insetti (ditteri), crostacei planctonici e alghe acquatiche.

Riproduzione: maggio-settembre. Una volta al mese partoriscono 5-40 piccoli già indipendenti.

Note: specie aliena, tollerante all'inquinamento. E' stata introdotta a partire dal 1922 per la lotta biologica contro le zanzare del genere *Anopheles*, responsabili della trasmissione all'uomo del *Plasmodium* della malaria.

PESCE GATTO *Ictalurus melas*

Caratteristiche morfologiche: corpo tozzo e capo massiccio, appiattito dorsalmente. Bocca grande, munita di mascelle robuste. Presenza di 8 barbigli. Colore scuro, privo di scaglie e con abbondante muco. I° raggio delle pinne pettorali e della dorsale molto acuminato.

Comportamento: vive in corsi d'acqua lenti, stagni, paludi, zone con acque poco profonde e con fondi fangosi dove si infossa durante il periodo freddo.

Alimentazione: vorace predatore di macroinvertebrati bentonici, rane e piccoli pesci.

Riproduzione: giugno-agosto; la femmina depone un'unica massa di uova gelatinose color crema in una buca tra la vegetazione o un riparo; sia i maschi che le femmine effettuano cure parentali.

Note: specie aliena, vive anche in ambienti poveri d'ossigeno grazie ad una limitata respirazione cutanea.

RUTILO o GARDON *Rutilus rutilus*

Caratteristiche morfologiche: simile al triotto da cui differisce per la colorazione rossastra delle pinne.

Comportamento: specie tipica di laghi,

canali e corpi idrici a corso lento, dove vive in gruppi numerosi tra la vegetazione.

Alimentazione: si nutre di piccoli invertebrati, soprattutto bentonici, ma anche di vegetali.

Riproduzione: aprile-giugno, quando la temperatura raggiunge i 10 °C, in acque non profonde, con corrente debole ma ossigenata. L femmine depongono uova adesive che aderiscono alle radici sommerse, alle erbe acquatiche o sulla ghiaia dei fondali.

Note: specie aliena introdotta come ripopolamento per le attività sportive.

PSEUDORASBORA *Pseudorasbora parva*

Caratteristiche morfologiche: corpo fusiforme con capo appuntito e caratteristica apertura boccale posta molto in basso. Colore grigio sul dorso, argenteo sui fianchi e bianco sul ventre; lungo i fianchi è più o meno evidente una banda scura. Il bordo posteriore delle scaglie è pigmentato di scuro.

Comportamento: Preferisce acque stagnanti o a corso lento.

Alimentazione: si nutre di larve d'insetto, piccoli pesci e uova di pesce

Riproduzione: aprile-giugno in zone con abbondante vegetazione sommersa.

Note : specie aliena, di origine asiatica, con capacità di adattamento molto elevata e strategie riproduttive precoci. La sua introduzione è legata al suo utilizzo come esca viva.

RODEO *Rhodeus sericeus*

Caratteristiche morfologiche: piccolo pesce dalla colorazione di fondo chiara, la pinna anale è di colore rossastro, mentre assai caratteristica è una breve linea nera presente nel peduncolo caudale.

Comportamento: ha occupato vari habitat tra i quali canali di bonifica e ruscelli delle risorgive. Presenza legata a substrati fini, sabbiosi, limosi.

Alimentazione: onnivora con prevalenza di macroinvertebrati bentonici.

Riproduzione: in primavera, deposizione delle uova nella cavità palleale di bivalvi (genere *Unio*).

Note: specie aliena molto adattabile, compete con successo con le specie autoctone.

Continuità fluviale e tutela dell'ittiofauna: pianificazione e criteri tecnici per la progettazione di passaggi artificiali per pesci

E. Pini Prato

13.1 Il continuum fluviale e i passaggi artificiali per pesci

13.1.1 Frammentazione fluviale e fauna ittica

Da circa un ventennio gli studi sugli ecosistemi fluviali hanno evidenziato una notevole complessità di interazioni tra processi idrologici, morfologici e biologici.

In generale questi sistemi hanno una dinamica evolutiva in cui variabili temporali e spaziali influenzano la connettività degli habitat acquatici relativamente ai processi di scambio energetico, alle opportunità migratorie ed alle strutture di comunità viventi.

In particolare è posta in risalto l'importanza di considerare le acque correnti come sistemi aperti dove le relazioni tra il sistema acqua ed il territorio circostante sono intimamente connesse, secondo il concetto della multidimensionalità dei sistemi fluviali.

In particolare, la fauna ittica subisce il livello di integrità ecologica del proprio ambiente di vita, risultando a diverso titolo influenzata nel livello di compromissione, dalla frammentazione degli habitat che popola.

Questa considerazione, diviene tanto più forte quanto più lunghi sono gli spostamenti migratori delle specie: ad esempio le specie anadrome subiscono nel modo più evidente la frammentazione della continuità longitudinale a causa degli sbarramenti antropici che ne impediscono la libera circolazione verso monte; anche singoli interventi possono risultare catastrofici per la sopravvivenza di specie che hanno l'esigenza di svolgere la propria fase riproduttiva nel tratto superiore dei fiumi.

La realizzazione di dighe e traverse ha degli effetti negativi sulle popolazioni ittiche naturali dei corsi d'acqua di tutto il mondo, determinando una diminuzione della biomassa e la scomparsa o l'estinzione di alcune specie.

Nel panorama italiano, malgrado il costante aggiornamento progettuale e scientifico in materia di gestione dei corsi d'acqua e dell'ittiofauna, il livello di arretratezza risulta ancora vistoso, sostenuto dalla scarsa competenza tecnica che supporta gli effetti negativi di una committenza spesso fuorviata, provocando danni economici ed ambientali di un certo peso (Ferri, 1984).

La ricostruzione della continuità longitudinale appare perciò un elemento fondamentale nella conservazione delle specie ittiche in pericolo di estinzione.

Conseguentemente la progettazione di passaggi per pesci si inserisce in uno studio complessivo del sistema idrico, raccogliendo una serie di osservazioni più ampia rispetto alla semplice soluzione ingegneristica della sola opera idraulica.

Un sicuro recupero faunistico deve passare attraverso un restauro complessivo dell'integrità ecologica dei sistemi fluviali realizzata con una progettazione e valutazione di tipo interdisciplinare.

I passaggi per pesci costituiscono quindi strumenti atti a ripristinare la continuità del corridoio fluviale offrendo le condizioni per lo svolgimento di questi spostamenti ciclici e permettendo la continuazione della specie nel proprio habitat di appartenenza.

La loro progettazione prevede necessariamente un approccio multidisciplinare, in cui vi concorrono conoscenze di tipo biologico e di tipo tecnico con particolare riferimento all'ingegneria idraulica fluviale ed alle tecniche di costruzione.

La conoscenza del "comportamento migratorio" del pesce è il requisito per progettare l'impianto che più gli si addice (Pini Prato et Al. 2006), poiché molte specie sono particolarmente sensibili a determinati comportamenti idraulici della corrente come zone di eccessivo ricircolo, eccessiva aerazione dell'acqua, risalto idraulico, ecc. ed è pertanto in base alla/e specie da favorire che si scelgono soluzioni progettuali dalla differente "risposta" idraulica.

Per questo è fondamentale che sia definito con chiarezza in fase di progettazione l'obiettivo per il quale si realizza un passaggio per l'ittiofauna, ovvero che siano definite le specie ittiche cui è destinato il dispositivo, in modo che

questo possa essere adeguatamente tarato sulle relative capacità natatorie ed esigenze biologiche.

Le specie "guida", o target, possono indicativamente essere o tutti gli esemplari di tutte le diverse specie presenti nel tratto, o solo gli esemplari in età riproduttiva, oppure tutti gli esemplari di un numero limitato di specie caratterizzate da comportamenti migratori e/o solo quelle di elevato pregio e valore naturalistico (Comoglio et Al., 2005).

Questo implica la necessità di conoscere la composizione dell'ittiofauna presente e le caratteristiche di dinamicità delle diverse specie, al fine di adeguare ad esse le caratteristiche progettuali dell'opera.

13.1.2 I passaggi artificiali per pesci

Come introdotto al paragrafo precedente, i passaggi artificiali per pesci si possono considerare opere di ingegneria idraulica finalizzate alla tutela ed alla salvaguardia del patrimonio ittiofaunistico, consentendo il mantenimento della continuità longitudinale.

I passaggi per pesci sono quindi opere idrauliche finalizzate alla mitigazione degli impatti ambientali, nel momento in cui lo stato naturale di un ecosistema fluviale viene alterato da manufatti che ne comportino una modifica dello stato originario.

Tali dispositivi andrebbero previsti sin dalla fase di progettazione dei manufatti idraulici che determinano un ostacolo alla libera circolazione dell'ittiofauna (derivazioni, briglie e soglie per la sistemazione d'alveo, attraversamenti viari, etc.), ma sicuramente un loro impiego è auspicabile anche su manufatti esistenti, venendo così a costituire un rilevante intervento finalizzato alla riqualificazione degli ambienti fluviali e riparali.

I passaggi artificiali sono perciò opere di considerevole importanza ecologica e trovano il loro supporto legislativo nel Testo Unico delle Leggi sulla Pesca - R.D. n°1604 del 8 Ottobre 1931, art.10 che rimane, ancora oggi, l'unica legge vigente in materia a livello nazionale: *"Nelle concessioni di derivazione d'acqua debbono prescriversi le opere necessarie nell'interesse dell'industria della pesca (scale di monta, piani inclinati, graticci all'imbocco dei canali di presa ecc.) in base agli elementi tecnici che saranno richiesti dal Ministero dell'agricoltura e delle foreste. Con le stesse modalità possono anche essere ordinate modificazioni in opere preesistenti, e, qualora la costruzione di opere speciali per la pesca non sia possibile, potranno prescriversi al concessionario immissioni avannotti a sue spese"*.

Le prescrizioni autorizzative rilasciate dalle Autorità competenti si sono però indirizzate nella stragrande maggioranza dei casi verso l'obbligo per il concessionario di semine annuali di avannotti (in particolare per opere insistenti su corsi d'acqua nei quali si ha un discreto interesse alieutico e dove le associazioni locali di pesca hanno un peso non trascurabile).

I passaggi per pesci sono stati in Italia materia di notevole interesse ai primi del '900 - si pensi che la prima opera documentata ufficialmente in Italia risale al 1899 (Pini Prato, 2004) ma, anche a causa della suddetta carenza nella relativa applicazione, hanno perduto la loro "popolarità" per un lungo periodo, lasciando un vuoto scientifico e culturale che ha comportato danni anche molto gravi al patrimonio ittiofaunistico nazionale, come la rarefazione o la scomparsa di specie migratorie da vari corsi d'acqua.

Infatti si è riscontrato che è molto bassa la percentuale di derivazioni dotate di passaggio, ad esempio in Regione Piemonte da una recente elaborazione effettuata sul catasto utenze risulta che circa l'8 % del totale delle derivazioni in atto risulta dotata di tali dispositivi (Comoglio, 2004) ed inoltre buona parte di questi sono opere dismesse, non funzionanti o molto spesso erroneamente progettate.

Proprio per la mancanza di chiare prescrizioni legislative e di specifici organi tecnici di controllo, le poche opere costruite sono state spesso realizzate senza alcuna cognizione delle metodologie progettuali, pertanto ottemperando nella forma a quanto previsto per legge, ma di fatto producendo opere di totale inutilità.

Il risultato di queste carenze è che, dall'inizio del 1900 ad oggi, a seguito alla realizzazione della maggior parte degli impianti idroelettrici italiani ed al forte incremento dei carichi inquinanti veicolati nei corpi idrici, si sono estinte alcune specie migratrici da molti corsi d'acqua, come alcuni storioni (*Acipenser sturio, Acipenser naccarii, Huso huso*) e la cheppia (*Alosa fallax*) nel Po e negli affluenti maggiori (*Panaro, Secchia, Adige, Ticino*, etc.) mentre molte altre specie si sono rarefatte e sono ad oggi a rischio di estinzione, come l'anguilla (*Anguilla anguilla*) dai corsi d'acqua tirrenici, la lampreda di mare (*Petromyzon marinus*) e la lampreda di fiume (*Lampetra fluviatilis*).

Più recentemente, con l'introduzione delle normative nazionali e regionali sulla VIA (Valutazione di Impatto Ambientale), la realizzazione dei passaggi per pesci sta progressivamente divenendo una misura mitigativa presa in considerazione nell'ambito degli Studi di Impatto Ambientale, anche se solamente per le nuove derivazioni e risultando tuttora non supportata da una adeguata base tecnico-scientifica che consenta di realizzare in maniera diffusa opere sufficientemente efficaci.

In ambito locale si possono comunque individuare alcuni riferimenti normativi emanati negli ultimi anni, anche se in modo

disomogeneo sul territorio.

In ogni caso, nonostante la legislazione specifica e la consapevolezza della necessità questo tipo di opere per la tutela degli ecosistemi fluviali, l'Italia è da considerarsi un paese ancora molto arretrato nella materia, sia per quanto riguarda gli aspetti tecnici, sia per gli aspetti normativi legati alla verifica di funzionamento delle opere realizzate, a differenza di quanto riscontrabile in diverse realtà del continente europeo che americano.

Si è riscontrato che la maggior causa dell'inefficienza dei passaggi per pesci esistenti è stata causata, ed è ancora causa, della mancanza di un corretto approccio metodologico di progettazione e dell'assenza di studi specifici che permettano la "taratura" dei modelli elaborati all'estero sulle esigenze biologiche e sulle capacità natatorie delle specie ittiche caratterizzanti il reticolo idrografico italiano.

Infatti, molto spesso i passaggi per pesci sono stati spesso interpretati soltanto come opere di ingegneria idraulica, proponendo studi totalmente avulsi dalle necessità e capacità natatorie della fauna ittica per cui erano destinati.

Si può sostenere che la maggior parte delle opere inefficienti lo sono a causa della mancanza di un approccio multidisciplinare che veda incontrarsi l'ingegneria idraulica con la biologia e l'ecologia delle specie ittiche: la gran parte delle opere rinvenibili sul territorio sono state progettate senza tenere conto dei valori di velocità dell'acqua, dissipazione di potenza, turbolenza, oltre che periodo ottimale di funzionamento, in riferimento alla fauna ittica che avrebbe dovuto giovarsi dell'opera.

13.1.3 Riferimenti normativi nella Regione Toscana

Ad oggi, la proposta del ripristino della continuità longitudinale trova la sua collocazione legislativa in una serie di normative a carattere nazionale e regionale.

In particolare in Regione Toscana sono entrate in vigore negli ultimi anni, la nuova Legge Regionale sulla Pesca (L.R. 2005/07) e le Indicazioni tecniche (D.G.R. 1148/2002) per l'applicazione della Legge Regionale sulla Biodiversità.

Riordinando quindi quanto è inerente in materia di passaggi per pesci, e tutela dei corridoi ecologici e delle specie ittiche, si ha la seguente lista:

- L.R. 3 Gennaio 2005 n°7: Gestione delle risorse ittiche e regolamentazione della pesca nelle acque interne - art.14 " Interventi sui corpi idrici e salvaguardia dell'ittiofauna":

"I progetti delle opere pubbliche regionali, delle opere di interesse pubblico e delle opere private che comportino l'occupazione totale o parziale del letto dei fiumi o torrenti prevedono la costruzione di strutture idonee a consentire la risalita ed il libero spostamento delle specie ittiche; nel caso in cui la realizzazione delle strutture di risalita sia tecnicamente impossibile, i soggetti interessati corrispondono annualmente alla provincia competente per territorio una somma pari al costo del ripopolamento ittico del corso d'acqua".

- L.R. 56/2000: Norme per la conservazione e la tutela degli habitat naturali e seminaturali, della flora e della fauna selvatiche.

"Area di collegamento ecologico funzionale un'area che, per la sua struttura lineare e continua o per il suo ruolo di collegamento, è essenziale per la migrazione, la distribuzione geografica e lo scambio genetico di specie selvatiche"

- Delibera di Giunta Regionale n.1148 del 21 ottobre 2002: Indicazioni tecniche per l'individuazione e la pianificazione delle aree di collegamento ecologico ai sensi ai sensi dell'articolo 10, comma 1, della L.R. 56/2000.

"…Per queste ragioni, il principale intervento di conservazione e di ripristino della connettività per i pesci è l'allestimento di scale di rimonta, in corrispondenza degli sbarramenti presenti sui maggiori corsi d'acqua".

- Deliberazione Consiglio Regionale Toscana n° 155 del 20 Maggio 1997, punto 4.2 - Opere trasversali, briglie, soglie:

"In ogni situazione in cui risulti tecnicamente possibile, tenuto conto della pendenza dell'alveo e del dislivello da superare, in luogo della costruzione di manufatti di tipo tradizionale (briglie e traverse) in calcestruzzo o in gabbioni, si dovrà prevedere la realizzazione di una o più rampe in pietrame, di caratteristiche idonee per consentire anche la risalita della fauna ittica.

Qualora la pendenza non consentisse la costruzione di rampe in pietrame, le briglie, preferibilmente in legname e pietrame, dovranno essere dotate di scale di risalita per i pesci, quando ubicate in tratti di corso d'acqua di interesse per la fauna ittica (sentito il parere del competente Servizio Provinciale) o privo di sbarramenti trasversali per una lunghezza significativa".

13.2 Pianificazione e progettazione

13.2.1 Dove intervenire?

Il concetto di pianificazione degli interventi per il ripristino della continuità fluviale dei corsi d'acqua è regolato soprattutto sul rapporto tra la necessità di realizzare interventi sugli sbarramenti esistenti e la migliore allocazione delle risorse economiche destinabili per questo tipo di opere.

Esiste una discrepanza tra la necessità degli interventi da realizzare e la potenzialità economica delle Amministrazioni per attuarli, anche in virtù del fatto che in Italia, ad oggi, queste opere continuano ad essere un vincolo di legge facilmente eludibile.

Altresì, la scarsa conoscenza del problema da parte delle Amministrazioni stesse, ha generalmente diretto le risorse per i miglioramenti o la gestione della pesca verso altre attività, e la realizzazione di passaggi per pesci sul territorio è stata assai trascurata.

In definitiva, non essendo sostenibile un programma di interventi che possa coprire tutte le effettive esigenze del territorio, è fondamentale pianificare su larga scala quelli che risultano più urgenti ed immediati per risolvere anzitutto criticità ecologiche ed ambientali di particolare rilievo.

Ciò può consentire la massimizzazione del rapporto costi/benefici, indirizzando le limitate risorse disponibili verso i siti preferenziali.

La pianificazione del ripristino della continuità fluviale può essere strutturata, ad esempio, sul calcolo degli appositi *Indici di Priorità di Intervento* ai quali risultati numerici possono integrarsi considerazioni di tipo qualitativo, tra le quali la conoscenza personale dei siti, il sistema delle interviste a pescatori o popolazioni locali, testimonianze storiche della presenza di specie con attitudini migratorie spiccate.

A queste potrebbe essere associata, per maggior completezza, un'analisi ambientale dell'ambiente circostante, caratterizzata dalla conoscenza di parametri di qualità come Indice di Funzionalità Fluviale, l'Indice Biotico Esteso, Indice Ittico, conoscenza di potenziali zone di frega, ecc.

13.2.2 Gli Indici di Priorità di Intervento

Definito come rapporto di continuità (*RC*) la relazione tra la lunghezza (*Lt*) di un tratto di corso d'acqua misurato in km ed il numero di sbarramenti (*N*) gravanti su di esso, risulta che, nella maggior parte dei casi, questo numero è piccolo nei tratti montani e tende a crescere nei tratti di pianura e nelle zone di estuario.

$$RC = Lt/N$$

Su questo concetto elementare sono stati ideati appositi indicatori ambientali in grado di quantificare lo stato di frammentazione di un corso d'acqua per poterlo comparare con altri, al fine di scegliere e pianificare interventi per il ripristino della continuità.

Questi descrittori ambientali sono denominati Indici di Priorità di Intervento e sono strumenti di uso pratico ed applicativo per la valutazione delle priorità di intervento, nel caso della realizzazione di passaggi artificiali per pesci su sbarramenti esistenti. Possono essere utilizzati per interventi alternativi relativi a singoli sbarramenti, a livello di intere aste fluviali, o porzioni di esse.

Si tratta di indici numerici adimensionali per i quali al crescere del valore, maggiore è la priorità di intervento su quello sbarramento o su quel bacino. Essi sono:

IPs : indice di priorità di intervento sul singolo sbarramento. Si utilizza per confrontare l'intervento su uno sbarramento piuttosto che su un altro, sullo stesso o su differenti corsi d'acqua.

IPt: indice di priorità di intervento totale. Si utilizza su un singolo bacino, su una porzione di esso o su bacini differenti.

Gli indici sono stati messi a punto per favorire la progettazione di passaggi presso:

1. corsi d'acqua con scarsa frammentazione longitudinale, così ove sia più agevole il ripristino della continuità fluviale

2. corsi d'acqua frammentati in cui il tratto a monte dello sbarramento sia di una lunghezza significativa rispetto a quello a valle

3. opere di sbarramento di modesta altezza, in cui l'intervento risulti più semplice e meno costoso rispetto ad opere trasversali di grande altezza

4. presenza di specie ittiche con spiccate esigenze migratorie, autoctone e protette, rispetto a quelle stanziali, alloctone, indesiderate e non protette

Per il calcolo degli indici di priorità di intervento è necessaria la raccolta dei seguenti dati:

- lunghezze dei tratti di corso d'acqua da raccordare, misurate in km
- altezze, misurate in metri, degli sbarramenti esistenti e loro numero
- specie ittiche e relative caratteristiche

biologiche, indicizzate con un coefficiente indicato con *ki* e tipico per ogni specie.

Tali fattori sono facilmente reperibili in quanto è sufficiente una cartografia dell'area di studio in scala almeno 1:10.000, il rilievo dell'altezza degli sbarramenti e la carta ittica, o il campionamento se necessario, per la determinazione del popolamento ittico.

L'Indice di Priorità di Intervento sul Singolo Sbarramento è calcolato:

$$IPs = Ms \ I \qquad (1)$$

Ove:

Ms (fattore morfologico) = (*Lv*+*Lm*) *Lm*/*Lv* 1/*H*

I (fattore ittico) = Σki

Con:

Lv = lunghezza del tratto continuo a valle dello sbarramento
Lm = lunghezza del tratto continuo a monte dello sbarramento
H = altezza dello sbarramento
Σki = sommatoria dei coefficienti di priorità ki delle specie presenti

Il fattore morfologico contiene i parametri fisici caratterizzanti il sito di intervento, ovvero la lunghezza fluviale totale che si raggiunge unendo i due tratti, nonché l'altezza dello sbarramento da superare.
Questo fattore tiene conto inoltre del rapporto dimensionale dei due tratti, ovvero della significatività del tratto di monte che si va a collegare a quello di valle.
Il fattore ittico tiene conto invece delle specie presenti nel corso d'acqua, sia dal punto di vista della loro attitudine migratoria, sia del valore naturalistico (specie protette) che esse assumono nel contesto specifico in cui è localizzato l'intervento.

L'Indice di Priorità di Intervento totale è calcolato:

$$IPt = Mt \ I \qquad (2)$$

Ove:

Mt (fattore morfologico) = (*Lt*) 1/$N\Sigma hi$

I (fattore ittico) = Σki

Con:

Lt = lunghezza totale dell'asta fluviale raccordata, o porzione di essa
N = numero degli sbarramenti da superare
Σhi = (h1 + h2 + …h n) = sommatoria delle altezze di tutti gli sbarramenti da superare
Σki = sommatoria dei coefficienti di priorità (*ki*) delle specie presenti

Il fattore morfologico contiene i parametri fisici caratterizzanti il sito di intervento, ovvero la lunghezza totale che si raggiunge unendo tutti i tratti, nonché il numero degli sbarramenti da dotare di passaggio per pesci e la sommatoria delle loro altezze.
Questo fattore contiene il rapporto di frammentazione poiché *Lt*/*N* = *RF*. Il fattore ittico si calcola come per l'indice *IPs*.

Infine, il coefficiente di priorità delle specie ittiche, indicato con *ki*, esprime l'importanza della singola specie all'interno del territorio in studio; pertanto è stato ideato per essere flessibile ed adattabile a qualsiasi contesto geografico.
La valutazione del *ki* è principalmente rivolta all'attitudine migratoria delle specie e, solo secondariamente, al suo valore conservazionistico.
La sua determinazione si basa su due parametri – Mobilità (*Mob*) e Valore naturalistico (*Vn*) – ai quali è stato attribuito un punteggio. Esiste perciò una lista dei *ki* per le specie della Regione Toscana (per approfondire si rimanda alla specifica pubblicazione citata in bibliografia).
Uno specifico software chiamato *Priority Index 1.1*, è stato programmato per il calcolo degli Indici di Priorità.
Il programma è interamente scritto in Visual Basic.net ed è strutturato per essere utilizzato da utenti medi o poco esperti nell'uso del PC, è infatti basato soprattutto sull'intuitività ed immediatezza, grazie all'interfaccia grafica in cui è elementare l'immissione dei dati di input.
Si compone di una maschera principale per il calcolo degli indici, di una per la gestione delle specie ittiche da considerare e di una maschera esplicativa delle formule utilizzate.
Il software fornisce una metodologia standardizzata e costituisce quindi uno strumento informatico di facile utilizzo per il calcolo degli indici, è stato progettato infatti per un utilizzo da parte di Amministrazioni con competenza nella gestione dei corsi d'acqua.

13.2.3 Criteri per la pianificazione

La pianificazione gli interventi prevede come AZIONE 1. la stesura dell'ordine delle priorità di intervento per interi tratti o sottobacini.
Questa azione si basa sul calcolo dell'indice di priorità *IPt* effettuato sui vari tratti analizzati, considerando che l'ordine degli stessi deve essere ripartito tra corso principale del bacino

ed affluenti.

Una volta individuata la priorità dei vari tratti l'AZIONE 2. prevede, all'interno dei vari tratti, la stesura di un ordine degli interventi per ogni singolo sbarramento.

L'ordine viene stabilito secondo i seguenti criteri di classificazione:

Criterio A. La scala delle priorità degli interventi su singolo sbarramento deve essere basata sul calcolo dello specifico indice IPs, soprattutto nel caso di ambienti con specie prevalentemente dulciacquicole.

Criterio B. Se in presenza (o in potenzialità accertata e testimoniata) di specie diadrome obbligate, con rimonta dal mare per la migrazione riproduttiva in acqua dolce (anadrome), delle quali si voglia favorire la migrazione, la pianificazione dei passaggi per pesci deve essere prevista sempre partendo dallo sbarramento più a valle del tratto, ove si arresta la rimonta, indipendentemente dal valore dell'indice IPs.

Criterio C. Gli interventi debbono essere localizzati primariamente sugli sbarramenti che non risultano mai superabili in alcuna condizione idrica, solo secondariamente sugli sbarramenti che invece sono parzialmente superabili, ad esempio soltanto in alcuni periodi dell'anno.

Altre osservazioni di tipo qualitativo, basate sulla conoscenza approfondita degli habitat, possono essere integrate per migliorare ed affinare la scelta dei siti di intervento e per valutare, in maniera più completa, le reali criticità.

13.2.4 Criteri per la progettazione

La progettazione di passaggi artificiali prevede obbligatoriamente un approccio multidisciplinare, costituendo un settore altamente specialistico al quale concorrono sia conoscenze di tipo tecnico ed idraulico che biologiche.

Tali conoscenze si ordinano, schematicamente nel seguente iter metodologico per la corretta progettazione:

a) indagine sulla fauna ittica presente e scelta della/e specie da favorire definite specie target ,

b) conoscenza del calendario migratorio e/o riproduttivo per la/e specie target,

c) analisi del regime fluviale presso lo sbarramento (portate, livelli, velocità della corrente, trasporto solido, etc.) durante l'arco dell'anno e soprattutto nel periodo migratorio prima individuato per la/e specie target,

d) scelta della portata di utilizzo da destinare all'opera idraulica in relazione alla portata media del corso d'acqua nel periodo individuato,

e) scelta della tipologia di passaggio più idonea al contesto analizzato.

Il passaggio artificiale deve risultare, in definitiva, la risposta tecnica a tutti i fattori che caratterizzano uno specifico contesto ambientale, sia dal punto di visto idrologico ed idraulico, sia dal punto di vista ecologico.

Ogni situazione rappresenta comunque un caso unico per condizioni ambientali, idrauliche, faunistiche, e pertanto dovrà seguire una corretta una metodologia applicativa invece di limitarsi alla banale e spesso totalmente inefficace riproduzione di modelli standard da manuale.

Per inquadrare correttamente le tipologie di intervento proposte, si ricorre alla classificazione che si inserisce una aggiornata sistematica in materia di passaggi per pesci.

Le varie tipologie vengono classificate in tre macro-gruppi secondo la recente bibliografia internazionale conformemente alla nuova Commissione Europea "EIFAC Working Party for Fish Passage Best Practises" – istituita dalla FAO. Questa catalogazione consente l'utilizzo di una terminologia comune per la definizione delle opere, al fine di creare una maggior chiarezza intorno a fuorvianti dizioni.

Passaggi tecnici (technical fishpasses): varie tipologie testate ed omologate dal punto di vista idraulico e funzionale, apparentemente simili a comuni opere di ingegneria civile. Privilegiano l'uso di murature e parti metalliche o meccaniche come paratoie, diaframmi, deflettori, ecc. non imitando condizioni d'alveo naturali. Sono la tipologia di maggior utilizzo in tutto il mondo per la grande adattabilità a più svariati scenari.

Passaggi naturalistici (close to nature fishpasses): passaggi artificiali il cui aspetto imita le caratteristiche naturali del corso d'acqua sostituendo un dislivello con rapide, rampe di pietrame, percorsi d'acqua alternativi, etc. Talvolta possono essere realizzati anche con tecniche di ingegneria naturalistica.

Strutture speciali (special fishpasses): opere che permettono il passaggio dei pesci da valle a monte e viceversa, senza ricostituire però la continuità fluviale. I pesci vengono semplicemente spostati passivamente oppure attivamente, ma il fiume continua a rimanere sostanzialmente interrotto.

Questi macro-gruppi comprendono al loro interno una serie di varianti, costituenti sotto - tipologie di opera in cui le differenze tecniche sono spesso anche sensibili; anche queste opere sono ulteriormente classificate secondo una nomenclatura ormai standardizzata (per approfondire si rimanda alle pubblicazioni citate in bibliografia).

13.3. Conclusioni

La realizzazione di passaggi per l'ittiofauna, non solo nell'ambito di nuovi progetti ma anche per l'adeguamento delle opere esistenti, costituisce, insieme al deflusso minimo vitale, la principale misura mitigativa atta a perseguire la compatibilità ambientale delle infrastrutture idrauliche interferenti con le biocenosi acquatiche e gli ecosistemi fluviali.

Tali azioni risultano inoltre fondamentali per il conseguimento degli obiettivi di tutela delle risorse idriche recentemente definiti dalle direttive comunitarie e dalle normative nazionali.

Con il presente lavoro si è voluto fornire un contributo conoscitivo di carattere generale atto ad evidenziare le criticità che attualmente permangono in questo specifico settore in ambito nazionale ponendo l'accento su alcune iniziative di ricerca che possono costituire un utile riferimento per successive iniziative di ricerca scientifica e tecnico-amministrative.

Al fine di poter perseguire una più estesa ed efficace applicazione dei passaggi per pesci in ambito italiano andrebbe sicuramente prevista l'emanazione di una specifica legislazione nazionale di riferimento con precise indicazioni vincolanti per le derivazioni ed i manufatti interferenti con gli alvei fluviali nuovi ed esistenti, e con la definizione di criteri per valutare a livello di singolo bacino idrografico le priorità di intervento per il ripristino del river continuum. Inoltre, la realizzazione di casi-studio ed impianti pilota ed il successivo monitoraggio dell'efficacia dei dispositivi realizzati potranno al contempo fornire adeguati elementi tecnici che, tramite adeguate sperimentazioni, potranno condurre ad una futura revisione degli attuali criteri progettuali che risultano esclusivamente basati su esperienze estere.

Bibliografia

1. Comoglio C., Pini Prato E., Rosso M. (2004). Proposta di linee guida per l'adeguamento delle opere di presa esistenti al rilascio del deflusso minimo vitale. Collana Ambiente, Regione Piemonte: 159 pp.
2. Comoglio C., Pini Prato E. (2005). Recenti iniziative per la messa a punto di criteri tecnico-operativi per la realizzazione di passaggi di risalita per l'ittiofauna. In XV° Congresso della Società Italiana di Ecologia. 12-14 settembre 2005, Torino.
3. Pini Prato E., Gianaroli M., Ferri M., Comoglio C., MArconato E., Maio G., Marmulla G., Larinier M. (2006). Linee guida per il corretto approccio metodologico alla progettazione di passaggi per pesci. Ed. Provincia di Modena: 135 pp + appendice.
4. Pini Prato E., Comoglio C. (2006). Applicazioni dell'idraulica all'ecologia dei sistemi fluviali: i passaggi artificiali per pesci. In Atti XXX° Convegno di Idraulica e Costruzioni Idrauliche, Roma 2006.
5. Pini Prato E. (2007). Descrittori per interventi di ripristino della continuità fluviale: Indici di Priorità di Intervento. Biologia Ambientale, 21 (1): 9-16.
6. Barneschi M., Pini Prato E. (2007). Il software Priority Index 1.1 per il calcolo degli Indici di Priorità di intervento per la tutela della continuità fluviale. In Atti del convegno nazionale AIIA (Associazione Italiana Ingegneria Agraria), Firenze.

Utilizzo di descrittori numerici in ambiente GIS

S. Schweizer[1]

14.1 Introduzione

Viene qui di seguito illustrata l'analisi di alcuni descrittori numerici riguardanti i mesohabitat a scala di corridoio fluviale che possono essere di supporto/integrazione per progetti di riqualificazione lungo un'intera asta fluviale o di un suo settore (valenza gestionale) e, di conseguenza, fornire parametri ecologicamente rilevanti al progettista per aiutarlo nella scelta della tipologia, distribuzione e dimensionamento delle opere di riqualificazione in alveo e sponda (valenza progettuale).

In particolare, nella ricostruzione di una fascia di vegetazione riparia –uno degli interventi chiave della riqualificazione fluviale– troviamo, tra i principali problemi da affrontare, la determinazione dell'ampiezza della fascia stessa.

In linea generale, infatti, la larghezza delle fasce fluviali non deve essere fissa, ma va determinata sulla base della/e funzione/i che deve assolvere e delle condizioni locali (es. pendenza, permeabilità del suolo, ecc.).

Da qui l'esigenza di strumenti che consentano di calcolare tale ampiezza. In particolare verranno analizzati un algoritmo per la delineazione delle fasce vegetazionali riparie ed un'estensione per ArcView 9.2 per il calcolo della radiazione solare. La filosofia nel progettare opere di riqualificazione fluviale dovrebbe essere, purché applicabile nella situazione specifica, quella della comparazione tra condizioni di riferimento e condizioni da valutare. Per condizioni di riferimento ci si può ricollegare alla definizione generale per la classificazione dello stato ecologico (stato elevato) dei corpi d'acqua superficiali riportata nella direttiva 2000/60/CE.

14.2 Il modello Xiang-Phillips per la rimozione degli inquinanti

Il problema di calcolare la larghezza di una fascia di vegetazione riparia necessaria a garantire la rimozione degli inquinanti (variabile nel corso di un tratto fluviale, secondo le specifiche condizioni locali) è stato affrontato da XIANG (1993) che ha proposto il seguente modello (b-function) per la delineazione di un buffer a larghezza variabile:

$$L_p = p^{0,5}(L_r)\left[\left(\frac{n_r}{n_b}\right)^{0,6}\left(\frac{K_r}{K_b}\right)^{0,4}\left(\frac{s_r}{s_b}\right)^{-0,7}\left(\frac{C_r}{C_b}\right)^{0,6}\right]^{0,5} \quad (1)$$

Dove:

i pedici *b* ed *r* si riferiscono rispettivamente ad un buffer proposto e ad uno di riferimento: per buffer di riferimento si intende quello con un'efficienza di rimozione degli inquinanti confrontabile ad un trattamento dei reflui primario e secondario (Phillips, 1989; cfr. Tabella 1);

Lp = larghezza desiderabile di un buffer vegetato;

p = il rapporto di efficienza del buffer;

n = coefficiente di scabrezza di Manning;

L = larghezza del buffer (metri);

K = conducibilità idraulica in condizione satura (cm/h) equivalente alla permeabilità dell'orizzonte superficiale;

s = pendenza (pendenza del versante in direzione trasversale al corso d'acqua);

C = capacità in acqua disponibile per tutto lo spessore di suolo considerato (cm).

Parametri del buffer di riferimento	**Valore**
Capacità in acqua disponibile (C_r)	17,07 cm
Conducibilità idraulica in condizione satura (K_r)	3,30 cm/h
Larghezza del buffer (L_r)	36,27 m
Coefficiente di scabrezza di Manning	0,41
Pendenza (s_r)	6 %

Tabella 1 - I valori del buffer di riferimento, da Phillips, 1989.

Il rapporto di efficienza *p* è così interpretabile: un valore di *p* minore di 1 indica

[1] Tratto e rielaborato dall'articolo: Schweizer S., 2008. "Applicazione su un corso d'acqua appenninico di alcuni descrittori numerici operanti in ambiente GIS". Biologia Ambientale 22 (1): 1-12.

che il buffer che viene valutato è meno efficiente di quello di riferimento, mentre un valore maggiore di 1 ne indica uno più efficiente.

In poche parole, la larghezza del buffer necessaria ad ottenere una determinata efficienza di rimozione degli inquinanti aumenta (in maniera non lineare) con la pendenza del sito, mentre si riduce all'aumentare della scabrezza, della conducibilità idraulica e della capacità in acqua disponibile nel sito.

Tale equazione deve essere successivamente utilizzata in una funzione di Cost Distance (cfr. ESRI, 2004; Adriaensen et al., 2003).

L'algoritmo per il calcolo della Cost Distance opera su formati di tipo grid in ambiente GIS. In pratica viene calcolato il "costo" cumulato che si ha nell'allontanarsi da una "sorgente" di origine. Nel caso specifico la sorgente di origine è data dal fiume stesso, mentre i valori (c_i) per ogni i-esima cella della griglia di costo sono ottenuti ponendo nella (1) $p = 1$ con $ci = 1/Lp$, cioè il costo è dato dall'inverso della larghezza che il buffer di vegetazione dovrebbe avere in quella cella per raggiungere un'efficienza pari a quello di riferimento: in sintesi il 'costo' ci dice quale frazione dell'efficienza di riferimento fornirebbe la cella se fosse interamente coperta da vegetazione. I valori del buffer di riferimento *Kr*, *Cr, sr* ed *Lr* sono riportati in tabella II, mentre *Kb, Cb*, ed *sb* vengono ottenuti da rilievi in campo o da analisi condotte con GIS nel caso della pendenza (*sb*).

Dal momento che per la zona in studio non erano disponibili dati sulla permeabilità e sulla capacità in acqua disponibile, sono state comunque eseguite a) un'analisi della sensitività del modello ricorrendo ad una serie di simulazioni che hanno comportato la variazione di un parametro alla volta della b-function fra due estremi (assegnati rispettivamente a delle ipotetiche rive destra e sinistra), uguagliando poi i restanti parametri a quelli del buffer di riferimento (Tab. 3 e b) una simulazione su GIS cercando di assegnare parametri, il più verosimili possibile (previa consultazione con un geologo ed un pedologo), utilizzando le informazioni riportate sulla carta litotecnica scaricabile dal sito internet dello Sportello Cartografico della Regione Toscana.

Nell'analisi di sensibilità sono stati utilizzati i seguenti valori: per la conducibilità idraulica è stato assegnato un valore minimo di 0,03 cm/h per le argille ed un valore massimo di 11,78 cm/h per la sabbia; per la capacità in acqua disponibile un minimo di 1 cm ed un massimo di 40 cm; per la pendenza un minimo dello 0,1% ed un massimo del 50%; per il coefficiente di Manning si è scelto un valore minimo di 0,05 per i campi a maggese (senza residui) ed un massimo di 0,80 per boschi con sottobosco denso (Chow, 1959).

Guardando alla tabella 2 risulta subito evidente che la sensitività del modello è assai ridotta rispetto alla conducibilità idraulica e alla pendenza (un incremento della K di 392,6 volte comporta un incremento della larghezza del buffer di sole 3,3 volte; un aumento di s di 500 volte comporta un incremento della larghezza del buffer di sole 8,4 volte), mentre è elevata rispetto a *C* e al coefficiente di Manning n (un incremento di *C* di 40 volte comporta un incremento della larghezza del buffer di 6,3 volte; un incremento di *n* di 16 volte comporta un incremento della larghezza del buffer di 2,3 volte).

A tal proposito si rimanda all'ultima colonna della tabella, dove il quoziente tra i rapporti delle variazioni (ultima colonna della tabella) illustra chiaramente il grado di sensitività (sensitività crescente al decrescere del valore di tale rapporto).

Parametro	Riva	K_b (cm/h)	C_b (cm)	s_b (%)	n_b	B_{wi} (m)	$R_P = P_{max}/P_{min}$	$R_B = B_{max}/B_{min}$	R_P/R_B
Con parametri uguali al buffer di riferimento	DX	3,30	17,07	6	0,41	36	1	1	1
	SX	3,30	17,07	6	0,41	36			
K	DX	11,78	17,07	6	0,41	28	392,6	3,3	119
	SX	0,03	17,07	6	0,41	93			
C	DX	3,30	40,0	6	0,41	24	40	6,3	6,3
	SX	3,30	1,0	6	0,41	150			
s	DX	3,30	17,07	0,1	0,41	9	500	8,4	59,5
	SX	3,30	17,07	50	0,41	76			
n	DX	3,30	17,07	6	0,80	30	16	2,3	7
	SX	3,30	17,07	6	0,05	68			

Tabella 2 - Variazione dei parametri della *b-function* fra intervalli estremi, con B_{wi} = larghezza che il buffer dovrebbe raggiungere per avere un'efficienza pari a quella di riferimento (36,27m); P_{max} e P_{min} = i valori massimo e minimo (sulle due sponde) del singolo parametro analizzato; B_{max} e B_{min} = i valori massimo e minimo assunti da B_{wi} al variare dei valori estremi dei singoli parametri.

Per quanto riguarda la simulazione con il GIS questa è stata condotta su un tratto del fiume Sieve in località Balze di Vicchio.

I valori per i parametri di conducibilità

idraulica e capacità in acqua disponibile sono stati assegnati deducendoli dalle definizioni della carta litotecnica della Regione Toscana.

I valori per il coefficiente di Manning sono stati assegnati secondo le definizioni di Chow (1959) al CORINE Landcover di terzo livello. La pendenza è stata ricavata dal DEM grazie ad un apposito strumento del GIS. Si noti che dalla modellizzazione delle pendenze con il GIS alcune zone risultavano essere a pendenza zero ma nella *b-function* nessun parametro al denominatore può assumere di per sé il valore zero per una questione matematica, per cui si sono fatte tre simulazioni sostituendo alle aree con valore 0% i seguenti valori: 0,001% ; 0,1% e 1% (cfr. figure 1, 2 e 3).

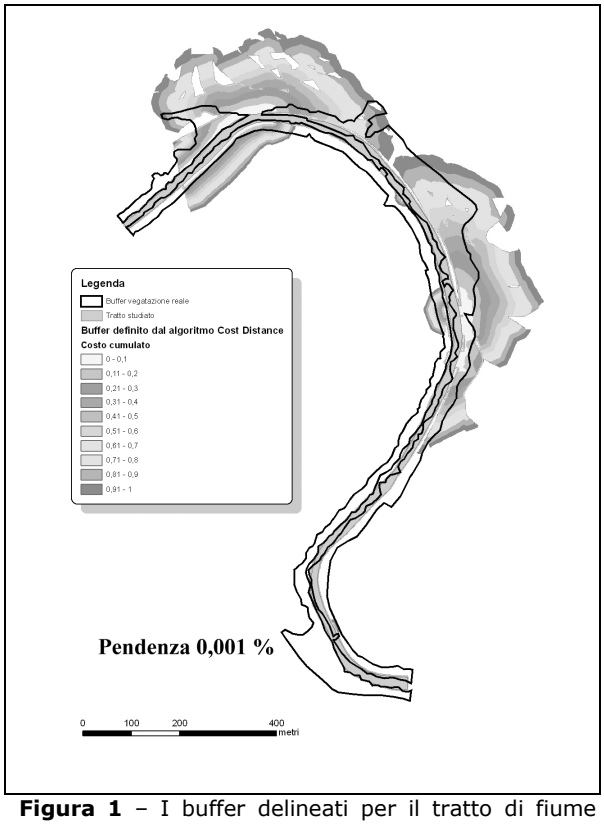


Figura 1 – I buffer delineati per il tratto di fiume utilizzando l'algoritmo cost distance sostituendo alla pendenza 0 il valori di 0,001%.

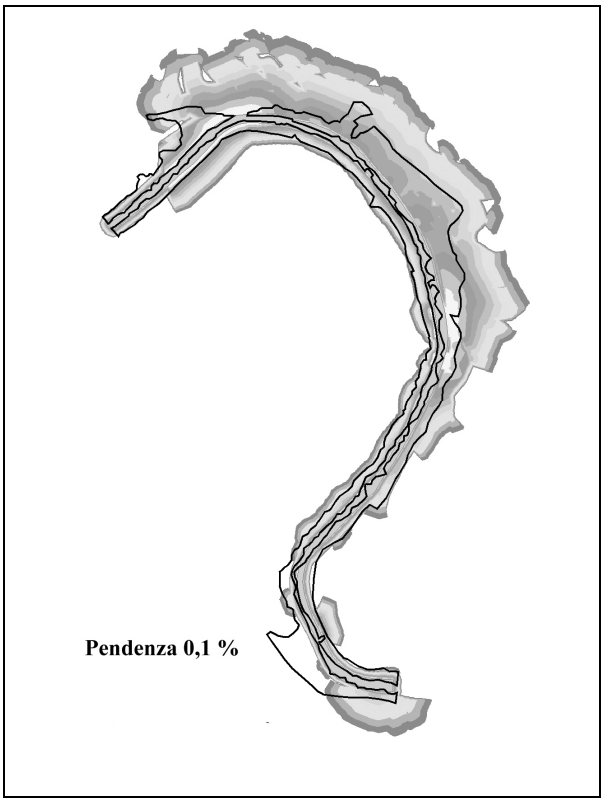


Figura 2 – I buffer delineati per il tratto di fiume utilizzando l'algoritmo cost distance sostituendo alla pendenza 0 il valore di 0,1%.

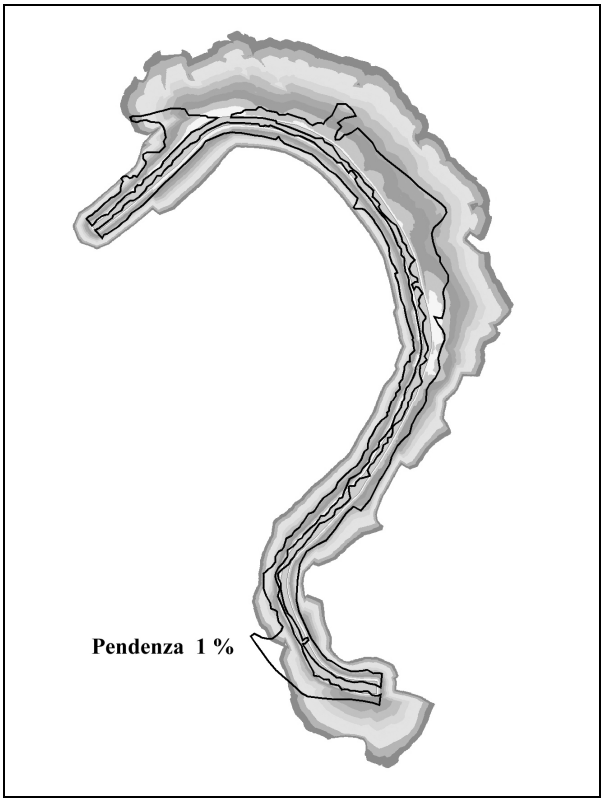


Figura 3 – I buffer delineati per il tratto di fiume utilizzando l'algoritmo cost distance sostituendo alla pendenza 0 i valori di 0,001%, 0,1% e 1%.

14.3 Il buffer vegetazionale e la radiazione solare

La vegetazione riparia è riconosciuta come uno dei fattori principali nel ridurre il riscaldamento delle acque dei fiumi di ordine inferiore (Brown e Krygier, 1970); l'azione rinfrescante, oltre che all'ombreggiamento, è dovuta anche all'evapotraspirazione dell'acqua contenuta nel suolo e nella parte superficiale della falda (Beschta, 1984).

Stanford et al. (1994) hanno dimostrato che la temperatura del fiume può essere moderata anche dalle acque che fluiscono lateralmente nel fiume come conseguenza della risalita da falde freatiche profonde o della risalita dalla zona iporreica.

Da qui è nata l'esigenza di studiare modelli in grado di prevedere la temperatura della acque correnti superficiali che tengano conto dell'effetto schermante della vegetazione nei confronti della radiazione solare.

Nel corso degli ultimi anni, quindi, con il forte sviluppo dei GIS sono stati studiati a loro volta diversi modelli per il computo della radiazione solare che giunge a terra.

Hofierka e Suri (2002), sviluppatori di un modello per la radiazione solare per il GIS open source GRASS, hanno definito il modello sviluppato da Fu e Rich (2000) come "un modello adatto per studi a scala di dettaglio".

Il Solar Analyst (Fu e Rich, 2000), un'estensione per ArcView 3.3 e ArcView 9.2, è infatti un modello in grado di computare l'irraggiamento per una determinata area geografica calcolando l'orientamento delle superfici (esposizione) e gli effetti dell'ombreggiamento partendo da un modello digitale del terreno (DEM).

Riguardo all'analisi della radiazione solare, il confronto tra i tratti è basato sul calcolo della radiazione globale per tutta la giornata del solstizio d'estate (Tab. VI).

I valori sono stati espressi in Wh/m^2. Per ottenere i Wh/m^2 medi per il tratto è stata adottata la seguente formula:

$$VM = \frac{\sum vcr}{s}$$

dove:

VM = valore medio per il tratto considerato (Wh/m^2);

v = valore della radiazione globale (Wh/m^2);

c = numero di celle a cui è assegnato un certo valore;

r = area di una cella (m^2);

s = superficie del tratto considerato (m^2).

Come prevedibile, il massimo della radiazione lo si ha con un buffer assente (5932 Wh/m^2) mentre le variazioni (diminuzioni) più grosse si hanno non tanto con l'aumentare della larghezza del buffer (valori simili per buffer di uguale altezza ma con diversa larghezza) quanto con l'aumentare della sua altezza (si passa da una diminuzione della radiazione solare di poco più del 7% per un buffer alto 3 m fino ad una diminuzione quasi del 25% per un buffer alto 10 m).

	ALTEZZA (m)		
LARGHEZZA (m)	0	3	10
0	5932	-	-
3	-	5497 (-7,3%)	4477 (-24,5 %)
25	-	5485 (-7,5%)	4464 (-24,7 %)
Variabile (buffer reale digitalizzato da foto aerea)	-	-	4723 (-20,4 %)

LARGHEZZA: larghezza trasversale al fiume (su entrambe le rive) del buffer vegetazionale (0 m, 3 m, 25 m); ALTEZZA: altezza media ipotizzata del buffer vegetazionale (0 m, 3 m, 10 m). Valori espressi in Wh/m^2 (radiazione globale media per il tratto considerato). In parentesi la diminuzione percentuale di radiazione rispetto alla situazione con buffer assente (5932 Wh/m^2).

Tabella 3 - I risultati del Solar Analyst (radiazione globale media per il tratto considerato) con simulazione di altezze e larghezze diverse del buffer vegetazionale. Valore medio in Wh/m^2 per il tratto per il solstizio d'estate.

Bibliografia

1. Adriaensen F., Chardon J.P., De Blust G. , Swinnen E., Villalba S., Gulinck H., Matthysen E. (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. Landscape and Urban Planning, 996: 1-15.
2. Beschta R. L. (1984). TEM84: a computer model for predicting stream temperatures resulting from the management of streamside vegetation. Report WSDG-AD-00009, USDA Forest Service Watershed Systems Development Group, Fort Collins, CO: 76 pp.
3. Brown G. W., Krygier J. T. (1970). Effects of clear-cutting on stream temperature. Water Research, 6: 1133-1139.
4. Chow V. T. (1959). Open Channel Hydraulics. Mc Graw-Hill, New York.
5. ESRI (2004). ArcGis 9 – Using ArcGis Spatial Analyst, ESRI Press: 126-132.

6. Hofierka J., Suri M. (2002). The solar radiation model for Open source GIS: implementation and applications. In: Proceedings of the "Open Source GIS – GRASS users conference", Trento, Italy, 11-13 September 2002.

7. Phillips J. D. (1989). Evaluation of North Carolina's estuarine shoreline area of environmental concern from a water quality perspective. Coastal Management 17: 103-117.

8. Fu P., Rich P. M. (2000). The Solar Analyst 1.0 – User Manual. Helios Environmental Modeling Institute: 48 pp.

9. Stanford J. A., Ward J. V., Ellis B. K. (1994). Ecology of the Alluvial Aquifers of the Flathead River, Montana. In: Gibert J., Danelpool D. L., Stanford J. A. (eds.), Groundwater Ecology. Academic Press, San Diego (CA): 367-390.

10. Schweizer S. (2008). Applicazione su un corso d'acqua appenninico di alcuni descrittori numerici operanti in ambiente GIS. Biologia Ambientale 22 (1): 1-12.

11. Xiang W.N. (1993). A GIS method for riparian water quality buffer generation, International Journal of Geographical Information Systems 7(1): 57-70.

Impatto fisico e biologico degli interventi fluviali

G. Sansoni

15.1 C'era una volta … l'inquinamento (… bei tempi!)

La frase «bei tempi quando c'era l'inquinamento», col suo carattere provocatorio, non intende affermare che oggi l'inquinamento sia scomparso, né – ovviamente – che esso sia desiderabile.

Intende, invece, da una parte richiamare l'attenzione sul fatto che gli scarichi inquinanti non sono generalmente la principale pressione subita dai corsi d'acqua e, dall'altra, suscitare una riflessione autocritica: come abbiamo potuto lottare per decenni contro l'inquinamento senza curarci dell'artificializzazione, del tutto evidente già ad occhio nudo e ben più impattante?

In effetti, per decenni, il monitoraggio dei corsi d'acqua si è basato sulla sola analisi chimica e batteriologica di campioni d'acqua, col bel risultato che anche un fiume devastato da interventi idraulici poteva essere giudicato in ottimo stato –contro ogni evidenza– purché avesse ancora una goccia d'acqua con risultati analitici soddisfacenti.

L'arretratezza di un tal modo di vedere è talmente evidente che viene da pensare che si tratti di un approccio vecchio di un secolo; eppure è l'approccio dominante fino a pochi anni fa!

Solo nel 1999, infatti (col D.Lgs. 152/99), è stato introdotto nella nostra normativa il mappaggio biologico.

L'IBE che, in sostanza, è un'intervista agli organismi acquatici, ha rappresentato un grande salto culturale (prima ancora che tecnico): per la prima volta, è stato ascoltato il parere di una componente importante degli abitanti del fiume – i macroinvertebrati – che, essendo direttamente esposti giorno e notte alle turbative ambientali, sono i più legittimati ad esprimere un giudizio di accettabilità della situazione ambientale.

Ma per fortuna la democrazia è contagiosa: se era sacrosanto rispettare le esigenze vitali dei macroinvertebrati, appariva una palese ingiustizia non riconoscere i diritti degli altri abitanti dei fiumi.

E così nel 2000 l'U.E. emanò la Direttiva quadro sulle acque, che assume radicalmente il nuovo punto di vista: d'ora in poi per valutare lo stato ecologico dei corsi d'acqua, bisognerà ascoltare il parere di tutte le comunità viventi (animali e vegetali), ed anche allargare lo sguardo a tutto il corridoio fluviale (non solo all'alveo bagnato).

Nella Direttiva quadro, infatti, rientrano a pieno titolo la fauna ittica, ma anche gli elementi idromorfologici e chimico-fisici "a sostegno" di quelli biologici, riconoscendo così l'importanza delle esigenze vitali degli organismi acquatici, a cominciare dal loro habitat

Per i pesci, ad esempio, dotati di una grande mobilità, sono essenziali sia la diversità ambientale a scala di tratto fluviale, sia la continuità longitudinale e laterale. Per il mantenimento di una popolazione ittica, infatti, ogni specie necessita di due categorie di habitat.

Per le funzioni quotidiane sono necessarie aree di alimentazione (per lo più raschi) e, nelle immediate vicinanze, rifugi dai predatori (per nascondersi al minimo segno di pericolo) e ripari dalla corrente (per ridurre il dispendio energetico durante le soste).



Figura 1 - Esempio di zona di rifugio, foto di G. Giudice, in Provincia Milano, 2001.

Ma per superare alcune fasi critiche occorrono anche altri tipi di habitat: substrati di frega per la riproduzione e zone di sopravvivenza, es. *buche* per i periodi di magra o secca e *vie di fuga* in caso di piene o inquinamenti acuti.

Questi habitat possono essere vicini a quelli quotidiani (es. zone umide nella piana inondabile) o anche a notevole distanza, ma devono essere raggiungibili nel momento preciso del bisogno: da qui l'importanza delle connessioni idrauliche, longitudinali e

trasversali.

La presenza di barriere insormontabili espone i pesci a morie nei periodi critici, con ripercussioni sulle generazioni successive.



Figura 2 - Esempio di buca per magre spinte.

È dunque evidente che un altro fattore-chiave per l'ittiofauna, oltre alla qualità dell'acqua, sono gli habitat, da garantire salvaguardando la diversità ambientale che caratterizza gli alvei naturali.

Ma altri fattori-chiave sono anche il regime idrologico (si pensi alle sue alterazioni da parte delle derivazioni per usi civili, agricoli, industriali, energetici) e, ovviamente, gli apporti trofici (sia autoctoni che alloctoni).

Infine, un quinto fattore-chiave, condizionato dai primi quattro, è rappresentato dalle interazioni biotiche (si pensi alla competizione, alla predazione, agli sconvolgimenti indotti dall'introduzione di specie aliene).

È quindi evidente che limitare la nostra attenzione ad un solo fattore-chiave (es. qualità dell'acqua) è una strategia perdente in partenza: per tutelare i popolamenti ittici dobbiamo garantire tutti i cinque fattori-chiave (così come a noi non basta respirare, ma dobbiamo anche mangiare, bere, avere una casa, condizioni igieniche, ecc.).

Con questa nuova apertura mentale esaminiamo dunque gli impatti degli interventi fluviali.

La figura, pur rappresentando solo i principali effetti fisici (primari e secondari) degli interventi idraulici più diffusi, sintetizza efficacemente la complessità delle interazioni che, alla fine, inducono un impatto biologico

Si noti che alcuni effetti sono comuni a tutti gli interventi: ad es., almeno nella fase di cantiere, tutti i lavori fluviali conducono al deterioramento della qualità delle acque e alla perdita di diversità ambientale (il prerequisito principale della diversità biologica).

Gli effetti a lungo termine, invece, differiscono secondo il tipo d'intervento, la natura del substrato e l'energia del corso d'acqua, che condizionano le dinamiche fluviali di riaggiustamento morfologico verso un nuovo stato di equilibrio dinamico.

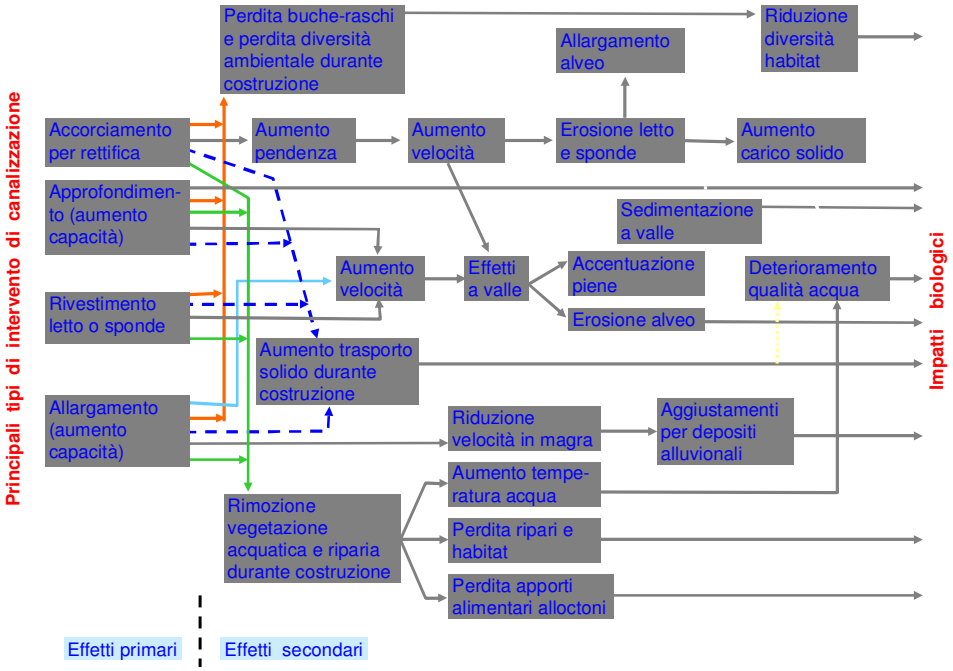


Figura 3 - Impatti diretti ed indiretti, modificato da Wasson et al., 1993.

La figura seguente illustra i più frequenti tipi di interventi fluviali in relazione alla porzione di alveo interessata (alveo di magra, sponde, fasce riparie, alveo di piena abituale o eccezionale).

Pur nella sua semplicità può aiutarci ad individuare le componenti ambientali (fisiche e biologiche) che possono essere impattate dagli interventi.

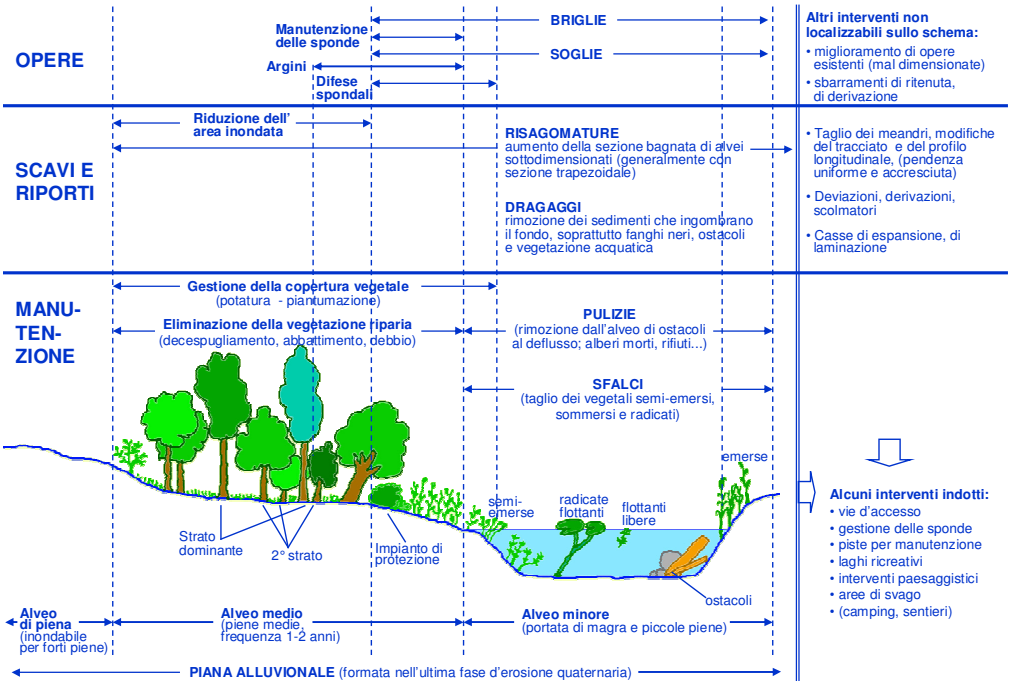


Figura 4 - Localizzazione degli interventi, modificato da Brookes, 1988.

15.2 Impatti fisici

Vediamo dunque alcuni esempi di impatto degli interventi idraulici, iniziando dall'impatto fisico (idraulico e morfologico).

Nell'esame degli impatti fisici occorre tener conto sia dell'estensione spaziale (effetti locali ed indotti) sia dell'evoluzione temporale (effetti immediati e a lungo termine).

Impatto	Interventi	Possibili conseguenze
Aumento pendenza	rettifiche, taglio meandri, riprofilature	• riduzione della lunghezza (perdita secca di habitat) • aumento della velocità e capacità erosiva
Variazione larghezza e profondità	risagomature, rettifiche, taglio meandri	• canale trapezoidale (semplifica i calcoli: sic!) • aumento pendenza e larghezza • riduzione profondità • sostituzione buche con fondo piatto • erosione (progressiva e retrograda, verticale e laterale)
Processi di aggiustamento morfologico	risagomature, riprofilature, rettifiche	• incassamento dell'alveo • esposizione dello strato "armato" • incisione di un thalweg sinuoso • sviluppo di alveo sinuoso per erosione laterale • sedimentazione e reincisione di thalweg sinuoso
Variazioni deflusso	risagomature, riprofilature, rettifiche, arginature, taglio meandri	• omogeneizzazione del deflusso • scorrimento idrico in sottile strato (in magra) • accelerazione e omogeneizzazione flusso (in piena)
Uniformità ambientale	risagomature, riprofilature, rettifiche, arginature	• scomparsa sequenze buche-raschi • appiattimento dell'alveo • substrato a granulometria uniforme e instabile • colmamento delle facies lentiche con sedimenti fini
Accentuazione idrogramma	risagomature, riprofilature, rettifiche, arginature, taglio meandri	• riduzione tempi di corrivazione • riduzione ricarica falda freatica • piene accentuate e anticipate • magre più spinte e prolungate

Tabella 1 - Interventi: Principali impatti.

Le rettifiche del tracciato comportano un accorciamento del percorso e quindi (restando invariate le quote dei due estremi del tratto rettificato), determinano un aumento di pendenza. Ne conseguono una maggiore velocità della corrente e una maggiore forza erosiva: l'abbassamento dell'alveo si estende progressivamente dal tratto rettificato verso

monte (erosione retrograda). A valle, invece, la brusca riduzione di pendenza, induce il deposito e l'accumulo dei sedimenti così mobilizzati, accrescendo il rischio d'esondazione (per riduzione della sezione od ostruzione della luce di ponti).

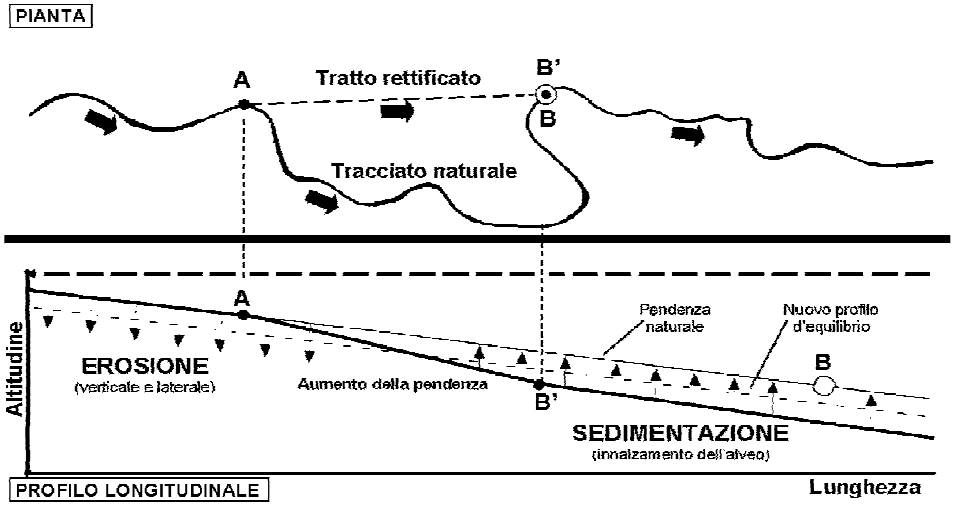


Figura 5 - Rettifiche, modificata da Lachat, 1991, in Reg. Emilia-Romagna e Veneto, 1993.

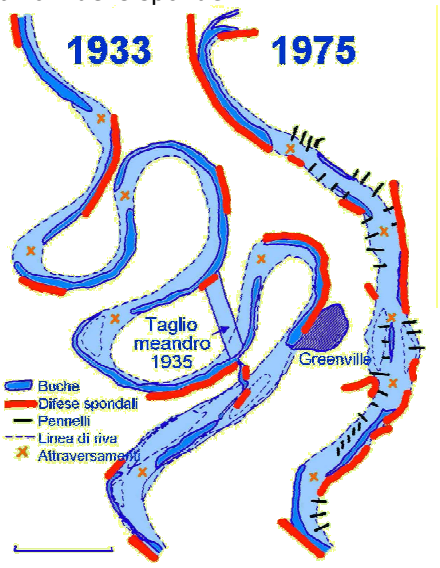
L'erosione del fondo nel tratto rettificato e a monte di esso, affluenti compresi, può causare anche instabilità delle sponde ed innescare pesanti aggiustamenti morfologici con conseguenze economiche di rilievo, quali frane dei versanti e scalzamento e crollo di ponti, strade, manufatti. L'aumento di velocità della corrente accorcia i tempi di corrivazione e induce piene più frequenti e violente. Le acque meteoriche, scaricate rapidamente al mare, non rimpinguano adeguatamente le falde che, così impoverite, non alimentano a sufficienza i fiumi nei periodi secchi: ne risultano magre più spinte e prolungate – esasperando la torrenzialità naturale del regime idrologico.

Riporto appositamente alcuni esempi datati per sottolineare come gli impatti siano noti da lungo tempo e perciò ignorarli accresca la nostra responsabilità. Gli esempi mostrano come i corsi d'acqua –dal più grande (Mississippi) al più piccolo (Willow Drainage Ditch)– non subiscano passivamente gli interventi di artificializzazione, ma rispondano con aggiustamenti morfologici indesiderati che inducono la necessità di ulteriori interventi e costi non preventivati.

Fiume Mississippi

Fino al 1800 i principali lavori fluviali sul Mississippi riguardavano la rimozione di barre e di tronchi incastrati e l'escavazione delle sponde. A partire dal 1719, la costruzione di argini confinò nell'alveo le acque di piena aumentandone la forza erosiva, il trasporto solido e la sedimentazione a valle, causando così ostacoli alla navigazione (gli stessi battelli fluviali indussero la rimozione di migliaia di ettari di vegetazione spondale nel XIX secolo, aumentando l'instabilità delle sponde).

L'accresciuto trasporto di sedimenti e il carico solido proveniente dall'erosione dei terreni disboscati e messi a coltura indussero ulteriori escavazioni delle sponde.



	prima del 1933	1934-1974
N°dragaggi	0	135
Lungh. difese spond. km	23,27	41,78 (+79%)
Lungh. pennelli km	1,03	18,77 (+ 1724%)
Distanza km	82	38 (-53,6%)

Figura 6 - Mississippi tratto di Greenville, risposta al taglio dei meandri, da Winkley, 1982.

A seguito dell'esondazione del 1927, tra il 1932 e il 1955 il Mississippi fu accorciato di 243 km, tagliando diversi meandri, con l'intento di eliminare l'erosione e conferirgli energia sufficiente ad impedire la sedimentazione.

Contrariamente alle aspettative, per mantenere la navigazione nei tratti rettificati furono necessari dragaggi continui per oltre un decennio (più di 1.300 milioni di m3); tra il 1945 e il 1970 si resero necessari pennelli e rivestimenti spondali per contenere l'accresciuta

erosione.

La figura 6 mostra l'accorciamento del tratto di Greenville (da 82 a 38 km), i pennelli e le difese spondali realizzati in tale periodo ed i continui e costosi lavori di manutenzione indotti dalla rettifica.

Anno →	1920	1958	%	1920	1958	%	1920	1958	%	1920	1958	%
Prof. (m)	4	12,5	**212**	3,7	12	**224**	4,7	10,5	**123**	4	10	**150**
Largh. (m)	12	31	**166**	13	29	**123**	11,5	29	**152**	11	41	**272**

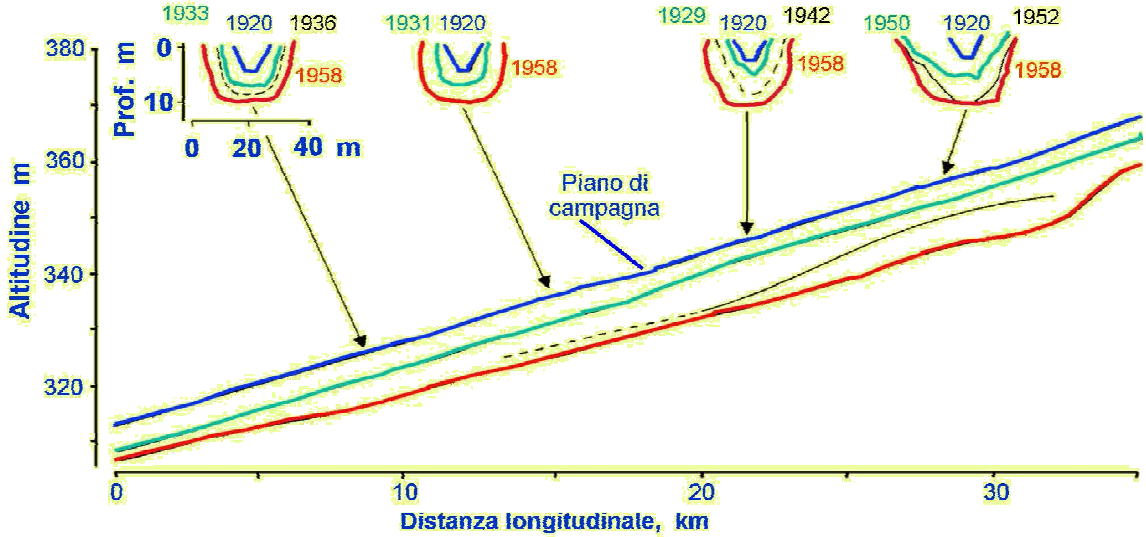


Figura 7 - Willow drainage ditch, Harrison country, Iowa, aggiustamenti morfologici dopo rettifiche e canalizzazione, da Daniels, 1960 in Brookes, 1988.

Nel 1920 l'alveo del Willow Drainage Ditch fu rettificato per circa 42 km e trasformato in un canale trapezoidale; la pendenza originaria, di circa 1 m/km nei tratti terminali e 1,4 m/km nel tratto superiore, passò rispettivamente a 1,5 e 1,7 m/km. Le sezioni dell'alveo negli anni 1919-1958 mostrano l'accentuata erosione verticale e laterale verificatasi in tale periodo; sia la larghezza che la profondità sono quasi triplicate (aumento medio del 173 %), inducendo l'instabilità delle sponde e la necessità del rifacimento di ponti.

Si riportano di seguito altri esempi.

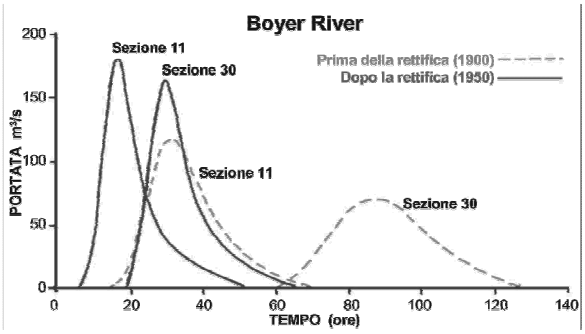


Figura 8 - Boyer River, da Coates, 1976 in Brookes, 1988.

Boyer River: rettifica (1900-1950)

Tra il 1900 e il 1950 il Boyer River è stato rettificato riducendo la sua lunghezza da 400 a 160 km.

Le registrazioni idrografiche e un modello di propagazione della piena hanno mostrato su 36 sezioni un incremento del 90-190% del picco di piena, in relazione alla scabrezza dell'alveo di piena.

Si noti che dopo la rettifica la singola onda di piena è anticipata, più elevata, di minor durata e più veloce di quella osservabile nell'alveo originario.

Susquehanna River: taglio della vegetazione riparia (1955)

Nel 1955 l'US Army Corps of Engineers rimosse per 15 km tutta la vegetazione arborea e arbustiva delle rive e delle isole fluviali del Susquehanna River nella città di Bighamton e ne rettificò alcuni tratti per prevenire esondazioni.

Obiettivo dichiarato era aumentare la velocità della corrente e quindi ridurre la permanenza delle acque nei terreni adiacenti inondati. L'anno successivo, tre piene erosero le sponde danneggiando i proprietari; uno di essi, il sig. Paul Demoski, intentò una causa contro lo Stato di New York sostenendo che i danni sofferti erano diretta conseguenza dei recenti lavori fluviali; secondo il governo, invece, l'erosione era un fenomeno naturale.

La constatazione che negli 11 anni precedenti

il tratto interessato aveva sostenuto senza subire danni ben 23 piene, diverse delle quali di intensità maggiore di quelle del 1956, condusse la Corte Suprema a concludere che l'erosione accentuata e i danni erano direttamente attribuibili ai lavori fluviali.

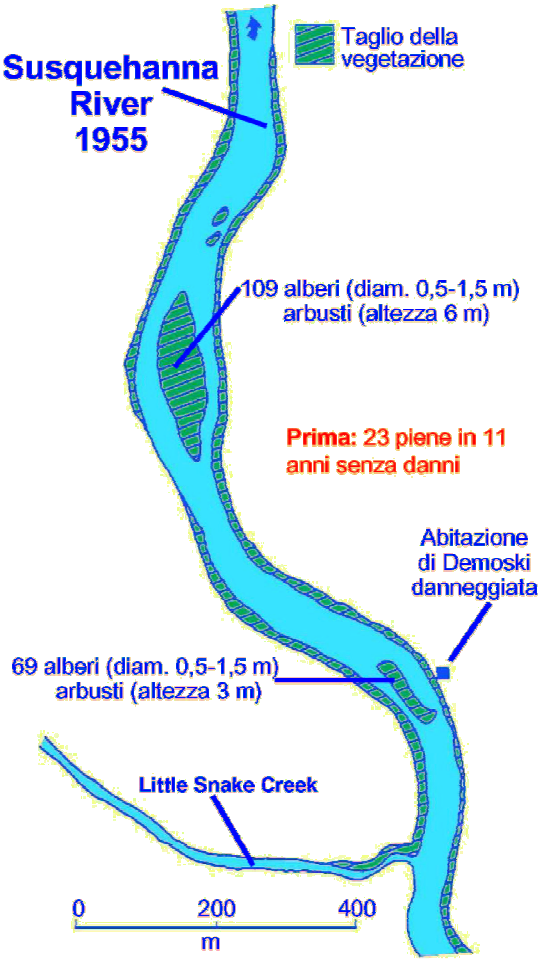


Figura 9 - Susquehanna river, da Campbell et al., 1972.

Torrente Guiers

Nella figura in basso sono rappresentate, in pianta, le mappe della velocità del torrente Guiers, nel suo tratto naturale (in alto) e in un tratto sistemato (in basso), mentre nella figura a destra sono rappresentati alcuni transetti.

Appare evidente l'elevato grado di uniformità della velocità e della profondità indotto dalla canalizzazione. Poiché a velocità uniforme tende a selezionarsi una granulometria uniforme, si verifica anche la banalizzazione degli habitat, rendendo l'ambiente inadatto ad ospitare una comunità di macroinvertebrati diversificata.

Al pari delle rettifiche, anche arginature e risagomature, appositamente finalizzate a ridurre il rischio idraulico, conseguono localmente l'obiettivo al prezzo, però, di accentuare il rischio a valle.

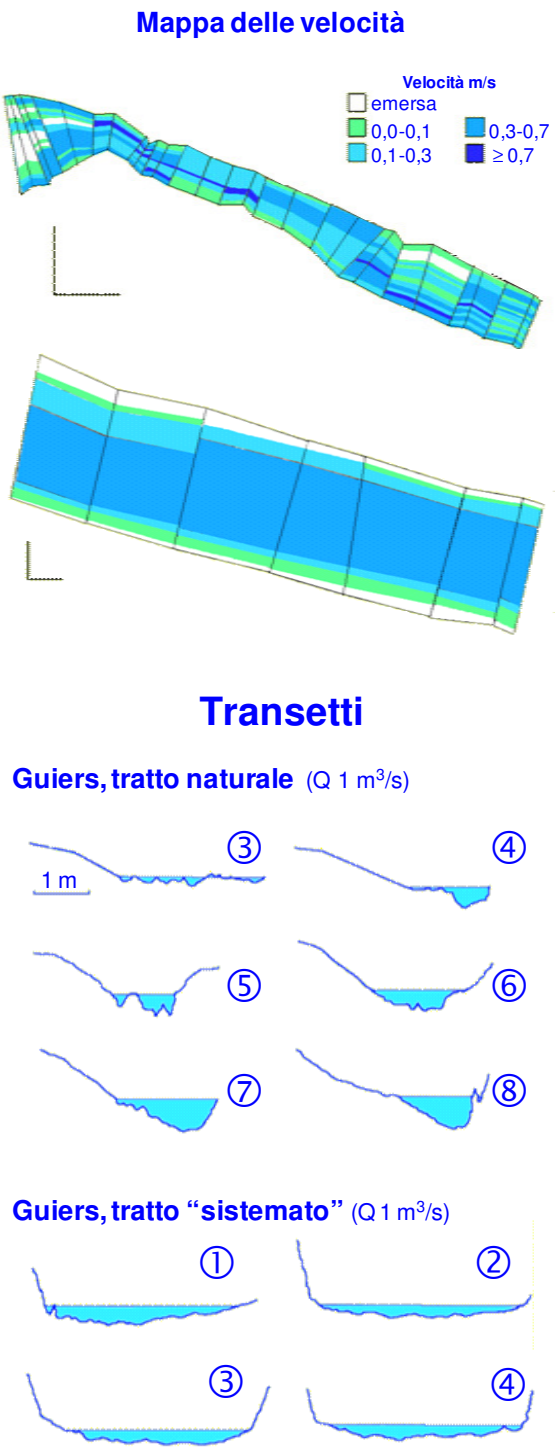


Figura 10 – Torrente Guiers confronto tra tratto naturale e sistemato, da Wasson et al., 1998.

Nella figura 11 la linea verde mostra i risultati della simulazione dell'onda di piena (nella sezione terminale dell'area di intervento) su un corso d'acqua naturale dotato di un'area inondabile adiacente (come può intuirsi dall'andamento piatto, dovuto alla laminazione della piena, dell'idrogramma in condizioni naturali); le linee blu e rossa mostrano il comportamento dell'onda di piena conseguente

a due tipi di intervento:

1) un'arginatura che impedisce l'esondazione nell'area inondabile;

2) una risagomatura che amplia ed approfondisce l'alveo.

In entrambi i casi, le acque di piena non vengono più laminate nell'area inondabile, ma scorrono interamente nell'alveo, la cui capacità è stata accresciuta dall'arginatura o dalla risagomatura.

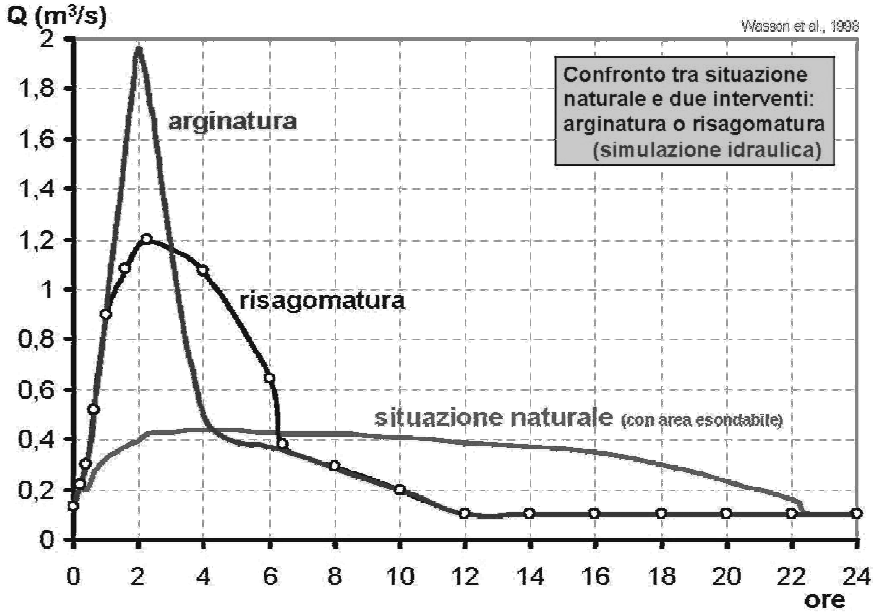


Figura 11 – Arginature e risagomature, modificata da Wasson et al., 1998.

In conclusione, rettifiche, arginature e risagomature sono opere utili a risolvere un problema locale, ma dovrebbero essere usate con grande oculatezza poiché trasferiscono a valle un rischio accentuato.

Al fine di evitare l'abuso aiuterebbero molto un cambiamento di terminologia: definirle, più correttamente, opere di "trasferimento" del rischio (anziché opere di difesa).

In gran parte questi interventi sono figli dell'ottica localistica del secolo scorso: ogni ente affronta il suo problema locale, senza badare alle conseguenze differite nello spazio e nel tempo.

Con l'istituzione delle Autorità di Bacino la logica dello scarica barile dovrebbe essere definitivamente superata, anche se in realtà l'inerzia della tradizione è notevole.

Ad es., anziché canalizzare ed arginare l'intero fiume, potremmo demolire le arginature del fiume per arginare, invece, solo l'abitato, ottenendo più sicurezza, un miglioramento ecologico e un risparmio economico.

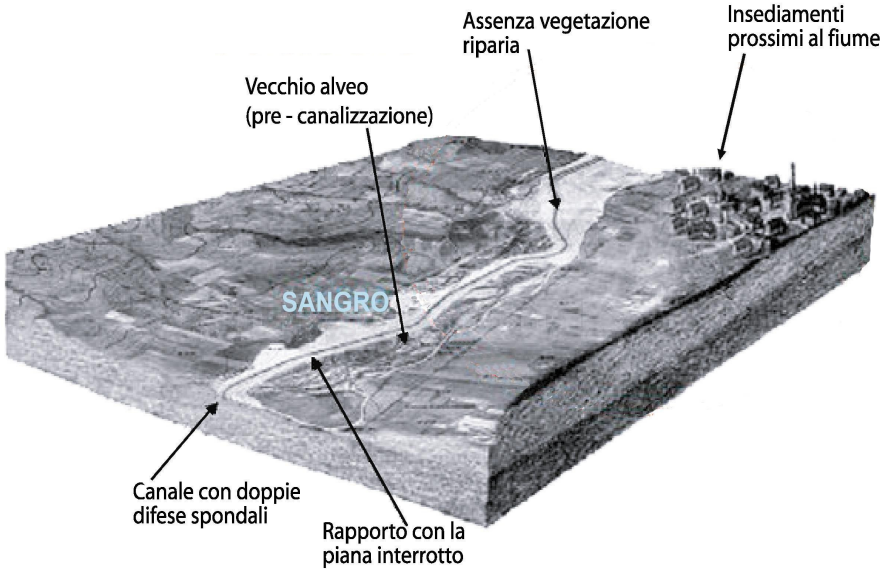


Figura 12 – Fiume Sangro, confronto situazione (alveo arginato, monocursale, canalizzato), di Ileana Schipani da CIRF, 2006.

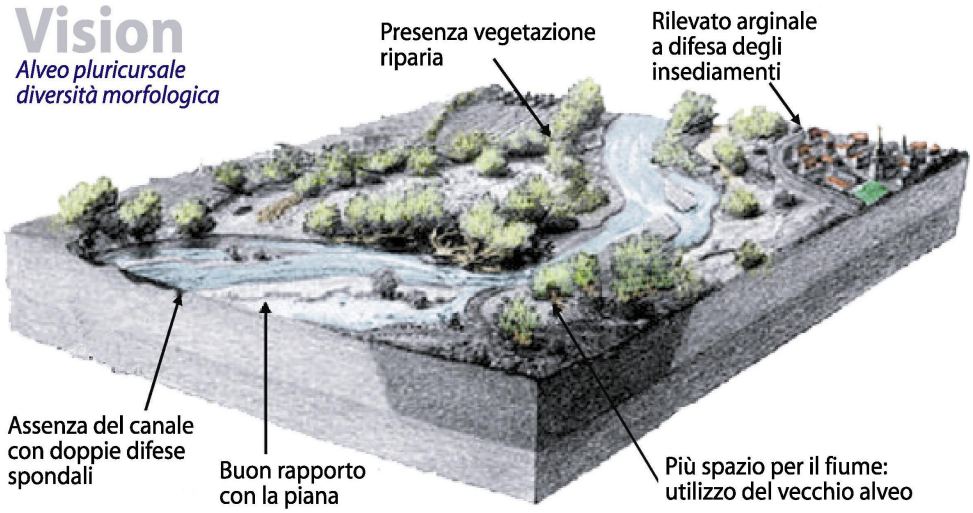


Figura 13 – Fiume Sangro, ipotesi vision (abitato arginato alveo libero, pluricursale, naturale), di Ileana Schipani da CIRF, 2006.

Le escavazioni sono uno degli interventi più deleteri.

Il diagramma di flusso ne mostra una visione d'insieme della catena di effetti, distinguendoli in geomorfologici (azzurro), idraulici (bianco), idrologici e idrogeologici (marrone) e biologico-ecologico (verde).

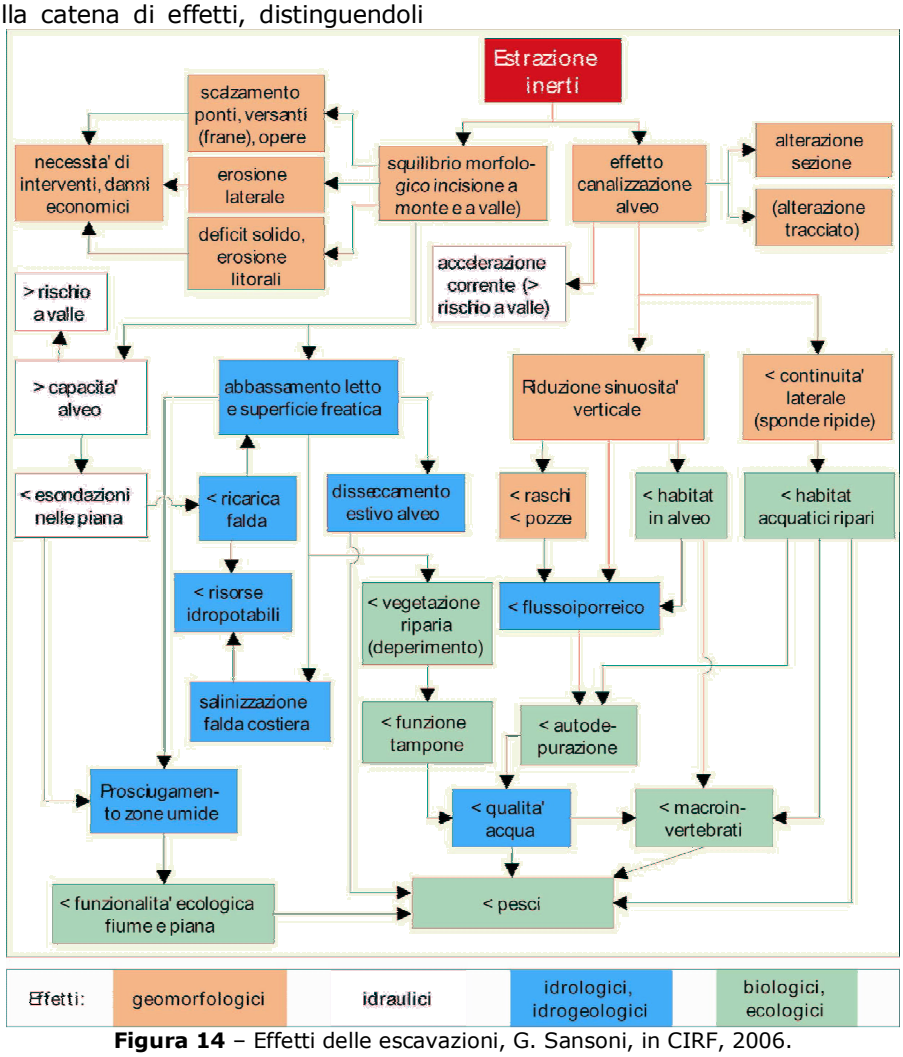


Figura 14 – Effetti delle escavazioni, G. Sansoni, in CIRF, 2006.

Le escavazioni in alveo, determinano una rottura di pendenza che innesca l'erosione retrograda; inoltre, comportandosi come una trappola per inerti che trattiene i sedimenti asportati a monte dalla corrente, inducono erosione anche a valle (sia per il mancato apporto solido da monte, sia perché l'acqua, liberatasi del carico solido, acquista una maggiore energia e capacità erosiva).

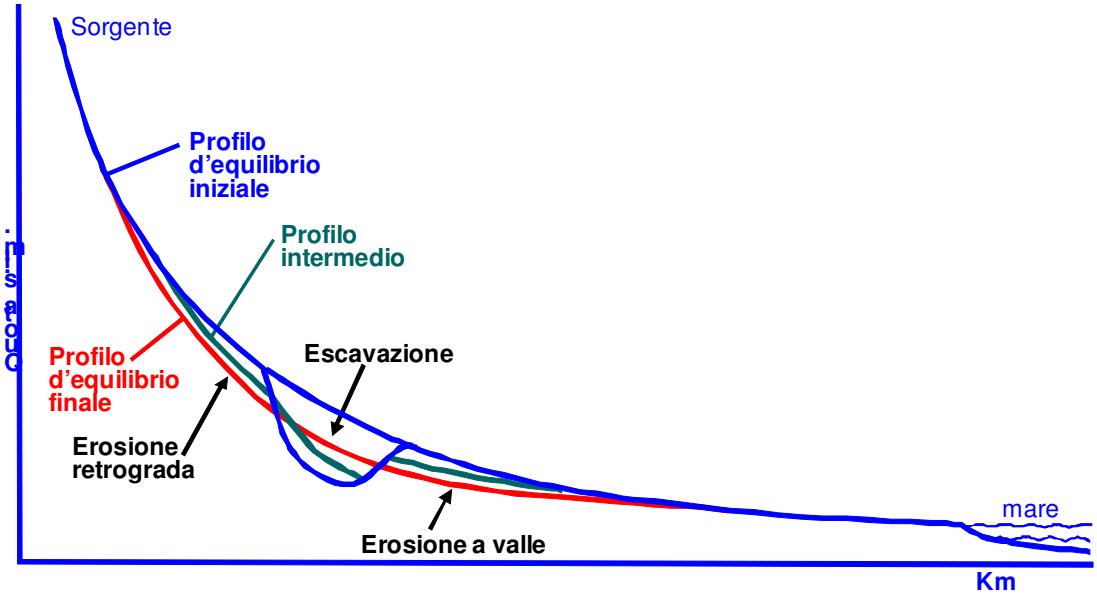


Figura 15 – Effetti delle escavazioni sul profilo longitudinale.

Il deficit solido locale viene perciò progressivamente ridistribuito lungo tutta l'asta fluviale, dalla sorgente alla foce.

Anche le escavazioni dei terreni ripari, pur non approfondendo direttamente l'alveo, conducono allo stesso risultato.

Il tratto abnormemente allargato, infatti, determinando un rallentamento della corrente e il deposito del trasporto solido di fondo, si comporta come una trappola per inerti.

L'incisione dell'alveo conseguente alle escavazioni induce instabilità delle sponde e scalzamento e crollo dei ponti ed altri manufatti, costringendoci per decenni a farci carico dei costi di difesa, ricostruzione e manutenzione.

Ma le estrazioni di inerti inducono anche la riduzione del ripascimento solido del litorale, con danno per l'economia turistica, gravandoci di costi esorbitanti nel futuro (per opere di difesa marittime e ripascimenti artificiali).

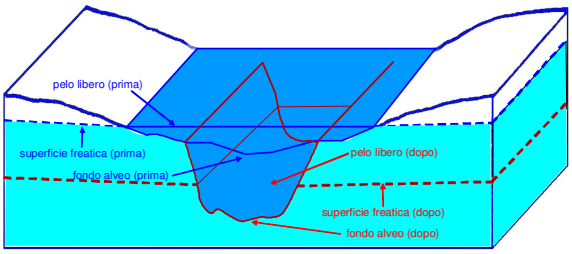


Figura 16 – Abbassamento pelo libero acqua.

L'incisione dell'alveo indotto dalle escavazioni non altera solo il profilo longitudinale, ma anche quello trasversale, inducendo un "effetto canalizzazione": l'alveo bagnato diviene più stretto e profondo, con sponde più ripide.

All'incisione del fondo si accompagna un abbassamento del pelo libero dell'acqua che a sua volta, rendendo il fiume drenante rispetto alla falda, determina un abbassamento della superficie freatica.

Ciò comporta una riduzione delle risorse idriche sotterranee e, quindi, delle disponibilità idropotabili, senza contare il danno alle colture agricole e alla vegetazione della piana alluvionale, la scomparsa di habitat (in particolare delle zone umide perifluviali) e delle interazioni tra il fiume e la sua piana inondabile (disconnessione).

Lungo la fascia costiera, inoltre, l'abbassamento della falda determina l'intrusione del cuneo salino.

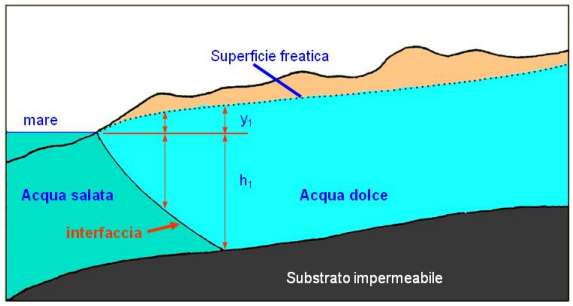


Figura 17 – Penetrazione del cuneo salino.

La posizione dell'interfaccia sotterranea acqua dolce-acqua salata, infatti, è determinata dalla

pressione idrostatica esercitata dall'acqua dolce, cioè dalla quota della superficie freatica sul livello del mare.

Per ogni m di abbassamento della falda, l'interfaccia tra acqua dolce e acqua salata si innalza di circa 30 m, con una forte penetrazione nell'entroterra del cuneo salino che rende inservibile per gli usi potabili ed irrigui l'acqua dei pozzi.

Occorre dunque liberarsi di una logica monobiettivo che permette di vedere solo gli effetti immediati e locali, per esaminare, invece, l'intero complesso dei processi in un'ottica multiobiettivo e di sostenibilità, e soppesare la convenienza di ogni intervento valutando l'insieme dei vantaggi e degli svantaggi.

Anche le briglie, generalmente realizzate in serie per contrastare l'erosione al piede e lo scalzamento di ponti e versanti, funzionano da trappole per inerti inducendo l'accumulo di sedimenti a monte; perciò accentuano l'incisione a valle (contribuendo a tutti gli impatti già visti per le escavazioni).

Impatti analoghi ma di entità ben più elevata (visto il volume di sedimenti coinvolto) sono indotti dalle dighe, tanto che dovrebbe essere imposto ai gestori l'obbligo del trasferimento a valle dei sedimenti intrappolati.

Sulle casse di espansione (fino a ieri quasi sconosciute ma oggi previste in quasi tutti i PAI) l'esperienza è scarsa; presentiamo perciò solo alcune previsioni e perplessità.

È da ritenere che le casse in derivazione abbiano un impatto ben più elevato di quelle in linea; devono, infatti, essere circondate da un argine perimetrale robusto (per sostenere l'urto della piena) e geometrico (per garantire il buon funzionamento dello sfioratore).

Ma il restringimento della sezione determina l'aumento della forza erosiva che è costretta ad esercitarsi sul fondo e sulla sponda opposta, alterando la corretta taratura dello sfioratore; da qui la necessità di fissare stabilmente il fondo (con una serie di soglie) e di una difesa rigida anche sulla sponda opposta.

Ne risulterebbero: l'artificializzazione completa dell'alveo, la devegetazione di entrambe le sponde e l'interruzione degli scambi laterali tra ambiente acquatico e terrestre (l'inondazione dell'area, prima frequente, viene ridotta a quella dell'evento di progetto, es. 30 o 200 anni).

Le casse in linea (briglie a bocca tarata), invece, non richiedono l'artificializzazione del fondo né delle sponde e non interrompono gli scambi tra ambiente acquatico e terrestre. Ostacolano, invece, il transito del trasporto solido, richiedendo la gestione dei sedimenti accumulati a monte.

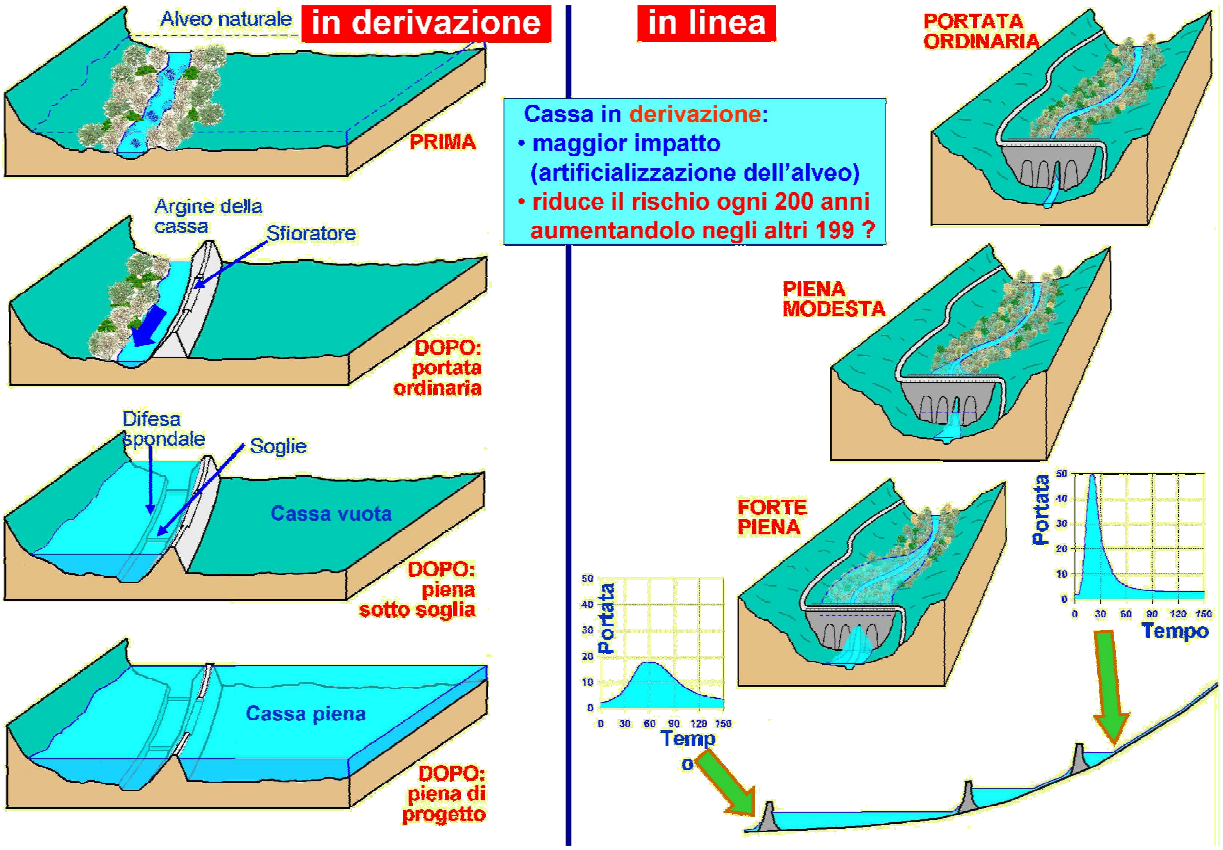


Figura 18 – Casse di laminazione.

Inoltre sussistono dubbi anche sull'efficacia idraulica: le casse in derivazione, infatti, sottraendo un'area frequentemente inondabile, aggravano il rischio a valle per le piene inferiori.

È un aspetto che meriterebbe d'essere approfondito.

15.3 Impatti biologici

Una modalità comune a molti interventi fluviali è lo spianamento dell'alveo, spesso praticato senza alcuna reale necessità idraulica.

Ciò crea condizioni ambientali sfavorevoli o proibitive per la vita degli organismi acquatici.

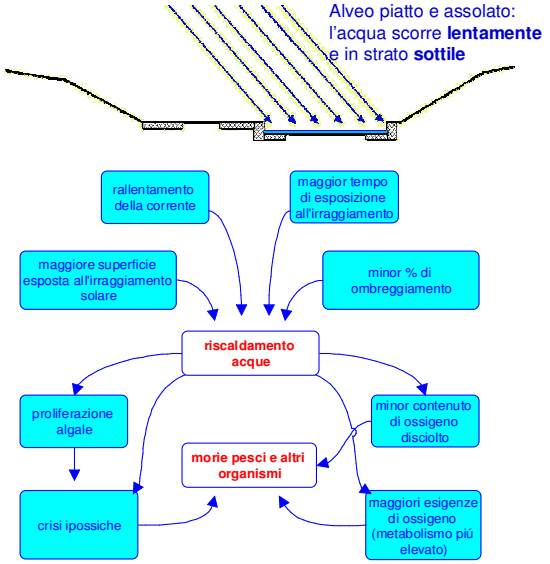


Figura 19 – Alveo piatto.

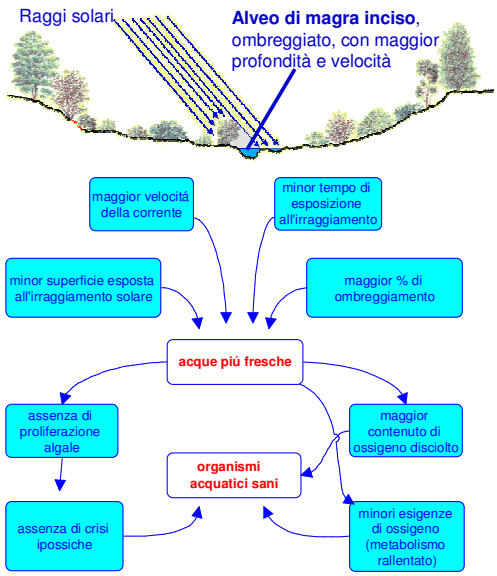


Figura 20 – Alveo naturale.

In condizioni di magra il fondo piatto comporta la dispersione delle acque su un'ampia superficie; ciò, associato all'assenza di ombreggiamento e alla notevole riduzione della velocità e profondità, induce il riscaldamento delle acque, la proliferazione algale e condizioni predisponenti a drammatiche cadute dell'ossigeno disciolto ed a morie di pesci e di altri organismi acquatici.

In un alveo naturale, invece, in condizioni di magra l'acqua si concentra nel canale più inciso e nelle buche, restando più fresca ed ossigenata.

In condizioni di magra, lo spianamento dell'alveo equivale quindi ad una condanna a morte per i pesci (grazie all'azione sinergica del riscaldamento delle acque, dell'ostacolo agli spostamenti e della mancanza di habitat rifugio, buche).

Ma analoga condanna a morte si ha anche in condizioni di piena. L'eliminazione dei ripari espone infatti i pesci alla corrente: gli stadi giovanili sono travolti mentre gli adulti, costretti ad un dispendio energetico enorme, possono accumulare nei muscoli tanto acido lattico da morire nei giorni successivi (morie differite).

Con le risagomature, insomma, l'alveo verrà magari adeguato alla portata di piena secolare, ma per tutti gli altri (36.524) giorni del secolo sarà inadeguato per chi vorrebbe viverci.

I primi studi quantitativi sull'impatto biologico della canalizzazione sono stati svolti su corsi d'acqua di pianura nel sud-est degli Stati Uniti, ove all'inizio del 1900 sono stati effettuati importanti lavori fluviali per la navigazione e l'affrancamento di terreni agricoli.

Nel corso del decennio 1970 si ha un fiorire di studi su questo argomento (Brookes ne elenca 140), poi seguito da una rapida riduzione poiché gli effetti sui popolamenti ittici erano talmente evidenti che il loro studio non presentava più interesse in termini di ricerca e di pubblicazione.

Mi limiterò perciò a ricordarne la sintesi: l'impatto della canalizzazione è spesso più elevato e di gran lunga più persistente dell'inquinamento chimico delle acque.

Ad es., per i pesci, anche dopo 50 o più anni dall'artificializzazione, persistono riduzioni della produttività superiori all'80-90%.

Merita osservare che i corsi d'acqua, essendo soggetti a frequenti perturbazioni idrologiche naturali, sono ecosistemi estremamente resilienti (cioè sensibili alle perturbazioni, ma capaci di tornare rapidamente allo stato precedente il disturbo).

La permanenza dell'impatto biologico a decenni di distanza dall'artificializzazione indica perciò la persistenza delle cause di alterazione morfologica e funzionale.

Va osservato che l'esperienza nord-americana non è direttamente trasferibile all'Europa per:

1) differenze geografiche e climatiche;
2) ragioni biogeografiche (ittiofauna americana più diversificata e specializzata);
3) i pesci europei, avendo affrontato le glaciazioni, hanno una maggior tolleranza alle variazioni ambientali.

Tuttavia anche le esperienze europee

confermano gli impatti severi e durevoli degli interventi fluviali sui popolamenti ittici.

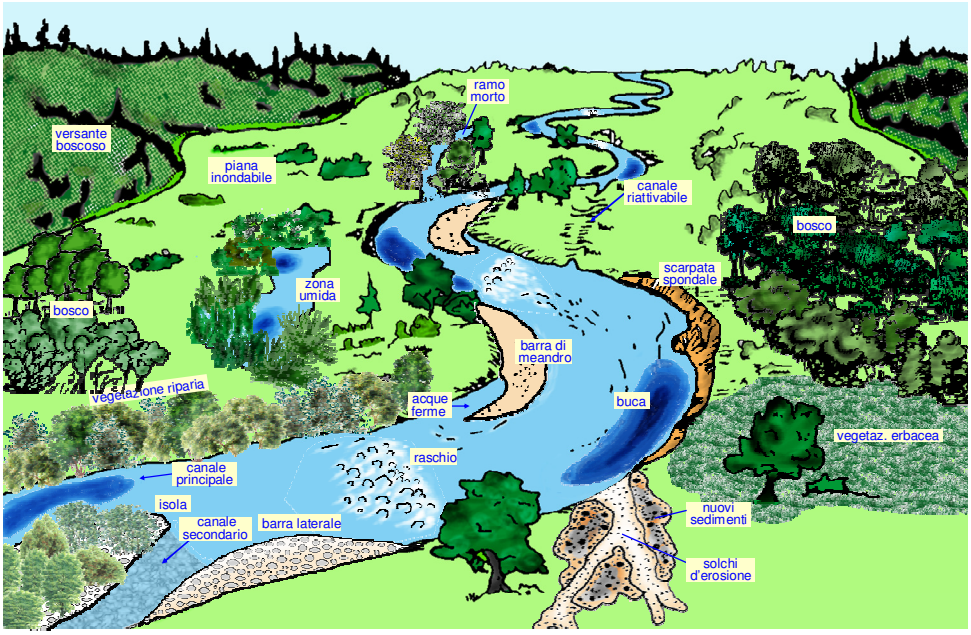


Figura 21 – Schema tipo di piana inondabile.

Analogo impatto subiscono i macroinvertebrati.

Date le loro piccole dimensioni e le loro specializzazioni, la varietà di habitat dipende essenzialmente dal regime idrico e dall'eterogeneità del substrato.

Un substrato eterogeneo fornirà dunque una grande varietà di microhabitat (mosaico di massi, ciottoli, pietrisco, sabbia, tronchi incastrati, ecc.), di condizioni microambientali (mosaico di velocità, turbolenza, gas disciolti, ecc.) e di risorse alimentari (mosaico di perifiton, accumuli fogliari, macrofite acquatiche, particolato organico fine, ecc.) e, perciò, sarà in grado di ospitare comunità ricche e diversificate.

Viceversa, ogni banalizzazione del substrato (appiattimento dell'alveo, canalizzazione, rettifiche, regolarizzazione delle sponde o della sezione, rimozione di ostacoli, vegetazione riparia, ecc.) pregiudica la stessa possibilità di sopravvivenza a molte specie.

Per capire come si esplica l'impatto dell'artificializzazione è essenziale tenere presente che la diversità ambientale e il mosaico di habitat (prerequisito per la diversità biologica) sono il frutto delle dinamiche fluviali e perciò possono mantenersi solo grazie al rinnovamento indotto dal periodico "disturbo" idraulico delle piene.

Da qui l'importanza di garantire la continuità laterale, mantenendo vitali, attraverso la frequente inondazione, i rapporti tra il fiume e la piana inondabile.

15.3.1 La piana inondabile

La piana inondabile, infatti, fa parte integrante del sistema fluviale e svolge importanti funzioni per i pesci.

In assenza di argini, durante le piene, all'incremento della portata e del livello idrico corrisponde un aumento esponenziale della velocità della corrente.

Quando però le acque iniziano ad esondare, il notevole incremento della sezione comporta una forte attenuazione dell'incremento di velocità, pur al crescere delle portate.

La velocità della corrente è sufficientemente elevata da rinnovare gli habitat, ma sufficientemente bassa da evitare effetti stressanti per gli stessi e per gli organismi acquatici.

Durante le piene maggiori i pesci possono rifugiarsi nella piana, per tornare in alveo al ritiro delle acque; gli stadi giovanili possono trovare nelle zone umide habitat di svezzamento e accrescimento e tornare in alveo al ritiro della piena successiva.

In presenza di argini, invece, l'intera portata di piena resta confinata in alveo e determina maggiori livelli idrici e velocità molto più elevate.

Ne risultano sia la distruzione degli habitat acquatici che la perdita dei rapporti con la piana inondabile (es. zone umide).

In sintesi tra le funzioni dell'espansione delle piene:

- velocità in alveo più contenute, quindi meno erosione laterale e verticale e conseguente rinnovo degli habitat (non distruttivo);
- infiltrazione con ravvenamento falda e conseguente attenuazione magre;
- rimodellamento piana, per mantenere il mosaico habitat perifluviali e fuori

alveo: ripari per pesci (scabrezza) e aree di svezzamento (zone umide);
- condizioni per sviluppo fasce vegetate diversificate;
- reintegro materia organica in alveo (col ritiro della piena).

Diviene allora intuitivo capire che basta un'arginatura ravvicinata all'alveo per isolare il fiume dalla sua piana inondabile, inducendo la perdita del suo caratteristico mosaico di habitat, proprio perché non più rinnovato dalle dinamiche fluviali.

Impatti analoghi a quelli delle arginature sono indotti dall'incisione dell'alveo.

Anche in questo caso, infatti, l'incisione determina un "effetto" canalizzazione (con sponde più ripide) che costringe l'intera portata a restare confinata in alveo, senza essere laminata nella piana inondabile.

Quest'ultima, divenuta terrazzo, è soggetta ad un processo di banalizzazione ecologica, con la scomparsa progressiva degli habitat acquatici e terrestri e delle specie ad essi legati.

Si tratta di un processo lento, impercettibile ai nostri occhi, ma dagli effetti ecologici rilevanti e permanenti.

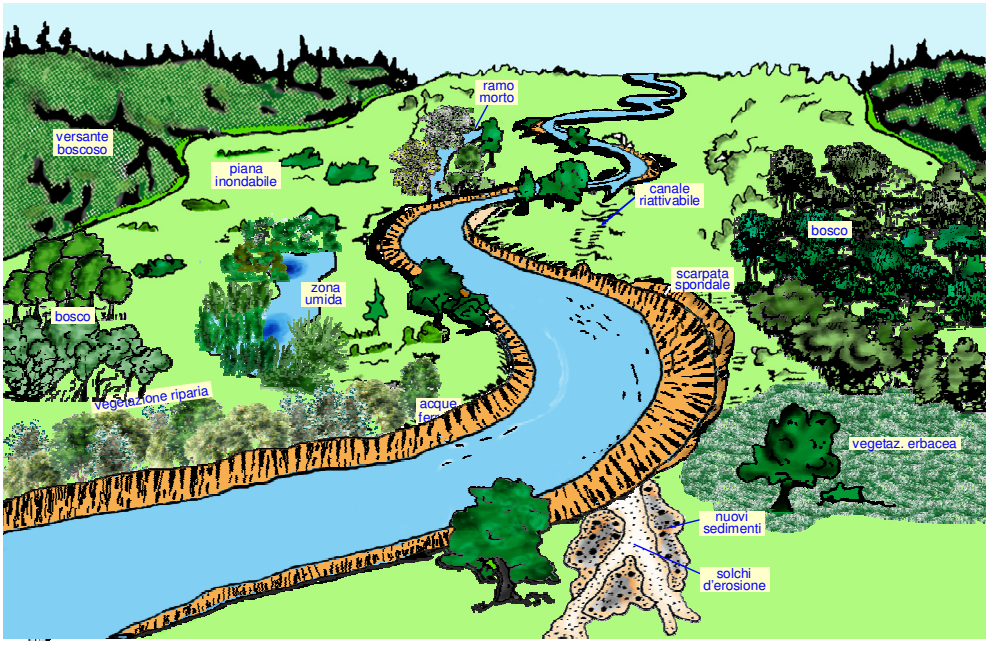


Figura 22 – Perdita di habitat acquatici e terrestri per incisione.

L'impatto degli interventi di artificializzazione fluviale non si esplica solo sui popolamenti di organismi acquatici, ma anche su anfibi, rettili, uccelli e mammiferi che frequentano stabilmente od occasionalmente i corsi d'acqua.

In generale, l'impatto degli interventi idraulici è attribuibile alla riduzione di habitat acquatici e terrestri per molte specie animali.

Numerosi studi documentano, nei tratti artificializzati, la riduzione del numero di specie, di territori e di individui degli uccelli nidificanti.

Altri studi, confrontando tratti artificializzati e naturali dello stesso fiume, documentano l'impatto sui micromammiferi e sui mammiferi di maggior taglia.

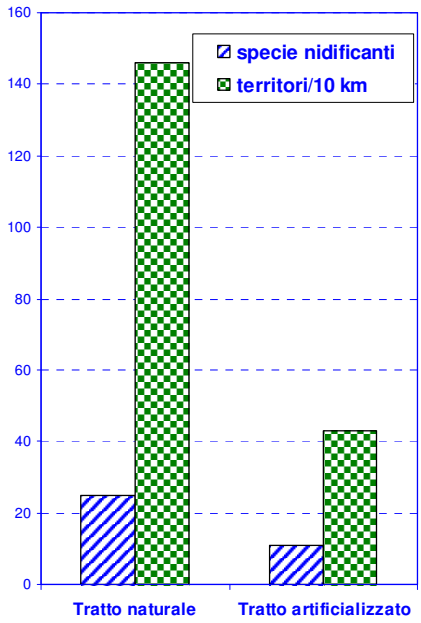


Figura 23 – Uccelli nidificanti e territori (River Wye, UK), dati di Williams, 1990.

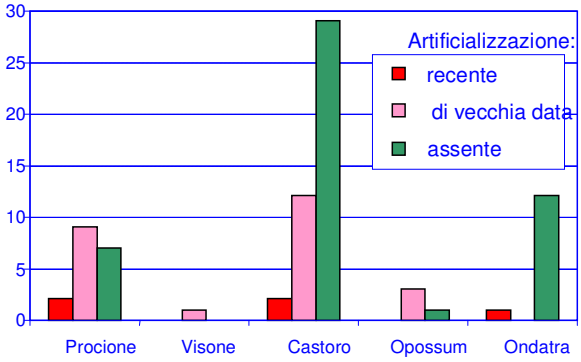


Figura 24 – Luxapalila River (Mississippi): numero di animali da pelliccia, dati di Arner et al., 1975.

Gli interventi fluviali impattano anche la capacità autodepurante.
In estrema sintesi, questa è esplicata da 5 sistemi depuranti fluviali (organismi microscopici, macroinvertebrati, vertebrati, vegetazione riparia e zona iporreica) che utilizzano la materia organica morta naturale e antropica proveniente dall'ambiente terrestre (escrementi e spoglie animali, foglie e altri frammenti vegetali, scarichi fognari) e la restituiscono all'ambiente terrestre sotto forma di organismi viventi: anfibi, rettili, uccelli, mammiferi e stadi alati degli insetti acquatici (perle, effimere, libellule) che contribuiscono a rendere tanto affascinanti gli ambienti fluviali.

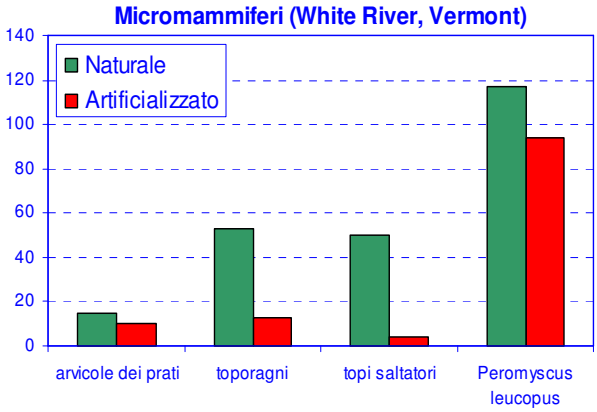


Figura 25 – Micromammiferi (White River, Vermont), da Possardt e Dodge, 1978 (tutti in Brookes, 1988)

Ogni intervento che rende l'ambiente più omogeneo, distruggendo la varietà di microhabitat, compromette le comunità acquatiche e, perciò, la capacità autodepurante.

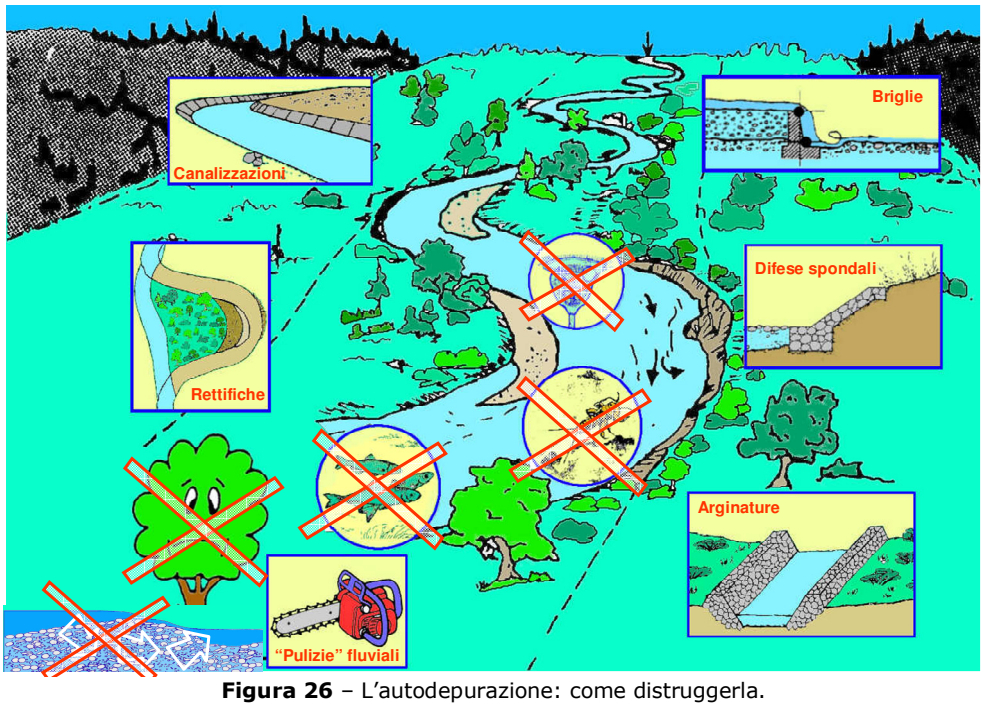


Figura 26 – L'autodepurazione: come distruggerla.

Molti effetti ecologici sono subdoli in quanto assai difficili da dimostrare. Possono infatti manifestarsi in occasione di episodi critici (es. piene), o dopo una fase di aggiustamento morfodinamico (e magari in un sito diverso da quello dell'intervento): è allora difficile ricollegare le conseguenze a cause assai lontane nello spazio o nel tempo.
Spesso, inoltre, gli effetti coinvolgono più la struttura quantitativa e funzionale dei popolamenti che la composizione in specie; la loro evidenziazione richiede quindi un impegno elevato (studi quantitativi).
Tra gli impatti più frequentemente misconosciuti vi sono quelli sulla zona iporreica, la zona attraversata dal flusso di acque superficiali che si infiltra nel substrato per riemergere più a valle.
Per l'eterogeneità della composizione granulometrica, comprendente anche frazioni

fini, la zona iporreica ha una grande superficie di contatto con i clasti minerali, ben superiore (talora centinaia o migliaia di volte) a quella tra acqua fluente e fondo dell'alveo.

Questa superficie è rivestita da una pellicola polisaccaridica formata dagli essudati dei microrganismi (principalmente batteri) che la colonizzano. È quindi una superficie attiva, i cui processi biologici sono in grado di influenzare grandemente la qualità delle acque fluviali e le comunità che in esse vivono.

Impatto ecologico	Osservazioni
Gli effetti ecologici dell'artificializzazione sono complessi, difficili da evidenziare	1 talora molto dilazionati nel tempo (es. dopo piena o aggiustamento morfodinamico) o nello spazio (es. in sito diverso, con alterazioni indotte); 2 richiedono laboriose indagini quantitative (più che scomparsa di specie, alterazione delle abbondanze relative)
Rarefazione habitat lentici (buche, calme); quasi solo raschi	organismi degli habitat lentici sostituiti da specie reofile (sensibili all'ossigenazione e considerate indicatrici di buona qualità dell'acqua) → perturbazioni non rivelate da indici biotici (IBE)
Capacità autodepurante ridotta	la riduzione degli scambi col subalveo (per scomparsa delle successioni buche-raschi) compromette l'attività microbiologica
Alterazione del funzionamento trofico	rarefazione degli apporti vegetali alloctoni e delle strutture di ritenzione. Soprattutto in magra, aumento della produzione primaria acquatica (> luce, > temperatura, < velocità), con squilibrio dei gruppi funzionali (gilde)
Rischio di eutrofizzazione accresciuto	ambiente più vulnerabile agli apporti di fosforo: eccesso di biomassa vegetale non consumata → ipossia notturna → morie
Competizione più severa	ambiente più omogeneo senza rifugi → esclusione specie meno competitive

Tabella 2 - Impatti subdoli.

La zona iporreica funziona come un depuratore a letto percolatore: le acque inquinate si infiltrano e riemergono depurate.

Il motore di questo filtro biologico sono gli elementi che creano risalto idraulico.

Zone iporreiche frequenti e intensamente percorse dal flusso idrico sono quelle sottostanti i raschi e quelle interne alle anse dei meandri.

È facile allora comprendere come gli interventi fluviali che eliminano questi elementi di sinuosità verticale e laterale e il flusso che le percorre (es. risagomature, rettifiche), compromettono la funzionalità di questo filtro biologico.

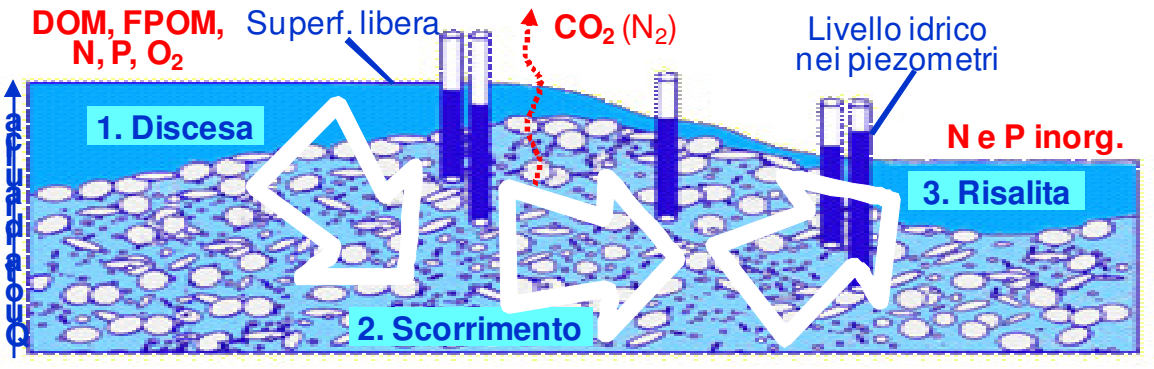


Figura 27 – Zone iporreiche.

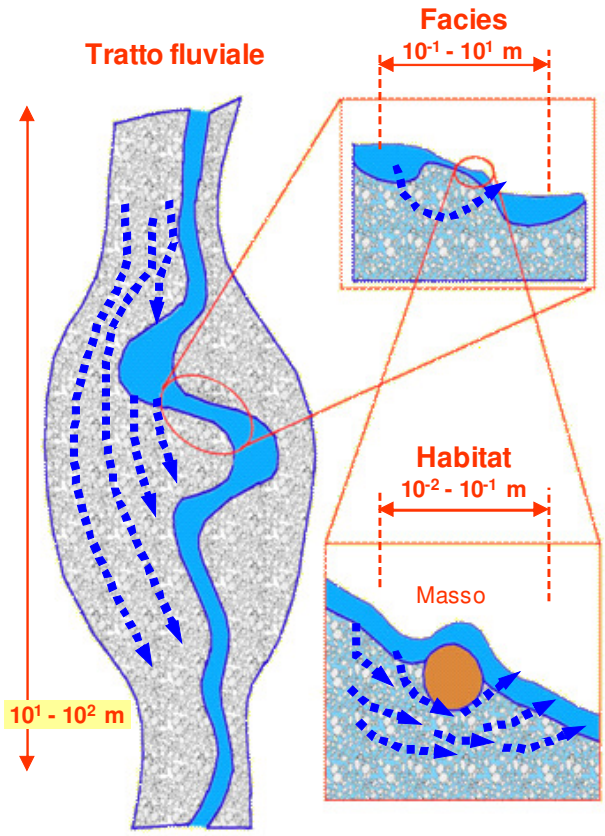


Figura 28 – Generatori di risalto idraulico, da Edwards, 1998.

Come accennato, l'impatto sui processi iporreici è spesso misconosciuto, sebbene sia esplicato da numerosi tipi di intervento.

Scala	Lunghezza flusso (m)	Tempo residenza	Elementi generatori di risalto idraulico
Elementi di scabrezza	10^{-2}-10^{-1}	minuti	Massi, vegetazione, tronchi, cumuli di frega
Facies	10^{-1}-10^{1}	min - h	Buche, raschi, barre
Tratto fluviale	10^{1}-10^{2}	h - d	Geomorfologia del tratto
Bacino	> 10^{3}	settimane -mesi	Forma della valle

Tabella 3 - Generatori di risalto idraulico, tabella da Edwards, 1998.

Attività	Risposte ecosistemiche dirette	Risposte iporreiche indirette
Dighe	☹ Riduzione della portata massima; ☹ alterazione della frequenza delle piene e del loro andamento temporale; ☹ riduzione del trasporto solido; ☹ alterazione del regime termico	☹ Riduzione dell'estensione della zona iporreica e dei flussi che l'attraversano; ☹ ridotta concentrazione di ossigeno; ☹ asportazione dei sedimenti più fini; ☹ riduzione dello spazio interstiziale; ☹ minori apporti di DOM e POM; ☹ ridotta produzione secondaria
Taglio vegetazione	☹ Ridotto apporto di grossi detriti legnosi; ☹ maggior apporto di sedimenti fini e grossolani; ☹ alterazione della vegetazione riparia	☹ Cambiamenti nella distribuzione e nel volume delle zone iporreiche; ☹ alterazione chimica dei suoli ripari; ☹ alterato apporto di nutrienti ripari; ☹ cambiamenti nella produzione primaria fluviale
Agricoltura	☹ Eliminazione della vegetazione riparia; ☹ drenaggio dei suoli, con abbassamento della superficie freatica; ☹ apporti inquinanti; ☹ arginature; ☹ canalizzazione	☹ Alterazione del contenuto in materia organica e in nutrienti dei suoli ripari; ☹ eliminazione degli habitat ripari; ☹ riduzione dei flussi iporreici; ☹ inversione dei flussi subsuperficiali; ☹ eliminazione di zone iporreiche; ☹ riduzione della diversità e della produzione dei macroinvertebrati
Urbanizza-zione	☹ Cambiamenti idrologici; ☹ accresciuto apporto di sedimenti fini; ☹ maggior carico organico; ☹ apporti tossici; ☹ accentuazione delle piene; ☹ incisione dell'alveo; ☹ riduzione delle zone riparie	☹ Eliminazione di zone iporreiche; condizioni anaerobiche; ☹ riduzione o eliminazione della fauna iporreica; ☹ cambiamenti faunistici indesiderati; ☹ ridotta biodiversità e produzione

Tabella 4 – Risposte ecosistemiche e iporreiche indirette, tabella da Edwards, 1998.

In conclusione, molti interventi riducono o interrompono la continuità lungo le quattro dimensioni dell'ecosistema fluviale: longitudinale (dighe, briglie), laterale (argini, difese spondali), verticale (rettifiche, spianamento alveo) e temporale (alterazione del regime, indotto da molti interventi).

Il sistema fluviale viene alterato a tutte le scale: da quella della valle fluviale a quella lineare (tronco, tratto, segmenti, sequenze), a quella locale (facies, habitat, microhabitat).

15.4 Valutazione degli impatti

I fiumi, grazie all'energia della corrente, sono sistemi molto reattivi, sia ai singoli interventi che a cambiamenti d'uso del suolo.

Ad es., nell'ultimo secolo in molti fiumi italiani si è verificata un'incisione e un restringimento; talora si è mantenuta la morfologia originaria; in altri casi, con variazioni più spinte, si è passati da alvei a canali intrecciati ad alvei transizionali e da questi ad alvei monocursali.

A: Alvei a canale singolo sinuosi e meandriformi;
B: alvei di tipo wandering;
C: alvei a canali intrecciati;
D: inizialmente a canale singolo, con incisione moderata (fino a circa 3 m) e lieve restringimento, oppure inizialmente transizionale, con forte restringimento e cambiamento di morfologia;
E: transizionale con incisione moderata e forte restringimento, ma mantenimento della morfologia originaria;
F: inizialmente a canali intrecciati, con lieve incisione, forte restringimento e passaggio ad una morfologia transizionale;
G: a canali intrecciati, con lieve incisione e moderato restringimento, ma mantenimento della morfologia originaria;
H: inizialmente a canali intrecciati, con forte incisione, restringimento e passaggio ad una morfologia transizionale;
I: a canale singolo, con forte incisione (superiore ai 3 m) e lieve restringimento.

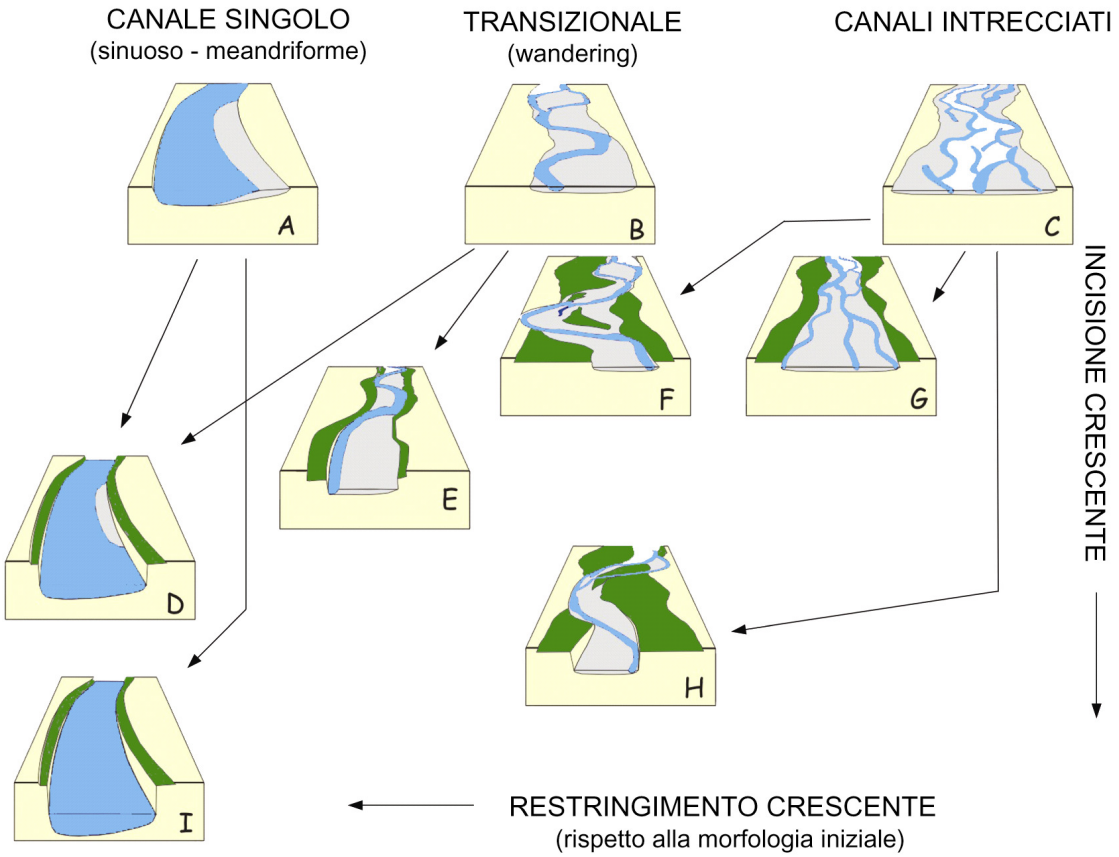


Figura 29 – Cambiamenti fiumi italiani, da Surian e Rinaldi, 2003.

Qui, ad es., vediamo il notevole restringimento subito dal Vara (principale affluente del Magra), a seguito di interventi antropici (sistemazioni idraulico-forestali, opere idrauliche di inalveamento, escavazioni).

Le variazioni di larghezza sono spesso accompagnate da variazioni del tipo di alveo.

Ad es. il basso Magra è passato dalla tipologia a canali intrecciati a quella a canale singolo.

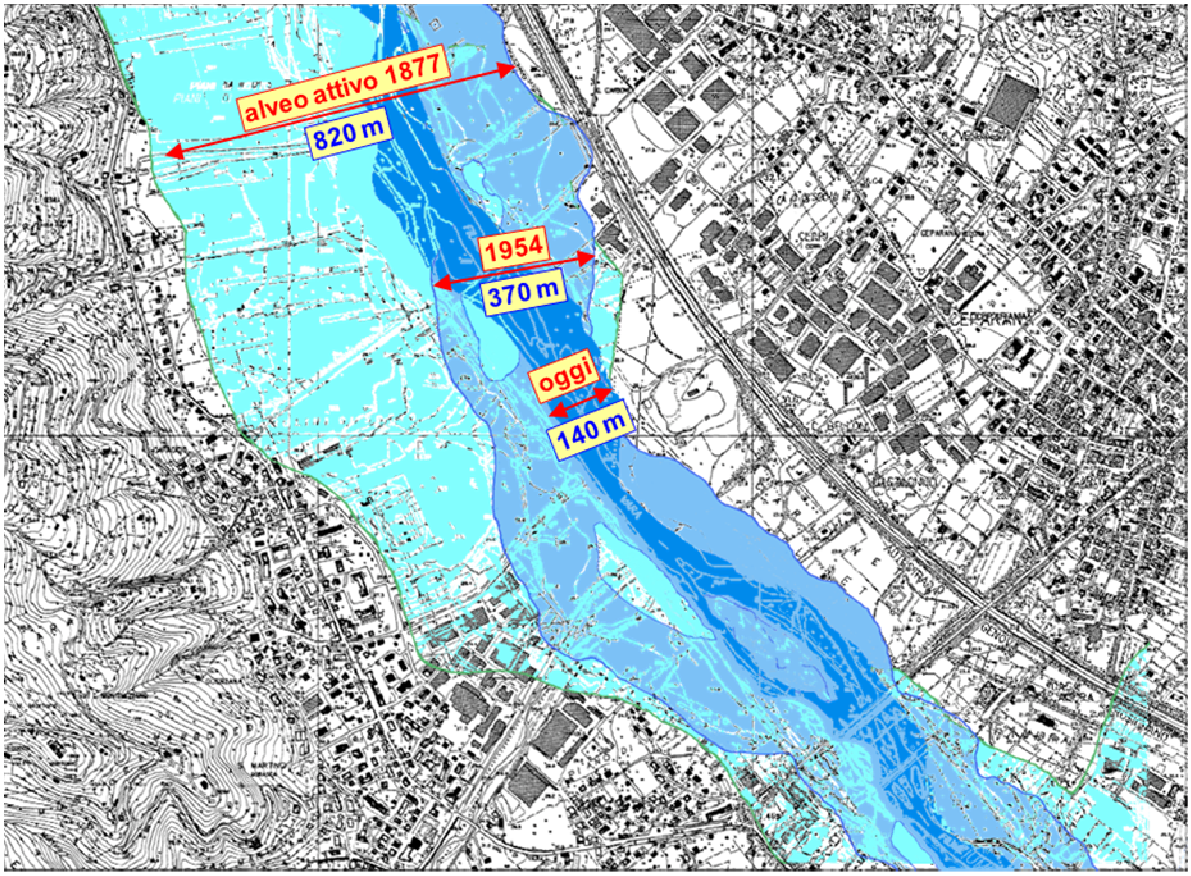


Figura 30 – Restringimento subito dal Vara (principale affluente del Magra), a seguito di interventi antropici.



Figura 31 – Carta degli Stati Sardi (1829), cambiamenti di tipologia, tratto da Rinaldi, 2005.



Figura 32 – Confronto con stato attuale, estratto da Google Earth (2006)

Come detto, gran parte dei fiumi italiani ha subito un processo di incisione.

Qui vediamo gli esempi del Po (incisione di 6 m) e dell'Arno (5 m).

In basso è mostrato uno schema generale: una prima fase di incisione lenta, legata a variazioni d'uso del suolo (rimboschimenti, con riduzione degli apporti solidi), seguita da una seconda fase, molto più accentuata, conseguente alle escavazioni della seconda metà del secolo; in alcuni tratti fluviali si sta assistendo negli ultimi 15 anni ad una terza fase, di recupero che tende a ricongiungersi all'andamento secolare (o ad un livello più basso); altri tratti si sono stabilizzati senza mostrare segni di recupero.

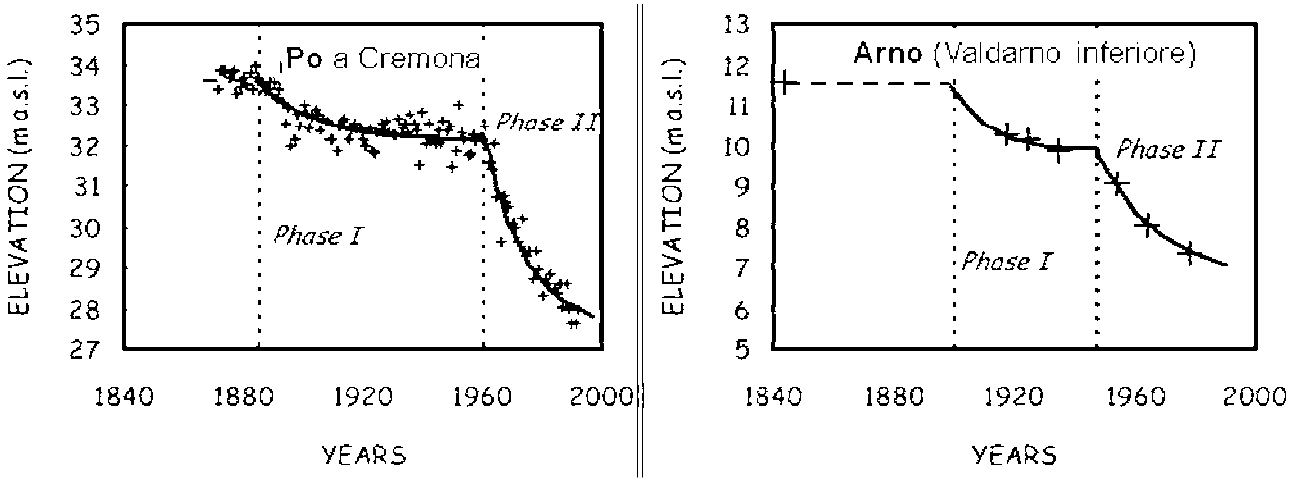


Figura 33 – Confronto dell'incisione tra il Fiume Po ed il Fiume Arno, da Surian e Rinaldi, 2003.

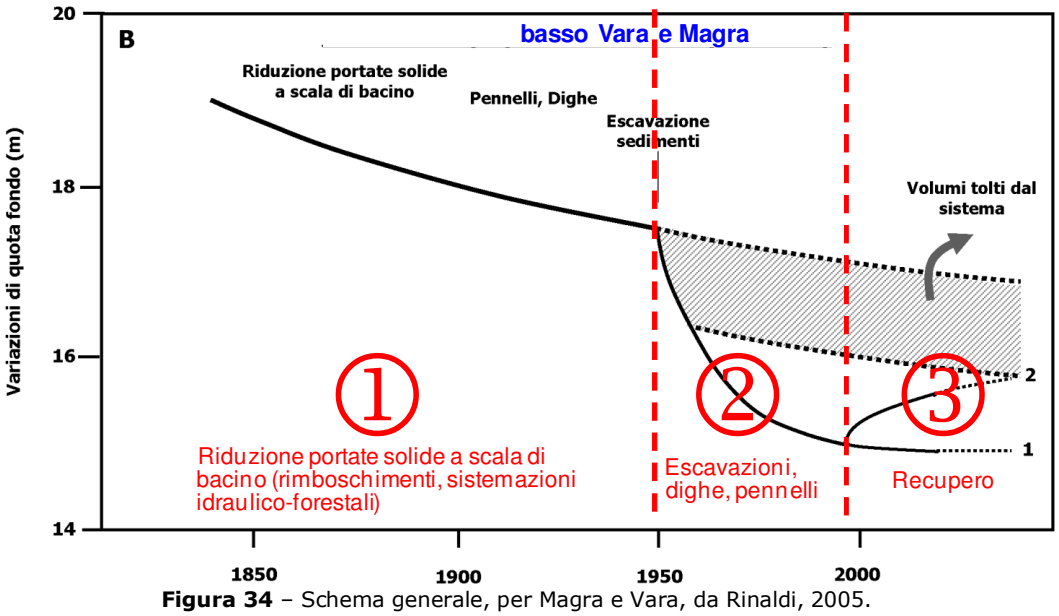


Figura 34 – Schema generale, per Magra e Vara, da Rinaldi, 2005.

Ad una scala temporale più breve, esaminando una vasta casistica (circa 300 tratti fluviali) di alvei rettificati e non seguiti da interventi di manutenzione o da opere rigide sono stati individuati cinque principali tipi di risposta.

1. incisione dell'alveo, seguita da smottamento delle sponde (per scalzamento al piede);
2. segregazione di uno strato "corazzato", per rimozione selettiva dei ciottoli di minor granulometria e persistenza di quelli più grossolani;
3. sviluppo di un alveo sinuoso di magra (dove l'alveo è stato non solo rettificato, ma anche allargato);
4. sviluppo di un alveo sinuoso (per erosione laterale in tratti con pendenza elevata locale), con permanenza di tratti delle sponde rettilinee sul lato in accrescimento;
5. nei tratti a bassa pendenza (e con substrato fine, facilmente rimodellabile) si verifica una massiccia sedimentazione e, all'interno di questi depositi, può svilupparsi un alveo sinuoso e ristretto

che può preludere ad un pieno recupero.

Nonostante la tendenza allo sviluppo di un alveo sinuoso, il recupero della sinuosità originaria è stato osservato solo nel 4% dei casi.

Va inoltre osservato che, in generale, la tendenza al recupero della sinuosità viene contrastata da opere rigide, contestualmente o successivamente alla rettifica.

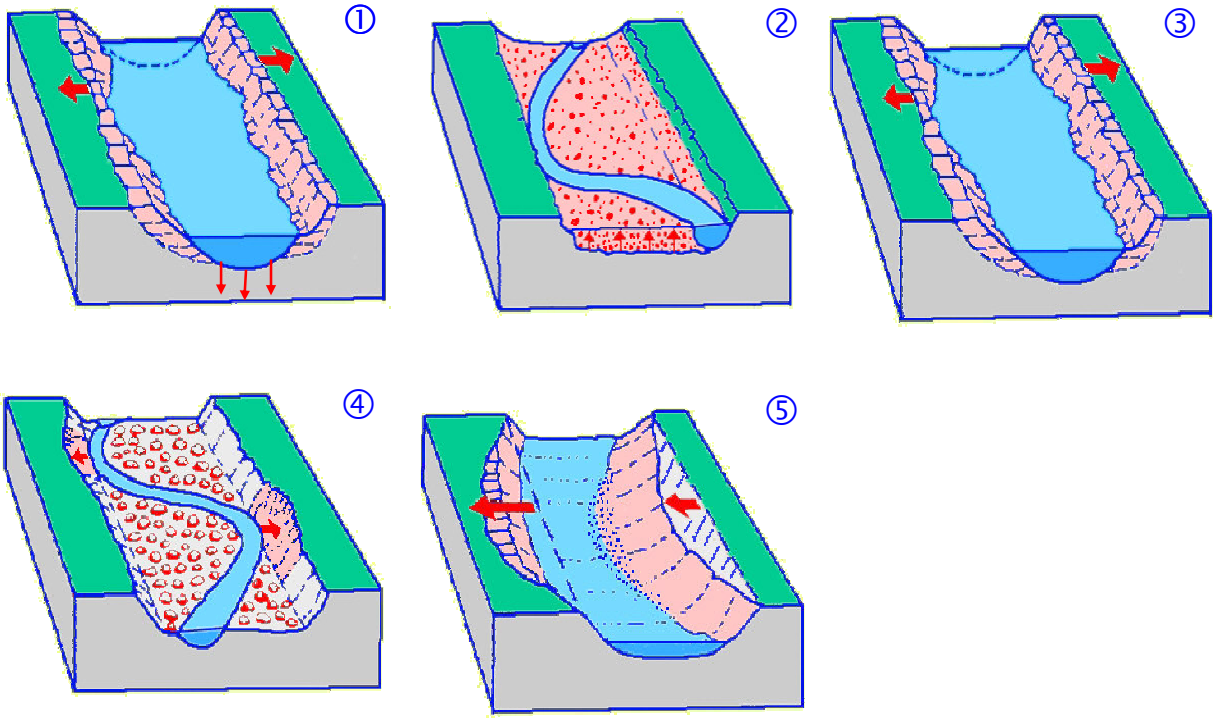


Figura 35 – Schema generale di riaggiustamenti post-rettifica (in assenza di manutenzione). In figura 1 incisione + erosione laterale, in figura 2 segregazione strato corazzato, in figura 3 sviluppo di un thalweg sinuoso, in figura 4 recupero della sinuosità per erosione laterale, in figura 5 sedimentazione massiccia e incisione di un nuovo alveo sinuoso (pianura) da Brookes, 1988, modificata.

Un elemento centrale nella valutazione dell'impatto è la persistenza degli effetti dell'intervento, cioè il suo grado di reversibilità.

I parametri che regolano la capacità di riaggiustamenti sono le variabili di controllo, in particolare la portata della piena morfogenetica (portata al colmo arginale) e la pendenza che, insieme, determinano l'energia potenziale (E_P) in piena del corso d'acqua, quindi la sua capacità di mobilizzare i materiali dell'alveo:

$$E_P = \gamma Q_c S \text{ (Watt/m)}$$

dove

γ è il peso volumico dell'acqua ($\gamma = \rho g$, cioè densità per accelerazione di gravità);

Q_c è la portata al colmo;

S è la pendenza della valle.

Spesso E_P è espressa in energia potenziale specifica (E_{Ps}), cioè per unità di larghezza (w):

$$E_{Ps} = Q_c S/w \text{ (Watt/m}^2\text{)}$$

Lo studio di molti corsi d'acqua ha mostrato l'esistenza di una soglia di irreversibilità (corrispondente ad una E_{Ps} di 35 W/m^2): al di sotto di questa energia i corsi d'acqua artificializzati non hanno mostrato risposte di riaggiustamento; E_{Ps} tra 35 e 100 W/m^2 il rischio di irreversibilità è significativo (dipende dalla coesione dei materiali dell'alveo); E_{Ps} tra 100 e 1000 W/m^2 si ha un riaggiustamento, più o meno rapido.

Perciò la persistenza dell'impatto di un intervento può essere direttamente correlata all'energia potenziale del corso d'acqua; i tempi del riaggiustamento dipendono dal numero di piene efficaci.

Naturalmente, la capacità di riaggiustamento del sistema dipende dall'equilibrio tra l'energia potenziale e la coesione dei materiali del fondo e delle sponde (ed è, ovviamente, impedita dall'eventuale presenza di opere di stabilizzazione come soglie, difese spondali, pennelli).

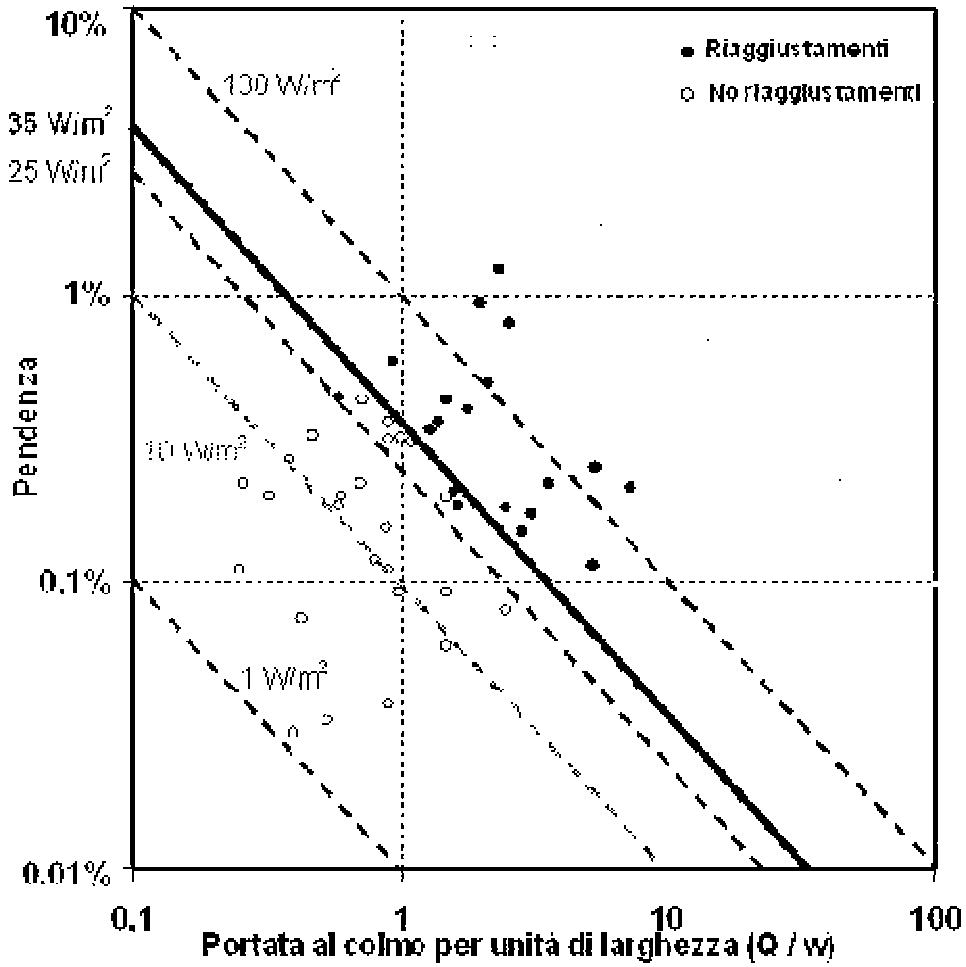


Figura 36 – Soglia di irreversibilità, schema da Brookes, 1988.

Tipo intervento / Energia in piena	Manutenzione	Movimenti terra	Opere di stabilizzazione
Forte (E_{Ps} > 35 W/m^2)	rapida (2-10 anni)	da rapida a lenta	da molto lenta a irreversibile
Debole (E_{Ps} < 35 W/m^2)	da rapida a lenta	da molto lenta a irreversibile	irreversibile (> 100 anni)

Tabella 5 – Soglia di irreversibilità, tabella da Wasson et al., 1995.

Vediamo ora il metodo proposto dal Cemagref per prevedere l'impatto sui popolamenti ittici, basata sul postulato di una relazione diretta tra l'alterazione fisica e l'impatto ecologico. La valutazione tiene conto della lunghezza del tratto interessato, dell'intensità e della persistenza dell'artificializzazione.

$L = (l/w)\ A\ R$

con
l = lunghezza in m;
w = larghezza in m;
A e R coefficienti di Artificialità e di Rango).

Per affrancarsi dalle dimensioni del fiume, la lunghezza è espressa in unità di larghezza dell'alveo al colmo (w), che determina la spaziatura delle facies.

Il coefficiente A l'artificializzazione va valutata alla scala globale di un tronco fluviale morfologicamente omogeneo (scala alla quale si equilibrano i processi fisici e biologici che regolano il funzionamento dell'ecosistema). Ciò implica che va preso in considerazione il cumulo degli impatti dell'intervento con quello dei lavori precedenti. Arginare un tratto di un km in un fiume naturale può avere infatti un impatto limitato ma, se questo si cumula a quello di altri tratti arginati, la rarefazione delle zone rifugio diviene critica e può portare al tracollo dell'ecosistema.

L'impatto di ogni unità supplementare canalizzata cresce perciò in funzione dell'artificializzazione complessiva del tronco fluviale.

Ciò può tradursi attribuendo un costo

ecologico limitato alle prime unità canalizzate ed uno elevato per le successive). Naturalmente, se sono prevedibili effetti indotti a monte o a valle, vanno calcolati nella lunghezza.

Il coefficiente *R* è un fattore correttivo, funzione dell'ordine (Strahler) del tratto, che attribuisce all'alterazione dei tratti di ordine basso od elevato un costo ecologico superiore a quella dei tratti di ordine medio.

I tratti sorgivi, infatti, hanno un'importanza fondamentale (la loro alterazione –provocando la perdita della capacità di ritenzione, l'accentuazione delle piene e delle magre e l'aggravamento dei processi erosivi– si ripercuote su tutto il reticolo idrografico).

All'altra estremità, anche i grandi corsi d'acqua hanno un valore elevato sia per la grande ricchezza ecologica, sia per la loro originalità e rarità (specificità biogeografica, originalità ecoregionale, breve lunghezza (solo qualche punto % dell'intero reticolo idrografico).

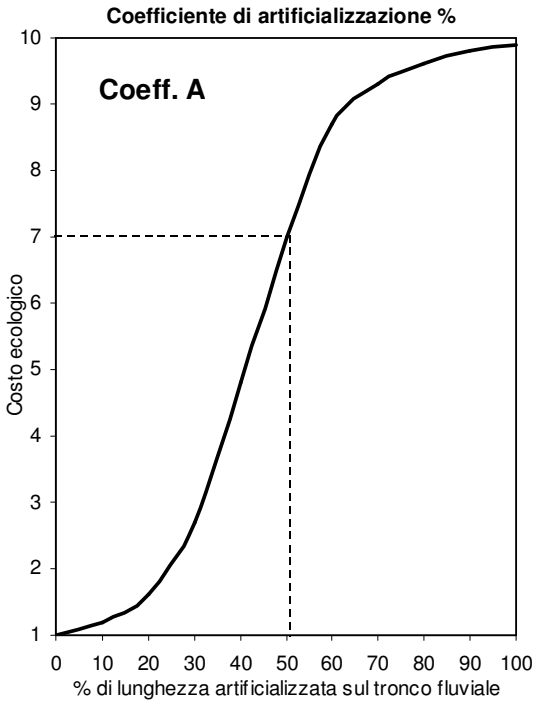


Figura 37 – Coefficiente di canalizzazione, tabella da Wasson et al., 1995.

La previsione dell'intensità dell'impatto valuta lo scostamento tra lo stato postintervento e la morfologia fluviale corrispondente al suo stato d'equilibrio dinamico, utilizzando a tal fine fattori la cui importanza è stata chiaramente dimostrata:

$$I = I_1 + I_2 + I_3 + I_4 + I_5 + I_6 + I_7 + I_8$$

In cui

I_1 Perdita di sinuosità e riduzione del tasso di alvei intrecciati (scomparsa di alvei multipli) rispetto al tracciato originario: reperibili da antiche cartografie o foto aeree. Nel grafico sono illustrati due esempi d'impatto: all'inizio il costo ecologico è basso, poi è elevato (per uguale riduzione di sinuosità)

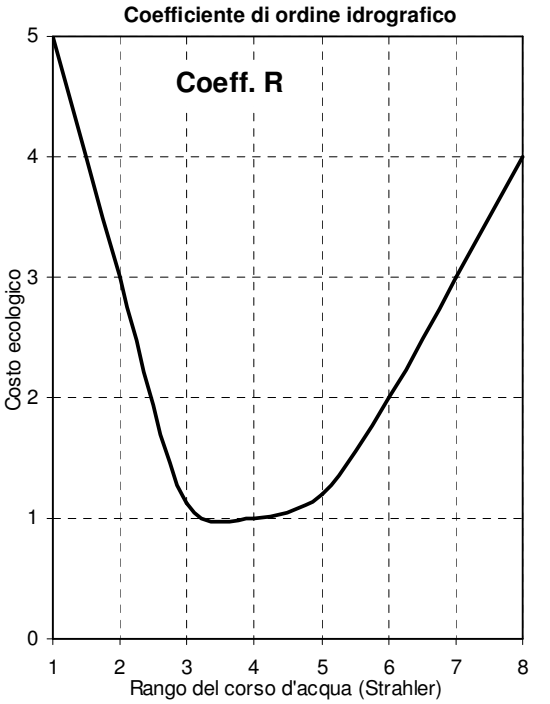


Figura 38 – Coefficiente di ordine idrografico, da Wasson et al., 1995.

I_2 Riduzione dello spazio di libertà laterale (es. per difese spondali o arginature), valutato in unità di larghezza al colmo (w). Nei fiumi naturali è attorno a 12. Anche in questo caso, i due esempi mostrano che il costo ecologico cresce più che proporzionalmente col grado di alterazione.

I_3 Tempo di ritorno della portata al colmo (in prima approssimazione 2 anni). Bassi tempi di ritorno → basso costo ecologico, con tendenza ad asintoto.

I_4 Aumento % della larghezza bagnata in magra (portata media mensile minima): condiziona la riduzione di profondità, il rischio di riscaldamento estivo e di gelo invernale, il rischio di intasamento del substrato. Costo ecologico crescente prima lentamente, poi rapidamente, poi lentamente.

I_5 Alterazione della struttura fisica. L'alterazione più grave è la scomparsa delle sequenze buche-raschi. Per la rimozione dei ripari, occorre distinguere tra alveo e sponde e tra ripari vegetali (rigenerabili) e i massi (non rigenerabili) (eventuali massi o tetrapodi

di protezione spondale vanno considerati come ripari spondali naturali).

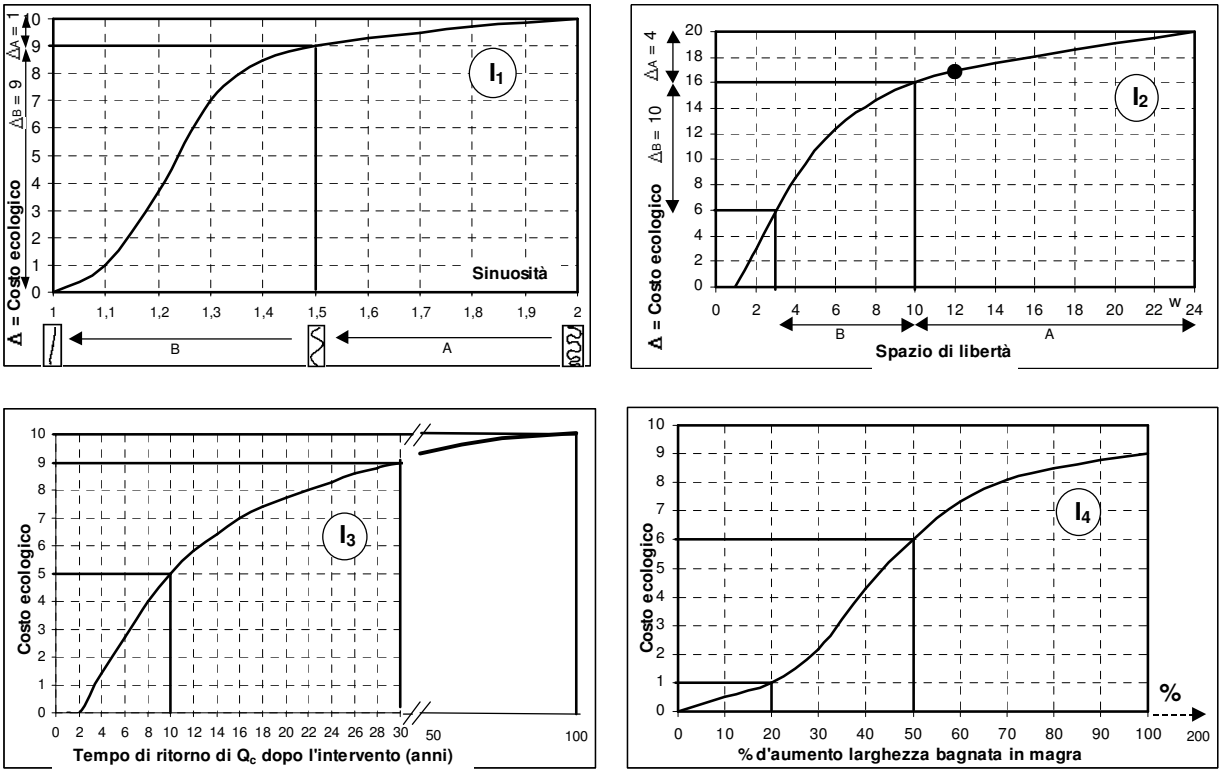


Figura 39 – Intensità dell'impatto, da Wasson et al., 1995.

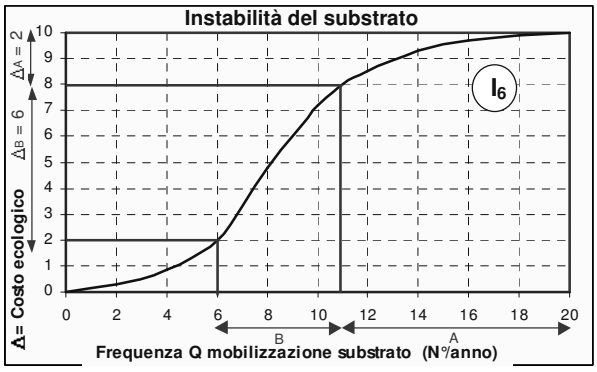
I_6 Instabilità del substrato. È un coefficiente di difficile valutazione. I lavori in alveo generalmente comportano l'eliminazione della granulometria più grossolana e l'esposizione di quella di minor diametro e coesione. Calcoli idraulici permettono di determinare la portata capace di mobilizzare i ciottoli di diametro medio in superficie. La frequenza di ritorno di questa portata permette di stimare il rischio d'instabilità del substrato; la comparazione delle frequenze prima e dopo l'intervento permette di quantificare l'instabilità indotta dall'intervento.

I_7 Perdita di connettività laterale. Può essere valutata come perdita di larghezza inondabile da una piena trentennale (espressa in unità di larghezza al colmo, *w*). Il costo ecologico è maggiore per le zone a barbi e abramidi (ciprinidi, luccio), più legati dei salmonidi alle zone umide perifluviali.

I_8 Ostacolo alla circolazione dei pesci (es. briglie). Va valutato sull'insieme del tronco fluviale considerato, in funzione della loro superabilità secondo la portata e il numero di ostacoli per km.

L'intensità dell'artificializzazione per unità di lunghezza può essere stimata dalla somma degli otto tipi di impatto.

Alterazioni fisiche I_5	Costo ecologico	
	Fiume a debole energia	Fiume a forte energia
1 = Rimozione dei tronchi immersi presso riva	3	7
2 = 1 + risagomatura scarpate spondali	7	10
3 = 2 + rimozione massi e tronchi in alveo	12	12
4 = 3 + riprofilatura (spianamento buche e raschi)	20	20



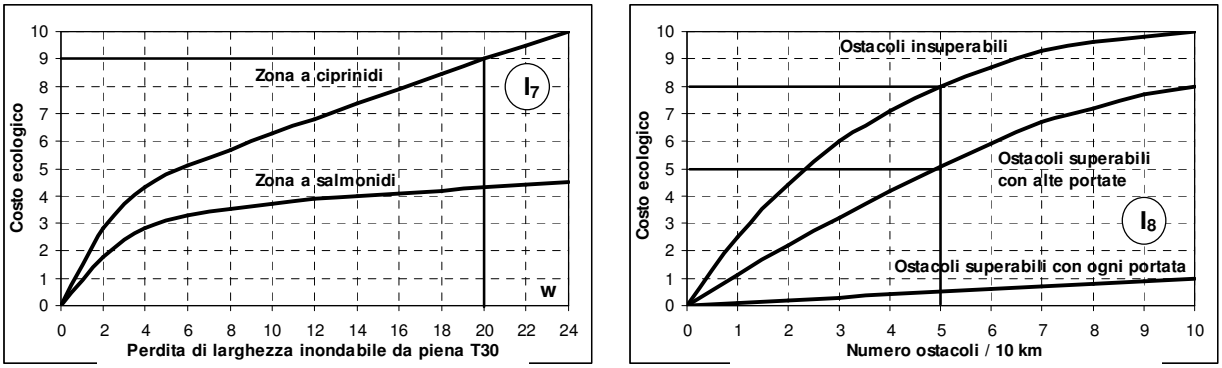


Figura 40 – Intensità dell'impatto, da Wasson et al., 1995.

↓ Energia in piena → Intervento	Manu-tenzione	Scavi e riporti	Strutture di stabilizzazione
FORTE (E_{PS} > 35 W/m^2)	2	5-20	50-100
DEBOLE (E_{PS}<35 W/m^2)	5	30-50	100

Tabella 6 – Tempo di persistenza (T in anni), da Wasson et al., 1995.

La valutazione della durata dell'impatto deve integrare tre elementi:

- la durata dell'alterazione fisica (funzione della reversibilità dell'intervento);
- la ripetizione degli interventi (cumulare i tempi);
- il possibile aggravamento dell'impatto a lungo termine (nel caso di rottura dell'equilibrio morfodinamico).

Il coefficiente di permanenza si basa sul tipo di intervento e sull'energia della portata al colmo.

Le risposte a lungo termine (es. incisione progressiva conseguente ad arginatura) sono le più difficili da valutare e possono manifestare il loro impatto dopo decenni; è di importanza prioritaria, quando si sospetti la possibilità del superamento di una soglia di irreversibilità, esigere il ricorso a geomorfologi competenti.

L'impatto globale si calcola come di seguito:

$L.I.T. = L\ I\ T\ w^2\ 10^{-4}$

dove:

$L=(l/w)\ A\ R$ rappresenta la lunghezza l (in m) del tratto interessato dall'intervento, w la larghezza d'alveo al colmo (in m), corretta per i coefficienti di lunghezza artificializzata (A) e dell'ordine idrografico (R).

I è la somma dei coefficienti d'intensità dell'impatto per le differenti alterazioni morfologiche su tale tratto.

T è il tempo di permanenza prevedibile dell'impatto (o la durata dell'impatto cumulato, nel caso di interventi ripetuti).

$w^2\ 10^{-4}$ rappresenta la superficie in ettari di ogni unità di lunghezza artificializzata.

La dimensione dell'indice è una superficie ponderata; ciò permette di sommare i valori ottenuti su diversi tratti dello stesso fiume in una sistemazione globale, o di comparare i costi ecologici su diversi fiumi.

L'indice L.I.T. permette di ordinare i progetti secondo la gravità dell'impatto prevedibile e, in prospettiva, di valutare l'interesse di un progetto di recupero della funzionalità ecosistema di un corso d'acqua.

15.5 Esperienze dell'Autorità di Bacino Magra

Le indicazioni date finora consentono di valutare meglio l'impatto di determinati interventi fluviali, al fine di valutarne l'opportunità e di ridurre l'impatto.

Tuttavia le condizioni locali sono il prodotto delle dinamiche idrologiche e geomorfologiche (e risentono perciò l'influenza dello stato di tutto il reticolo idrografico che, a sua volta, risponde ai cambiamenti dell'uso del suolo di tutto il bacino).

Perciò l'ottica degli interventi locali è quella meno adeguata ad affrontare i problemi; spesso, infatti, un problema locale può essere meglio affrontato con una pianificazione a livello di bacino. Vediamo alcuni esempi tratti dall'esperienza dell'Autorità di bacino del Magra.

Nell'ambito del "piano "Tutela dei corsi

d'acqua interessati da derivazioni idriche" è stata elaborata una formula per il calcolo del DMV che garantisce: portate in alveo elevate (5-10 e più L/sec per km^2 di bacino sotteso); una modulazione della portata che riflette, almeno in parte, le variazioni naturali; penalizzazione delle derivazioni che restituiscono a grande distanza e di quelle situate in aree di pregio naturalistico.

$$DMV = S_b \; R_s \; P \; A \; N \; Q_B \; Q_R \; G \; L_{7,5} + M_{10}$$

Con:
S_b = superficie bacino;
R_s = 1,6 L/s·km^2;
A = Altitudine;
N = Naturalità;
Q_B = Qualità biologica acque;
Q_R = Qualità chimica delle acque restituite;
G = fattore Geomorfologico;
L = fattore Lunghezza (distanza presa restituzione);
M = Modulazione della portata.

La formula contiene una modulazione della portata, il fattore L scoraggia le restituzioni a notevole distanza dalla presa.

Tra le caratteristiche si evidenzia che il Deflusso Minimo Vitale è tra i più elevati d'Italia, si mantiene la capacità di orientare la localizzazione, scoraggiando siti a maggior impatto.

Sono inoltre stati dichiarati indisponibili per le derivazioni idriche, con motivazioni prettamente ecologiche, i tratti fluviali montani dell'asta del Magra e dei principali affluenti.

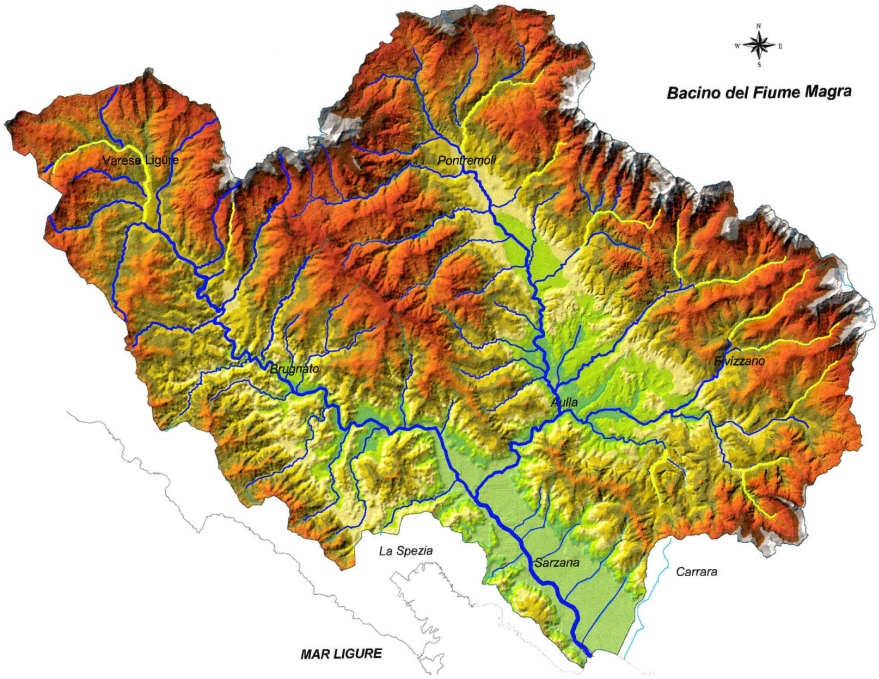


Figura 41 – Bacino del Fiume Magra, in giallo evidenziati i tratti indisponibili.

Sono state vietate le derivazioni in serie – che impoveriscono progressivamente la portata – prevedendo, a valle di ogni restituzione, un tratto a recupero biologico (vietato a nuove derivazioni) pari alla distanza tra presa e restituzione (al suo doppio per derivazioni maggiori di 5 m^3/s).

Tra le altre misure, vi è l'obbligo di passaggi per pesci e di misuratori della portata naturale, prelevata e rilasciata (visibili al pubblico).



Figura 42 – Non solo DMV: passaggi per pesci.

Il Piano d'Assetto Idrogeologico comprende indicazioni, rivolte ai progettisti, per contenere

l'impatto degli interventi fluviali.

Per la prima volta in Italia, è stato cioè introdotto l'obbligo della progettazione ambientale dei lavori fluviali.



Figura 43 – Coerenza tra i piani.

L'attenzione al miglioramento delle condizioni ambientali permea anche l'azione quotidiana, in primo luogo nell'espressione dei pareri sui progetti.

Ad esempio, nel progetto di messa in sicurezza del torrente Parmignola per la piena duecentennale, si è riusciti (con un lungo confronto) a convincere i progettisti e i Comuni committenti che l'aumento di capacità idraulica doveva essere ricavato raddoppiando l'alveo in larghezza, anziché sopraelevando gli argini o realizzando una cassa di laminazione.

I risultati non sono proprio il massimo, visto che il tracciato è stato mantenuto rettilineo, ma per la prima volta è stato infranto un tabù (lo spostamento della strada era considerato un sacrilegio!) e il torrente è stato privilegiato rispetto alla strada.

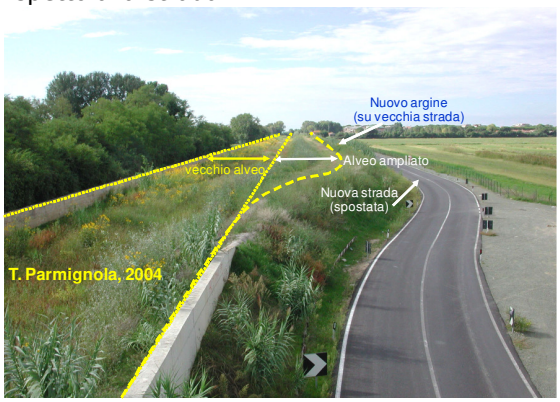


Figura 44 – Messa in sicurezza del T. Parmignola.

Anche nell'ambito dei pareri su opere pubbliche si adotta il principio di fondo che l'ambiente va migliorato: accontentarsi della mitigazione dell'impatto ambientale delle nuove opere, infatti, significherebbe accettare una progressiva erosione di naturalità; ogni nuova opera, al contrario, deve produrre un miglioramento ambientale (non un peggioramento).

Ad es. nel parere sulla realizzazione della terza corsia autostradale A12 (GE-LI), sono state date, tra le altre, due prescrizioni importanti.

- le carattere geotecniche dovranno essere tali da far svolgere all'autostrada anche la funzione di argine;
- creazione di un varco ecologico che colleghi il Magra alle zone umide circostanti (ex laghetti di cave di argilla rinaturalizzatisi spontaneamente).

Ciò comporta lo smantellamento del terrapieno e la ricostruzione su viadotto di un tratto autostradale di 500 m. L'arditezza della scelta è testimoniata anche dal fatto che verrà resa inondabile un'area oggi protetta dall'autostrada.

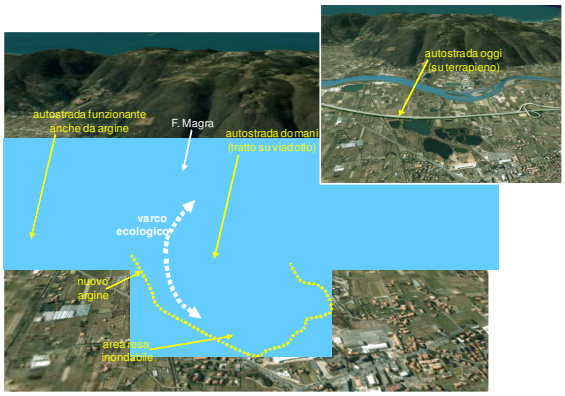


Figura 45 – Parere sulla realizzazione della terza corsia autostradale A12.

Non sempre conviene difendere. Ad esempio, una difesa spondale in massi per proteggere terreni agricoli o incolti è più costosa del valore del bene da difendere.

La soluzione più conveniente è il "non intervento", cioè lasciar erodere la sponda (soluzione scelta dall'Autorità di bacino del Magra).

A chi fosse perplesso propongo questo quiz: chi spenderebbe 100 per evitare un danno 10? La risposta non è scontata!

Se oggi la costruzione delle difese spondali è ancora così diffusa è solo perché chi le chiede a gran voce non ne paga il costo. Ma non è certo un esempio di buona amministrazione del denaro pubblico e di gestione sostenibile (economica e ambientale).





Figura 46 – Confronto tra soluzioni.

Durata media dell'opera (anni)	infinita	30	20	10	5	2
Tot costi attualizzati opere (euro/m lineare)	***750***	***975***	***1.202***	***1.941***	***3.461***	***8.059***
Fascia acquisibile (m) di terreno generico (circa 2 euro/m^2)	375	487	601	970	1.730	4.029
Fascia acquisibile (m) di seminativo (1,78 euro/m^2)	421	542	668	1.079	1.924	4.479
Fascia acquisibile (m) di prati e pascoli (0,55 euro/m^2)	1364	1.768	2.179	3.519	6.274	14.610
Fascia acquisibile (m) di frutteto (2,91 euro/m^2)	258	335	413	667	1.189	2.768
Fascia acquisibile (m) di oliveto (1,85 euro/m^2)	405	528	651	1.052	1.875	4.366
Fascia acquisibile (m) di vigneto (2,91 euro/m^2)	258	335	413	667	1.189	2.768

Tabella 7 – Parere sulla realizzazione della terza corsia autostradale.

Sono stati sviluppati sperimentalmente approfondimenti sull'efficacia delle casse (su modello fisico, a fondo fisso e a fondo mobile) affidati al Dip. Ing. Amb. dell'università di Genova.

Ne sono scaturiti elementi di estremo interesse per migliorare l'efficienza idraulica (ottimizzando la configurazione della bocca tarata) e per prevedere l'influenza sul trasporto solido.

Un ulteriore approfondimento potrebbe riguardare l'analisi comparata di efficacia idraulica e di efficienza economica di diversi insiemi di casse, di diversa tipologia (tutte casse in derivazione, tutte in linea, o loro combinazioni).

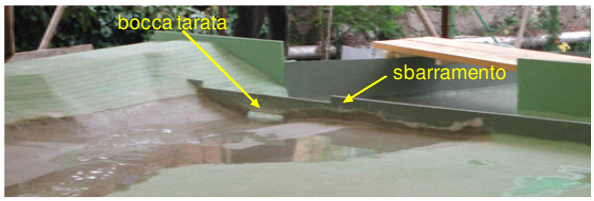


Figura 47 – Casse di espansione. Modello fisico di sperimentazione.

La misura più lungimirante (in corso di adozione da parte dell'Autorità di bacino) è la Fascia di Mobilità Funzionale, una fascia lasciata alla libera divagazione, in cui non sono consentite opere di difesa dall'erosione (né la riparazione di quelle esistenti).

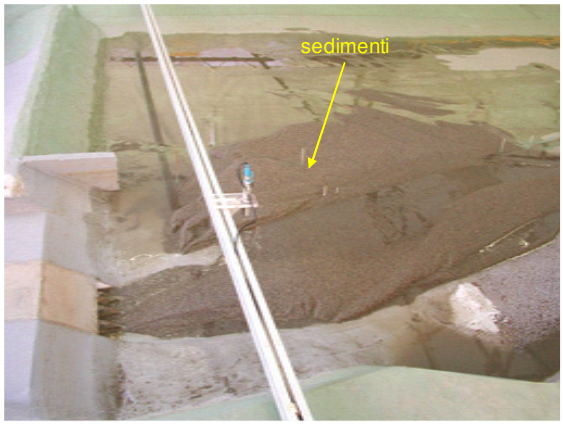


Figura 48 – Casse di espansione. Modello fisico di sperimentazione.

È una vera restituzione di spazio al fiume che rappresenta il miglior presupposto per il recupero dell'equilibrio sedimentologico e della naturalità.

La fascia è delimitata dalla sovrapposizione tra alveo attuale, inviluppo storico degli alvei recenti (ultimi 50-100 anni) e fascia di erosione potenziale futura (nei prossimi 50 anni).

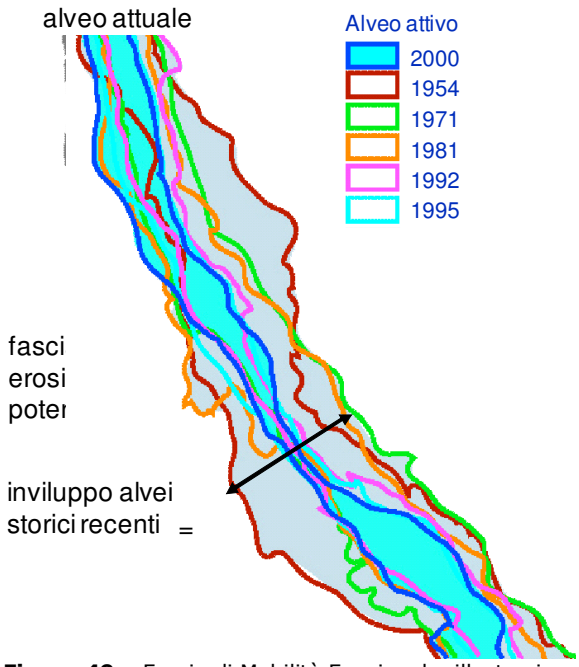


Figura 49 – Fascia di Mobilità Funzionale, illustrazione illustrazione da IRIS S.a.s.

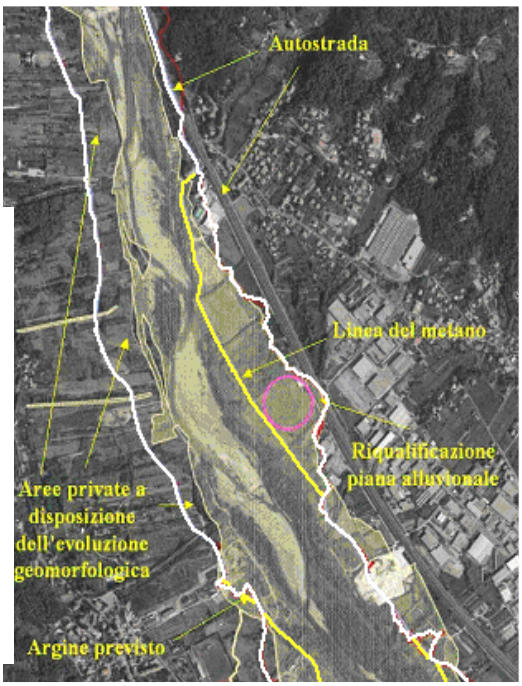


Figura 50 – Fascia di Mobilità Funzionale, modificata da Rinaldi, 2005.

La fascia di mobilità funzionale, infatti, permette al fiume di innescare la rinaturalizzazione spontanea, per libera evoluzione, favorendo il riequilibrio dei sedimenti e la ricostituzione del mosaico di habitat e dei processi che li mantengono e rinnovano, oltre ad ingenti risparmi economici.

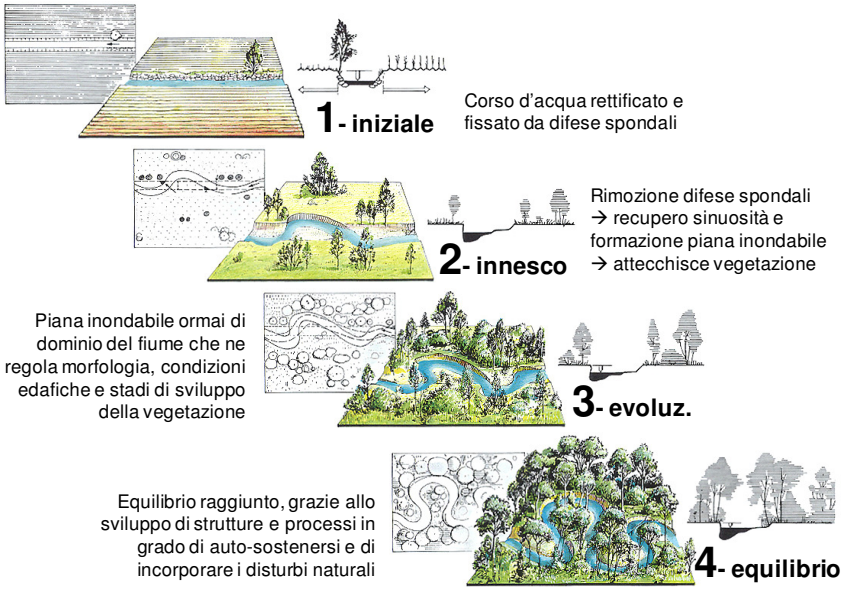


Figura 51 – Ipotesi di rinaturalizzazione spontanea, da Binder, 2000.

Nell'estate 2003 (anno di crisi idrica) è stato sperimentato un rilascio programmato dalla diga di Teglia: dopo circa 4 ore è stato registrato nel Magra al Battifollo (in prossimità del campo pozzi) una elevazione del livello idrico di circa 15 cm.

Analogo incremento è stato registrato nella falda, dimostrando la percorribilità di questo intervento in occasione di crisi idriche (ammesso che nella diga siano invasate riserve sufficienti).

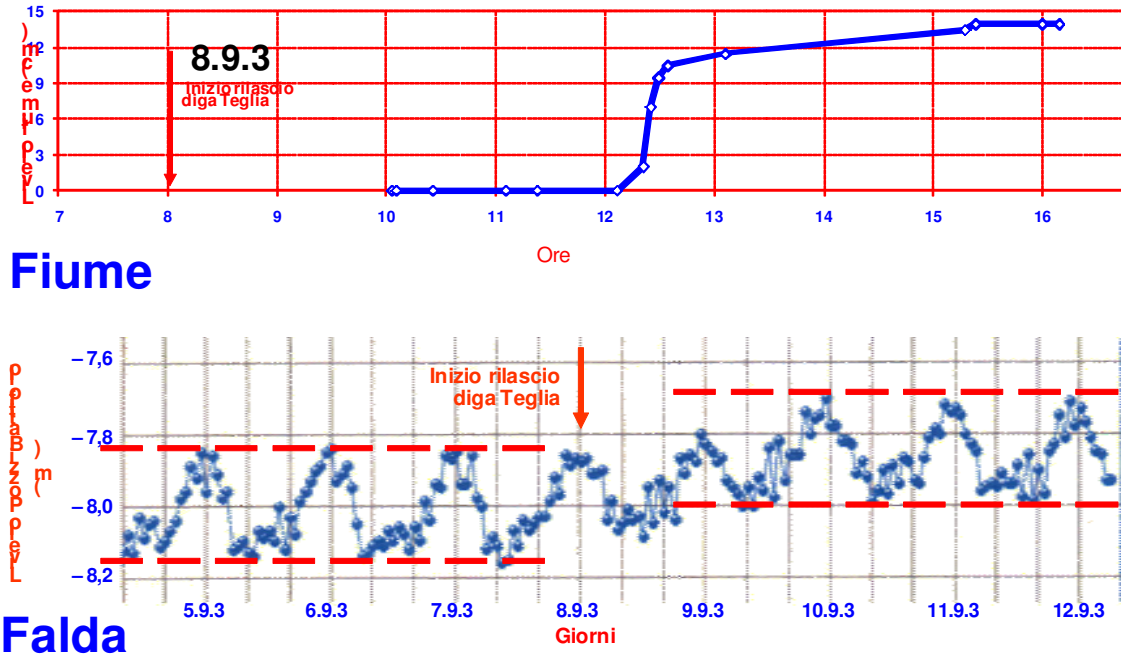


Figura 52 – Rilasci programmati da dighe per magra spinta. Effetti su Fiume e Falda a seguito della sperimentazione diga Teglia nell'anno 2003, dati di ACAM, 2003.

Tuttavia, vista la ricorrenza delle crisi idriche, occorre pensare a misure più lungimiranti, quali la ricostituzione delle riserve idriche sotterranee.

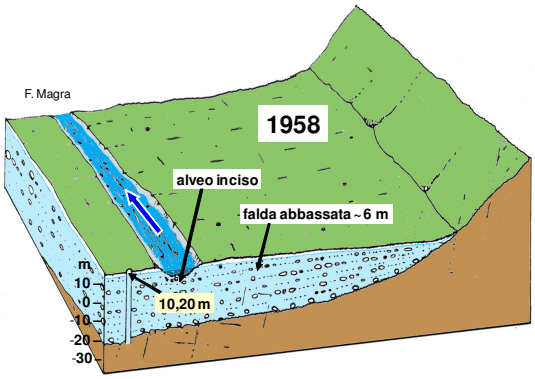


Figura 53 – Schizzo idrogeologico da Raggi e Antonelli, 1981.

La ricostituzione delle riserve idriche sotterranee può essere perseguita con una strategia globale che comprenda il riequilibrio dei sedimenti a livello di bacino (per re-innalzare l'alveo e la superficie freatica) e l'eliminazione degli sprechi idrici.

Indicazioni utili per reinnalzare l'alveo possono essere tratte dal recente studio che individua le aree di potenziale ricarica degli alvei dai sedimenti prodotti da frane (soprattutto da quelle attive, connesse al reticolo idrografico e di litologia idonea).

Il potenziale di ricarica è stato valutato per sottobacini, al fine di trarne indicazioni gestionali.



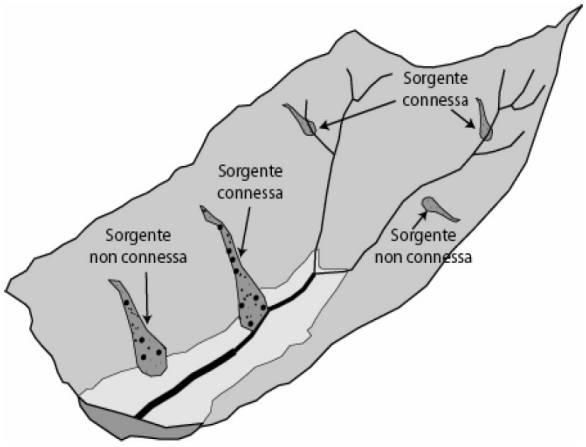


Figura 54 – Aree di potenziale ricarica degli alvei, da Rinaldi, 2007

Sono in corso di adozione misure conservative per mantenere gli attuali apporti al trasporto solido e misure migliorative per incrementarlo.

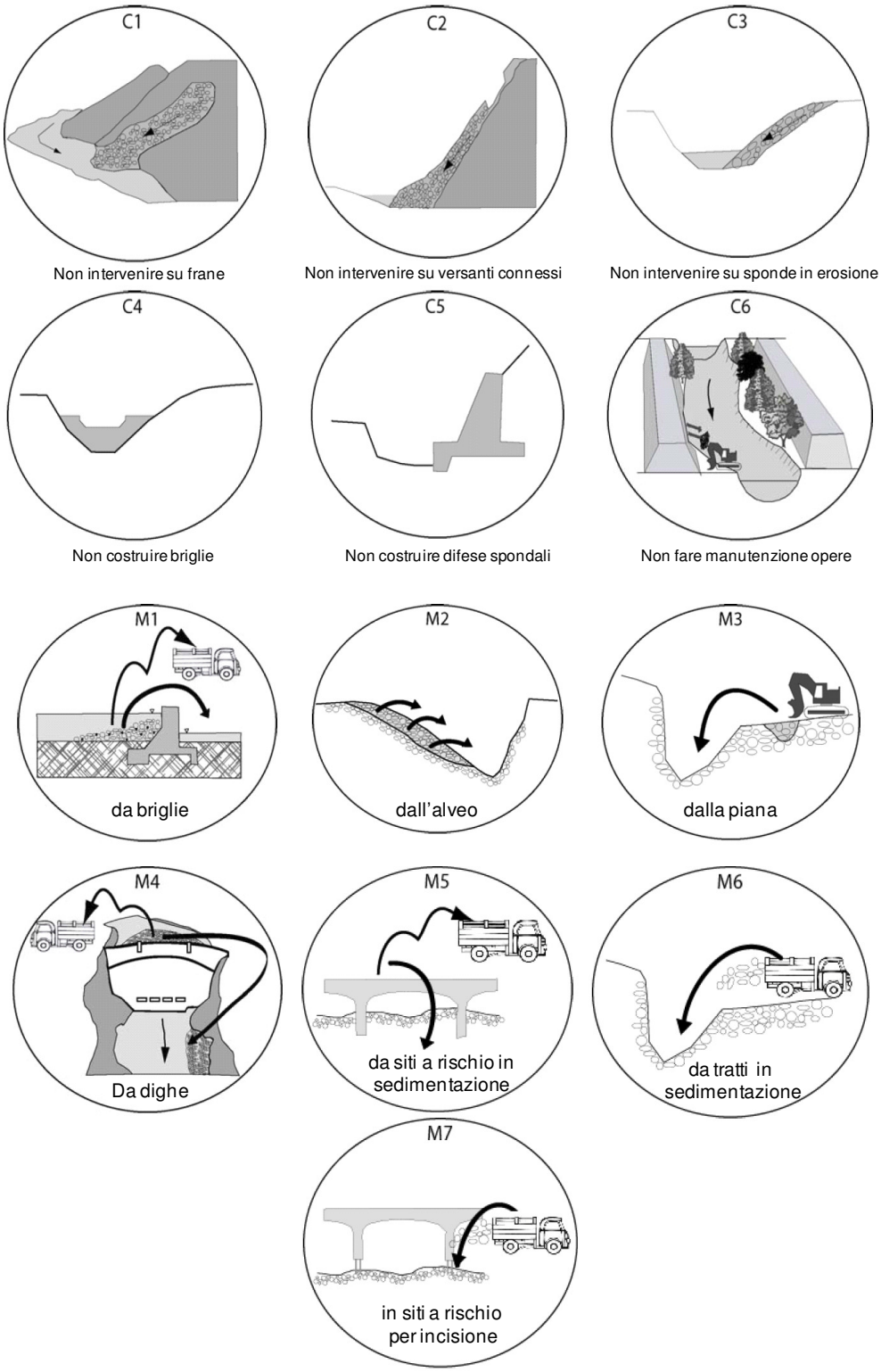


Figura 55 – Misure migliorative per ripascere gli alvei:, da Rinaldi, 2007.

Un'altra misura per favorire la sedimentazione, la ricarica della falda e il miglioramento ecologico è il ribassamento dei terrazzi fluviali mediante scavo, in modo da creare una serie di lembi di piana inondabile.

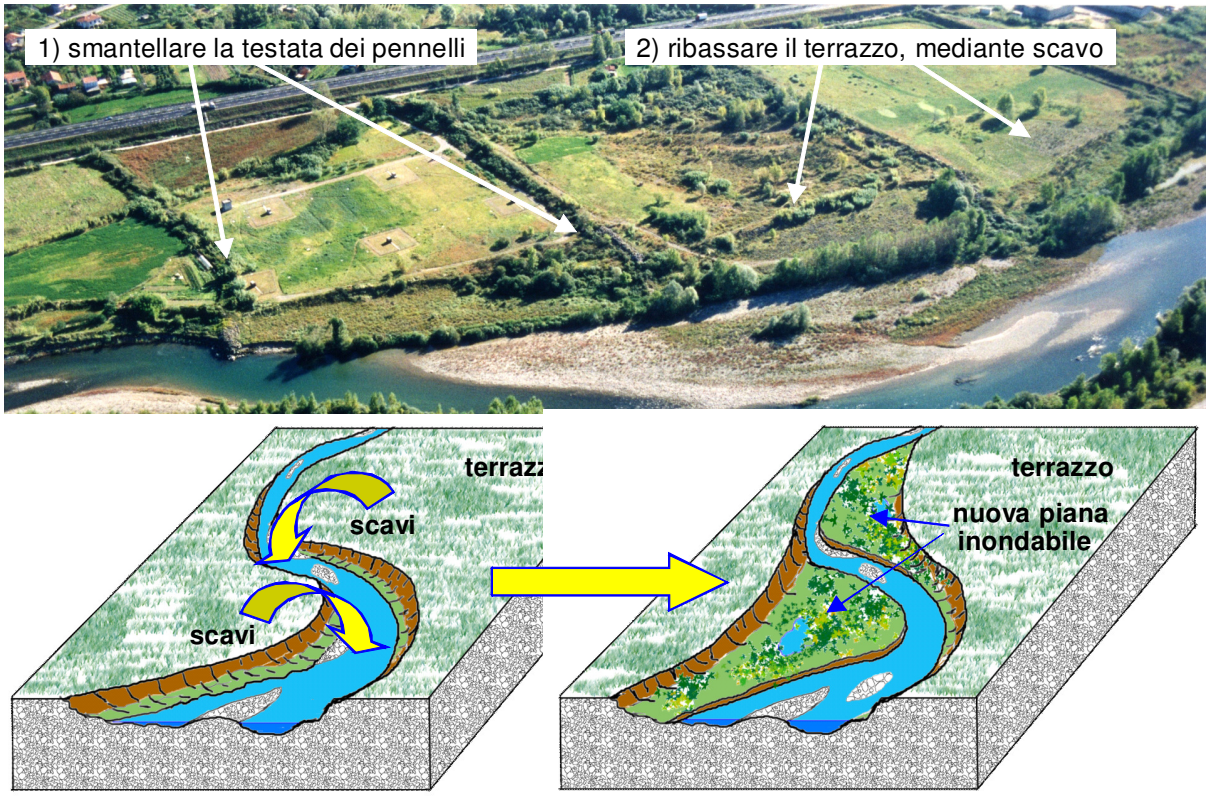


Figura 56 – Fiume Vara, ricreare lembi di piana inondabile dai terrazzi.

Bibliografia

1. Binder (2000). River restoration in Bavaria. In Proceedings of the Conference on River Restoration in Europe. Ed. by H.J. Nijland and M.J.R. Cals, Wageningen, The Netherlands: 223-229.
2. Bovee K.D. (1982). A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. U.S.D.I. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, Fort Collins, Colorado.
3. Brookes A. (1988). Channelized rivers. Perspectives for environmental management. J. Wiley & Sons: 326 pp.
4. Cacas J. Degoutte M., Dutartre A. Gross F., Vuillot M. (1986). Aménagements de rivières: trois études de cas. Cemagref (Ministère Envir., Ministère Agric.)
5. Campbell K.L., Kumar S., Johnson H.P. (1972). Stream straightening effects on flood runoff characteristics. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, 15: 94-98.
6. CEMAGREF (1983). L'étude d'impact des aménagements de cours d'eau. Grenoble.
7. Chang. H.H. (1988). Fluvial processes in river engineering. Wiley, New York: 432 pp.
8. CIRF (2006). La riqualificazione fluviale in Italia. Linee guida, strumenti ed esperienze per gestire i corsi d'acqua e il territorio. A. Nardini, G. Sansoni (curatori) e coll., Mazzanti editore, Venezia)
9. Coates D.R. (1976). Geomorphology in legal affairs of the Binghamton New York Metropolitan Area. In: "Urban Geomorphology", Coates D.R. (ed.). Special Paper N. 174, Geological Society of America, Boulder, CO: 111-148.
10. Corning R.V. (1975). Channelization: shortcut to nowhere. Virginia Wildlife, n. 6 (8).
11. Daniels R.B. (1960). Entrenchment of the Willow Creek Drainage Ditch, Harrison County, Iowa. American Journal of Science, 258: 161-176.
12. Edwards R.T. (1998). The Hyporheic Zone. In: River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion, eds. Robert J. Naiman and Robert E. Bilby. New York: Springer-Verlag.
13. The Institution of Civil Engineers (ICE) (2001). Learning to live with rivers. ICE, London, 84 pp. www.ice.org.uk
14. Lachat (1991). Le cours d'eau. Conservation, entretien et amenagement. Conseil d'Europe, Strasbourg.
15. Malavoi J.R. (1990). Méthodologie de

sectorisation et de description des cours d'eau à pente forteet moyenne: application à une gestion integrée des écosystèmes d'eau courante. Thèse de diplôme de doctorat en géographie et aménagement, Univ. Jean Moulin Lyon III CEMAGREF BEA/LHQ: 517 pp.

16. Provincia Milano (2001). Un mondo da scoprire. 3 vol. (1. L'ambiente acquatico; 2. Piante e invertebrati; 3. Fiumi e rogge).

17. Raggi G., Antonelli A. (1981). A difesa del Magra oggi. La pianura del basso corso del fiume e la falda di subalveo. In: Tra fiumi, mare e terraferma, Ed. Italia Nostra: 168 pp.

18. Rinaldi M. (2005). Studio geomorfologico dei principali alvei fluviali nel bacino del fiume Magra finalizzato alla definizione di linee guida di gestione dei sedimenti e della fascia di mobilità funzionale. Lavoro svolto dall'Univ. di Firenze, commissionato dall'Autorità di bacino del Magra: 172 pp.

Considerazioni su Indici Ambientali I.B.E. e I.F.F

L. M. Leone

16.1 Introduzione

In questo capitolo si espone un quadro, non esaustivo, degli indici tecnici speditivi attualmente più in uso in Regione Toscana, specificatamente utilizzati per valutare la qualità biologica (indice **I.B.E. -** Indice Biotico Esteso, Manuale APAT-IRSA/CNR, 2003) e la funzionalità degli ambienti fluviali (Indice di Funzionalità Fluviale - **I.F.F.** - Manuale ANPA, 2003); obiettivo della presentazione non è ovviamente quello di formare persone capaci di applicare tali indici, per i quali si necessita di professionalità specifiche, bensì di far comprendere la loro filosofia di base, i loro principi ispiratori, il loro funzionamento e le loro potenzialità e limiti, così da permetterne una lettura critica dei risultati.

La valenza di tali indici risiede nel fornire una visione globale dell"organismo fiume", rendendo un suo stato di qualità biologica ed ecologico-funzionale attraverso una capillare e dettagliata raccolta di informazioni sul campo; essi fanno inoltre parte di un percorso culturale sulle tematiche fluviali, innescato da un processo scientifico che nel tempo ha influenzato anche la più recente normativa di settore.

Il tipo di approccio nei confronti dei corpi idrici, è infatti passato nel tempo da una semplice valutazione analitica di qualità delle acque (limiti tabellari imposti dalla Legge Merli), ad una indagine più complessa incentrata anche sull'utilizzo di indici biologici: l'indice I.B.E., dopo decenni di sperimentazione e consolidamento, dimostra la sua capacità sintetica ed efficacia comunicativa entrando a far parte del processo valutativo per la definizione dello Stato Ambientale dei corpi idrici ai sensi del D.Lgs. 152/99.

Questo inserimento rappresenta una nuova consapevolezza culturale, ovvero pensare il fiume non più come acqua (H_2O) che scorre, bensì come ecosistema in equilibrio dinamico; per conoscere il suo stato si necessita dunque di un indice complesso capace di fornire una valutazione integrata che scaturisca dall'interazione dei sistemi biotici ed abiotici che lo compongono.

Alla base del metodo sta una sorta di "intervista" ad un gruppo di abitanti del fiume (i macroinvertebrati, indicatori sensibili al carico organico ed all'ambiente fisico) relativamente alla qualità della loro vita nel corso d'acqua: in maniera figurata, si chiede loro non solo se l'acqua è buona ma anche se i substrati sono adeguatamente differenziati, se vi è sufficiente o troppo nutrimento e sufficiente ricambio, se il corso d'acqua va incontro a più o meno periodiche variazioni di portata.

Il metodo fornisce dunque una traduzione della loro risposta in una lingua che è al tempo stesso comprensibile sia al mondo scientifico che a quello politico-amministrativo.

Ma il percorso di conoscenza e di cambiamento culturale non si ferma a questo livello e va ancora oltre: da un lato, la Comunità Europea fornisce nuovi elementi valutativi dello Stato Ecologico dei corpi idrici (Waterframe Directive - Direttiva CE 2000/60) secondo i quali gli Elementi biologici basati sulla conoscenza della flora acquatica, dei macroinvertebrati e della fauna ittica devono essere supportati da Elementi chimici e chimico-fisici e da Elementi Geomorfologici (regime idrologico, continuità fluviale e condizioni morfologiche); dall'altro, in Italia, si mette appunto un nuovo indice basato sulla ricerca di una valutazione della funzionalità dell'ambiente fluviale rispetto alle sue capacità autodepurative.

L'I.F.F. rappresenta dunque un ulteriore passo in avanti verso la conoscenza integrata dell'ambiente fluviale; esce dall'acqua e valuta il corpo idrico nelle sue quattro dimensioni: quella longitudinale di continuità e di diversità di ambienti a livello di micro e macroscala, quella laterale di interconnessione con l'ambiente circostante e di passaggio attraverso un ecotono ripario, quella verticale di interazione con l'ambiente interstiziale, quella temporale dovuta ai suoi naturali processi erosivi.

L'Indice di Funzionalità Fluviale permette dunque di dialogare col fiume al fine di comprenderne il meccanismo di funzionamento, nonché di fornire anche indicazioni precise sui singoli comparti che necessitano di una politica di miglioramento e sulle strategie da adottare localmente per il recupero ambientale dell'intera area.

Una restituzione cartografica semplice ed intuitiva di entrambi i metodi permette, infatti, di comprendere immediatamente lo stato dell'ambiente fluviale nel suo complesso, anche da parte di un lettore non pratico di materia ambientale, o di un amministratore sensibile ma

non esperto del settore.

16.2 L'Indice Biotico Esteso

Il metodo I.B.E. permette di valutare la qualità biologica delle acque in base alla struttura della comunità macrobentonica rilevata; è un sistema quali-quantitativo che giunge alla definizione del valore di Indice Biotico utilizzando una tabella a due entrate che tiene in considerazione sia la diversa sensibilità dei gruppi di macroinvertebrati presenti nel transetto effettuato sul corso d'acqua, sia il numero totale di unità sistematiche rilevate.



Figura 1 – Esecuzione di un transetto IBE.

Il campionamento viene effettuato controcorrente e lungo un transetto obliquo del corso d'acqua, utilizzando un retino immanicato con bocca 20 cm e dotato di una rete con maglie di 600 micron. Il materiale raccolto viene esaminato sul campo, in modo da ottenere una prima valutazione sulla composizione della comunità presente, e fissato in alcool a 70°. Successivamente, in laboratorio, si verifica la struttura definitiva della comunità macrobentonica per il calcolo del valore I.B.E. e l'attribuzione della rispettiva Classe di Qualità.

Il valore di I.B.E. rilevato ricade all'interno di 5 Classi di Qualità, cui corrispondono i relativi Giudizi: tali classi sono poi riportate in carte tematiche utilizzando una scala di cinque colori.

Viste le necessità insite nelle comunità biotiche di condividere, competere e spartirsi gli habitat, il suo utilizzo permette di avere una caratterizzazione del corso d'acqua coerente con la sua diversità ambientale, con la qualità ecosistemica oltreché con la mera qualità delle sue acque.

L'indice IBE, ormai entrato nella cultura ambientale delle pubbliche amministrazioni, utilizzato per valutare lo stato ecologico dei corsi d'acqua ai sensi del D.Lgs 152/99, sarà probabilmente sostituito ai fini della classificazione dei corpi idrici ai sensi del D.Lgs.152/06, da un indice multi parametrico non ancora interamente definito (IRSA –CNR), che comunque prevede campionamenti multi-habitat proporzionali.

Tale indice prevede una maggior complessità di applicazione e risulta meno speditivi del metodo IBE, che comunque continuerà ad essere utilizzato come indice di impatto permettendo una oggettiva valutazione della modifica delle comunità bentoniche rispetto ad una turbativa puntiforme (ad es. uno scarico) o diffusa (ad esempio l'agricoltura intensiva).

Tabella 4: Tabella di conversione dei valori di I.B.E. in classi di qualità, con relativo giudizio e colore per la rappresentazione in cartografia. I valori intermedi tra due classi vanno rappresentati mediante tratteggio con colori o retinature corrispondenti alle due classi

Classi di qualità	Valori di I.B.E.	Giudizio di qualità	Colore e/o retinatura relativi alla classe di qualità
Classe I	10-11-12-...	Ambiente non alterato in modo sensibile	Azzurro
Classe II	8-9	Ambiente con moderati sintomi di alterazione	Verde
Classe III	6-7	Ambiente alterato	Giallo
Classe IV	4-5	Ambiente molto alterato	Arancione
Classe V	0-1-2-3	Ambiente fortemente degradato	Rosso

Tabella 1 – Tabella di conversione dell'IBE.

16.3 L'Indice di Funzionalità Fluviale

L'Indice di Funzionalità Fluviale (I.F.F.) è un metodo messo a punto dall'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (ora ISPRA), per valutare lo stato complessivo dell'ambiente fluviale e della sua funzionalità, intesa come capacità autodepurativa derivante dalla interazione di vari sistemi biotici e abiotici presenti nell'ecosistema acquatico e in quello terrestre ad esso collegato.

Attraverso la descrizione di parametri morfologici, strutturali e biotici dell'ecosistema, interpretati alla luce dell'ecologia fluviale, vengono rilevati la funzione ad essi associata, nonché l'eventuale grado di allontanamento dalla condizione di massima funzionalità. La lettura critica ed integrata delle caratteristiche ambientali consente di definire così un indice globale di funzionalità che permetta di individuare, in maniera sistematica ed obiettiva, i motivi di scarsa naturalità di ciascun tratto esaminato.

L'Indice di Funzionalità Fluviale è strutturato per essere applicato in qualunque ambiente di acqua corrente, sia di montagna che di pianura. Come ogni altro metodo, presenta dei casi di inapplicabilità, quali gli ambienti di transizione e di foce, dove il cuneo salino e la dipendenza della corrente dall'azione delle maree contribuiscono alla definizione di un ambiente sostanzialmente diverso da quelli dulciacquicoli correnti, e gli ambienti di acque ferme (laghi, lagune, stagni, ecc.).

Il periodo di rilevamento più idoneo per un'applicazione corretta è quello compreso tra il regime idrologico di morbida e quello di magra, in piena attività vegetativa.

La scheda di valutazione (vedere tabella 2 o schede degli indici in capitolo 24) è organizzata in 14 domande a risposte multiple predefinite che spaziano tra diversi comparti ambientali

quali il Territorio circostante, la Fascia perifluviale, le Condizioni idriche, la Struttura dell'alveo, le Caratteristiche biologiche; a ciascuna risposta (che può essere diversa per le due sponde) corrisponde un punteggio: al massimo valore (variabile da 30 a 15 per ciascuna domanda) corrisponde la situazione migliore in termini di funzionalità; al minimo valore (sempre pari a 1) corrisponde la situazione peggiore.

Il punteggio totale ottenuto in ciascuna scheda, denominato Valore di I.F.F., viene tradotto nel rispettivo Livello di Funzionalità tra i cinque previsti dal metodo, con quattro livelli intermedi, riportati nella legenda della carta di funzionalità fluviale: a ciascuno di essi corrisponde un Giudizio di Funzionalità e viene assegnato un colore di riferimento utilizzato per la rappresentazione cartografica.

Il metodo è andato recentemente incontro ad una sostanziale revisione, che comunque non ne ha disarticolato la struttura di base, che scaturisce sia da una sua ampia applicazione a livello nazionale che ne ha messo in luce alcuni limiti sulla base di emergenze locali, sia nel tentativo di rispondere alle esigenze dettate dalla Direttiva Europea sulle acque (Waterframe Directive 2000/60): la seconda versione del metodo prende così il nome di "IFF 2007".

16.3.1 IFF 2000

La prima versione del metodo pubblicata da ANPA (Manuale ANPA 2000) rappresenta una rielaborazione dell'RCE-I (Riparian Channel Environmental Inventory), ideato alla fine degli anni '80 da Petersen dell'Istituto di Limnologia dell'Università di Lund (Svezia) per avviare un censimento dello stato degli alvei e delle fasce riparie. Nell'intento di adattare tale metodo ricognitivo alla realtà dei corsi d'acqua italiani (Siligardi e Maiolini, 1990; 1993) ne sono state sviluppate le potenzialità come indice dello stato funzionale dell'ambiente fluviale, considerato come ecosistema complesso, anche nell'intento di mantenere e ancor più sviluppare un approccio olistico delle problematiche che gravitano intorno ad esso.

L'IFF è stato così utilizzato nella sua seconda revisione (Manuale ANPA, 2003) per definire il livello di funzionalità di un corso d'acqua ed eventualmente individuare, in maniera sistematica ed obiettiva, i motivi di scarsa naturalità di ciascun tratto esaminato.

16.3.2 IFF 2007

Negli ultimi anni il metodo è andato incontro ad una revisione piuttosto consistente nell'ottica di un suo utilizzo nell'ambito della Direttiva Europea 2000/60 (Water Frame Directive).

L'IFF 2007 è stato modificato in alcune sue domande, ma ne è rimasta la struttura di base articolata in 14 domande a risposta multipla. In questo ambito, variano i sottoindici utilizzabili per effettuare valutazioni di carattere pianificatorio, ovvero la Vegetazione e Territorio circostante (Domande da 1 a 4), le Condizioni idriche e l'efficienza di esondazione (Domande 5 e 6), la Struttura dell'alveo (Domande da 7 a 11), le Caratteristiche biologiche (Domande da 12 a 14).

Si riporta di sotto il dettaglio degli argomenti delle singole schede, raffrontandole nelle due versioni del metodo:

Domanda	IFF 2000 (In sottolineato le modifiche apportate con IFF 2007)	Punteggio
1	Stato del territorio circostante	25
2	Vegetazione presente nella fascia perifluviale (primaria e secondaria) E' stato effettuato un cambiamento sostanziale nella valutazione della fascia di vegetazione	30 40
3	Ampiezza della fascia di vegetazione perifluviale arborea ed arbustiva	20 15
4	Continuità della fascia di vegetazione perifluviale arborea ed arbustiva	20 15
5	Condizioni idriche dell'alveo	20
6	Conformazione delle rive Efficienza di esondazione	25
7	Substrato dell'alveo e Strutture di ritenzione degli apporti trofici	25
8	Erosione	20
9	Sezione trasversale	15 20
10	Struttura del fondo dell'alveo Idoneità ittica	25
11	Raschi, pozze e meandri Idromorfologia	25
12	Componente vegetale in alveo bagnato	15
13	Detrito	15
14	Comunità macrobentonica	20
TOT		**300**

Tabella 2 – Tabella di confronto tra le domande delle due versioni del metodo IFF (cfr. capitolo 24 per il testo completo delle schede).

16.4 Utilizzo e potenzialità del metodo IFF

Il vantaggio apportato dall'utilizzo di metodi speditivi nella valutazione degli ecosistemi fluviali consiste soprattutto nella conseguente restituzione cartografica in forma semplice ed intuitiva. Questo ha fatto, prima del metodo IBE e poi del metodo IFF, due strumenti oltreché di

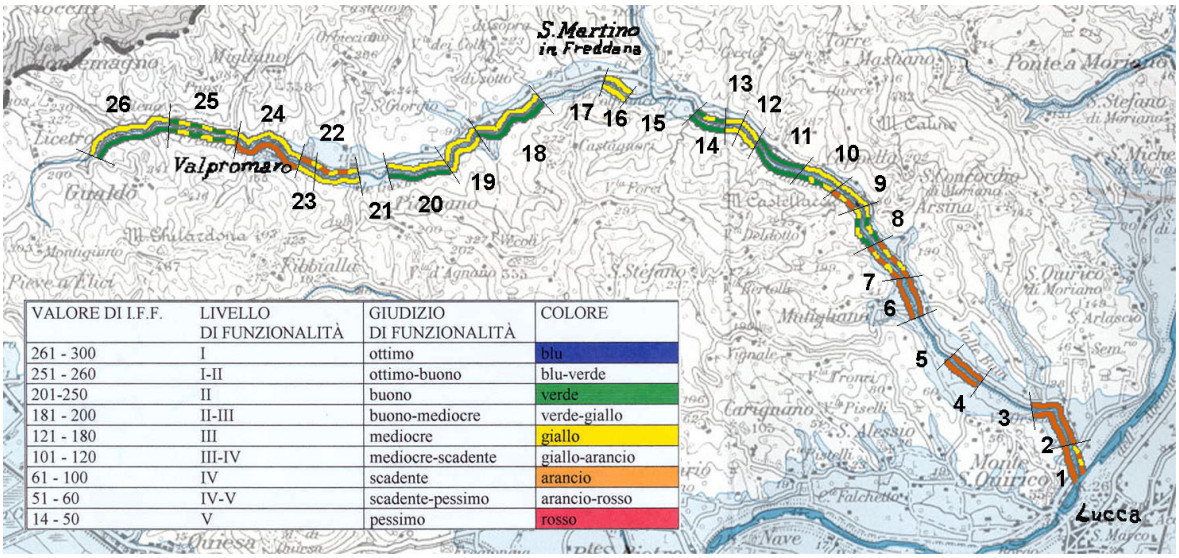
classificazione dei corsi d'acqua, anche di valutazione degli impatti e non ultimo di pianificazione.

La possibilità di suddividere l'IFF in subindici specifici, infatti, permette di individuare le problematiche del tratto fluviale esaminato e dunque anche di prevedere strategie di miglioramento e quantificarne i risultati attesi.
Di seguito si riportano alcuni dei possibili utilizzi del metodo IFF:

16.4.1. Fragilità del sistema a recepire scarichi puntiformi o modifiche idromorfologiche.

Come già accennato in altri ambiti, un corso d'acqua ha insita la capacità di autodepurarsi, a condizione però che gli siano garantite determinate condizioni di funzionalità, quali la diversità di micro e mesohabitat acquatici, la complessità della fascia di vegetazione perifluviale, l'interazione con l'ambiente circostante (piana inondabile).

L'IFF va proprio a leggere questi comparti ambientali e ne restituisce il risultato all'interno di subindici, specifici a seconda della versione di metodo utilizzato, che forniscono un'idea della funzionalità del corso d'acqua proprio nei confronti di quel concetto di autodepurazione tipico degli ambienti acquatici.



VALORE DI I.F.F.	LIVELLO DI FUNZIONALITÀ	GIUDIZIO DI FUNZIONALITÀ	COLORE
261 - 300	I	ottimo	blu
251 - 260	I-II	ottimo-buono	blu-verde
201-250	II	buono	verde
181 - 200	II-III	buono-mediocre	verde-giallo
121 - 180	III	mediocre	giallo
101 - 120	III-IV	mediocre-scadente	giallo-arancio
61 - 100	IV	scadente	arancio
51 - 60	IV-V	scadente-pessimo	arancio-rosso
14 - 50	V	pessimo	rosso

Figura 2 – Restituzione cartografica dell'applicazione del metodo IFF su un affluente del Fiume Serchio (Provincia di Lucca).

Va da se, dunque, che il metodo nasce proprio con questa finalità ed è quindi in grado di fornire informazioni rispetto alla capacità del corso d'acqua a recepire scarichi puntiformi e dunque a digerirne i contenuti.



Figura 3 – Batteri filamentosi presenti a valle di uno scarico sovradimensionato rispetto alle capacità di funzionalità del corpo idrico recettore.

Un basso livello di IFF implica una grande incapacità del sistema a metabolizzare un qualsiasi scarico organico o industriale e dunque pensare di introdurre in quel sito un refluo, comporta a priori ipotizzare un pesante impatto sulla qualità delle sue acque.

Ciò che dunque viene fornito dal metodo è la fragilità del sistema, che può essere dovuta sia ad alterazioni antropiche dell'alveo, sia a situazioni naturali come quelle degli orridi o degli ambienti di alta montagna, ove la semplicità della struttura e l'assenza di determinate caratteristiche fluviali, come la vegetazione o la diversità di ambienti, inficiano la capacità di reazione del corso d'acqua stesso.

16.4.2. Valutazioni di Impatto ambientale su scarichi e/o captazioni

Il metodo IFF, in tutte le sue versioni, permette di effettuare considerazioni importanti sugli habitat ripari e fluviali e dunque risponde pienamente alle esigenze dettate da una attenta Valutazione di Impatto: consente infatti di esprimere una serie di considerazioni appropriate che scaturiscono da dati cogenti, frutto di uno studio condotto direttamente sul campo, e capace di fornire elementi integrati di

valutazione delle reali criticità dell'elemento sottoposto a futuro impatto, così da poter successivamente elaborare una più efficace valutazione dell'azione condotta dagli agenti impattanti.

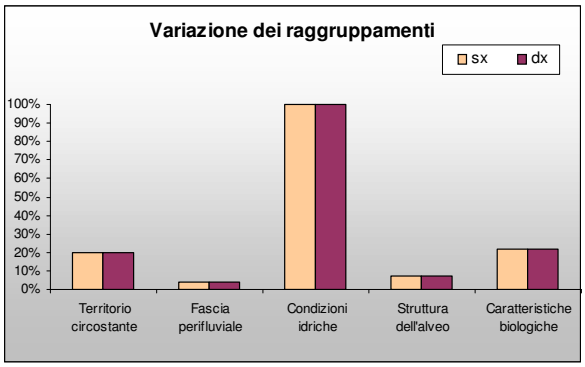


Figura 4 – Livello raggiunto dai subindici all'interno di un tratto fluviale, rispetto al massimo raggiungibile.

In virtù di tali considerazioni si può successivamente affrontare la fase valutativa vera e propria, che porta alle conclusioni ed alla proposta di misure mitigative calibrate proprio sulle debolezze emerse.

Le informazioni fornite sono così in grado di valutare la fragilità del sistema a recepire l'impatto e dunque la sua capacità di riequilibrarsi rispetto alla turbativa; l'utilizzo dei subindici permette inoltre di:

- individuare strategie progettuali meno impattanti (posizionare un cantiere in aree a minor pregio, ad esempio, come un boschetto di Robinia invece di un tipico bosco ripario a salici ed ontani),
- di salvaguardare aree di particolare pregio,
- di prevedere misure di mitigazione
- di localizzare siti ove è prioritario prevedere misure compensative.

16.4.3 Individuazione strategie gestionali

Concetto del tutto analogo è quello che porta all'utilizzo dell'IFF quale strumento di pianificazione del territorio.

Scoprire la fragilità di un sistema ed individuarne attraverso i subindici i motivi, permette al pianificatore di effettuare delle scelte di gestione del territorio finalizzate al suo recupero.

Esiste inoltre la possibilità di usare l'IFF come modello per quantificare il recupero sulla base delle scelte individuate. Partendo da un subindice "fascia di vegetazione perifluviale" pari a xx, ad esempio, si può ipotizzare un suo miglioramento di y punti prevedendo un ampliamento della fascia di vegetazione e la sostituzione di specie alloctone con specie autoctone riparie.

In quest'ottica, la stessa gestione della vegetazione può essere pianificata alla ricerca del minor impatto nei confronti del corso d'acqua.

Nella foto sottostante è possibile mettere a confronto criteri diversi di gestione della vegetazione sulle due sponde del Fiume Arno; in basso vi è la lettura di tale diversità da parte del subindice "fascia di vegetazione perifluviale" (cfr grafico di figura 6, scheda B6).



Figura 5 – Fiume Arno a Firenze. Il tratto si riferisce alla scheda B6 del grafico di figura 6.

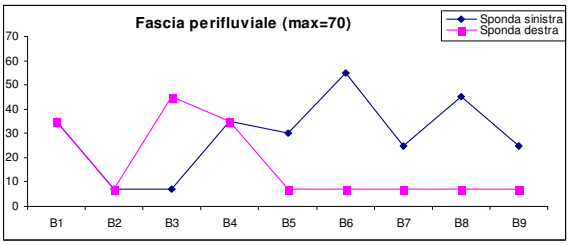


Figura 6 – Restituzione grafica dell'applicazione del metodo al comparto "Vegetazione perifluviale" sul Fiume Arno a Firenze; la foto di figura 5 si riferisce alla scheda B6 del grafico.

16.4.4 Strumento di monitoraggio ai fini della Direttiva CE/2000/60

Le modifiche apportate al metodo IFF nascono, e lo abbiamo già visto, anche con la finalità di renderlo idoneo alle esigenze dettate dalla Water Framework Directive, la direttiva europea che modifica il tradizionale approccio al monitoraggio fluviale ed introduce elementi idromorfologici quali parametri per individuare lo Stato di Qualità di un corpo idrico.

L'implementazione della normativa in Italia è avvenuta con l'emanazione del D.Lgs 152/06, che però delinea un indirizzo senza ancora parlare di metodi.

In Italia, oltre all'IFF07, sono presenti altri indici sintetici di valutazione dello stato complessivo di un corso d'acqua, quali:

- RHS (River Habitat Survey – Buffagni e Kemp, 2002): un metodo di raccolta dati, survey appunto, che permette in seguito di valutare l'alterazione degli ambienti fluviali (Habitat Modification

Score) o la loro naturalità (Habitat Qualità Assessment);
- FLEA (Fluvial Ecosistem Assestment - CIRF): sintesi metodologica dei passi chiave da seguire per organizzare una caratterizzazione integrata dei corsi d'acqua a media-grande scala, mediante l'ausilio di un sistema di indici idraulici, morfologici, di qualità dell'acqua, vegetazionali, ecologici e fruitivi.

Bibliografia

1. AA.VV. (2003). Indice Biotico Esteso, Metodo 9010. In Metodi Analitici delle acque, Manuali e linee guida - 29/2003. ISBN 88-448-0083-7: 1111-1136.
2. Ghetti P.M. (1997). Manuale di applicazione Indice biotico esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo di qualità degli ambienti di acque correnti. Provincia Autonoma di Trento, Agenzia Provinciale Protezione Ambiente, Trento: 222 pp.
3. WFD (2007). Macroinvertebrati Acquatici e Direttiva 2000/60/EC (WFD). Notiziario dei metodi analitici. Istituto di ricerca sulle acque CNR, n. 1, marzo 2007.
4. Petersen R.C. (1992). The RCE: A Riparian, Channel and Environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. Freshwater Biology, n. 27: 295-306.
5. Siligardi M. (2000). I.F.F. Indice Di Funzionalità Fluviale. Manuale ANPA 2000.
6. Siligardi M. (2003). I.F.F. Indice Di Funzionalità Fluviale. Manuale ANPA 2003 seconda edizione.
7. Siligardi M. (2007). I.F.F. Indice Di Funzionalità Fluviale. Nuova versione del metodo revisionata e aggiornata. Manuale APAT 2007
8. Buffagni A., Kemp J.L. (2002). Looking beyond the shores of the United Kingdom: addenda for the application of River Habitat Survey in Southern European rivers.Journal of limnology. Vol. 61 (2): 199-214.
9. CIRF (2006). La riqualificazione fluviale in Italia - Linee guida, strumenti ed esperienze per gestire i corsi d'acqua e il territorio". Manuale a cura di Nardini A., Sansoni G. e coll. Mazzanti editore (collezione CIRF), Mestre: 832 pp.
10. Legge 319/76. Norme per la tutela delle acque dall'inquinamento (Legge MERLI).
11. Decreto Legislativo 11 maggio 1999, n.152. Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole.
12. Decreto Legislativo 3 aprile 2006 n°152. Norme in materia ambientale.
13. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy.

Meccanizzazione nei lavori in corsi d'acqua

M. Vieri

17.1 Premessa

La progettazione e la gestione delle risorse strumentali (macchine e impianti) nei lavori di manutenzione dei corsi d'acqua rappresenta uno scenario complesso nel quale devono essere considerati e confrontati diversi fattori fra cui emergono:

- gli elementi di gestione delle risorse naturali;
- la scelta delle macchine - quali e quante;
- l'analisi dei cantieri di lavoro;
- l'analisi degli ambiti di intervento, le operazioni necessarie, lo scenario tecnologico;
- la gestione del rischio.

17.2 Gli elementi di gestione delle risorse

L'azione imprenditoriale deve muovere in un ambito che trovi la concertazione fra risorse disponibili, prodotti che si devono ottenere, vincoli di varia natura. Nelle operazioni di gestione ambientale tale ciclo comprende: ambiente, operazioni richieste e come per il precedente i vincoli.

L'imprenditore ha a disposizione uno scenario tecnologico che va dalla zappa al satellite.

Ogni strumento può trovare nel processo produttivo una adeguata collocazione ed è la valutazione economica e l'appropriatezza tecnologica che definiscono la migliore configurazione dei cantieri di lavoro.

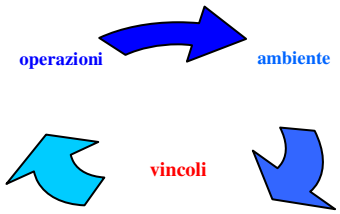


Figura 1 – Gestione delle risorse.

17.3 La scelta delle macchine. Quali e quante

Questo è il primo passo nella progettazione di un intervento che preveda l'adozione di macchine; una procedura semplificata prevede l'analisi dei seguenti elementi:

- la superficie da dominare la scelta delle risorse;
- l'utensile e l'insieme dei gruppi funzionali;
- efficienza operativa e tecnologica;
- le possibilità tecnologiche.

17.3.1 La superficie da dominare la scelta delle risorse

Con l'impiego di utensili manuali un uomo falciava 200 m^2/h con una falce fienaia; lavorava a vanga circa 10 m^2/h (0,3 m^3/h).

Oggi un trituratore di vegetazione anche non solo erbacea, con un fronte di lavoro di 1,5 m, lavora 7500 m^2/h; un aratro di 1 m lavora 1 ha/h (3000 m^3/h) ed un piccolo miniescavatore fa il lavoro di 6 operai.

Una macchina per il taglio delle piante e il ripristino del fondale in acqua fa un lavoro difficilmente realizzabile dall'uomo con utensili comuni.

D'altronde una macchina richiede:

- un investimento;
- manodopera specializzata;
- una organizzazione adeguata alla sua gestione;
- una utilizzazione oraria adeguata;
- una condizione operativa appropriata.

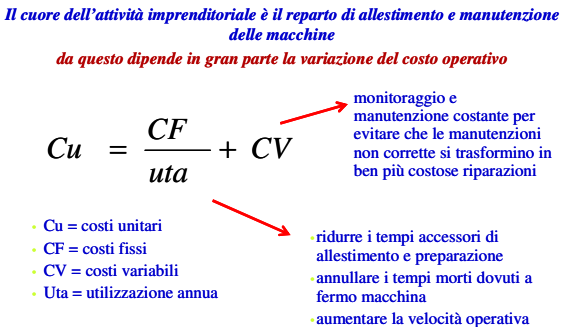


Figura 2 – Costo delle macchine.

Per meglio dominare la risorsa strumentale è importante la distinzione fra tecniche e tecnologie.

Ciò evidenzia la necessità di recuperare il metodo di analisi delle specifiche scelte distinguendo l'operazione, dalla tecnica, dalla tecnologia.

l'operazione	le Tecniche	le Tecnologie
lavorazione del terreno con rovesciamento	aratura vangatura	tipologie di aratri tipo di utensili materiali
difesa con antiparassitari liquidi	irrorazione nebulizzazione iniezione	barre irroratrici atomizzatori apparati iniettori
raccolta uva	raccolta per scuotimento	battitore a spranghe doghe oscillanti ....

Figura 3 – Esempio di metodo di analisi delle scelte.

17.3.2 L'utensile e l'insieme dei gruppi funzionali

Il primo passo nell'analisi di una macchina è la verifica dell'efficienza agronomica dell'utensile di lavoro.

E' necessario analizzare le diverse soluzioni di:

- tipologia;
- regolazioni.

La qualità del lavoro dipende principalmente da queste due scelte.

E' necessario verificare:

- la compatibilità dell'utensile con il lavoro da eseguire;
- la compatibilità dell'insieme di utensili e dispositivi della macchina e fra macchine accoppiate;
- la compatibilità dell'intero cantiere con le condizioni operative.

Ogni operazione ed ogni condizione operativa necessita di effettuare una attenta valutazione dei più appropriati utensili.

Differente sarà ad esempio il tipo di tagliente a seconda della durezza e dimensioni del legno, della consistenza e struttura delle diverse piante, della presenza di pietre.

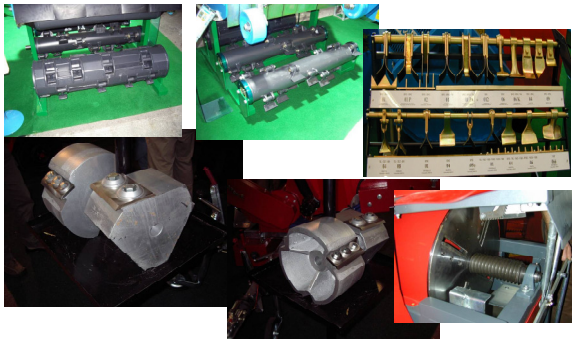


Figura 4 – Compatibilità dell'utensile con il lavoro da eseguire.

17.3.3 L'efficienza operativa e tecnologica

Nella progettazione di un sistema tecnico-tecnologico compatibile con tutti i fattori produttivi e ambientali gli obiettivi sono in relazione tra loro come nello schema riportato di seguito:

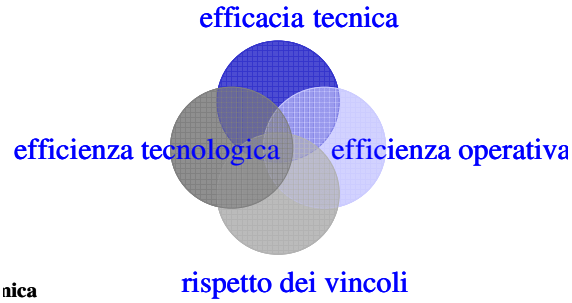


Figura 5 – Obiettivi nella progettazione di un sistema tecnico-tecnologico.

Il presupposto per il raggiungimento degli obiettivi è la sostenibilità economica e l'effettiva possibilità di esecuzione delle necessarie operazioni sull'intera superficie da dominare.

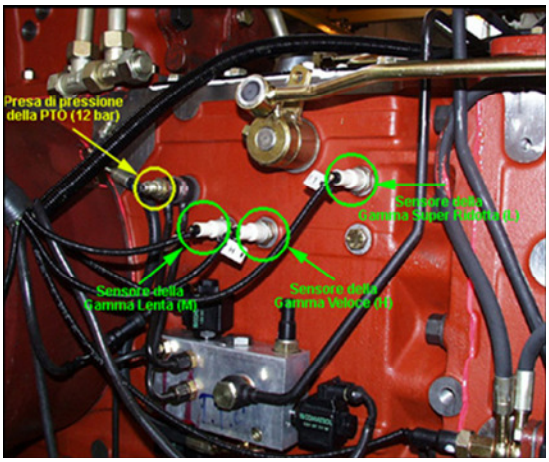


Figura 6 – Regolazioni per l'efficienza operativa.

Il caso tipico del rapporto Peso – Potenza:

Locomobili a vapore	250 kg/kW	aderenza e trazione
Primi trattori	150 kg/kW	aderenza e trazione
Trattori movimento terra	150 kg/kW	aderenza e trazione
Trattori cingolati	70 kg/kW	trazione e altre potenze erogate
Trattori a ruote	50 kg/kW	erogazione di potenza meccanica, idraulica, ecc. per le macchine operatrici.

Tale rapporto è maggiore quando serve aderenza, minore quando serve velocità (ad es. Ferrari 2004 500 kW x 500 kg, quindi 1 kg/kW).

L'efficienza operativa e tecnologica

dipendono da una molteplice serie di fattori che vanno dalla ergonomia alla scelta dei mezzi di propulsione più appropriati all'impiego di tecnologie avanzate che permettono un monitoraggio costante ed delle macchine e, sempre di più, un controllo attivo delle condizioni critiche di lavoro e della qualità del lavoro.

Il comfort dell'operatore è un importante investimento per la qualità di lavoro durante tutto il turno giornaliero.

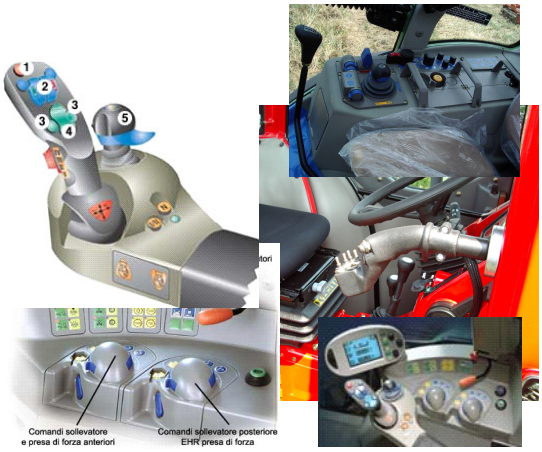


Figura 7 – Comfort dell'operatore.

Gli organi di propulsione:

1. ruote con pneumatici
   - classiche
   - a bassa pressione
   - gemellate
2. ruote speciali
   - gabbia
   - riso
3. Cingolo
4. Semicingolo



Figura 8 – Organi di propulsione.

Le linee evolutive dei nuovi mezzi nell'obiettivo di massima efficienza e controllo:

- sistemi sensore - controllo informatico – attuativo;
- in controllo integrato dei diversi gruppi funzionali attraverso la tecnologia CAN bus;
- le manutenzioni effettuate con computer palmare.

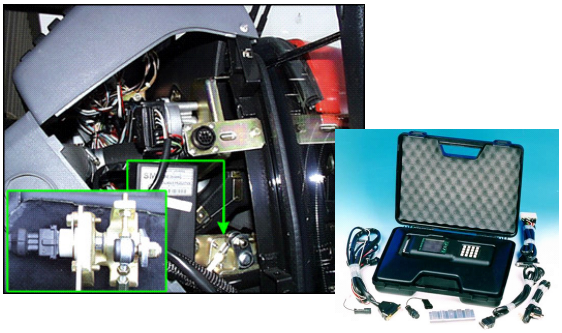


Figura 9 – Organi di propulsione.

Il CarChip si collega alla porta OSBII e rileva ogni 5 secondi, fino a 5 – 26 parametri che ogni centralina elettronica gestisce nella autovettura.

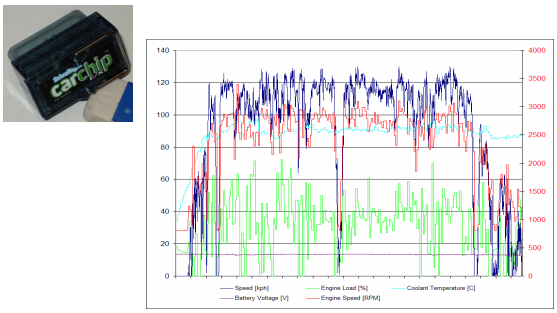


Figura 10 – Monitoraggio delle macchine e delle attività per la valutazione delle condizioni più efficienti.

Oggi i moderni strumenti informatici e la definizione vettoriale degli oggetti nei particolari più piccoli e nei diversi ambiti operativi risulta sempre più utile nel controllo delle macchine ai fini:

- della sicurezza;
- della maggiore qualità operativa;
- del monitoraggio del lavoro svolto.

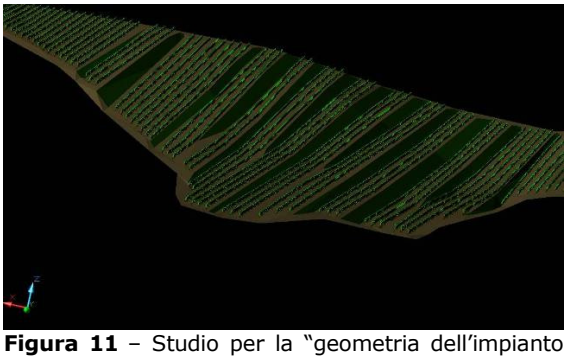


Figura 11 – Studio per la "geometria dell'impianto perfetto".

Tipologie di monitoraggio ambientale operativo:

- sensori su impianti a punto fisso o telecamere in punti chiave;
- telerilevamento aereo o spaziale;
- sensori attrezzati a bordo delle macchine agricole;
- sensori per la misura di parametri fisici (flussimetri, sensori di velocità, etc);
- sistemi di identificazione per riconoscere autonomamente il lavoro svolto.



Figura 12 – Monitoraggio colturale, ambientale, operativo.

Nelle figure sotto rappresentate sono evidenziati alcuni esempi di progettazione e controllo vettoriale.



Figura 13 – Excavator bucket positioning system.

Mediante strumenti di posizionamento a servizio delle operazioni di posizioni come DGPS si può determinare con precisione la posizione, in qualsiasi punto della superficie terrestre.

I vantaggi del GPS sono:

- utilizzo 24/24 ore e con qualsiasi condizione meteorologica;
- non è richiesta l'intervisibilità tra i punti;
- grande accuratezza;
- mappatura di produzione;
- poter differenziare le operazioni in funzione delle posizioni operative del macchinario;
- dati raccolti in statistiche.

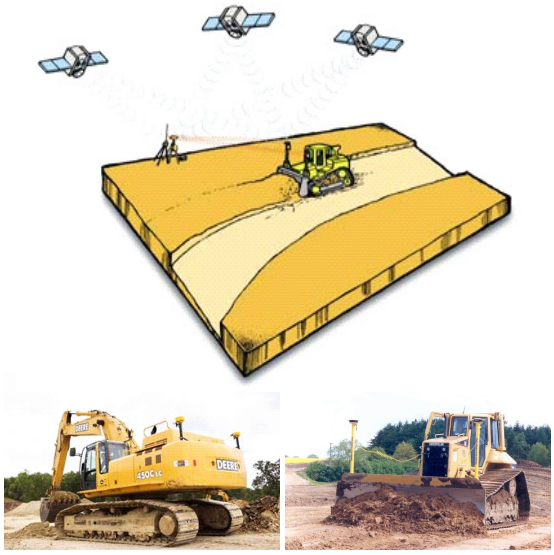


Figura 14 – GPS control system.

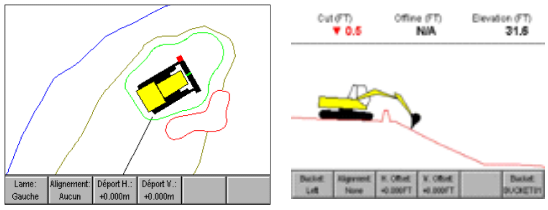


Figura 15 – GPS control system.

Possibilità del GPS control system:

- Plan view – una guida grafica che descrive una vista planimetrica superiore della macchina e le linee associate all'intervento da eseguire;
- Profile view – una guida grafica della vista in profilo della macchina.



Figura 16 – Display del GPS control system.

Nella figure sottostanti sono evidenziate macchine che hanno dispositivi altamente tecnologici che consentono di effettuare operazioni fino a pochi anni fa impensabili.



Figura 17 – Macchine multi-funzioni.

D'altronde lo scenario delle possibilità tecnologiche adottabili nel settore della gestione ambientale è rappresentato ormai un molteplice quadro di soluzioni, come evidenziato nelle foto sottostanti.



Figura 18 – Escavatori cingolati, gommati e ragno.



Figura 19 – Macchine per la manutenzione.

17.4 Analisi dei cantieri di lavoro

L'analisi dei cantieri di lavoro si basa sui seguenti aspetti:

- la capacità di lavoro necessaria;
- analisi tempi e metodi;
- previsione progettuale delle operazioni di gestione.

Per quanto riguarda la capacità di lavoro necessaria al descrizione della struttura organizzativa del lavoro aziendale comprende:

- l'unità operativa
  - operatore+trattore+operatrice;
  - operatori+utensili manuali;
- i cantieri di lavoro nella singola
  - operazione;
  - operatrice+mezzi di servizio;
- il cantiere completo
  - organizzazione dei servizi ancillari (ad es. rifornimenti decentrati);
  - operazioni diverse contemporanee.

Per quanto riguarda l'analisi dei tempi e metodi di lavori si impiegano dei parametri di rendimento quali i seguenti:

- *η cant* il rendimento di cantiere è dato dal rapporto T_E/T_T, ovvero il tempo effettivo di lavoro diviso tutti i tempi operativi;
- *η ut barra* il rendimento di utilizzazione della barra è dato da L_{eff}/L_{geom}, ovvero dal rapporto fra larghezza effettiva e larghezza geometrica dell'attrezzo.

La capacità di lavoro nelle operazioni agricole si esprime in h*a/h:*

$$CL = L\ v\ 10^{-1}$$

dove
L = larghezza [m]
v = velocità [km/h]

La capacità di lavoro si distingue in:
CL teorica data da $CL_t = L\ v$;
CL effettiva data da $CL_e = CL_t\ \eta\ ut\ barra$;
CL operativa data da $CL_o = CL_e\ \ \eta\ cant.$

Il reciproco della capacità di lavoro è la produttività espressa in *h/ha*.

Tempi parziali	Composizione dei tempi parziali						
	Effettivo TE	Accessorio TA	Operativo TO	Di utenza TU	Totale T	Netto TN	In moto TMO
Effettivo	TE	—	TE	TE	TE	TE	TE
Voltate	—	TAV	TAV	TAV	TAV	TAV	TAV
Rifornimenti o scarichi	—	TAS	TAS	TAS	TAS	—	—
Manutenzione sul campo	—	TAC	TAC	TAC	TAC	—	—
Preparazione sul campo	—	—	—	TPL	TPL	—	—
Morto evitabile	—	—	—	TME→	TME→	—	—
Morto inevitabile	—	—	—	TMI→	TMI→	—	—
Riposo	—	—	—	TR	TR	—	—
Preparazione al centro aziendale	—	—	—	—	TPH	—	—
Trasferimenti	—	—	—	—	TI	—	TI

Figura 20 – Classificazione dei tempi di lavoro (CIOSTA).

L'analisi dei tempi nei trasporti (momento di trasporto) si calcola come di seguito:

$$MT = CT \times \left(\frac{d}{v} + \frac{TA}{d/v} \right)$$

dove
MT = momento di trasporto [t/(h km)]
CT = capacità del mezzo [t]

d = distanza di trasporto [km]
v = velocità media [km/h]
TA = tempi di attesa [h]

L'analisi dei tempi per la superficie dominabile:

$$Sd = CL_{op}\ P_d$$

dove
CL_{op} = capacità di lavoro [ha/h]
P_d = periodo disponibile [h]

I periodi utili si dividono tra:
- lavori differibili;
- incidenza della funzione di tempestività.

I tempi disponibili
- vincoli agronomici sull'orario giornaliero (ad es. mietitura, trattamenti);
- orari ordinari e straordinari di lavoro della manodopera;
- giorni di indisponibilità di manodopera (festività, malattia);
- vincoli atmosferici (pioggia, etc.);
- vincoli pedologici (tempi di rientro ad es. trafficabilità e trattabilità);

Per quanto riguarda la previsione progettuale delle operazioni di gestione l'impresa, ottimizzando le condizioni operative, dovrà esaminare con dettaglio le diverse componenti strumentali e strutturali, nonché la disponibilità di manodopera e risorse adeguate.
La determinazione dei fabbisogni in macchine si calcola sulla base della capacità di lavoro della risorsa scelta data da:

$$CL_1 = SD_1/P_d$$

dove
SD_1 = superficie da dominare
P_d = periodo disponibile [h]

17.5 Gli ambiti di intervento, le operazioni necessarie, lo scenario tecnologico

Tra gli ambiti di intervento si riportano i seguenti:
- controllo della vegetazione erbacea ed arborea;
- rimozione vegetazione nell'alveo;
- ripristino di sponde ed alvei interventi di stabilizzazione;
- ripristino del fondale; operazioni di rimozione materiale depositato;
- operazioni di controllo sanitario;
- manutenzione delle aree ricreative;
- recupero del materiale a fini energetici.

Si riportano di seguito alcune illustrazioni ad esempio delle operazioni di controllo della vegetazione erbacea e arborea.



Figura 21 – Manutenzione di scarpate e pendii con diversi livelli di meccanizzazione.



Figura 22 – Manutenzione di argini con organi telescopici.



Figura 23 – Dispositivo per il salto di ostacoli verticali (salta tronchi).

Si riportano di seguito alcune illustrazioni ad esempio delle operazioni di rimozione della vegetazione nell'alveo fluviale.



Figura 24 – Manutenzione di scarpate e argini.

Si riportano di seguito alcune illustrazioni ad esempio delle operazioni di ripristino di sponde ed alvei.



Figura 25 – Impiego di escavatore ragno.



Figura 26 – Riprofilatura di argine fluviale.



Figura 27 – Realizzazione di canale artificiale di deflusso di acque.

Si riportano di seguito alcune illustrazioni ad esempio delle operazioni di ripristino del fondale.



Figura 28 – Impiego di organi galleggianti in escavatori**.**



Figura 29 – Impiego di barche con frese taglia alghe e rodifondo.



Figura 30 – Impiego di Hovercraft per il controllo batimetrico.

Si riportano di seguito alcune illustrazioni ad esempio delle operazioni di ripristino dei canali e dei fossi di adduzione.



Figura 31 – Macchine per canali.



Figura 32 – Benna trapezoidale per ripristino di fossi di adduzione e scoline stradali.



Figura 33 – Dispositivo per taglio e recupero del materiale erbaceo-arbustivo a fini energetici.

17.6 La gestione del rischio

La meccanizzazione delle operazioni nei corsi d'acqua è uno degli aspetti più importanti per la difficoltà e variabilità operativa.

La nuova Direttiva comunitaria sulla sicurezza delle Macchine Pubblicata in G.U. dell'Unione Europea è la Direttiva 2006/42/CE, che modifica la direttiva 95/16/CE costituendone una rifusione. Pubblicato il 9 giugno 2006, questo nuovo provvedimento UE sostituirà l'ormai celebre direttiva 98/37/CE.

Il D.P.R. stabilisce che tutte le macchine e le attrezzature (con esclusione delle trattrici a ruote, regolamentate a parte) per essere immesse sul mercato dopo il 21 settembre 1996 devono essere contrassegnate e accompagnate dal:

- marchio CE attestante il rispetto delle condizioni di sicurezza previste dalle direttive comunitari;
- dichiarazione di conformità.
- libretto d'uso e manutenzione che deve contenere informazioni complete sul corretto uso e manutenzione della macchina;
- targhetta che deve indicare il nome ed indirizzo del costruttore, il modello, la matricola, l'anno di produzione e la massa.



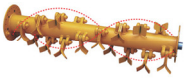
Figura 34 – Pittogrammi.

Alcuni casi significativi da prendere in considerazione

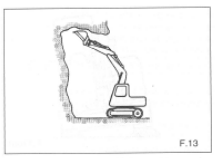
1. Sono infatti sotto osservazione le macchine impiegate nella gestione delle scarpate per i pericoli derivanti dal lancio di materiale (pietre o pezzi di metallo);

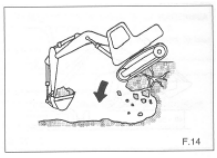


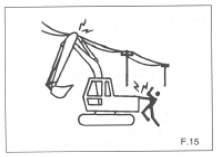
norma in fase di revisione



2. E' necessario verificare gli accoppiamenti di macchine e gestire il rischio residuo;









3. E' obbligatorio controllare i rischi occulti presenti nei luoghi di lavoro come le sponde fluviali.

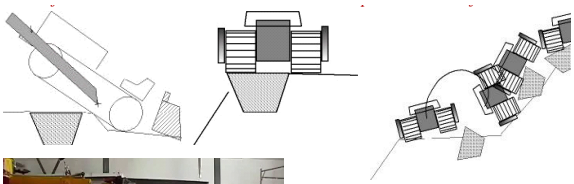






Figura 35, 36, 37 – Casi significativi.

Investire in sicurezza conviene sempre anche da un mero punto di vista economico, tenuto conto che (Ortolani, 1992):

- costo assicurativo o diretto = 1-5% del PLV, 10-15% per attività pericolose;
- costo di prevenzione = costo assicurativo;
- costi consecutivi (occulti) = costo assicurativo+2 costo prevenzione;
- costi per l'infortunato e la famiglia = ¼ del costo assicurativo.



E' quindi necessario un ulteriore sforzo per:

- diffondere una "cultura di Gestione del Rischio" a tutti i livelli: progettazione, gestione, operazione;
- capitalizzare l'esperienza;
- ovvero evitare incidenti "NON PREVISTI" che erano d'altronde "PREVEDIBILI" con l'informazione, il confronto e l'analisi;
- adottare un monitoraggio costante ed operare con protocolli operativi;
- prevedere i possibili interventi di soccorso meccanico e sanitario.

Sono da affrontare i seguenti problemi:

- il problema crescente della manodopera non qualificata;
- compartecipare l'Impresa e trovare valorizzazione del proprio ruolo;
- effettuare un aggiornamento permanente;
- utilizzare le macchine con "Modalità Procedurale";
- capitalizzare le esperienze in momenti di verifica;
- adottare il criterio di Conoscenza e Condivisione degli obiettivi.

Queste sintetiche note, affidate soprattutto alle immagini, hanno cercato di dare a tutti coloro che intendono impiegare le risorse

tecnologiche nella gestione dei corsi d'acqua un quadro di come affrontare una azione imprenditoriale che sia efficace, remunerativa e rispettosa dei vincoli per l'uomo e per l'ambiente.

Interventi di taglio della vegetazione riparia nei corsi d'acqua

L. Guarnieri

18.1 Introduzione

In linea generale per manutenzione si intende, secondo la definizione dell'Ente Nazionale Italiano di Unificazione, la combinazione di tutte le azioni tecniche e amministrative, incluse le azioni di supervisione, volte a mantenere o a riportare un'entità in uno stato in cui questa possa eseguire le funzioni richieste (Puma, 2000).

In particolare la manutenzione idraulico-forestale di versanti e torrenti identifica tutte le operazioni con lo specifico compito di mantenere o ripristinare l'originaria funzionalità, qualità ed efficienza, rispettivamente di una pendice o di un corso d'acqua.

Dal punto di vista legislativo, sia a livello nazionale che regionale, gli interventi di taglio della vegetazione riparia o "tagli ripariali" sono classificati come tagli di manutenzione.

A titolo di esempio si può citare il D.P.R. 14/04/1993 s.n. art. 1 in cui si stabilisce che gli interventi di manutenzione idraulica e forestale "devono avere, altresì, finalità di manutenzione e caratteristiche tali da non comportare alterazioni sostanziali dello stato dei luoghi. Devono porsi come obiettivo il mantenimento ed il ripristino del buon regime idraulico delle acque, il recupero della funzionalità delle opere idrauliche e la conservazione dell'alveo del corso d'acqua, riducendo, per quanto possibile, l'uso dei mezzi meccanici".

In passato, nella progettazione dei lavori fluviali si è spesso limitata l'attenzione ai soli aspetti idraulici, trascurando invece quelli biologico - naturalistici. Questo ha di frequente determinato impatti ambientali che potevano essere evitati (AA.VV., 1998).

Quando si è diffusa l'idea che il fiume potesse rappresentare un pericolo per lo sviluppo, con le inondazioni e le piene cui era soggetto periodicamente, la logica imperante è cambiata e il fiume ha cessato di essere considerato una fonte di rendita per la collettività e si è tentato di controllarlo, regolarlo, con una sorta di "accanimento intubatorio" (Casciari, 2006).

A lungo, infatti, il vero obiettivo di fondo è stato quello di "domare" i fiumi per consentire la valorizzazione dei terreni perifluviali (ieri agricola; oggi residenziale, industriale, commerciale) e ad esso sono stati spesso subordinati gli obiettivi della sicurezza idraulica e delle qualità ecologica.

Per il miglioramento della qualità ecologica degli ambienti fluviali, è invece necessario superare la mono-disciplinarietà dell'approccio idraulico adottando, fin dalla fase della progettazione, una visione multi-disciplinare (integrato) volta al raggiungimento contestuale degli obiettivi idraulici ed ecologici (AA.VV., 1998).

In un approccio integrato, gli interventi di taglio ripariale, dovrebbero quindi mirare alla tutela ed il miglioramento dell'ecosistema fluviale, la sicurezza idraulica, la qualità delle acque, dei processi fisici e biologici, dei popolamenti animali e vegetali ed il valore naturalistico e paesaggistico complessivo.

Partendo da queste considerazioni si riportano di seguito alcuni criteri di pianificazione e di esecuzione degli interventi di taglio ripariale, corretti per l'applicazione a corsi d'acqua in un contesto appenninico (Guarnieri *et all.*, 2009).

18.2 Strumenti di pianificazione

La pianificazione dei tagli ripariali può essere impostata seguendo una gestione diversificata per tronchi del reticolo idrografico, individuati secondo una scala a livello di bacino amministrativo (o bacino montano) o inferiore.

Un metodo per ottenere tale zonazione consiste nella combinazione di tematismi quali la pericolosità naturale (regime di portate liquide), le analisi storiche degli eventi alluvionali, la vulnerabilità delle infrastrutture e delle aree urbanizzate, la morfologia dei corsi d'acqua e le caratteristiche della vegetazione riparia.

In una pianificazione annuale o triennale applicata ad un Comprensorio di Bonifica (Guarnieri, 2007), tale metodo permette l'individuazione di tronchi idraulici, sottoposti a diverso trattamento, come di seguito:

1. Tratti in manutenzione con interventi a frequenza pluriennale;
2. Tratti in manutenzione con interventi a frequenza annuale;
3. Tratti non in manutenzione.

Il dettaglio la tipologia n. 1 con "tagli ripariali a frequenza pluriennale" è relativa a tratti di corso d'acqua soggetti a intervento con cadenza

pluriennale e finalità dominante di prevenzione e mitigazione del rischio idraulico da esondazione, verifica dello stato di conservazione delle opere idrauliche e miglioramento della funzionalità ecologica.

La tipologia n. 2 con "tagli ripariali a frequenza annuale" è relativa a tratti di corso d'acqua con interventi annuali o a frequenza maggiore, nelle vicinanze di centri abitati o ad elevata fruizione e finalità prevalente di tipo igienico-sanitaria e turistico-ricreativa.

La tipologia n. 3 con "assenza di tagli ripariali" è relativa a tratti soggetti a non intervento per esigenze di riqualificazione (ricerca dell'autoregolazione del corso d'acqua o "intervento della natura") o non opportunità (zone naturali di esondazione montana, conservazione di biotopi di valore, analisi costi-benefici negativa) o impossibilità di accesso al corso d'acqua in condizioni di sicurezza.

18.3 Criteri generali e specifici di intervento

In occasione delle piene maggiori si possono verificare diffusi o locali fenomeni franosi dei versanti boscati, essendo così trascinate negli alvei ingenti quantità di alberi sradicati, tronchi e ramaglie che vanno a costituire una fonte aggiuntiva di rischio potenziale (ad es. nell'ostruzione della luce dei ponti in Brath, Montanari, 2000).



Figura 1 – Esemplari arborei schiantati e pericolanti, Borro Ciliana in loc. Donnini (FI), anno 2007.

Per tale motivo nei tratti a monte di punti critici, quali centri abitati e infrastrutture, si privilegia spesso un approccio cautelativo finalizzato all'eliminazione di potenziali pericoli per il deflusso delle acque.

Un primo criterio di tipo generale, in assenza di strutture di intercettazione del materiale flottante, può consistere nel:

- abbattimento dei soggetti in precarie condizioni di stabilità, senescenti, con problemi fitosanitari (punto 4 D.G.R. n.155 del 20/05/1997);
- asportazione dei detriti accumulati in alveo.

In alternativa a questo approccio alcuni autori (Rinaldi, 2007) considerano valida la realizzazione, quando possibile, di specifiche opere idrauliche per l'intercettazione del materiale flottante, in modo da bloccare, a monte di abitati o di zone vulnerabili, i detriti legnosi trasportati in caso di rilevanti eventi di piena.



Figura 2 - Soglie con filtri a pettine per trattenere i detriti flottanti, Torrente Travignolo (TN), da RINALDI 2007.



Figura 3 – Funzionalità in caso di piena, Torrente Travignolo (TN), da RINALDI 2007.

A titolo informativo si cita una recente ricerca in cui è stata indagata la possibilità di ottenere una mappatura del Fiume Cecina, mediante una divisione in macro-tratti, indicante i siti di potenziale accumulo dei detriti legnosi (Tringali 2006 in Rinaldi, 2007).

Un secondo criterio di tipo generale può riguardare il miglioramento delle formazioni riparie, eliminando le specie esotiche invasive a favore di quelle autoctone.

Particolare attenzione meritano i tratti con attività agricole confinanti, per la presenza di specie aggressive favorite dalla diffusione involontaria dell'uomo (decespugliazione meccanica).

Per il loro carattere eliofilo e frugale specie come l'ailanto (*Ailanthus altissima* Mill.) e la robinia (*Robinia pseudoacacia* L.) presentano infatti attitudine a colonizzare aree marginali abbandonate e ruderali, con una aggressività che diminuisce velocemente in presenza di vegetazione concorrenziale (Arnaboldi F. et al., 2002).

Per questi popolamenti si può procedere con interventi di rinaturazione, con un taglio selettivo di quelle infestanti, solo se è già presente un piano di vegetazione potenzialmente concorrente.

Nelle vicinanze di opere idrauliche, si può sempre prevedere il taglio di piante che ne hanno causato danneggiamento o che potrebbero indurre instabilità con l'ulteriore crescita.



Figura 4 - Fosso Falterona in loc. Castagno di Andrea (FI), ante operam, anno 2007.

I rifiuti solidi urbani o materiali ingombranti rinvenuti nell'area demaniale dovrebbero essere rimossi secondo quanto stabilito dalla Direzione Lavori e dal D.P.R. s.n. del 14/04/93, nel caso in cui ostacolino il buon deflusso delle acque, altrimenti segnalati al Comune competente per territorio per la loro rimozione, ai sensi della vigente normativa sullo smaltimenti dei rifiuti urbani.



Figura 5 - Fosso Falterona in loc. Castagno di Andrea (FI), post operam, anno 2007.

Nelle fasi di taglio e abbattimento le piante devono essere recise il più possibile rasenti al suolo, senza rimuovere ceppaie e radici, salvo diversa indicazione.

La fase finale dell'utilizzazione deve consistere nell'allestimento del legname e della legna, differenziato per destinazione (legna da ardere, legno da cartiera, legname da torneria).

In particolare l'allestimento deve essere differenziato per specie e pezzatura in assortimenti per legna da ardere (lunghezza 1 m diametri 5-30 cm), cartiera per pasta di cellulosa, trancia, sfoglia (lunghezza 2,2 m diametri 10-100 cm), paleria piccola-media-grossa, tronchetti da torneria (lunghezza 2,2 m diametri 15-40 cm) e cippato.

Gli assortimenti (legna da ardere, tronchi, materiale di risulta) devono essere tempestivamente raccolti e allontanati dalla fascia di rispetto idraulico di 10 m dall'argine o ciglio della sponda.

Gli assortimenti commerciabili devono essere trasportati ed accatastati agli imposti camionabili (ciglio strada) indicati dalla Direzione lavori.



Figura 6 - Rifiuti ingombranti abbandonati, Borro Ciliana in loc. Donnini (FI), anno 2007.

Entriamo quindi nel dettaglio dei criteri specifici da applicare nell'esecuzione dei tagli ripariali (Guarnieri, 2006; Guarnieri, 2009).

18.3.1 Tagli pluriennali

Questa tipologia di intervento si applica prevalentemente alla Categoria forestale "Boschi alveali e ripari" (Mondino, Bernetti 1998) che l'Inventario Forestale Toscano ragguaglia in una superficie provinciale di 2.464 ettari di "Formazioni riparie" (17.392 ettari in Toscana).

Nell'esecuzione dei tagli pluriennali si consigliano tecniche diversificate per superfici geomorfologiche del corso d'acqua (canale, barra, piana inondabile, sponda e terrazzo) e principali tipologie vegetazionali (erbacee, arbustive e arboree).

Si riporta un diagramma delle superfici geomorfologiche di un generico corso d'acqua secondo la classificazione di Hupp, Osterkamp (1984) che individua quali elementi il canale, le barre, la pianura inondabile, terrazzi etc.

A tale classificazione si farà riferimento nei paragrafi successivi per l'identificazione dei criteri di intervento.

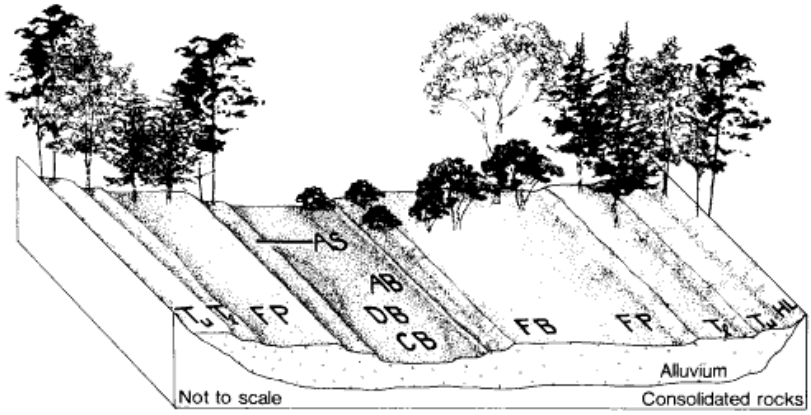


Figura 7 - Superfici geomorfologiche di un generico corso d'acqua, CB channel bed, DB depositional bar, AB channel-shelf bank, AS channel shelf, FB floodplain bank, FP floodplain, Tl lower terrace, Tu upper terrace, HL hillslope; da Hupp, Osterkamp 1984.

Si ritiene che nel superfici di canale e barre la vegetazione erbacea e arbustiva, possa essere mantenuta inalterata, nel caso in cui presenti un comportamento flessibile alla corrente.



Figura 8 – Vegetazione erbacea nel Fiume Sieve in loc. Montebonello (FI), anno 2008.

Si considera quindi idoneo evitare il taglio delle specie arbustive di greto (salici arbustivi) e di sottobosco (corniolo, sanguinello, prugnolo, biancospino, sambuco, ecc.), perché queste rappresentano fonte di nutrimento per numerose specie animali e contributo nella funzione meccanica di contrasto a fenomeni erosivi e sono generalmente flessibili quindi non pericolose.

Il taglio può essere limitato alle aree necessarie alle operazioni di abbattimento, atterramento ed esbosco degli esemplari arborei circostanti.

In casi particolari, soprattutto nei piccoli corsi d'acqua, se ne può ammettere il taglio (all'altezza del colletto) o la potatura di contenimento (AA.VV., 1998).



Figura 9 - Salici bianchi abbattute nel canale, Fiume Sieve in loc. Stentatoio (FI), anno 2009.

Sempre nel canale e nelle barre, la vegetazione arborea presente nell'alveo di modellamento può essere tagliata a raso, per garantire il ripristino delle sezioni minime di deflusso (interessate da portate con tempi di ritorno di 2-5 anni), come stabilito dal punto 4 della D.G.R. 155/97.

La vegetazione arborea presente nelle sponde del canale, nella pianura inondabile (con eventuale estensione fino a terrazzo), può essere trattata con due modalità principali (Guarnieri, 2006):

1. con soprassuolo di origine gamica (governo a fustaia) si ritiene corretto intervenire con un taglio di tipo selettivo dall'alto, con l'obiettivo di ottenere un soprassuolo con struttura biplana. In tal modo, si cerca di limitare la crescita di tronchi con diametro rilevante e di conservare i consorzi vegetali che colonizzano in modo permanente gli habitat ripariali e le zone di deposito alluvionale adiacenti (art. 2 del D.P.R. 14/04/1993 e punto 4 della D.G.R. 155/97);
2. con soprassuolo di origine agamica (governo a ceduo e presenza di ceppaie) si interviene nelle aree con maggiore densità con un taglio assimilabile al trattamento del ceduo a sterzo. Al termine del periodo di curazione si procede in ogni ceppaia di latifoglie con il taglio dei polloni più grossi, di un certo numero di polloni più piccoli e l'eliminazione dei polloni secchi, gravemente danneggiati o deperenti.

Ad esempio per i fiumi di medio corso (alveo ampio, anche a fondo mobile, morfologia a riffle-pool o letto piano) si può applicare la prima modalità cercando di limitare, nel limite della sezione interessata della piena ordinaria, la crescita di tronchi con diametro rilevante.



Figura 10 – Fiume Sieve, loc. Montebonello (FI), ante operam, da Guarnieri 2006.

Si interviene mantenendo quindi un piano inferiore con piante arboree (ad es. salice, ontano, pioppo nero) in condizioni giovanili, con tendenza alla flessibilità e resistenza alla corrente, ed un piano superiore con piante adulte e mature a maggior distanza (ad es. pioppo bianco).



Figura 11 – Fiume Sieve, loc. Montebonello (FI), post operam, taglio con struttura finale biplana, anno lavori 2007.

Per i torrenti (alveo confinato, morfologia a step-pool o rapida, vegetazione riparia condizionata da quella dei versanti) si può applicare la seconda modalità.

Ad esempio per fasce riparie riconducibili all"Alneto ripario di Ontano Nero" (secondo la classificazione dei Tipi Forestali della Regione Toscana), si mantiene un soprassuolo ripario strutturata e se ne assicura la disetaneità mediante la presenza di polloni di età diversa su ogni ceppaia (Guarnieri *et all*, 2009).

Inoltre è stato verificato che la presenza di una copertura riparia strutturata e complessa induce un aumento nella competizione interspecifica, con una conseguente riduzione dello sviluppo di getti polloniferi nelle ceppaie (Guarnieri, 2004).

18.3.2 Tagli annuali

Per quanto riguarda i "tagli annuali", questi consistono prevalentemente nello sfalcio di erbe, canneti e arbusti.

Le operazioni di sfalcio meccanizzato si dovrebbero sempre completare con il taglio manuale attorno ai soggetti arborei, ai manufatti e nei punti dove non è possibile accedere con mezzi operativi.

La vegetazione del fondo può essere sfalciata in modo integrale; in alternativa si può realizzare un canale di corrente centrale con andamento sinusoidale, per conservare il potere autodepurante delle piante, la diversificazione del letto fluviale e gli habitat per la fauna (D.E.P.A., 1995; Hansen, 1996).

Tale tecnica consiste in uno sfalcio limitato alla fascia centrale della vegetazione pari al 60÷70% della larghezza del canale, con un andamento non rettilineo, in modo da

riprodurre le condizioni che si presentano in un corso d'acqua naturale (Zane, 2003).

Completati i lavori, si deve procedere al ripristino dello stato dei luoghi in cui è avvenuto il passaggio dei mezzi deputati al trasporto e all'allontanamento del materiale di risulta.

Tra le operazioni ritenute non opportune si ricorda di:

- Evitare tagli rasi, a maggior ragione quando non sussistano reali condizioni di pericolo, ad esempio totale asportazione della vegetazione riparia in ambienti di bassa criticità, con una conseguente banalizzazione del corso d'acqua in un canale di convogliamento e smaltimento delle acque.

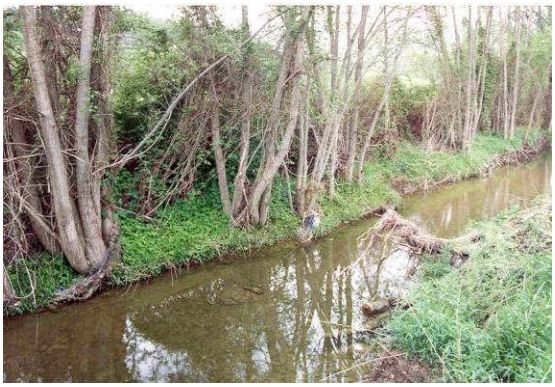


Figura 12 - Torrente Roille (AR), ante operam, anno 1993.



Figura 13 - Torrente Roille (AR), post operam, anno 1993.

- Evitare lo sradicamento o abbruciamento delle ceppaie radicate sulle sponde o opere idrauliche (vietato ai sensi del R.D. 523/1904);
- Evitare l'eliminazione delle specie arbustive.
- Evitare tagli a salta-macchione, in modo uniforme su tutta la superficie della vegetazione riparia, per evitare di creare discontinuità nella copertura del suolo.
- Evitare l'abbandono del materiale allestito (legna da ardere, tronchi, materiale di risulta) in alveo di magra o comunque entro una fascia di rispetto idraulico inferiore ai 10 m dall'argine o ciglio della sponda.
- In previsione di condizioni meteo avverse, e comunque a termine di ogni giornata lavorativa, è vietato non sgombrare il tratto di alveo interessato dai lavori da macchine, materiali o qualsiasi cosa possa ostacolare il libero deflusso delle piene.



Figura 14 - Abbandono di materiale legnoso in alveo, Fosso il Fiore in loc. Castagno d'Andrea (FI), anno 2006.

- In caso di assortimento del legname e ramaglie in scaglie di legno (chips) è da evitare l'eccessivo rilascio sulle sponde del corso d'acqua.



Figura 15 - Accumuli eccessivi di cippato, Torrente Resco in loc. Matassino (FI), anno 2008.

Bibliografia

1. AA.VV. (1998). Elementi di progettazione ambientale dei lavori fluviali. Autorità di Bacino Interregionale del Fiume Magra, Delibera n. 32 del 06/06/1998, Allegato n. 4. Biologia Ambientale, n. 2: 63 pp.
2. Brath A., Montanari A. (2000). Vulnerabilità idraulica dei ponti. L'Acqua n. 3: 45-60.

3. Casciari M. L. (2006). Gestione della vegetazione arborea in un tratto del Fiume Tevere e interazioni con la definizione di Rischio Idraulico. Tesi di Laurea in Scienze dei Sistemi Colturali e dell'Ambiente Agrario, Facoltà di Agraria di Perugina: 101 pp.

4. Danish Environmental Protection Agency (1995). Danish Watercourses. Ten years with The Watercourse Act. Ministry of Environment and Energy, Denmark: 10 pp.

5. Guarnieri L. (2004). Protocollo di taglio della vegetazione ripariale in ambiente appenninico. Il caso di studio del Fosso Teggina nel Comune di Ortignano Raggiolo (AR). Tesi di laurea in Scienze Forestali e Ambientali a.a. 2003/04, Università degli Studi di Firenze: 136 pp.

6. Guarnieri L. (2006). Manutenzione del reticolo idraulico nel Comprensorio di Bonifica n.17 Val di Sieve, interventi di taglio della vegetazione riparia. Progetto definitivo per lavori in appalto e amministrazione diretta. Committente Comunità Montana della Montagna Fiorentina: 53 pp.

7. Guarnieri L. (2007). Interventi di manutenzione in corsi d'acqua. In slide del Corso di Formazione e Aggiornamento Professionale "Gestione della vegetazione ripariale dei corsi d'acqua naturali e dei canali di bonifica", Montepaldi 24 ottobre 2007.

8. Guarnieri L., Brandi L., Ventre A., Massaro V. (2009). Nuove strategie per i tagli ripariali: l'esperienza della Provincia di Firenze. Sherwood, n. 158: 47-50.

9. Hansen H. O. (1996). River Restoration, Danish experience and examples. National Environmental Research Institute: 19 pp.

10. Mondino G.P., Bernetti G. (1998). I tipi forestali. Serie Boschi e macchie di Toscana, Edizioni Regione Toscana: 155-162.

11. Osterkamp W. R. Hupp C. R. (1984). Block diagram of fluvial landform. Ecology, vol. 66, n. 3: 672 pp.

12. Puma F. (2000). Il concetto di manutenzione dei corsi d'acqua. L'Acqua, n°3: 9-10.

13. Rinaldi M. (2007). Morfologia dei corsi d'acqua montani e vallivi. In Slide del Corso di formazione "Moderni criteri per la progettazione e la gestione delle Sistemazioni Idraulico MONTane", CERAFRI-Lav, Retignano di Stazzema (LU), 25 maggio 2007: 25 pp.

14. Sansoni G. (2004). Progettazione ambientale dei lavori fluviali. In Atti di "Giornata tecnica sulla manutenzione di fiumi e canali", CIRF URBAT, Empoli: 36 pp.

15. Schweizer S. (2005). Analisi di alcuni descrittori numerici a scala di mesohabitat finalizzata ad una corretta pianificazione delle opere di Riqualificazione Fluviale. Tesi di Dottorato in Ingegneria Agro-Forestale, Facoltà di Agraria di Firenze: 128 pp.

16. Zane G. (2003). Analisi e proposte per la manutenzione della vegetazione erbacea nei canali di Bonifica. Tesi di laurea in Scienze Forestali e Ambientali, Università degli Studi di Padova: 109 pp.

Esperienze di Riqualificazione fluviale in Italia

G. Baldo

19.1 Introduzione

La riqualificazione può limitarsi a un solo obiettivo, ad esempio riportare la qualità dell'acqua a un livello accettabile, oppure ricostituire la vegetazione naturale (mancante o sostituita da specie esotiche), affrontare problemi di instabilità delle sponde o del letto del corso d'acqua, valorizzare la valenza fruitiva (sentieristica, accessi all'acqua ...) o il patrimonio storico-architettonico. Include, naturalmente, il preservare situazioni che, fortunatamente, mantengono buone od ottime valenze ambientali.

Ma può anche significare mettere mano all'assetto fisico del corso d'acqua per ridare spazio e naturalità, diminuire il rischio idraulico e ricostituire i processi geomorfologici.

Per questo può essere necessario smantellare opere esistenti, delocalizzare insediamenti, attivare un sistema amministrativo-finanziario di indennizzi, risarcimenti, ecc.

È quanto si intende con il termine "riqualificare in grande". Riqualificare "in grande" è una politica che può comportare enormi sforzi economici, tecnici, amministrativo-organizzativi, finanziari e, prima ancora, decisionali e sociali; ma anche enormi benefici.

Per intraprendere questa strada occorrono coraggio e oculatezza.

19.2 Conviene?

Parlando di riqualificazione fluviale, una reazione frequente è l'opinione che si tratti di un lusso, una moda che solo altri paesi, più ricchi, possono permettersi perché dispongono di spazio e di fondi ingenti da far confluire in azioni che sono viste più "di tendenza" che di effettiva necessità.

La riqualificazione viene considerata un abbellimento, un'azione auspicabile ma opzionale e, comunque, successiva rispetto a interventi volti ad affrontare le urgenze più pressanti, come il rischio idraulico o lo sfruttamento di risorse economicamente importanti. Riqualificare, in effetti, ha un costo; e riqualificare "in grande" può avere un costo anche ingentissimo, economico e sociale.

Se ci si limita ad un'analisi "miope", focalizzata sul singolo intervento, invece di adottare una visione lungimirante alla scala spaziale (di bacino) e temporale (di lungo periodo), il costo può apparire probabilmente più elevato rispetto a quello di approcci tradizionali.

Stanno però emergendo politiche ed esperienze che sostengono con i fatti che non è così: riqualificare si ripaga, conviene; riqualificare "in grande" non è secondario, anzi è l'unica strada per risolvere i grandi problemi in modo sostenibile.

Per esempio, un assetto geomorfologico più naturale può ridurre l'instabilità dei manufatti e aumentare la capacità di autodepurazione (soprattutto favorendo le comunità biologiche che la svolgono attivamente e aumentando il tempo di ritenzione); la presenza di un'adeguata vegetazione spondale può abbattere i carichi inquinanti diffusi in ingresso al corpo idrico, riducendo la necessità di trattamento artificiale di quelli puntiformi.

O, ancora, un corso d'acqua con più spazio per esondare in modo diffuso e per divagare dissipando parte della sua energia, può ridurre il potenziale distruttivo degli eventi di piena.

Per rispondere dobbiamo cercare di fare un bilancio dei pro e dei contro, ma in senso esteso, non strettamente economico, perché alcuni di questi pro e contro sono intrinsecamente non monetizzabili (l'approccio deve quindi essere di tipo multicriterio, ma poco importa ai fini di questo ragionamento). Dovremmo anzi adottare un approccio di valutazione orientato alla sostenibilità: in una parola, capire se l'azione (strategia) oggetto di valutazione contribuirà a migliorare in generale la qualità della vita producendo, appunto, vantaggi ("benefici") che superano gli svantaggi ("costi"), conservando i beni ambientali e garantendo un buon livello di equità, partecipazione democratica, consenso, ecc.

Per rimanere nel concreto, un primo aspetto utile a questo tipo di valutazione è chiedersi direttamente se i "benefici" superino i "costi" (efficienza economica), adottando però un'ottica allargata a comprendere anche aspetti che non possiedono un mercato reale.

I Benefici derivano in generale dal raggiungimento degli obiettivi.

I Costi sono tutti quelli implicati dalla realizzazione e gestione delle misure di riqualificazione, innovative o classiche (impianti di depurazione e fitodepurazione, eliminazione di arginature, creazione di zone di espansione naturale, incentivi per la ricostituzione della vegetazione ...).

Ai costi vanno aggiunti poi i mancati benefici

(come il danno alle attività economico-produttive causato dal rilocalizzare insediamenti per ridare spazio al fiume, o la riduzione della produzione idroelettrica o agricola dovuta alla ricostituzione di un miglior regime idrico che decurta le derivazioni ...); ma, analogamente, ai benefici vanno aggiunti i mancati costi (es. il risparmio sulla ricostruzione –frequente e sempre crescente– di difese spondali grazie a una miglior copertura vegetale riparia con effetto stabilizzante; la riduzione dei danni alluvionali; il risparmio di approvvigionamento idrico grazie alla ricarica naturale della falda, o i minori costi di trattamento ad uso potabile di acque di miglior qualità).

Ma cos'è il beneficio associato "all'obiettivo fiume"?

È la differenza tra il "valore fiume" acquisito (si spera) "domani" e quello espresso "oggi" (purtroppo spesso molto basso), dove il "valore fiume" (denotato con V_{Fiume}) comprende il valore (*E*) di *esistenza* cioè quello che gli attribuiamo per il semplice fatto che esiste (indipendentemente dall'idea di utilizzarlo ora e in futuro) e *filantropico* (da salvaguardare per le future generazioni) e il valore dei *servizi* (*S*) che esso può svolgere in favore degli altri obiettivi (se già non conteggiati esplicitamente in quanto detto sopra). In formule, denotandolo con B_{Fiume} il beneficio cercato, possiamo scrivere:

$$B_{Fiume} = V_{Fiume}(\text{domani}) - V_{Fiume}(\text{oggi})$$

La convinzione di fondo di una strategia di riqualificazione fluviale "in grande" è che essa si giustifica senz'altro se si assume un'ottica integrata che consideri tutti i "pro" (obiettivi) e tutti i "contro" (impatti negativi) nell'appropriato dominio spazio-temporale; e si giustifica anche economicamente, considerando cioè tra questi "pro" i benefici economici, e tra i "contro" i costi economici.

I soli vantaggi diretti, in particolare quelli legati a turismo/fruizione, spesso assicurano la convenienza economica della RF.

Se poi vengono computati anche i benefici derivanti dai servizi ambientali (es. miglior potere autodepurante, maggior disponibilità idrica nei serbatoi naturali, riduzione dell'energia distruttiva della corrente per laminazione diffusa …) e dalla conservazione (valore di esistenza), i costi iniziali più elevati possono essere ripagati, anche ampiamente.

Non abbiamo ancora sufficienti evidenze empiriche in Italia a supporto sistematico di questa affermazione, ma nel mondo ne stanno emergendo di notevoli.

Proprio per questo si tratta di un'area di ricerca molto interessante da sviluppare in Italia, possibilmente in coordinamento con altri paesi.

Va anche notato, infine, che in alcuni casi è possibile escogitare modi per ridurre notevolmente o annullare i costi di un processo di RF, grazie a un coinvolgimento consapevole e accurato di cittadini e operatori socio-economici.

Un esempio molto interessante in tal senso è ancora rappresentato dal Caso Skjerne, descritto nel "Manuale di riqualificazione fluviale" del River Restoration Centre (RRC inglese), tradotto in Italia dal CIRF (2001b).

La sua rinaturalizzazione, infatti, richiedeva di trovare un'idonea sistemazione per circa 19.000 m^3 di materiali di esubero dai lavori di scavo.

Dopo un'analisi attenta del territorio è stato progettato l'utilizzo di questi terreni di riporto per coprire e rimodellare una vecchia discarica industriale e creare rilievi vegetati che schermassero l'area urbanizzata.

Gli elementi caratteristici del progetto, volto a creare un aspetto paesaggistico gradevole e interessante, erano dolci pendii antistanti le abitazioni e modesti rilievi.

Quest'impiego "creativo" degli inerti ha consentito di evitare i costi, altrimenti proibitivi, del loro trasporto e smaltimento in altri siti.

19.3 Riqualificazione fluviale applicata ai territori gestiti dai consorzi di bonifica

I canali artificiali (in particolare di bonifica e irrigui, ma anche idroelettrici, ecc.), creati cioè dall'uomo appositamente per un qualche scopo, richiedono una trattazione particolare in merito al tema della riqualificazione fluviale: è infatti lecito chiedersi *se abbia senso per essi parlare di riqualificazione*.

La risposta è affermativa. Basta considerare che la maggior parte di essi si trova in aree di pianura estremamente impoverite dal punto di vista ambientale, dove le bonifiche, l'urbanizzazione e l'agricoltura intensiva hanno quasi completamente eliminato gli ecosistemi umidi: un miglioramento ambientale dei canali è quindi fondamentale per vicariare le zone umide scomparse.

Pertanto, sebbene sia improprio parlare di una loro *rinaturalizzazione*, è essenziale un miglioramento ambientale, appunto la *riqualificazione*, che potrà mirare a dotare i canali di alcuni caratteri propri di un corso naturale, cercando un compromesso più o meno forte, secondo le situazioni, con il comparto agricolo e le attività antropiche in genere.

A rigore, non si potrebbe parlare di *stato di riferimento* perché per i canali di origine artificiale esso sarebbe ... la non esistenza.

È però operativamente sensato introdurre uno stato di riferimento "fittizio", come guida per orientare la riqualificazione.

Nel pensare alle azioni per riqualificare i canali, occorre naturalmente tener presente il fine per cui sono stati creati (principalmente irrigazione e scolo delle acque) e la

problematica principale che riguarda le modalità di gestione e manutenzione (della vegetazione e dell'assetto idraulico).

Diverse sono le esperienze, in Italia e all'estero, che mostrano come una progettazione e una gestione "in sintonia con la natura" possano spesso permettere di ottenere maggiori benefici rispetto ad un approccio "classico", improntato a criteri di efficienza idraulica e caratterizzato da una semplice logica mono-obiettivo: benefici non solo di tipo "ambientale" in senso lato per la "collettività", ma anche in senso economico per lo stesso gestore del canale (tipicamente il consorzio di bonifica).

È questa l'origine dei progetti di riqualificazione su canali artificiali, che puntano a un deciso miglioramento ecologico anche quando lo scopo principale è la riduzione del rischio idraulico o il miglioramento della qualità dell'acqua, e viceversa.

I consorzi di bonifica sono oggi entrati in una fase in cui, ai compiti storici di gestione del rischio idraulico e della risorsa idrica a scopi irrigui, si stanno aggiungendo nuove funzioni con una forte ricaduta ambientale, sociale ed economica, come la salvaguardia e la valorizzazione del territorio, la difesa e la riqualificazione dell'ambiente, il miglioramento della qualità delle acque, lo sviluppo di nuove pratiche agricole più sostenibili.

Negli ultimi anni numerosi sono stati i cambiamenti di tipo tecnico-progettuale che hanno interessato il mondo della bonifica e hanno visto il proliferare di progetti e interventi di riqualificazione ambientale dei canali, dove il "lavorare insieme alla natura" ha permesso di valorizzare al massimo le potenzialità offerte da una rete di corpi idrici tanto fitta e distribuita sul territorio.

Motore di questo cambiamento è la progettazione integrata (multiobiettivo), che affronta in maniera unitaria i problemi tipici dei Consorzi insieme a quello della scarsa salute ambientale dell'agroecosistema, così da ideare soluzioni progettuali-pianificatorie che permettano di raggiungere contemporaneamente più obiettivi, tradizionalmente considerati conflittuali.

Il caso studio mostra alcune delle principali esperienze realizzate in Italia, così da fornire un'idea della tipologia di azioni più idonee al caso dei canali.

19.4 Interventi sull'assetto morfologico per ridurre il rischio idraulico e migliorare la qualità dell'acqua e ambientale

19.4.1 Inquadramento territoriale

Gli interventi di riqualificazione dei canali qui mostrati, realizzati dal Consorzio di Bonifica Dese Sile di Mestre (VE), fanno parte di un più ampio piano di riqualificazione ambientale del Bacino Scolante nella Laguna di Venezia, il *Piano Direttore 2000*, che trae origine dalla *Legislazione Speciale per Venezia* e mira alla salvaguardia fisica, ambientale e socio-economica della città e della sua Laguna.

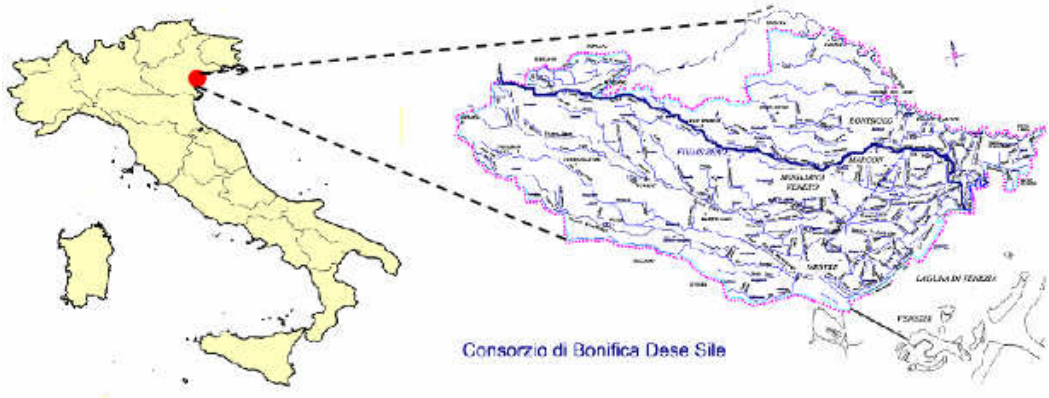


Figura 1 – Area di studio.

Il principale corso d'acqua interessato dagli interventi di riqualificazione è il fiume Zero, naturale, di risorgiva, canalizzato già in epoca storica, oggi irreversibilmente integrato nella rete idraulica della bonifica e considerato e gestito alla stregua dei canali di origine artificiale. Si mostrano inoltre alcuni interventi su canali minori rivestiti in calcestruzzo.

19.4.2 Problemi e opportunità

Gli interventi fanno capo agli stanziamenti previsti dal *Piano Direttore*, che focalizza la propria attenzione sulle sorgenti inquinanti presenti nel Bacino Scolante nella Laguna di Venezia e prevede la riduzione dei carichi da esse generati –in particolar modo dei nutrienti di origine diffusa– anche attraverso ingenti azioni

di riqualificazione idraulico-ambientale della rete idrica.

19.4.3 Obiettivi

Gli obiettivi del progetto possono essere così sintetizzati:

- Ambientali
    1. Miglioramento del *valore natura* e paesaggistico
    2. Riduzione dei nutrienti veicolati alla Laguna di Venezia

- Socio-economici e culturali
    1. Miglior utilizzo della risorsa idrica
    2. Soluzione del problema del rischio idraulico
    3. Miglioramento agronomico dei terreni circostanti
    4. Creazione di nuove opportunità per il mondo agricolo
    5. Miglioramento della fruibilità
    6. Diffusione del concetto di riqualificazione fluviale

19.4.4 Interventi sull'assetto morfologico del Fiume Zero

Le caratteristiche attuali delle aste principali e dei canali minori rispondono a criteri di progettazione risalenti agli inizi del secolo scorso, che si prefiggevano di perseguire la sicurezza idraulica e di "conquistare" terreni agricoli attraverso la costrizione dei corsi d'acqua in alvei ristretti e l'accelerazione del deflusso delle acque verso la Laguna: una strategia che ha comportato rettifica degli alvei, arginature di grandi dimensioni, completa eliminazione della vegetazione in quanto causa di rallentamento dei deflussi, sezioni geometriche e, in molti casi, rivestimento delle sponde in calcestruzzo. Tali corsi d'acqua offrono così un contributo minimo al controllo dell'inquinamento diffuso e alla riduzione degli apporti di nutrienti alla Laguna, avendo perso gran parte della propria capacità autodepurante a causa dell'impoverimento degli habitat e degli organismi acquatici e della quasi totale mancanza di connessioni con l'ambiente circostante (sponde, zone riparie) e, infine, a causa dei tempi di corrivazione ridotti. Il Consorzio di Bonifica Dese Sile si è perciò prefisso di rallentare il deflusso delle acque verso la Laguna e di incrementare la diversità ambientale lungo i corsi d'acqua, in modo da favorire una maggiore complessità biologica, una migliore funzionalità complessiva degli ecosistemi – per quanto essi possano restare semplificati – e, di conseguenza, una loro più elevata capacità autodepurante, in particolare verso i nutrienti.

Il progetto "*Interventi di riqualificazione ambientale lungo il basso corso del fiume Zero per il controllo e la riduzione dei nutrienti sversati nella Laguna di Venezia*", rispondente ai molteplici obiettivi precedentemente elencati, ha previsto perciò un aumento dei volumi di invaso attraverso appositi ampliamenti di sezione, ideati e dimensionati per prevedere la presenza di alberi e arbusti anche all'interno del corso d'acqua (Figura 2), oltre a preservare la scarsa vegetazione arborea esistente. Sono inoltre state realizzate banchine al piede interno degli argini, golene lineari, golene di meandro e isole.

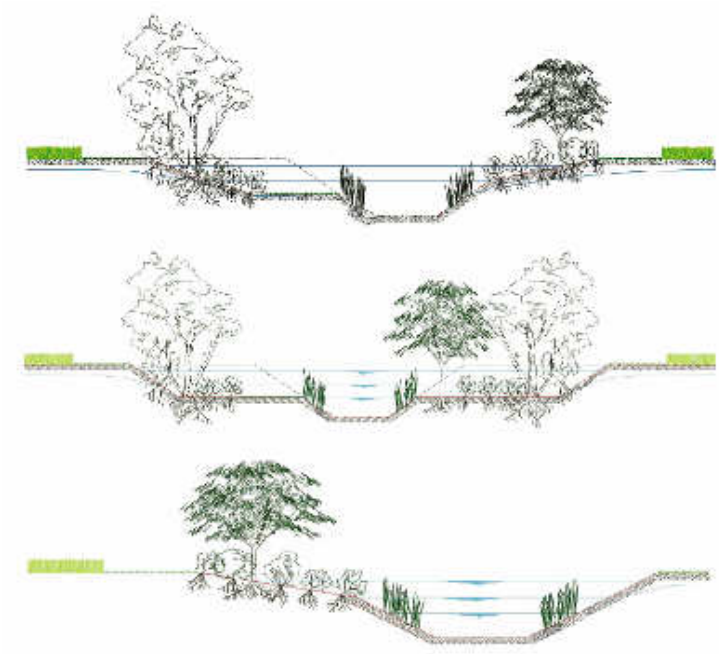


Figura 2 – Risagomature con accorgimenti di miglioramento dell'habitat: nel passaggio dalla classica sezione

trapezia ristretta, tipica dei canali, ad una più ampia, è possibile prevedere, su uno o ambo i lati, sponde a pendenza variabile o banchine interne allagabili (poste alla quota del livello di magra) nelle quali già dalla fase di progettazione –anche idraulica– si contempla la presenza di vegetazione in alveo. (Illustrazione: Consorzio di Bonifica Dese Sile).

Nella risagomatura delle arginature si è avuto cura di non intaccare il piede interno del vecchio argine, per salvaguardare le piante arboree presenti (Fig. 3), mentre in tutti gli argini di nuova formazione sono state realizzate *banchine* (larghe da 50 cm a 2 m) per permettere la colonizzazione spontanea della vegetazione elofitica e l'impianto di specie arboree (Fig. 4).

A quote più elevate sono state create sia *golene lineari*, larghe 4-8 m e lunghe 100-500 m (Fig. 5), che *golene di meandro* nella parte interna delle curve (Fig. 6); le aree golenali inondabili contribuiscono infatti ad aumentare i tempi di ritenzione della rete idrica e, in presenza di vegetazione, divengono ambienti di pregio naturalistico, oltre a giocare un ruolo importante nella riduzione dei carichi di nutrienti trasportati dalle acque. La colonizzazione delle aree golenali da parte della vegetazione è stata accelerata sia preservando parte della vegetazione erbacea esistente (Fig. 6) che con nuovi impianti di specie arboree (Fig. 7).



Figura 3 – Ontani mantenuti al piede di un argine risagomato. (*Foto: P. Cornelio*)



Figura 4 – In primo piano banchina di nuova formazione sul Fiume Zero (tra le due linee tratteggiate) realizzata al posto del vecchio argine (freccia), ora ricostruito più esternamente, e impianto di vegetazione arborea su di essa. In secondo piano si noti lo sdoppiamento dell'alveo, con il vecchio argine lasciato in posto per assumere la funzione di un'isola fluviale. (*Foto: P. Cornelio*)

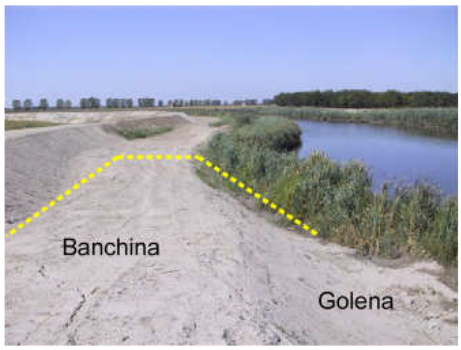


Figura 5 – Golene lineari sul Fiume Zero: in tratteggio la sezione del vecchio argine, ora sbancato e ricostruito a maggior distanza, così da creare una golena. (*Foto: P. Cornelio*)



Figura 6 – Golena di meandro realizzata sul Fiume Zero: maggio 2003 (sinistra). Le frecce indicano l'arretramento del vecchio argine (linea tratteggiata) alla nuova posizione (linea continua). A destra, lo stato della vegetazione nel luglio 2004. (*Foto: B. Baldo*)



Figura 7 – Impianto di specie arboree lungo la nuova golena del Fiume Zero realizzata sbancando il vecchio argine (la cui sezione è indicata dal tratteggio) e ricostruendolo più esternamente. (*Foto: P. Cornelio*)

Nel caso del Fiume Zero, come più in generale in quello di canali arginati di grandi dimensioni, l'allargamento della sezione, conseguito scavando un nuovo alveo parallelo, ha offerto la possibilità di creare isole vegetate all'interno dell'alveo, utilizzando in alcuni casi proprio il vecchio argine per diversificare l'ambiente fluviale (Fig. 8).

Al fine di migliorare la naturalità e rallentare il deflusso, è stato conferito un andamento sinuoso all'alveo di canali rettilinei (nel caso del fiume Zero è stato assecondato l'andamento, già sinuoso, del corso d'acqua).

I canali di nuova formazione sono realizzati scavando un alveo grezzo meandriforme e, successivamente, risagomando le sponde per addolcirne la pendenza (Fig. 8).

Oltre all'allungamento del percorso, si migliora la diversità ambientale poiché la sinuosità induce l'alternanza di zone a diversa profondità e variazioni locali della velocità di corrente.



Figura 8 – Isola fluviale creata ex novo all'interno del fiume Zero (sinistra), o sfruttando il vecchio argine e scavando un secondo alveo, parallelo al primo (destra). (*Foto: Consorzio di Bonifica Dese Sile*)

19.4.5 Interventi sui canali rivestiti in calcestruzzo

Gli alvei con sponde e fondo rivestiti in calcestruzzo rendono i canali semplici condotte idrauliche, prive di interscambi con l'ambiente circostante, con un ecosistema fluviale estremamente banalizzato dal punto di vista strutturale e funzionale ed una capacità autodepurante prossima a zero.

Il problema è stato affrontato demolendo i rivestimenti in calcestruzzo e ricalibrando l'alveo (ampliamento di sezione e riduzione della pendenza delle sponde), in modo da favorire le interazioni tra acqua e vegetazione (Fig. 9).

Sponde ampie e con una pendenza limitata riducono infatti la forza erosiva della corrente, mentre la vegetazione che si insedia nella zona riparia consolida il suolo (Fig. 10).



Figura 9 – Rivestimento in calcestruzzo (sinistra) e sua rimozione (destra). (*Foto: Consorzio di Bonifica Dese Sile*)



Figura 10 – Risagomatura delle sponde di un alveo meandriforme di nuova formazione, con ampliamento della sezione e addolcimento della pendenza delle sponde, a lavori appena terminati (vegetazione non ancora sviluppata). Linea tratteggiata: profilo della sponda successivo allo scavo grezzo del canale; linea continua: profilo attuale. Si riducono i fenomeni erosivi e si favorisce l'insediamento di vegetazione con funzione consolidante e di filtro nei confronti dell'inquinamento diffuso. (Foto: Consorzio di Bonifica Dese Sile)

19.4.6 Messa a dimora di Fasce Tampone Boscate (FTB) lungo i canali di bonifica

Gli ambienti di transizione tra ecosistemi terrestri ed acquatici (come ad esempio le formazioni arboree riparie) sono in grado di esercitare una funzione filtro sui flussi idrici che le attraversano, riducendo così i carichi inquinanti (sedimenti, azoto e fosforo) provenienti dal dilavamento dei terreni agricoli (Fig. 11). La rete idrica di bonifica, in virtù della distribuzione capillare dei canali sul territorio agricolo e della loro capacità di intercettare i flussi idrici di origine diffusa superficiale, è ideale (ovviamente per i canali non rivestiti) per la messa a dimora di FTB per scopi depuranti. La creazione di fasce riparie, oltre ad un'importante azione di riqualificazione dei canali e del territorio, può essere occasione di reddito alternativo per gli agricoltori e di sostegno al Consorzio nella manutenzione dei canali.



Figura 11 – Fascia tampone boscata di tipo produttivo (a sinistra), fascia riparia naturale (al centro) e operazioni di taglio delle piante per ottenere legna per scopi energetici (a destra). (Foto: Paulownia Italia srl)

La Riqualificazione Fluviale attraverso la manutenzione

M. Bacci[1]

20.1 Introduzione

Dopo di ognuna delle, purtroppo frequenti, alluvioni che avvengono in Italia, si scatena sui media il dibattito sulla mancata "manutenzione" degli alvei, considerata da molti la principale responsabile delle esondazioni.

La parola manutenzione è in genere ben vista nell'ambiente dei gestori e mal vista in quello dei naturalisti: i primi ne colgono il significato più funzionale, i secondi ne temono le conseguenze che spesso gravano sugli habitat fluviali.

La Riqualificazione Fluviale, invece, sostiene che in realtà manutenzione e qualità ambientale in molti casi possono coesistere.

Ad esempio è vero che nelle situazioni ad elevata naturalità, e che quindi hanno subito poche alterazioni, in presenza di ecosistemi o biotopi pregiati , la manutenzione è, dal punto di vista della riqualificazione, decisamente controproducente; è anche vero però che ci sono situazioni , ad esempio quelle di fiumi fortemente antropizzati, in cui una manutenzione attenta anche all'ambiente (che chiameremo "positiva") potrebbe addirittura migliorare uno stato ambientale degradato.

Ma qual è il motivo per cui la stessa azione, cioè il fare "manutenzione", può avere effetti negativi o positivi sull'ecosistema fluviale? La risposta è nel significato che diamo al termine, cioè nella tipologia di interventi in cui esso si traduce.

20.2 La manutenzione "negativa"

Per alcuni operatori del settore idraulico, purtroppo, manutenzione dei corsi d'acqua naturali coincide, ancora ad oggi, con la massima semplificazione delle sezioni idrauliche, senza tenere conto della qualità ambientale. L'obiettivo unico è "far scorrere le acque velocemente e senza ostacoli".

È chiaro che non si sta facendo riferimento a tutti quei casi in cui si devono mantenere in buono stato delle opere idrauliche (paratoie, traverse, ponti che non devono ostruirsi …), ossia "oggetti artificiali" che devono funzionare regolarmente per come sono stati progettati: questa modalità di manutenzione rappresenta quindi una necessità spesso inevitabile.

Quando però si parla di manutenzione dei corsi d'acqua la cosa cambia.

Gli alvei fluviali, infatti, costituiscono degli ecosistemi e non vanno visti solo come delle "vie di deflusso rapido delle acque" (quasi fossero una fognatura), quindi esigono e meritano una visione integrata e bilanciata fra le diverse esigenze.

Tuttavia spesso accade che per "manutenzione" si intendono tutta una serie di interventi sulla vegetazione (come ad esempio: tagli a raso non selettivi della vegetazione, eliminazione delle ceppaie, riprofilature del terreno con conseguente rimaneggiamento dei profili del suolo, sfalci della vegetazione arbustiva, introduzione massiccia nell'ambiente di mezzi meccanici) o sul "canale di flusso principale" (ad esempio attraverso eliminazione dei fantomatici "sovralluvionamenti" o tramite risagomature con conseguenti movimenti di terra).

A prescindere dal danno ambientale e paesaggistico, tale approccio, volto ad allontanare il più rapidamente possibile al mare le acque di piena, oltre a essere di indubbia efficacia a livello locale, diviene ancor più discutibile a scala di bacino poiché, riducendo i tempi di corrivazione, accentua i picchi di piena a valle. Peraltro, l'asportazione della vegetazione spondale e la riprofilatura delle scarpate indeboliscono la resistenza di queste ultime, incrementandone quindi la vulnerabilità all'erosione. Inoltre esso, riducendo la ricarica delle falde, è controproducente anche in una strategia volta all'uso razionale, quantitativo e qualitativo, delle risorse idriche.

20.3 La manutenzione "positiva"

Quando si mette in atto un programma che prevede una manutenzione "positiva" del corso d'acqua si va ad agire in favore della riattivazione dei processi fluviali di autoregolazione, ovvero verso il ripristino di una

[1] Il capitolo è liberamente tratto da un capitolo (a cura di Bacci M. e Nardini A.) in AA.VV. (2006) "La Riqualificazione Fluviale in Italia. Linee guida, strumenti ed esperienze per gestire i corsi d'acqua e il territorio", Mazzanti editore. Per ulteriori informazioni: www.cirf.org/acquisti/manualerf.php3.

certa naturalità del corso d'acqua stesso.

Ciò è possibile se si "riqualifica attraverso la manutenzione", perseguendo delle linee di azione quali:

- il mantenimento (se necessario anche inserimento) della vegetazione riparia, necessaria per sostenere le sponde, per rallentare il deflusso, ma anche per biodiversificare e per depurare;
- in casi intermedi, si può prevedere modalità di taglio "selettivo", rimuovendo solo la vegetazione di cui si dimostra l'incompatibilità con determinate esigenze improrogabili di sicurezza (infestanti e specie non idonee), favorendo invece lo sviluppo della vegetazione autoctona e a elevate prestazioni "biotecniche";
- la demolizione delle opere di difesa artificiale oramai deteriorate (argini, briglie, etc), ma allo stesso tempo il ripristino del corretto funzionamento di quelle esistenti e utili per la laminazione delle piene (casse di espansione);
- l'ampliamento dell'alveo, la creazione di alvei secondari, o la ricostruzione di un alveo (chiaramente non geometrico) dopo un evento di piena importante;
- la creazione di isole fluviali, e di zone umide perifluviali.

Attraverso azioni di questo tipo si verranno a creare sistemi fluviali più stabili che necessiteranno quindi, di una manutenzione molto ridotta. Se oltre questo si riqualifica "in grande" (ovvero su intere aste fluviali, prevedendo tempi lunghi per i risultati), i benefici ricavabili da una manutenzione "positiva" saranno ancor più amplificati. Riqualificare attraverso la manutenzione è perciò anche un modo intelligente di impiego delle risorse, poiché rappresenta una "manutenzione sostenibile", con costi decrescenti nel tempo.

Un'esperienza interessante in tal senso, ad esempio, è quella della Drava (vedi link www.cirf.org/pubbli/esperienzerf/drava.pdf), nella quale l'incisione dell'alveo, indotta dalle rettifiche attuate in passato, minacciava la stabilità delle difese spondali in massi. Un'attenta analisi ha mostrato da un lato che il consolidamento di queste ultime è a lungo termine economicamente insostenibile e, dall'altro, che la naturalità del fiume è un volano economico di rilievo per le attività turistiche. Coerentemente, ne è scaturito un programma di "riqualificazione attraverso la manutenzione", i cui costi sostenuti, nel lungo periodo, sono stati minori rispetto a quelli previsti per interventi di tipo "tradizionale".

20.4 I diversi obiettivi della manutenzione

Gli interventi di manutenzione, fino ad oggi, hanno tenuto in considerazione quasi esclusivamente le problematiche delle piene e hanno perciò prodotto tutta un'altra serie di problematiche che sono state trascurate.

Occorrerebbe attuare, ad esempio, una manutenzione sensibile anche al problema delle magre e delle crisi idriche (quindi "multiobiettivo") che cerchi di evitare l'incremento la velocità delle acque, la riduzione della resistenza all'erosione, la diminuzione dell'ombreggiamento dell'alveo, l'impermeabilizzazione del fondo o delle sponde e la riduzione delle interfacce con la falda, il depauperamento dell'ecosistema e del paesaggio. Purtroppo, però, nella pratica attuale della manutenzione in Italia, questa prospettiva è una vera "Cenerentola"!

Nell'ottica opposta (a quella descritta per la manutenzione "negativa"), ovvero di rallentamento della corrente, diviene centrale il ruolo della vegetazione, sia d'alveo che di ripa. Per migliorare la qualità della fascia riparia, la manutenzione consisterà quindi in tagli selettivi, ma, soprattutto, ovunque possibile (tenendo ovviamente conto della compatibilità con altri obiettivi), sarà necessario accrescere la frequenza di inondazione delle aree adiacenti, al fine di limitare gli effetti nei punti critici a valle e di favorire la ricarica della falda.

Per l'obiettivo qualitativo delle risorse idriche, la manutenzione dovrà puntare a garantire le capacità autodepuranti naturali. Anche in questo caso, sarà essenziale salvaguardare e incrementare le fasce di vegetazione riparia per sfruttarne la capacità di intercettare e depurare nutrienti e inquinanti diffusi provenienti dal territorio.

Ovviamente, un piano di manutenzione dovrà partire da una valutazione di sistema, in particolare sul piano ecologico, ma anche rispetto agli usi del territorio, fra cui va data importanza alla fruizione.

In definitiva, occorre tener presente che le azioni volte a valorizzare la qualità e la quantità delle risorse idriche, se adottate su vasta scala, non sono in contrasto, bensì in spiccata sinergia con la difesa dalle piene. Una manutenzione intelligente presuppone quindi una coraggiosa innovazione di prospettiva, da espletarsi a livello di politica e pianificazione socio-economica e territoriale, con l'ovvia eccezione di quelle situazioni locali in cui esse contrastano con altre priorità.

La progettazione degli interventi di Ingegneria Naturalistica

P. Cornelini

21.1 Introduzione

Il progetto di ingegneria naturalistica prevede un lavoro multidisciplinare ove l'esperto di ingegneria naturalistica e l'ingegnere lavorano insieme al geologo ed al topografo per individuare gli interventi da attuare per la difesa del suolo nelle sistemazioni idrauliche e di versante, per la mitigazione degli impatti di un'opera sull'ambiente, per l'aumento della biodiversità del territorio, per il miglioramento della rete ecologica esistente e per il restauro ambientale in genere.

Gli interventi di I.N. si differenziano da quelli tradizionali per la necessità di disporre di dati di analisi di tipo pedoclimatico, naturalistico (flora, vegetazione), geologico e geomorfologico di dettaglio.

Infatti anche le tradizionali analisi geologiche, topografiche e idrauliche vanno qui ulteriormente affinate ed approfondite, ad esempio:

- realizzando sezioni topografiche di dettaglio, in quanto la scelta di una tecnica di I.N. è influenzata da piccole variazioni di pendenza;
- riportando sulle sezioni topografiche di dettaglio gli strati litologici presenti per valutare la capacità biotecnica delle piante di realizzare la stabilizzazione od il consolidamento della scarpata;
- valutando l'influenza della vegetazione sul coefficiente di scabrezza in alveo;
- individuando il livello di piena medio per impostarvi le opere vive in alveo.

Di seguito viene approfondita l'analisi botanica, fondamentale per la definizione della componente viva degli interventi di ingegneria naturalistica.

21.2 Analisi stazionale botanica per la scelta delle specie e delle tipologie vegetazionali di progetto

Un progetto di ingegneria naturalistica deve basarsi su una approfondita conoscenza naturalistica dell'area d'intervento, per individuare gli stadi vegetazionali più evoluti, compatibili con le caratteristiche ecologiche stazionali e con le necessarie caratteristiche biotecniche.

Per raggiungere tale obiettivo, nelle situazioni di dissesto idrogeologico ove sono state completamente alterate le condizioni vegetazionali, morfologiche, pedologiche ed idrauliche iniziali, si utilizzano, in genere, impianti di fitocenosi non molto evolute con caratteristiche pioniere, capaci però di innescare il processo di rinaturalizzazione.

La definizione delle specie e delle tipologie vegetazionali di progetto va effettuata tramite idonee indagini di campagna (e non con riferimento ad astratti schemi generali bibliografici) per individuare la serie evolutiva dinamica della vegetazione nelle varie situazioni ecologiche e geomorfologiche, essenziale per conoscere le capacità e modalità di colonizzazione degli ambienti degradati, al fine di operare con successo nelle aree mediterranee.

L'analisi botanica deve essere accompagnata da uno studio sui lineamenti climatici della zona di intervento reperendo le serie mensili dei dati di temperatura e precipitazioni.

Per la caratterizzazione del clima mediterraneo esistono vari indici climatici (De Martonne, Emberger, Mitrakos, Rivas Martinez, i principali) e diagrammi climatici.

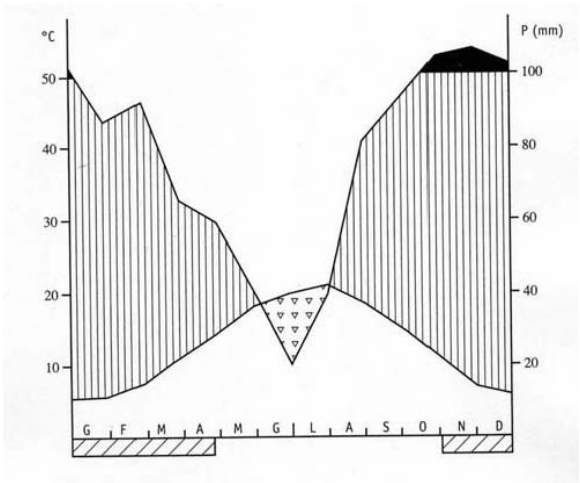


Figura 1 – Diagramma termopluviometrico dell'Osservatorio vesuviano (1961-1970).

Tra questi ultimi va ricordato per la semplicità di realizzazione e per le informazioni ecologiche ricavabili il diagramma ombrotermico di Bagnouls e Gaussen (1957), migliorato da Walter e Lieth (1960-67).

Viene costruito ponendo in ascisse i mesi dell'anno e sulle ordinate le temperature (a sinistra) e le precipitazioni in mm (a destra), riportando le temperature in una scala doppia delle precipitazioni (1°C = 2 mm).

Empiricamente, la modalità di realizzazione evidenzia che, se la curva delle temperature incrocia superandola, quella delle precipitazioni, siamo in presenza di un periodo di aridità estivo, che è tipico del clima mediterraneo.

Nell'analisi stazionale botanica sono possibili due tipi di indagine: analisi floristica e fitosociologica.

21.2.1 Analisi floristica

E' un'analisi più speditiva di quella fitosociologica e, quindi, da impiegarsi nelle situazioni più semplici, di limitata estensione e con caratteristiche ecologiche omogenee. L'analisi floristica si basa sulla determinazione delle entità floristiche presenti con il riconoscimento della loro autoecologia (ad esempio le specie igrofile o xeriche), unitamente alle forme biologiche ed ai tipi corologici che servono per l'individuazione delle specie autoctone. Dalla lista delle specie autoctone riscontrate vanno selezionate le specie di progetto.

Altitudine	730 m	640 m	550 m	550 m	550 m
Esposizione	N-E	N-NW	W	W	W
Inclinazione	25°	35°	25°	35°	35°
Substrato	calcareo	scaglia bianca	calcareo	calcareo	calcareo
H arbustivo	2-6 m	0,5- 3 m	0,5 -3 m	0,5 - 1 m	0,5 - 1 m
Tipologia	Siepe stradale in bosco	Palificata Roma	Siepe stradale in lecceta	Grata viva	Palificata viva
Luminosità	-	-	-	+	+
Ostrya carpinifolia	x	x	x	x	x
Corylus avellana	x				
Cornus sanguinea	x	x	x	x	x
Quercus ilex	x	x	x	x	x
Ligustrum vulgare	x				x
Prunus spinosa	x		x		
Sorbus aria	x	x		x	x
Quercus pubescens	x		x		
Lonicera xylosteum			x	x	
Lonicera caprifolium	x				
Lonicera etrusca			x	x	
Fraxinus ornus	x		x	x	x
Acer campestre	x	x		x	
Crataegus monogyna	x	x		x	
Viburnum tinus		x		x	x
Cotinus coggygria			x	x	
Cytisus sessilifolius			x	x	
Juniperus oxycedrus			x		
Sorbus domestica			x	x	x
Acer monspessulanum			x		
Sorbus torminalis		x			
Rosa canina	x			x	
Spartium junceum			x		

Tabella 1 - Esempio di analisi floristica presso Cà i Fabbri (PU).

21.2.2 Analisi fitosociologica

L'analisi vegetazionale da impiegarsi comunque, unitamente a quella floristica, nelle situazioni più estese ed articolate dal punto di vista ecologico, è quella che fornisce le informazioni più complete nelle decodifica del messaggio che la copertura vegetale fornisce al progettista.

La fitosociologia è la branca della botanica che studia le comunità vegetali e fornisce gli strumenti di un'analisi qualitativa-quantitativa per un confronto oggettivo tra le comunità vegetali.

Il metodo messo a punto da J. Braun Blanquet negli anni '20 dello scorso secolo, si basa sul riconoscere la vegetazione formata da unità discrete caratterizzate da una certa composizione floristica: le associazioni.

L'associazione vegetale è definita (J. Braun Blanquet) come "un aggruppamento vegetale più o meno stabile ed in equilibrio con l'ambiente, caratterizzato da una composizione floristica, in cui alcune specie vegetali, che si rinvengono quasi esclusivamente in questo popolamento, rilevano con la loro presenza una ecologia particolare ed autonoma".

A partire dall'associazione è possibile riconoscere unità sintassonomiche superiori comprendenti la vegetazione di territori sempre più estesi.

L'elemento operativo fondamentale nell'indagine fitosociologica è il rilievo consistente nel censimento delle specie vegetali di una stazione opportunamente scelta all'interno di una zona fisionomicamente omogenea, accompagnato da una valutazione quantitativa sull'abbondanza di ogni specie, nonchè delle principali caratteristiche ecologiche e strutturali della stazione stessa (altitudine, inclinazione, esposizione, stratificazione, etc).

I rilievi possono poi essere elaborati con metodi statistici di analisi multivariata (classificazione e ordinamento) allo scopo di ottenere una tabella strutturata.

L'analisi fitosociologica è uno strumento fondamentale nello studio di un territorio e nella progettazione degli interventi di ingegneria naturalistica, in quanto consente di classificare la vegetazione di una zona in unità organizzate gerarchicamente in relazione ai parametri ambientali e di individuare la serie dinamica evolutiva o regressiva di una comunità vegetale.

La redazione della carta della vegetazione costituisce, inoltre, la graficizzazione della sua distribuzione sul territorio secondo i fattori ambientali e consente di avere informazioni sulle caratteristiche ecologiche e strutturali delle varie fitocenosi, nonchè sul dinamismo in atto.

H	680 m
E	N
i	30-35°
H arboreo ***Copertura***	8 m; ø 12 cm 5 %
H arbustivo ***Copertura***	0,50÷3 m 20%
Copertura Erbaceo	25%
Suolo falda detritica a elementi granulari e matrice sabbiosa	
Superficie rilevata: 80 mq	
Vegetazione pioniera su falda detritica	
Alberi	
Quercus ilex	*1*
Arbusti	
Erica arborea	*2*
Ostrya carpinifolia	*1*
Rubus ulmifolius	*1*
Quercus ilex	*1*
Cytisus villosus	*1*
Specie erbacee	
Helichrysum italicum	*2*
Sedum sp.	+
Dactylis glomerata	+
Clinopodium vulgare	+
Clematis vitalba	+
Trifolium pratense	+
Pinus sp.	+
Sanguisorba minor	+
Brachypodium cfr. rupestre	*2*
Pteridium aquilinum	+
Quercus cfr.pubescens	+
Scutellaria columnae	+
Quercus ilex pl.	+

Tabella 2 - Esempio di rilievo fitosociologico eseguito per il progetto preliminare del recupero della cava a servizio della diga di Melito (CZ).

21.2.3 Metodologia tipo di analisi botanica

Si riporta a titolo di esempio la metodologia di analisi floristica e vegetazionale utilizzata per il progetto preliminare delle opere di recupero ambientale della cava di Pollena Trocchia (NA) (Cornelini, 1999):

- esame delle cartografie e dei dati bibliografici esistenti sull'area;
- indagini di campagna nell'area della cava ed estese alle formazioni vegetazionali presenti in un ambito più vasto, per la

conoscenza delle specie, delle tipologie vegetazionali e della struttura delle formazioni; le indagini vegetazionali nei popolamenti elementari presenti sono state effettuate secondo il metodo sigmatista di Braun-Blanquet. Tale indagine è indispensabile per definire i tipi vegetazionali correlati con i fattori ambientali, da utilizzare come elementi di riferimento nella progettazione e per la ricostruzione della serie dinamica della vegetazione;

- fotointerpretazione da foto aeree e redazione della carta delle fisionomie vegetali esistenti in scala 1:5000; dal momento che la vegetazione si distribuisce sul territorio secondo i fattori ambientali, la graficizzazione di tale distribuzione consente di avere informazioni sulle caratteristiche ecologiche e strutturali delle varie fitocenosi, nonchè sul dinamismo in atto;
- definizione delle specie e delle tipologie vegetazionali di progetto;
- definizione delle tecniche di ingegneria naturalistica;
- individuazione delle aree per gli interventi di sistemazione con opere di ingegneria naturalistica;
- realizzazione di una planimetria degli interventi in scala 1:1000.

21.3 Il Progetto Botanico

Il progetto botanico deve individuare, a seguito delle analisi stazionali e con riferimento ai parametri ecologici microstazionali (ad esempio, riguardanti quella particolare scarpata in erosione), la lista con le quantità delle specie di progetto strutturata secondo le tipologie vegetazionali.

La specie vanno scelte tra quelle:

- coerenti con la flora autoctona a livello, almeno, regionale; nel caso di un'area protetta, il concetto di autoctono va interpretato in senso ancora più ristretto, limitandolo all'area protetta medesima;
- ecologicamente compatibili con i caratteri microstazionali (microclima, substrato, morfologia, etc) dell'area di intervento;
- appartenenti allo stadio dinamico della serie della vegetazione potenziale, il più evoluto possibile in funzione delle caratteristiche ecologiche della stazione, così come artificialmente realizzate dall'intervento (ad esempio riportando suolo, diminuendo le pendenze, etc);
- con le necessarie caratteristiche biotecniche.

Le piante, i materiali da costruzione delle tecniche di I.N., possono essere impiegate come semi, piante radicate, zolle, rizomi, talee, sfruttando nell'ultimo caso la capacità di alcune specie, quali e ad es. i salici o le tamerici, di conservare entro i tessuti specializzati alcune cellule meristematiche in grado di attivare i processi biologici di ricostruzione dell'intero individuo.

Le stazioni con caratteristiche ecologiche difficili, quali una scarpata instabile con suoli poco evoluti o assenti, in genere, sono poco idonee all'impianto degli alberi che richiedono condizioni più favorevoli e che, comunque, possono creare problemi di instabilità.

Le specie più adatte per gli interventi di stabilizzazione e consolidamento sono gli arbusti pionieri autoctoni; questi possiedono apparati radicali in grado di consolidare in media fino ad uno spessore di circa 1,5-2 metri di substrato.

A tale azione puntuale o lineare di consolidamento, va comunque unita un'azione di protezione antierosiva areale del pendio ad opera delle specie erbacee che agiscono tipicamente nei primi decimetri di suolo.

Le piante in ambito mediterraneo vivono in condizioni ecologiche meno favorevoli

di quelle delle regioni alpine caratterizzate da un clima più mesofilo; tali fattori limitanti sono determinati da:

- la presenza di un periodo estivo xerico con stress idrico, che determina nelle piante una serie di adattamenti biologici (sclerofillia, tomentosità, spinosità, etc);
- la presenza di un periodo di riposo vegetativo più breve di quello delle regioni alpine, con conseguente periodo più breve per l'utilizzo delle specie con capacità di riproduzione vegetativa, quali i salici o le tamerici, il cui utilizzo ottimale è legato a tale periodo;
- la difficile reperibilità delle talee e del materiale vivaistico autoctono, sia dal punto di vista qualitativo che quantitativo.

L'utilizzo massiccio dei salici, specie in genere meso-igrofile, pur compatibile dal punto di vista ecologico nelle stazioni umide mediterranee, quali quelle dei corsi d'acqua o di montagna, va ben valutato nelle altre situazioni ambientali, ove spesso non è proponibile per limiti ecologici e climatici, per assenza di coerenza floristico-vegetazionale e per le difficoltà di reperimento.

Emerge quindi la esigenza del reperimento di specie xerofile mediterranee erbacee, arbustive ed arboree, che non sempre il mercato vivaistico pubblico o privato è in grado di soddisfare.

Tale esigenza vale ancor più per le aree protette ove va garantita la provenienza del materiale vivaistico, per il pericolo dell'inquinamento genetico dovuto a razze, varietà o cultivar di regioni o addirittura nazioni, diverse.

A titolo di esempio si riportano due tabelle del progetto botanico preliminare degli interventi di recupero ambientale della cava di prestito del colle Paradici, per la realizzazione della diga di Melito (CZ). (Cornelini, 1999)

Per garantire nel tempo la funzione di consolidamento e di trattenimento del terreno vegetale, una volta decomposte le viminate vive, a tergo di queste vanno piantate delle siepi arbustive di specie autoctone; il sesto sarà di 3 arbusti per metro lineare per gruppi di 3÷7 individui della stessa specie con disposizione casuale.

Date le differenti condizioni ecologiche stazionali indotte dalla esposizione dei due versanti principali, esposti rispettivamente a Nord e a Sud, si prevedono due diverse tipologie vegetazionali (termomesofila a Nord e termoxerofila a Sud).

Arbusti	**%**
Erica arborea	20
Teline monspessulana	10
Calicotome villosa	10
Spartium junceum	10
Cytisus scoparius	10
Cytisus villosus	10
Cistus incanus	10
Cistus salvifolius	10
Pyrus amigdaliformis	10

Tabella 3 - Siepi delle viminate (esposizioni calde).

Arbusti	**%**
Erica arborea	20
Crataegus monogyna	20
Euonymus europaeus	10
Cytisus villosus	15
Cytisus scoparius	15
Rosa canina	10
Spartium junceum	10

Tabella 4 - Siepi delle viminate (esposizioni fresche).

21.4 I settori di intervento dell'ingegneria naturalistica

Nei capitoli seguenti vengono esaminati i vari settori di applicazione dell' I.N. riportando una casistica con allegate schede tecniche relative a interventi esemplari.

Le schede sono la parte qualificante dello studio in quanto riportano, per la prima volta in Italia, una casistica non limitata a esperienze di una singola regione, ma estesa a livello nazionale con particolare riferimento alle regioni meridionali, risultato di esperienze progettuali degli autori e di tanti altri progettisti.

I dati riportati nelle schede e le foto, tutte derivanti da sopralluoghi, sono aggiornati al periodo giugno 2003 - marzo 2004. In allegato sono riportati i compilatori delle schede.

Vengono di seguito esposti i criteri e le problematiche relativi alla progettazione di un intervento di I.N. in ambito idraulico.

21.4.1 Criteri di progettazione naturalistica

Gli interventi di sistemazione idraulica con tecniche di I.N. vanno concepiti con approccio sistemico a livello di bacino idrografico, nell'ambito della rinaturazione dei corsi d'acqua che deve comprendere non solo interventi antierosivi con tecniche vive, ma anche interventi di diversificazione morfologica nel tracciato o nella sezione dell'alveo, per l'aumento della biodiversità e per la connessione delle reti ecologiche.

Gli interventi sull'asta fluviale vanno quindi progettati secondo il principio che la diversità morfologica si traduce in biodiversità, incrementando le aree di pertinenza del corso d'acqua e rifiutando la rettificazione e la cementificazione dell'alveo; la vegetazione igrofila, in tale approccio, non viene più considerata un ostacolo al deflusso delle acque, ma una risorsa di interesse idraulico per la protezione flessibile delle sponde.

L'analisi delle varie componenti ambientali e delle loro interazioni con le caratteristiche idrauliche dovrà quindi valutare, iniziando da monte ed impiegando i criteri e le tecniche dell'ingegneria naturalistica, ove porre in atto:

- Interventi di rinverdimento per la protezione antierosiva dei versanti per consentire l'aumento del tempo di corrivazione delle acque e la diminuzione del trasporto solido a valle.

- Realizzazione di casse d'espansione, per laminare i volumi di piena riducendone i picchi, ottenendo aree a vocazione naturalistica per l'aumento della biodiversità.

- Realizzazione di aree inondabili in corrispondenza dell'alveo, ampliando le sezioni idrauliche con la creazione di un alveo di magra con portata idraulica ed uno di piena allagato periodicamente.

- Interventi sul corso d'acqua tesi a diminuirne l'energia cinetica tramite la riduzione della pendenza. Al posto delle briglie in cemento, in molti casi si possono impiegare le briglie in legno e pietrame eventualmente combinate con elementi vivi quali le talee di salice; per garantire poi la continuità biologica all'ittiofauna, ove le caratteristiche morfologiche dell'alveo lo consentano, è

possibile realizzare, al posto delle briglie, le rampe in pietrame per la risalita dei pesci.

• Interventi nella parte alta del bacino per la realizzazione di tratti a raschi con massi sul fondo alternati con pozze, per incrementare la variabilità morfologica e quindi la biodiversità.

• Interventi antierosivi e di consolidamento sull'asta fluviale concepiti anche invertendo la tendenza alla riduzione delle aree di pertinenza del corso d'acqua.

• Interventi tesi ad eliminare i tratti rettificati dell'alveo che possono comportare un aumento dell'erosione a monte e del deposito a valle, con conseguente pericolo di esondazione e che comportano la perdita di habitat e la riduzione della biodiversità; favorire la meandrificazione del corso d'acqua nei tratti compatibili, con conseguente asimmetria della sezione idraulica significa invece riproporre la morfologia naturale e aumentare le capacità depurative del corso d'acqua.

• Eliminazione dei tratti cementificati per spezzare l'isolamento tra l'acqua ed il substrato, ricostituendo il rapporto con la falda e rendendo possibile la rivitalizzazione del corso d'acqua.

• Realizzazione, ove possibile, di aree umide in corrispondenza delle immissioni dei canali di drenaggio o dei fossi affluenti

• Realizzazione, soprattutto nelle aree di pianura ad agricoltura intensiva, di fasce tampone di circa 10 m a lato delle rive per intercettare i nutrienti percolati dalle aree agricole.



Figura 2 - Esempio di manutenzione idraulica effettuata secondo il D.P.R. 14 aprile 1993 sul Rio Inferno (FR) quattro mesi dopo l'intervento (maggio 2000) - Foto P. Cornelini.

• Realizzazione, anche al di fuori dell'alveo di piena, di boschetti e cespuglieti per una riqualificazione naturalistica e paesaggistica del corso d'acqua con ricostruzione di elementi della rete ecologica

• Pianificazione degli interventi di manutenzione non considerando, ove possibile, la vegetazione igrofila un ostacolo al rapido deflusso delle acque, bensì una risorsa non solo naturalistica, ma anche di interesse idraulico per la protezione flessibile dall'erosione (DPR 14 aprile 1993 Atto di indirizzo e coordinamento alle regioni recante criteri e modalità per la redazione di programmi di manutenzione idraulica e forestale).

In tabella vengono riportati, a titolo di esempio, i benefici in termini di biodiversità derivanti da una gestione dei corsi d'acqua con l'approccio progettuale dell'ingegneria naturalistica:

Tipo interventi	***Azioni***	***Benefici ecologici in termini di biodiversità e nuove unità ecosistemiche***
Modifiche morfologiche in alveo	Demolizione tratti cementificati	Rivitalizzazione alveo con potenzialità per corridoi ecologici ed habitat acquatici e terrestri
	Realizzazione sinuosità con meandri	Habitat per macrobenthos, ittiofauna avifauna e fitocenosi igrofile
	Realizzazione isole	Stadi di vegetazione igrofila e terrestre, avifauna
	Allargamento sezione con realizzazione di golene e tratti a minor battente idrico	Popolamenti elofitici, habitat per anfibi ed avifauna
	Realizzazione alveo di magra per il deflusso minimo	Ittiofauna e macrobenthos
	Realizzazione sezioni asimmetriche	Stadi di vegetazione igrofila e terrestre, popolamenti elofitici, habitat per anfibi ed avifauna

	Realizzazione aree di espansione	Stadi di vegetazione igrofila, popolamenti elofitici, habitat per anfibi ed avifauna
	Realizzazione sponde a varie pendenze	Stadi di vegetazione igrofila e terrestre
	Realizzazione sponde ripide	Habitat per avifauna
	Realizzazione di rampe di risalita in pietrame o soglie basse in legname e pietrame	Continuità biologica per ittiofauna
Modifiche morfologiche fuori alveo	Realizzazione aree di espansione o laminazione	Stepping stones, stadi di vegetazione igrofila e terrestre, popolamenti elofitici, habitat per ittiofauna, anfibi ed avifauna
	Realizzazione piccole aree umide	Stepping stones, stadi di vegetazione igrofila e terrestre, popolamenti elofitici, habitat per ittiofauna, anfibi ed avifauna
	Realizzazione di ecosistemi filtro per la fitodepurazione	Stepping stones, stadi di vegetazione igrofila e terrestre, popolamenti elofitici, habitat per ittiofauna, anfibi ed avifauna
Tecniche antierosive e di consolidamento delle sponde	Impiego di tecniche di ingegneria naturalistica	Corridoi ecologici, boscaglia ripariale igrofila, cespuglieti igrofili, cespuglieti termomesofili, prati umidi Habitat per avifauna e micromammiferi
Riqualificazione ambiente fluviale fuori alveo	Realizzazione di fasce boscate sul ciglio delle sponde anche con espropri	Corridoi ecologici, boscaglia ripariale igrofila, cespuglieti igrofili, cespuglieti termomesofili, prati umidi Habitat per avifauna e micromammiferi

Tabella 5 - Ricadute ecologiche degli interventi idraulico-naturalistici (Cornelini e Sauli, Manuale sistemazioni idrauliche Regione Lazio.

21.4.2 Scheda di valutazione della qualità ambientale di un corso d'acqua

Nei progetti di sistemazione idraulica è necessaria oltre alla descrizione dell'ambiente circostante una valutazione della sua qualità ambientale al fine di meglio orientare le scelte progettuali.

Se, ad esempio, la individuazione di tratti con presenza di vegetazione ripariale di pregio pone il problema della loro salvaguardia e conservazione, all'opposto la individuazione di tratti con forte pressione antropica pone il problema della loro riqualificazione ambientale.

La valutazione della qualità ambientale di un corso d'acqua, scaturisce, nei rari casi nei quali è stata presa in considerazione, da indagini floristiche e vegetazionali che a partire dall'analisi di alcuni parametri (rarità, naturalità, struttura, composizione floristica, etc) si traducono in valutazioni gerarchiche ed in cartografie della qualità ambientale molto utili per la progettazione degli interventi di I.N.

Accanto a tali strumenti tradizionali fin dagli anni '80 del secolo scorso sono iniziate ricerche per la raccolta delle informazioni ecologiche dei corsi d'acqua tramite schede a domande predisposte collegate all' RCE-I (Riparian Channel Environmental Inventory di Petersen, 1987), all'RCE-2 (Siligardi e Maiolini, 1993) ed all'I.F.F. (Indice di Funzionalità Fluviale dell'A.N.P.A., 2001), di notevole interesse applicativo.

La scheda allegata (Cornelini e Sauli Manuale sistemazioni idrauliche Regione Lazio, 2002) si propone quale ulteriore contributo alla valutazione della qualità ambientale di un corso d'acqua; tale scheda, che trae utili riferimenti dalle citate ricerche ed in particolar, dal manuale dell'A.N.P.A., propone una indagine semplificata e speditiva per valutare l'ambito di un intervento di I.N. nel territorio.

La scheda, che vale per le acque dolci correnti, contiene otto domande per le quali è prevista una sola risposta (la più rispondente alla realtà), nella consapevolezza della impossibilità di interpretare tutte le articolazioni emerse nel rilevamento.

I valori numerici sono espressi in scala esponenziale; tale scelta, puramente soggettiva, deriva da una verifica pluriennale nell'attività professionale della scala (Sartori, 1986) nelle valutazioni di qualità ambientale.

La scheda di otto domande sulle caratteristiche biotiche ed abiotiche, considera

la vegetazione come il principale indicatore ecologico del valore ambientale del corso d'acqua.

Oltre a quelle sulla vegetazione (domande 1-5) si trovano una domanda sul regime idraulico (n.6) e due (n.7 e 8) sulla morfologia della sezione trasversale e del corso longitudinale.

Per la sua compilazione si richiedono soprattutto conoscenze naturalistico-vegetazionali.

La classe di qualità va calcolata sia per la sponda DX che per la SX, sommando ai relativi valori di ogni sponda quelli dell'alveo che va, quindi, computato due volte con un punteggio MAX per ogni sponda di 120 e MIN di 8.

Il risultato degli studi va riportato su cartografie in scala 1:10.000 rappresentando lungo le sponde destra e sinistra due linee con i colori della classe corrispondente.

La compilazione prevede, nella parte del corso d'acqua interessato dagli interventi di sistemazione idraulica, la identificazione di tratti di caratteristiche omogenee per ognuno dei quali va compilata una scheda con relativa foto.

Le schede possono essere riportate in tabelle di rilievi, nelle quali ad ogni 2 colonne (sponda DX e SX) corrisponde un tratto del corso d'acqua (esempio riportato).

Tali tratti, dato lo scopo di fornire una lettura di insieme per orientare le scelte progettuali e la scala di restituzione 1:10.000, non devono essere troppo brevi (minimo 40-50 m) e devono ignorare le discontinuità puntuali, quali un ponte od altre opere idrauliche.

La scheda, oltre che per una valutazione ante operam, è indicata anche per una valutazione post operam, per verificare l'aumento di qualità ambientale a seguito di interventi di ingegneria naturalistica.

Scheda n° Foto n° Data Corso d'acqua Comune Località Altitudine Lunghezza tratto esaminato		
Osservazioni		
Sponda	Sx	Dx
1 territorio terrestre circostante		
Boschi autoctoni, vegetazione potenziale	16	16
Cespuglieti, boscaglie autoctone	8	8
Incolti, prati pascoli, formazioni legnose sinantropiche	4	4
Colture agrarie	2	2
Aree urbanizzate	1	1
2 vegetazione fasce ripariali		
2.1 formazioni arboree ripariali autoctone (saliceti, ontaneti, pioppeti)	16	16
2.2 formazioni arbustive ripariali autoctone (saliceti, cespuglieti igrofili), popolamenti elofitici, cariceti, formazioni erbacee igrofile, formazioni arboree sinantropiche con significative presenze di esemplari di 2.1	8	8
Incolti, prati pascoli, formazioni sinantropiche (robinieti, roveti , canneti ad *arundo donax)*	4	4
Colture agrarie	2	2
Assenza di vegetazione per cause naturali o antropiche	1	1
3 ampiezza fascia ripariale		
Fascia ripariale autoctona (2.1,2.2) maggiore di 30 m	16	16
Fascia ripariale autoctona (2.1,2.2) 5 -30 m	8	8
Fascia ripariale autoctona (2.1,2.2) 1 -5 m	4	4
Assenza fascia ripariale autoctona (2.1,2.2)	1	1
4 continuita' fascia ripariale		
Fascia ripariale autoctona (2.1,2.2) senza interruzioni	16	16
Fascia ripariale autoctona (2.1,2.2) con interruzioni saltuarie	8	8
Fascia ripariale autoctona (2.1,2.2) con interruzioni frequenti	4	4

Assenza fascia ripariale autoctona (2.1,2.2)	1	1
	alveo	
5 vegetazione nell'alveo bagnato		
Assenza di vegetazione per elevate velocità dell'acqua o presenza di macrofite acquatiche non indicatrici di carico organico, acque non inquinate	8	
Presenza di macrofite acquatiche indicatrici di carico organico, acque mediamente inquinate	4	
Elevata copertura di macrofite eutrofiche , acque altamente inquinate	1	
6 regime idraulico		
Alveo di morbida con portata continua durante tutto l'anno	16	
Alveo di morbida con portata discontinua	8	
Alveo in secca per la maggior parte dell'anno	1	
7 naturalità della struttura morfologica della sezione trasversale		
Sezione completamente naturale	16	
Sezione con limitati elementi artificiali ormai inseriti nell'ambiente, briglie distanziate, argini in terra lontani dall'alveo	8	
Sezione con evidenti elementi artificiali, briglie ravvicinate, argini in terra prossimi all'alveo	4	
Sezione completamente artificiale (cementificata, a sezione geometrica, etc)	1	
8 diversificazione morfologica del tracciato longitudinale		
Meandri o raschi , pozze ben distinti e ricorrenti	16	
Meandri o raschi, pozze presenti, ma discontinui	8	
Corso canalizzato, ma non rettificato	4	
Corso d'acqua rettificato	1	
Totale		
Classe di qualità		

Tabella 6 - Scheda di valutazione della qualità ambientale di un corso d'acqua (Cornelini e Sauli 2002).

Classe di qualità	*Valori*	*Giudizio*	*Colore*
V	8-30	Pessima	Rosso
IV	31-52	Bassa	Arancio
III	53-74	Media	Giallo
II	75-96	Buona	Verde
I	97-120	Elevata	Blu



Figura 3 - Applicazione della scheda alla valutazione della qualità ambientale del Fosso Ponton del Castrato a Santa Marinella (Roma). Per gentile concessione dell'ing. Dario Colosso.

21.4.3 Scelta delle tipologie di intervento

Gli interventi su un corso d'acqua possono essere suddivisi sinteticamente in interventi di regimazione ed interventi di sistemazione. I primi tendono a modificare il regime delle portate del corso d'acqua e comprendono le arginature, le dighe, le casse di espansione, i diversivi e gli scolmatori.

I secondi tendono invece a modificare e/o a consolidare l'alveo per il raggiungimento di uno stabile assetto plano-altimetrico mediante le opere difesa delle sponde e di stabilizzazione dell'alveo, la risagomatura delle sezioni, la riprofilatura del tracciato planimetrico.

Le opere di difesa di sponda si suddividono in opere di difesa longitudinali (o radenti), disposte nella direzione della corrente con trascurabile interferenza sulle condizioni del deflusso, e opere di difesa trasversali (o repellenti) che viceversa possono modificare sostanzialmente le condizioni del deflusso (Preti, in "Manuale delle sistemazioni idrauliche della Regione Lazio").

La scelta e la collocazione degli interventi è funzione di vari parametri tra cui i principali possono ricondursi alla velocità di deflusso (correlata con la pendenza del fondo) ed al diametro del trasporto solido.

Tenendo conto che esistono, comunque, dei limiti tecnici di impiego delle tecniche di ingegneria naturalistica, in tabella 2 e figura 2 vengono formulate e raffigurate proposte esemplificative (quindi non direttamente applicabili a qualunque corso d'acqua) per la scelta delle tipologie di intervento con tecniche di I.N., basate semplicemente su valori indicativi della velocità della corrente e del diametro del trasporto solido.

Nelle zone montane in alveo, sono possibili interventi solo con opere rigide o con massi o pietrame, mentre sui versanti instabili sono validi gli interventi con opere vive stabilizzanti (gradonate vive, fascinate vive, etc) o combinate (palificate, grate vive, etc), che aumentano i tempi di corrivazione e riducono il trasporto solido.

Nei tratti mediano e inferiore del corso d'acqua, con la diminuzione della velocità e del trasporto solido, aumenta progressivamente la gamma delle tecniche naturalistiche da impiegare, comunque, secondo il principio della tecnica a minor impegno tecnico e pari risultato.

Velocità della corrente		***> 6 m/s***		***da 3 fino a 6 m/s***	***< 3 m/s***	
Diametro medio trasporto solido		Tutti i diametri	> 20 cm	da 5 fino a 20 cm	da 1 fino a 5 cm	< 1 cm
Natura del fondo		Ghiaia, ciottoli, massi	Ghiaia e ciottoli	Sabbia, ghiaia		Limo, sabbia
Tipologia interventi	Stabilizzazione versanti	A				
	Rivestimento, consolidamento sponde	B	C	D	E	
	Modifiche morfologia corso d'acqua		F		G	H
	Rinaturazione ricostruzione biotopi umidi			Parziale	Buona	Ottimale
	Provvedimenti uso faunistico	L		M	M	

Tabella 7 - Indicazioni di massima per le scelte tipologiche degli interventi di ingegneria naturalistica nelle sistemazioni idrauliche. Fonte: Da : Chieu - Sauli "Piano stralcio per il bacino del F. Toce 1993 (modificato).

A: cordonata, cuneo filtrante, fascinata, gabbionata, geocella a nido d'ape, gradinata, grata viva su scarpata, materasso verde, messa a dimora di arbusti, messa a dimora di talee, muro cellulare rinverdito, palificata viva, palizzata, rivestimenti in rete metallica e stuoia, semina, semina potenziate, stuoie su versante, viminata;

B: blocchi incatenati, muro a secco rinverdito, muro cellulare rinverdito, opere rigide in cls gabbionata spondale rinverdita;

C: *B* + Rampa a blocchi;

D: gabbionata spondale, materasso rinverdito , muro cellulare rinverdito, palificate vive spondali, pennello vivo;

E: biostuoia, biofeltri, blocchi incatenati, copertura diffusa con ramaglia viva, fascinata viva, gabbionata rinverdita, geocomposito in rete met. e geostuoia trid., geostuoia trid. sintetica bitumata, geostuoia trid. Sintetica, gradonata viva, grata viva, graticciata di ramaglia, materasso rinverdito, messa a dimora di talee legnose, muro a secco rinverdito, muro cellulare rinverdito, palificata viva, pennello vivo, piantagione di arbusti, rampa a blocchi, ribalta viva, rulli spondali, semina, idrosemina, semina a spessore, terre rinforzate verdi, trapianto di cespi e rizomi, traversa viva, viminata viva;

F: ampliamento sezione, casse di espansione;

G: *F* + recupero vecchi meandri;

H: *G* + impaludamento aree foce;

L: rampa a blocchi;

M: *L* + scale di risalita.

Velocità della corrente		***Consolidamento/rivestimento sponde Con tecniche di I.N.***
	1 -	Biostuoia in fibra vegetale
	2 -	Geostuoia tridimensionale sintetica
	3 -	Geostuoia tridimensionale sintetica bitumata in opera a freddo
	4 -	Geostuoia tridimensionale sintetica prebitumata industrialmente a caldo
	5 -	Messa a dimora di talee legnose
	6 -	Trapianto di cespi e rizomi
	7 -	Piantagione di arbusti
	8 -	Copertura diffusa
	9 -	Fascinata viva
< 3 m/sec	10 -	Viminata spondale
	11 -	Graticciata di ramaglia
	12 -	Ribalta viva
	13 -	Rullo spondale
	14 -	Grata viva
	15 -	A - palificata viva spondale semplice B - palificata viva spondale doppia C - palificata spondale con palo verticale D - palificata viva spondale *tipo roma*
	16 -	Pennello vivo
	17 -	Materasso spondale rinverdito
3÷6 m/sec	18 -	Terra rinforzata rinverdita
	19 -	Gabbionata spondale rinverdita
	20 -	Palizzata viva in putrelle e traverse
	21 -	Muro cellulare in cls rinverdito
> 6 m/sec	22 -	Scogliera rinverdita
	23 -	Blocchi incatenati
	24 -	Rampa a blocchi

Tabella 8 - Selezione delle tecniche in funzione della velocità della corrente (i numeri si riferiscono alle figure 51Ae 51B).

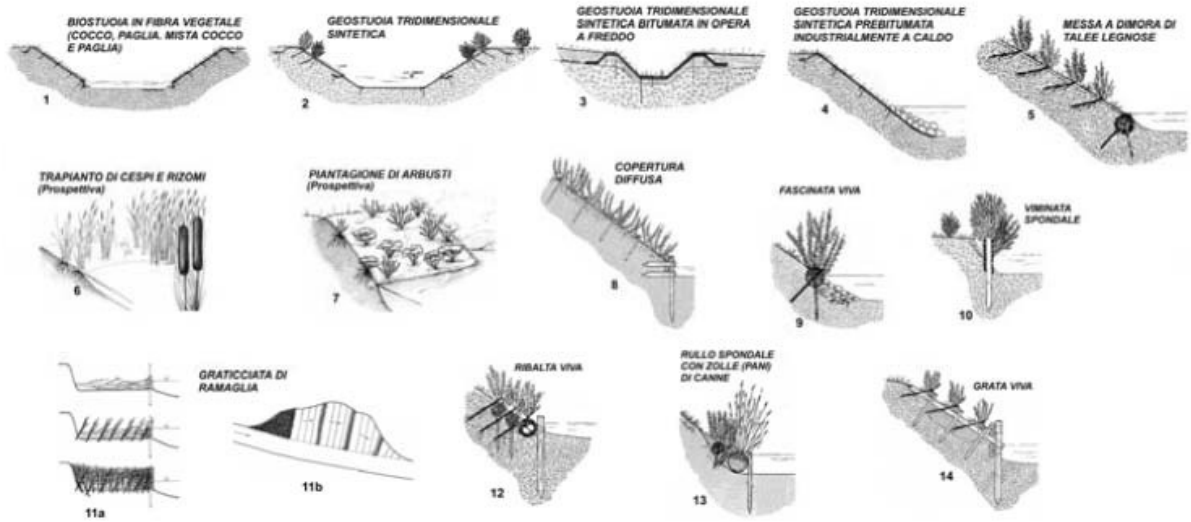


Figura 4 - Interventi IN in ambito idraulico

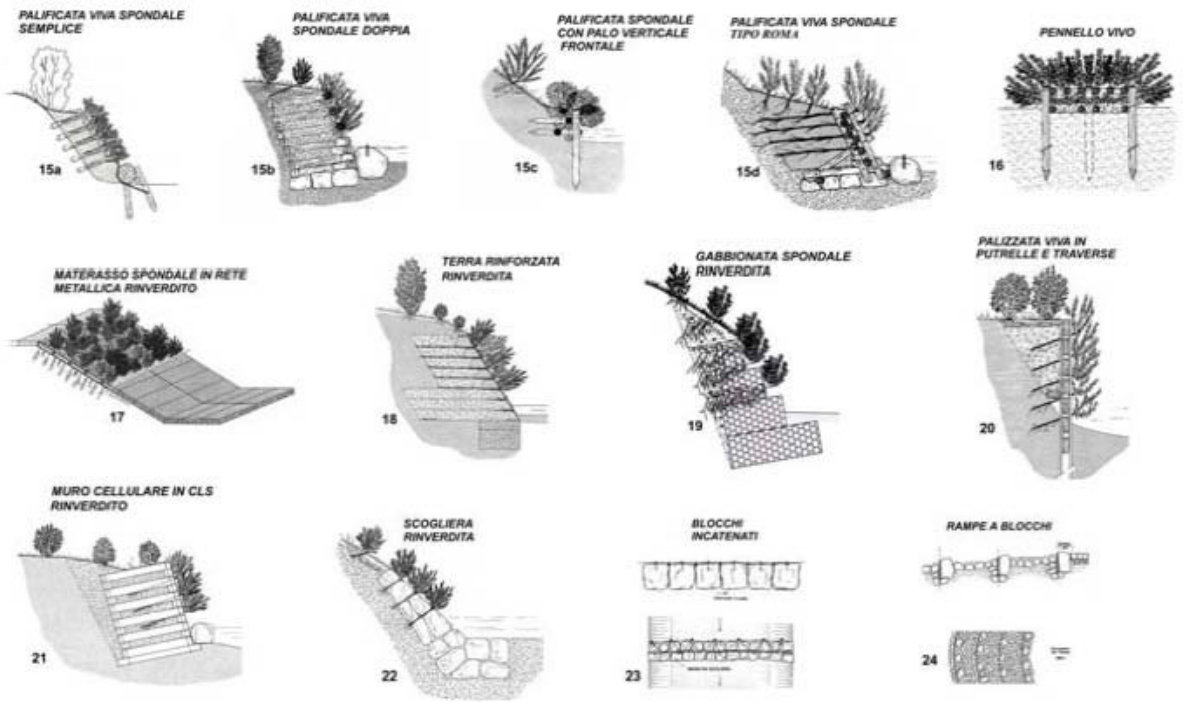


Figura 5 – Altri interventi IN in ambito idraulico

21.4.4 Valutazione della scabrezza in presenza di vegetazione

Le sistemazioni idrauliche pongono alcuni classici problemi di potenziale interferenza tra la presenza di vegetazione sulle sponde ed il deflusso delle acque.

Da una parte la vegetazione migliora la resistenza delle sponde nei confronti delle sollecitazioni idrauliche, dall'altra riduce la sezione di deflusso con possibile interferenza negativa, specie nelle sezioni medio-piccole per l'aumento del coefficiente di scabrezza.

Ne deriva che, in molti casi, per intervenire efficacemente con le tecniche di sistemazione naturalistica è necessario adottare una strategia di ampliamento delle sezioni e di riappropriazione degli spazi golenali, sottratti dall'agricoltura intensiva e dalla realizzazione di infrastrutture.

Il problema principale nella valutazione della scabrezza dell'alveo in presenza di vegetazione è quello di dover considerare una sezione di deflusso a geometria composita e costituita da materiali a scabrezza diversa.

Nella tabella sottostante si riportano alcuni valori del coefficiente di scabrezza ricavati da vari manuali di idraulica.

Tipo di alveo	***Coefficiente di Strickler ks [m1/3 s –1]***
Corsi d'acqua naturali (tirante idrico < 3.5m)	
Corsi d'acqua con ciottoli e ghiaia.	35
Corsi d'acqua di pianura puliti, rettilinei, in piena senza scavi localizzati.	33 (40÷30)
Corsi d'acqua con alveo mobile o in roccia con sporgenze.	30
Corsi d'acqua di pianura puliti, rettilinei, con sassi e sterpaglia.	29 (33÷25)
Corsi d'acqua montani, senza vegetazione in alveo, sponde ripide, alberi e cespugli lungo le sponde sommergibili durante le piene con fondo in ghiaia, ciottoli e massi sparsi.	25 (33÷20)
Corsi d'acqua di pianura puliti, ondulati con buche e banchi	25 (30÷22)
Corsi d'acqua di pianura puliti, ondulati con buche, banchi, cespugli e pietre.	21 (29÷17)

Corsi d'acqua montani, senza vegetazione in alveo, sponde ripide, alberi e cespugli lungo le sponde sommergibili durante le piene con fondo in ciottoli e massi grossi.	20 (25÷14)
Torrenti di montagna con letto irregolare e con grossi massi.	17÷12
Corsi d'acqua di pianura in tratti lenti, con sterpaglia e buche profonde.	14 (20÷12)
Corsi d'acqua di pianura in tratti molto erbosi, con grossi arbusti, cespugli e buche profonde.	10 (13÷7)

Tabella 9 - Coefficiente di scabrezza ks per la formula di Gauckler-Strickler o Manning (Manuale delle sistemazioni idrauliche della Regione Lazio)

I metodi proposti in letteratura per il calcolo della scabrezza equivalente della sezione si riconducono essenzialmente alla suddivisione della sezione trasversale in subsezioni e ad un'operazione di media pesata delle scabrezze caratteristiche di ciascuna subsezione. (Chow, 1959, Armanini, 1999).

Tra i metodi più diffusi il metodo di Lotter (Chow, 1959) che suddivide la sezione trasversale in N subsezioni, con i relativi coefficienti di scabrezza n, secondo linee ideali di separazione verticali prive di attrito.

Il coefficiente di Manning dell'intera sezione può essere valutato secondo la formula di Lotter:

$$n_c = \frac{PR^{5/3}}{\sum_{i=1}^{N} \frac{P_i R_i^{5/3}}{n_i}}$$

con

P = perimetro bagnato dell'intera sezione [m]
R= raggio idraulico
e la portata totale è pari alla somma delle portate delle subsezioni.

Il metodo di Lotter trascura l'effetto di resistenza al moto offerto dalle zone laterali vegetate sulla zona centrale, per cui Armanini et al. hanno proposto una quantificazione di tale effetto come una frazione non trascurabile (circa 1/3) del coefficiente di scabrezza caratteristico della vegetazione (Armanini, 1999).

21.4.5 Parametri idrologici da considerare nel calcolo delle opere di I.N.

Ai fini della progettazione delle opere idrauliche di ingegneria naturalistica risulta essenziale la stima di alcuni parametri idrologico-idraulici ed in particolare:

- una portata di piena detta "medio annuale", da cui si ricava un corrispondente livello di piena "medio annuale" al di sopra del quale è possibile l'utilizzo di tecniche di ingegneria naturalistica con le piante vive che, anche in assenza di forti energie idrauliche, morirebbero per asfissia a causa della sommersione prolungata. Tale livello, oltre che da analisi di tipo idraulico che considerino incompatibile con la sopravvivenza delle piante periodi di sommersione superiori a 7÷10 giorni consecutivi, può essere ricavato da analisi di campagna sul pattern spaziale della vegetazione igrofila arbustiva presente in alveo. Si tratta, in tal caso, di considerare nelle sezioni significative dei vari tratti di progetto (articolando le analisi nella parte alta, media ed inferiore del bacino), le specie arbustive igrofile come indicatore ecologico del livello di piena medio annuale. Tali specie, infatti, occupano uno spazio ecologico nella sezione dell'alveo subito al disopra di tale livello in quanto non tollerano periodi di sommersione superiori a circa 7÷10 giorni, ma resistono alle sommersioni delle piene straordinarie che sono di breve durata. La loro presenza, quindi, in un punto della sezione idraulica indica che lì hanno avuto il tempo di crescere senza troppo disturbo da parte delle piene e che sopra quel livello si può intervenire con le opere vive.
- le portate di piena di riferimento per le opere di sistemazione idraulica da cui derivano le forze di trascinamento agenti sulle strutture. I valori individuati nei vari Piani delle Autorità di Bacino fanno riferimento a tempi di ritorno di circa 100-200 anni nelle aree a rischio ex DL 180/98; tali tempi sono tuttavia riducibili a 15-25 anni nei corsi minori e nelle aree di bonifica.

Il livello idrico trentennale (Q30) viene riportato nel D.P.R. 14 aprile 1993 con riferimento agli interventi di manutenzione idraulica negli alvei. Secondo tale decreto sarebbero da rimuovere dalle sponde e dagli alvei attivi le alberature di ostacolo al regolare deflusso presenti al di sopra del livello di piena trentennale, "*tenuto conto della loro influenza sul regolare deflusso delle acque, nonché di quelle pregiudizievoli per la difesa e conservazione delle sponde salvaguardando, ove possibile, la conservazione dei consorzi vegetali che colonizzano in modo permanente gli habitat ripari e le zone di deposito alluvionale adiacenti, prevedendo al tempo*

stesso la rinaturazione delle sponde, intesa come protezione al piede delle sponde dissestate od in frana con strutture flessibili spontaneamente rinaturabili; il restauro dell'ecosistema ripariale, compresa l'eventuale piantagione di essenze autoctone";

In funzione della portata di piena, della geometria dell'alveo e del tracciato longitudinale del corso d'acqua, si possono ricavare le tensioni tangenziali massime agenti sulle opere secondo il metodo delle tensioni di trascinamento partendo dalla formula

$$\tau w = \gamma Ri$$

ove:
γ = peso specifico dell'acqua
R = raggio idraulico
i = pendenza dell'alveo

Per sezioni con un rapporto tra larghezza e la profondità superiore a 30:

$$\tau w = \gamma h i$$

con:
h = altezza del pelo libero, tenendo ovviamente conto dei coefficienti correttivi per l'aumento delle tensioni tangenziali nei tratti di asta in curva.

Tali valori vanno confrontati nei vari tratti dell'alveo con le massime tensioni tangenziali resistenti ammissibili per le strutture di progetto, verificando sempre che sia

$$\tau r > \tau w$$

Si riporta in proposito lo schema grafico:

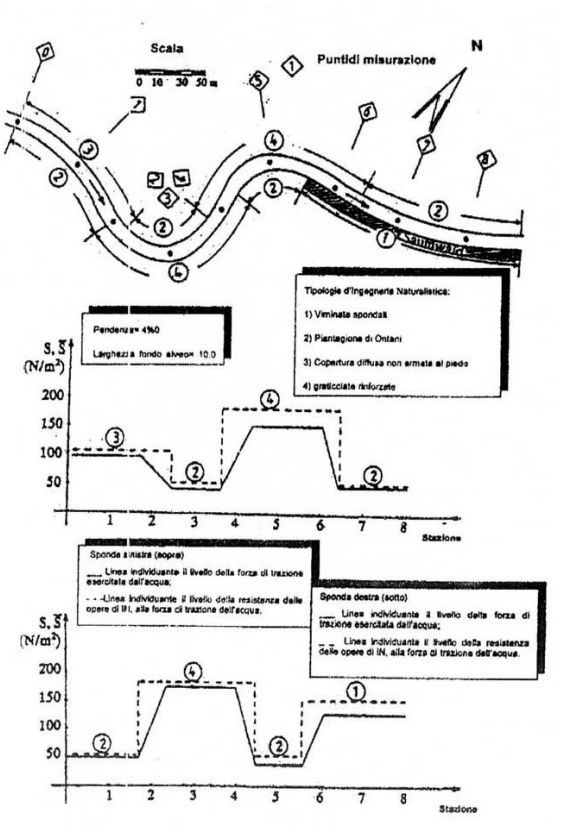


Figura 6 – Diagramma mostrante la forza di trazione esercitata dall'acqua sulle diverse sponde del corso d'acqua (Johannsen modificato, Manuale di Ingegneria Naturalistica Prov. Terni)

Nella progettazione con le opere vive vanno tenute in conto due fattori:

- la resistenza dell'opera di ingegneria naturalistica a fine lavori con le piante non sviluppate e, quindi, non in grado di fornire il contributo della parte viva alla resistenza della struttura; tale situazione nella verifica della q transitabile nella sezione è quella più favorevole ai fini della scabrezza.
- la resistenza dell'opera di ingegneria naturalistica dopo circa 2 anni con le piante sviluppate nelle radici e nella parte aerea, in grado di fornire il contributo della parte viva alla resistenza della struttura; tale situazione, nella verifica della portata transitabile nella sezione, è quella più sfavorevole per l'aumento della scabrezza indotto dalla presenza delle piante.

Per quanto riguarda i valori della massima resistenza al trascinamento τr delle opere di ingegneria naturalistica, si riportano i valori di tabella ricavati da dati bibliografici e sperimentazioni.

Tipologia intervento	***τ max sopportabili dalla struttura appena realizzata senza lo sviluppo delle piante vive N/m²***			***τ max sopportabili dalla struttura con le piante vive sviluppate dopo il terzo periodo vegetativo N/m²***
Cotico erboso	20 P		25 P	40 G
			30 M	
Talee	10 M P		150 I	60 M P
			100 G	
Copertura diffusa	50 M	150 P	300 M F P	
Viminate	10 M P		20 P	50 M
Pali con fascine				250 F
Gradonata viva	20 P			120 F P
Fascinate vive	20 P	70 G (morta)	80 I	100 G
			60 P	
Palificata doppia	500 P			600 P
Gabbionate vive	340 M			400 M
Materassi rinverditi	200-320 M			400 M
Scogliera rinverdita con talee di salice	100 P			300 M P

Tabella 10 - Resistenza all'erosione delle principali opere idrauliche di Ingegneria Naturalistica.

Con:

(F) Florineth Acer 4, 1999
(M) Maccaferri - Programma Macra 1996
(P) Palmeri, Calò – 1996
(G) Gertsgraser - Convegno EFIB Trieste 1999
(I) Cornelini , Crivelli, Palmeri, Sauli - Acer 2, 2001



Figura 7 – Rinaturazione di briglia in cemento con rampa a blocchi sul F. Tanagro (ottobre 2003) - Foto P. Cornelini.

Segue una casistica di interventi realizzati:

Piana della Lacina (CZ, VV)
Specificità dell'intervento
Lo sbarramento del F. Alaco a Mamone (CZ), opera prevista dalla Cassa per il Mezzogiorno, ha lo scopo fornire acqua potabile a 88 comuni delle Provincie di Catanzaro, Reggio Calabria e Vibo Valentia, per complessivi 142 centri abitati. Durante i lavori di costruzione della diga (1997) fu attivata la procedura V.I.A., in quanto la piana risultò inclusa nell'elenco dei siti di importanza comunitaria (S.I.C.), rendendo necessaria la completa revisione del progetto e il rinnovo di tutto il suo iter approvativo. Gli studi pluridisciplinari (flora e vegetazione, flora briofitica, entomofauna ed erpetofauna, pedologia, ecologia degli habitat e microhabitat e deflusso minimo vitale), effettuati nel 1998 e nel 2001 con il contributo fondamentale di studiosi dell'Università di Cosenza, hanno dimostrato la possibilità, a seguito della realizzazione dell'invaso della diga, della conservazione di lembi significativi di tutte le unità ecosistemiche di pregio presenti nella piana, tra cui relitti glaciali di torbiere di tipo alpino. Sono in corso all'Università di Siena studi paleo-palinologici sulle carote estratte nella piana. Gli interventi di ingegneria naturalistica realizzati nel 2001 e 2002, che si propongono come procedure-tipo di nuova concezione per la minimizzazione degli impatti ambientali connessi alla realizzazione di dighe in montagna, hanno consentito l'adempimento alle prescrizioni del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio
Provincia / Località
VV, CZ / Piana della Lacina
Altitudine slm
990 m circa
Lineamenti vegetazionali
Aree umide di pregio rarissime con cariceti a *Carex rostrata, Carex stellulata, Carex vesicaria, Carex fusca*, formazioni a *Menyanthes trifoliata* uniche in Calabria*,* torbiere a *Sphagnum subnitens e Sphagnum fallax,* popolamenti arborei ad *Alnus glutinosa*
Caratteristiche della diga
Diga in calcestruzzo alta 50 m e lunga 180 m; capacità utile di invaso di 30 milioni mq.
Obiettivo dell'intervento
Salvaguardia e conservazione delle unità ecosistemiche di elevatissimo valore naturalistico che sarebbero state sommerse dall'invaso della diga.
Tipologie e dimensioni dell'intervento
Formazione di 4 argini in terra a protezione degli habitat di pregio presenti ai margini dell'invaso (A1: L 30m, h 3,5 m; A: L 125 m, h 7,5 m; B: L 140 m, h 4 m; C: L 130 m, h 5 m) Trapianto di zolle di formazioni erbacee (370 mq di ecocelle) e di zolle di 200 arbusti autoctoni (*Genista anglica e Cytisus scoparius*) sulle scarpate esterne degli argini Idrosemina sugli argini (5000 mq) Trapianti, al di sopra del limite dell'invaso, di significativi lembi delle unità ecosistemiche di pregio che sarebbero state sommerse: torbiera a sfagni (65 mq), cariceti (25 mq), rizomi di *Menyanthes trifoliata* (16 mq) e 28 ceppaie di *Alnus glutinosa*, realizzando nel complesso una fascia di 90 m di lunghezza e 6 di larghezza Realizzazione di 5 pozze per anfibi di 100 mq circa l'una per l'aumento della biodiversità faunistica
Mezzi meccanici impiegati per i trapianti
Scavatore cingolato Caterpillar 225 da 400 q.li, trattore gommato Fiat 480 50 CV, trattore Same Explorer 90 turbo 90 CV, rimorchi da 30 e 70 q.li di carico
Periodo dei lavori
Novembre 2001- febbraio 2002 per i trapianti; ottobre 2002 per gli argini
Osservazioni
I trapianti dei lembi di torbiera a sfagni, dei cariceti, dei rizomi di *Menyanthes trifoliata* e degli 28 ontani sono riusciti. Analogamente il trapianto di 370 mq di ecocelle erbose e di circa 200 arbusti di *Genista anglica e Cytisus scoparius* sugli argini. L'idrosemina dovrà essere ripetuta per le sfavorevoli condizioni dell'estate 2003.



Figura 8 – Rinaturalizzazone del tratto in cemento demolito sul F. Tanagro (ottobre 2003). Foto P. Cornelini.



Figura 9 – Realizzazione area umida a monte dello sbarramento del F. Tanagro (ottobre 2003). Foto P. Cornelini.



Figura 10 – Palificate Vallo di Diano sul F. Tanagro a due anni dalla realizzazione (ottobre 2003). Foto P. Cornelini.

Piana della Lacina (CZ, VV)
Specificità dell'intervento
Lo sbarramento del F. Alaco a Mamone (CZ), opera prevista dalla Cassa per il Mezzogiorno, ha lo scopo fornire acqua potabile a 88 comuni delle Provincie di Catanzaro, Reggio Calabria e Vibo Valentia, per complessivi 142 centri abitati. Durante i lavori di costruzione della diga (1997) fu attivata la procedura V.I.A., in quanto la piana risultò inclusa nell'elenco dei siti di importanza comunitaria (S.I.C.), rendendo necessaria la completa revisione del progetto e il rinnovo di tutto il suo iter approvativo. Gli studi pluridisciplinari (flora e vegetazione, flora briofitica, entomofauna ed erpetofauna, pedologia, ecologia degli habitat e microhabitat e deflusso minimo vitale), effettuati nel 1998 e nel 2001 con il contributo fondamentale di studiosi dell'Università di Cosenza, hanno dimostrato la possibilità, a seguito della realizzazione dell'invaso della diga, della conservazione di lembi significativi di tutte le unità ecosistemiche di pregio presenti nella piana, tra cui relitti glaciali di torbiere di tipo alpino. Sono in corso all'Università di Siena studi paleo-palinologici sulle carote estratte nella piana. Gli interventi di ingegneria naturalistica realizzati nel 2001 e 2002, che si propongono come procedure-tipo di nuova concezione per la minimizzazione degli impatti ambientali connessi alla realizzazione di dighe in montagna, hanno consentito l'adempimento alle prescrizioni del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio
Provincia / Località
VV, CZ / Piana della Lacina
Altitudine slm
990 m circa
Lineamenti vegetazionali

Aree umide di pregio rarissime con cariceti a *Carex rostrata, Carex stellulata, Carex vesicaria, Carex fusca*, formazioni a *Menyanthes trifoliata* uniche in Calabria, torbiere a *Sphagnum subnitens e Sphagnum fallax,* popolamenti arborei ad *Alnus glutinosa*
Caratteristiche della diga
Diga in calcestruzzo alta 50 m e lunga 180 m; capacità utile di invaso di 30 milioni mq.
Obiettivo dell'intervento
Salvaguardia e conservazione delle unità ecosistemiche di elevatissimo valore naturalistico che sarebbero state sommerse dall'invaso della diga.
Tipologie e dimensioni dell'intervento
Formazione di 4 argini in terra a protezione degli habitat di pregio presenti ai margini dell'invaso (A1: L 30m, h 3,5 m; A: L 125 m, h 7,5 m; B: L 140 m, h 4 m; C: L 130 m, h 5 m) Trapianto di zolle di formazioni erbacee (370 mq di ecocelle) e di zolle di 200 arbusti autoctoni (*Genista anglica e Cytisus scoparius*) sulle scarpate esterne degli argini Idrosemina sugli argini (5000 mq) Trapianti, al di sopra del limite dell'invaso, di significativi lembi delle unità ecosistemiche di pregio che sarebbero state sommerse: torbiera a sfagni (65 mq), cariceti (25 mq), rizomi di *Menyanthes trifoliata* (16 mq) e 28 ceppaie di *Alnus glutinosa*, realizzando nel complesso una fascia di 90 m di lunghezza e 6 di larghezza Realizzazione di 5 pozze per anfibi di 100 mq circa l'una per l'aumento della biodiversità faunistica
Mezzi meccanici impiegati per i trapianti
Scavatore cingolato Caterpillar 225 da 400 q.li, trattore gommato Fiat 480 50 CV, trattore Same Explorer 90 turbo 90 CV, rimorchi da 30 e 70 q.li di carico
Periodo dei lavori
Novembre 2001- febbraio 2002 per i trapianti; ottobre 2002 per gli argini
Osservazioni
I trapianti dei lembi di torbiera a sfagni, dei cariceti, dei rizomi di *Menyanthes trifoliata* e degli 28 ontani sono riusciti. Analogamente il trapianto di 370 mq di ecocelle erbose e di circa 200 arbusti di *Genista anglica e Cytisus scoparius* sugli argini. L'idrosemina dovrà essere ripetuta per le sfavorevoli condizioni dell'estate 2003.



Figura 11 – Realizzazione di laghetto per la biodiversità faunistica (novembre 2002). Foto P. Cornelini.



Figura 12 – Argine in terra per la protezione di habitat di pregio destinati alla sommersione (novembre 2002). Foto Notaro.



Figura 13 – Trapianto di ecocelle di cariceti rari (novembre 2001). Foto P. Cornelini.



Figura 14 – Attecchimento delle ecocelle di Menyanthes trifoliata trapiantate (giugno 2002). Foto P. Cornelini.

Rio inferno (FR)
Specificità dell'intervento
La sistemazione idraulica del Rio Inferno rappresenta uno dei primi casi del Lazio dove l'ingegnere idraulico è stato affiancato dall'esperto di ingegneria naturalistica nella sistemazione dei tratti mediano e inferiore di un corso d'acqua mediterraneo Gli interventi di rinaturazione e di ingegneria naturalistica sono stati definiti nei vari tratti a seguito delle indagini vegetazionali, della valutazione dello stato della qualità ambientale dell'alveo e dell'analisi delle caratteristiche idrauliche con l'obiettivo, oltre che di sistemazione idraulica, dell'aumento della biodiversità del territorio attraversato dall'alveo e del miglioramento della rete ecologica esistente.
Provincia/ Comune/ Località
FR / Cassino / Rio Inferno
Altitudine slm / Inclinazione longitudinale alveo/ Q progetto
50 m / 1,5-1,8% / 70 mc/sec
Lineamenti vegetazionali
Coltivi prevalenti con lembi residui di macchia mediterranea, di lecceta e di querceti a prevalenza di caducifoglie.
Obiettivo dell'intervento
Consolidamento delle sponde a protezione della viabilità Risagomatura e ampliamento della sezione per il ripristino della funzionalità idraulica dell'alveo Rinaturalizzazione del corso d'acqua, aumento della biodiversità e miglioramento delle reti ecologiche
Tipologie e dimensioni dell'intervento
Nel tratto superiore: allargamento e meandrizzazione dell'alveo esistente e rivestimento con pietrame del fondo (L100 m) soglie in massi (L 50 m) massi rinverditi con talee (250 mc) palificata viva a parete doppia h 1 m (L 70 m) Nel tratto inferiore: massi rinverditi con talee (600 mc) palificata viva a parete doppia h 2 m (L 46 m) fascinate vive spondali (L 800 m) piantagione di filari arborei idrofili (L 500 m) manutenzione dell'alveo con l'eliminazione della vegetazione sinantropica e risagomatura realizzata secondo il DPR 14 aprile 1993 (L 1000 m)
Materiali morti impiegati
Tronchi di pino calabrese D 35-40 cm; picchetti acciaio a.m. D 14 mm; massi D 0,6-0,8 m.
Specie vegetali impiegate
Talee di *Salix alba, Salix eleagnos, Salix purpurea*
Periodo dei lavori

Gennaio- Aprile 2000
Osservazioni
Gli interventi di manutenzione idraulica con taglio della vegetazione in alveo sono stati effettuati durante il periodo invernale 1999-2000, secondo le indicazioni del DPR 14 aprile 1993; già a primavera 2000, per il rinverdimento erbaceo spontaneo dell'alveo e per il mantenimento delle formazioni legnose al di sopra il livello della piena trentennale, si era verificato un buon recupero del valore naturalistico e paesaggistico dell'alveo stesso. Tutte le opere di ingegneria naturalistica hanno superato le piene primaverili del 2000, nonostante il limitato sviluppo vegetativo; le talee, le palificate doppie e le scogliere rinverdite hanno resistito alle piene autunnali di natura eccezionale del 2000, in concomitanza con gli eventi alluvionali di Soverato e del Po. Solo per le talee delle scogliere del tratto di monte, messe a dimora a fine aprile 2000, le percentuali di attecchimento sono state molto basse. Le fascinate vive della savanella centrale, realizzate con finalità naturalistica e non idraulica, sono state asportate dalle ripetute piene da settembre a dicembre 2000. Le opere sono attualmente in buona efficienza e perfettamente inserite nell'ambiente; le talee presentano sviluppi fino a 10 m di altezza con diametri di 4-8 cm che realizzano, in alcuni tratti, dei veri e propri filari igrofili.



Figura 15 – Realizzazione di tratto di alveo artificiale con palificate spondali, scogliera rinverdita, fascinate vive e soglie in pietra (maggio 2001). Foto P. Cornelini.



Figura 16 – Intervento foto precedente a distanza di un anno (aprile 2002). Foto P. Cornelini.



Figura 17 – Savanella con fascina e palificata spondale sullo sfondo a quattro mesi dalla fine dei lavori (giugno 2001). Foto P. Cornelini.

Rio Fontanelle (FR)
Specificità dell'intervento
L'interesse della sistemazione idraulica consiste nell'aver affrontato la problematica della riqualificazione ambientale dei canali di pianura in ambito agricolo, in presenza di vincoli di esproprio che impediscono l'ampliamento della sezione e la realizzazione di fasce arboreo-arbustive all'esterno. Si è quindi dovuti intervenire all'interno dell'alveo esistente secondo il principio che alla massima diversità morfologica corrisponde la massima biodiversità.
Provincia / Comune/ Località
FR / Cassino / Rio Fontanelle
Altitudine slm / Inclinazione longitudinale alveo / V max progetto
30 m/ 1-1,5% / 4 m/sec
Lineamenti vegetazionali
Area agricola periurbana
Obiettivo dell'intervento
Sistemazione idraulica, consolidamento arginale e riqualificazione ambientale dell'alveo nel tratto terminale fino alla confluenza nel F. Gari
Tipologie e dimensioni dell'intervento
Risagomatura dell'alveo, demolizione di tratti dell'alveo in cemento (L 300 m) e realizzazione di alveo naturaliforme in pietrame anche con movimenti di terra mirati alla creazioni di varici per la discontinuità morfologica (L 1000 m) Realizzazione di quattro laghetti di lunghezza di circa 50 m e larghezza 8-10 m, a margine irregolare e reniforme, con approfondimento del fondo alveo di circa 70 cm.. Rampe in pietrame per un tratto complessivo di 40 m; Consolidamento al piede delle sponde con scogliera rinverdita (128 mc) Messa a dimora di talee sulle scarpate spondali (L 1000 m) Realizzazione di palificate vive doppie h 2 m per il consolidamento delle sponde di due affluenti laterali (L 60 m).
Materiali morti impiegati
Massi calcarei D 40-50 cm, tronchi di castagno scortecciato D 20 cm, picchetti acciaio a.m. D 12 mm.
Specie vegetali impiegate
Talee di *Salix alba*, *Salix alba varietas vitellina.* Arbusti radicati: *Spartium junceum, Corylus avellana, Acer campestre*
Periodo dei lavori
Gennaio 2001-Giugno 2002
Osservazioni
Nel tratto di intervento si osserva una rinaturazione spontanea in alveo con sviluppo notevole di elofite (*Tipha sp. e Phragmites australis*) e di piante erbacee igrofile (*Eupatorium cannabinum, Lythrum salicaria*, etc), con aumento della qualità ambientale del corso d'acqua. Le talee di salice presentano notevoli attecchimenti con getti L 3-8 m e D 3-10 cm nelle palificate, mentre lungo le sponde l'attecchimento risulta discontinuo con getti L 3-5 m e D 2-4 cm.



Figura 18 – Lavori per l'aumento della biodiversità all'interno dell'alveo (ottobre 2001). Foto P. Cornelini



Figura 19 – Intervento foto precedente a settembre 2002. Foto P. Cornelini.

Rio Valleluce (FR)
Specificità dell'intervento
Opere di consolidamento spondali vive alte fino a 4 m nel tratto mediano di un corso d'acqua mediterraneo con discreto trasporto solido (D fino a 30 cm) e velocità idraulica di progetto di 4 m/sec
Provincia / Comune/ Località
FR / S. Elia Fiumerapido / Rio Valleluce, strada presso S.Maria Maggiore
Altitudine slm / Inclinazione longitudinale alveo / V max progetto
100 m / 1,5-2% / 4 m/sec
Lineamenti vegetazionali
Area agricola periurbana
Obiettivo dell'intervento
Consolidamento spondale e messa in sicurezza della strada provinciale sovrastante.
Tipologie e dimensioni dell'intervento
Gabbionate rinverdite h 2 m (L 100 m), h 3m (L 360 m) , h 4 m (L 60 m) Scogliere rinverdite h 1-4 m (80 mc)
Materiali morti impiegati
Rete metallica e pietrame calcareo per i gabbioni; massi D 0,80 – 1 m
Specie vegetali impiegate
Salix alba, Salix eleagnos , Salix purpurea
Periodo dei lavori
Settembre 1999 – Gennaio 2000
Osservazioni
Intervento ben riuscito con notevole sviluppo della parte vegetativa che presenta getti fino a 10 m e D 14 cm in riva DX sotto la strada, sia nelle gabbionate che nelle scogliere rinverdite. Le piante con maggior attecchimento e sviluppo sono quelle in basso che hanno avuto più umidità a disposizione. I materiali dei gabbioni sono in buono stato di conservazione dopo 3 anni, con assenza di ruggine e spanciamenti. Sulle gabbionate e scogliere si è sviluppata una fascia continua di saliceto ripariale.



Figura 20 – Gabbionate rinverdite (marzo 2000). Foto P. Cornelini.



Figura 21 – Gabbionate rinverdite (settembre 2000). Foto P. Cornelini.

La vegetazione per le opere idrauliche a minimo impatto ambientale

M. Bacci[1]

22.1 Decementificare

Questo approccio progettuale permette di "rivedere" il funzionamento del sistema fluviale e, quindi, di verificare anche la congruità delle eventuali opere esistenti (anche rispetto a quelle nuove, se previste).

Si può quindi approfittare dell'occasione di rinnovare e riorganizzare le difese per riqualificare l'ambiente; un po' come quando si interviene nella ristrutturazione di una vecchia casa: le nuove tecnologie e i nuovi approcci risolvono meglio i problemi e, già che ci si mette mano, conviene applicarle con l'obiettivo di ottenere un ambiente più sano ed efficiente!

Numerosi, nei fiumi italiani, sono i manufatti e le opere idrauliche che deturpano l'ambiente ma, per vecchiaia o inadeguatezza tipologica e di concezione, sono poco o nulla efficaci o, addirittura, creano problemi di funzionamento idraulico.

Molti altri invece, magari funzionanti e ben realizzati, non vanno d'accordo con i principi della riqualificazione (ad es. limitano la dinamica e la naturalità) o con la strategia progettuale emersa dalla rilettura del sistema fluviale: è bene quindi rimuoverli.

In alcuni casi, quando scarseggino le risorse, si possono ottenere economie eliminando le opere di cui sopra anche solo parzialmente, dove creano più problemi, oppure semplicemente demolendoli in pezzi da abbandonare *in situ* o riutilizzare per la costruzione di nuove opere (es. difese al piede o repellenti). Naturalmente ci sono anche molti casi di opere antiche che, anche se magari non desiderabili dal punto di vista del valore natura del corso d'acqua, ne accrescono molto il valore paesaggistico e l'interesse storico-architettonico e vanno perciò mantenute e valorizzate.

Un esempio significativo di decementificazione (con sostituzione) è la conversione di briglie in rampe.

Sono numerose le esperienze di questo tipo realizzate con successo.

Consistono nella demolizione di manufatti trasversali (generalmente in calcestruzzo o in gabbioni) che determinano salti di fondo elevati, tali da ostacolare lo spostamento della fauna ittica (e dei canoisti) e da causare dissesti locali.

Qualora si confermi la necessità di stabilizzare il fondo alveo, le briglie si sostituiscono con rampe (in pietrame e/o legname) tali da realizzare lo stesso dislivello ma in modo graduale, non repentino, ottenendo così una rapida al posto della cascata.

22.2 Opere a minimo impatto

Quando risulta proprio necessario realizzare interventi e opere puntuali di difesa idraulica (ricalibrature delle sezioni, argini a contenimento dei livelli di piena, protezioni dall'erosione spondale, briglie e soglie, ecc.) si deve ricorrere a tipologie e tecniche che determinino il minimo impatto sull'ambiente e il paesaggio.

Questa non solo è la posizione del CIRF, ma rappresenta il preciso indirizzo prescritto dalle normative vigenti in materia di opere pubbliche (prima fra tutte la legge quadro 109/94).

Il primo fattore influente sulla riduzione di naturalità è la tipologia intrinseca dell'opera. In sostanza essa, quand'anche fosse costruita da materiali naturali, può limitare in modo anche significativo la dinamica geomorfologica e biologica e costituire un elemento estraneo all'ecosistema.

Occorre quindi prima di tutto conoscere bene caratteristiche e dinamiche di quest'ultimo e, di conseguenza, fra le opere che risolverebbero il problema adottare quelle che meglio "si sposano" con esso e con la sua evoluzione, che anzi stabiliscano con l'ecosistema una sorta di sinergia, utile ai fini stessi della difesa idraulica e magari anche al miglioramento dell'ambiente naturale.

Da questo punto di vista trovano interessante applicazione quegli interventi che danno "una spintina" alla natura per rimodellarsi nella direzione compatibile con le esigenze di difesa idraulica, quali per es. i repellenti "soft".

Solo dopo la scelta della tipologia intrinseca dell'opera entrano in gioco i materiali costruttivi.

[1] Il capitolo è liberamente tratto da un capitolo (a cura di Bacci M.) in AA.VV. (2006) "La Riqualificazione Fluviale in Italia. Linee guida, strumenti ed esperienze per gestire i corsi d'acqua e il territorio", Mazzanti editore. Per ulteriori informazioni: www.cirf.org/acquisti/manualerf.php3.

Qui la parte del leone la fanno le tecniche di ingegneria naturalistica.

Si rimanda all'articolo "L'ingegneria naturalistica vera e quella falsa" a firma dell'autore in cui è chiarito qual è il corretto significato del termine e quali sono le tipologie di opere adeguate; in particolare come la "vera" ingegneria naturalistica sia quella in cui la vegetazione (autoctona) è vera protagonista, non cosmetico ambientale.

Si ribadisce e si precisa che i materiali devono essere naturali o di origine naturale, il più possibile legati al territorio, evitando possibilmente provenienze da siti lontani (sia per motivi di minimizzazione energetica nel ciclo della risorse utilizzate, sia per evitare di introdurre elementi estranei alla natura locale). Ciò vale per i materiali morti (inerti, legname), ma soprattutto per quelli vivi (piante, semi).

In sintesi, si sottolinea che gli interventi di ingegneria naturalistica devono affidare il più possibile alla vegetazione il vero ruolo consolidante definitivo; i materiali morti devono cioè svolgere solo un ruolo protettivo temporaneo, nell'attesa che la vegetazione si affermi.

Il progettista di ingegneria naturalistica non deve quindi considerare queste opere come una classe di secondo livello, da adottare solo quando le forze in gioco sono modeste o i problemi sono di scarsa importanza (basso rischio).

Naturalmente va tenuto conto che la vegetazione, e quindi la sua efficienza, è influenzabile da fattori stocastici, interni o esterni: occorre perciò progettare e realizzare le opere in modo adeguato (spesso cautelativo), facendo fronte a eventuali problemi anche intervenendo in fase gestionale.

Nasce quindi un nuovo modo di progettare, di costruire e di gestire, più responsabile e, se ben condotto, non meno efficace e sicuro.

Anzi, le ormai numerosissime esperienze dimostrano come le opere ben concepite, ove la vegetazione è protagonista, offrano prestazioni tecniche anche ben più elevate di opere convenzionali assimilabili e, col passare del tempo, incrementino sempre più la loro capacità e il loro ruolo e necessitino sempre meno manutenzione e controllo.

Alcuni interventi richiedono invece per lo più materiali morti, sebbene possibilmente naturali e di provenienza locale, quali scogliere o pali per rampe, pennelli, strutture di consolidamento.

L'importante è sempre la coerenza e l'assecondare la natura (evitare discontinuità marcate, creazione di condizioni anomale ...).

22.3 Miglioramento ambientale

La realizzazione di opere idrauliche quasi sempre comporta un peggioramento dell'ambiente naturale e, ancor più evidentemente, della qualità estetica del paesaggio.

Le tecniche a basso impatto, quali quelle dell'ingegneria naturalistica, riducono sensibilmente il secondo effetto e, di solito, se concepite in modo oculato, anche il primo, almeno discretamente.

Nella realizzazione di un progetto di difesa idraulica seguendo l'approccio descritto (minimizzare gli interventi e l'impatto delle opere necessarie), possono nascere interessanti opportunità per un miglioramento paesaggistico-ambientale.

Ciò si può perseguire non solo tramite la demolizione di strutture deturpanti, come descritto sopra, ma anche in altri due modi:

1) pensando agli obiettivi ambientali nell'assetto del territorio, e quindi prevedendo configurazioni, usi del suolo, e interventi con finalità mista idraulico-ambientale o specificatamente ambientale;

2) concependo le eventuali opere di difesa idraulica in modo non solo da ridurne l'impatto ma, se possibile, da costituire esse stesse un elemento positivo per l'ecosistema e il paesaggio.

Alcuni esempi chiariranno meglio. Nel primo caso, lasciare maggior libertà alla dinamica geomorfologica del fiume consente l'espletarsi di dinamiche ecologiche che tenderanno all'aumento di biodiversità; in questo caso quindi non c'è da far niente: il fiume ci pensa da sé nel tempo.

Quando si tratta di eseguire interventi, quali sbancamenti per favorire/accelerare la dinamica geomorfologica o impianti di aree boscate a difesa dall'erosione o per la rimozione di inquinanti, essi possono essere concepiti anche in funzione naturalistica e/o per la fruizione.

Un'importante opportunità, di tipo idraulico e ambientale assieme, consiste nella realizzazione di canali e aree di laminazione paralleli all'alveo, magari riaprendo vecchi bracci abbandonati.

Per quanto riguarda le opere puntuali di difesa, si è già accennato alla biodiversità e agli habitat creabili per es. con piccoli deflettori. Corridoi ecologici si sviluppano grazie al ricaccio delle talee di rivestimenti spondali fatti con l'ingegneria naturalistica, soprattutto se coadiuvati da impianti ripari con specie vegetali autoctone di qualità ecologica e paesaggistica.

Infine, nell'ambito degli interventi, va prevista la preliminare rimozione di rifiuti e specie vegetali esotiche infestanti. Tutto ciò può migliorare la situazione ambientale, anche sensibilmente, ma non deve essere lasciato al caso o trattato come elemento secondario, bensì essere concepito in fase di studio e progettazione, alla pari delle altre componenti del problema di natura ingegneristica.

22.4 Ultima spiaggia

Purtroppo molti tratti dei corsi d'acqua attraversano (o addirittura passano sotto) aree fortemente antropizzate e urbanizzate.

In questi casi si potrà cercare di agire a livello di bacino, riducendo l'entità del problema a partire da monte. Però saranno sempre necessarie opere di difesa idraulica nei tratti critici (argini, rivestimenti spondali, briglie) che difficilmente è possibile realizzare a basso impatto ambientale.

Ne risulta spesso la canalizzazione dell'alveo e l'impiego di materiali artificiali.

Su queste situazioni c'è poco da dire, salvo prospettare la possibilità di future nuove politiche di riordino urbanistico-territoriale e di gestione del rischio e di tecniche di mitigazione, per lo più visiva.

Però è importante ricordare il principio di limitare strettamente questi modi di intervenire alle sole situazioni estreme; l'Italia, infatti, è piena di canalizzazioni, cementificazioni, tombamenti, imbrigliamenti anche in aperta campagna: qui sono doverosi, invece, interventi radicali di riqualificazione.

Laddove le condizioni sono difficili ma non estreme si cerchi sempre un sia pur piccolo spazio per ridurre l'impatto ambientale, ricorrendo a opere magari strutturali ma realizzate con materiali meno impattanti e introducendo una qualche diversità negli alvei. Interessanti e diffuse applicazioni di questo tipo sono state realizzate con successo ad es. in Svizzera, a Zurigo e nel Bernese.

Organizzazione di un cantiere e analisi dei costi: il caso del Torrente Rovella (AR)

F. Neri, F. Piegai

23.1 Introduzione

La manutenzione idraulico–forestale di versanti e torrenti identifica tutte le operazioni con lo specifico compito di mantenere o ripristinare l'originaria funzionalità, qualità ed efficienza di una pendice o di un corso d'acqua.

Nella manutenzione ordinaria dei corsi d'acqua si interviene secondo quanto stabilito dalle direttive nazionali e regionali, D.P.R. del 14.04.93 e la D.C.R. n°155/97 che raccomandano, ogni qualvolta possibile, l'utilizzo delle tecniche d'ingegneria naturalistica, entro cui rientra il taglio selettivo della vegetazione ripariale. Risulta quindi efficace una sistemazione estensiva che impiega anche esclusivamente le fasce di vegetazione ripariale nel ruolo di prevenzione e controllo del rischio idraulico.

Le consociazioni riparie, oltre a costituire un importante valore ecologico possono essere considerate come la più naturale difesa idraulica, efficaci per la limitazione dell'erosione e per il rallentamento della corrente nelle zone d'alveo non soggette ad invaso permanente con benefici a valle. Pertanto le devegetazioni spinte devono essere accuratamente evitate, a favore di una evoluzione verso popolamenti specializzati, adatti alle condizioni ed esigenze dell'alveo, sponde ed aree golenali.

I criteri d'intervento devono prevedere il taglio della vegetazione entro l'alveo, il diradamento della vegetazione sulle sponde ed infine la raccolta ed il trasporto a discarica dei rifiuti presenti (Fani C., 1997; Mazzanti et al., 2004, Mazzanti et al., 2006), per evitare la formazione di sbarramenti temporanei che trattengano il materiale fluitato da monte.

Le zone di alveo e di sponda normalmente interessate dal taglio della vegetazione riparia, possono presentare delle difficoltà nella maggior parte dei casi dovute a:

- presenza di spazi limitati e spesso anche difficilmente raggiungibili dagli operatori;
- presenza di alberi (anche di grande diametro) debolmente radicati, marci o danneggiati da eventi meteorici;
- presenza di linee elettriche, telefoniche o abitazioni in prossimità dell'alveo;
- scarsità di tracciati e di piste necessarie per "l'esbosco" del materiale legnoso utilizzato;
- presenza di proprietà private particolarmente frammentate nelle zone limitrofe alle fasce spondali che si ripercuote negativamente sulla regolare esecuzione dei lavori per le interferenze provocate dai singoli proprietari.



Figura 1 - Alberi sradicati e danneggiati da eventi meteorici.

Lo scopo del presente lavoro, effettuato in un cantiere di taglio della vegetazione ripariale nella Regione Toscana, è stato quello di fornire una panoramica sulle modalità organizzative del cantiere e di individuare quali siano i tempi di lavoro, le produttività e i costi nelle operazioni di abbattimento, allestimento ed esbosco.

23.2 Organizzazione del lavoro

Sono stati analizzati gli interventi di taglio selettivo della vegetazione ripariale in un tratto di circa 700 m del torrente Rovella situato a monte dell'abitato di Becarino nel comune di Poppi in provincia di Arezzo; i lavori sono stati effettuati dagli operatori della Comunità Montana del Casentino

Il taglio selettivo della vegetazione ripariale è stato effettuato, oltre che sulla superficie occupata dall'alveo, anche sulle sponde per una distanza di circa 4 m in sinistra ed in destra idraulica dal limite dell'alveo.

Le specie arboree dominanti sono rappresentate da esemplari adulti di pioppo, salice bianco, ontano nero, robinia, carpino bianco, nocciolo, specie quercine, distribuiti

uniformemente lungo la fascia ripariale, ma soprattutto sui margini esterni.

In pratica i lavori di taglio della vegetazione si sono tradotti nell'eliminazione di individui adulti presenti nella sede dell'alveo ed in prossimità delle opere e in un diradamento selettivo dei polloni presenti sulle ceppaie lungo sponda.

Mediamente sono stati asportati diametri di circa 20 cm salvo esemplari adulti di ontano aventi dimensioni diametriche intorno ai 40 cm.

I lavori sono stati condotti da una squadra composta da 6 operatori suddivisi secondo il seguente schema:

- 2 operatori impegnati con la motosega per le operazioni di abbattimento e allestimento;
- 2 operatori impegnati nell'esbosco del materiale dalla sponda fino all'imposto;
- 2 operatori impegnati nell'accumulo e abbruciamento delle ramaglie.

23.3 Abbattimento ed allestimento

Le operazioni di abbattimento e allestimento sono state effettuate con motosega professionale di tipo medio e in alcuni casi sono state adottate tecniche di taglio particolari per alberi sradicati, danneggiati e molto inclinati. Spesso, a causa della scarsità di spazio, il secondo operatore motoseghista ha dovuto interrompere gli abbattimenti per motivi di sicurezza e coadiuvare l'altro nelle operazioni di abbattimento, atterramento e a volte anche nel concentramento della legna lungo sponda.

Dopo un iniziale tentativo di allestire il legname in tronchetti da 2,20 m di lunghezza è stato deciso di ottenere come assortimento definitivo legna da ardere tagliata ad un metro di lunghezza, questo anche in relazione alle numerose richieste presentate da i proprietari delle zone limitrofe al torrente Rovella.



Figura 2 - Allestimento del legname "lungo".

Pertanto, almeno nelle zone di alveo prossime alla pista trattorabile, il legname è stato allestito "corto" nell'assortimento definitivo legna da ardere e nelle zone più lontane è stato lasciato il più lungo possibile per poterlo concentrare con verricello e sezionarlo a legna all'imposto.

23.4 Concentramento ed esbosco

Le operazioni di concentramento ed esbosco sono state effettuate da 2 operatori con un trattore di 60 kW, equipaggiato forestale con verricello lungo una pista trattorabile parallela all'alveo. Nelle zone prossime all'alveo e al letto di caduta la legna è stata concentrata a mano dagli operatori addetti allo smaltimento delle ramaglie. Successivamente, formato un carico di circa 1 mst di legna, questo è stato bloccato sullo scudo del verricello, tirando a strozzo la fune d'acciaio, e poi portato all'imposto.



Figura 3 - Inizio dell'operazione di esbosco della legna da ardere.

Nelle zone più distanti dall'alveo e separate da sponde scoscese gli operatori hanno allestito il materiale più lungo e, una volta posizionato il trattore perpendicolarmente all'alveo, lo hanno concentrato sovra sponda con il verricello, successivamente esboscato a strascico e poi depezzato ad un imposto temporaneo prima dell'incrocio con la viabilità ordinaria. Gli imposti definitivi sono stati tre, tutti ciglio strada camionabile, e la distanza massima di viaggio carico del trattore è stata di circa 1 chilometro.



Figura 4 - Fasi di accumulo e abbruciamento della ramaglia.

Per ripulire la zona dell'alveo fluviale il materiale di risulta derivante dall'allestimento con motosega e dalla ramicciatura è stato dapprima accumulato a mano in vari siti e successivamente bruciato.



Figura 5 - Intervento completato.

23.5 Rilievi effettuati

Sono stati adottati due metodi di rilievo, in particolare, per l'abbattimento - allestimento si è usato il metodo che prevede "l'osservazione delle diverse fasi di lavoro ad intervalli regolari" (BERTI et al.1989).

Per quanto riguarda le operazioni di esbosco, dal momento che i vari operatori si sono alternati, e spesso anche sovrapposti nello svolgimento delle loro mansioni, non è stato possibile analizzare in dettaglio le singole fasi e sottofasi dell'operazione di esbosco.

Sono stati comunque rilevati, nell'arco di tutte le giornate lavorative, i tempi netti di esercizio del trattore in modo da ottenere le ore giornaliere di utilizzo della macchina da inserire nell'analisi dei costi.

Questo tipo di rilievo è stato effettuato cronometrando, con tabella di cronometraggio, le varie operazioni effettuate dal trattore con motore sotto sforzo, pertanto il tempo netto produttivo di utilizzo del trattore comprende:

- l'impiego del verricello per l'atterramento di piante rimaste incastrate;
- il concentramento della legna con verricello e del legname da sezionare all'imposto;
- la movimentazione di massi con il verricello per la sistemazione di un tratto di sponda e di un fossato lungo la pista forestale;
- il viaggio carico ed il viaggio scarico dal punto di concentramento lungo sponda all'imposto;
- le manovre allo scarico e prima del concentramento.

Il valore così ottenuto del tempo netto di operatività della macchina è stato inserito nella scheda di calcolo dei costi orari di utilizzo delle macchine che richiede il numero di ore giornaliere d'impiego della stessa.

In prima analisi in abbattimento e allestimento sono stati evidenziati i tempi netti e i tempi morti, includendo in questi ultimi anche le fasi e le sottofasi non produttive del lavoro.

Tra queste: la preparazione, il trasferimento, le difficoltà nell'atterramento, la movimentazione e l'accumulo del materiale (tempo non produttivo per i motoseghisti), il rifornimento, l'affilatura e il tempo di rimessaggio a fine turno.

L'analisi del tempo netto e del tempo morto totale è sintetizzata dal seguente grafico:

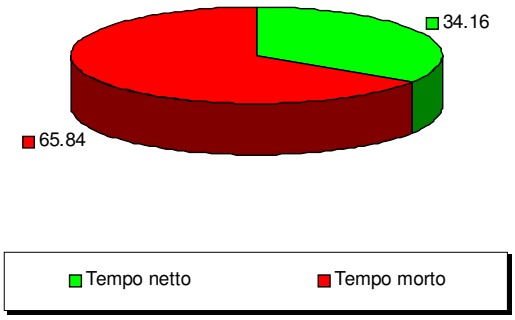


Figura 6 - Grafico delle percentuali del tempo netto e del tempo morto rispetto al tempo lordo.

Rispetto ai totali dei tempi netti (produttivi) e dei tempi morti (non produttivi), sono state calcolate le percentuali delle rispettive fasi e sottofasi e sono stati elaborati i seguenti grafici:

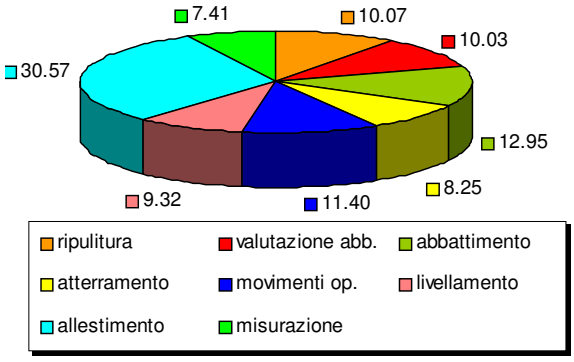


Figura 7 - Grafico delle percentuali delle fasi produttive rispetto al tempo netto.

Si può notare la notevole incidenza percentuale della fase di allestimento (30,57%) dovuta al fatto che non è stato sempre possibile esboscare il fusto intero e gli operatori hanno dovuto sezionare il legname a un metro di lunghezza in alveo.

Le altre fasi produttive rilevanti sono state la ripulitura, la valutazione della direzione di atterramento, l'abbattimento ed i movimenti in alveo dell'operatore.

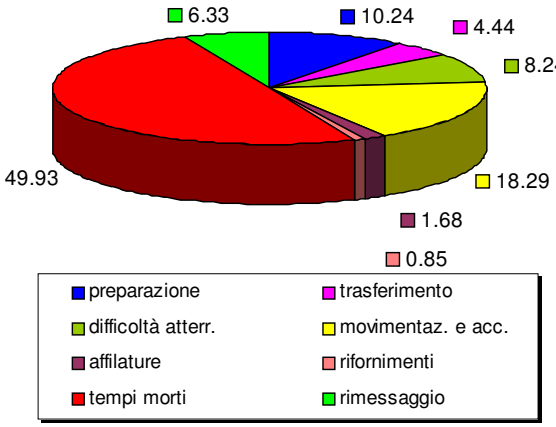


Figura 8 – Grafico delle percentuali delle fasi non produttive rispetto al tempo morto.

Per quanto riguarda i tempi morti e le fasi non produttive del lavoro, questi sono dovuti principalmente al particolare ambiente di lavoro che difficilmente consente l'adozione di sistemi di lavoro schematici e tradizionali.

Le fasi non produttive più rilevanti sono state i tempi morti propriamente detti, l'accumulo e la movimentazione del materiale e le difficoltà nell'operazione di atterramento.

Nelle operazioni di abbattimento e allestimento le principali cause dei tempi morti sono principalmente imputabili a:

- atterramenti difficoltosi;
- necessità di attendere spesso il trattore con verricello per liberare spazio in alveo e poter procedere in sicurezza;
- tempi morti dovuti a necessità fisiologiche degli operatori;
- necessità di dover attendere lo smaltimento delle ramaglie prima di atterrare nuove piante;
- sovrapposizione e avvicendamento con altri operatori della stessa squadra ma impegnati in altre mansioni.

Il trattore equipaggiato con verricello è stato sempre presente sul cantiere per tutte e 7 le giornate lavorative (55 ore).

Il tempo netto operativo del trattore, misurato con tabella di cronometraggio e osservando ogni singola fase del lavoro, è stato pari a 23,67 ore. Pertanto rispetto alle 7 giornate lavorative il tempo netto di operatività è stato di 3,4 ore giornaliere.

Dall'analisi del tempo netto di operatività il valore ottenuto è stato di 23,67 ore su un totale di 55, pertanto rispetto al tempo lordo di lavoro il 43,03 % è stato di tempo netto mentre il restante 56,97% è stato di tempo morto.

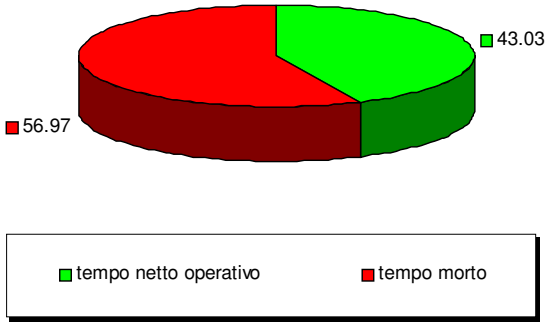


Figura 9 – Grafico delle percentuali del tempo netto operativo e del tempo morto rispetto al tempo lordo, nell'impiego del trattore e verricello.

L'elevata percentuale dei tempi morti nell'impiego del trattore e verricello è imputabile, in primo luogo all'ambiente di lavoro, dove spesso il trattore con verricello è chiamato a risolvere problemi di varia natura (atterramenti difficoltosi, sistemazioni di sponda e apertura di varchi nel soprassuolo per poter concentrare il legname sovra sponda) e in secondo luogo all'organizzazione del cantiere soprattutto quando gli operatori, a causa della scarsità di spazi a disposizione, s'intralciano durante le loro mansioni o procedono in maniera non schematica passando da un'operazione all'altra.

23.6 Produttività

Di seguito è riportata una tabella riepilogativa delle produttività lorde e dei quantitativi lavorati per le operazioni di abbattimento, allestimento, concentramento ed esbosco:

Abbattimento allestimento **2 operatori-2 motoseghe**	**Concentramento ed esbosco** **2 operatori - 1 trattore e verricello**	**Abbruciamento** **2 operatori**
- Superficie utilizzata: 3990 m² - Lunghezza di alveo utilizzata: 665 m - Tempo lordo di lavoro: 55 ore - Quantitativi lavorati: 55 mst di legna da ardere - Totale piante abbattute: n°333		

N° rifornimenti motoseghe:49 Tempo netto d'impiego giornaliero della motosega: 3,5 ore Consumo totale di miscela: l 29,4 Consumo totale di olio - catena: l 14,7 Consumo orario motosega miscela 0,6 l, olio catena 0,3 l Produttività lorda giornaliera della squadra di 2 operai: 95 m di alveo lavorati 7,86 mst (mst/op. 3,9)	Tempo netto totale di operatività totale del trattore: 23,67 ore Tempo netto di operatività giornaliero: 3,4 ore Consumo totale di gasolio: l 110 Consumo orario lubrificante: kg 0,08 Consumo orario di gasolio: l 4,60 N° totale viaggi i esbosco: 65 mst esboscati a viaggio: 0,84	

Tabella 1 – Tabella riepilogativa delle produttività lorde, dei consumi e dei quantitativi lavorati.

23.7 Analisi dei costi

Per la determinazione dei costi e per il calcolo dei costi macchina sono stati presi in considerazione vari parametri. Alcuni di essi sono derivati da dati reali, in possesso dei tecnici della Comunità Montana, altri sono stati rilevati direttamente in cantiere.

Per lo specifico calcolo dei costi macchina sono state utilizzate le formule di calcolo analitiche, pubblicate da Hippoliti (Hippoliti, 1997), che hanno fornito i parametri necessari per il conteggio finale dei costi.

Nelle operazioni di abbattimento e allestimento sono stati rilevati i tempi netti di lavoro e il numero di rifornimenti effettuati che è indice dell'utilizzo orario giornaliero della macchina (1 rifornimento di olio e miscela pari ad 1 ora di lavoro circa).

I consumi di carburante e di lubrificante sono stati rilevati in cantiere, durante le operazioni di rifornimento ed elaborati rispetto al tempo di operatività; i costi sostenuti sono stati chiesti direttamente agli operatori.

Per le operazioni di concentramento ed esbosco con trattore e verricello il tempo netto di lavoro (macchina sotto sforzo) è stato misurato con tabella di cronometraggio ed il valore è stato inserito nel calcolo del costo orario di utilizzo della macchina.

Il costo orario della manodopera deriva dalle tariffe in vigore dal 01/08/2006 relative agli operai agricolo forestali addetti ai lavori di sistemazione idraulico – forestale in amministrazione diretta, e il valore medio, considerando le varie qualifiche e indennità degli operatori impiegati, è stato di 15,06 €/ora.

	QUANTITA'	**ORE (h)**	**COSTO ORARIO (€/h)**	**COSTO: (importo lavoro netto €)**
LUNGHEZZA DEL TRATTO DI ALVEO INTERESSATO DAI LAVORI	665 m			
SUPERFICIE TOTALE	3990 m²			
MANODOPERA				
N° OPERATORI	6	55	15,06	4969,80
MACCHINE				
MOTOSEGA	2	24,50	3,08	150,92
TRATTORE E VERRICELLO	1	23,67	22,52	533,04
COSTO OPERAZIONE				5653,76

COSTO AL metro LINEARE				8,50
COSTO AL m²				1,42
COSTO A GIORNATA (giornata lavorativa di 8 ore)				807,68

Tabella 2 – Tabella riepilogativa del costo complessivo delle operazioni.

Il valore di 15,06 € applicato come retribuzione oraria deriva dalla media dei valori di retribuzione orari relativi alle diverse qualifiche degli operatori impegnati.

23.8 Osservazioni finali e conclusioni

Dall'analisi delle modalità organizzative del cantiere emerge che la fase più rilevante in termini di tempo e di numero di operatori impiegati è stata quella dello smaltimento dei residui di utilizzazione che sono stati accumulati e bruciati in alveo.

L'unica possibilità per eliminare questa fase di lavoro è quella di prendere in considerazione l'opportunità di impiegare macchine cippatrici per la sminuzzatura delle ramaglie.

Da un punto di vista prettamente economico non risulta conveniente la raccolta delle ramaglie da concentrare alla cippatrice, pertanto si potrebbe prendere in considerazione l'opportunità di utilizzare integralmente la biomassa proveniente da vegetazione riparia nel caso in cui si abbia una buona viabilità lungo sponda e si adottasse il sistema di lavoro dell'albero intero (Full Tree System – F.T.S.) con la cippatura all'imposto.

Nello specifico l'esbosco del fusto intero, o semplicemente sezionato a metà, potrebbe essere effettuato con trattore e verricello e la cippatura potrebbe essere rimandata all'imposto con una macchina di medie dimensioni non semovente (anche per diminuire gli investimenti necessari e i tempi morti della catena di lavorazione).

L'elevata incidenza percentuale dei tempi morti sia in abbattimento – allestimento, che nell'esbosco è imputabile, principalmente all'organizzazione del cantiere in quando gli operatori, a causa della scarsità di spazi a disposizione, spesso s'intralciano durante le loro mansioni o procedono in maniera non schematica passando da un'operazione all'altra.

Dal momento che in questi casi risulta particolarmente difficile adottare sistemi di lavoro estremamente schematici per minimizzare i tempi morti e procedere più ordinatamente si dovrebbe cercare di non sovrapporre gli operatori durante le diverse fasi di lavoro e per quanto possibile cercare di esboscare il legname "lungo", dato che la raccolta della legna in l'alveo è un'operazione particolarmente onerosa in termini di tempo.

In definitiva per un corretto e regolare svolgimento delle operazioni di taglio, ripulitura ed esbosco in un cantiere di utilizzazione della vegetazione ripariale è necessaria:

- un'attenta valutazione preliminare del luogo di lavoro, delle difficoltà presenti e delle infrastrutture disponibili;
- un'accurata formazione professionale degli addetti alle operazioni di abbattimento che spesso si trovano ad intervenire in situazioni difficili caratterizzate dalla presenza di piante di vario diametro schiantate, sradicate e particolarmente inclinate;
- scegliere le attrezzature più idonee ed il sistema di lavoro che minimizzi i tempi morti;
- ricorrere a sistemi di esbosco che prevedano l'impiego di mezzi dal costo orario di utilizzo contenuto (trattore e verricello);
- esboscare il legname "lungo" e depezzarlo all'imposto negli assortimenti definitivi, questo anche per non sovrapporre in spazi ristretti troppe fasi della lavorazione.

Bibliografia

1. Arnaboldi F. (2003). Caratteristiche anatomiche e auxometriche di Ailanthus altissima, una specie arborea a carattere invasivo. Sherwood n°91, Compagnia delle Foreste, Arezzo: 19-23.
2. Berti S., Piegai F., Verani S. (1989). Manuale d'istruzioni per il rilievo dei tempi di lavoro e delle produttività nei lavori forestali. Quaderni dell'Istituto forestale di Assestamento e Tecnologia forestale n°4. Università degli Studi di Firenze.
3. Fani C. (1997). Manutenzione idraulico-forestale di fossi e torrenti Casentinesi - Fiumi Puliti 1997, progetto Ufficio Bonifica Montana, Comunità Montana del Casentino, Poppi: 1-20.
4. Hippoliti G. (1997). Appunti di meccanizzazione forestale. Studio Editoriale Fiorentino. Firenze.
5. Hippoliti G., Piegai F. (2000). Tecniche e sistemi di lavoro per la raccolta del legno. Compagnia delle Foreste. Arezzo.

6. Mazzanti L., Casasole M., Guarnieri L., Canaccini M. (2004). Lavori di manutenzione idraulico-forestale di Fossi e Torrenti Casentinesi. Fiumi Puliti 2004, progetto Ufficio Bonifica Montana e Difesa del Suolo, Comunità Montana del Casentino, Poppi: 1-6.
7. Mazzanti L., Guarnieri L., Preti F. (2006). Manuale di Ingegneria Naturalistica, VOLUME 3, Sistemazione dei versanti. Capitolo 23, Interventi di manutenzione. Regione Lazio, Roma.
8. Preti F. (2002). Criteri per le sistemazioni idrauliche con tecniche di Ingegneria Naturalistica. Manuale tecnico di Ingegneria Naturalistica volume 1, Edizioni Regione Lazio, Roma: 57-64.