



progetto IFF del Trentino

obiettivi e metodologia



*L'indice di
funzionalità fluviale*



Progetto IFF del Trentino

APPLICAZIONE DELL'IFF 2007 (INDICE DI FUNZIONALITA' FLUVIALE) SUI CORSI D'ACQUA TIPIZZATI DEL TRENINO

Obiettivi e metodologia

Gruppo di lavoro APPA:

Maurizio Siligardi (coordinatore)
Raffaella Canepel
Veronica Casotti
Valentina Dallafior
Chiara Defrancesco
Domenico Paolo Di Lonardo
Catia Monauni
Paolo Negri
Francesca Paoli
Gaetano Patti
Alessandro Rubin

Hanno collaborato:

Isabella Barozzi (studio grafico, pdf e sito web)
Andrea Pontalti (nomogramma e database)
Mario Mazzurana (uscite in campo)
Fabrizio Nardelli (uscite in campo)
Barbara Zennaro (uscite in campo)

Trento 2013

1. INTRODUZIONE

Con provvedimento n. 2891 del 10 dicembre 2009 la PAT ha attivato il progetto di “Applicazione dell’IFF (Indice di Funzionalità Fluviale, APAT 2007) al reticolo idrografico del territorio provinciale” avente la finalità di ottenere un database IFF aggiornato ed omogeneo per tutto il reticolo fluviale provinciale tipizzato.

Tale lavoro, affidato all’APPA, ha avuto una durata di due anni ed ha coinvolto 15 fra operatori e specialisti del settore: è stato creato un gruppo di lavoro operativo che ha esercitato il compito di coordinamento e applicazione in campo dell’IFF.

Il gruppo APPA ha applicato l’IFF su una selezione di corsi d’acqua tipizzati della provincia per un totale di 1519 km; non sono stati monitorati i tratti dei corsi d’acqua al di sopra del limite altitudinale di 1800 m.s.l.m., in quanto l’IFF non è applicabile al di sopra del limite della vegetazione arborea.

Di questi 1519 km, 47 non sono stati rilevati in quanto il corso d’acqua si presentava privo d’acqua al momento del rilievo (a causa di temporanee secche stagionali, oppure per situazioni di prelievo eccessive o scarsi rilasci o più semplicemente a causa di situazioni di carsismo o di letti fluviali su materassi alluvionali molto permeabili con conseguente scomparsa dell’acqua), oppure in quanto inaccessibili (es. forre).

Il lavoro è stato eseguito sul campo da due squadre di operatori laureati e competenti nell’uso del metodo, i quali hanno percorso a piedi i corsi d’acqua previsti dalla confluenza fino alla quota di 1800 m.

Il lavoro in campo è stato effettuato nella stagione vegetativa (da metà aprile a metà ottobre); in totale sono state redatte 3153 schede corrispondenti ad altrettanti tratti omogenei e georeferenziati di fiumi e torrenti. Ognuno di questi tratti è stato fotografato.

In seguito i dati di campo sono stati organizzati, elaborati ed archiviati e sono state create delle mappe, mediante piattaforma GIS, per la rappresentazione cartografica dei livelli di funzionalità.

Terminata questa fase, per ognuno dei tratti è stata elaborata una scheda con la descrizione della funzionalità fluviale e i commenti tecnico-scientifici. Per ogni corso d’acqua è stato quindi creato un file riportante l’ubicazione del corso d’acqua sul reticolo idrografico del Trentino, i risultati dell’IFF per ognuno dei tratti che lo compongono, le relative mappe di funzionalità reale e potenziale, le foto dei tratti e i commenti tecnici.

Questo lavoro ha portato alla redazione di un documento di 4741 pagine che è stato redatto in formato pdf ed è organizzato secondo i bacini idrografici della provincia di Trento.

Nel contempo, con il concorso dei servizi della PAT coinvolti nel progetto, sono stati elaborati dal GdL APPA i criteri per la definizione delle tipologie di ambito fluviale di interesse ecologico basati sui dati IFF e su concetti scientifici consolidati, nonché i criteri per la definizione della larghezza che dovrà avere l’ambito fluviale intorno al corso d’acqua. Questi criteri sono esposti nei paragrafi successivi.

2. L’INDICE IFF

L’indice IFF è un’evoluzione dell’RCE-2, la cui prima stesura è stata elaborata da Siligardi e Maiolini (Siligardi & Maiolini, 1993) e che a sua volta deriva dal Riparian Channel and Environmental Inventory (RCE-I), elaborato da Petersen dell’Istituto di Limnologia dell’Università di Lund (Petersen, 1992).

L’RCE-I era nato inizialmente come proposta per l’elaborazione di un inventario dello stato dei margini e delle rive dei fiumi, solo in un secondo tempo, dopo diverse applicazioni, è stata riconosciuta l’importanza che tale metodologia poteva svolgere come modello di definizione della funzionalità ambientale dei corsi d’acqua.

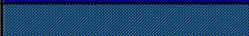
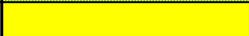
L’attuale scheda IFF è stata ulteriormente raffinata (Manuale APAT 2007) e prevede 14 domande, con 4 risposte predefinite per ogni domanda, riguardanti un po’ tutte le caratteristiche ecologiche di un corso d’acqua. Le risposte corrispondono ad un’espressione numerica per classi di numeri, con

un minimo di 1 e un massimo di 40 e con intervalli di 5 unità, capace di esprimere le differenze qualitative tra singole risposte e riferite. Dal punto di vista matematico non c'è nessuna giustificazione nell'attribuzione dei pesi numerici alle risposte, ma solo motivazioni statistico-ecologiche che si basano sulle reciproche relazioni esistenti tra i concetti contenuti nelle risposte, rendendo il metodo sostanzialmente più stocastico e meno deterministico.

La scheda IFF risulta essere costituita da un insieme di domande che abbracciano più argomenti riguardanti lo stato naturale del corso d'acqua e legati tra loro in modo tale da renderla bilanciata. Esiste una gradualità nella sequenza delle domande: le prime quattro riguardano le condizioni vegetazionali delle rive e del territorio, in cui si mettono in luce le diverse tipologie strutturali degli elementi influenzanti l'ambiente fluviale, come per esempio l'uso del territorio o l'ampiezza della zona riparia naturale; le successive due si riferiscono alle condizioni idrauliche e possibilità di esondazione. Le domande che vanno dal numero sette al numero undici si riferiscono soprattutto alla struttura dell'alveo bagnato, attraverso l'individuazione delle tipologie collegate con la capacità di autodepurazione di un torrente. Infatti queste cinque domande sono state elaborate per facilitare la comprensione delle caratteristiche che influenzano la composizione biologica di determinati habitat bentonici e della popolazione ittica; permettono di individuare nelle successioni di meandri, raschi, pozze, nelle granulometrie di diversa natura e dimensione, nelle deposizioni ed erosioni, elementi caratterizzanti la morfologia statica e dinamica dell'ecosistema. Le ultime tre domande si riferiscono alle caratteristiche biologiche dell'ambiente fluviale, come la struttura delle popolazioni di piante acquatiche e della comunità macrobentonica, nonché la conformazione del detrito, che è considerato un input energetico che può condizionare la strutturazione delle comunità viventi nell'ecosistema, agendo sulla loro catena trofica.

La compilazione della scheda termina con il calcolo della somma dei pesi corrispondenti alle risposte individuate (obbligatoriamente una per ogni domanda) e quindi con la definizione dello SCORE che può assumere il minimo di 14 e il massimo di 300 punti e che è stato tradotto in cinque classi di qualità, assegnando ad ognuna una qualifica di merito e un colore secondo fasce di punteggi, ai fini anche di una illustrazione mappale e una lettura più agile anche per i non addetti ai lavori.

Tab. 1 - Tabella dei punteggi, dei livelli e dei giudizi di funzionalità reale associati

Funzionalità reale	Livello	Giudizio	Colore
261-300	I	elevato	
251-260	I-II	elevato-buono	
201-250	II	buono	
181-200	II-III	buono-mediocre	
121-180	III	mediocre	
101-120	III-IV	mediocre-scadente	
61-100	IV	scadente	
51-60	IV-V	pessimo-scadente	
14-50	V	pessimo	

3. LA FUNZIONALITA' RELATIVA

Il metodo di valutazione IFF prevede un punteggio massimo che corrisponde alla situazione di massima funzionalità assoluta. In alcune situazioni questo tipo di approccio insito nel metodo può comportare che in tratti privi di impatto antropico l'IFF non raggiunga il massimo livello di funzionalità a causa delle caratteristiche naturali degli ambienti fluviali (es., presenza di forre o di cascate, versanti molto acclivi che di fatto impediscono la formazione di fasce riparie consolidate, etc.). Di conseguenza non in tutti i casi esiste una corrispondenza tra livello di integrità ecologica e punteggio di funzionalità fluviale. Ad esempio, nelle fiumare calabresi la continua interruzione delle serie dinamiche ed evolutive delle componenti biotiche (in particolare delle formazioni vegetali) determina una bassa funzionalità ecologica, anche in tratti limitatamente alterati da impatti antropici (Bombino *et al.*, 2011). Nei tratti sorgentizi oltre il limite altitudinale della vegetazione

arborea, l'assetto morfologico (ad elevata pendenza e con scarsa possibilità di esondazione) e la stessa vegetazione perifluviale (spesso erbacea) risultano poco funzionali rispetto ad un modello unico di riferimento di massima funzionalità. Anche in tratti montani al di sotto del limite altitudinale della vegetazione arborea e in assenza di impatto antropico possono essere rilevati punteggi di funzionalità fluviale che non raggiungono il massimo punteggio a causa di limitazioni sia morfologiche (assetto a *step and pool*) sia vegetazionali (mancata compresenza di più formazioni funzionali).

Da queste considerazioni è nata l'esigenza di introdurre il concetto di **funzionalità relativa** (Dallafior, 2010), definita come rapporto tra la funzionalità reale (quella ottenuta applicando l'IFF) e quella potenziale (il valore di funzionalità massima che il tratto fluviale esprimerebbe in condizioni di integrità ecologica).

Il concetto di funzionalità relativa è citato per la prima volta nel manuale IFF 2007. Ispirandosi alla logica della Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE, fornisce una misura dello scostamento dalle condizioni di riferimento tipo-specifiche in quanto indica la distanza, in termini di funzionalità fluviale, dalle condizioni di massima integrità ecologica del tratto di corso d'acqua in esame.

Per integrità ecologica s'intende la condizione in cui tutti i processi ecologici interni ed esterni al tratto fluviale siano tali da mantenere una comunità biotica corrispondente allo stato naturale di quell'habitat acquatico tipo-specifico, in base ai concetti di auto-regolazione e resilienza (Angermeier e Karr, 1994).

La funzionalità relativa stima la distanza, in termini di funzionalità fluviale, dalla condizione potenziale. Viene dunque espressa come valore da 0 a 1 ed è ottenuta dal rapporto tra il punteggio di funzionalità reale e quello di funzionalità potenziale, espresso con tre cifre decimali

$$\text{funz.relativa} = \text{funz.reale} / \text{funz.potenziale}$$

Il valore di funzionalità relativa si colloca all'interno di un livello di funzionalità (Tab. II) al quale viene associato un colore convenzionale.

I valori che costituiscono il limite tra le varie classi corrispondono al rapporto tra i valori soglia di ciascuna classe come riportati nel metodo IFF (es. 261 per la prima classe, 251 per la prima-seconda, etc.) ed il massimo valore assoluto (300).

La funzionalità relativa sarà tanto più elevata (prossima ad 1) quanto più il valore di funzionalità reale si avvicinerà al massimo espresso dalla funzionalità potenziale.

Tab. 2 - Tabella dei punteggi, dei livelli e dei giudizi di funzionalità relativa associati.

Funzionalità relativa	Livello	Giudizio	Colore
0,870-1,000	I	elevato	
0,836-0,869	I-II	elevato-buono	
0,670-0,835	II	buono	
0,603-0,669	II-III	buono-mediocre	
0,403-0,602	III	mediocre	
0,346-0,402	III-IV	mediocre-scadente	
0,203-0,335	IV	scadente	
0,170-0,202	IV-V	pessimo-scadente	
0,046-0,169	V	pessimo	

Per la valutazione della funzionalità potenziale si propone di applicare una procedura sviluppata allo scopo di limitare al massimo il margine di soggettività e dettagliata nello specifico nell'articolo in bibliografia (Dallafior, 2011).

Tale procedura si basa in sintesi sulle seguenti considerazioni:

- le schede di funzionalità potenziale vanno compilate in base al giudizio esperto al fine di stimare, a partire dalle caratteristiche attuali del tratto fluviale, la funzionalità che esso potrebbe esprimere in condizioni di integrità ecologica. In particolare, è necessario individuare i parametri che, anche in condizioni d'integrità ecologica, non raggiungerebbero il massimo punteggio di funzionalità in termini assoluti;
- la scheda di funzionalità potenziale va quindi compilata ponendosi nella condizione di scegliere, per ciascuna domanda del metodo IFF, la risposta assegnabile al tratto come se questo si trovasse in assenza di disturbo antropico;
- nella compilazione della scheda di funzionalità potenziale dovranno essere integrate le informazioni derivanti da analisi cartografiche (per individuare ad esempio le caratteristiche morfologiche del territorio) con quelle derivanti dai rilevamenti in campo, che permettono di segnalare eventuali caratteristiche specifiche del tratto (come la presenza di pareti o fondo rocciosi, etc.).

4. LA FUNZIONALITA' DELL'ECOSISTEMA FLUVIALE

La funzionalità dell'ecosistema fiume viene garantita dall'integrità delle sue tre dimensioni: longitudinale (continuità dalla sorgente alla foce), trasversale (integrità dell'alveo e del corridoio fluviale), verticale (quantità e qualità dell'acqua trasportata e rapporti acqua/sedimento) (Wiens et al, 1986).

L'attenzione rivolta alla definizione, protezione e valorizzazione delle fasce riparie dei corsi d'acqua ha quindi lo scopo di garantire o recuperare la funzionalità ecologica di questi ambienti (autodepurazione, disponibilità di habitat, resilienza etc) (Peterson et al., 1998), a fronte di una tendenza alla loro banalizzazione ed artificializzazione.

Le formazioni vegetali riparie hanno un ruolo fondamentale nella costituzione e caratterizzazione degli ecosistemi fluviali e contribuiscono in maniera sostanziale a determinarne la funzionalità ecologica. Numerose sono le funzioni svolte dalla fascia riparia; le principali si possono così riassumere:

- **intercettazione e rimozione dei nutrienti:** la "Direttiva Nitrati" (91/676/EEC) e la "Direttiva Acque" (2000/60/EEC) hanno introdotto per gli stati dell'Unione Europea una serie di misure per ridurre e prevenire l'inquinamento delle acque dovuto all'azoto di origine agricola. Le fasce tampone riparie sono dei sistemi che si frappongono fra le aree agricole ed i corsi d'acqua e giocano un importante ruolo nel proteggere gli ecosistemi acquatici dai carichi azotati. Le aree riparie possono svolgere un ruolo decisamente rilevante nella

intercettazione e rimozione dei nutrienti (azoto e fosforo) derivanti dalle aree circostanti: risulta evidente come l'efficacia della funzione tampone delle aree riparie, nei confronti di eventuali picchi di carico organico diffuso provenienti da attività agricole e/o da aree urbane, sia fondamentale per la protezione della funzionalità ecologica del corso d'acqua nel suo complesso. La funzione tampone nei confronti dei nutrienti, intesi come azoto e fosforo, provenienti dalle aree circostanti il corso d'acqua non è importante solo in termini protettivi, ma anche come fonte di accantonamento: in bacini in cui gli apporti di nutrienti possono essere relativamente scarsi le formazioni riparie possono costituire una sorta di magazzino. Ci sono diversi processi attraverso i quali i nutrienti e gli inquinanti solubili vengono rimossi dalle acque che attraversano questi sistemi. Tali processi, per quanto riguarda l'azoto, sono legati alla attività batterica che favorisce soprattutto l'ammonificazione, nitrificazione e denitrificazione permettendo la rimozione dell'azoto in modo permanente trasformando l'azoto organico in azoto molecolare gassoso (Pinay & Decampes, 1988; Clausen & Meals, 1989; Correl, & Peterjohn, 1984). Rammentiamo che una fascia di vegetazione riparia arboreo-arbustiva di 30 metri di larghezza può intercettare ed abbattere fino al 95% dei nutrienti che afferiscono al corso d'acqua dalle zone limitrofe. Tale funzione filtro è molto efficiente, basti pensare che un ettaro di fascia riparia (333 metri di lunghezza x 30 metri di larghezza), a vegetazione igrofila autoctona (salici, ontani ecc) provvede ad un'azione di abbattimento di azoto e fosforo equivalente a quella di un depuratore biologico da 10.000 ab/equivalenti (Petersen et al, 1987). Una buona qualità delle acque si può infatti concretamente ottenere mediante interventi preventivi, normativi e di depurazione mediante impianti tecnologici, ma soprattutto attraverso la valorizzazione dell'efficienza ecologica del processo di spiralizzazione dei nutrienti (*spiralling* o più comunemente autodepurazione) di cui sono potenzialmente dotati gli "ecosistemi acquatici e ripari".

- **intercettazione e sequestro dei pesticidi:** i pesticidi utilizzati in agricoltura o in ambito forestale possono essere dilavati dalla vegetazione epigea e trasportato per *runoff* nei corsi d'acqua. Da tempo si conosce l'efficacia della vegetazione riparia nell'intercettazione dei pesticidi e loro sequestro, abbassando il rischio inquinamento dei fiumi. Asmunsen (1977) dimostra l'efficacia di 24m di zona riparia per ridurre del 70% il tenore di 2,4-D. Altri hanno rilevato efficienza della vegetazione riparia come trappola per erbicidi (Rhode, 1980) e insetticidi a base di piretro (Nriagu & Lakshminarayana, 1989)
- **spiralling o autodepurazione:** la vegetazione riparia svolge perciò un ruolo anche nel processo di autodepurazione delle acque e quindi la mancanza di formazioni riparie sufficientemente sviluppate e strutturate compromette il ruolo di filtro ecotonale. Una molecola azotata può subire diverse trasformazioni passando alternativamente dal comparto acqua al comparto biologico e viceversa, compiendo in tal modo un ciclo completo. L'ecosistema fiume presenta, diversamente da altri, anche una componente dinamica che è la corrente; questo carattere obbliga il ciclo dell'azoto suddetto a compiere una spirale prima di essere completato (*spiralling*): l'autodepurazione sarà molto più efficiente quanto più la spirale è corta e veloce. Questo dipende dalle caratteristiche del fiume, come nel caso di esondazione laterali dove ritenzione e attività biologica aumentano e i nutrienti esportati subiscono una spiralizzazione molto più efficiente e veloce (Scott & Doyle, 2006; Webster, 2007).
- **riduzione dell'erosione:** formazioni riparie sviluppate svolgono una rilevante funzione di protezione delle rive dall'erosione (secondo alcuni autori sino a 30 volte); le specie arboree ed arbustive adattate a questo particolare ambiente (es. ontani, salici) sono dotate di apparati radicali estesi e profondi che, conferendo una buona resistenza all'impeto della corrente, svolgono un efficace consolidamento delle sponde (Erman et al., 1977).
- **trappole per sedimenti:** la vegetazione riparia modifica il trasporto e destino dei sedimenti sia attraverso il sequestro fisico dei materiali, sia alterando il regime idraulico dell'alveo. Infatti la presenza di formazioni arbustive ed arboree riduce la velocità della corrente e trattiene il sedimento in posto (Peterjohn & Correl, 1984; Dillaha, 1988) . Durante le piene, la presenza delle formazioni riparie favorisce in maniera sostanziale il deposito di materia

organica e di sedimento. Le sole piante erbacee non garantiscono lo svolgimento di tale funzione, soprattutto in corrispondenza di numerosi eventi di piena susseguenti in un periodo breve.

- **apporto di materia organica:** le formazioni riparie sono anche cospicue fonti di materia organica che diviene disponibile all'interno dell'ecosistema fluviale; nelle zone temperate i valori variano da 50 g a 900 g di peso secco di lettiera al m². Questa funzione di apporto energetico è molto importante: la mancanza di vegetazione riparia comporta infatti, a parità di capacità ritentiva, un calo quantitativo degli organismi sminuzzatori/tagliuzzatori a favore di altri comparti (filtratori, collettori), conducendo ad una semplificazione della struttura della comunità biologica con perdita di funzionalità congruente al corso d'acqua in oggetto (Minshall et al, 1985; Holler, 1989).
- **regolazione dell'umidità del suolo:** fasce di vegetazione riparia ben sviluppate svolgono una funzione di regolazione dell'umidità del suolo; esse, infatti, impediscono il rapido deflusso delle acque dopo le piene. Tale condizione favorisce la deposizione di materiali fini, il mantenimento per lungo tempo dell'umidità del suolo con conseguente facilitazione della ricarica della falda.
- **microclima:** le formazioni riparie contribuiscono sostanzialmente all'instaurarsi di un microclima in ambito fluviale: in particolare, la temperatura dell'acqua è correlata a quella del suolo nelle fasce riparie circostanti.
- **regolazione termica:** la vegetazione riparia svolge un ruolo di regolazione termica delle acque fluviali, soprattutto lentiche e con basso tirante. Tale attività si svolge intercettando il flusso idrico sub-superficiale (tramite gli apparati radicali) e compiendo la traspirazione epigea. Inoltre la vegetazione riparia sottrae calore, raffreddando così gli apporti idrici laterali (ipodermici) al corso d'acqua. Questo meccanismo, insieme all'ombreggiamento, contribuisce a mantenere fresche le acque fluviali. La presenza di vegetazione arborea riparia protegge infatti l'acqua da un eccessivo irraggiamento solare e quindi da aumenti di temperatura che determinerebbero una riduzione dell'ossigeno disciolto, causando problemi di respirazione all'intera comunità acquatica (Feller, 1981).
- **habitat:** le zone d'ombra sono habitat indispensabili alla vita di molti pesci che, essendo privi di palpebre, mal sopportano condizioni di luminosità elevate; le chiome sporgenti sull'acqua, agendo da schermo visivo, forniscono ai pesci zone rifugio dai predatori. L'ombreggiamento, inoltre, può fungere da elemento di controllo e limitazione dello sviluppo eccessivo di piante acquatiche (macrofite).
- **ritenzione della materia organica:** le aree riparie svolgono anche un'importante funzione di ritenzione della materia organica (accumulo e rimozione): la copertura vegetale ha un ruolo fondamentale in tali processi e assume funzioni tampone tanto più efficaci quanto più è strutturata e sviluppata. Le formazioni arboree riparie, infatti, garantiscono accumulo di materia organica disponibile a breve termine (in biomassa non legnosa es. foglie) e a lungo termine (in biomassa legnosa) (Cummins et al, 1989).
- **fonte di cibo e di rifugio:** l'ambiente ripario è poi una importante fonte di cibo e di rifugio. Per i mammiferi rappresenta un corridoio ecologico che facilita i loro spostamenti mettendo in comunicazione diversi tasselli di un ecosistema a rete. Per gli uccelli è una zona di sosta durante le migrazioni e un'area di nidificazione, per alcuni rettili è un habitat preferenziale, per molti anfibi è una zona di riproduzione e sviluppo; le radici e i rami aggettanti, infine, offrono habitat idonei a molte specie ittiche durante il loro ciclo biologico e creano vari microambienti, favorendo l'incremento della biodiversità, con effetto equilibratore sull'intera comunità biologica (Hopper, 1989; Noss & Harris, 1986; Simberloff & Cox, 1987; Howard & Allen, 1989).

BIBLIOGRAFIA

Angermeier, P. L. & Karr, J. R., 1994. Biological integrity vs. biological diversity as policy directives: Protecting biotic resources, *Bioscience*, 44: 690-697

Asmussen L.E., White A.W., Hauser E.W., Sherida J.: (1977). Reduction of 2,4-D load in surface runoff down a grassed waterway. *J. Environ. Quality*. Vol 6: 159-162.

Battisti C. 2004. Frammentazione Ambientale, connettività, reti ecologiche. *Assessorato Politiche Ambientali, Agricoltura e Protezione Civile. Provincia di Roma*

CIRF (2006). La riqualificazione fluviale in Italia. Linee guida, strumenti ed esperienze per gestire i corsi d'acqua e il territorio. Nardini A., Sansoni G. (Eds) e collaboratori, Mazzanti Editori, Venezia

Clausen J.C. and Meals D.W. Jr (1989). Water quality achievable with agricultural best management practices. *J. of Soil and Water Conservation*. Nov-dec 593-596.

Cummins K.W., Wilzbach M.A., Gates D.M., Perry J.B., Tagliaferro W.B. (1989). Shredders and riparian vegetation. *Bioscience*. Vol 39:24-30.

Dallafior V., Bertolaso M., Ghetti P.F., Minciardi M.R., Negri P., Rossi G.L., Siligardi M., 2010 . Atti XVIII congresso S.It.E- Biologia Ambientale, 24 (1): 225-231

Dallafior V., Bertolaso M, Ghetti P.F., Minciardi M.R., Monauni C., Negri P., Rossi G.L., Siligardi M., 2011, Valutazione della funzionalità fluviale potenziale e calcolo della funzionalità relativa: un approccio per i tratti a funzionalità naturalmente limitata, *Biologia Ambientale*, 25 (2): 3-14

Dillaha T.A., Sherrard J.H., Lee D., Mostaghimi S. Shanholtz V.O. (1988). Evaluation of vegetative filter strips as a best management practice for feed lots. *Journal WPCF*. Vol 60: 1231-1238.

Elmore W. & R.L. Beschta, 1987 - Riparian areas: perceptions and management. *Rangelands*, 9: 260-265.

Erman D.C., Newbold J.D., Roby K.B. (1977). Evaluation of streamside of buffer strips for protecting aquatic organisms. California Water Resources Center, University of California, Davis, CA, pp 1-50.

Feller M.C. (1981). Effects of clearcutting and slashburning on stream temperature in southwestern British Columbia. *Water Res. Bull.* Vol 17:863-867

Forman R.T.T., 1995 - Land mosaics. *Cambridge University. Press, Cambridge*: 632 pp.

Holler S.M. (1989). Buffer strips in watershed management. "Watershed Management Strategies for New Jersey" Cook College Dept. of Environmental Resources . New Jersey Agric. Exper. Stat. Report No H-17505-1-89. New Brunswick, New Jersey. Pp 69-116.

Hoper S.T. (1989). Wildlife and riparian zone in Maine: a review. In: "Forest and wildlife management in New England – What can we afford?" Briggs R.D. et al. (Eds). Misc. Rep. No 336. *Soc. Amer. Foresters*. pp 1271-176.

Howard R.J., Allen J.A. (1989). Streamside Habitats in southern forested wetlands: their role and implications for management. In: "*The forested wetlands of the southern United State*". Hook D.D., Lea R. (Eds). USDA Forest Service Gen. Tech. Report SE-50, pp 97-106.

Minshal G.W., et Al. (1985). Development in Stream Ecosystem Theory. *Can. J. Fish. Aquatic Science*. Vol 42: 1045-1054.

- Nriagu J.O. and Lasdksminarayana J.S.S. (1989). Aquatic Toxicology and Water Quality Management. *Wiley Ed.*
- Noss R.F., Harris L.D. (1986). Nodes, network and MUMs: preserving diversity at all scales. *Environtal Management*. Vol 10: 299-309.
- Peterjohn W.T., Correl D.L (1984). Nutrient dynamics in an agricultural watershed: obsedrvations on the role of a riparian forest. *Ecology*. Vol 65: 1466-1475.
- Petersen, R.C. 1992. The RCE: A Riparian, Channel, and Environmental inventory for small streams in agricultural landscape. *Freshwater Biology*, 27: 295-306.
- Peterson G. Allen C.R., and Holling S.C.. (1998). Ecological Resilience,Biodiversity, and Scale. *Ecosystems* 1: 6–18
- Petersen R.C., Madsen B.L., Wilzbach M.A. Magadza C.H., Parlberg A., Kullberg A., Cummins K.W. (1987). Stream management: emerging global similarities. *Ambio*, 16 (4): 166-179.
- Pinay G. & H. Decamps, (1988) - The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: a conceptual model. *Regulated rivers*, 2: 507-516.
- Regione Piemonte, 'Il ruolo della vegetazione ripariale e la riqualificazione dei corsi d'acqua' Atti del Seminario Nazionale, 1 ottobre 2008
- Rhode W.A., Asmussen L.E., Hauser E.W., Wauchope R.D., Allison H.D. (1980). Trifluarin movement in runoff from small agricultural watershed. *J. Envron. Quality*. Vol. 9: 37-42.
- Scott H. Ensign and Martin W. Doyle. (2006). Nutrient spiraling in streams and river networks. *J. of Geophysical Research*. vol 111, G04009, doi:10.1029/2005JG000114
- Siligardi, M. e Maiolini B. 1993. L'inventario delle caratteristiche ambientali dei corsi d'acqua alpini: guida all'uso della scheda RCE-2. *Biologia Ambientale*,VII, (2):18-24.
- Siligardi M. et al. (2000). IFF, Indice di Funzionalità Fluviale - Manuale ANPA, Roma novembre 2000
- Siligardi M. et al. (2007). IFF 2007, Indice di Funzionalità Fluviale - Manuale APAT, Roma
- Simberloff M.B., Cox J. (1987). Consequences and costs conservation corridors. *Conservation Biology*. Vol 1:63-71.
- Webster J.R. (2007). Spiralling down the river continuum: stream ecology and U-shaped curve. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 26(3):375-389
- Wiens J. A., C.S. Crawford, & J.R. Gosz, (1986) – Boundary dynamics: a conceptual framework for studying landscape ecosystems. *Oikos*, 45: 421-427