

MINI HYDRO E IMPATTI AMBIENTALI

SINTESI ORGANIZZATA DELLO STATO DELL'ARTE SCIENTIFICO



Fulvio Boano
Carlo Camporeale
Paolo Cavagnero
Stefano Fenoglio
Roberto Revelli
Luca Ridolfi (responsabile)

Novembre 2011

INDICE

I La letteratura scientifica 15

- 1 I FIUMI 17
 - 1.1 Struttura gerarchica dei fiumi 17
 - 1.2 L'ecosistema fluviale 21
 - 1.2.1 Tipi di substrato 21
 - 1.2.2 Ossigeno 22
 - 1.2.3 Luce 23
 - 1.2.4 Temperatura 23
 - 1.3 Biogeomorfologia fluviale 25
 - 1.3.1 Biogeomorfologia delle fasce riparie 26
 - 1.3.2 Regimi di portata a connettività longitudinale 27
 - 1.3.3 Effetti biogeomorfologici dei biota 30
- 2 IL MINI IDROELETTRICO 33
 - 2.1 Classificazione 33
 - 2.2 Principali tipi di impianto 34
 - 2.3 Idroelettrico e sviluppo sostenibile 39
 - 2.4 Gli impatti ambientali 43
 - 2.5 Metodologie per la valutazione degli impatti ambientali 50
 - 2.6 Mitigazione degli impatti 56
- 3 L'IMPATTO SULLA GEOMORFOLOGIA FLUVIALE 61
 - 3.1 Impatti sul tratto di valle 61
 - 3.1.1 Classificazione degli impatti di valle 65
 - 3.1.2 Variazione temporale degli impatti 69
 - 3.1.3 Variazione spaziale degli impatti 69
 - 3.1.4 Fattori limitanti per gli impatti 70
 - 3.2 Impatti sul tratto di monte 72
 - 3.2.1 Inondazione di habitat 72
 - 3.2.2 Nuove fasce riparie 73
 - 3.3 Possibili sviluppi futuri 73
 - 3.4 Casi studio ed esempi 75
- 4 L'IMPATTO SUL BIOTA DEI SISTEMI FLUVIALI E SULLA QUALITÀ DELLE ACQUE 99
 - 4.1 L'impatto sulla componente autotrofa dei sistemi fluviali 99
 - 4.1.1 Macrofite 100
 - 4.1.2 Briofite 100
 - 4.1.3 Biofilm ed alghe incrostanti 101
 - 4.2 L'impatto sulle popolazioni di macroinvertebrati 102

4.2.1	Effetti ecologici della diminuzione delle portate	102
4.2.2	Effetti ecologici della frammentazione	105
4.2.3	Effetti ecologici delle brusche variazioni di portata e dell'hydropeaking	107
4.2.4	Effetti ecologici dell'incremento della sedimentazione	110
4.3	Impatto sulla fauna ittica	110
4.3.1	Alterazioni idrologiche, morfologiche e chimico-fisiche	111
4.3.2	Interruzione della connettività longitudinale	112
4.4	Casi studio ed esempi	115
5	L'IMPATTO SULLA VEGETAZIONE RIPARIA	143
5.1	La struttura della vegetazione riparia	144
5.1.1	Struttura verticale	144
5.1.2	Struttura orizzontale	146
5.2	Un componente fondamentale dell'ecosistema	147
5.3	Legami fra corso d'acqua e vegetazione	149
5.3.1	Relazioni con l'acqua	150
5.4	Condizioni per la crescita della vegetazione	152
5.4.1	Mortalità indotta da eventi di piena	153
5.5	Processi geomorfologici e crescita della vegetazione	155
5.5.1	Restringimento	155
5.5.2	Meandrizzazione	157
5.5.3	Depositi alluvionali	157
5.6	Gli impatti della regimazione sulla vegetazione	159
5.6.1	Impatti sulla vegetazione riparia a monte della regimazione	160
5.6.2	Impatti sulla vegetazione riparia a valle della regimazione fluviale	160
5.7	Relazioni fra vegetazione riparia, regimi di portata e forme fluviali	162
5.7.1	Fiumi meandriformi	162
5.7.2	Fiumi ad alvei intrecciati	163
5.7.3	Corsi d'acqua montani	164
5.8	Casi studio	166
II	Studi, proposte, progetti	197
6	QUADRO DI SINTESI	199
7	SCHEDE DEI DOCUMENTI	209
7.1	BlueAGE - Strategic study for the development of Small Hydro Power in the European Union	209
7.2	Report on small hydropower statistics - General overview of the last decade 1990-2001	218
7.3	Guide on how to develop a small hydropower plant - Parte 1 e 2	220

- 7.4 Dossier Micro-idroelettrico 223
- 7.5 Integrazione ambientale dei piccoli impianti idroelettrici 226
- 7.6 Hydropower respects the environment - A clean and indigenous renewable energy 235
- 7.7 Greenhouse gas Emissions from Reservoirs 239
- 7.8 Proposals for a European Strategy of Research, Development and Demonstration for Renewable Energy from Small Hydropower 242
- 7.9 IHA Sustainability Guidelines 246
- 7.10 Role Of Hydropower In Sustainable Development 251
- 7.11 Sustainability assessment protocol 255
- 7.12 Studio di prefattibilità di un piccolo impianto idroelettrico - Check list 257
- 7.13 I documenti a corredo della domanda di concessione della derivazione 260
- 7.14 Piccole centrali idroelettriche in Europa - Manuale delle procedure amministrative richieste 264
- 7.15 Reserved flow - Effects of additional parameters on depleted stretch 276
- 7.16 Numerical tools, GIS database and Public Cadastre to support SHP implementation 279
- 7.17 Reserved flow - Short critical review of the methods of calculation 281
- 7.18 Analisi e valutazione degli aspetti idromorfologici - Implementazione della Direttiva 2000/60/CE 285
- 7.19 Manuale tecnico - operativo per la valutazione ed il monitoraggio dello stato morfologico dei corsi d'acqua 290
- 7.20 Indirizzi per la gestione dei boschi ripari montani e collinari del Piemonte 298
- 7.21 Geomorphological change and river rehabilitation 303
- 7.22 Land management, flooding and environmental risk - New approaches to a very old question 304
- 7.23 Manual of river restoration techniques 306

Bibliografia 309

INTRODUZIONE

La pagina dedicata agli impianti idroelettrici del sito internet [Enel - Visita alle centrali](#) riporta, in una sezione appositamente dedicata, la seguente descrizione di mini-idro:

“Con il termine ‘mini-idro’ si intendono convenzionalmente le centraline idroelettriche con potenza fino a 10 MW. Si tratta di impianti di diversa tipologia rispetto a quelli di potenza maggiore. Infatti, mentre questi ultimi richiedono grandi opere di sbarramento (dighe) ed estesi laghi artificiali per l’accumulo dell’acqua, i mini impianti funzionano in pratica come i vecchi mulini (ovviamente in versione high-tech), praticamente senza impatti sull’ambiente. Presentano anzi numerosi vantaggi ambientali. Innanzi tutto forniscono energia senza immettere nell’ecosfera sostanze inquinanti, polveri, calore e gas ad effetto serra, contribuendo così a ridurre sia l’inquinamento locale, sia il riscaldamento globale. Dal punto di vista energetico, gli impianti ‘mini idro’, pur essendo di limitata potenza unitaria, possono diventare complessivamente molto numerosi, e quindi apportare un contributo non trascurabile alla produzione elettrica nazionale. Si tratta anzi di una fonte di energia considerata indispensabile per il raggiungimento degli obiettivi europei di riduzione delle emissioni climalteranti tramite un maggiore ricorso alle fonti rinnovabili ([Enel - Visita alle centrali](#))”.

Tale descrizione, certamente corretta nelle sue linee generali, contiene tuttavia al proprio interno due passaggi chiave sui quali la recente crescita di domande di concessione per lo sfruttamento della risorsa idrica in impianti di piccola taglia suggerisce di approfondire studi, conoscenze e riflessioni, per giungere a uno sfruttamento sostenibile ed equilibrato del potenziale idroelettrico residuo. I passaggi chiave sono, in particolare, quello relativo ai “numerosi vantaggi ambientali” degli impianti di mini-idro e quello in cui si sottolinea l’importanza del loro contributo alla produzione elettrica nazionale qualora divenissero “complessivamente molto numerosi”. Se infatti l’assenza degli impatti ambientali negativi citati nel brano è un elemento caratterizzante dei piccoli impianti idroelettrici, è altrettanto vero che, allo stato attuale delle conoscenze, non è ancora chiaro quali possano essere gli eventuali altri impatti ambientali (ad esempio sul corridoio fluviale) imputabili alle centrali rientranti in questa categoria, sia in relazione a una singola installazione sia in conseguenza di uno sfruttamento diffuso e intensivo della risorsa idrica, magari

attuato per mezzo di impianti in cascata insistenti su uno stesso corso d'acqua. In conformità con gli obiettivi del progetto Renfor, quindi, la presente relazione intende offrire una sintesi la più possibile ampia e oggettiva dell'attuale stato dell'arte delle ricerche e degli studi relativi al mini idroelettrico e agli impatti ambientali che ad esso possono risultare associati.

Una prima fase della ricerca è stata condotta principalmente attraverso il canale della letteratura scientifica di settore, individuando numerosi articoli di interesse pubblicati su riviste edite attraverso procedure di peer review. I circa duecento articoli esaminati sono stati classificati, come emerge dall'elenco seguente, in funzione del loro tema generale (Dimensionamento, Ecosistema, Geomorfologia, ecc.); per ciascuna categoria sono stati in seguito evidenziati i temi di ricerca ritenuti più interessanti o affrontati con più frequenza dagli studiosi, anch'essi riportati nell'elenco seguente.

- Dimensionamento
 - Ottimizzazione a fini produttivi del dimensionamento di impianti ad acqua fluente
 - Analisi multicriteri, uso di indici tecnici, economici e di affidabilità
- Ecosistema
 - Impatti accumulati dovuti a sfruttamento idroelettrico in cascata
 - Impatti ambientali della produzione idroelettrica nell'arco alpino
 - Approcci metodologici alle valutazioni ambientali e alla riqualificazione fluviale
- Geomorfologia
 - Fonti, strumenti e metodi per le analisi e le osservazioni sul lungo periodo
 - Impatti morfologici: alterazioni del trasporto solido, risposte dei differenti tipi di alveo
 - Studio delle relazioni fra alterazioni geomorfologiche e dinamiche della vegetazione riparia
- Gestione
 - Progettazione dell'intero ciclo di vita di un impianto, certificazioni di qualità
 - Analisi dei costi interni ed esterni di un impianto, relazioni con i costi dell'energia
- Invertebrati e Plancton
 - Impatti dell'hydro e thermopeaking in ambiente alpino
 - Impatti dei diversi tipi di impianto, impatti dello sfruttamento in cascata

- Localizzazione
 - Uso di sistemi informativi geografici per la localizzazione dei siti migliori da un punto di vista ingegneristico, economico e ambientale
 - Procedure di localizzazione sostenibile dei piccoli impianti
- Pesci
 - Studi sull'efficacia di barriere, corridoi, scale di risalita
 - Impatti sulla mobilità, la nutrizione, la riproduzione e la diffusione della fauna ittica
- Politiche energetiche
 - L'inclusione dei requisiti ambientali nelle politiche di gestione della risorsa idrica a fini idroelettrici
 - Raccomandazioni per lo sviluppo sostenibile del piccolo idroelettrico
- Qualità delle acque
 - Effetti delle derivazioni sulla temperatura dell'acqua in corpi idrici montani
 - Eutrofizzazione e alterazioni chimico-biologiche in piccoli invasi e tratti sottesi
- Tecnologia
 - Tecnologie per la riduzione degli impatti sulla fauna ittica
 - Soluzioni tecnologiche per l'ottimizzazione della produzione su piccola scala
- Varie
 - Effetti dei costi di produzione a piccola scala sullo sfruttamento del potenziale idroelettrico residuo
 - Gli impatti del mini idroelettrico a confronto con quelli di altre fonti energetiche
- Vegetazione
 - Effetti dell'alterazione dei regimi idrologici sullo sviluppo della vegetazione riparia
 - Teorie, metodi e strumenti per la determinazione dei requisiti ecologici delle diverse specie vegetali
 - Relazioni fra vegetazione riparia e dinamiche geomorfologiche

Il corpus degli articoli selezionati ed esaminati, riprodotto sul CD-rom allegato a questa relazione secondo la classificazione descritta, costituisce l'insieme dei riferimenti su cui è stata costruita la Parte I della relazione stessa, suggerendone al contempo anche la struttura e la sequenza dei temi in essa affrontati, qui di seguito illustrati.

- Il CAPITOLO 1 fornisce uno sguardo d'insieme sulle principali caratteristiche e dinamiche degli ecosistemi fluviali, il soggetto degli impatti ambientali sui quali le ricerche in corso (tanto quella condotta sulla letteratura quanto quella in fase di svolgimento sui due casi studio piemontesi della Val Chisone e della Valle Stura di Demonte) si sono concentrate e si concentreranno. Il capitolo è concepito come una sintesi introduttiva dal carattere generale, in cui vengono passati in rassegna temi quali la struttura gerarchica dei corsi d'acqua, che caratterizza non solo le molteplici scale spaziali delle strutture fisiche e degli habitat che in esse si sviluppano, ma anche le differenti scale temporali che condizionano i processi e le mutue relazioni che ne sottendono la funzionalità e le trasformazioni. Vengono quindi richiamati i ruoli svolti all'interno dell'ecosistema fluviale da alcuni agenti chimico fisici fondamentali, quali il substrato, l'ossigeno, la luce e la temperatura delle acque, sottolineando come essi siano affiancati (e spesso strettamente interconnessi) ai diversi fattori (continuità longitudinale e trasversale, composizione della flora e della fauna) in grado di influenzare i processi che intercorrono fra il corso d'acqua e il corridoio ecologico delle fasce perfluviali.
- Il CAPITOLO 2 presenta un quadro di sintesi relativo ai piccoli impianti idroelettrici. In esso vengono presentati i principali criteri di classificazione degli impianti idroelettrici, e le tipologie principali in cui possono essere suddivisi sulla base delle modalità di sfruttamento della risorsa idrica e delle caratteristiche tecnologiche delle turbine in essi impiegate. Vengono quindi discusse le principali problematiche legate alla sostenibilità (o alla non sostenibilità) degli impianti idroelettrici grandi e piccoli, elencando quali siano i principali impatti associati alla loro costruzione ed esercizio, e sottolineando come pregi e difetti degli impianti di grandi dimensioni non possano sempre essere semplicemente "traslati" e "scalati" su impianti di dimensioni minori, e viceversa. Una sezione del capitolo è dedicata all'esame delle principali metodologie oggi in uso per la valutazione degli impatti ambientali lungo le aste fluviali, e che possono risultare di interesse per lo studio di quelli prodotti dai piccoli impianti idroelettrici. Un'ultima parte, infine, è dedicata alle misure di mitigazione che, in alcuni casi, le fonti consultate suggeriscono per contrastare gli impatti dovuti all'attività di impianti idroelettrici di grandi o di piccole dimensioni. In verità piuttosto scarsi, i riferimenti a questo tipo di misure si concentrano sulla necessità di garantire portate vitali alla flora e alla fauna fluviali a valle di un'opera di derivazione o di accumulo, sull'importanza della continuità longitudinale almeno per quanto riguarda la fauna ittica (scale di risalita) e sui benefici che sistemazioni dei fondali e delle sponde condotte con tecniche derivate dall'ingegneria naturalistica

potrebbero apportare ai siti più direttamente influenzati dalla presenza di un impianto idroelettrico (soprattutto se di piccole dimensioni). Emerge comunque, quale tratto distintivo non solo delle soluzioni tecniche adottate per la realizzazione della centrale idroelettrica ma anche delle misure di mitigazione adottabili contestualmente alla sua costruzione e messa in esercizio, come le caratteristiche specifiche di ogni sito siano in grado di influenzare pesantemente le possibili opzioni che si presentano ai progettisti, agli enti di autorizzazione o di controllo e ai gestori degli impianti.

- Il CAPITOLO 3 si concentra sugli impatti che la presenza di derivazioni ad uso idroelettrico possono produrre sulla geomorfologia fluviale, e che a loro volta possono ripercuotersi sui comparti biologici dell'ecosistema acquatico e ripario. Tenendo adeguatamente in considerazione la netta abbondanza di studi relativi agli impatti di questo tipo prodotti da impianti medio-grandi rispetto a quelli associabili a impianti di piccole dimensioni, si è comunque tentato di tracciare un quadro articolato degli impatti che possono verificarsi nei tratti a monte e a valle di una sezione fluviale interessata dalla presenza di una derivazione, in cui vengono alterate tanto la portata liquida quanto quella solida presenti in condizioni di naturalità. Le alterazioni morfologiche valle vengono quindi classificate e descritte in relazione alle caratteristiche e al rapporto relativo che può stabilirsi fra queste due portate, affrontando anche le variazioni spaziali che tali alterazioni possono presentare. Il capitolo si conclude con l'indicazione di alcuni degli aspetti più interessanti che la futura ricerca potrebbe affrontare per approfondire la comprensione delle dinamiche geomorfologiche innescate lungo un'asta fluviale dalla presenza di derivazioni ad uso idroelettrico.
- Il CAPITOLO 4 affronta i temi degli impatti che la presenza di impianti idroelettrici può produrre sui biota dei sistemi fluviali, strettamente legati ai problemi di qualità delle acque che la presenza di tali impianti può indurre nei corpi idrici superficiali. L'analisi è suddivisa fra impatti osservabili sui componenti autotrofi degli ecosistemi fluviali (macrofite, briofite e alghe incrostanti), sulle popolazioni di macroinvertebrati e sulla fauna ittica. Per quanto riguarda gli impatti indotti sulla fauna, vengono discussi gli effetti prodotti dalla riduzione della portata in alveo (effetti termici, riduzione delle velocità dell'acqua alterazione del chimismo), dalla frammentazione fluviale sia in senso longitudinale sia trasversale, dalle brusche variazioni di portata (hydropeaking) e dall'incremento di sedimentazione, soprattutto nel tratto a monte delle opere di derivazione.
- Il CAPITOLO 5 traccia una sintesi delle principali dinamiche della vegetazione riparia che la presenza di impianti idroe-

lettrici può influenzare o alterare. La vegetazione riparia, della quale vengono descritte struttura e diversificazione in relazione alle diverse tipologie di corso d'acqua che possono favorirne lo sviluppo, svolge infatti un ruolo fondamentale all'interno dell'ecosistema fluviale, interagendo con i processi morfologici, fornendo cibo e ombreggiamento agli organismi animali, ricoprendo il ruolo di filtro per sostanze inquinanti da e verso il corpo idrico superficiale. La crescita e la distribuzione delle popolazioni vegetali lungo il fiume possono essere influenzate significativamente, soprattutto in presenza di impianti dotati di invaso, se ad esempio si basano su meccanismi di propagazione idrocora. Parallelamente, la creazione di invasi (non necessariamente di grandi dimensioni) può esporre piante scarsamente idrofile che crescano lungo il tratto a monte di un impianto a nuove condizioni di stress ambientale, mentre la carenza idrica che si può incontrare nei tratti a valle delle derivazioni favorisce in molti casi una colonizzazione vegetale delle porzioni di alveo non più interessate da portate attive.

I capitoli 3, 4 e 5 sono presentano una struttura suddivisa in due parti principali: nella prima vengono affrontate e descritte le dinamiche caratteristiche dei differenti comparti dell'ecosistema fluviale, e i caratteri generali dei principali impatti imputabili agli impianti idroelettrici che le ricerche pubblicate in letteratura hanno evidenziato. Nella seconda parte, invece, una serie di casi studio specifici (sempre pubblicati in letteratura) è stata selezionata e presentata in schede che forniscono una sintesi dei più importanti risultati da essi evidenziati. Ognuno dei casi studio presentato attraverso queste schede è riprodotto nel CD-rom allegato.

La Parte II di questa relazione riporta gli esiti di una seconda fase della ricerca sullo stato dell'arte degli studi sul piccolo idroelettrico e sugli impatti ambientali che ad esso possono essere associati. Tale ricerca si è concentrata su documenti che non provengono dalla letteratura scientifica di settore, ma che sono stati redatti, pubblicati e diffusi da enti o gruppi di ricerca indipendenti (SMART, River Restoration Centre, Adiconsum), da enti o gruppi di ricerca pubblici (Regione Piemonte, European Environmental Agency, ISPRA) o da associazioni per lo sviluppo e la promozione della produzione di energia idroelettrica (European Small Hydropower Association, International Hydropower Association). Anche questi documenti, come gli articoli scientifici citati nella Parte I, sono riprodotti sul CD-rom allegato.

- Il CAPITOLO 6 contiene una sintesi dei contenuti dei testi consultati. La loro eterogeneità fornisce un quadro abbastanza completo dell'articolazione e della complessità delle tematiche oggetto di studio, così come la manifesta parzialità che caratterizza l'impostazione di alcuni di essi è rappresentativa dei molteplici e talvolta contrastanti interessi (anche economici) di cui alcuni degli attori che ruotano

intorno all'idroelettrico sono portatori, senza che ciò denoti necessariamente atteggiamenti ed opinioni volutamente disattenti alle questioni ambientali o lontane da una visione organica e completa del "problema idroelettrico".

- Il CAPITOLO 7 presenta, infine, una selezione ragionata dei brani che, in molte di queste pubblicazioni, contengono punti di vista e considerazioni particolarmente interessanti e degne di nota sui temi ambientali legati allo sviluppo dei mini impianti idroelettrici, visti da operatori in gran parte esterni al mondo accademico. La sequenza con cui sono presentati gli estratti dei documenti, non casuale, intende fornire una panoramica di voci che, a partire dai temi delle politiche di sviluppo e delle modalità costruttive dei piccoli impianti idroelettrici, tocchi i nodi degli impatti ambientali e della sostenibilità della produzione idroelettrica a piccola scala, così come quelli delle procedure amministrative e dei vincoli da rispettare per l'ottenimento di una concessione, per giungere a illustrare attività, studi e proposte nell'ambito della valutazione, del monitoraggio, della gestione e della riqualificazione dei corridoi fluviali.

Parte I.

La letteratura scientifica

1 | I FIUMI

I fiumi hanno un'immensa importanza da un punto di vista geologico, biologico, storico e culturale. Pur contenendo solamente lo 0,0001% circa della quantità totale di acqua presente sul pianeta, i fiumi sono ovunque portatori vitali di acqua e sostanze nutrienti. Essi sono componenti critici del ciclo idrologico, e agiscono come canali di drenaggio delle acque superficiali per il 75% circa delle terre emerse; rappresentano l'habitat, il nutrimento e una via preferenziale per gli spostamenti di moltissimi organismi; sono in grado di dar vita a scenari e paesaggi maestosi; i loro percorsi sono vere e proprie rotte per l'esplorazione, il commercio e le attività ricreative; creano vaste pianure alluvionali in cui sorgono molte delle nostre città; lo sfruttamento della loro forza fornisce una quota significativa dell'energia elettrica che usiamo ogni giorno. I fiumi sono anche al centro di molti dei temi ambientali con cui si confrontano le nostre società, e sono oggetto di studio di un gran numero di specialisti che include gli idrologi, gli ingegneri idraulici, gli ecologi e i geomorfologi.

I fiumi sono connessi longitudinalmente, lateralmente e verticalmente con una fascia riparia, e devono quindi essere considerati a tutti gli effetti sistemi a tre dimensioni. Longitudinalmente i sistemi fluviali passano da una rete di piccoli ruscelli e affluenti ad un unico, grande fiume di pianura che sfocia in un estuario o in un delta. Lateralmente, i sistemi fluviali sono costituiti da un alveo principale e dalle adiacenti fasce riparie e alluvionali, connesse ad esso durante gli eventi di piena. Verticalmente, le acque superficiali dei fiumi interagiscono direttamente con gli acquiferi presenti nel sottosuolo. I sistemi fluviali dipendono dalle molteplici interazioni di processi idrologici, geomorfologici e biologici che coprono un ampio spettro di scale spaziali e temporali.

Molteplicità di connessioni

1.1 STRUTTURA GERARCHICA DEI FIUMI

La suddivisione di un fiume secondo un criterio gerarchico fornisce un buon metodo per studiare il comportamento e i processi degli ecosistemi fluviali. Le scale spazio-temporali si estendono da quella di bacino o di tratto di fiume a quella di microhabitat; questa considerazione è importante perché molti processi ecologici significativi si svolgono e possono venire osservati o studiati su più livelli, e anche perché molte delle caratteristiche proprie di un certo livello del sistema fluviale vengono influenzate da quelle appartenenti a livelli più elevati. La sensibilità temporale del fiume ai cambiamenti, inoltre, tende a diminuire all'aumentare della scala spaziale considerata.

La scala più ampia è, innanzitutto, quella del bacino idrogra-

Scala di bacino

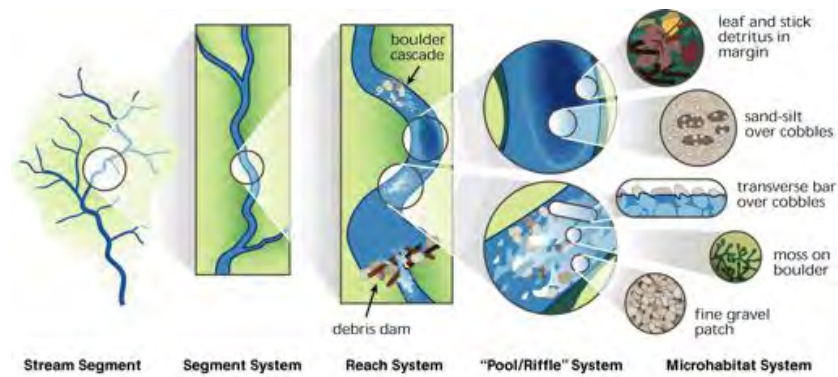


Figura 1.: Struttura gerarchica di un sistema fluviale e dei suoi habitat (FISRWG 1998).

fico e della sua rete di drenaggio. I bacini hanno dimensioni caratteristiche nell'ordine dei chilometri, e le loro trasformazioni spaziali risultano evidenti su scale temporali nell'ordine dei centomila o di un milione di anni. Lo studio dei bacini a queste scale consente di approfondire la conoscenza delle relazioni esistenti fra un territorio e l'acqua che lo percorre e lo abbandona attraverso ruscelli, torrenti e fiumi. Il clima (che agisce direttamente sulle precipitazioni), la geologia e la topografia di un territorio sono i fattori che esercitano la maggiore influenza sulle dinamiche del bacino e sullo sviluppo della sua rete di drenaggio; essi, inoltre, condizionano i processi geomorfologici che, formando gli alvei, determinano le caratteristiche dei tratti e delle sezioni dei fiumi, elementi tipici delle scale spaziali immediatamente minori.

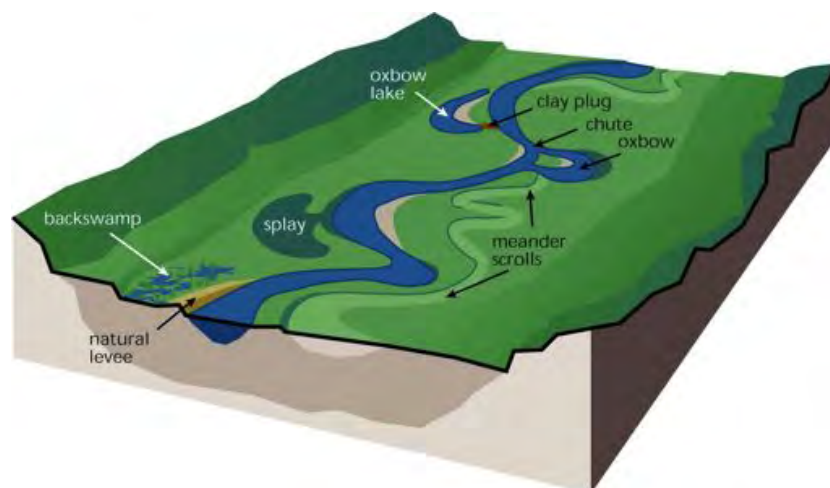


Figura 2.: Forme di fondo e depositi che caratterizzano le fasce alluvionali, soprattutto in presenza di fiumi meandrici (FISRWG 1998).

Scala di tratto

Un segmento di fiume può essere individuato e definito dalla presenza di confluente, da cambiamenti nella morfologia delle valli o degli alvei, o da mutamenti della vegetazione riparia, cioè da tutte quelle variabili dipendenti da alterazioni idrologiche o

di qualità delle acque e dalla presenza di forzanti esterne di varia natura. I segmenti presentano dimensioni tipiche che possono andare da uno a qualche decina di chilometri, e le loro trasformazioni si compiono su archi temporali che spesso hanno un ordine di grandezza delle migliaia di anni. I componenti principali di un corridoio fluviale sono il canale attivo (dalle dinamiche più accentuate), la fascia golenale o alveo di piena (solitamente di estensione crescente con la dimensione del fiume) e la fascia di transizione (che rappresenta il confine del corridoio fluviale). La fascia golenale è l'area pianeggiante immediatamente adiacente al corso d'acqua, e può essere sommersa dalle acque durante i periodi o gli eventi di piena. I canali attivi dell'alveo mutano nel tempo, erodendo o depositando i sedimenti trasportati dalla corrente. I movimenti laterali dei canali attivi causati dall'erosione e dalla sedimentazione creano alcuni degli elementi tipici delle pianure alluvionali quali meandri, laghi residuali, argini naturali o ventagli di esondazione, presenti in numero e con caratteristiche anche molto differenti in diversi corridoi fluviali.

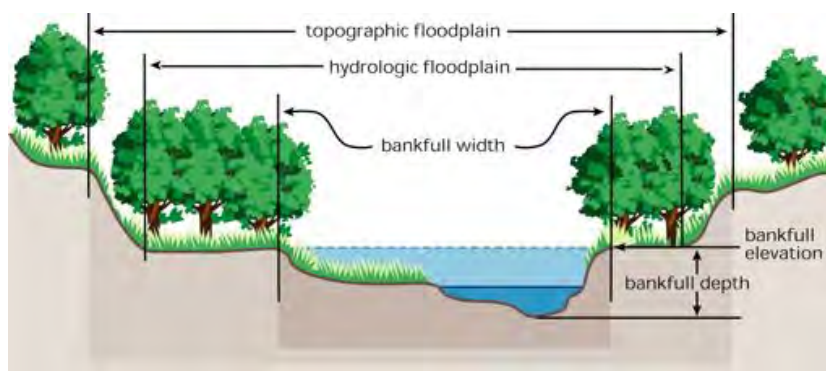


Figura 3.: Dimensioni trasversali caratteristiche dell'alveo e delle fasce alluvionali (FISRWG 1998).

I tratti di fiume vengono individuati come unità con caratteristiche omogenee all'interno di un segmento. Solitamente sono definiti da sequenze di alcune tipiche strutture fluviali (quali ondulazioni, dune e pozze) o da convenzioni quali, ad esempio, una lunghezza pari a 25 volte la larghezza del corso d'acqua. Un tratto, di conseguenza, ha spesso una lunghezza compresa fra il centinaio di metri (o anche meno per i piccoli corsi d'acqua) e qualche chilometro nel caso dei fiumi di maggiori dimensioni, e presenta trasformazioni spaziali della propria struttura che si sviluppano nell'arco delle decine o delle centinaia di anni.

All'interno di ogni tratto sono presenti microhabitat quali pozze, ondulazioni e dune, cascate o rapide, zone di ristagno. A questa scala di sotto-tratto divengono rilevanti la superficie del substrato e la fascia iporeica (al di sotto di questa superficie) così come tutti i processi di scambio da cui esse sono interessate. La zona iporeica è biologicamente attiva e satura, e presenta zone in cui l'acqua è forzata a risalire verso la superficie del substrato o a infiltrarsi attraverso gli strati di sedimenti. Le *dune* e le *ondu-*

Scala di tratto

Scala di microhabitat

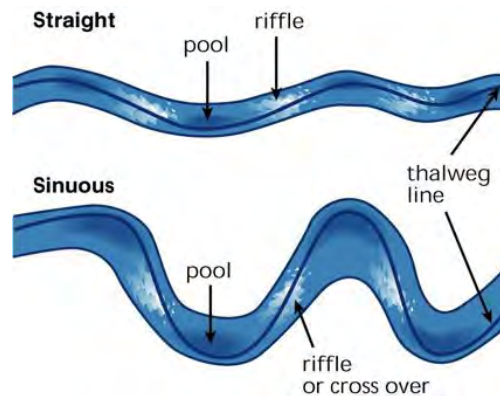


Figura 4.: Sequenze di ondulazioni e pozze in corsi d'acqua (a) prevalentemente rettilinei e (a) sinuosi (FISRWG 1998).

lazioni si presentano spesso in zone di acque poco profonde con un fondo costituito da pietre o ghiaie in cui la corrente presenta velocità più elevate e caratteristiche di turbolenza maggiormente accentuate che altrove. Esse sono solitamente alternate a *pozze*, zone di acque più lente, calme e profonde, con un fondo caratterizzato da sedimenti a granulometria più fine. Le *cascade* e le *rapide* sono zone a forte pendenza longitudinale in cui l'acqua scorre fra rocce emergenti di grandi dimensioni che agiscono come *gradoni*; questo tipo di formazioni viene costantemente creato, modificato e distrutto dalle dinamiche dei processi fluviali. Pozze, dune, e ondulazioni presentano spesso distribuzioni spaziali caratterizzate da una certa regolarità; nei fiumi con un substrato ghiaioso, dune e ondulazioni si presentano in sequenze in cui la distanza media tra un elemento e l'altro è pari 5-7 volte circa la larghezza dell'alveo, formandosi nei punti in cui si concentra la deposizione dei sedimenti a granulometria maggiore e definendo una stretta relazione con la sinuosità del corso d'acqua. Gli organismi animali, le sabbie, i ciottoli e i detriti vegetali compongono quel sistema "particolare" che nel suo complesso costituisce il sistema del microhabitat, alla scala dei centimetri. Se da un lato questi habitat sembrano essere gli elementi del fiume più sensibili ai diversi fattori di disturbo, è altrettanto vero che solitamente possiedono tempi di recupero piuttosto brevi. L'importanza dei microhabitat risiede soprattutto nelle loro produzioni primaria (alghe) e secondaria (invertebrati), direttamente influenzate da gradienti fisico chimici, dalla geometria delle forme di fondo e dai regimi di temperatura (Xiaocheng et al. 2008).

Molteplicità delle
scale spaziali e
temporali

Differenti processi fisici, interni o esterni al sistema fluviale, agiscono su scale spazio-temporali diverse, e ogni livello gerarchico del sistema stesso ha un proprio tempo di risposta, un proprio modo di reagire alle azioni esterne e una propria estensione spaziale; gli elementi che si trovano a un determinato livello gerarchico, inoltre, possono di volta in volta influenzare sia elementi che si trovano a livelli più alti sia quelli che si appartengono a livelli più bassi della struttura del fiume (Comiti et al. 2011;

Dethier e Castella 2002; Ouyang et al. 2010). Anche la fauna e la flora sono parte attiva di questa rete di sistemi fisici interconnessi, e non bisogna dimenticare che differenti organismi si relazionano con un determinato habitat in modi diversi, dipendenti da fattori ecologici e di scala. Se un mammifero di taglia medio grande, ad esempio, può percepire un piccolo torrente come un sistema bidimensionale relativamente semplice, una larva di insetto vedrà lo stesso piccolo corso d'acqua come un mondo altamente complesso, in cui variazioni anche minime della corrente o del substrato possono influenzare significativamente le caratteristiche di un habitat tridimensionale e altamente strutturato al proprio interno. Allo stesso modo, anche le scale spaziali vengono percepite diversamente dai differenti organismi animali e vegetali in funzione della durata media dei loro cicli vitali.

Le dimensioni degli organismi viventi, inoltre, rivestono una particolare importanza nel determinare l'entità delle forze su di essi esercitate dal corso d'acqua in funzione dei regimi di portata e delle distribuzioni di velocità. Per la fauna ittica, ad esempio, la velocità media della corrente può essere uno dei fattori più significativi fra quelli che influenzano la distribuzione longitudinale delle varie specie, mentre per la vita di un insetto o di un'alga unicellulare potrebbero essere molto più rilevanti la velocità e la forza che la corrente possiede in prossimità dell'organismo stesso.

1.2 L'ECOSISTEMA FLUVIALE

1.2.1 Tipi di substrato

In un corso d'acqua i materiali che costituiscono il substrato dell'alveo sono una delle condizioni al contorno che maggiormente ne influenzano la forma. I substrati sono costituiti da una vasta gamma di materiali organici e inorganici. Questi ultimi, di solito, provengono dal bacino del fiume o da parti del suo alveo attraverso processi erosivi, e vengono poi trasportati e alterati dalla corrente. Parallelamente, i materiali organici possono essere piccoli frammenti di foglie o interi alberi, provenienti dagli habitat più a monte lungo il corso d'acqua, o alghe, funghi e macrofite. Le dimensioni dei sedimenti costituenti il substrato d'alveo di una determinata sezione di un corso d'acqua sono determinate dai materiali trasportati lungo l'alveo dal fiume stesso, dai corsi d'acqua tributari o dai processi di ruscellamento superficiale. Il substrato di un corso d'acqua è particolarmente importante per il biota non solo perché fornisce gli habitat per diverse attività quali il riposo, gli spostamenti, la riproduzione, la radicazione (per i vegetali) e il riparo dai predatori o dalla corrente, ma anche perché rappresenta una fonte di cibo sia primaria e diretta (grazie alle particelle organiche che contiene) sia indiretta (come nel caso delle alghe che crescono sulle superfici rocciose).

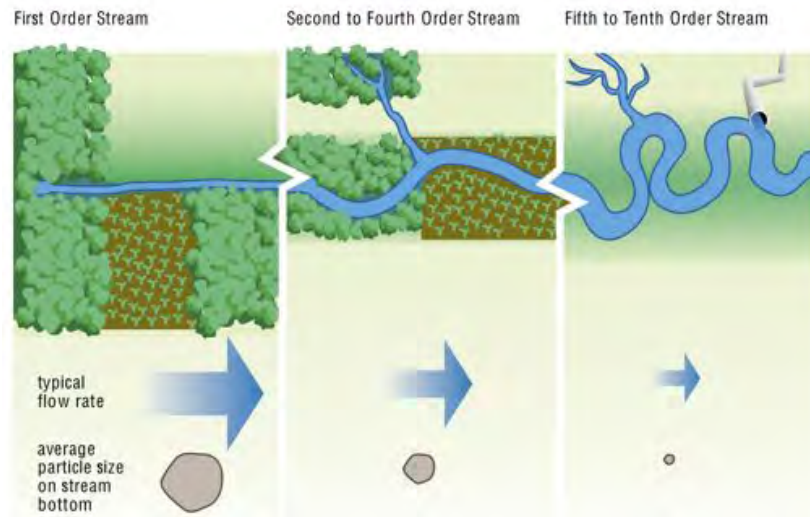


Figura 5.: Le dimensioni dei sedimenti trasportati, così come le loro quantità, possono variare in funzione dalla tipologia fluviale, del regime di portate e di molti fattori esterni al sistema fluviale quali opere di regimazione, derivazioni, scarichi, attività agricole (FISRWG 1998).

1.2.2 Ossigeno

Alla pressione atmosferica l'acqua presenta una concentrazione di ossigeno pari a circa 12.77 mg/l a una temperatura di 5 °C, mentre a 25 °C tale concentrazione scende a circa 8.26 mg/l. L'ossigeno entra nell'acqua diffondendosi attraverso la superficie di separazione con l'aria, e la sua concentrazione può variare anche con la velocità e il grado di turbolenza della corrente; è per questo motivo che, solitamente, i piccoli corsi d'acqua molto turbolenti e poco inquinati sono saturi di ossigeno, mentre le acque stagnanti con un alto carico organico presentano livelli dello stesso gas piuttosto bassi. Poiché l'ossigeno è un prodotto dei processi di fotosintesi, che si sviluppano durante le ore diurne, negli alvei particolarmente ricchi di vegetazione possono verificarsi fluttuazioni diurne sensibili dei livelli di ossigeno. Variazioni degli stessi livelli di concentrazione su una scala temporale più ampia, d'altro canto, possono verificarsi in corsi d'acqua soggetti a congelamento della superficie della corrente o situati in aree caratterizzate da climi con temperature particolarmente mutevoli lungo l'arco dell'anno. Le acque sotterranee, solitamente povere di ossigeno, possono entrare nella corrente di un corso d'acqua e ridurre il contenuto di ossigeno; in generale i livelli di ossigeno disciolto diminuiscono procedendo lungo il fiume verso valle, mentre i valori più elevati si riscontrano nei tratti montani grazie a una maggiore turbolenza e alla minore temperatura. L'importanza di una corretta quantità di ossigeno disciolto in acqua, ovviamente, risiede nella sua indispensabilità per la respirazione degli organismi aerobici presenti nel sistema fluviale (Daniil, Gulliver e Thene 1991).

1.2.3 Luce

La quantità dell'irraggiamento solare che raggiunge gli organismi vegetali che crescono all'interno di un fiume dipende dal periodo dell'anno, dall'altitudine, dalle condizioni atmosferiche e da fattori locali quali la profondità e la torbidità dell'acqua o la presenza di vegetazione riparia in grado di creare forti ombreggiamenti. Buona parte della radiazione incidente, inoltre, viene persa per riflessione sulla superficie dell'acqua; la frazione di irraggiamento che non riesce a penetrare oltre la superficie della corrente dipende principalmente dall'angolo di incidenza della luce, che a sua volta è legata all'altezza del sole nel cielo, variabile sia con la latitudine sia con l'ora del giorno (Meier et al. 2003). La posizione relativa del sole rispetto a un fiume, e di conseguenza l'insolazione che raggiunge la superficie del corso d'acqua, è influenzata anche dall'orografia del bacino e dal suo orientamento geografico. La trasmissione della quota di radiazione incidente che penetra la superficie dell'acqua è condizionata, infine, dalla torbidità dell'acqua stessa e dal colore del substrato dell'alveo; in generale, l'intensità della radiazione solare in acqua decresce con la profondità, seguendo una legge logaritmica.

1.2.4 Temperatura

Molti organismi viventi regolano la propria temperatura in funzione della temperatura esterna dell'ambiente in cui vivono (organismi poichilotermi); la loro crescita e durata di vita dipende quindi strettamente dalla temperatura. La temperatura di un ambiente, inoltre, influenza direttamente i processi e le reazioni biologiche che si svolgono nell'ambiente stesso, e che a loro volta sono alla base di processi fisiologici fondamentali quali la fotosintesi, la respirazione o la digestione. Per questi motivi, oltre che per quelli già citati legati alla quantità di ossigeno disciolto in acqua, la temperatura influenza direttamente gli ecosistemi fluviali. L'acqua viene scaldata dalla radiazione solare incidente o attraverso la conduzione di calore dall'aria o dal terreno; il raffreddamento può avvenire attraverso l'evaporazione o, anche in questo caso, per mezzo di conduzione verso l'aria o il terreno. L'elevato calore specifico dell'acqua tende comunque a limitare le variazioni di temperatura dell'acqua stessa rispetto a quelle che a parità di condizioni si verificherebbero, ad esempio, nell'aria (Meier et al. 2003). Nei piccoli corsi d'acqua l'azione turbolenta tende a uniformare la temperatura del corpo idrico, che tende invece a differenziarsi da punto a punto in alvei caratterizzati da portate più elevate, sebbene non si verifichino stratificazioni termiche marcate come all'interno dei laghi se non in presenza di fiumi più profondi di 15 m e di correnti particolarmente lente.

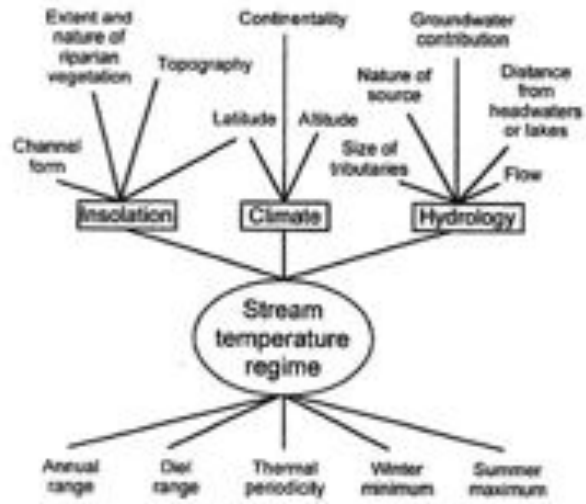


Figura 6.: Fattori principali in grado di influenzare il regime di temperatura di un corso d'acqua (Iriart 2010).

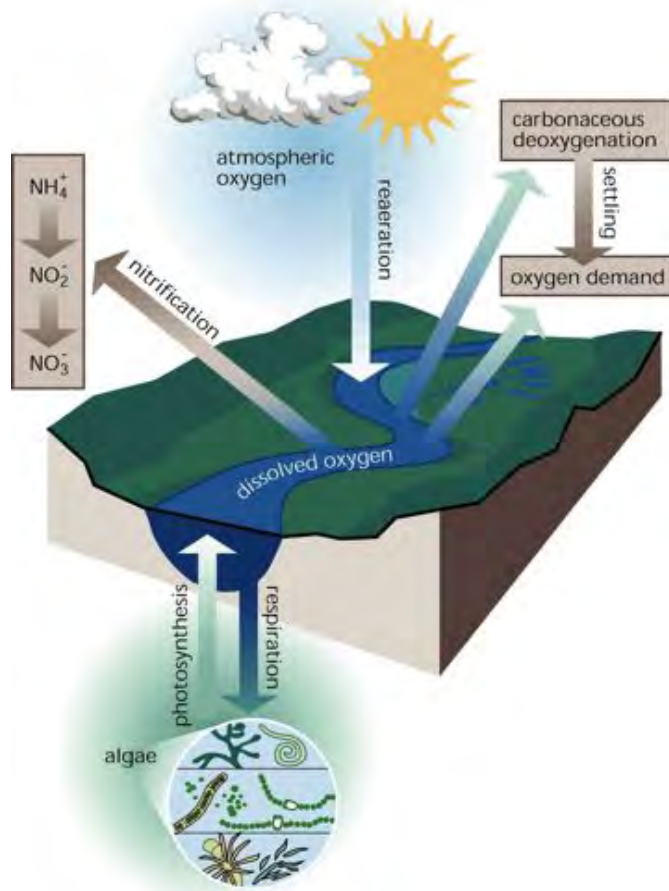


Figura 7.: Schema delle relazioni esistenti fra i principali processi connessi all'ossigeno disciolto in acqua, per i quali possono essere messi a punto e utilizzati modelli di qualità delle acque spesso utili nelle attività di riqualificazione fluviale (FISRWG 1998).

1.3 BIOGEOGRAFIA FLUVIALE

I fiumi rappresentano un caso di habitat molto particolare in virtù della propria struttura lineare. Una serie di processi sia biologici sia fisici trasformano continuamente tutti i componenti del corridoio fluviale, ma ogni processo necessita di tempo per svilupparsi in tutte le sue fasi, quindi l'organizzazione e la struttura osservabili in un dato momento nell'ecosistema di un corso d'acqua dipendono innanzitutto dalla posizione occupata dall'istante selezionato nella storia dell'ecosistema stesso.

Le dinamiche e i processi fluviali presentano caratteristiche differenti anche in relazione alle diverse aree climatiche in cui i fiumi possono ricadere; ad esempio, i fiumi che scorrono in zone semi aride presentano fasce di vegetazione riparia delimitate e con confini esterni molto netti (si pensi ad esempio al fiume Nilo) mentre in climi più umidi queste stesse fasce presentano confini meno netti con zone di transizione in cui l'ecosistema muta gradualmente le proprie caratteristiche. In ogni caso gli ecosistemi ripari possono essere studiati sulla base di alcune caratteristiche comuni quali, ad esempio, gli stadi di crescita della vegetazione o la classificazione delle specie che la compongono; a seconda delle scale spaziali e temporali scelte, inoltre, la vegetazione (ma ciò è vero per un qualunque altro componente dell'ecosistema) potrà essere messa in relazione con i regimi di portata allo scopo di ricercare e individuare le relazioni esistenti fra i processi indagati e di descriverne la struttura e lo sviluppo nello spazio e nel tempo.

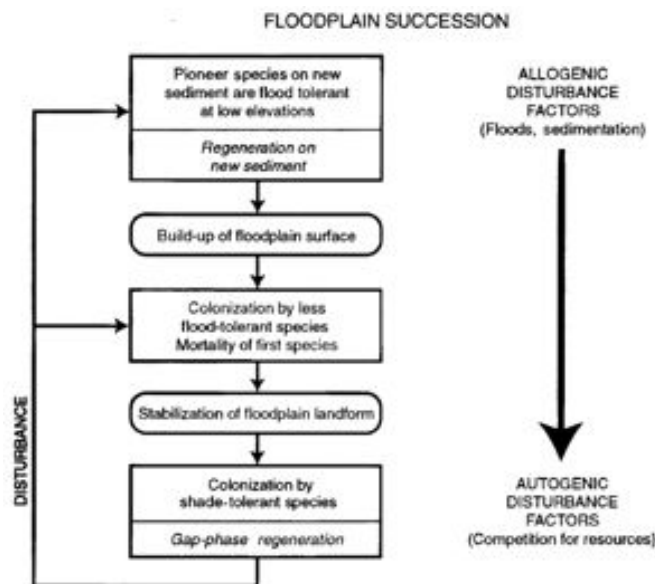


Figura 8.: Schema dei processi coinvolti nella formazione delle fasce alluvionali (Iriart 2010).

1.3.1 Biogeomorfologia delle fasce riparie

Umidità e ossigeno

I tipi di suolo e di sedimenti, la topografia del territorio, l'esposizione agli effetti delle piene, l'altimetria delle sezioni trasversali, il pH, la quantità di sostanze organiche trasportate e disciolte, al geometria degli alvei, sono solo alcuni dei fattori in grado di determinare la distribuzione delle comunità vegetali nelle fasce riparie; nell'impossibilità di studiare e analizzare le variazioni, le correlazioni e gli effetti di tutte queste variabili, è importante individuare quelle che maggiormente riescano a chiarire i meccanismi che sottendono l'organizzazione della vegetazione riparia degli ecosistemi fluviali (Perucca 2008). Le piante tendono ad assumere una disposizione spaziale correlata con i gradienti di umidità del terreno e della disponibilità di ossigeno. I tipi di suolo e di sedimenti determinano l'umidità del suolo attraverso la propria conducibilità idraulica, mentre la natura del substrato e la posizione di un punto all'interno della sezione trasversale (quota e distanza dall'alveo attivo) ne influenzano la disponibilità di ossigeno. Il gradiente di umidità e ossigeno può essere considerato in due modi:

- Un gradiente della frequenza di inondazione
- Un gradiente dell'umidità del suolo correlato alla quota di un sito rispetto al livello di falda e alle proprietà di ritenzione dell'umidità dei suoli, determinate dalla loro conducibilità idraulica.

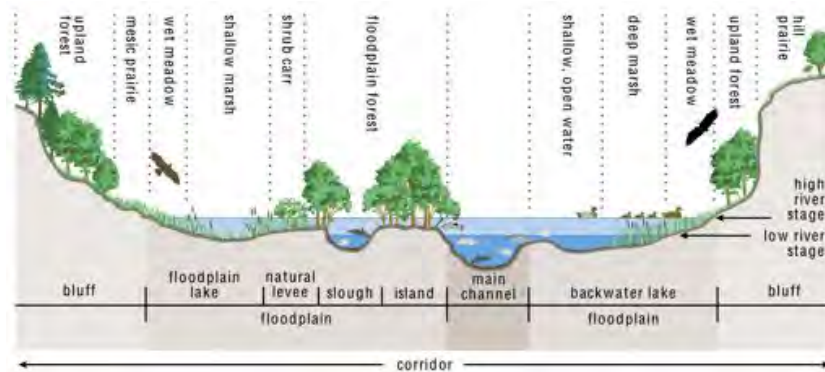


Figura 9.: Sezione trasversale di un corridoio fluviale. Le tre componenti principali del corridoio possono essere a loro volta suddivise in funzione delle loro caratteristiche strutturali e delle comunità vegetali che ospitano (FISRWG 1998).

L'umidità superficiale del terreno di una fascia riparia può essere influenzata dai livelli di falda e dalle precipitazioni. Nei casi in cui queste ultime siano un carattere climatico dominante, il contenuto d'acqua nella rizosfera dipende direttamente dai regimi idrologici, ma la disponibilità dell'acqua necessaria alla crescita della vegetazione nelle fasce riparie alluvionali è influenzata anche dalla qualità e dalla quantità degli scambi idrici fra

l'alveo del fiume e le sue zone golenali. La riduzione dell'umidità negli strati superficiali del terreno genera in questi ultimi un aumento dei livelli di ossigeno, che a sua volta può favorire l'attecchimento di vegetazione più resistente e maggiormente adattata a condizioni più aride. Anche la frequenza e la durata delle piene giocano un ruolo importante nelle fluttuazioni dell'umidità del terreno; quelle più brevi e frequenti ricaricano le isole alluviali, mentre quelle più durature e meno frequenti ricaricano anche le zone di radicazione della vegetazione.

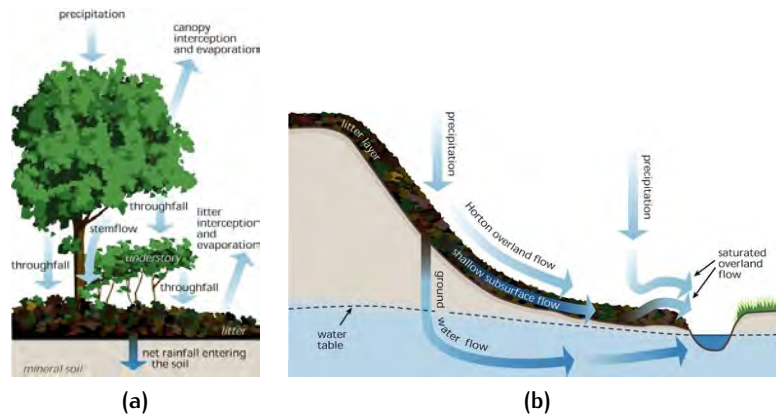


Figura 10.: (a) Una parte delle piogge non raggiunge il terreno perché è intercettata dalla vegetazione e da altre superfici. (b) La porzione di precipitazione che defluisce o filtra nel terreno dipende dalla permeabilità del terreno stesso, dalla scabrezza superficiale e dall'intensità della precipitazione (FISRWG 1998).

Il rinnovamento della popolazione della vegetazione passa attraverso l'attecchimento di giovani piante che, a seconda delle specie, avviene con modalità e in periodi differenti dell'anno; il successo di questa fase iniziale della vita degli organismi vegetali dipende innanzitutto dalla presenza di barre o di aree colonizzabili, da una corretta umidità del suolo e dall'assenza di disturbi esterni (Merritt et al. 2010). La granulometria del substrato, inoltre, è importante almeno quanto il livello della falda, i cui livelli e le cui fluttuazioni più o meno elevati possono impedire la radicazione di alcune specie. La presenza di tutte queste condizioni deve verificarsi secondo determinate sequenze temporali, di durata compatibile con le esigenze che caratterizzano le diverse fasi dell'attecchimento di giovani esemplari; non è un caso che la vegetazione riparia di molti corridoi fluviali presenti una struttura molto marcata della popolazione in funzione dell'età dei vari gruppi di individui.

*Condizioni per
l'attecchimento della
vegetazione*

1.3.2 Regimi di portata a connettività longitudinale

I regimi di portata caratterizzano le relazioni che intercorrono fra i componenti biotici e quelli abiotici di un ecosistema fluviale. I tempi di ritorno, l'intensità e le durate degli eventi di piena sono determinati da molteplici fattori quali le quote e le pendenze

*Azione formativa
degli eventi di piena*

longitudinali dell'alveo, i processi di trasporto lungo il corso d'acqua, le caratteristiche climatiche, oltre che la dimensione, la qualità dei suoli e la vegetazione del bacino che ne influenzano il ruscellamento e i deflussi superficiali (Comiti et al. 2011). L'importanza di eventi di piena di diversa entità varia a seconda delle zone climatiche; in generale, gli eventi di piena di maggiore entità sono quelli che contribuiscono alla formazione degli alvei nelle zone semi aride, mentre gli eventi formativi nei climi più umidi sono le piene di intensità più modesta ma più frequenti nel tempo. Non è comunque la sola intensità di un evento di piena a determinarne l'importanza, ma anche la posizione (temporale) che esso occupa in una sequenza di eventi dello stesso tipo (Bernez, Daniel e Hauray 2001). È quindi importante comprendere quale sia l'importanza di eventi di piena di differente intensità sullo sviluppo di lungo periodo di un ecosistema fluviale, poiché ogni fiume è caratterizzato da una un'intensità media e da una curva di frequenza degli eventi alluvionali che, tuttavia, possono cambiare nel tempo in risposta a sollecitazioni esterne sia naturali sia artificiali.

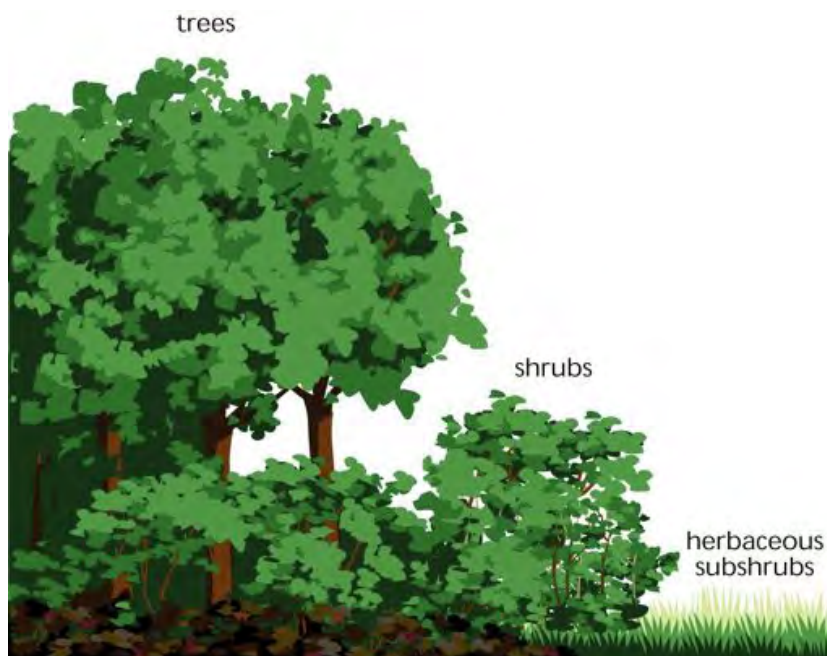


Figura 11.: La complessità della vegetazione riparia si manifesta anche attraverso la presenza di molteplici stratificazioni verticali delle comunità di organismi presenti (FISRWG 1998).

*Eventi di piena e
vegetazione riparia*

La natura degli eventi di piena guida la successione delle strutture osservabili nelle fasce di vegetazione riparia. Le specie pioniere colonizzano i banchi di sedimenti più recenti posti alle quote più prossime a quelle dell'alveo, e sono caratterizzate da un'alta tolleranza alle piene e ad altri tipi di disturbo fisico (Auble, Friedman e Scott 1994). Allontanandosi dai canali attivi e procedendo verso quote più elevate delle fasce riparie, si iniziano a incontrare specie vegetali meno tolleranti agli eventi alluvionali

ma maggiormente in grado di contribuire alla stabilizzazione dei terreni; molte delle specie che crescono in queste fasce sono anche più tolleranti nei confronti dell'ombreggiamento. La mortalità fra le specie di prima colonizzazione crea varchi nella zona vegetata in cui si instaurano meccanismi di competizione per la luce e per altre risorse vitali fra i giovani esemplari nati in essi; si assiste quindi a un progressivo avvicendamento fra una vegetazione influenzata soprattutto da fattori abiotici alloigenici e una comunità governata principalmente da fattori autogenici, tra cui la competizione per le risorse.

Il disturbo ciclico esercitato sulla vegetazione riparia dagli eventi di piena guida la successione delle comunità vegetali attraverso due fattori principali:

- la rigenerazione dei giovani esemplari non ancora completamente sviluppati
- il riassortimento dei sedimenti e il rinnovamento dei componenti abiotici dei substrati nelle aree golenali

La dimensione e la frequenza degli eventi alluvionali in grado di produrre un significativo livello di rigenerazione degli alvei può variare tra una fascia riparia e l'altra così come fra tratti successivi di uno stesso corridoio fluviale.

Le condizioni necessarie per l'attecchimento e lo sviluppo di giovani esemplari (barre, umidità, semi e protezione da altri fattori di disturbo) si verificano solo saltuariamente, conducendo alla differenziazione per fasce d'età della popolazione vegetale cui si è accennato precedentemente. Le forme e i modi della riproduzione vegetale, tuttavia, sono molteplici, potendosi osservare a seconda dei casi una prevalenza di forme di riproduzione asessuata (favorite da piene particolarmente distruttive, o una totale assenza di esse) o di riproduzione sessuata sostenuta dalla propagazione da seme, aiutata da eventi di piena non catastrofici (Jansson, Nilsson e Renofalt 2000; Merritt e Wohl 2006; Riis e Sand-Jensen 2006).

Nelle regioni e nei bacini in cui si verificano regolarmente piene catastrofiche è possibile osservare un frequente avvicendamento degli elementi biotici e abiotici, con una percentuale significativa della vegetazione riparia appartenente a specie pioniere colonizzatrici dei nuovi sedimenti depositati dal fiume. Al contrario, le aree golenali che sono solitamente soggette a piene non particolarmente violente mostrano percentuali più elevate di vegetazione matura o comunque di differenziata per fasce d'età.

La variazione della vegetazione lungo lo sviluppo longitudinale del corso d'acqua riflette le differenti capacità di adattamento e tolleranza ai fattori ambientali che caratterizzano le varie specie. La distribuzione è legata alle variazioni di quota, alle condizioni climatiche, al substrato e alla morfologia delle aree golenali, alla distanza dalle coste o da altre foreste, ai tempi di colonizzazione o, ancora, all'influenza dei singoli eventi di piena su diversi tratti dello stesso fiume.

*Strategie
riproduttive della
vegetazione*

*Distribuzione
longitudinale della
vegetazione*

1.3.3 Effetti biogeomorfologici dei biota

L'azione degli organismi vegetali

La vegetazione può influire sulla morfologia delle sezioni trasversali dell'alveo grazie alla sua capacità di legare e consolidare i sedimenti; la presenza di vegetazione nelle aree golenali, inoltre, rallenta il corso delle acque esondate durante gli eventi piena, favorendo processi di sedimentazione differenziati nello spazio e riducendo di conseguenza la frequenza di rimodellamento delle forme alluvionali. È stato anche dimostrato, inoltre, come la facilità di erosione dei sedimenti accumulati lungo le sponde dei corsi d'acqua sia inversamente proporzionale alla densità delle radici presenti nel substrato delle fasce riparie, e come la facilità di radicazione di alcune specie abbia un effetto positivo sulla stabilizzazione delle strutture d'argine dei canali di smaltimento e controllo delle piene (Scott, Friedman e Auble 1996; Shin e Nakamura 2005). Negli alvei di montagna la morfologia dei corsi d'acqua è condizionata anche dalla presenza di tronchi e di altri detriti lignei di grandi dimensioni; nelle zone pianeggianti gli sbarramenti e le ostruzioni create dai detriti in fiumi di piccole dimensioni possono alterare la durata delle inondazioni, mentre in corsi d'acqua più grandi e con fasce golenali più ampie i loro effetti possono andare dalla creazione di un punto di sviluppo di una futura barra alla modifica del tracciato planimetrico dell'alveo per mezzo di un cambio di direzione della corrente. Anche gli organismi animali possono esercitare una propria influenza sulla morfologia fluviale. I castori, ad esempio, modificano il regime idrologico di un fiume costruendovi le proprie dighe, mentre la selezione della vegetazione operata da alcuni animali al pascolo (che per il proprio sostentamento preferiscano alcune specie a discapito di altre) può alterare la dinamica di alcuni aventi di piena favorendo, ad esempio, un'erosione differenziata lungo le sponde. Non si deve dimenticare, inoltre, che il potenziale di germinazione della vegetazione in molte fasce golenali è significativamente incrementato dalla presenza di animali terrestri e di pesci che operano, inconsapevolmente, un'efficace dispersione dei semi.

L'azione degli organismi animali

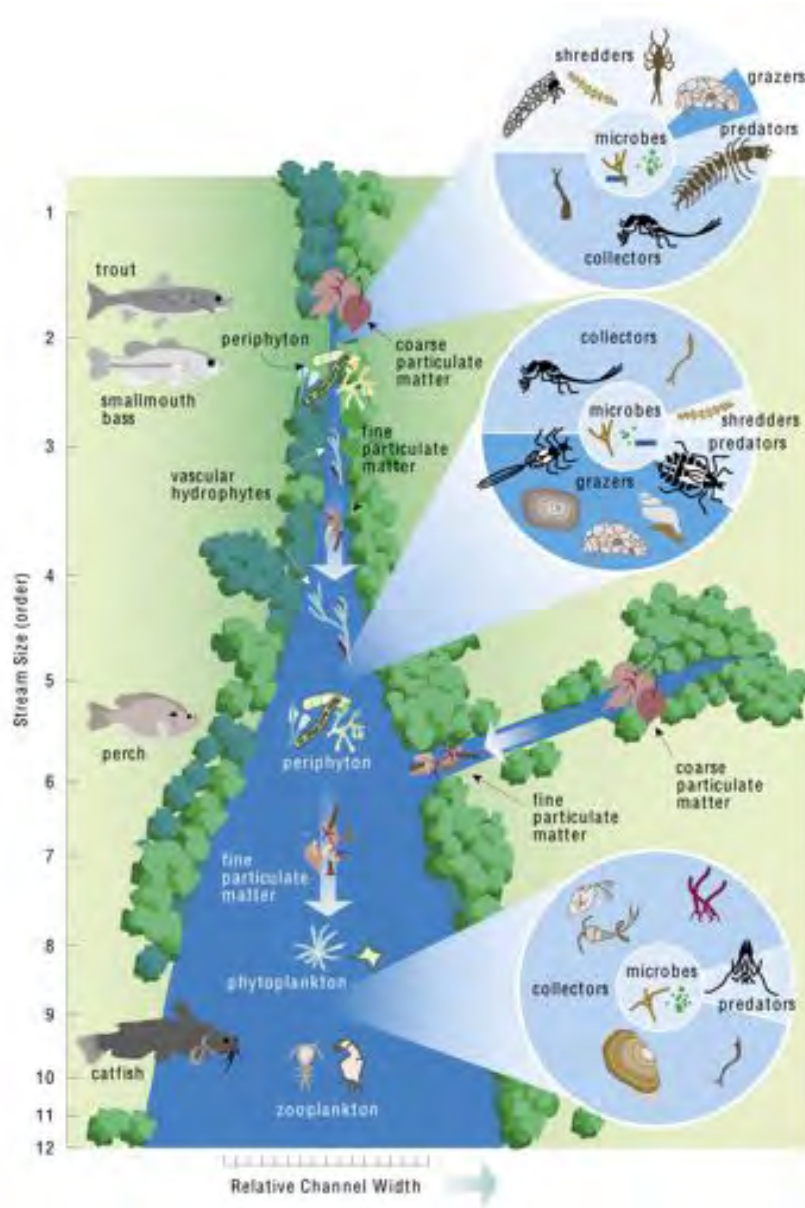


Figura 12.: Le relazioni fra le dimensioni del corso d'acqua e l'avvicendamento dei suoi attributi strutturali e funzionali caratterizzano il concetto di continuità fluviale (FISRWG 1998).

2 | IL MINI IDROELETTRICO

Fino alla prima metà del XX secolo, in Europa furono realizzate migliaia di centrali idroelettriche di piccole dimensioni che hanno soddisfatto per molti anni i fabbisogni di diversi centri abitati, in particolare nelle zone rurali, e di piccole industrie spesso annesso direttamente alle centrali stesse. In seguito, la creazione di grandi reti di distribuzione dell'energia elettrica e l'aumento dei consumi energetici, hanno fatto sì che molti degli impianti cadessero in disuso a favore di nodi di produzione di grandi dimensioni (Bartle e Hallows 2005; Zeller 2010). Recentemente, prima in sordina e poi sempre più rapidamente, si è assistito ad un ritorno e in un certo senso a una rinascita di questa tecnologia che, rispetto alle grandi centrali, consente di realizzare impianti che vengono abitualmente considerati alla stregua di progetti amici dell'ambiente, messi a punto per produrre energia a emissioni zero (Kucukali e Baris 2009; Myronidis, Emmanouloudis e Arabatzis 2008; Ozturk e Kincay 2004; Pinho, Maia e Monterroso 2007) con limitati impatti sull'ambiente, in grado di operare con un alto rendimento di conversione dell'energia (senza richiedere grandi opere di manutenzione) e facilmente realizzabili sia in sistemi di utilizzo integrato delle risorse idriche sia in fase di recupero di vecchi edifici industriali o impianti in disuso (Kaldellis 2008; Silva e Souza 2008). È comunque possibile che i piccoli impianti idroelettrici, spesso inosservati agli occhi dei media e dell'opinione pubblica e quasi sempre localizzati in aree montuose di corsi d'acqua secondari, siano in grado di generare anche alcuni impatti ambientali significativi, in particolare sui valori e i caratteri estetici dei paesaggi locali e sugli equilibri degli habitat ecologici originari (Bonilla et al. 2010; Markard e Truffer 2006).

2.1 CLASSIFICAZIONE

Per studiare, quantificare ed eventualmente tentare di modellare questa serie di impatti occorre innanzitutto gettare uno sguardo d'insieme su cosa si intenda per mini idroelettrico e su quali siano le principali caratteristiche di questi impianti. L'idroelettrico ha, infatti, diversi gradi di "piccolezza", e ad oggi ancora non esiste una definizione condivisa a livello internazionale di cosa significhi piccolo impianto idroelettrico. L'Organizzazione delle Nazioni Unite per lo Sviluppo Industriale (UNIDO) ha redatto una classificazione degli impianti idroelettrici sulla base della potenza generata dalla centrale in condizioni nominali:

Una pluralità di definizioni

- **pico** centrali idroelettriche $p < 5$ kW
- **micro** centrali idroelettriche $p < 100$ kW
- **mini** centrali idroelettriche $p < 1000$ kW
- **piccole** centrali idroelettriche $p < 10000$ kW
- **grandi** centrali idroelettriche $p > 10000$ kW

Le definizioni non sono comunque univoche, e di paese in paese il limite superiore di questa categoria di impianti può variare da 2.5 fino anche a 25 MW, con un valore massimo comunemente accettato nella maggior parte dei casi che si aggira intorno ai 10 MW; in Italia l’Autorità per l’Energia Elettrica e il Gas fissa la soglia degli impianti classificati come mini-idro a 1 MW. Nel gergo industriale, tuttavia, con “mini” idroelettrico si indicano spesso anche impianti con potenza fino a 3 MW, con “micro” idroelettrico quelli con potenza fino a 500 kW e con “pico” idroelettrico quelli che non superano i 10 kW (Kirk 1999; Paish 2002b).

2.2 PRINCIPALI TIPI DI IMPIANTO

*Impianti ad acqua
fluente e ad
accumulo*

I piccoli impianti idroelettrici possono essere di due tipi:

- *ad acqua fluente.* Questo tipo di impianto (di gran lunga il più comune) utilizza essenzialmente la portata del corso d’acqua così come si presenta durante l’intero arco del giorno o dell’anno. Molti impianti ad acqua fluente sono dotati di strutture di derivazione di altezza contenuta, nella maggior parte dei casi delle semplici traverse aventi la funzione di intercettare le portate in alveo per deviarne immediatamente una parte verso un canale di derivazione diretto all’edificio di centrale.
- *con bacino di accumulo.* Questo secondo tipo di impianto ricorre a un serbatoio per l’accumulo della portata fluente, da utilizzare in un secondo tempo quando sia più conveniente. La raccolta e la conservazione della risorsa idrica possono avvenire a loro volta attraverso:
 - un semplice bacino di regolazione, in grado di fornire acqua dalle ore fuori picco a quelle di picco, per produrre energia in corrispondenza di basse portate o di domanda crescente
 - un vero e proprio serbatoio in grado di regimare maggiori volumi di portate entranti per consentire, ad esempio, il trasferimento di volumi d’acqua dalle stagioni più piovose a quelle più secche. Quest’ultima opzione è piuttosto comune (e produttivamente conveniente) quando un piccolo impianto integri al proprio interno anche differenti funzioni oltre quella prettamente idroelettrica. Le opere di sbarramento associate

agli impianti con bacino di accumulo sono solitamente di dimensioni maggiori rispetto a quelle che caratterizzano gli impianti ad acqua fluente, e possono presentare un'altezza che talvolta raggiunge anche una decina di metri, soprattutto se il bacino di accumulo così creato ha anche altre funzioni oltre a quella prettamente idroelettrica (può essere destinato, ad esempio, all'approvvigionamento idrico civile o agricolo).

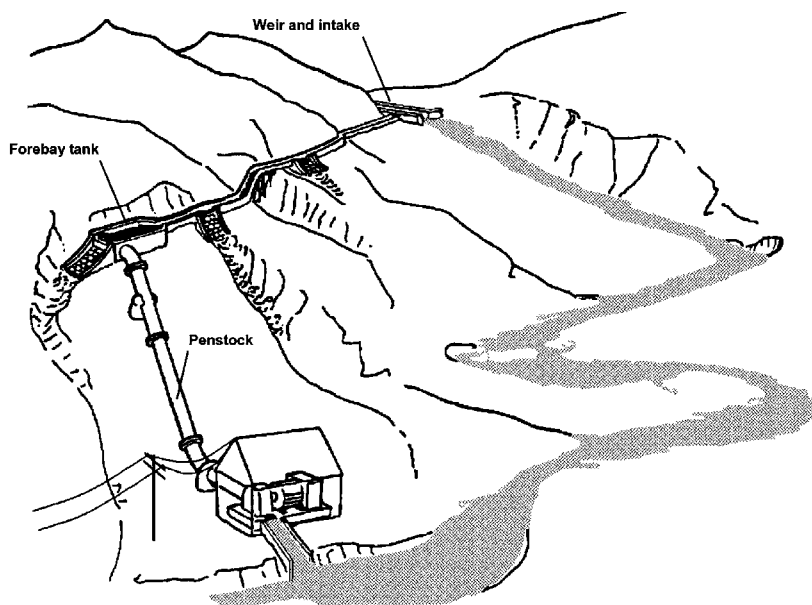


Figura 13.: Schema tipico di un piccolo impianto idroelettrico (Paish 2002b).

Quale che sia la tipologia e la dimensione dell'opera di derivazione di un impianto, essa non può non interrompere la continuità fluviale, generando inoltre un'area di rigurgito e stagnazione verso monte (la cosiddetta backwater area) la cui estensione dipende sia dalle caratteristiche dell'opera stessa sia da quelle del territorio attraversato dal corso d'acqua. Oltre alle opere trasversali (e ai relativi apparati di scarico, quali sfioratori, paratoie o scarichi di fondo) un tipico piccolo impianto idroelettrico comprende anche il circuito di derivazione dell'acqua che collega la sezione di presa con l'edificio di centrale, e che è costituito in molti casi da un canale di carico (all'aperto o in galleria), una vasca di calma e una condotta forzata; l'edificio di centrale, al cui interno l'energia dell'acqua è convertita in elettricità per mezzo di turbine e alternatori; un canale (o una galleria) di scarico che immette nuovamente l'acqua prelevata nell'alveo fluviale.

Una centrale idroelettrica è un sistema di macchinari idraulici ed elettrici, edifici e strutture di servizio. Il 'cuore' della centrale è la turbina idraulica che ha il compito di convertire l'energia potenziale e cinetica dell'acqua in energia meccanica disponibile all'albero della turbina stessa. La trasformazione in energia

Gli elementi costitutivi di un impianto

Le turbine

elettrica è completata da un generatore elettrico. Le migliori turbine possono avere un'efficienza idraulica compresa fra l'80 e il 90%, sebbene essa tenda a ridursi al diminuire della taglia della girante; i micro impianti idroelettrici di solito si assestano intorno a un valore di efficienza compreso fra il 60 e l'80% (Paish 2002b).

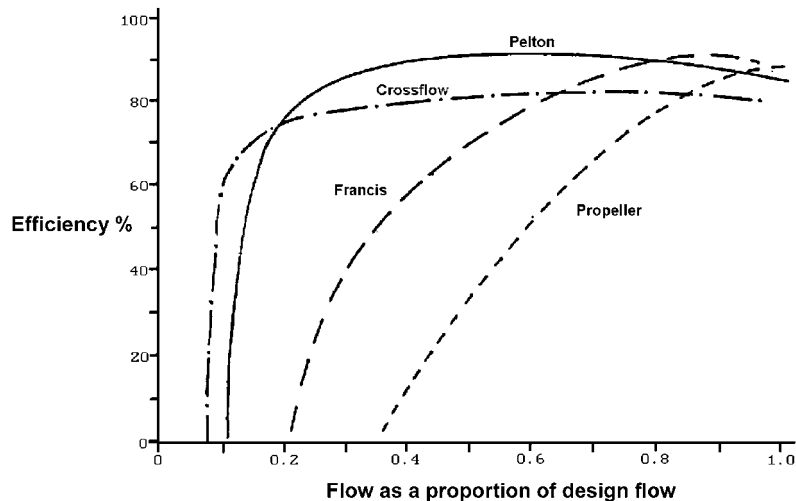


Figura 14.: Curve di efficienza di differenti tipi di turbine. Sull'asse delle ascisse sono riportate le percentuali della portata di progetto rispetto alle quali si registrano i differenti valori dell'efficienza delle turbine (Paish 2002b).

La scelta della turbina più adatta a un particolare impianto è condizionata dalle caratteristiche del sito (soprattutto dal salto e dalla portata disponibili), dalle velocità di esercizio degli alternatori e delle altre componenti elettromeccaniche collegate alla turbina, e dalla necessità o meno di produrre energia in presenza di portate inferiori a quelle di progetto (Anagnostopoulos e Papantonis 2007). Ogni turbina è caratterizzata da un preciso rapporto fra la velocità di rotazione e la propria efficienza, che condiziona di conseguenza la potenza che la turbina stessa è in grado di generare in relazione al contesto in cui si trova ad operare; ognuna di queste macchine, quindi, tenderà a funzionare al meglio in presenza di ben definite condizioni di velocità, carico e portate (Kirk 1999; Paish 2002b).

Siti ad alta caduta

Gli impianti idroelettrici ad alta caduta sono generalmente quelli economicamente più vantaggiosi, poiché più è alto il carico disponibile, più bassa è la portata necessaria per raggiungere una prefissata produzione di energia, e conseguentemente più basso è anche il costo degli apparati tecnologici da installare (MacLeod, Moran e Spencer 2006). Per queste ragioni nelle zone di montagna anche i piccoli corsi d'acqua, se utilizzati da un impianto ad alta caduta, possono produrre quantitativi di energia significativi e a costi relativamente bassi, divenendo così economicamente attraenti. I siti con un alto potenziale in termini di carico disponibile, tuttavia, sono spesso situati in zone scarsamente popolate,

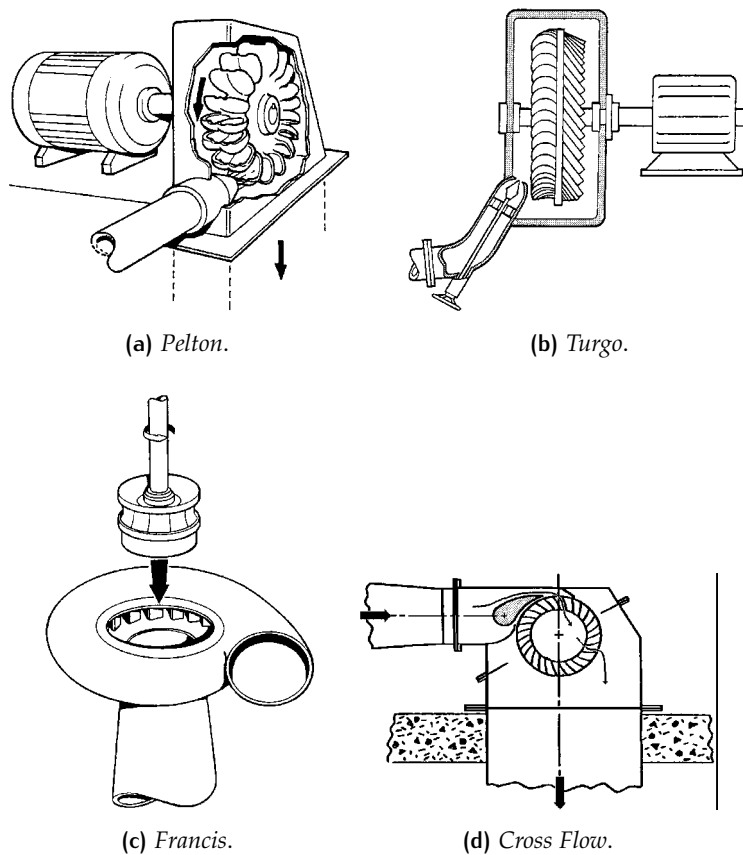


Figura 15.: Alcuni tipi di turbine utilizzate nei piccoli impianti idroelettrici (Paish 2002b).

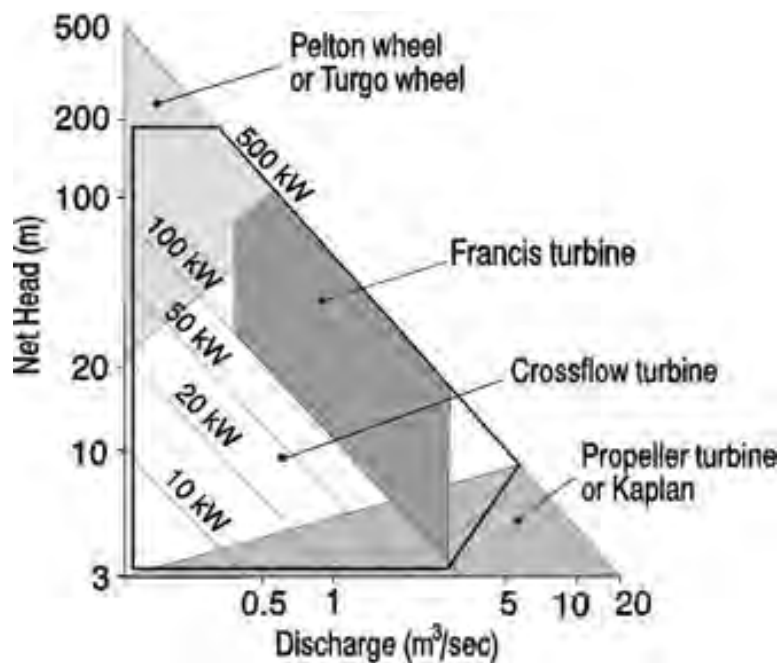


Figura 16.: Diagramma che riassume approssimativamente i range di carico, portata e potenza (fino a 500kW) applicabili ai differenti tipi di turbina (Paish 2002b).

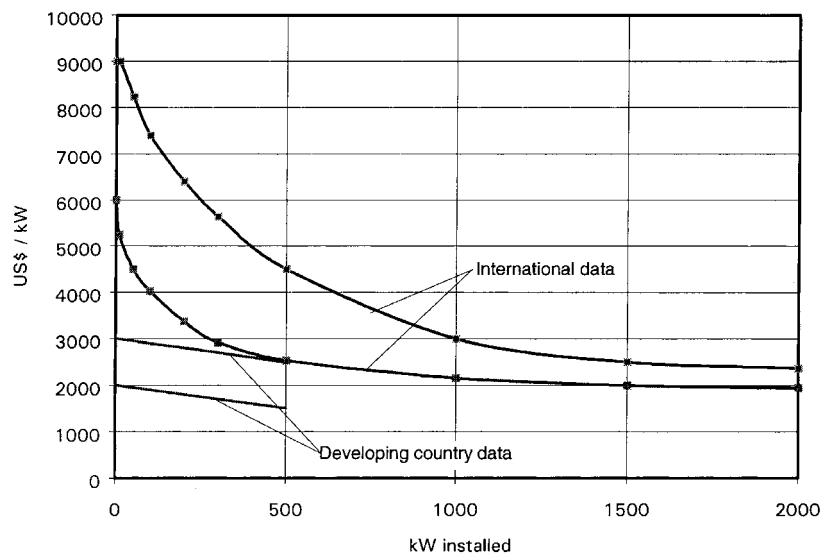


Figura 17.: Costi per kW dei piccoli impianti idroelettrici, in funzione della potenza installata. Per gli impianti di potenza minore, il costo per kW può variare (anche significativamente) in relazione al sito o al contesto economico del Paese in cui viene realizzato (Paish 2002b).

in cui la domanda di energia elettrica è piuttosto bassa; i costi di trasmissione dell'energia su lunghe distanze fino ai luoghi più popolati in cui si concentra la domanda, quindi, possono ridurre o annullare i benefici economici della produzione decentrata e diffusa dei piccoli impianti. I migliori siti con queste caratteristiche, inoltre, non sono estremamente numerosi, e molti di essi sono già stati sfruttati, almeno per quanto riguarda l'Europa (Sant'Anna e Sant'Anna 2008); la crescita della produzione di energia da piccoli impianti idroelettrici dovrà così passare soprattutto attraverso la costruzione di impianti a bassa caduta (Kaldellis, Vlachou e Korbakis 2005; Nachtnebel, Hanisch e Duckstein 1986; Paish 2002b).

Siti a bassa caduta

Ad oggi molti siti caratterizzati da basso carico sono comunque scarsamente attraenti da un punto di vista economico, in particolare se confrontati con la classica produzione energetica da combustibili fossili, rimanendo così pressoché inutilizzati. Paradossalmente, alle attuali condizioni per l'attribuzione di finanziamenti e incentivi economici, un nuovo impianto idroelettrico produce un'energia piuttosto costosa, se si considera un tempo di rientro dell'investimento iniziale variabile fra i 6 e i 15 anni, sebbene un impianto in cui questa fase sia già terminata (e che raramente richiede aggiornamenti tecnologici nei successivi 30 o 40 anni) diventi estremamente competitivo nei confronti di altri tipi di centrale, avendo costi di esercizio e di manutenzione generalmente molto contenuti. Proprio queste caratteristiche, infatti, conducono in molti casi a valutazioni economico-finanziarie di progetti idroelettrici che sconsigliano l'avvio dei progetti, complice una diffusa tendenza attuale a favorire investimenti in grado

di produrre un guadagno immediato a scapito di una maggiore sicurezza sul lungo termine (Aslan, Arslan e Yasar 2008; Paish 2002b).

2.3 IDROELETTRICO E SVILUPPO SOSTENIBILE

Negli ultimi due decenni si è registrata una rapida crescita nella domanda per i servizi energetici, in particolar modo da parte dei Paesi in via di sviluppo. L'energia è infatti universalmente considerata un fattore fondamentale per lo sviluppo economico e per la conseguente generazione di ricchezza. Contemporaneamente il rischio e la realtà di un accresciuto degrado ambientale sono diventati sempre più evidenti (Yuksel 2010). L'impatto ambientale delle attività umane è aumentato drammaticamente a causa della combinazione di diversi fattori, quali la crescita della popolazione mondiale, dei consumi, delle attività industriali, ecc. A partire dagli anni '80 è nata perciò l'esigenza di dar vita a un nuovo modello di sviluppo economico sostenibile che incontrasse necessità e aspirazioni delle generazioni attuali, ma anche di quelle future, preservando quindi la qualità e la quantità del patrimonio ambientale e delle riserve naturali (Richard 2002).

È in questo contesto che Amory Lovins introduce i termini "hard paths" e "soft paths" per definire, rispettivamente, le politiche energetiche storiche (o convenzionali) e quelle future, o quanto meno auspicabili (Abbasi e Abbasi 2000). Nel paradigma di Lovins gli "hard paths" denotano una produzione energetica (da combustibili fossili, fissione nucleare o idroelettrico di grande taglia) fortemente centralizzata e incentivata, pianificata con lo scopo di soddisfare una domanda di energia crescente e spesso, in una visione a posteriori, non del tutto efficiente. Secondo questa visione, la continua implementazione di tecnologie di questo tipo favorirebbe lo sviluppo di un'economia sempre più centralizzata e concentrata in mano a pochi e potenti attori, che si rifletterebbe di conseguenza anche sulla struttura dell'intera società. Le politiche energetiche di tipo "soft" sono basate, invece, sullo sfruttamento dell'energia solare e di altre sorgenti rinnovabili. Orientamenti e tecnologie di questo tipo dovrebbero presumibilmente condurre verso un futuro in cui sistemi piccoli e decentralizzati costituiranno una porzione sempre crescente della produzione e dell'utilizzo di energia, caratterizzata da un'alta flessibilità e sostenibilità (Abbasi e Abbasi 2000). Il maggiore utilizzo delle energie rinnovabili è avvertito come un'esigenza sia per i Paesi industrializzati sia per quelli in via di sviluppo. I primi necessitano nel breve periodo di un uso più sostenibile delle risorse, di una riduzione delle proprie emissioni di gas serra (Jaliu et al. 2009) e dell'inquinamento atmosferico, di una diversificazione del mercato dell'energia e di una sicurezza di approvvigionamento energetico. Per i Paesi emergenti, invece, le energie rinnovabili rappresentano un'opportunità di sviluppo sostenibile e di accesso all'energia anche in zone remote, potendo

Energia: domanda crescente e sostenibilità

"Hard paths" e "soft paths"

essere sfruttate attraverso uno schema di produzione diffusa e localizzata nelle aree di effettivo consumo.

*Definire la
sostenibilità*

Lo sviluppo sostenibile si traduce nella gestione e nella conservazione del patrimonio comune di risorse naturali e nell'orientamento delle trasformazioni tecnologiche e istituzionali in una direzione capace di garantire il conseguimento e la continua soddisfazione dei bisogni umani attuali e delle future generazioni (Painuly 2001). Un simile concetto di sviluppo dovrebbe implicare la conservazione del territorio, dell'acqua e del patrimonio genetico animale e vegetale, non dovrebbe causare il degrado progressivo dell'ambiente (Balat 2007), comporterebbe l'adozione di soluzioni tecniche appropriate e dovrebbe presentarsi come economicamente fattibile e socialmente accettabile (Dudhani, Sinha e Inamdar 2006). È lecito quindi chiedersi quanto le fonti di energia "soft" o rinnovabili siano davvero "people-friendly" e poco impattanti sull'ambiente, come generalmente si suppone che siano (Abbasi e Abbasi 2000; Kaygusuz 2002b; Truffer et al. 2001). Qual è il possibile impatto ambientale di un utilizzo continuo e diffuso a scala globale delle sorgenti di energia percepite come tra le più pulite e sostenibili? L'idroelettrico, in questo senso, è una fonte di energia rinnovabile in grado di rispondere ad alcuni degli obiettivi globali di riduzione dell'inquinamento e degli impatti sull'ambiente, ma svilupparne il potenziale residuo in modo veramente sostenibile pone una serie di sfide certamente non trascurabili (Baguenier 1998).

*Caratteristiche
positive del grande
idroelettrico*

L'energia idroelettrica, innanzitutto, possiede sicuramente alcune caratteristiche positive, essendo disponibile per un ampio range di progetti di diversi tipi e scale e non comportando consumi e inquinamento; la produzione di elettricità dall'acqua, infatti, non implica l'emissione di reflui gassosi, radioattivi o solidi, ma soltanto di una lieve quantità di calore e rumore (Gleick 1992), sebbene all'interno dei grandi invasi possa talvolta verificarsi una sovrapproduzione di gas serra (soprattutto metano da processi di putrefazione) che vengono poi rilasciati in atmosfera. Nelle normali condizioni di funzionamento, inoltre, gli impianti idroelettrici sono causa di una bassa mortalità pubblica e occupazionale, non hanno ricadute dirette sulla salute della popolazione (quali, ad esempio, alterazioni genetiche), sono privi di risvolti industriali potenzialmente pericolosi, come la proliferazione o la diffusione delle armi nucleari, e sono scarsamente legati (seppur con qualche eccezione in aree geografiche in cui più stati sono attraversati da uno stesso corso d'acqua) allo sviluppo di conflitti connessi alla detenzione di risorse strategiche, come accade per il petrolio (Truffer et al. 2003). All'idroelettrico possono inoltre essere collegate infrastrutture e attività quali i sistemi di approvvigionamento dell'acqua potabile, i sistemi di regimazione delle acque, gli impianti di irrigazione per la produzione alimentare, le infrastrutture per la navigazione, le attrezzature ricreative e l'ecoturismo.

*Effetti negativi del
grande idroelettrico*

Gli impianti idroelettrici, tuttavia, soprattutto se di grande taglia sono anche i sistemi di produzione energetica per i quali

esiste il più alto numero di studi relativi agli impatti ambientali ad essi associati. C'è un generale accordo nell'imputare alle grandi centrali idroelettriche gli impatti ambientali di maggiore entità (soprattutto per quanto riguarda la qualità delle acque) e alcuni studi suggeriscono che esse possano addirittura rappresentare (da un punto di vista ecologico) le più dannose fra tutte le possibili alternative di produzione energetica, basate su fonti rinnovabili e non (Abbasi e Abbasi 2000). Gli impatti maggiori causati dalle centrali idroelettriche si registrano in tutti e quattro gli habitat interessati dalla presenza di questa tipologia di impianti - il bacino idrografico a monte della centrale, il lago artificiale, il tratto di alveo fluviale sotteso fra la diga e la restituzione delle acque turbinate e il tratto di corso d'acqua a valle della restituzione stessa. Gli impatti principali riguardano:

- l'alterazione temporale dei regimi di portate
- l'incremento dell'evapotraspirazione e delle perdite d'acqua per infiltrazione
- l'ostacolo al movimento degli organismi acquatici
- la stratificazione termica nel bacino di invaso
- le variazioni nella concentrazione dei sedimenti e dei nutrienti
- la perdita di habitat terrestri a favore di habitat lacustri creati artificialmente
- l'eutrofizzazione del lago e di porzioni dell'alveo a valle dello sbarramento
- l'alterazione del mix naturale di acque dolci e saline in prossimità della foce
- la deforestazione e la perdita di fauna selvatica
- la già citata produzione di gas serra nei laghi artificiali

Relativamente a quest'ultimo punto, alcuni autori giungono a suggerire che, *per unità di energia elettrica prodotta*, le emissioni di gas serra di alcuni bacini idroelettrici possano essere confrontabili con quelle derivanti da centrali a combustibili fossili (Abbasi e Abbasi 2000). La lezione che proviene dall'esperienza con le grandi centrali idroelettriche, quindi, riguarda soprattutto la necessità di un'attenta valutazione dei possibili impatti ambientali dell'uso su larga scala di una qualsiasi altra tecnologia per la produzione di energia, da anteporre ad una qualunque sua adozione incondizionata.

Per quanto riguarda il piccolo idroelettrico, esso diviene economicamente competitivo con le centrali a combustibili fossili soprattutto nei casi in cui sia collocato in prossimità dei centri in cui si concentra la domanda di elettricità (Aggidis et al. 2010; Bohlen e Lewis 2009), ma diviene veramente sostenibile quando "internalizza" (cioè tiene completamente in considerazione)

Attrattive del piccolo idroelettrico

tutti i propri costi sociali e ambientali. Tra le caratteristiche che lo rendono particolarmente attraente, soprattutto nei paesi in via di sviluppo, vi è innanzitutto l'elevata flessibilità, che permette a questo tipo di impianti di rispondere immediatamente alla fluttuante richiesta di elettricità (Mohammadabad e Riordan 2000; Partl 1983; Williams e Simpson 2009). Il piccolo idroelettrico, inoltre, consente una agevole programmazione della produzione dell'energia in funzione della disponibilità della risorsa idrica, e in presenza di piccoli bacini di stoccaggio può rappresentare il modo più efficiente ed economico di supportare la produzione derivante da altre risorse rinnovabili intermittenti, quali il vento o l'energia solare (Rojanamon, Chaisomphob e Bureekul 2009; Yuksel 2010), per non parlare della facilità con cui rende possibile l'elettrificazione locale e diffusa su territori molto estesi e difficilmente raggiungibili dalle grandi linee di distribuzione nazionale (Hosseini, Forouzbakhsh e Rahimpour 2005). In Cina, paese leader nello sfruttamento del piccolo idroelettrico, sono ad esempio installate circa 100000 turbine per la produzione di energia elettrica nelle zone rurali, e si stima che in alcuni paesi che trarrebbero grandi benefici dalla costruzione di una rete diffusa di piccoli centri di produzione (quali Nepal, Papua Nuova Guinea e alcune nazioni dell'America Latina) il potenziale di sviluppo del piccolo idroelettrico (Kaldellis 2007; Kaundinya, Balachandra e Ravindranath 2009), grazie all'orografia particolarmente favorevole, sia addirittura superiore all'intera capacità di produzione che questi stessi paesi già possiedono grazie allo sfruttamento di altre fonti di energia (Abbasi e Abbasi 2000; Yi, Lee e Shim 2010). I problemi derivanti da un approccio diffuso allo sfruttamento idroelettrico sono comunque numerosi e potrebbero essere non meno seri, *per kilowatt generato*, di quelli connessi ai grandi impianti di tipo centralizzato (Bakis e Demirbas 2004). Tra i fattori da prendere in considerazione in un eventuale confronto bisognerebbe considerare il tratto di habitat fluviale direttamente interessato dall'alterazione o dall'interruzione del regime naturale delle portate, le barriere che si oppongono alla migrazione longitudinale della fauna acquatica, l'eventuale perdita di acqua per evaporazione nei grandi o piccoli bacini di invaso, la qualità dell'habitat nella porzione di fiume sottesa alla derivazione, la quantità di infrastrutture necessarie a una centrale, quali le strade di accesso. I problemi di interrimento e di eutrofizzazione comuni nei serbatoi di maggiori dimensioni potrebbero presentarsi in modo addirittura più serio, inoltre, nei bacini più piccoli e meno profondi che talvolta sono associati ai mini o micro impianti idroelettrici. Per quanto poi, secondo il parere di alcuni autori (Dudhani, Sinha e Inamdar 2006; Jaliu et al. 2009; Yuksel 2010), lo sviluppo del piccolo idroelettrico giochi un ruolo chiave nella riduzione delle emissioni di anidride carbonica direttamente dipendenti dalle attività di produzione dell'energia, non è possibile trascurare che le emissioni di gas serra potrebbero verificarsi anche in corrispondenza di piccoli invasi, che spesso si presentano non troppo dissimili agli ecosistemi palustri da cui è

Quali problemi per il piccolo idroelettrico?

ormai accertata la provenienza di un contributo sostanziale alle emissioni di metano.

Se il mini idroelettrico abbia o no gli stessi impatti ambientali ormai riconosciuti ai grandi impianti resta, ad oggi, un dibattito aperto (Gleick 1992); ad ogni modo, le cause delle possibili future ripercussioni negative di questi sistemi di produzione di energia non dovranno essere cercate nei sistemi in sé quanto, qualora non venisse effettuata, nella mancanza di una approfondita previsione dei loro effetti sugli ecosistemi da anteporre a una loro adozione incondizionata e scarsamente consapevole (Abbasi e Abbasi 2000; Fullerton et al. 2009; Tsoutsos, Maria e Mathioudakis 2007; Varun, Prakash e Bhat 2009).

2.4 GLI IMPATTI AMBIENTALI

Una nuova fase di diffusione del mini idroelettrico dovrà anche affrontare un numero piuttosto elevato di barriere istituzionali e ambientali da superare prima di poter ottenere il permesso di avviare il progetto e la realizzazione di una nuova centrale. La maggiore consapevolezza della limitatezza delle risorse e della necessità di un loro sfruttamento sostenibile e in equilibrio con i processi che assicurano la sopravvivenza degli ecosistemi, infatti, suggerisce tanto nelle amministrazioni locali quanto nell'opinione pubblica l'adozione di un atteggiamento prudente nei confronti di adesioni incondizionate ai diversi modelli di sfruttamento energetico. La più che legittima volontà di indagare i potenziali effetti negativi legati a nuove modalità di sfruttamento delle risorse (anche di quelle cosiddette rinnovabili) potrebbe tuttavia condurre, in assenza di strumenti valutativi e decisionali sufficientemente agili e trasparenti, a una vera e propria stagnazione di questo settore dell'industria, sia in Italia sia in altri paesi europei, ponendo il problema di coniugare in modi efficaci sviluppo economico e tutela dell'ambiente.

Nell'ambito dello sfruttamento idroelettrico, i proponenti un progetto devono oggi investire una quantità molto consistente di risorse in analisi dettagliate e in misure costose per prevenire effetti indesiderati sulla pesca, devono affrontare una serie di conflitti che potrebbero instaurarsi con gli altri portatori di interessi localizzati lungo il fiume, e devono provare che non causeranno impatti negativi all'alveo e alle sponde del fiume, alla flora e alla fauna, e ad altri elementi del territorio e degli ecosistemi.

I fiumi, infatti, sono l'ambiente naturale maggiormente modificato dall'attività dell'uomo nei secoli (Allan 2007). Questo è particolarmente evidente in Italia dove, rispetto a molti altri paesi europei ed extraeuropei, esiste una plurimillennaria storia di urbanizzazione e gestione del territorio. Le alterazioni morfologiche ed idrologiche sembrano spesso concentrate nelle aree più urbanizzate del nostro paese, ma in realtà interessano gran parte degli ambienti fluviali, anche nelle aree più isolate: ad esempio, Bombino e collaboratori (2007) riportano che il 75%

*Sviluppo economico
e tutela dell'ambiente*

*Sedimentazione
storica e diffusione
spaziale della
alterazioni
antropiche*

del reticolo superficiale dei monti della Calabria meridionale è ormai caratterizzato dalla presenza di strutture artificiali di controllo e gestione. Il problema dell'alterazione morfo-idrologica dei sistemi fluviali è estremamente complesso e legato ad una serie di fattori che agiscono a differente scala: dal cambiamento climatico globale, con la riduzione delle precipitazioni e l'aumento delle temperature e dell'evapotraspirazione, all'incremento del consumo idrico a fini irrigui, alla proliferazione di dighe, invasi artificiali e impianti con finalità idroelettriche (Lehner e Weissbach 2009).

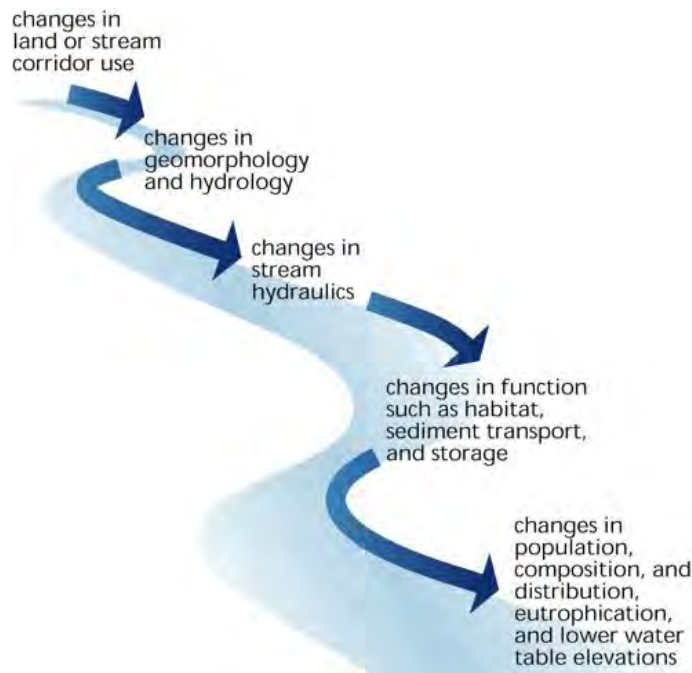


Figura 18.: Catena di eventi in cui un'azione di disturbo che influisce sul corridoio fluviale genera una catena causale di alterazioni strutturali e funzionali del corridoio stesso (FISRWG 1998).

*Ampia conoscenza
degli impatti del
grande idroelettrico*

A livello mondiale, è stato stimato che tra il 1960 ed il 2000 il volume delle acque legate ad invasi artificiali è quadruplicato, con il risultato che la quantità di acqua trattenuta da dighe artificiali è stimata in tre/sei volte la quantità di acqua che scorre liberamente nei fiumi (Assessment 2005). Attualmente, la maggior parte degli studi inerenti l'impatto ecologico dell'idroelettrico ha riguardato *impianti medio-grandi*, che intercettano il flusso di bacini idrografici di cospicue dimensioni. Il potenziale impatto sul biota fluviale (dal punto di vista non solo strutturale ma anche funzionale) di questi impianti è tale che Stutzner e collaboratori (2001) lo utilizzano come esempio paradigmatico di alterazione, assieme all'immissione di acque di scarico non depurate. La realizzazione di dighe costituisce uno dei più diffusi e importanti elementi di alterazione delle caratteristiche morfo-idrologiche dei sistemi fluviali. In tutto il mondo si stima che siano circa 52.000 grandi dighe. Nei soli Stati Uniti sono state censite

75.000 dighe di dimensioni medie e oltre due milioni e mezzo di piccole dighe (Cushing 2001). Le dighe hanno un profondo impatto sia sul tratto a valle dell'opera sia su quello a monte; esse alterano il regime idrico (favorendo un aumento degli estremi di portata - Cereghino, Cugny e Lavandier 2002), l'andamento delle temperature (Frutiger 2004a,b), il tasso di sedimentazione e di erosione naturale. Nei grandi impianti, il rilascio di acque profonde asporta materiale dall'ipolimnio, generalmente ipossico o anossico, causando pericolose riduzioni dell'ossigeno disciolto nei tratti a valle (Ward 1987). Inoltre, le dighe frammentano i sistemi fluviali, isolando le popolazioni vegetali e animali e interrompendo quindi la continuità biologica e genetica dell'intero sistema lotico. I grandi impianti idroelettrici ed i loro invasi sono inoltre responsabili di alterazioni micro-climatiche che agiscono a livello locale, selezionando per esempio la vegetazione (Doing 1997).

*Qualità delle acque,
frammentazione
degli ecosistemi*

Alcuni studi hanno infatti rilevato come la costruzione di grandi dighe possa alterare in modo significativo il popolamento vegetazionale dei tratti fluviali interessati, specialmente nei tratti posti a monte delle opere (Sparks 1995). Alcuni recenti studi hanno inoltre sottolineato un aspetto della pericolosità delle dighe tanto importante quanto sinora trascurato, legato alla produzione di gas serra da parte dei grandi bacini di acqua creatisi con le dighe idroelettriche (IRN 2006). Particolari problemi sono poi connessi alle operazioni di manutenzione degli impianti di ogni dimensione. Tutte queste alterazioni morfo-idrologiche possono avere importanti ripercussioni sia sulle dinamiche funzionali (alterazione delle modalità di accumulo e degradazione della sostanza organica alloctona e della produttività primaria interna, con conseguente cambiamento della composizione in gruppi trofici funzionali delle comunità macrobentoniche; alterazioni delle reti trofiche. Power, Dietrich e Finlay 1996; Power et al. 1995) sia sulla composizione biologica delle cenosi lotiche, ad esempio attraverso la riduzione della diversità biologica e della ricchezza tassonomica delle comunità, alterazione dei cicli vitali di numerose specie (López-Rodríguez 2009). Un ulteriore aspetto del problema è costituito dalla scala temporale nella quale si possono sviluppare gli impatti ecologici dei grandi impianti idroelettrici: anche se le grandi centrali ed i loro invasi sono progettati per avere (e in alcuni casi ormai hanno) una vita anche superiore al secolo, la stragrande maggioranza degli studi ecologici si basa su raccolte di dati che durano due-tre anni solamente (Vinson 2001). Per analizzare, prevedere e mitigare efficacemente l'impatto ecologico di queste strutture servono indubbiamente studi su lunghi periodi.

*Possibile produzione
di gas serra*

*Scala temporale dello
sviluppo degli
impatti ambientali*

Gli impatti ambientali di un impianto idroelettrico, tuttavia, non investono solo i processi ecologici della porzione di territorio in cui l'impianto stesso viene costruito; in questi casi, le scale spaziali e temporali che caratterizzano il manifestarsi di questi impatti possono anche variare sensibilmente. Un esempio è quello del rumore prodotto dalle attività di generazione elet-

Impatti acustici

trica; sia che si tratti di impianti di grandi dimensioni sia che si considerino installazioni di taglia più piccola, infatti, l'inquinamento acustico proveniente da una centrale è un aspetto del funzionamento di una centrale idroelettrica che non può essere trascurato (Tibone et al. 2009). Esso dipende prevalentemente dalle turbine e dagli eventuali meccanismi di moltiplicazione dei giri; attualmente il rumore può essere ridotto fino a 70 dB (A) all'interno della centrale, e fino a livelli quasi impercettibili all'esterno. Ad esempio l'impianto di Fiskbey 1 a Norrköping, in Svezia, fa registrare una rumorosità interna a pieno carico di 80 dB (A) e di 40 dB (A) all'esterno a 100 m di distanza, ampiamente accettabile. La rumorosità è quindi, per quanto non trascurabile, una questione facilmente risolvibile, sebbene possa risultare difficile o impossibile mitigarla durante la fase di costruzione di un impianto.

Integrazione paesaggistica e visuale, usi plurimi

Per quanto riguarda l'integrazione paesaggistica, la pubblica opinione è spesso riluttante ad accettare l'installazione di impianti che modifichino le caratteristiche visuali dei siti, in particolar modo se si tratta di impianti idroelettrici d'alta quota o inseriti in un centro urbano. Per quanto riguarda i grossi impianti a bacino, l'impatto visivo è evidente e difficilmente mascherabile ed in questo caso è necessaria una attenta valutazione dell'impatto dell'impianto sul territorio, valutando anche una possibile valorizzazione estetica, sociale e ricreativa che può essere data a questi impianti soprattutto in corrispondenza dei nuovi ecosistemi lacustri che creano (Recep Bakis 2007). Ognuno degli elementi di un impianto (opere di presa, sbarramento, centrale, opere di restituzione, sottostazione elettrica) può sollevare problemi di integrazione paesaggistica e visuale del sito. Per diminuire questi impatti si possono mascherare alcuni di questi elementi mediante la vegetazione, usare colori che meglio si integrino con quelli del paesaggio ed eventualmente costruire nel sottosuolo una parte degli impianti (ad esempio la centrale o le condotte forzate), per quanto quest'ultima opzione nella maggior parte dei casi si scontri con maggiori impatti ambientali prodotti durante la fase di costruzione, che non sempre condividono la natura transitoria del cantiere.

Impatto dei lavori di costruzione sulla comunità macrobentonica

Proprio in relazione a quest'ultimo aspetto, i lavori di costruzione che devono avvenire in alveo (sia per impianti di grandi dimensioni sia per impianti di potenza più ridotta) provocano un elevato impatto sulla comunità macrobentonica, a causa della scarsa possibilità di movimento degli organismi che non possono sottrarsi all'alterazione del proprio habitat. I danni sono causati dalla movimentazione e dalle operazioni dei mezzi di cantiere che, depositando di materiale sul fondo, causano l'intorbidimento delle acque (tanto più grave quanto più è continuativo e prolungato). Tale fenomeno si ripercuote a valle per un tratto di ampiezza variabile in relazione alle caratteristiche del corso d'acqua ed alla granulometria del materiale movimentato. Il trasporto interessa tratti più ampi se viene mobilitato materiale fine, poiché esso rimane più a lungo in sospensione. L'inerte di pic-

cola granulometria (Sear 1993) provoca un danno sensibile, oltre che ai macroinvertebrati, anche alla fauna ittica. Le particelle in sospensione, infatti, provocano danni agli organi respiratori degli organismi acquatici (branchie ed opercoli), che risultano particolarmente vulnerabili all'abrasione. Occorre infine considerare che gli impatti, di qualsivoglia natura, esercitano un danno tanto più elevato quanto maggiore è la biodiversità degli habitat interessati; le comunità ittiche più a valle, relativamente più complesse di quelle presenti in ambito montano, risultano più sensibili e vulnerabili. Ne consegue che in tali ambiti è indispensabile adottare tutte le possibili forme di mitigazione degli effetti negativi sulle popolazioni ittiche.

Sebbene talvolta i tempi e i costi per superare le procedure di approvazione possano diventare così lunghi e onerosi da rendere, di fatto, il progetto irrealizzabile (Fullerton et al. 2009), è comunque quasi sempre possibile mitigare gli impatti di un nuovo impianto adottando, di volta in volta, adeguate soluzioni progettuali calate sulle caratteristiche del caso specifico (Paish 2002b). È proprio in relazione a ciò che risulta utile ricordare come l'intera area influenzata dalla presenza di un piccolo impianto possa estendersi ben oltre la somma delle aree occupate dalle strutture di centrale e dalle annesse opere civili. È molto importante, infatti considerare attentamente la sezione di presa, il tratto di corso d'acqua (il cosiddetto tratto sotteso) compreso fra la traversa o la diga e il termine del canale di restituzione, e l'area immediatamente a valle di quest'ultimo. Alcune porzioni di terreno, infine, vengono occupate da sottostazioni, linee di trasmissione e da strade di accesso al sito della centrale (Pinho, Maia e Monterroso 2007).

Nella tabella seguente (Pinho, Maia e Monterroso 2007) vengono elencati in forma sintetica i possibili impatti imputabili alle fasi di costruzione, esercizio e dismissione di un piccolo impianto idroelettrico, raggruppate in funzione delle aree nelle quali possono registrarsi e associati agli obiettivi più sensibili sui quali viene esercitata la loro azione.

Tabella 1.: Tabella degli impatti. (Pinho, Maia e Monterroso 2007)

CL: Comunità locali; FFA: Flora e fauna acquatiche; FFT: Flora e fauna terrestri.
C: Costruzione; E: Esercizio; D: Dismissione.

Area	Obiettivo	Impatti	Fasi
Zona di stagnazione	CL, FFT	Perdita di vegetazione/deforestazione	C/E
	FFA, FFT	Variazioni del regime delle portate del fiume (basse velocità)	E
	FFA	Eutrofizzazione, variazioni della temperatura dell'acqua	E
	CL, FFA, FFT	Erosione delle sponde fluviali	E
Diga o traversa	CL, FFT	Cambiamenti climatici minori e locali	E
	CL, FFA, FFT	Interruzione della continuità fluviale	C/E
	CL, FFA, FFT	Rumore	C/E
	CL, FFA, FFT	Movimenti del terreno/Alterazioni della morfologia del paesaggio	C/E
	CL	Impatto (ostruzione) visivo	E

Continua nella prossima pagina

Movimentazione e dispersione dei sedimenti più fini in alveo

La localizzazione degli impatti

Continua dalla pagina precedente

Area	Obiettivo	Impatti	Fasi
	CL, FFA	Variazioni del regime delle portate (es. da assenza di picchi a picchi orari, o stagionali)	E
	CL	Rischio di inondazione artificiale (a seconda dell'altezza della diga o dello sbarramento)	E
	CL, FFA	Interruzione del trasporto solido (al fondo)	E
	CL, FFA, FFT	Variazioni morfologiche di sponde e argini	E
	CL, FFA, FFT	Aree abbandonate/degrado ambientale	D
Sezione di presa	FFA	Deviazione del corso del fiume/alterazione del regime fluviale naturale	E
Canale di carico o condotta forzata	CL, FFT	Alterazioni della morfologia del paesaggio	C/E
	CL, FFT	Instabilità geologica	C/E
	CL	Impatto visivo (canali di carico)	E
	CL	Perdite d'acqua (difficili da individuare, canali di carico sotterranei)	E
Edificio della centrale	CL, FFT	Rumore (localizzato)	C/E
	CL	Intrusione visiva	C/E
	CL, FFT	Movimenti del terreno/Morfologia del paesaggio	C/E
Canale di scarico	CL, FFA, FFT	Movimenti del terreno/Morfologia del paesaggio	C/E
Zona di restituzione	FFA	Aumento della torbidità dell'acqua	C/E
	CL, FFA	Erosione delle sponde fluviali	E
	FFA	Alterazione del regime fluviale naturale	E
Allargamento di strade esistenti	CL, FFT	Movimenti del terreno/Morfologia del paesaggio	C/E
	CL	Intrusione visiva	E
Strade o capanne di cantiere	FFT	Disturbo della fauna causato dal traffico	C/E
	CL	Intrusione visiva	E
Linee di trasmissione	CL, FFT	Taglio di alberi/Deforestazione	C
	FFT	Ostacoli per i volatili	C/E
	CL, FFT	Creazione di campi magnetici	E
	CL	Intrusione visiva (linee aeree)	E
	CL	Occupazione del suolo	E
Generale	CL, FFT	Instabilità geologica	C
	CL, FFA	Inquinamento delle acque	C
	CL	Riduzione delle emissioni gassose	E
	CL	Strutture e componenti delle centrali abbandonate	D
	CL	Restauro dell'originario regime fluviale	D

Si conclude dalla pagina precedente

Sebbene molti degli sforzi tecnici per lo sviluppo del piccolo idroelettrico si siano concentrati recentemente su misure in grado di accrescerne il rapporto fra efficienza e costi di realizzazione, e non è raro che anche sul fronte degli impatti ambientali (in senso lato) queste innovazioni possano anche presentare ricadute positive (Bard 2008; DengHua et al. 2009; Giudice e La Rosa 2009; Klimpt et al. 2002; Krause 1986; Lenzen 2010). Tra di esse si possono ricordare principalmente:

Innovazioni tecnologiche del mini idroelettrico con ricadute positive sugli impatti ambientali

- *Uso innovativo delle opere civili esistenti:* molti progetti eliminano la maggior parte dei costi di costruzione delle opere civili utilizzando intelligentemente strutture che eventualmente già si possono trovare sul sito di un nuovo impianto (come nel caso della riconversione di vecchi mulini) e adottando soluzioni tecniche particolari, quali le turbine a sifone (Ogayar, Vidal e Hernandez 2009).
- *Velocità di esercizio variabile per turbine a basso carico:* i recenti sviluppi nel campo dei controlli elettronici consentono alle turbine e agli alternatori di operare a diverse velocità.
- *Controllo elettronico e telemetria:* permettono il controllo remoto e un funzionamento più flessibile dell'impianto (Bishwakarma e Stole 2008; Jacquemmoz e Tironi 1999; Keil 2008).
- *Ottimizzazione computerizzata dei piccoli impianti:* consente un dimensionamento più accurato e razionale dei sistemi, per massimizzare il ritorno economico di un impianto piuttosto che la sua resa in termini energetici (Doolla e Bhatti 2007; Dudhani, Sinha e Inamdar 2006).
- *Traverse gonfiabili:* traverse gonfiabili o riempibili con acqua vengono utilizzate per innalzare il carico disponibile in siti caratterizzati da basse cadute, e possono essere sgonfiate per consentire il deflusso delle portate sia in condizioni normali sia nei momenti di piena.
- *Tecniche migliorate per impedire interferenze o danni alla fauna ittica:* una delle obiezioni più comuni rivolte ai nuovi piccoli impianti idroelettrici riguarda i possibili danni fisici che essi potrebbero causare alla fauna ittica. Nuovi tipi di scale di risalita e barriere fisiche o agli ultrasuoni potrebbero rappresentare soluzioni facilmente implementabili anche da un punto di vista economico (Becker et al. 2009; Boubee e Williams 2006; Gosset et al. 2005; Travade, Gouyou e De Faveri 1999).

2.5 METODOLOGIE PER LA VALUTAZIONE DEGLI IMPATTI AMBIENTALI

Quantità e qualità dell'acqua necessaria a un ecosistema

Valutazione di possibili scenari di alterazione

Il riconoscimento di una progressiva intensificazione dell'alterazione idrologica dei fiumi su scala globale e dei conseguenti degradi ambientali, ha portato alla nascita della scienza della valutazione dell'impatto ambientale, il cui scopo principale è quello di riuscire a determinare la quantità e la qualità di acqua necessaria per la protezione delle risorse idriche e la conservazione degli ecosistemi, a partire dallo studio delle alterazioni in essi riscontrabili. In prima battuta, una valutazione delle portate minime ambientali (EFA, environmental flow assessment) per un fiume può essere semplicemente definita come la valutazione della percentuale della portata naturale originaria del fiume che deve continuare a fluire all'interno dell'alveo a valle di una qualsiasi opera che attui una forma di regimazione del corso d'acqua, al fine di mantenere determinate caratteristiche dell'ecosistema precedentemente valutate; in questa cornice si situano anche le prescrizioni sul calcolo dei deflussi minimi vitali previste dalle legislazioni regionali. Una valutazione delle portate minime ambientali permette la stesura di svariati scenari per le possibili alterazioni del regime idrologico naturale e le portate minime necessarie agli ecosistemi (EFR, environmental flow requirements), ognuna delle quali è collegata ad uno specifico obiettivo (da raggiungere o da mantenere) in termini di future condizioni dell'ecosistema fluviale. Tipicamente una valutazione delle portate minime ambientali viene eseguita per sistemi fluviali già sottoposti a regolazione o per sistemi che sono oggetto di proposte di sviluppo relative allo sfruttamento idrico; recentemente però si sono registrati interessi crescenti diretti anche verso la proposta di azioni volte al recupero della naturalità dei fiumi. I risultanti EFR possono essere specificati su diversi livelli: dal singolo volume di portata annuale, ad un più comune regime di portate modificato, in cui la totalità dell'acqua assegnata per scopi ambientali è il risultato della combinazione di distribuzioni mensili e distribuzioni basate su eventi particolari. Infine, può anche variare la scala spaziale su cui viene intrapresa una EFA: da un intero bacino imbrifero tipico di un grande corso d'acqua con tutti i suoi affluenti regolati o meno, ad un singolo tratto di fiume.

Diverse categorie di metodi per la valutazione delle portate ambientali

Nel tempo e in diversi paesi sono state sviluppate diverse metodologie (EFM, environmental flow methodologies) con lo scopo di dar vita a sempre più raffinate valutazioni delle portate minime ambientali, che possono risultare più o meno appropriate caso per caso in base alla disponibilità di dati e di tempo, alle capacità tecniche degli operatori ed alle risorse finanziarie a disposizione. La maggior parte delle EFM può essere raggruppata in quattro categorie distinte (Tharme 2003): idrologica, valutazione idraulica, simulazione dell'habitat, olistica (suddivisa in procedimenti cosiddetti "bottom-up" o "top-down". A queste si aggiungono le metodologie di valutazione delle portate minime ambientali

che, presentando caratteristiche miste, possono essere classificate come “combinate”. L'Appendice I di Tharme 2003 riporta un dettagliato elenco delle principali metodologie di valutazione delle portate ambientali in uso in diversi paesi, allegando riferimenti bibliografici relativi a numerosi casi studio di loro applicazioni. Nel seguito si riassumono le principali caratteristiche delle differenti classi in cui è possibile raggruppare le metodologie di valutazione delle portate ambientali, richiamando in ogni classe le principali e più diffuse fra esse e rimandando a Tharme 2003 per maggiori approfondimenti.

Metodologie idrologiche

La metodologia idrologica è una delle più comuni e si basa soprattutto sull'uso di dati idrologici e relativi alle portate, registrati giornalmente o mensilmente. In particolare lo scopo è quello di individuare una porzione minima del deflusso naturale necessaria per il mantenimento della fauna ittica fluviale, delle caratteristiche ecologiche e della salute del fiume in generale, in modo tale da raggiungere un livello accettabile su base annua, stagionale o mensile. Tra le metodologie idrologiche, una di quelle più utilizzate è rappresentata dal metodo Tennant, il quale si basa sulla collezione di un gran numero di dati idraulici, biologici e relativi all'habitat fluviale. In particolare viene utilizzata una tabella che collega su base stagionale le differenti percentuali della portata media annuale con le diverse categorie relative alla condizione del fiume su base stagionale. Tali categorie spaziano da 'minimo', corrispondente ad una portata pari al 10% di quella media, a 'ottimo', corrispondente a 60-100% della portata media. Un altro metodo è il cosiddetto RVA, Range of Variability Approach, il quale si serve di un software contenente degli indicatori riguardanti l'alterazione idrologica (IHA). Lo scopo di questo metodo è quello di individuare una caratterizzazione statistica globale delle proprietà ecologiche rilevanti del regime dei deflussi, in cui l'intervallo di variazione è descritto utilizzando 32 diversi indici idrologici (IHA), derivanti da registrazioni di portata giornaliera o a cadenze maggiori.

*Modello di Tennant,
Range of Variability
Approach, IHA*

Metodologie di valutazione idraulica

In questa classe di metodologie, i cambiamenti di alcune variabili idrauliche fondamentali, come il perimetro bagnato o la profondità massima, vengono considerati come rappresentativi di fattori ambientali assunti come potenzialmente limitativi delle condizioni ottimali che dovrebbero riguardare la flora e la fauna fluviali. L'assunzione implicita è che, nonostante l'alterazione delle portate, assicurando alcuni valori-soglia di determinate variabili idrauliche sia comunque possibile garantire la salute di tutto l'ecosistema fluviale. Solitamente questo metodo consiste nell'individuare l'andamento delle variabili in interesse in fun-

*Metodo del perimetro
bagnato, modello R-2
cross*

zione dei deflussi, per poi poter tracciare delle curve di risposta (punti di rottura oltre i quali la qualità dell'habitat fluviale risulta compromesso), tramite le quali è possibile calcolare i minimi vitali per gli ecosistemi (Parker 2004). Tale schema viene seguito anche per una delle metodologie di valutazione idraulica più applicate nel mondo oggi, ossia il metodo del perimetro bagnato. Tramite esso infatti l'integrità fluviale viene correlata direttamente alla quantità di perimetro bagnato, e il deflusso minimo viene determinato per mezzo di relazioni (empiriche o basate su modelli idraulici) intercorrenti tra il perimetro bagnato e le portate. Un altro importante metodo di valutazione idraulica è il cosiddetto R-2 cross method, il quale resta tuttora in uso nonostante sia stato concepito più di 25 anni fa. Esso si basa su un modello idraulico, chiamato appunto R-2 cross, che lega tra di loro i regimi di portata e la valutazione dei fabbisogni ambientali, determinata mediante l'utilizzo di parametri idraulici e grazie all'opinione di esperti.

Metodologie di simulazione dell'habitat

Questo genere di tecniche mira a valutare i fabbisogni in termini di deflussi minimi sulla base di analisi dettagliate relative all'appropriatezza dell'habitat fluviale disponibile per tutto l'insieme delle sue specie o solo per alcune di esse (specie target). Tale metodo viene utilizzato per i vari regimi di portate possibili, sulla scorta di una serie di dati integrati tra loro di tipo idrologico, idraulico e biologico. Solitamente i cambiamenti nel microhabitat fisico relativi alla variazione della portata sono modellati per mezzo di modelli idraulici, tramite l'uso di più variabili (velocità, profondità, composizione del substrato, ricoprimento, ecc.). Le condizioni ambientali così simulate vengono poi giudicate attraverso un confronto con l'habitat più idoneo alle specie sotto esame. I risultati ottenuti sono spesso tradotti in forma di curve habitat-deflussi, che vengono impiegate per la determinazione delle portate ottimali. Fra questo tipo di metodologie la più applicata è senza dubbio la cosiddetta IFIM (Instream Flow Incremental Methodologies), considerata da alcuni esperti in materia come il metodo più scientificamente e legalmente sostenibile per la valutazione dei fabbisogni di portata. Basata sul PHABSIM (Physical Habitat Simulation) la IFIM è costituita da un vasto range di modelli simulativi idraulici e dell'habitat, che integrano i cambiamenti ambientali relativi ai deflussi con le condizioni idrauliche ambientali di riferimento per la totalità delle specie presenti nell'ecosistema, o solo per parte di esse. Dai risultati così ottenuti vengono tratte le stime relative ai fabbisogni minimi di portata e vengono valutati gli scenari alternativi di regolazione (Veza 2010).

PHABSIM, IFIM

Metodologie olistiche

La metodologia olistica ha dato un forte contributo nel campo delle valutazioni dei fabbisogni ambientali specialmente in tempi recenti. Concordemente ad essa, gli eventi di flusso critici o importanti devono essere identificati per essere posti in correlazione con la maggior parte delle componenti e degli attributi dell'ecosistema fluviale. Le procedure più comunemente adottate sono quelle cosiddette dal basso verso l'alto (*bottom-up*), dall'alto verso il basso (*top-down*), o una combinazione delle due che però necessita di molte più informazioni e del parere di esperti. L'appendice II di Tharme 2003 riporta un approfondimento sintetico ma ben circostanziato delle principali caratteristiche (punti di forza, limitazioni, stato di sviluppo e di applicazione correnti) afferenti ai più diffusi metodi di valutazione delle portate ambientali che possono rientrare nella categoria olistica. Alla base del processo *bottom-up* vi è la costruzione sistematica di un regime di portate modificato, su base mensile o, più frequentemente, su base componentistica, in cui ogni elemento rappresenta una caratteristica ben definita da considerare nella determinazione del regime di flusso. Tale regime deve essere garantito al fine del raggiungimento, all'interno del sistema modificato, di determinati obiettivi ecologici, geomorfologici, di qualità idrica e sociali. Tra le varie metodologie olistiche di tipo *bottom-up*, quella che al giorno d'oggi risulta più frequentemente applicata, nonostante non sia di recente definizione, è la cosiddetta BBM (*Building Block Methodology*), una delle poche per cui è anche stato scritto un manuale di applicazione. Sono state comunque sviluppate forme modificate e più recenti di questa metodologia, come il *Flow Stress or Response Method* (FSR). Esso si basa sulle relazioni intercorrenti tra bassi e alti deflussi e i corrispondenti stress ecologici, in modo tale da generare una serie di indici di stress che possano essere collegati al regime di portate del fiume. Questi regimi di stress permettono di esaminare un certo range di scenari di portata, ognuno dei quali risulta essere l'espressione di un potenziale rischio di cambiamento nelle condizioni ecologiche del fiume.

*Building Block
Methodology, Flow
Stress or Response
Method*

Contrariamente al precedente, il processo *top-down* si fonda generalmente su un approccio in cui i flussi ambientali sono definiti in termini di progressivi gradi di distacco (considerati comunque accettabili) dal regime di flusso naturale. Tra questi procedimenti recentemente è stato messo in evidenza il cosiddetto DRIFT (*Downstream Response to Imposed Flow Transformations*), che, come suggerisce il nome, si basa sulla risposta a valle di imposte alterazioni di portata. In particolare, esso si fonda sull'identificazione, da parte di una squadra multidisciplinare, delle conseguenze dovute alla riduzione delle portate del fiume rispetto al regime naturale, attraverso la valutazione del deterioramento dell'ecosistema fluviale. Inoltre, per mezzo di tale processo, vengono valutate le connessioni tra gli aspetti sociali legati alla sussistenza dei diversi fruitori dell'acqua del fiume e le implicazioni ecologi-

*Downstream
Response to Imposed
Flow Transformations*

che, geomorfologiche ed economiche in termini di mitigazione e compensazione.

Metodologie di combinazione

Soprattutto in tempi recenti, è stato sviluppato e applicato in alcuni paesi un buon numero di metodologie (16,9% di quelle globali), caratterizzato da una combinazione di approcci idrologici, relativi al legame habitat-deflussi e/o parzialmente olistici. Più della metà di tali metodologie è chiaramente associata ad una procedura chiaramente definita da un proprio protocollo di applicazione. Fra di esse si possono trovare approcci fortemente calati su un singolo territorio contraddistinto da determinate caratteristiche, quale il metodo combinato idraulico/biotico di Basque (Docampo and De Bikuna, 1993), o anche procedure concepite per applicazioni a scala più ampia e in contesti differenti, come quelle basate su attività di valutazione degli habitat (Duel et al., 1996). Il metodo di combinazione più comunemente applicato è quello di Acreman et al. (2000) che ha trovato applicazioni soprattutto nell'Africa Subsahariana, ma anche in Asia e negli Stati Uniti. Alcune delle metodologie di combinazione, che basano spesso la propria struttura sull'uso di analisi di regressione multivariata, non sono state sviluppate originariamente per la valutazione delle portate minime ambientali. Alcune di esse tuttavia, come il sistema di classificazione e predizione dei macroinvertebrati fluviali RIVPACS (Wright et al. 1996) sono state utilizzate per prescrivere portate ambientali e/o per mostrarne il potenziale a vari livelli delle procedure di valutazione (Choy et al., 2000, per gli invertebrati; Kennard et al., 2000, per la fauna ittica).

*Metodo di Acreman,
analisi di regressione
multivariata,
RIVPACS*

Country	Environmental flow methodologies	References for case studies
^a France	<ol style="list-style-type: none"> 1) ¹⁰1/40th of annual mean flow (i.e. 2.5% MAF, existing WRDS); 2) ¹⁰1/10th of annual mean flow (i.e. 10% MAF over minimum 5-year period, new/revised WRDS); 3) ¹⁰20% MAF (for MAF > 80 m³ s⁻¹); 3) ⁹⁶PHVA, ⁸⁹IFIM (or "microhabitat" methodology); ¹⁰⁶inked statistical hydraulic and multivariate habitat use models; ¹⁰⁶INSA Toulouse Method; ¹¹³Fish population modelling within an IFIM-type framework; ¹⁴⁵Continuous Over Threshold Procedure (incl. habitat duration & spell analyses); ⁹⁷CASIMIR 5) ¹⁷²GIS-based AGRE (multipurpose, incl. habitat simulation) 	<p>Beaud <i>et al.</i>, 1989; ⁸⁹Souchon & Valentin, 1991, cited in Stewardson & Gipsel, 1997; ¹⁰³Docampo & De Bikina, 1993; ⁹⁶Kim, 1995, cited in Dunbar <i>et al.</i>, 1998; ⁹⁸Pouilly <i>et al.</i>, 1995, cited in Lamouroux <i>et al.</i>, 1999; ¹⁴⁵Capra <i>et al.</i>, 1995; ¹⁴⁴Beil & Capra, 1996 (& refs. cited; ⁹⁶Valentin <i>et al.</i>, 1994); ^{8,10,89}Macle & Eon, 1996; ^{103,113,172}Dunbar <i>et al.</i>, 1998; ¹⁰⁶Lamouroux <i>et al.</i>, 1998; 1999; ⁹⁷K. Jorde, pers. comm.</p>
^c Germany	<ol style="list-style-type: none"> 1) ¹⁷Mean Q_{95} or a ¹⁶fraction thereof (with case-specific PI); ¹⁶MQ; 1) ¹⁷MQ; ³⁴Q₉₇ 3) ⁹⁷CASIMIR (benthic shear stress, fish habitat & riparian zone models); ¹¹⁴FSThemisphere-Benthos hydraulic modelling; IFIM? 6) PI 	<p>^{16, 99, 34, 114}Statzner <i>et al.</i>, 1990; ⁹⁷Jorde, 1996; ⁹⁷Jorde, 1997; ⁹⁷Jorde & Bratich, 1998; ^{17, 16}Dunbar <i>et al.</i>, 1998; ⁹⁷Schneider, 2001; ⁹⁷K. Jorde, pers. comm.</p>
^f Hungary	<ol style="list-style-type: none"> 3) ¹¹²Hydraulic habitat simulation modelling (EFMs from Netherlands) 	<p>¹¹²Dunbar <i>et al.</i>, 1998</p>
^b India	<ol style="list-style-type: none"> 4) ^aHolistic approaches 	<p>C. Trisal, pers. comm.</p>
^b Indonesia	<ol style="list-style-type: none"> 3) ⁸⁹IFIM (primarily PHABSIM) 	<p>⁸⁹S. Nakamura, pers. comm.</p>
^f Italy	<ol style="list-style-type: none"> 1) ¹⁴Regression-based regionalization of 7Q10 (based on basin area & BFI); ^{37, 75}7Q10 (or $Q_{7,10}$); ³⁴Q₉₇; ³⁴Q₉₇; Regionalization of %AAFs from Ternant Method; ⁹⁶Regionalization of Q₅ values, based on geology & catchment area; ⁴⁶Orth & Leonard Regionalization Method 2) ^aHydraulic-based methodologies (unspecified); ⁴⁶Wetted Perimeter Method 3) ⁸⁹IFIM (primarily PHABSIM, incl. locally developed HSI curves) 4) ^aHolistic methodologies (e.g. BBM/DRIFT or similar) 5) ¹⁷³BENHFOR Procedure; ¹⁷⁴Po River Basin Method (links between VHL, catchment variables & water quality); ¹⁷⁷Modified HQ Method; ¹⁰⁵MORIMOR-HAFIMO Integrated Model; ¹¹⁴Singh Regionalization Method 6) Direct use of hydrology, water quality data & various biotic indices; ^aStudies relating fisheries data to environmental variables 	<p>¹⁷⁹Annoni <i>et al.</i>, 1996; ¹⁹⁵Peciani <i>et al.</i>, 1996; ^{34, 37, 43, 89}Ubertini <i>et al.</i>, 1996 (& refs. cited; ³⁴Ubertini <i>et al.</i>, 1988; ³⁴Casadei, 1990; ³⁴Martini <i>et al.</i>, 1993, 44; Santoro, 1994); ^{89, 74}L. Vignolo <i>et al.</i>, unpubl. paper 1997 (& refs. cited; ³⁴Brimms 1982; ³⁴Marchetti <i>et al.</i>, 1991; ³⁴Manziola <i>et al.</i>, 1994; ³⁴Saccato <i>et al.</i>, 1994; ³⁴Cota Ramusino <i>et al.</i>, 1994; ¹⁰⁵Saccato, 1997; ³⁴Benedini, 1997; ³⁴Rambaldi <i>et al.</i>, 1997; ³⁴Gemelli <i>et al.</i>, 1997); ³⁴Dunbar <i>et al.</i>, 1998 (& refs. cited; ³⁴Saccato <i>et al.</i>, 1994; ³⁴Bagnat <i>et al.</i>, 1994); ¹⁰⁵Buffagni, 2001; ^{89, 34, 114}Vismara <i>et al.</i>, 2001; A. Buffagni, pers. comm.</p>
^b Japan	<ol style="list-style-type: none"> 1) ¹⁵OCFR (0.1–0.3 cm per 100 km²); ¹⁵NPF (approx. 10 × OCFR value per 100 km²) 3) ⁸⁹IFIM (primarily PHABSIM, incl. 1-D/2-D/3-D hydraulic modelling, use of multivariate HSI criteria, habitat time series & duration analyses); ¹¹⁴PHABSIM-based local physical habitat simulation tools; ⁸⁹RHABSIM 4) ^aHolistic methodologies (e.g. BBM) 	<p>^{89, 89}Ponai <i>et al.</i>, 1996; ^{15, 89}Nakamura, 1999 (& refs. cited; ¹⁵Nakamura <i>et al.</i>, 1994; ¹¹⁴Kim <i>et al.</i>, 1996; ¹¹³Kim, 1997; ⁸⁹Jamai, 1998; ¹¹³Nigarel, 1998; ⁸⁹Nakamura <i>et al.</i>, 1999); ^{89, 113}S. Nakamura, pers. comm.</p>

Figura 19.: Estratto (contenente il caso italiano) dell'Appendice I di Tharme 2003 in cui sono elencati i principali metodi di valutazione delle portate minime ambientali in uso in diversi paesi, affiancati dai principali riferimenti in letteratura che rendono conto di casi studio, protocolli di applicazione, analisi critiche dei metodi stessi.

2.6 MITIGAZIONE DEGLI IMPATTI

Negli ultimi decenni la richiesta di acque per svariati usi è aumentata, parallelamente ad una diminuzione della qualità e della disponibilità della stessa. Risulta quindi sempre più necessaria un'azione di protezione e tutela non solo della risorsa «acqua» ma specialmente dei sistemi ecologici che contribuiscono a mantenerne elevate la qualità e la quantità: l'unico modo per avere acque di buona qualità è infatti proteggere l'integrità dei sistemi fluviali (B. T. Fenoglio S. 2009). Ipotizzare la completa rinaturalizzazione dei corsi d'acqua è cosa assolutamente utopistica, in un paese altamente popolato come il nostro (Reiche e Bechberger 2004). Tuttavia, pare assolutamente necessario rivedere modalità e caratteristiche della gestione fluviale, al fine di armonizzare al meglio esigenze antropiche e salvaguardia ambientale. In questo contesto, sono da evitare tutti gli interventi che alterano o distruggono funzionalità e diversità ecologica, scegliendo nel caso interventi, pratiche di manutenzione e gestione che tutelino le caratteristiche naturali del sistema fiume.

In questo contesto, la produzione idroelettrica, pur rappresentando un'importante fonte di energia rinnovabile, presenta alcuni aspetti di potenziale pericolosità ambientale (Copestake 2006; Held, Krull e Moltrecht 2008; Montes et al. 2005). Alterazione degli habitat e delle caratteristiche chimico-fisiche delle acque, diminuzione delle portate, frammentazione degli ecosistemi sono spesso annoverati tra gli impatti maggiori dell'attività idroelettrica. Tuttavia, come abbiamo spesso ricordato, molti studi hanno analizzato l'impatto ecologico di grandi impianti idroelettrici, mentre sono molto più scarse e frammentate le informazioni relative agli stress ambientali connessi a piccoli-medi impianti che insistono in tratti lotici montani. Occorre ricordare che la potenziale pericolosità di queste opere, soprattutto se valutata in contesto alpino, deve essere valutata in un contesto di cambiamento climatico globale. In un recente lavoro, Fenoglio et al. (2010) hanno sottolineato come l'attuale evoluzione climatica nel nostro paese (incremento delle temperature, riduzione del numero di wet days, concentrazione delle precipitazioni) potrà alterare profondamente l'idrologia (e di conseguenza la struttura ecologica) dei sistemi fluviali alpini.

In questa fase dello studio, sulla base del materiale bibliografico esaminato e delle esperienze maturate nel nostro gruppo, si potrebbero avanzare alcuni suggerimenti, utilizzabili all'interno di prossime *Linee guida per la minimizzazione degli impatti dei piccoli impianti idroelettrici in ambito alpino*. Tra i problemi ambientali connessi con l'idroelettrico, nell'ambito del soggetto del nostro studio risultano prioritari i seguenti.

Mantenimento di portate vitali a valle delle opere di presa o stoccaggio

Il maggior problema degli impianti idroelettrici è la riduzione delle portate nei tratti a valle (Hughes e Mallory 2008; Moss 2010). Questo è ancora più vero se si tratta di impianti che si insediano in aste fluviali di basso ordine, come i torrenti ed i fiumi delle nostre Alpi. In questo contesto, la diminuzione delle portate può avere drammatici impatti sulle comunità ecologiche fluviali. In ambienti alpini o montani, tra gli effetti più deleteri della diminuzione delle portate si annoverano la riduzione/scomparsa di habitat, il decremento della velocità delle acque ed il clogging, mentre minor peso possono avere i mutamenti nella qualità chimico/fisica delle acque, se si eccettuano casi in cui insiste già sul fiume un'alterazione del carico organico naturale (Nilsson e Berggren 2000; Richter et al. 1997). Il mantenimento di buone condizioni idrologiche è un requisito fondamentale per la conservazione di comunità biologiche ricche e diversificate e per il corretto funzionamento del sistema ecologico fluviale (Richter e Richter 2000). Particolarmente importante in questo contesto è l'incorporazione nella normativa ufficiale del concetto di Deflusso Minimo Vitale (DMV). Il Deflusso Minimo Vitale è il valore di portata minima che deve essere garantito in un corso d'acqua sottoposto a derivazioni, con la finalità di tutelare la vita e il corretto funzionamento degli ecosistemi fluviali. Introdotto per la prima volta dalla Legge 183/89, il DMV rappresenta una importante innovazione gestionale, che unitamente al D.Lgs. 275/93 che ha introdotto l'obbligo del rilascio, rappresenta un notevole miglioramento nella gestione delle acque superficiali, anche se la sua importanza viene in parte ridotta da alcuni fattori quali la non applicabilità alle antiche concessioni e la difficoltà di calcolo della portata minima in diversi bacini. Il calcolo del DMV è infatti un esercizio complesso, condizionato da fattori idrologici e morfologici quali la piovosità dell'area, la permeabilità e l'ampiezza del bacino, la copertura vegetazionale, la litologia e altri ancora.

Mantenimento delle continuità longitudinale del sistema

Un problema di notevole importanza nel nostro paese è inoltre costituito dalla presenza di moltissimi sbarramenti trasversali, che interrompono la continuità del fiume. Utilizzati come opere di sistemazione idraulico-forestale nei tratti montani, come opere idroelettriche nei tratti pedemontani e collinari e con finalità irrigue nei tratti pianiziali, questi sbarramenti frammentano lo sviluppo longitudinale del fiume (Copeman 1997; Ovidio e Philippart 2002); queste strutture hanno in particolar modo un drammatico impatto sull'ittiofauna di un reticolo fluviale, in quanto possono impedire il raggiungimento dei siti riproduttivi e quindi possono portare alla riduzione e alla scomparsa di intere popolazioni (Fette et al. 2007). Il rilascio di adeguati volumi d'acqua potrebbe garantire la sopravvivenza di una certa continuità

ecologica longitudinale, mentre per le specie ittiche sono necessari particolari interventi, come le scale di risalita, cioè passaggi concepiti e realizzati allo scopo di permettere ai pesci di superare l'ostacolo. I criteri di progettazione e realizzazione di queste strutture risultano differenti a seconda delle specie ittiche interessate, della portata media del fiume e delle caratteristiche dello sbarramento artificiale (Michel Larinier 2008). Generalmente, le scale di risalita possono essere di tre tipi:

- scale a bacini successivi, in cui lo sbarramento viene superato attraverso una serie di bacini comunicanti, che diminuiscono l'altezza complessiva dell'ostacolo suddividendola in numerosi piccoli salti;
- scale tipo Denil, in cui il salto viene superato da una condotta in cui la velocità viene diminuita tramite una serie di deflettori posti lateralmente o sul fondo;
- scale rustiche, cioè canali artificiali che aggirano l'ostacolo, realizzati con materiale inerte grossolano simulando un ambiente lotico naturale.

Vi sono purtroppo casi di scale di risalita che non funzionano, sia per la costruzione realizzata in modo non adeguato, sia perché non è stata prestata sufficientemente attenzione alle specifiche abitudini della fauna ittica che popola il corso d'acqua. Relativamente a questo ultimo punto, infatti, anche la progettazione delle scale di risalita deve essere condotta con un'attenzione ai processi e alle problematiche che si sviluppano e si presentano alla scala dell'intero bacino, e non solo a scala locale. Relativamente alle caratteristiche costruttive di questi elementi così importanti per il mantenimento della continuità longitudinale, invece, il problema principale consiste nell'attrarre i pesci all'entrata del passaggio e fare in modo che vi entrino; spesso capita che l'entrata sia posta in modo tale che i pesci non riescono neppure a trovarla (Habit, Belk e Parra 2007; M Larinier 1998). Poiché in effetti essi si orientano nell'acqua in funzione della corrente, evitando i vortici che non permettono loro di individuare alcuna direzione e ricercando la corrente là dove è meno disturbata, l'entrata del passaggio dovrebbe trovarsi in prossimità della riva o in una zona priva di elevata turbolenza, e non vicino allo scarico turbina o presso il punto di impatto dell'acqua che eventualmente sfiori dallo sbarramento e ricadendo a valle.

Considerata la bassa ricchezza tassonomica della zona a Salmonidi superiori, in cui si insediano gli impianti oggetto del presente studio, saranno da privilegiare dimensioni, tipologie e strutture finalizzate alla risalita della specie Trota fario.

La sistemazione delle rive e degli alvei fluviali

Una delle pratiche di mitigazione degli impatti morfologici più diffuse consiste nell'evitare la sistemazione delle rive in materiale duro (come calcestruzzo o sassi), al fine di conservare la

vegetazione naturale, completandola eventualmente con nuove piantagioni. È anche opportuno assicurarsi che la sistemazione delle rive possa sopportare i periodi di piena senza erosione e inondazioni e per soddisfare queste esigenze è possibile ricorrere a tecniche che combinano la piantagione di vegetali con rinforzi realizzati in materiali come sassi o legno.

Cespugli e piante agiscono in modo meno appariscente frenando l'acqua per mezzo delle loro radici, che ne assicurano anche la stabilità al suolo (Rey 2003). Il ricorso ai materiali da costruzione più classici si limita ai luoghi nei quali è impossibile stabilizzare la riva con metodi naturali, quando per esempio la velocità dell'acqua è troppo elevata, oppure quando è necessario dissiparne puntualmente l'eccessiva energia (come ai piedi di uno sbarramento o di una cascata). Al momento della sistemazione del torrente, nelle vicinanze della centrale, occorre pure fare in modo che l'eterogeneità del profilo del torrente sia garantita, ed evitare la monotonia di rive rettilinee o scarpate uniformi. La creazione di tratti di fiume con marcate caratteristiche di naturalità favorisce lo sviluppo di un gran numero di organismi viventi che contribuiscono a depurare i corsi d'acqua, soprattutto se si cerca di fare in modo che la profondità minima dell'alveo su cui si interviene sia di almeno 20 cm per permettere una sufficiente mobilità della fauna ittica (Rorslett e Johansen 1996).

Blocchi, frangi onda, rampe, cascate artificiali servono essenzialmente per creare zone contraddistinte da differenti profondità e velocità dell'acqua, e quindi diversi microhabitat, che permettono agli organismi viventi di moltiplicarsi. Tali realizzazioni, appartenenti alla macro categoria degli interventi di ingegneria naturalistica, erano già applicate nel XIX secolo. Non sufficientemente considerate negli anni in cui vennero realizzati i grandi lavori di correzione dei corsi d'acqua, sono state progressivamente reintrodotte a partire dagli anni Ottanta.

Studi e valutazioni sito-specifiche

Nella valutazione degli impatti del micro-idroelettrico in ambito montano occorre considerare ogni singolo fiume come un caso a parte. L'impatto che un piccolo impianto idroelettrico può avere sulle biocenosi fluviali può essere differente a seconda delle diverse condizioni ambientali presenti e a seconda del comparto ambientale che consideriamo (Scruton et al. 2005). Ad esempio, sottrarre un determinato volume di acqua in un torrente alpino di elevata qualità, con cenosi estremamente ricche e diversificate, può portare ad un crollo della diversità biologica complessiva senza alterare significativamente le caratteristiche chimico-fisiche; al contempo, sottrarre lo stesso volume da un ambiente già compromesso può causare modesti cambiamenti nella comunità bentonica (che è da tempo composta da organismi eurici e tolleranti) mentre può avere profonde ripercussioni nell'ambito microbiologico, chimico e fisico. Inoltre, molti torrenti alpini sono naturalmente privi di ittiofauna (oppure hanno

una fauna ittica limitata a popolazioni artificiali di Trota fario, riproduttivamente inattive ed alimentate dalle sole immissioni di avannotti o giovani a scopo alieutico): in questi casi, l'importanza di predisporre scale di risalita può essere ridotta o comunque costituire un'esigenza meno pressante di altre.

3 | L'IMPATTO SULLA GEOMORFOLOGIA FLUVIALE

Le caratteristiche geomorfologiche di un alveo fluviale sono spesso fra le prime a risentire degli effetti prodotti dalla presenza di attività di regolazione delle portate lungo l'asta, e influenzano a loro volta lo sviluppo dei processi (biologici e non) che legano le differenti componenti degli ecosistemi acquatici e ripari. Il tipo e il grado di alterazione geomorfologica di un'asta fluviale dipendono dagli scopi per cui un serbatoio o un'opera di derivazione vengono costruiti, siano esso il controllo delle piene, l'irrigazione, la produzione idroelettrica o il controllo del trasporto solido. Ciò che è certo è che le finalità di tali opere determinano tanto i loro aspetti morfometrici, fra i quali rientrano ad esempio la conformazione di particolari costruttivi quali scarichi e sfioratori, quanto il regime dei loro rilasci; l'insieme di tutte queste caratteristiche incide profondamente sia sui modi, i tempi e le quantità dei rilasci di portate liquide e solide a valle dell'opera, sia sugli impatti esercitati sul tratto a monte dell'opera stessa.

La letteratura relativa agli impatti geomorfologici delle attività di regimazione delle portate, e più in particolare a quelli imputabili agli usi idroelettrici della risorsa idrica, è piuttosto abbondante soprattutto per quanto riguarda gli impianti di grandi dimensioni che, sia associati a serbatoi di accumulo sia costruiti ad acqua fluente per sfruttare salti localizzati del letto del fiume, creano in entrambi i casi dei punti di discontinuità piuttosto forti lungo il corso d'acqua. Illustrando nei paragrafi seguenti i principali impatti geomorfologici esercitati a valle e a monte di un'opera trasversale, si intende fornire una sintesi descrittiva di quali possano essere i principali processi comunque alterati (o alterabili) in seguito alla messa in opera di attività di regimazione delle portate a fini idroelettrici. Nel fare ciò si sottolinea fin d'ora come l'entità di tali alterazioni, in presenza di impianti di media o piccola taglia, possa non essere semplicemente frazione "proporzionale" di quella degli impatti prodotti da impianti di taglia maggiore, risultando tuttora oggetto di dibattito e necessitando quindi di studio e di approfondimento futuri da parte di studiosi, tecnici e amministratori coinvolti nello sviluppo dell'idroelettrico a piccola scala.

3.1 IMPATTI SUL TRATTO DI VALLE

Tipicamente una diga, o una qualunque opera trasversale, produce una riduzione localizzata di portata dovuta alla derivazione che si ripercuote in una diminuzione dell'energia posseduta dalla

Portate liquide e
temperatura

corrente e delle sua capacità di trasporto; nel corpo idrico, inoltre, si registrano diminuzioni della temperatura dell'acqua. Altre alterazioni di entità rilevante possono riguardare l'entità e la frequenza delle portate di piena solitamente associate ai più comuni processi morfologici; un corso d'acqua soggetto a regimentazione tende quindi ad assumere nuove condizioni di equilibrio, che in molti casi sono caratterizzate da un livellamento dei valori delle portate di piena al colmo verso valori inferiori, più frequenti e durevoli di quanto non osservabile in condizioni di naturalità (Assani e Petit 2004).

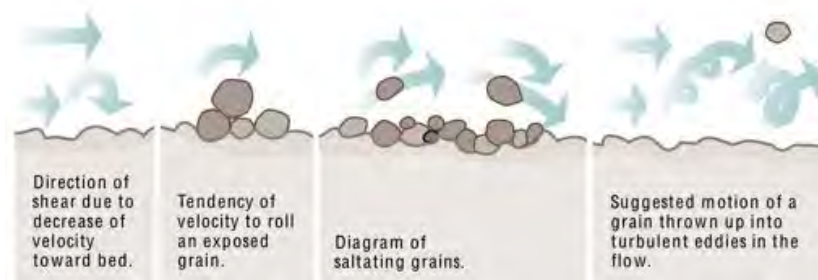


Figura 20.: Azione dell'acqua sulle particelle solide in prossimità del fondo. I processi di trasporto al fondo sono essenzialmente funzione delle velocità delle acque e della dimensione dei sedimenti (FISRWG 1998).

Portate solide

Le caratteristiche dei serbatoi (quando presenti) determinano le modalità con cui un'opera di regolazione delle portate influisce sul trasporto dei sedimenti; solitamente, a serbatoi di dimensione crescente corrisponde un quantitativo maggiore di sedimento intercettato e arrestato. L'impatto principale legato all'interruzione delle portate solide si registra nella gran parte dei casi nei tratti a valle dell'opera di regolazione, sebbene esso possa essere ridotto o addirittura annullato da eventuali tributari confluenti proprio nei tratti di valle, qualora il loro apporto sia tale da ristabilire nell'asta principale le condizioni presenti in origine (Fergus 1997; Zahar, Ghorbel e Albergel 2008; Zdankus, Vaikasas e Sabas 2008). Le tecniche con cui usualmente si combatte l'insabbiamento dei serbatoi (*sluicing* e *flushing*) possono mitigare, almeno parzialmente, gli impatti di grandi e piccole dighe sui tratti di valle; per mezzo dello *sluicing* (sfiocamento), praticato prevalentemente in occasione di eventi alluvionali, il sedimento viene trasportato a valle dalle acque correnti e abbandona il serbatoio prima di depositarsi completamente al suo interno, mentre il *flushing* (cacciate) comporta anche l'erosione di sedimenti già depositati all'interno del serbatoio e la loro espulsione attraverso gli organi di scarico al fondo dello stesso.

Tecniche di
mitigazione

Le portate liquida e solida, insieme alla qualità (temperatura, sostanze disciolte, ecc.), alla presenza di plancton e ad altri parametri biologici, chimici e fisici che caratterizzano l'acqua in uscita da un serbatoio, possono esercitare un'azione di disturbo del sistema fluviale di valle che, quando presente, produce

impatti registrabili innanzitutto sul sistema abiotico (forme d'alveo, composizione del substrato, ecc.) e quindi su quello biotico (popolazione di pesci e invertebrati, abbondanza o scarsità di plancton, ecc.). La risposta dei sistemi biotici, spesso più veloce di quella dei sistemi abiotici, può far sì che i primi mostrino capacità di adattamento alle nuove condizioni migliori di quelle possedute dai secondi (Merritt et al. 2010; Wu et al. 2008).

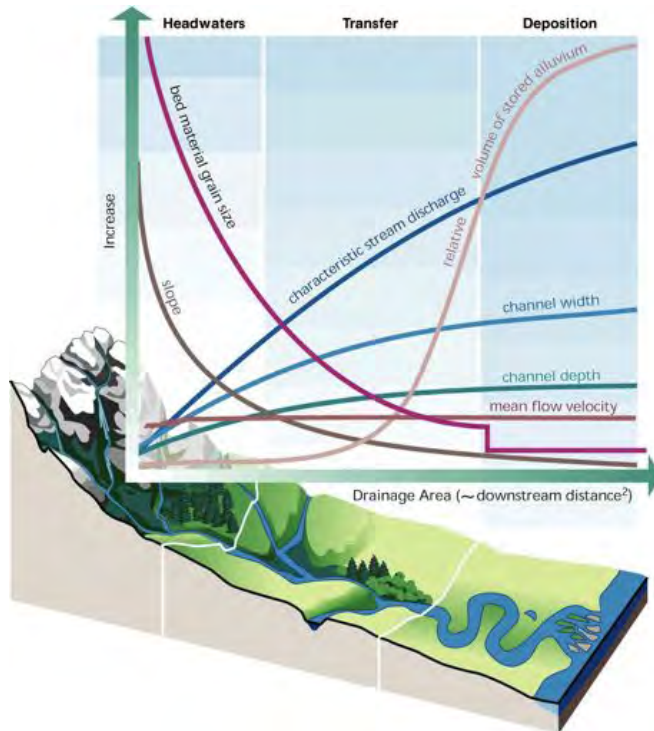


Figura 21.: Portata, dimensione dell'alveo e caratteristiche dei processi di trasporto variano sensibilmente lungo lo sviluppo longitudinale del corso d'acqua (FISRWG 1998).

Le alterazioni delle portate liquide e solide inducono innanzitutto una variazione della geometria delle sezioni trasversali e, col tempo, delle pendenze longitudinali dell'asta; simultaneamente, in relazione alle caratteristiche del sedimento trasportato, si possono verificare cambiamenti nella struttura dell'alveo che riguardano soprattutto la sua granulometria e le sue forme di fondo (Comiti et al. 2011; Friedman, Osterkamp e Lewis 1996). La riduzione o l'annullamento delle portate solide producono, nella maggior parte dei casi, un'erosione del tratto di valle con conseguente alterazione delle sue pendenze, fenomeni che possono essere limitati dalla eventuale presenza di uno strato di corazzamento superficiale (Cortier e Couvert 2001).

Geometria delle sezioni trasversali

I cambiamenti della geometria delle sezioni trasversali possono essere espressi in termini di rapporto fra la larghezza e la profondità delle sezioni stesse; spesso un aumento della larghezza è associato a un aumento della potenza della corrente e

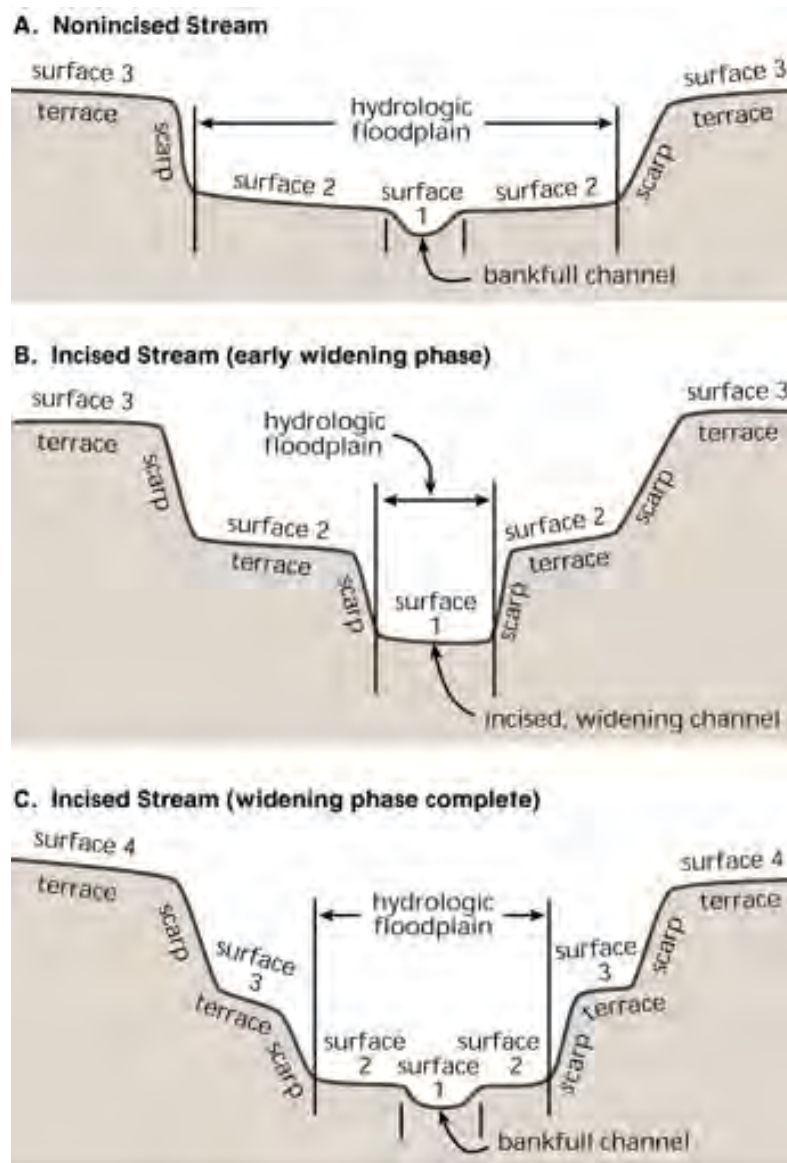


Figura 22.: Terrazze in alvei (A) non incisi e (B e C) incisi. Le terrazze sono residui di fasce alluvionali abbandonate, risultato dell'interazione fra processi di incisione, di migrazione laterale e di allargamento delle nuove aree golenali in formazione (FISRWG 1998).

dell'erodibilità delle sponde (Liebault e Piegay 2002). La stabilità delle sponde dipende direttamente da fattori geologico-geotecnici, idraulici e vegetali, in grado di condizionare fenomeni erosivi che a seconda delle situazioni possono risultare prevalentemente orizzontali o verticali, riflettendosi in variazioni del rapporto fra larghezza e profondità. La granulometria e le condizioni idrauliche determinano se la sedimentazione si verifica prevalentemente nella zona centrale dell'alveo o lungo la sponda.

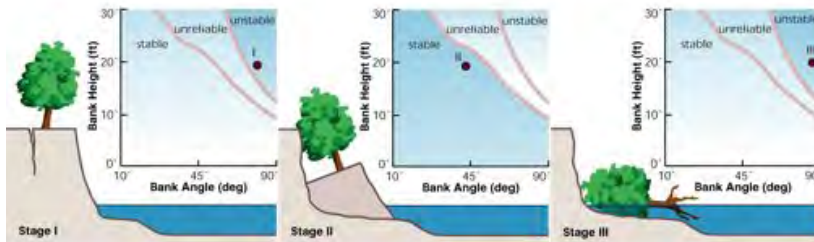


Figura 23.: Fasi successive del processo di collasso di un tratto di sponda (FISRWG 1998).

Anche le alterazioni planimetriche possono dipendere da variazioni delle portate liquide e solide. Diminuzioni di portata o accentuazioni delle pendenze spingono il corso d'acqua verso forme a canali intrecciati, mentre una riduzione del trasporto di fondo induce un restringimento e un approfondimento del canale attivo, favorendone talvolta il processo di meandrizazione.

*Alterazioni
planimetriche*

3.1.1 Classificazione degli impatti di valle

La relazione di Lane, $LD \approx QS$, (in cui L è il carico di materiale solido o portata solida per larghezza unitaria di canale, esprime l'alimentazione solida proveniente da monte, D la granulometria prevalente dell'alveo espressa come sua dimensione più rappresentativa, Q la portata liquida formativa dell'alveo e S la pendenza longitudinale del fondo) può essere utilizzata per descrivere e classificare le alterazioni morfologiche di una sezione di alveo fluviale in relazione ai cambiamenti (rispettivamente riduzione, assenza di variazione, aumento) delle portate entranti liquida (Q) e solida (L), e alle conseguenti variazioni della capacità di trasporto dei sedimenti K da parte della corrente (Brandt 2000; Petts e Bickerton 1994; Petts e Gurnell 2005). I casi numerati da 1 a 6 (portate liquide ridotte o invariate) sono quelli corrispondenti agli impatti morfologici che più frequentemente si possono associare alla costruzione di un'opera trasversale per lo stoccaggio o la derivazione della risorsa idrica a fini idroelettrici, mentre quelli numerati da 7 a 9 descrivono situazioni che possono verificarsi in presenza di eventi di piena (che le opere trasversali, soprattutto se di grandi dimensioni, tendono a smor-

zare) o di cacciate dagli scarichi di fondo di dighe e traverse per le periodiche pulizie delle zone situate a monte di esse.

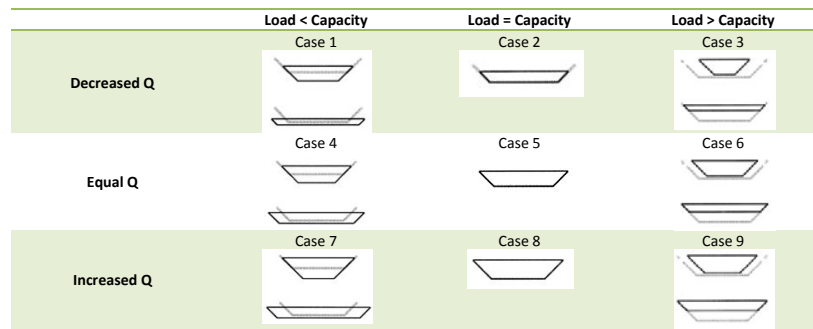


Figura 24.: Schema delle possibili trasformazioni morfologiche delle sezioni trasversali di un corso d'acqua in seguito ad alterazioni delle portate liquide, Q , e in relazione al rapporto fra capacità di trasporto e quantità dei sedimenti mobili. Le linee grigie rappresentano la sezione trasversale prima della costruzione di una diga o di una traversa a monte della sezione stessa, quelle nere sono invece relative alle condizioni successive alla costruzione di un'opera di questo genere (Brandt 2000).

Caso 1 - Q diminuita, $L < K$

La riduzione della portata liquida comporta una riduzione della potenza della corrente; di conseguenza, gli alvei a fondo ghiaioso e i fiumi con materiale coeso, sufficientemente vegetati o caratterizzati da presenza di corazzamento non subiscono fenomeni di erosione particolarmente accentuati. Se la portata risulta molto ridotta viene favorito lo sviluppo di vegetazione sulle aree abbandonate e lasciate esposte dal restringimento dell'alveo. In queste condizioni la corrente può erodere i sedimenti a granulometria fine presenti nell'alveo; se il fenomeno erosivo si concentra lungo le sponde, le sezioni trasversali del fiume tendono ad allargarsi, mentre un fenomeno localizzato in centro alveo favorisce l'aumento di profondità delle stesse. È comunque probabile l'innescio di fenomeni di corazzamento.

Caso 2 - Q diminuita e $L = K$

La riduzione della portata liquida si riflette in una diminuzione di profondità e larghezza della sezione bagnata, associata allo sviluppo di nuove terrazze e aree golenali. La potenza della corrente è ridotta a causa della diminuzione della portata liquida e la capacità di trasporto della corrente è pari alla portata solida di input; in queste condizioni i sedimenti immessi nel tratto a valle dell'opera dai corsi d'acqua tributari tendono a depositarsi soprattutto nelle pozze, mentre dune e dossi possono subire un'azione di dilavamento.

Caso 3 - Q diminuita e $L > K$

La riduzione della portata liquida si riflette in una diminuzione di profondità e larghezza della sezione bagnata, favorendo le condizioni per la sedimentazione del materiale trasportato dalla corrente, che avviene soprattutto in corrispondenza delle pozze e delle confluenze dei corsi d'acqua tributari con l'asta principale. I sedimenti più fini tendono a depositarsi in prossimità delle sponde, quelli di taglia maggiore nella zona centrale del letto; la sedimentazione porta alla creazione di barre e all'apertura o all'isolamento di nuovi canali secondari, riducendo l'area occupata dal canale originario.

Caso 4 - Q invariata e $L < K$

In queste condizioni si presentano segni di degradazione dell'alveo, che possono riguardare tanto fenomeni di allargamento delle sezioni trasversali quanto un loro approfondimento e restringimento. Entrambi i processi possono terminare con la formazione di uno strato residuo di corazzamento, la cui granulometria più grossolana tende ad aumentare la scabrezza del letto inducendo, di conseguenza, un aumento del tirante idrico e una diminuzione della velocità e della capacità di trasporto della corrente. Tutto il materiale eroso viene trasportato verso valle, con un'estensione della zona caratterizzata dalla prevalenza del sedimento di granulometria maggiore.

Caso 5 - Q invariata e $L = K$

Possono sussistere alcune condizioni in grado di produrre alterazioni morfologiche, quali fluttuazioni diurne che bagnino ampie porzioni di sponda favorendone l'erosibilità, o rapide variazioni delle portate rilasciate a valle di un'opera che possano causare deviazioni casuali del canale attivo da un lato all'altro dell'alveo, favorendo un'erosione alternata delle sponde non compensata da fasi di sedimentazione.

Caso 6 - Q invariata e $L > K$

Queste condizioni si verificano saltuariamente, spesso in occasione di operazioni di *flushing* (le cacciate con cui si libera verso valle parte del materiale solido depositatosi a monte di un'opera trasversale), generando un innalzamento del fondo dell'alveo e fenomeni di sedimentazione localizzati anche nelle fasce gole-nali. Le conseguenze osservabili con maggior frequenza sono aumenti localizzati delle pendenze, una riduzione della granulometria complessiva dei sedimenti e della scabrezza del fondo, con relativa riduzione delle dimensioni delle sezioni trasversali. A seconda dei valori delle portate liquide e solide il processo può svilupparsi in due modi differenti: in presenza di sedimentazione prevalentemente in centro alveo la superficie dell'acqua tende a innalzarsi, mentre una deposizione concentrata soprattutto lungo

le sponde produce un restringimento del canale attivo cui fa seguito una fase di approfondimento dello stesso.

Caso 7 - Q aumentata e $L < K$

Le sezioni trasversali (aree bagnate) tendono ad aumentare le proprie dimensioni in relazione all'entità dell'incremento di portata liquida, che può indurre fenomeni erosivi associati alla capacità di trasporto residua ancora posseduta dalla corrente. L'erosione tende a concentrarsi lungo le terrazze, in prossimità delle confluenze con corsi d'acqua tributari e nelle pozze, e produce generalmente un corazzamento del fondo alveo.

Caso 8 - Q aumentata e $L = K$

In questo caso l'aumento dell'area bagnata delle dimensioni delle sezioni trasversali è l'unico effetto di una certa rilevanza, non presentandosi fenomeni erosivi né di deposizione a causa dell'uguaglianza fra portate solide provenienti da monte e capacità di trasporto della corrente; è possibile che si manifesti un'evoluzione della planimetria dell'alveo verso le forme associate alle portate più elevate, caratterizzate da una più spiccata monocursalità.

Caso 9 - Q aumentata e $L > K$

Queste condizioni si verificano in casi molto rari, praticamente solo quando le portate liquide vengono rilasciate (durante periodiche cacciate di pulizia) contestualmente a un considerevole quantitativo di sedimento *flushing* o in occasione di eventi di piena straordinari. L'effetto principale consiste in un allargamento delle sezioni trasversali associato a fenomeni di sedimentazione che producono un innalzamento del letto del fiume.

Table 1
Anticipated channel changes due to changed inputs of water and sediment. Note that the number of references cited should not be seen as an indication of the number of occurrences of each case; it may be biased by the variation of interest in the case studies assessed.

	Case 1 ($L < K$)	Case 2 ($L = K$) decrease Q	Case 3 ($L > K$)	Case 4 ($L < K$)	Case 5 equal Q ($L = K$)	Case 6 ($L > K$)	Case 7 ($L < K$)	Case 8 increase Q ($L = K$)	Case 9 ($L > K$)
Cross-section area	-	-	-	-	0	-	+	+	+
Width	±	-	±	±	0	±	±	+	±
Depth	±	-	±	±	0	±	±	+	±
Bed level	0/D	0	A	D	0	A	D	0	A
Terrace	Formation	Formation	Formation	Formation	0	Disappearance	Disappearance	Disappearance	Disappearance
Riffles	Erosion	Erosion	Erosion/ Deposition	Erosion	0	Deposition	Erosion/ Deposition	Deposition	Deposition
Pools	Erosion/ Deposition	Deposition	Deposition	Erosion	0	Deposition	Erosion	Erosion	Erosion/ Deposition
Bedform state	→ low energy state	→ low energy state	→ low/high energy state	→ low energy state	0	→ high energy state	→ low/high energy state	→ high energy state	→ high energy state
Planform state	→ low energy state	→ low energy state	→ low/high energy state	→ low energy state	0	→ high energy state	→ low/high energy state	→ high energy state	→ high energy state
Number of case studies cited	4	3	3	4	0	4	1	1	2

Bedform state is described as a continuum from low-energy flow regime flat bed, over ripples, dunes, and plane bed to antidunes, pertaining to high-energy flow regimes.
Planform state is described as a continuum from straight with low energy over meandering and braided to straight with high energy.
(-) signifies decrease, (0) no change, (+) increase, A = aggradation, D = degradation, K = transport capacity, L = sediment load, and Q = water discharge.

Figura 25.: Previsione delle alterazioni dell'alveo dovute a variazioni delle portate liquide e solide in ingresso (brandt-2000.)

3.1.2 Variazione temporale degli impatti

A causa dell'interferenza con le portate liquide e alla movimentazione di sedimenti necessaria per consentire la realizzazione delle opere civili, gli impatti morfologici di valle generati dalla presenza di uno sbarramento o di un serbatoio sul corso d'acqua iniziano a manifestarsi già durante le prime fasi di costruzione degli stessi, sebbene raggiungano il loro massimo sviluppo solo dopo il completamento dei lavori (Sear 1995). I fenomeni di degradazione presentano solitamente una fase iniziale molto rapida e accentuata che tende ad attenuarsi nel tempo, sebbene ciò possa richiedere decenni o addirittura qualche secolo (Angelaki e Harbor 1995). Le alterazioni lungo la direzione trasversale (quelle che coinvolgono la larghezza delle sezioni trasversali) sono solitamente più rapide di quelle lungo la direzione verticale (legate alla profondità dell'alveo). In ogni caso i processi di degradazione non presentano sempre un andamento costante con il passare del tempo, poiché spesso fasi (anche se temporalmente limitate) di sovralluvionamento possono verificarsi in alternanza con il processo di degradazione generale, che a sua volta può terminare improvvisamente in corrispondenza dell'esposizione di un substrato d'alveo roccioso o dello sviluppo di uno strato di corazzamento superficiale sufficientemente resistente.

La costruzione delle opere

Attenuazione temporale dei fenomeni

3.1.3 Variazione spaziale degli impatti

Se la costruzione di una diga o di un'opera trasversale porta all'erosione dell'alveo, come nei casi 1 e 4 della sezione 3.1.1, essa si concentrerà soprattutto nel letto del canale attivo e in prossimità dell'opera di regolazione, mentre l'azione sulle sponde (generalmente di entità comunque minore) si registrerà a una distanza maggiore verso valle (Brandt 2000; Petts e Gurnell 2005; Shields, Simon e Steffen 2000).

Localizzazione differenziata dei fenomeni erosivi

Il tipo di erosione può essere posto in relazione con la potenza della corrente. Se quest'ultima è significativamente maggiore del valore critico oltre il quale si ha trasporto di sedimenti si produrrà erosione verticale, mentre più a valle, quando i due valori tornano a riavvicinarsi, sarà più probabile registrare fenomeni di erosione laterale; se la potenza della corrente, infine, è inferiore a al valore critico, si assisterà alla sedimentazione del materiale proveniente da monte.

La stabilizzazione di un alveo in fase di degradazione può dipendere tanto da variabili indipendenti quanto dipendenti. Le variabili indipendenti che possono indurre una stabilizzazione del fenomeno sono, ad esempio, il raggiungimento di un substrato roccioso, l'apporto di portate liquide e solide di tributari in grado di ristabilire condizioni di equilibrio, la crescita di vegetazione in alveo o il condizionamento delle pendenze operato da vincoli geometrici o topografici di valle (Friedman, Osterkamp e Lewis 1996). Tra le variabili dipendenti che possono condurre a una stabilizzazione dell'alveo si possono citare, ad esempio, la

Fenomeni di stabilizzazione

formazione di uno strato di corazzamento dovuto all'asportazione della frazione fine del sedimento o la riduzione della capacità di trasporto associata alla diminuzione della pendenza.

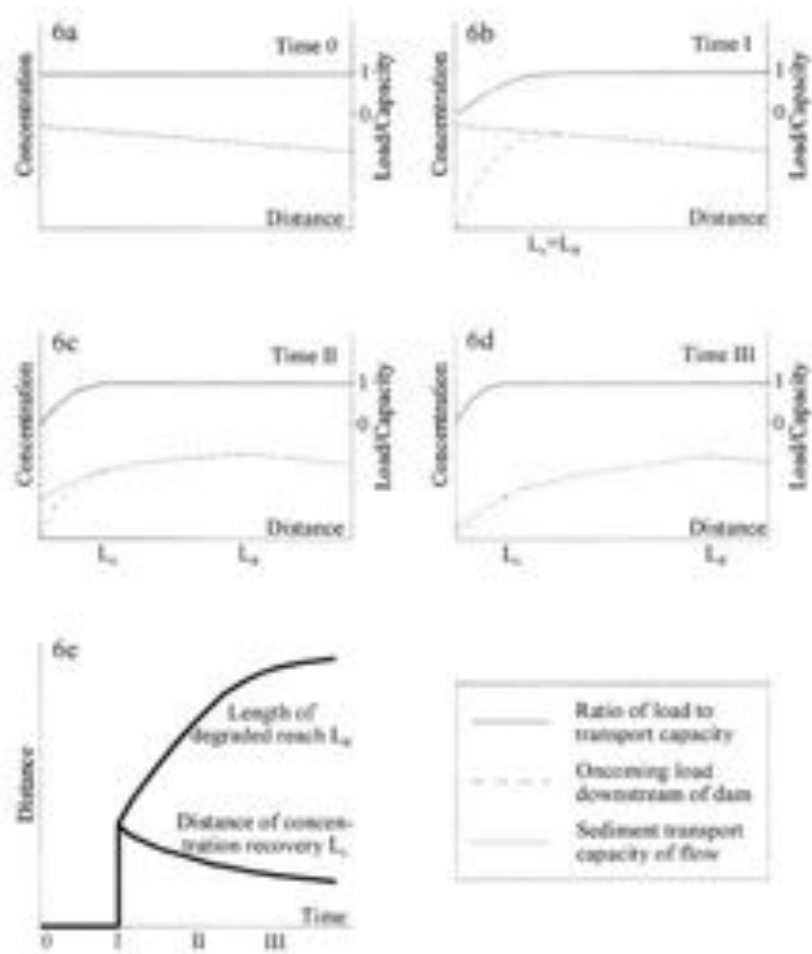


Figura 26.: Figure basate sugli studi di Chien (1985) relativi agli sviluppi temporali delle distanze di completo ristabilimento della capacità di trasporto, L_c , e di erosione del fondo, L_d , o rappresenta il periodo precedente la costruzione di un'opera trasversale in alveo, e I, II e III sono intervalli temporali conseguenti la sua entrata in funzione (Brandt 2000).

3.1.4 Fattori limitanti per gli impatti

Gli impatti di dighe e traverse sui tratti di valle possono non risultare particolarmente significativi se:

Scarsa variazione dei regimi di portata di valle

- Non si registra una variazione significativa dei regimi di portata a valle dell'opera, o delle portate associate ai principali fenomeni geomorfologici e biologici; se è vero che le opere trasversali, specie se associate a serbatoi, riducono i valori massimi delle portate al colmo di piena, è vero che l'entità di questa riduzione può variare considerevolmente da caso a caso. Se le nuove portate di picco sono comunque

in grado di produrre effetti geomorfologici simili a quelli associati ai regimi di portata osservabili prima della costruzione di un'opera, solitamente non si registrano alterazioni significative della morfologia fluviale e della struttura della vegetazione (Petts e Gurnell 2005; Zdankus, Vaikasas e Sabas 2008).

In alcune situazioni, a causa della ridotta capacità di invaso di un serbatoio, gli eventi di piena meno frequenti e di entità maggiore subiscono riduzioni inferiori a quelle subite da eventi più frequenti, ma meno intensi. Nei casi in cui le trasformazioni della morfometria di un corso d'acqua e della struttura della sua vegetazione riparia dipendano strettamente dalle caratteristiche degli eventi di piena più significativi, è quindi possibile che gli impatti generati su questi processi dalle opere di regolazione delle portate siano poco pronunciati (sebbene altri impatti dovuti alle stesse opere possano risultare, al contrario, non trascurabili).

Ad esempio, i serbatoi presenti lungo il Verde River, in Arizona, non hanno una capienza sufficiente ad invasare le portate caratteristiche degli eventi di piena con tempi di ritorno elevati, specialmente se i gestori degli impianti non sono in grado di abbassare il livello idrico al loro interno con il necessario anticipo rispetto al verificarsi dell'evento. Questa ridotta capacità di invaso genera un impatto relativamente ridotto sugli eventi estremi, che si traduce in strutture temporali dello sviluppo della vegetazione riparia sostanzialmente simili fra corsi d'acqua regimentati e non regimentati.

Un impatto geomorfologico poco significativo delle opere di regolazione delle portate può presentarsi anche in quei casi in cui il regime idrologico naturale non sia caratterizzato da eventi estremi particolarmente intensi o da un trasporto solido significativo, come è avvenuto lungo il Deschutes River in Oregon, a valle della diga di Pelton Round Butte, caratterizzato appunto da una ridotta variabilità delle portate già in condizioni di naturalità.

- Il sistema fluviale dimostra di possedere una scarsa adattabilità alle variazioni dei regimi di portata; tale adattabilità dipende dal rapporto (calcolato nel tempo e nello spazio successivamente alla costruzione di una diga) fra la potenza della corrente e la resistenza dell'alveo all'erosione (Brandt 2000; Petts e Bickerton 1994). L'adattabilità del sistema fluviale potrebbe risultare limitata, ad esempio, in presenza di alvei costituiti da materiale di dimensioni considerevoli o estremamente coeso, o in presenza di sponde molto stabilizzate dalla vegetazione (Petts e Bickerton 1994). La risposta geomorfologica di un sistema fluviale potrebbe essere limitata anche dalla presenza di substrati rocciosi; i tratti a monte e a valle di dighe poste su corsi d'acqua montani nel Colorado Front Range, ad esempio, mostrano poche differenze nella composizione e nella

*Alvei resistenti
all'erosione*

struttura della vegetazione riparia, probabilmente dovute alla ridotta mobilità degli alvei confinati in roccia e allo scarso spazio disponibile sul fondo valle per lo sviluppo della vegetazione stessa (Merritt e Cooper 2000).

*Contributo positivo
dei tributari di valle*

- Gli impatti di una diga sono compensati dai tributari a valle di essa. Sebbene la distribuzione dei sedimenti e i regimi di portata a valle di uno sbarramento possano differire in modo significativo rispetto alle condizioni precedenti la realizzazione dell'opera, la persistenza degli impatti sul tratto di valle può essere influenzata dalla presenza e dalle caratteristiche di affluenti che immettano nuove portate liquide e solide nel corso d'acqua principale (Johnson 2002). Se gli affluenti sono in grado di apportare una quantità di sedimenti tale da uguagliare la capacità di trasporto del regime di portata del tratto a valle di un'opera, le alterazioni morfologiche di quest'ultimo possono risultare minime o addirittura trascurabili (Brandt 2000; Petts e Bickerton 1994)). Un caso simile è stato osservato in un tratto sotteso a un'opera di regolazione delle portate del fiume Missouri, in Nord Dakota, in cui la confluenza con il fiume Yellowstone (non sottoposto a regimazione) ripristina le condizioni idrologiche e di apporto di sedimenti caratteristiche del corso d'acqua principale (Johnson 2002).

*Inadeguatezza delle
scale temporali di
osservazione*

- Non è trascorso abbastanza tempo per osservare la risposta del sistema fluviale agli impatti oggetto di studio, o perché essa non si è ancora verificata o perché non si è ancora sviluppata completamente; gli impatti morfologici associati alla regolazione delle portate possono infatti svilupparsi su una scala temporale di decenni o secoli piuttosto che di anni (Petts e Bickerton 1994).

3.2 IMPATTI SUL TRATTO DI MONTE

3.2.1 Inondazione di habitat

Il primo e più immediato impatto a monte di una diga riguarda l'inondazione di terreni e zone riparie precedentemente liberi dalle acque. Se lo sbarramento produce l'aumento di volume di un lago preesistente, gli impatti sugli habitat ripari possono risultare minori di quelli associati alla realizzazione di un serbatoio su un'area precedentemente interessata dalla sola presenza di un corso d'acqua (Finger, Schmid e Wueest 2006). In questo secondo caso gli impatti possono essere anche particolarmente pesanti, soprattutto se il nuovo serbatoio viene creato in zone di montagna o in aree semi aride, o in zone in cui l'acqua può sommergere interamente gli areali di specie vegetali o animali che, ad esempio, risultino confinati solo sul fondo valle (Anselmetti et al. 2007). Le conseguenze iniziali dell'inondazione sulle specie vegetali sono uno stress da ossigeno che, rendendo anossi-

Anossia dei suoli

ci i suoli, può accompagnarsi alla perdita dell'apparato radicale primario. I vegetali possono far fronte agli stress da ossigeno in molti modi differenti: se alcune specie arrestano immediatamente la crescita e muoiono rapidamente se interamente inondate, altre sono in grado di reagire sviluppando la propria parte aerea fino a ristabilire il contatto con l'aria. Se l'area inondata non è priva di copertura vegetale, le piante sommerse iniziano un lento processo di decomposizione che porta alla produzione di gas serra (principalmente biossido di carbonio e metano) potenzialmente rilasciabili in atmosfera, e di metilmercurio che può poi accumularsi in altri organismi biologici. La decomposizione rilascia comunque anche sostanze nutrienti quali nitrati e fosfati che possono temporaneamente incrementare la produttività dell'ambiente acquatico, sebbene ciò possa aumentare il rischio di innesco di processi di eutrofizzazione.

Decomposizione

3.2.2 Nuove fasce riparie

Le variazioni del livello dell'acqua interessano aree in cui i processi erosivi e sedimentari, la colonizzazione o la scomparsa di organismi vegetali, e la durata e frequenza delle fluttuazioni della superficie dell'acqua indotte dalle attività di regolazione, determinano la successione delle nuove comunità riparie in aree precedentemente distanti dall'alveo del corso d'acqua (Wu et al. 2008). Le fasce riparie dei serbatoi di accumulo presentano, nelle prime fasi successive alla creazione di questi ultimi, una biodiversità piuttosto bassa, che tende ad aumentare nel tempo (spesso su una scala di decenni) pur senza raggiungere generalmente i livelli esistenti prima della costruzione dell'invaso. Nel caso di piccoli bacini talvolta associati agli impianti idroelettrici ad acqua fluente la situazione è differente, perché la densità di specie e la copertura vegetale tornano facilmente a livelli simili a quelli presenti prima della costruzione dell'opera di presa, sebbene si possa spesso osservare un numero di specie inferiore a quello preesistente a causa del restringimento delle fasce riparie "artificiali" rispetto a quelle originarie. Ad una scala più piccola, la distribuzione della vegetazione tende a variare in funzione della profondità dell'acqua presente nelle diverse zone di un serbatoio, e mostrando una crescita più rigogliosa nelle aree in cui tale profondità è minore. I serbatoi caratterizzati da fluttuazioni del livello molto contenute, infine, tendono a sviluppare una vegetazione riparia molto simile a quella dei laghi naturali (Rey 2003).

Alterazioni della copertura vegetale

3.3 POSSIBILI SVILUPPI FUTURI

Una comprensione più approfondita degli impatti legati alle alterazioni idrologiche consentirebbe una valutazione migliore delle trasformazioni indotte sulla morfologia dei sistemi fluviali, e ne favorirebbe una gestione più efficace. I processi fisici e biologici

delle fasce riparie si sviluppano su scale spaziali e temporali differenti, ed è un fatto che gli studi condotti su fiumi in condizioni di naturalità tendono a concentrarsi sull'intero corso d'acqua, mentre quelli che interessano fiumi sottoposti a regimazione si focalizzano soprattutto su casi studio più localizzati; potrebbe essere utile, quindi, estendere le scale spaziali e temporali di questi studi. In generale, potrebbero essere approfonditi i seguenti temi:

- Impatti all'interno dei bacini idrografici - Potrebbero essere studiati gli impatti lungo e attraverso il fiume; lungo la direzione longitudinale è necessario incrementare le conoscenze relative alle connessioni fra il tratto di monte e quello a valle delle opere trasversali, con particolare riferimento a come la localizzazione, il numero, la dimensione e le modalità di gestione delle opere stesse influiscono sulla connettività longitudinale del corso d'acqua. Altre zone del fiume particolarmente interessanti e importanti da studiare, soprattutto nei casi più antropizzati, sono quelle in cui gli impatti di monte e di valle connessi a due opere differenti possono sovrapporsi.

Gli impatti sulle connessioni trasversali sono generalmente più facili da indagare e comprendere perché sono più direttamente legati ai tiranti idrici indotti dalla presenza e dalle modalità di gestione delle opere. Le interazioni fra i processi longitudinali e quelli trasversali meriterebbero comunque uno studio più approfondito, poiché le strutture di distribuzione delle specie all'interno di gruppi differenti appaiono talvolta correlate e sembrano variare in modo simile in risposta alla regolazione delle portate; alcune specie, quindi, potrebbero risultare utili in veste di indicatori di gruppo per la valutazione degli effetti dovuti ad alterazioni idrologiche.

- Impatti fra (o su più) bacini idrografici - Le variazioni di entità e di frequenza degli eventi di piena naturali dovrebbero essere approfonditi su una scala spaziale più ampia, così come potrebbe risultare di interesse lo studio della sensitività di differenti alvei di piena alle dette variazioni.
- Scale temporali - La conoscenza degli impatti sul lungo periodo deve essere ampliata, e lo si potrebbe fare con diversi metodi: a) studi "a ritroso" basati su prove e testimonianze storiche; b) studi di cronosequenza in cui l'evoluzione temporale dei processi è dedotta dallo studio di siti in cui gli impatti appaiono manifestarsi a differenti gradi di sviluppo; c) modelli matematici. Un'altra possibilità può essere rappresentata dai monitoraggi a lungo termine, che però spesso si rivelano troppo lunghi e presentano difficoltà nell'interpretare i dati osservati distinguendo fra quelli imputabili a dinamiche naturali e artificiali, o di grande e piccola scala.

3.4 CASI STUDIO ED ESEMPI

Caso 1

Titolo	<i>Channel adjustments and vegetation cover dynamics in a large gravel bed river over the last 200 years</i>
Autore	F. Comiti, M. Da Canal, N. Surian, L. Mao, L. Picco, M.A. Lenzi
Rivista	GEOMORPHOLOGY, 2011, 125(1), PP. 147-159

I tempi, le modalità e l'estensione delle alterazioni morfologiche che si sono avvicinate negli ultimi 200 anni nell'alveo del fiume Piave (caratterizzato da un fondo prevalentemente ghiaioso e pesantemente influenzato da attività antropiche quali cave e impianti idroelettrici) sono state studiate attraverso cartografie storiche, fotografie aeree, serie di rilievi topografici ed indagini geomorfologiche. I risultati mostrano come l'alveo abbia subito un forte restringimento durante il XX secolo, particolarmente veloce fra gli anni Settanta e Novanta e associato a una transizione dalla predominante struttura intrecciata a una morfologia più sinuosa. È stata documentata anche un'incisione dell'alveo che talvolta raggiunge anche i 2 m, causata dall'estrazione di ghiaia. Ampie superfici del precedente canale attivo sono state colonizzate da boschi ripari, sia in punti isolati sia in fasce piuttosto estese. La cessazione delle attività estrattive negli ultimi anni Novanta sembra aver determinato un'inversione dei processi di trasformazione, ipotizzabile sulla base di segni di erosione della vegetazione e di allargamento dell'alveo, pur in assenza di una significativa fase di deposizione di sedimenti. Gli autori sottolineano come l'alterazione del regime di trasporto solido sia in grado di giocare un ruolo di primo piano nell'evoluzione dell'alveo sul lungo periodo, sebbene solo eventi di piena rilevanti (con tempi di ritorno maggiori di dieci o quindici anni) sembrano in grado di produrre un'erosione significativa di barre e isole; la proporzione fra l'area occupata dai banchi di sedimenti e il canale attivo, quindi, varia soprattutto in funzione della sequenza delle fasi caratterizzate dalle portate maggiori.

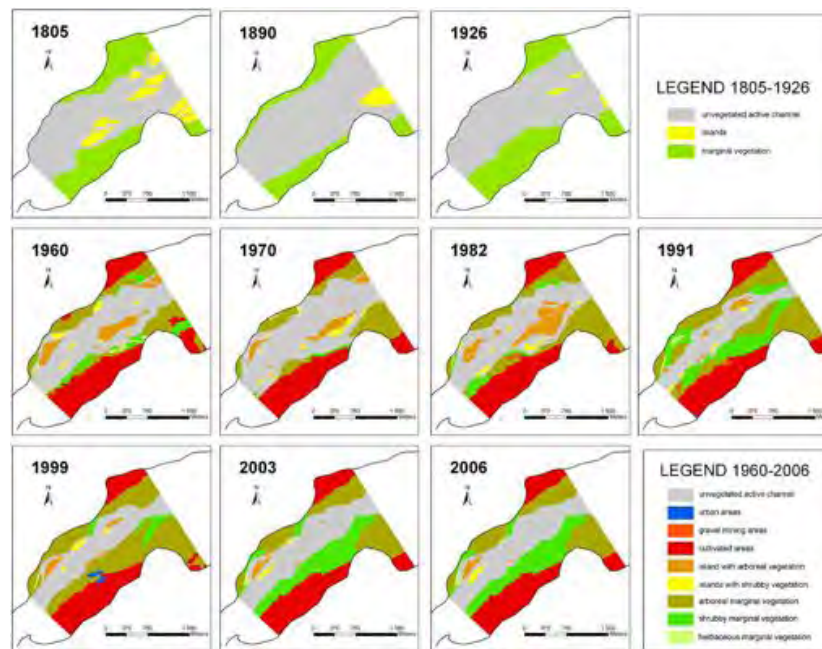


Figura 27.: Evoluzione planimetrica del tratto n. 9 dal 1805 al 2006. La classificazione delle caratteristiche morfologiche appare semplificata nel 1805, 1890 e 1926 poiché è derivata da analisi di carte storiche. Per gli anni successivi (dal 1960 al 2006) sono state utilizzate fotografie aeree, che consentono un'interpretazione più precisa della vegetazione e dell'uso del suolo.

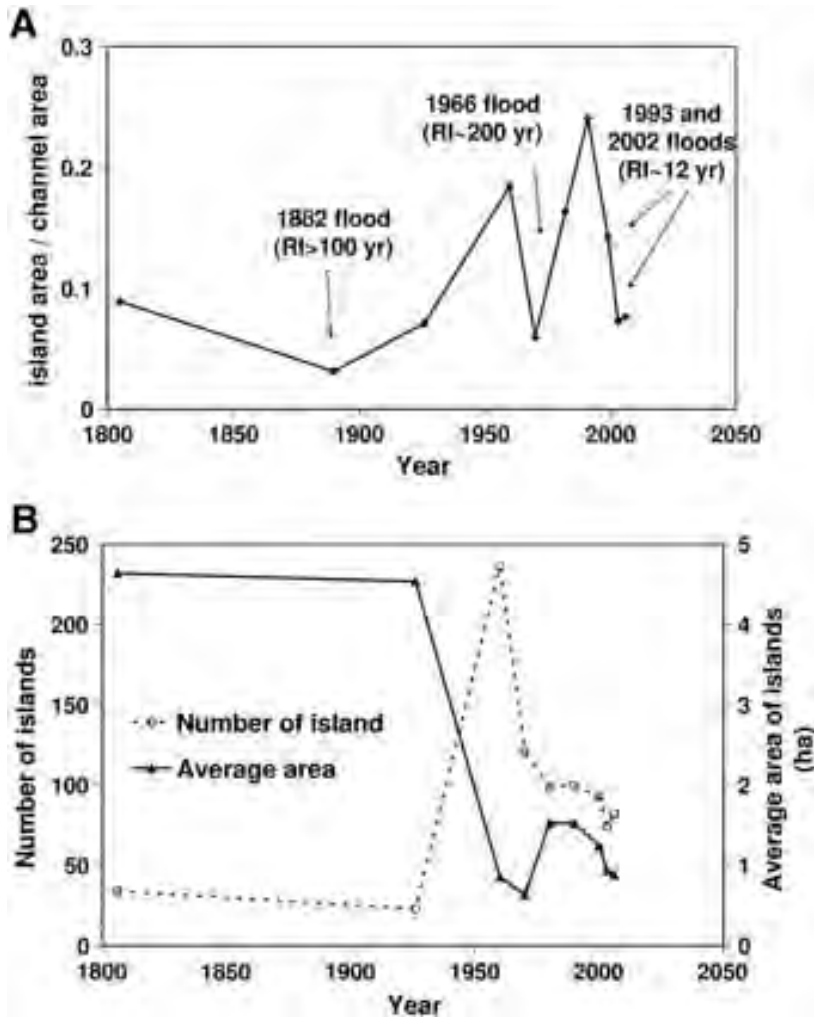


Figura 28.: (A) Variazione temporale del rapporto fra area di barre e isole e del canale attivo nell'intero tratto di studio. Le frecce indicano i principali eventi di piena e i loro tempi di ritorno. (B) Variazione del numero e della superficie media di barre e isole.

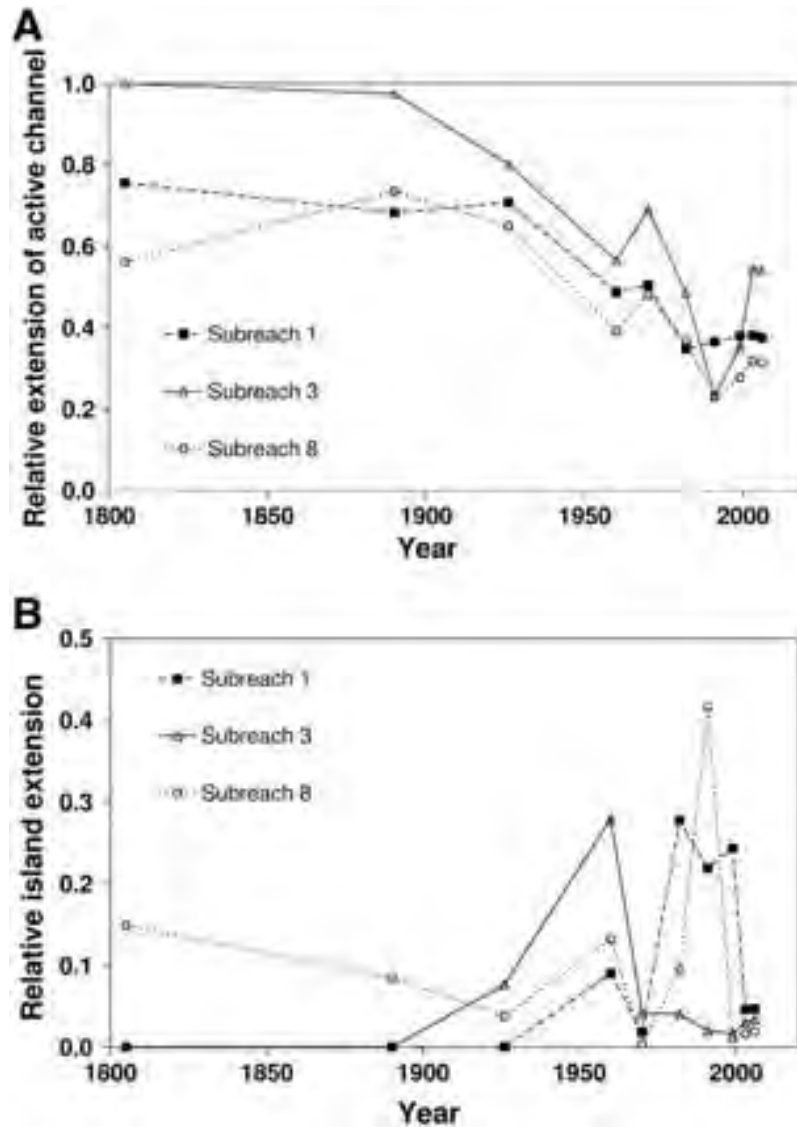


Figura 29.: Processi di assestamento a scala di sottotratto: (A) area del canale attivo in relazione a quella dell'intero corridoio fluviale; (B) area di barre e isole in rapporto a quella del canale attivo. Per maggiore chiarezza sono mostrati i dati di soli tre tratti studiati.

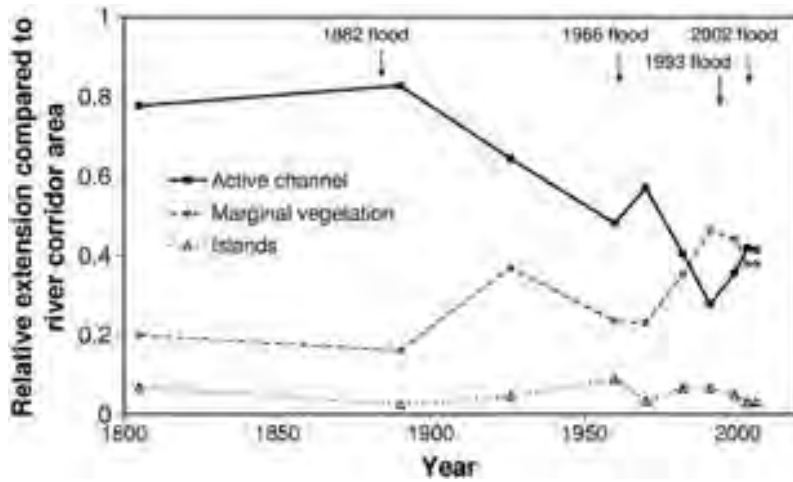


Figura 30.: Percentuali dell'area del corridoio fluviale occupate rispettivamente dal canale attivo non vegetato, dalla vegetazione riparia e da barre e isole attraverso gli ultimi due secoli. Sono evidenziati gli eventi di piena che hanno prodotto effetti rilevanti sulla morfologia fluviale.

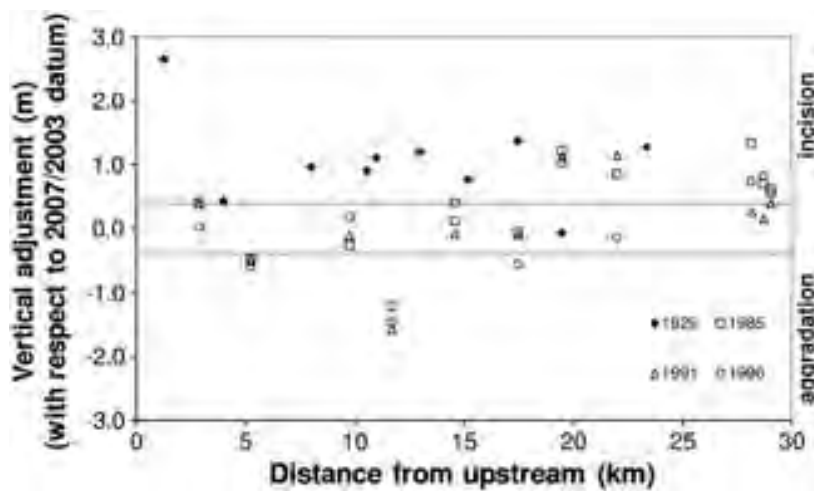


Figura 31.: Variazioni della quota media dell'alveo ottenuta dal confronto fra sezioni trasversali, posizionate secondo l'ascissa curvilinea della porzione di fiume studiata. I valori positivi indicano sezioni trasversali che avevano quote medie più elevate del presente (come nel 1929, 1985, 1991 o 1996) mentre i valori negativi indicano l'opposto. Le linee tratteggiate indicano l'errore associato ai valori ottenuti dal confronto (± 0.4 m).

Caso 2

Titolo	<i>Impacts of flow diversion for small hydroelectric power plants on sediment transport, northwest Washington</i>
Autore	V. Angelaki, J.M. Harbor
Rivista	PHYSICAL GEOGRAPHY, 1995, 16(5), PP. 432-443

L'energia idroelettrica è la fonte principale di energia nell'area nordoccidentale dello stato di Washington, e rappresenta una porzione importante dell'economia della regione. Negli impianti idroelettrici ad acqua fluente l'acqua viene derivata dal fiume quando la portata eccede un valore prefissato, e viene convogliata verso l'edificio della centrale posto a valle della sezione di presa. I torrenti e i piccoli corsi d'acqua che spesso vengono utilizzati per la produzione idroelettrica sono anche il naturale habitat di deposizione delle uova per diverse specie di pesci anadromi. Poiché il tasso di sopravvivenza degli embrioni dei pesci decresce con l'aumento della percentuale di sedimento fine nei fondali ghiaiosi utilizzati per la riproduzione, lo studio per la determinazione degli effetti potenziali di una derivazione sul trasporto solido locale è solitamente una delle richieste da soddisfare quando si richieda il permesso di costruire un impianto idroelettrico ad acqua fluente. Per approfondire le conoscenze sulla reale entità degli impatti prodotti dalle derivazioni sul trasporto dei sedimenti (e di conseguenza sugli habitat ittici) gli autori hanno riprodotto la morfologia fluviale e i campionamenti granulometrici provenienti dalle campagne di indagine che hanno preceduto la costruzione della centrale di Koma Kulshan, un piccolo impianto ad acqua fluente realizzato nella regione nordoccidentale dello Stato di Washington e in attività dal 1990. Le trasformazioni potenziali che si sarebbero verificate in assenza del progetto sono state supportate e verificate per mezzo di indagini e rilievi supplementari condotti lungo il tratto a monte dell'impianto. La derivazione delle portate sembra aver avuto un impatto rilevabile sul trasporto del sedimento più fine, ma non ha influenzato significativamente il trasporto del materiale più grossolano dell'alveo ghiaioso studiato. Una spiegazione del fenomeno può essere fornita considerando che, per quanto l'entità della derivazione rappresenti una piccola porzione della portata di picco in grado di muovere il sedimento di dimensioni maggiori, essa costituisce comunque una porzione non trascurabile delle portate di magra associate al solo trasporto dei sedimenti più fini.

Caso 3

Titolo	<i>Morphological and sedimentological changes in a gravel-bed river following 12 years of flow regulation for hydropower</i>
Autore	D.A. Sear
Rivista	REGULATED RIVERS: RESEARCH AND MANAGEMENT, 1995, 10(2-4), PP. 247-264

Alla data di pubblicazione dell'articolo, il regime delle portate dell'alveo ghiaioso del fiume North Tyne era sottoposto a regolazione (per mezzo della diga di Kielder) da dodici anni. Negli ultimi nove anni di questo periodo, la regimazione ha avuto quale scopo principale la generazione di energia idroelettrica; durante i periodi di picco della produzione sono state osservate fluttuazioni diurne del tirante idrico in alveo anche di 60 cm. Gli autori hanno tentato di individuare e di spiegare le cause dei principali impatti morfologici e sedimentologici imputabili alle attività di regimazione. Le trasformazioni morfologiche più importanti sono stati il deterioramento dei fondali utilizzati dalla fauna ittica per la riproduzione, lo sviluppo di terrazzamenti di sedimento fine lungo le sponde dell'alveo, l'interrimento delle pozze, la colonizzazione vegetale di aree precedentemente identificabili come secche ghiaiose e l'accrescimento delle barre alla confluenza con i corsi d'acqua tributari. Le trasformazioni che hanno interessato la granulometria dei sedimenti si sono rivelate meno marcate, ma sono comunque caratterizzate dall'aumento delle percentuali di sedimento fine nei fondali ghiaiosi utilizzati dai pesci per la deposizione delle uova, da un riassortimento delle ghiaie sulla superficie del fondo verso una granulometria maggiore, e da un incremento del corazzamento del letto accompagnato da una stabilizzazione e della sua stratigrafia(?). La spiegazione fisica dei fenomeni osservati è connessa principalmente con le alterazioni del regime di trasporto solido nei tratti caratterizzati dalla sequenza di secche e di pozze, causate dalle variazioni dei parametri idraulici della corrente associate alle diverse fasi del ciclo produttivo della centrale idroelettrica.

Caso 4

Titolo *Impact of hydroelectric power releases on the morphology and sedimentology of the bed of the Warche River (Belgium)*

Autore A.A. Assani, F. Petit

Rivista EARTH SURFACE PROCESSES AND LANDFORMS, 2004, 29(2), PP. 133-143

La diga di Butgenbach sul fiume Warche è stata costruita nel 1932 per garantire un sufficiente rifornimento idrico al serbatoio di Robertville, situato 7 km più a valle e destinato alla produzione idroelettrica; durante la stagione invernale i rilasci dalla diga di Butgenbach sono pressoché giornalieri. Da un punto di vista idrologico ciò ha prodotto una riduzione significativa delle portate formative, in grado di produrre livelli idrometrici prossimi a quelli di piena. Malgrado la riduzione delle portate di picco, si è registrata una maggiore frequenza delle portate con valori prossimi al 60% di quelle formative. Gli autori hanno studiato gli impatti di queste alterazioni idrologiche sulla morfologia fluviale e sull'assortimento granulometrico dei sedimenti a valle della diga di Butgenbach, e fra i principali hanno riscontrato un raddoppiamento della larghezza dell'alveo in 45 anni, una riduzione del numero di secche e di pozze, un aumento del numero di barre e di piccole isole ghiaiose e un incremento dei punti di emersione del sottofondo roccioso dell'alveo. Le particelle più fini del sedimento, inoltre, vengono smosse dai rilasci pressoché quotidiani, causando un aumento significativo della segregazione dello stesso sulla base delle differenti classi granulometriche. La riduzione della sinuosità e la scomparsa delle differenti forme di fondo così come delle sequenze di secche e di pozze hanno prodotto una diminuzione della scabrezza del fondo e un incremento della capacità di trasporto del fiume, facendo sì che anche eventi di piena di modesta entità siano in grado di rimuovere eventuali strati di corazzamento.

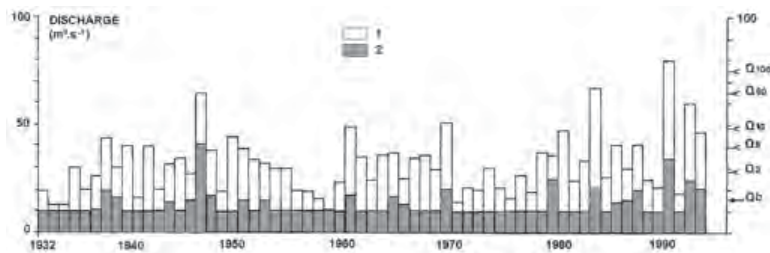


Figura 32.: Serie annuale dei colmi di piena presso Butgenbach sul fiume Warche; 1, portate naturali ricostruite; 2, portate reggimentale a valle della diga. L'asse delle ordinate sulla destra consente di individuare i valori caratteristici di portate con differenti tempi di ritorno (indicati in pedice).

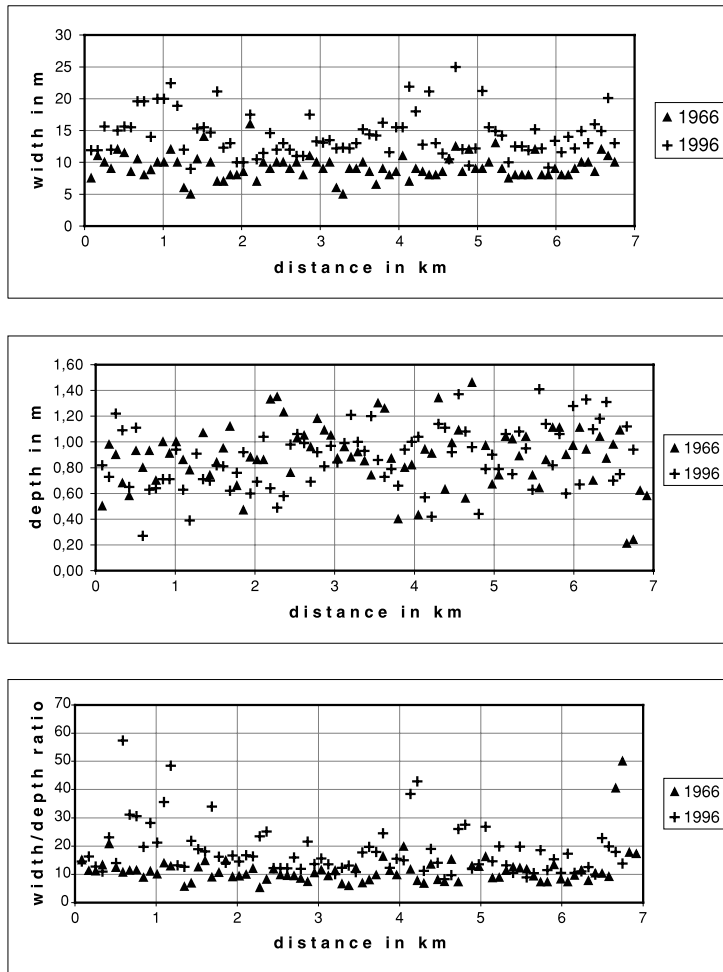


Figura 33.: Variazione longitudinale della larghezza, della profondità e del rapporto fra larghezza e profondità lungo il fiume Warche a valle della diga di Butgenbach.

	Riffles/pools	Islets	Bars	Outcrops of rock	Length surveyed (km)
Above dam	368	5	0	1	11
Below dam	9	48	29	13	7

Figura 34.: Presenza di elementi della morfologia fluviale lungo il fiume nel 1996, a monte e a valle della diga di Butgenbach.

	D ₁₀	D ₅₀	D ₉₀	Sorting index [Otto index]
Above dam	5.2 (21)	37.3 (21)	75.7 (19)	1.39 [21]
Below dam	56.9 (16)	115.9 (16)	199.7 (15)	0.73 [16]
Student <i>t</i> -test	11.1753*	7.6576*	6.8861*	11.9515*

Numbers in parentheses indicate number of samples.
* Significant at 5 per cent level.

Figura 35.: Confronto fra le caratteristiche granulometriche del fiume Warche, a monte e a valle della diga di Butgenbach (in mm).

Caso 5

Titolo	<i>Causes of 20th century channel narrowing in mountain and piedmont rivers of southeastern France</i>
Autore	F. Liebault, H. Piegay
Rivista	EARTH SURFACE PROCESSES AND LANDFORMS, 2002, 27(4), PP. 425-444

L'esteso restringimento degli alvei fluviali nella Francia sudorientale rappresenta un buon esempio della risposta geomorfologica dei fiumi ai cambiamenti d'uso del suolo. L'area di studio comprende un'ampio spettro di ambienti, dai grandi fiumi di pianura a quelli ad alveo prevalentemente ghiaioso delle valli alpine, fino ai piccoli corsi d'acqua di montagna. Le indagini di campo e l'analisi di dati storici fanno emergere due periodi distinti in cui le alterazioni fluviali si fanno più evidenti e marcate. Dal 1850 al 1950 il restringimento e l'incisione degli alvei può essere interpretato come il risultato di un processo di recupero in risposta a una diffusa destabilizzazione degli alvei prodotta da alcune grandi piene verificatesi durante la seconda metà del XIX secolo. La diffusa deforestazione riscontrabile in quegli anni in molti dei bacini studiati rendeva gli stessi particolarmente sensibili agli effetti degli eventi alluvionali. Tali processi furono comunque accelerati dai cambiamenti d'uso del suolo sia lungo le fasce riparie sia a scala di bacino (riforestazione) e dalla realizzazione di opere di difesa e di regimentazione dei corsi d'acqua, che a loro volta hanno causato una generale riduzione del trasporto solido e favorito lo sviluppo di vegetazione in alveo. Dal 1950 al 1970 il restringimento degli alvei ha mostrato un'accelerazione in quasi tutti i corsi d'acqua esaminati. Questo fenomeno più recente è considerato una risposta del sistema fluviale più strettamente legata alle attività umane, direttamente dallo sviluppo di fasce vegetate lungo le sponde dei fiumi e dall'abbandono dello sfruttamento intensivo dei suoli nelle piane alluvionali e nelle fasce golenali. Nei piccoli corsi d'acqua di montagna il restringimento degli alvei potrebbe essere spiegabile attraverso un'incisione degli stessi che sembrerebbe progredire da monte, dove i terreni che maggiormente fornivano sedimenti risultano progressivamente sempre più stabilizzati dai processi di riforestazione.

3.4 CASI STUDIO ED ESEMPI

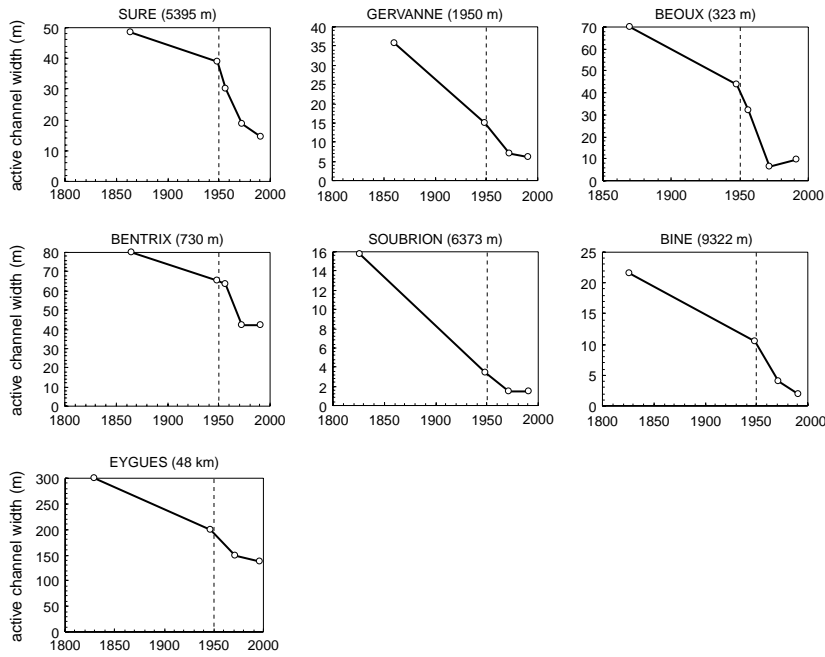


Figura 36.: Trend evolutivi della larghezza del canale attivo a partire dalla metà del XIX secolo per un grande fiume ad alveo ghiaioso (fiume Eygues) e per sei piccoli corsi d'acqua montani delle Prealpi meridionali; la lunghezza dei tratti esaminati è indicata fra parentesi.

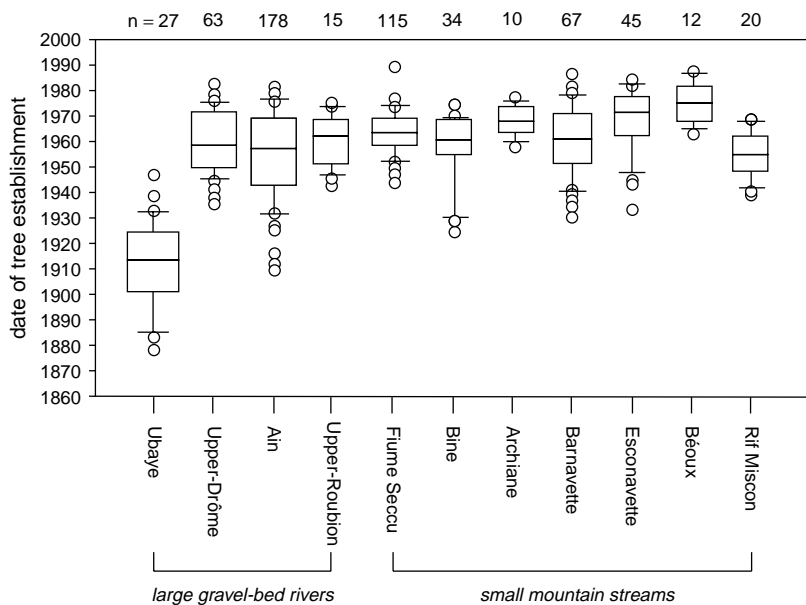


Figura 37.: Distribuzione delle date di attecchimento degli alberi sui terreni alluvionali immediatamente adiacenti ai canali attivi di diversi fiumi, dedotte da analisi dendrocronologiche; i rettangoli rappresentano i quartili inferiore e superiore, le linee verticali i decili inferiore e superiore, i cerchi bianchi i valori estremi e i numeri "n" la quantità di alberi studiati.

Caso 6

Titolo	<i>Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: A comparative study of regulated and unregulated streams in the Green River Basin, USA</i>
Autore	D.M. Merritt, D.J. Cooper
Rivista	REGULATED RIVERS: RESEARCH AND MANAGEMENT, 2000, 16(6), PP. 543-564

Gli autori dell'articolo hanno valutato gli effetti degli sbarramenti fluviali sui processi geomorfologici e sulla vegetazione riparia attraverso indagini di campo sul Green River (regimentato) e sullo Yampa River (non regimentato), nel Colorado nordoccidentale. Analisi di fotografie storiche condotte con strumenti GIS, serie di dati idrologici e granulometrici e rilievi topografici in alveo hanno indicato come i processi fluviali e la vegetazione riparia dei tratti meandriciformi dei due fiumi esaminati fossero simili prima dell'inizio della regimentazione, avviata nel 1962. La composizione delle specie costituenti la vegetazione riparia e la copertura del suolo sono state misurate nel 1994 in 36 aree campione della superficie di 0.01 ettari distribuiti sia lungo il Green River nel Browns Park sia lungo lo Yampa River nel Deerlodge Park. L'analisi di corrispondenza detrendizzata (DCA) dei dati relativi alla vegetazione ha indicato differenze caratteristiche fra la situazione del Browns Park e quella del Deerlodge Park. L'analisi di corrispondenza canonica (CCA) ha indicato come la composizione delle comunità vegetali sia ampiamente controllata dai processi fluviali soprattutto nel Deerlodge Park, mentre nel Browns Park essa è risultata dipendente in misura maggiore da fattori legati più al chimismo del suolo che non alle portate in alveo. La distribuzione e la struttura della vegetazione riflettono una dicotomia nelle condizioni di umidità fra le aree alluvionali lungo il Green River nel Browns Park: le paludi con suoli anaerobici sono popolate da specie quali il salice del deserto (*Salix exigua*), la giunchina comune (*Eleocharis palustris*), la liscia nordamericana (*Schoenoplectus pungens*) e il giunco nodoso (*Juncus nodosus*), mentre le terrazze caratterizzate da suoli molto asciutti sono colonizzate da specie del deserto quali l'artemisia tridentata (*Seriphidium tridentatum*), il sarcobato vermiculato (*Sarcobatus vermiculatus*) e lo *Sporobolus airoides*. Al contrario, la vegetazione lungo lo Yampa River è caratterizzata da un continuo di specie distribuite lungo un gradiente ambientale più dolce che si estende dal canale attivo (con piante colonizzatrici come la nappola minore, *Xanthium strumarium*, e specie come il calice del deserto, *Salix exigua*, il pioppo deltoide, *Populus deltoides* subsp. *wislizenii*, e la tamerice, *Tamarix ramossissima*) fino alle superfici alluvionali alle quote più elevate, popolate da foreste di pioppo e da prati. Le analisi condotte con strumenti GIS indicano come la forma dell'alveo nel Browns Park abbia subito una complessa serie di alterazioni morfologiche a partire

dall'inizio della regimazione, mentre l'alveo nel Deerlodge Park ha mantenuto uno stato di relativo equilibrio con i regimi di portate e di sedimenti trasportati. Il Green River ha subito tre fasi di trasformazione dell'alveo, che nei 37 anni successivi alla costruzione della Flaming gorge Dam hanno portato l'originario canale profondo e meandriforme del fiume verso l'attuale corso d'acqua poco profondo e intrecciato. I probabili effetti a lungo termine delle alterazioni morfologiche e idrologiche all'interno del Browns Park includono il possibile rimpiazzo delle foreste riparie dominate dai pioppi con macchie di arbusti desertici in grado di tollerare la siccità, e l'allargamento delle aree paludose all'interno delle aree occupate dall'alveo.

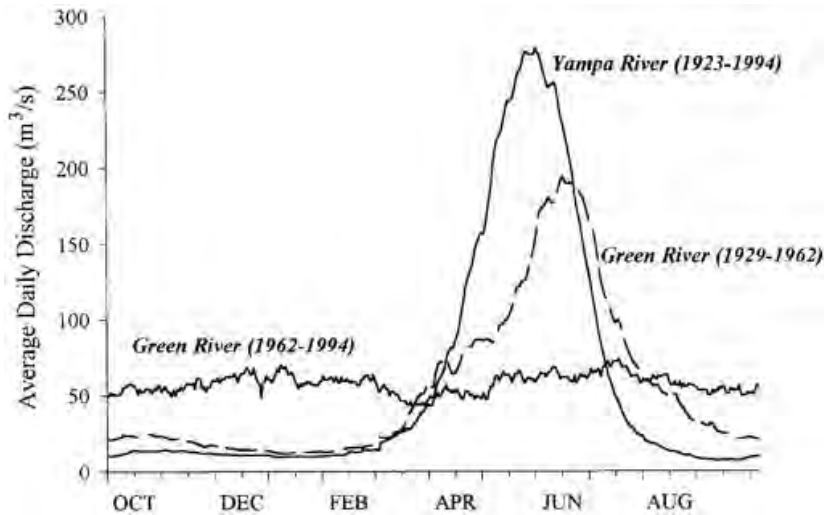


Figura 38.: Idrogrammi delle portate medie giornaliere per il Green River prima della costruzione della diga, dopo la costruzione della diga e per il fiume Yampa.



Figura 39.: Superfici del canale attivo e delle barre nel (a) Browns Park lungo il Green River e (b) nel Deerlodge Park lungo il fiume Yampa. Disegni sovrapposti a fotografie aeree del 1938.

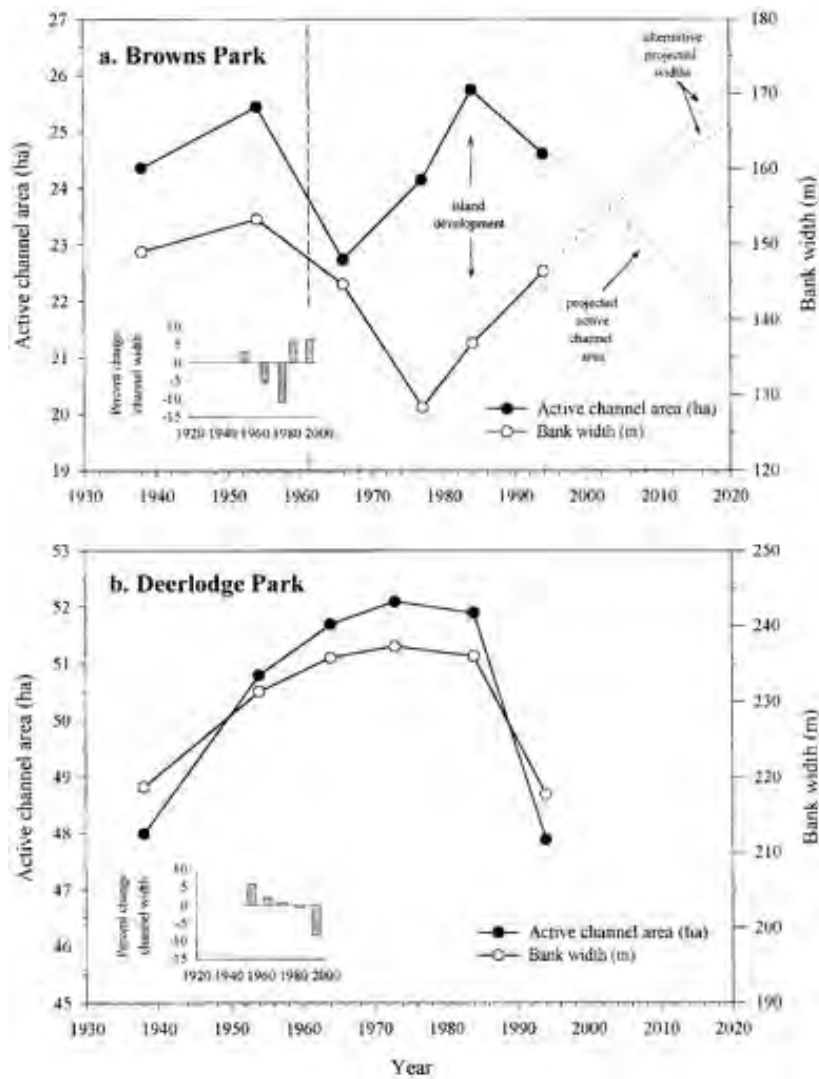


Figura 40.: Misure dell'area del canale attivo e della larghezza delle sponde lungo un tratto di 1.5 km nel (a) Browns Park (1938, 1954, 1966, 1977, 1984 e 1994) e nel (b) Deerlodge Park (1938, 1954, 1964, 1973, 1984, 1994). Le misure sono ottenute da fotografie aeree ortorettificate. La linea tratteggiata verticale indica l'avvio della regimazione fluviale nel 1962. Le linee puntinate indicano ipotetici andamenti futuri dei parametri rappresentati.

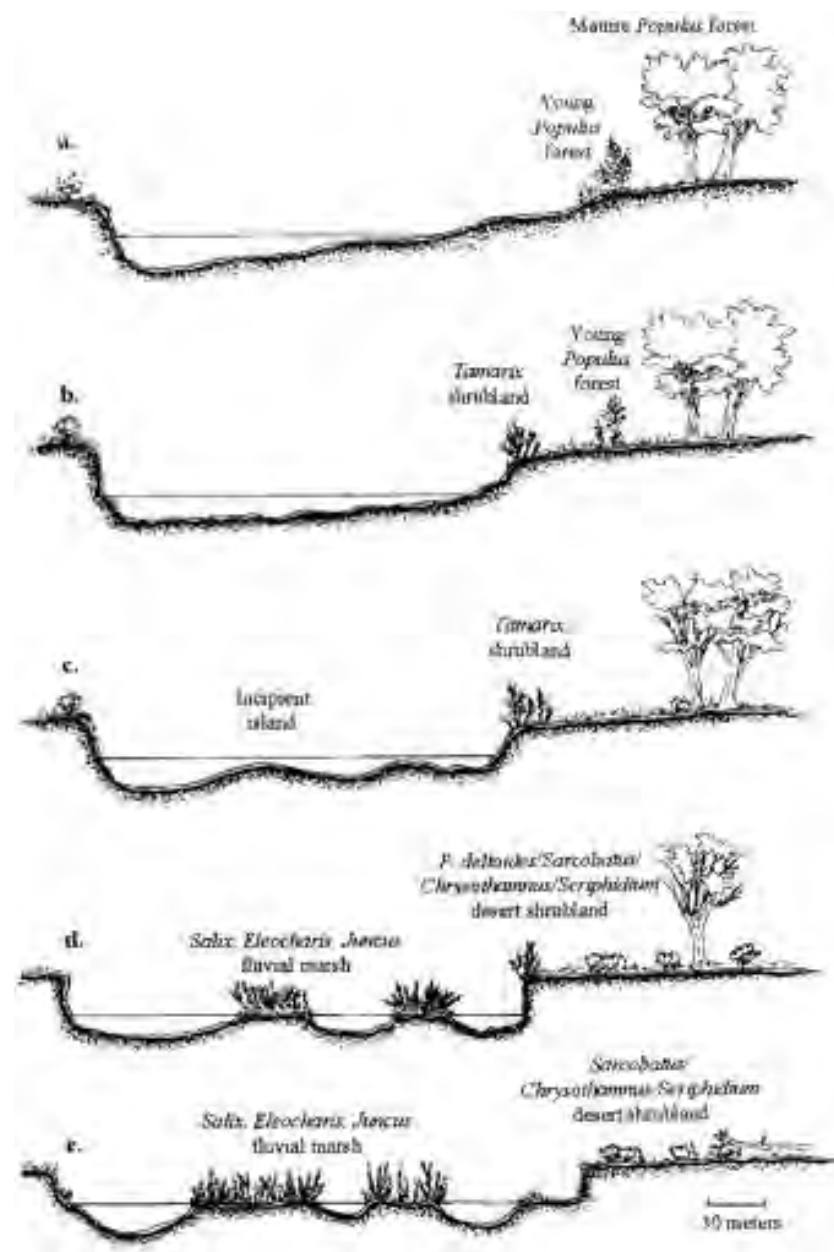


Figura 41.: Modello della risposta dell'alveo alla regimazione delle portate lungo il Green River nel Browns Park dal 1938 ad oggi, dedotta dallo studio delle trasformazioni planimetriche.

Caso 7

Titolo	<i>Geomorphological response of a river regulated for hydropower: River Fortun, Norway</i>
Autore	T. Fergus
Rivista	REGULATED RIVERS: RESEARCH AND MANAGEMENT, 1997, 13(5), PP. 449-461

Il fiume Fortun scorre nella norvegia sudoccidentale; il suo bacino, tipico delle aree ricche di fiordi, presenta la maggior parte della propria area a quote superiori ai 1000 m sul livello del mare, ed è caratterizzato da una valle con pareti molto ripide che delimitano una stretta fascia di piana alluvionale. Il fiume, che è stato sottoposto a regimazione con fini idroelettrici nel 1963, ha registrato una sensibile riduzione della frequenza con cui si presentano eventi di piena di grande entità. L'articolo descrive la risposta geomorfologica sul lungo termine di un fiume ad alveo ghiaioso sottoposto a regimazione, ed è l'esito di uno studio avviato in seguito ai reclami di coltivatori locali in cui si lamentava un incremento dell'inondazione dei terreni agricoli in seguito alla regolazione. Per quantificare l'entità dei processi di sedimentazione e di erosione dei sedimenti nel tratto di fiume preso in esame (lungo circa 1600 m) sono state individuate 47 sezioni trasversali, rilevate ripetutamente nel 1973, nel 1989 e nel 1995. Le sezioni mostrano una riduzione della dimensione e della capacità dell'alveo a partire dal 1973, con un sovralluvionamento netto di $12000 m^3$. La parte più a monte del tratto è stata soggetta in misura maggiore al fenomeno di sovralluvionamento, con un innalzamento del fondo dell'alveo fino a 1.5 m, mentre nel tratto più a valle del tratto stesso si è assistito a un fenomeno di erosione, soprattutto laterale, che ha prodotto arretramenti delle sponde del fiume anche di 30 m. Le fotografie aeree del 1964 e del 1984 mostrano come le barre di sedimenti ghiaiosi un tempo non vegetate e i canali secondari siano stati soggetti a colonizzazione vegetale. Per mezzo del modello idraulico HEC-2 sono stati simulati i livelli dei tiranti idrici del 1973 e del 1989. Nel tratto di monte dell'asta fluviale studiata le basse portate hanno registrato un innalzamento medio dei corrispondenti livelli idrici di circa 0.6 m; gli eventi di piena in grado di superare gli argini, quindi, si verificano oggi per portate minori di quelle a cui si verificavano prima della regimentazione del fiume.

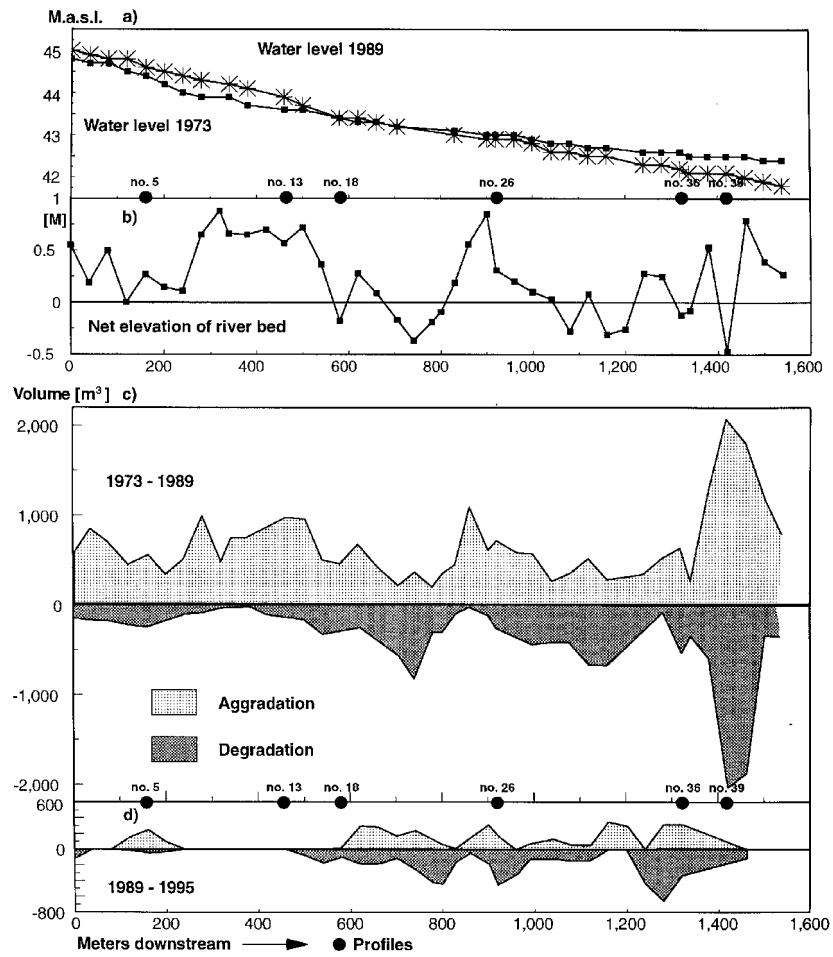


Figura 42.: (a) Battente idrico in corrispondenza di una portata di $80 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ nel 1973 e nel 1989. (b) Quota media dell'alveo. (c) Distribuzione di valle dei fenomeni di sedimentazione ed erosione fra il 1973 e il 1989. (d) Distribuzione di valle dei fenomeni di sedimentazione ed erosione fra il 1989 e il 1995.

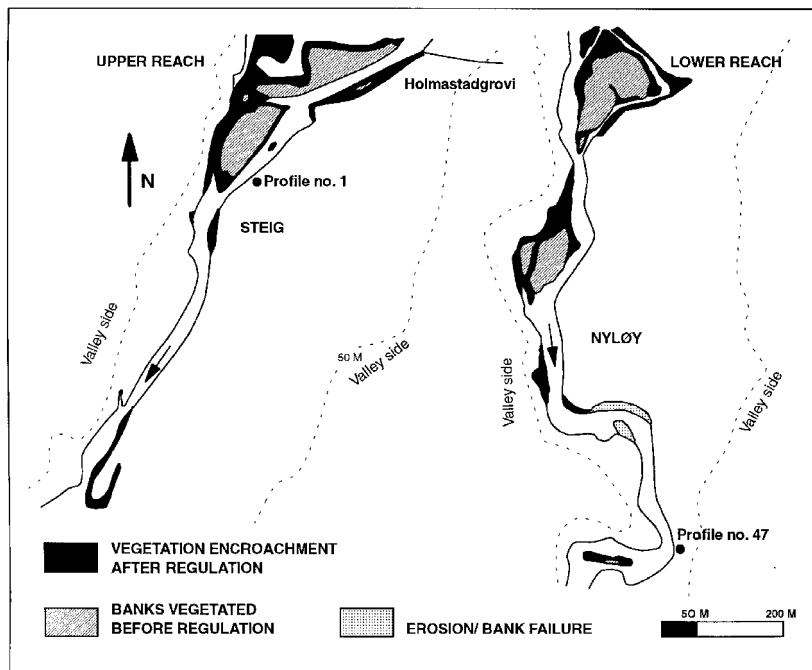


Figura 43.: Colonizzazione della vegetazione ed erosione laterale dell'alveo fra il 1964 e il 1984.

Caso 8

Titolo	<i>Efficiency of vegetation barriers for reduction of silting behind hydroelectric dam impoundments</i>
Autore	F. Rey
Rivista	HOUILLE BLANCHE-REVUE INTERNATIONALE DE L'EAU, 2003, 6, PP. 41-45

I processi erosivi attivi nei bacini dei torrenti marnosi delle Alpi meridionali francesi sono la causa principale dell'insabbiamento degli invasi idroelettrici realizzati lungo il fiume Durance. Una soluzione che può contribuire a risolvere il problema potrebbe consistere nel trattenimento dei sedimenti all'interno dell'area del bacino; per fare ciò, le opere di ripopolamento vegetale e di bioingegneria possono essere utilizzate quali tecniche efficienti e sostenibili per impedire l'erosione dei sedimenti e ridurre il loro trasporto verso gli invasi a rischio. L'articolo presenta le più avanzate conoscenze attuali riguardanti l'influenza delle barriere vegetali sui processi erosivi, e spiega come utilizzare queste conoscenze per proporre le migliori strategie atte alla riduzione del carico di sedimenti nei fiumi e negli invasi idroelettrici per mezzo di tecniche di ingegneria naturalistica ed ecologica.

Caso 9

Titolo	<i>Classification of geomorphological effects downstream of dams</i>
Autore	S.A. Brandt
Rivista	CATENA, 2000, 40(4), PP. 375-401

L'articolo passa in rassegna gli effetti delle dighe sui processi geomorfologici dei tratti a valle delle stesse, proponendone una tipologia suddivisa in nove casi. La classificazione può essere vista come un ulteriore sviluppo del bilancio di Lane fra portata liquida, carico di sedimenti, dimensione del sedimento e pendenza longitudinale del corso d'acqua. In relazione alle variazioni della portata liquida e del carico di sedimenti rilasciati, e quindi alla capacità di trasporto della corrente, è possibile stimare la morfologia risultante di una sezione trasversale. L'articolo prende in esame anche l'estensione longitudinale delle alterazioni e la loro variabilità temporale, così come la risposta dei tributari alle variazioni morfologiche di un corso d'acqua principale.

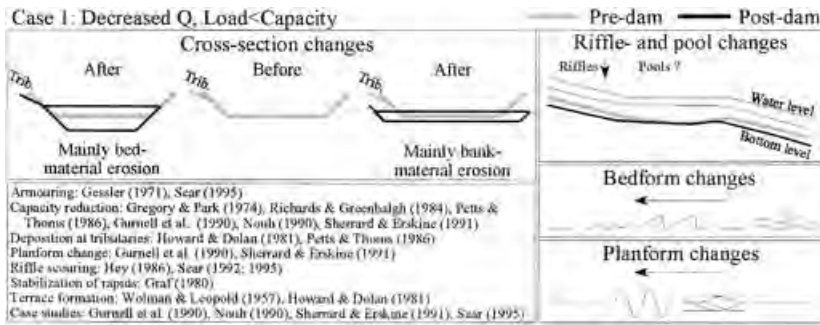


Figura 44.: Trasformazioni previste in corrispondenza di una diminuzione della portata liquida e di un carico di sedimenti inferiore alla capacità di trasporto della corrente.

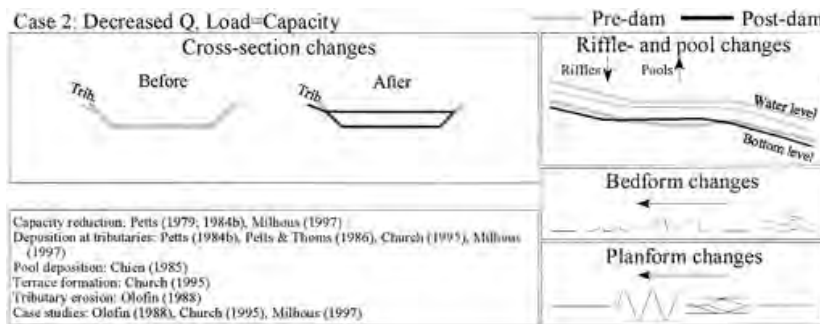


Figura 45.: Trasformazioni previste in corrispondenza di una diminuzione della portata liquida e di un carico di sedimenti pari alla capacità di trasporto della corrente.

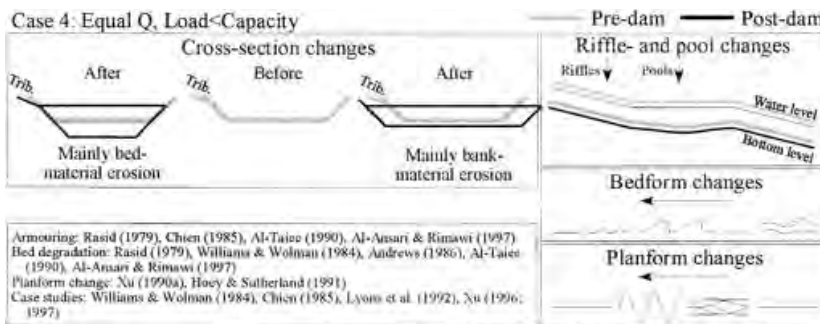


Figura 46.: Trasformazioni previste in assenza di variazioni della portata liquida e di un carico di sedimenti inferiore alla capacità di trasporto della corrente.

Caso 10

Titolo *Dams and geomorphology: Research progress and future directions*
Autore G.E. Petts, A.M. Gurnell
Rivista GEOMORPHOLOGY, 2005, 71(1-2), PP. 27-47

Le dighe impongono variazioni di portata e di trasporto solido tali da indurre alterazioni della morfologia fluviale nei tratti a valle di esse; queste alterazioni sono state descritte per più di cinquant'anni, ma le relazioni fra processi e forme risultanti sono state proposte solo dopo la definizione (negli anni Settanta) di una robusta cornice concettuale, la diffusione dei dati provenienti dalle attività di monitoraggio e l'avanzamento delle tecnologie di telerilevamento, in particolare negli ultimi vent'anni. L'articolo passa in rassegna questi sviluppi e identifica tre temi principali:

- la dinamica dell'alveo
- il ruolo della vegetazione riparia
- le trasformazioni dell'alveo quali motore delle trasformazioni ecologiche

I cambiamenti possono essere rapidi, soprattutto nelle regioni semi aride, ma altrove i periodi di risposta alle forzanti esterne possono estendersi per millenni. In questi ultimi casi i modelli stazionari o a regime dovrebbero essere sostituiti da modelli di transitorio applicati alla scala del tratto studiato, in modo da rispondere alle necessità di una gestione fluviale a scala pluridecennale.

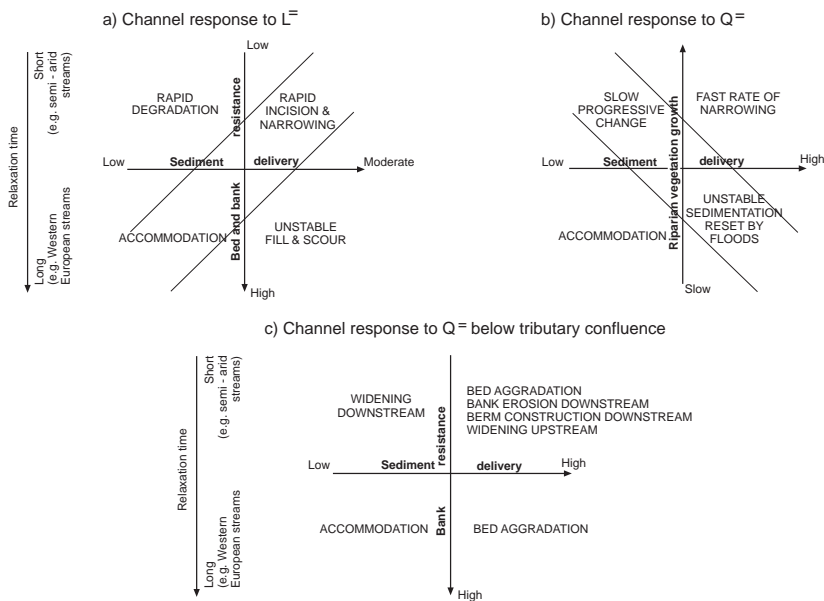


Figura 47.: Domini di trasformazione dell'alveo in risposta ad alterazioni della portata (Q) e del carico di sedimenti (L) in varie aree geografiche caratterizzate da differenti tempi di risposta e da presenza di immissione di nuovi sedimenti a valle di una diga, dalla resistenza all'erosione delle sponde e dalla crescita della vegetazione riparia. Le risposte a una forzante costituita dalla riduzione del carico di sedimenti (a) sono poste a confronto con quelle indotte da una prevalente riduzione delle portate (b); (c) mostra il caso speciale delle alterazioni subite da un sistema fluviale regimentato e caratterizzato dalla riduzione delle portate, a valle della confluenza di un tributario.

4 | L'IMPATTO SUL BIOTA DEI SISTEMI FLUVIALI E SULLA QUALITÀ DELLE ACQUE

Nei paragrafi successivi viene proposta una raccolta di informazioni, esempi e casi di studio inerenti l'impatto che gli impianti idroelettrici (con particolare attenzione verso strutture di piccole-medie dimensioni) possono presentare nei confronti di diversi comparti biologici fluviali, dalla componente autotrofa al macrozoobenthos all'ittiofauna, sottolineando al contempo quali siano le alterazioni dei parametri chimico fisici legati alla qualità delle acque cui possono essere ricondotte le differenti risposte delle componenti biotiche dei sistemi fluviali. La letteratura scientifica sull'argomento, sufficientemente ricca di studi di impatto sulle popolazioni vegetali e animali del comparto acquatico dell'ecosistema fluviale (con riferimento a impianti sia di grandi sia di piccole dimensioni), risulta più povera di informazioni per quanto riguarda le analisi specifiche di impatto sulla qualità e sui parametri chimico-fisici delle acque, soprattutto a monte e a valle di piccoli impianti. Per quanto una parte di queste informazioni possano essere dedotte dallo studio delle risposte alle alterazioni osservabili nelle popolazioni vegetali, macrobentoniche e ittiche, l'analisi sul campo e lo studio di modelli numerici dei possibili impatti sulla qualità delle acque prodotti dai piccoli impianti idroelettrici (soprattutto se realizzati in cascata) meriterebbe ulteriori approfondimenti, potendo difficilmente adattare alla scala di questo tipo di impianti i dati, le osservazioni e le dinamiche dei fenomeni osservati in presenza di centrali di grandi dimensioni, siano esse dotate di invaso o ad acqua fluente.

4.1 L'IMPATTO SULLA COMPONENTE AUTOTROFA DEI SISTEMI FLUVIALI

Gli organismi fotoautotrofi, cioè i vegetali, sono scarsamente rappresentati nei sistemi fluviali. Praticamente nulla, specialmente nelle aste di basso ordine, è la componente fitoplanctonica, a causa dell'elevata velocità della corrente. Macrofite e briofite sono scarsamente rappresentate e molto localizzate, mentre le alghe bentoniche incrostanti rappresentano il gruppo più ricco e diversificato di organismi fotoautotrofi fluviali. Le comunità autotrofe dei tratti fluviali possono essere profondamente influenzate dalla realizzazione di opera idroelettriche; la letteratura al riguardo è particolarmente ricca di studi inerenti impianti idroelettrici di dimensioni medio-grandi, caratterizzati dalla realizzazione di dighe e bacini artificiali, mentre più scarsa è la letteratura legata

al micro-idroelettrico. Nel complesso, tuttavia, i fattori che sembrano esercitare l'impatto maggiore sulla flora sono sicuramente l'alterazione del regime idrologico e le caratteristiche delle acque rilasciate nei tratti a valle.

4.1.1 Macrofite

Per quanto riguarda i vegetali superiori, la loro presenza negli ambienti lotici è modesta, specialmente se paragonata all'importanza che assumono negli ambienti terrestri. Tra le cause che limitano la presenza delle Angiosperme nei fiumi, la velocità della corrente è l'elemento di maggior peso: lo scorrere dell'acqua, con le sue variazioni di portata e velocità, costituisce un notevole fattore di stress per i vegetali acquatici sia direttamente, agendo su fusti e foglie, sia indirettamente, tramite la mobilitazione del substrato. A questo si sommano negli ambienti di basso ordine il rotolamento e il movimento per saltazione di massi e ciottoli, l'elevata ombreggiatura dell'alveo e la scarsità di nutrienti e, negli ambienti di elevato ordine, la torbidità e la profondità delle acque, che limitano l'attività fotosintetica. Per questo motivo, la presenza delle macrofite è circoscritta e discontinua lungo l'asta fluviale. Gli effetti dell'idroelettrico sulle piante vascolari sembrano essere abbastanza diversificati. Alterazioni morfologiche e idrologiche, anche limitate a brevi tratti di piccole aste fluviali, possono limitare la capacità di dispersione e di ri-colonizzazione di macrofite, come *Elodea canadensis* e *Ranunculus peltatus*, impedendo o rallentando la dispersione dei propaguli nella corrente (Riis e Sand-Jensen 2006). Al contempo, altri studi evidenziano come la riduzione della velocità della corrente sembri favorire l'incremento della copertura macrofitica dell'alveo nei tratti a valle degli impianti (French e Chambers 1997).

4.1.2 Briofite

I muschi o Briofite sono particolarmente diffusi negli ambienti fluviali di basso ordine, caratterizzati da substrato grossolano, acque fredde, elevata ombreggiatura dell'alveo ed elevate concentrazioni di anidride carbonica disciolta. Nei tratti più a valle, la presenza dei muschi è ridotta e limitata a situazioni in cui esistono particolari condizioni locali (ad esempio cascate, briglie, manufatti caratterizzati da acque veloci e turbolente, ricche di anidride carbonica e caratterizzate da fondo stabile). In questi habitat i muschi costituiscono spesso uno dei principali gruppi di produttori, raggiungendo densità elevate e ricoprendo ogni substrato disponibile. Pochissimi studi hanno sinora analizzato il potenziale impatto di opere idroelettriche sulle comunità di briofite, giungendo spesso a risultati discordanti. La riduzione delle portate, dovuta all'utilizzo di acqua per scopi idroelettrici, può causare un declino delle coperture a briofite di alcune aree, come riportato da Odland 1991. Alcuni studi evidenziano come la

diminuzione delle portate possa inoltre favorire alcuni taxa, più eurieci e con maggiori capacità di competizione, a scapito di altri, più specializzati e stenoeci; Rørslett 1989 riporta come, in seguito alla alterazione delle portate, *Fontinalis antipyretica* sia divenuta la specie dominante in alcuni tratti fluviali, monopolizzando e colonizzando tutti i substrati disponibili. Un fenomeno analogo è stato anche riportato per altre specie, come *Hygrohypnum ochraceum* (Holmes e Whitton 1981). Englund, Jonsson e Malmqvist 1997 evidenziano una netta diminuzione della ricchezza tassonomica, ma non dell'abbondanza dei popolamenti, in seguito alla diminuzione delle portate. Questa variabilità nei risultati può essere spesso spiegata considerando l'importanza di altre condizioni ambientali, che agiscono a livello locale (morfologia dell'alveo, condizioni climatiche globali, biodiversità regionale).

4.1.3 Biofilm ed alghe incrostanti

Nei tratti alpini e montani, la comunità autotrofa è rappresentata essenzialmente dalla componente vegetale del film: questa è una sottile patina vivente che ricopre rocce e radici sommerse e che costituisce di per sé un particolare microhabitat, in cui alghe unicellulari autotrofe (principalmente diatomee, alghe verdi e alghe azzurre), funghi ifomiceti e batteri eterotrofi vivono in una matrice polisaccarica e si accrescono con una stretta interdipendenza. Il biofilm svolge un ruolo di primo piano nelle reti energetiche dei torrenti, ove rappresenta la principale fonte autoctona di energia. Lo sfruttamento idroelettrico comporta spesso alterazioni nel regime idrologico che possono condurre allo sviluppo di grandi biomasse algali, incrementando in particolar modo la crescita di patine perfitiche dominate da diatomee e alghe verdi filamentose (Biggs 2000). Questa crescita abnorme è legata ad una serie di concause, come la riduzione del deposito di materiale fine in alcuni tratti, la riduzione della frequenza e dell'intensità di eventi alluvionali di piccole e media intensità, l'accresciuta importanza dell'immissione di acque sotterranee in periodi di magra. Inoltre, nei tratti posti a valle delle opere di presa, la scarsità di acqua può portare ad una alterazione dello status trofico del sistema, con l'aumento locale di nutrienti e del carico organico: il passaggio da condizioni oligotrofe a mesotrofe può causare un drastico cambiamento della flora perfitica, con il sopravvento di specie più tolleranti ed ubiquitarie (Biggs e Hickey 1994). Inoltre, sedimenti e particellato organico di origine alloctona restano intrappolati nel tratto sotteso, cioè a monte dell'impianto, con il risultato che i tratti a valle hanno acque con una maggiore trasparenza: l'accresciuta penetrazione della luce in questi ambienti provoca un cambiamento drastico nella flora bentonica, con la scomparsa di alcuni taxa e l'affermazione di altri (Benenati et al. 2000). In un altro lavoro, Ryder et al. 2006 hanno sperimentalmente dimostrato come la riduzione controllata delle portate produca potenzialmente un cospicuo aumento sia della biomassa algale sia del suo contenuto in pigmenti (clorofilla-a).

4.2 L'IMPATTO SULLE POPOLAZIONI DI MACROIN- VERTEBRATI

Con il termine «macroinvertebrati» si definisce un raggruppamento eterogeneo, costituito dagli elementi dello zoobenthos contraddistinti da una dimensione, alla fine dello sviluppo larvale o dello stadio immaginale, superiore al millimetro (Ghetti 1997) e inoltre campionabili con reti o setacci aventi una maglia di 500 micron (Hauer 1996). In molti ambienti lotici montani le comunità di macroinvertebrati comprendono centinaia di specie appartenenti a numerosi phyla, che includono Poriferi, Cnidari, Artropodi (soprattutto Insetti), Molluschi, Anellidi, Nematodi, Platelmini e altri ancora (Bo et al. 2006; Fenoglio et al. 2005a). La stragrande maggioranza dei macroinvertebrati fluviali vive in stretta associazione con il substrato o con superfici sommerse come alberi caduti, radici e vegetazione acquatica (bentonici); relativamente pochi vivono sulla superficie dell'acqua (neustonici), oppure conducendo vita libera (nectonici) o addirittura semiacquatica (Merritt 1996). Gli invertebrati bentonici si possono ulteriormente suddividere in epibentonici, che vivono abitualmente sulla superficie o nei primissimi centimetri del substrato, e freaticoli che vivono all'interno dei sedimenti, soprattutto nei tratti a materasso ciottoloso (Sansoni 1988).

Numerosi studi hanno analizzato l'impatto della produzione idroelettrica sulle comunità macrobentoniche fluviali (Dejalon e Sanchez 1994), focalizzando anche in questo caso l'attenzione su strutture di dimensioni medio-grandi; scarsi sono sinora i lavori inerenti l'impatto di piccole opere idroelettriche, anche se questi possono essere potenzialmente drammatici (Petts e Bickerton 1994). In generale è stato evidenziato un declino delle comunità macrobentoniche nei tratti interessati da tali opere: questo impoverimento biologico è stato spesso connesso ad alcuni fattori principali, riportati di seguito.

4.2.1 Effetti ecologici della diminuzione delle portate

Tra gli impatti idrologici più ovvi ed al contempo più drammatici dell'attività idroelettrica si può annoverare la riduzione delle portate: per le esigenze produttive degli impianti, una cospicua porzione della portata viene spesso sottratta per tratti più o meno ampi e per periodi più o meno prolungati. Questa alterazione idrologica ha importanti conseguenze ecologiche, tra le quali ricordiamo:

- *Cambiamenti nella struttura morfologica e nella disponibilità degli habitat fluviali* (Brittain 1989). Ampiezza dell'alveo bagnato e profondità della colonna d'acqua sono parametri comunemente usati come indicatori della disponibilità di habitat negli ambienti fluviali (NRE 2002). McKay e King 2006, in un elegante studio sperimentale condotto attraverso la sottrazione controllata di volumi d'acqua da un sistema

fluviale montano, hanno evidenziato come anche modesti prelievi possano provocare significative riduzioni di habitat, con importanti ricadute sulla fauna macrobentonica (come la diminuzione della densità totale dei macroinvertebrati e della densità dei gruppi di organismi considerati più sensibili: EPT - Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera). Questo studio sottolinea inoltre una diversa sensibilità dei diversi taxa alla trasformazione degli habitat: mentre le popolazioni del Tricottero Calocide *Tamasia* spp. non sembrano soffrire della riduzione di habitat, quelle del Plecottero Notonemuride *Austrocercella mariannae* erano drasticamente ridotte nei tratti soggetti a prelievo idrico. Anche il lavoro di Tiemann et al. 2005 sottolinea una diversa sensibilità dei diversi taxa alle alterazioni ambientali connesse con l'idroelettrico, ed anche in questo caso sono i gruppi EPT a subire la maggiore contrazione. In un recente lavoro basato sulla sottrazione sperimentale di acqua e realizzato su tre fiumi con diversi gradi di contaminazione, Dewson, James e Death 2007 hanno evidenziato diversi livelli di impatto sulle comunità macrobentoniche, sottolineando come la sottrazione di acqua possa amplificare gli effetti dell'inquinamento delle acque. Anche altri studi recenti, come quelli realizzati da McIntosh, Benbow e Burky 2002 e da Tiemann et al. 2004 annoverano le trasformazioni dell'habitat tra i più deleteri impatti legati alla regolazione delle portate ad uso idroelettrico.

- *Riduzione della velocità delle acque*: la riduzione della velocità delle acque nei tratti posti a valle di derivazioni idroelettriche, anche relativamente piccole, rappresenta un'altra grave fonte di stress per le comunità macrobentoniche. Nei tratti alpini, le bentocenosi sono dominate da taxa reofili che mal tollerano ridotte velocità della corrente, sia per esigenze trofiche che fisiologiche. In particolare, numerosi organismi bentonici alpini sono filtratori, cioè raccolgono il particolato fine trasportato in sospensione e prediligono quindi ambienti con acque veloci, che garantiscono elevati apporti trofici: per esempio la ricchezza delle popolazioni di Tricotteri Hydropsychidae, filtratori con rete, è decisamente inferiore nei tratti soggetti a prelievi idroelettrici (Englund, Malmqvist e Zhang 1997). Anche un altro gruppo trofico funzionale di macroinvertebrati può essere interessato da questo fenomeno: la riduzione della velocità può comportare un aumento locale del deposito fine, con la conseguente alterazione della patina perifitica e la diminuzione dei popolamenti degli raschiatori-scrapers, cioè degli organismi che se ne nutrono (McKay e King 2006). Nei tratti a ridotta velocità, è possibile ipotizzare un cambiamento delle comunità con la diminuzione delle specie reofile (come Ephemeropteri Heptageniidae, Tricotteri Hydropsychidae, Ditteri Simuliidae e Blephariceridae) e l'aumento di specie semi-limnofile, come alcune famiglie di Coleotteri, Emitteri e

Gasteropodi. La riduzione delle velocità, inoltre, condiziona negativamente i processi di riossigenazione dell'acqua, riducendone conseguentemente la sua capacità di autodepurazione. L'azione meccanica dell'acqua permette inoltre l'eliminazione dei cataboliti prodotti dagli organismi fissati al fondo, che risulterebbe fortemente limitata al tendere verso una situazione di quiete.

- *Alterazioni delle condizioni termiche del fiume.* La riduzione del volume d'acqua connessa all'attività idroelettrica comporta spesso un aumento della temperatura nei tratti a valle (Dare e Hubert 2002; Frutiger 2004a,b; Meier et al. 2003): questo incremento termico può avere importanti conseguenze sulla fauna a macroinvertebrati, sia indirette (limitando per esempio la solubilità dell'ossigeno nelle acque) sia dirette (agendo sul metabolismo, sull'alimentazione e sui tassi di crescita - Fenoglio et al. 2005b; Fenoglio et al. 2008; Wotton 1995). L'aumento delle temperature può infatti provocare una variazione nei tassi di crescita di alcuni organismi: un simile fenomeno può essere molto diffuso tra organismi picilotermi, anche se sinora è stato poco analizzato. In questo contesto, (Mundahl 1988) riportano una diminuzione nella velocità di crescita dell'Efemerottero *Ephemerella subvaria*. Nei casi più estremi, l'incremento termico può condurre all'arresto dello sviluppo ed infine alla morte di numerosi organismi fluviali (Hauer e Benke 1991). Per questi motivi, l'incremento delle temperature delle acque potrebbe essere un fattore di stress molto importante negli ambienti delle Alpi piemontesi, ove una notevole frazione delle cenosi macrobentoniche risulta costituita da taxa stenotermi freddi (B. T. Fenoglio S. 2004; Fenoglio, Bo e Malacarne 2007).
- *Alterazione della composizione chimica delle acque.* La sottrazione di acque da un piccolo corso alpino (anche per uso idroelettrico) può comportare una diminuzione delle concentrazioni di ossigeno nei tratti a valle (McKay e King 2006). Tuttavia, pur essendo la quantità di ossigeno nelle acque uno dei fattori più importanti per la vita degli organismi bentonici, nei tratti alpini le caratteristiche ambientali (turbolenza e velocità delle acque, temperatura esterna) impediscono di norma radicali abbassamenti dell'ossigenazione. Situazioni particolari di degrado possono verificarsi qualora la diminuzione delle portate interessi tratti caratterizzati da un elevato carico organico: in questo caso, la diminuzione della portata potrebbe provocare una ridotta diluizione del cachet organico ed un crollo dell'ossigeno disciolto. Oltre alla possibile diminuzione dell'ossigeno disciolto, anche il contenuto ionico delle acque di un fiume interessato da una derivazione può mutare, con cospicue variazioni delle quantità di Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , HCO_3^- , SO_4^{2-} e Cl^- (Kagawa 1992). Infine, numerosi studi hanno evidenziato come, in tratti fluviali depauperati da captazio-

ni idroelettriche, possano cambiare anche notevolmente le concentrazioni di nutrienti (Rader e Belish 1999).

4.2.2 Effetti ecologici della frammentazione

Un'altra importante fonte di impatto sul macrozoobenthos è rappresentata dall'*interruzione della continuità longitudinale del fiume*. Gli invertebrati che popolano gli ambienti lotici sono considerati in uno stato di «continua redistribuzione» nel substrato (Townsend 1976); essi compiono spostamenti lungo l'asta longitudinale del fiume, rispondendo a esigenze ambientali e autoecologiche di diversa natura e formando un ciclo le cui modalità e il cui significato hanno dato adito a diverse interpretazioni. Williams e Hynes 1976 individuarono quattro principali direttrici di movimento e colonizzazione:

- *movimento da monte verso valle* (downstream), essenzialmente legato al *drift*, cioè al trasporto passivo ad opera della corrente. Questa direzione è prioritaria in numerosi ambienti, con modalità diverse per i diversi gruppi (B. T. G. G. C. M. Fenoglio S. 2004).
- *movimento da valle verso monte* (upstream): una reotassi positiva, cioè un attivo movimento di risalita contro corrente, è stata osservata in numerosi gruppi, dimostrando in alcuni casi una marcata stagionalità. A differenza del drift, il movimento upstream non è mai accidentale, e sembra essere influenzato dalla velocità della corrente, dalla temperatura e dalla stagione. I motivi che spingono gli invertebrati bentonici a muoversi in una direttrice contro corrente possono essere molti tra cui ricerca di risorse trofiche o di nuovi spazi, diminuzione della competizione inter/intraspecifica, ricerca di un sito idoneo allo sfarfallamento, all'impupamento o alla riproduzione, fuga da condizioni ambientali sfavorevoli. Posizionando sul letto di un piccolo torrente piemontese alcune trappole ad ingresso preferenziale Fenoglio et al. (2002) hanno indagato l'entità del movimento controcorrente, rilevando inoltre come questo sia particolarmente presente in alcuni gruppi, come Efemerotteri (Leptophlebiidae e Baetidae), Plecotteri (Leuctridae, Capniidae e Taeniopterygidae) mentre sia praticamente assente in altri, come Ditteri Ceratopogonidae.
- *movimento aereo*: numerosi insetti acquatici sono anfibionti, cioè hanno una fase larvale acquatica e una fase adulta alata: tra i principali gruppi ricordiamo Efemerotteri, Plecotteri, Tricotteri, Coleotteri, Ditteri e Odonati. In questi gruppi, gli adulti tendono a muoversi lungo l'asta fluviale riuscendo a colonizzare nuove aree in breve tempo. Particolarmente interessante è il fatto che questi insetti mostrano nella fase immaginale una spiccata tendenza a risalire controcorrente il fiume in cui si sono sviluppati come larve. In particolare,

Efemerotteri, Tricotteri, Plecotteri presentano un flusso di individui controcorrente di gran lunga superiore a quello nel verso opposto, con percentuali addirittura pari al 75-95% del totale degli individui raccolti (Müller 1982). Quali sono le ragioni biologiche alla base di questa tendenza a risalire il corso dei fiumi da parte degli adulti alati? Una interessante risposta viene da quello che spesso è definito il *paradosso del drift*, secondo cui il flusso continuo di organismi trasportati verso valle dalla corrente porterebbe in qualche modo al depauperamento delle comunità dei tratti fluviali posti a monte. Questo non avviene proprio in virtù del fatto che il volo upstream degli adulti (in particolare delle femmine fecondate) costituisce un buon meccanismo di compensazione delle perdite legate al drift. Si tratteggia quindi un ciclo complesso, con gli stadi immaturi dislocati a valle dalla corrente e gli stadi immaginali che risalgono attivamente l'asta fluviale per ovideporre.

- *movimento verticale dal substrato*. Pochi sono ancora gli studi relativi a questo meccanismo di ricolonizzazione. Esso è legato alla risalita di organismi che colonizzano il letto fluviale dopo aver trascorso molto tempo infossati nel substrato. Questo meccanismo di colonizzazione è molto importante nei fiumi intermittenti, in cui esistono notevoli variazioni di portata e lunghi periodi di secca.

Alla luce di quanto appena esposto, è facile comprendere come l'interruzione della connettività longitudinale possa costituire un drammatico problema per la sopravvivenza di comunità macrobentoniche ricche e diversificate. Gli studi relativi all'impatto della frammentazione longitudinale sul macrozoobenthos sono stati sinora rari e sporadici (Wootton, Parker e Power 1996). Englund e Malmqvist 1996 analizzando i diversi fattori che possono modificare le comunità di invertebrati fluviali evidenziano come l'isolamento legato alla frammentazione degli habitat non sia un elemento di primaria importanza (mentre ben più grave risulta essere l'effetto delle riduzioni e delle variazioni di portata). Le estinzioni o le rarefazioni locali sono spesso rapidamente bilanciate da immigrazioni e ricolonizzazioni. Infatti numerosi gruppi di organismi bentonici fluviali, come Efemerotteri, Tricotteri, Plecotteri, Ditteri e qualche Coleottero, possono agevolmente superare dighe, tratti fluviali in asciutta o comunque con condizioni non idonee con il volo degli stadi adulti. Al contrario, si può ipotizzare che la presenza di sbarramenti trasversali costituisca una seria barriera per alcuni gruppi tassonomici privi di stadi alati (come Molluschi, Platelmini, Oligocheti, Irudinei ed altri).

4.2.3 Effetti ecologici delle brusche variazioni di portata e dell'hydropeaking

Un altro importante impatto sulle comunità macrobentoniche è legato alla trasformazione del regime idrologico in lunghi tratti delle aste fluviali interessate da opere idroelettriche. Le fluttuazioni delle portate possono costituire uno stress ambientale di notevole intensità, provocando ad esempio la rarefazione di alcuni taxa sensibili, come i Tricotteri *Cheumatopsyche lepida* e *Hydropsyche pellucidula* (Englund, Malmqvist e Zhang 1997). Rapide e ricorrenti fluttuazioni della portata possono condurre ad una progressiva banalizzazione degli habitat, con una conseguente riduzione della biodiversità (Gumiero 1994). Le diverse specie macrobentoniche possono presentare una diversa resistenza, cioè una diversa capacità di adattarsi a condizioni idrologiche innaturali, sulla base di risposte comportamentali e strategie riproduttive e dispersive (Palmer, Bely e Berg 1992). Malmqvist e Englund 1996 hanno paragonato ricchezza specifica ed abbondanza delle popolazioni di Efemerotteri in torrenti con portate naturali, portate regolate dall'uomo e portate ridotte e regolate, evidenziando un generale impoverimento nei tratti alterati. Tra i fattori che influenzano negativamente questi organismi, la variazione dei flussi pare avere un ruolo di primo piano; inoltre, mentre alcune specie (come *Baetis rhodani*) sembrano estremamente tolleranti verso questa tipologia di alterazione ambientale, altre (come gli appartenenti alla famiglia Heptageniidae) ne subiscono drammaticamente gli effetti. Analoghi trend di banalizzazione tassonomica e diminuzione delle abbondanze in ambienti torrentizi con portate alterate dall'uomo è stato registrato anche per altri organismi, come i Ditteri Simuliidae (Zhang, Malmqvist e Englund 1998).

Proprio le centrali idroelettriche di dimensioni medio-grandi sono spesso causa, nei tratti posti a valle, di bruschi e repentini cambiamenti delle portate, poiché queste dipendono dalle quantità di acque turbinate in un certo momento: questo fenomeno, che prende il nome di hydropeaking, può avere importanti ripercussioni sulla morfologia dell'alveo e delle sponde, sul regime termico delle acque e quindi sulle comunità di organismi fluviali (Bruno 2006). Recenti studi condotti nel Noce Bianco, in Trentino, evidenziano come l'hydropeaking riduca abbondanza e diversità sia della fauna bentonica che di quella iporreica, alterando profondamente le caratteristiche naturali del substrato (Bruno et al. 2009). Per quanto l'hydropeaking sia un fenomeno difficilmente riscontrabile negli impianti che in base alla propria potenza nominale vengono catalogati come mini o micro idroelettrico, soprattutto se sono del tipo ad acqua fluente, è comunque possibile che si verifichino episodi riconducibili all'hydropeaking in impianti (anche appena oltre la soglia superiore del mini idroelettrico) dotati di un piccolo bacino di accumulo.

Gli effetti dell'onda di picco si differenziano innanzi tutto in effetti provocati nel primo momento del rilascio (in genere non

superiore ai 30 minuti) caratterizzato da flussi altamente turbolenti e rapidi cambiamenti nella profondità, velocità, temperatura e qualità dell'acqua. Con il tempo e la distanza dalla centrale, l'ampiezza dell'onda si smorza e la durata del ramo ascendente e discendente dell'onda tende ad aumentare spostandosi a valle (per esempio la fase ascendente può durare 1 ora 1 km a valle della restituzione e 4-6 ore 40 km più a valle). L'intervallo di variazione della portata durante le operazioni di hydropeaking spesso non è più ampio dell'intervallo di variazione annuale del regime naturale del corso d'acqua, ma invece di verificarsi su un periodo stagionale e in modo ragionevolmente graduale, si verifica nell'arco di un giorno, magari durante i periodi di flusso minimo, attestandosi su valori prossimi alla portata di generazione. Se, inoltre, un'onda di piena naturale è preceduta da una serie di fenomeni quali ad esempio l'innalzamento graduale del livello dell'acqua in alveo, che fungono da "segnali d'allarme" per gli organismi fluviali permettendo loro di mettere in atto le appropriate risposte comportamentali alla situazione anomala, nel caso di un'onda di piena artificiale i cambiamenti sono spesso così bruschi da non consentire agli organismi fluviali di reagire adeguatamente alle nuove condizioni. Durante il picco di portata, la porzione di alveo in cui la velocità di corrente raggiunge valori critici si espande rapidamente e, al culmine dell'onda di piena, le principali zone residue di basse velocità si trovano ai suoi margini. Tali aree litorali sono però soggette al rischio di asciutta durante la fase di riduzione di portata, che avviene in maniera altrettanto repentina al raggiungimento del valore massimo; ne consegue che gli organismi fluviali che si sono portati ai margini del corso d'acqua rischiano di rimanere spiaggiati al decrescere della portata o imprigionati in pozze residue ai margini del corso d'acqua e, quindi, esposti a temperature estreme, predazione, denutrizione ed essiccamento. Il rischio di spiaggiamento è più elevato nei fiumi con rive a bassa pendenza, mentre la permanenza di acqua nelle pozze residue laterali dipende dalla loro altezza rispetto all'alveo, dalla granulometria del substrato attraverso cui filtra l'acqua e dalla possibilità di essere rifornite da sorgenti.

Inoltre, la diversità della fauna macrobentonica di un corso d'acqua soggetto a hydropeaking è spesso minore di quella di uno con regime idrologico naturale; anche gli invertebrati terrestri presenti nella zona riparia possono essere danneggiati dalle fluttuazioni di livello, sia pure in misura minore rispetto a quelli acquatici. La variazione di livello dell'acqua può causare la morte delle alghe perifitiche e delle macrofite per essiccamento in caso di asciutta durante le basse portate, oppure per estirpazione dovuta alla elevata velocità di corrente durante le portate elevate. Anche la qualità chimico-fisica delle acque di un corso d'acqua soggetto a hydropeaking può subire rilevanti alterazioni, perché se il rilascio avviene dallo scarico di fondo di un serbatoio artificiale di grosse dimensioni possono ad esempio subire variazioni la temperatura, la concentrazione di ossigeno disciolto e di nutrienti, la concentrazione di ammoniaca, solfuri

e altre sostanze tossiche, sebbene tali effetti siano difficilmente riscontrabili in presenza di impianti di mini-hydro anche qualora fossero dotati di un piccolo invaso di regolazione. Individuare con precisione gli effetti causati dall'hydropeaking può comunque essere complicato per la contemporanea presenza di altri effetti generalmente legati alla presenza dell'impianto di produzione idroelettrica, quali le alterazioni della qualità dell'acqua, del trasporto di sedimenti o dell'idrogramma delle portate.

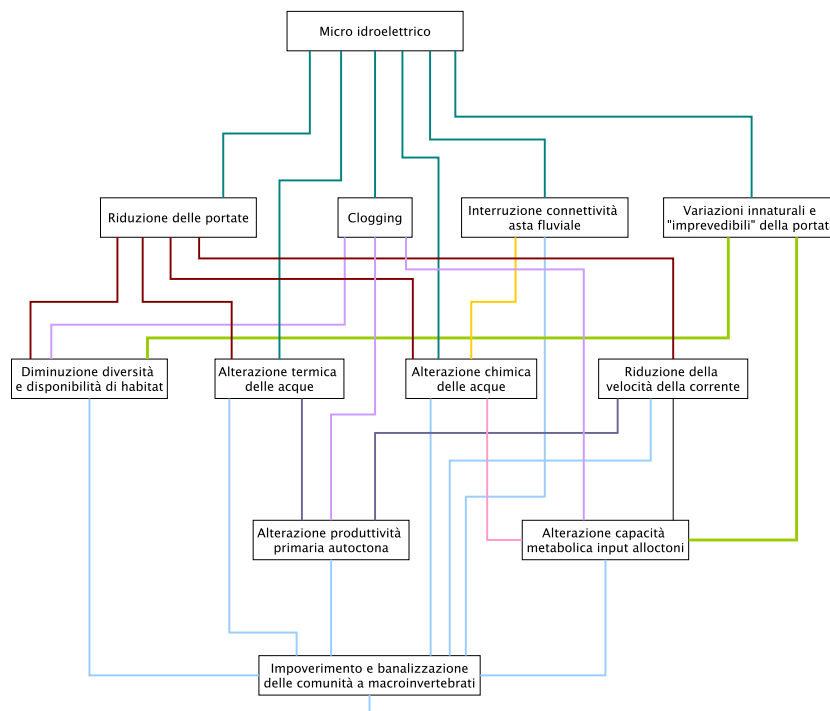


Figura 48.: Impatti diretti ed indiretti del micro-idroelettrico sulle comunità macrobentoniche di ambienti lotici di basso ordine.

4.2.4 Effetti ecologici dell'incremento della sedimentazione

La realizzazione di opere di derivazione spesso comporta una riduzione della velocità della corrente e di conseguenza un incremento della sedimentazione nei tratti posti a monte (ed in alcuni casi anche a valle) di tali opere. L'aumento del detrito fine (clogging) può costituire un notevole elemento di stress ambientale per le comunità macrobentoniche, specialmente nei tratti alpini e montani ove naturalmente le cenosi fluviali sono adattate a substrati più grossolani. Numerosi studi testimoniano come un generale declino nella densità e nella ricchezza tassonomica delle comunità a macroinvertebrati, con drastici cambiamenti nella composizione tassonomica delle comunità, sia spesso associato a episodi di aumentata sedimentazione (Quinn et al. 1992). A questo riguardo, si possono distinguere impatti diretti ed indiretti del clogging sulla fauna invertebrata dei fiumi (Daviescolley et al. 1992; Lemly 1982): tra i primi ricordiamo la distruzione e la perdita di alcuni habitat, il ricoprimento di alcune risorse trofiche (come il detrito alloctono), lo stress fisiologico legato al soffocamento causato dalle particelle fini. Tra gli impatti indiretti, si possono citare l'alterazione della produttività, della struttura e della composizione delle comunità algali epilitiche (importante input autoctono per il macrozoobenthos) e la degenerazione dei popolamenti fungini ingoldiani (essenziali per la metabolizzazione degli input alloctoni). Un recente studio sperimentale ha evidenziato come, in piccoli ambienti fluviali di basso ordine piemontesi, anche modesti incrementi del clogging possano provocare un generale crollo nella densità e nella diversità delle comunità macrobentoniche (Bo et al. 2007): alcuni taxa, come i grandi Plecotteri predatori Systellognatha, i Tricotteri Hydropsychidae e gli Efemerotteri Heptageniidae, sono risultati essere estremamente sensibili a questa tipologia di stress.

4.3 IMPATTO SULLA FAUNA ITTICA

La realizzazione di captazioni, invasi ed opere ad uso idroelettrico esercita sicuramente un notevole impatto sull'ittiofauna dei sistemi lotici. Numerosi studi hanno analizzato e cercato di descrivere e quantificare questo impatto, giungendo spesso ad individuare tre livelli distinti di importanza (Murchie et al. 2008; Zhong e Power 1996):

- *impatti di primo livello*: causati direttamente dall'impianto idroelettrico. Tra questi si possono annoverare le interruzioni dei flussi migratori dei pesci e la trasformazione degli habitat, con la bacinizzazione di interi tratti lotici;
- *impatti di secondo livello*: colpiscono l'ittiofauna attraverso profonde modificazioni delle caratteristiche chimiche e fisiche delle acque (temperatura, solidi sospesi, velocità, profondità);

- *impatti di terzo livello*: sono costituiti dai cambiamenti biologici innescati all'interno delle cenosi fluviali. Tra questi si possono considerare variazioni nella disponibilità di prede o nella pressione esercitata da predatori e parassiti. Numerosi studi concordano inoltre nell'inserire in questa tipologia anche l'accresciuto successo di acclimatazione di specie invasive (Johnson, Olden e Zanden 2008).

In questo capitolo non viene fatto particolare riferimento alla letteratura ed a casi di studio inerenti grandi ambienti potamali o comunque ambienti fluviali di medio-alto ordine, ma l'attenzione viene finalizzata alla descrizione degli impatti dell'idroelettrico nei fiumi alpini di basso ordine. Ci riferiremo quindi a quella che, secondo la 'classica' definizione di (Huet 1954) viene denominata Zona salmonicola superiore (o Zona a trota fario): con questo termine si indica il tipico ambiente dei torrenti montani, con forti pendenze dell'alveo ed elevata turbolenza delle acque, granulometria grossolana del substrato e basse temperature medie; sono qui assenti le macrofite (piante superiori acquatiche), mentre sono presenti alcune briofite ed abbonda la patina epilitica algale. In questi ambienti è assente la biocenosi planctonica ed il benthos è dominato da taxa reofili, stenossibionti e stenotermi freddi (quali Plecotteri, Efemerotteri, Tricotteri). La Trota fario (*Salmo trutta trutta*) è il pesce esclusivo o di gran lunga dominante, a volte accompagnato dallo Scazzone (*Cottus gobio*), specie bentonica amante di acque fredde e veloci e substrati grossolani. Rari sono i Ciprinidi, rappresentati in alcuni casi dal Vairone (*Leuciscus souffia muticellus*).

Non ha quindi particolare importanza parlare, in questi ambienti, di riduzione della ricchezza specifica delle comunità ittiche, in quanto queste sono generalmente monospecifiche o costituite da due-tre specie. Nei paragrafi seguenti vengono riportate e descritti i principali impatti dell'idroelettrico sulle comunità ittiche fluviali.

4.3.1 Alterazioni idrologiche, morfologiche e chimico-fisiche

Un primo elemento è sicuramente legato alla riduzione delle portate, con la conseguente diminuzione degli habitat ed il cambiamento delle caratteristiche chimico/fisiche delle acque. In uno studio realizzato in alcuni torrenti montani (Lessard e Hayes 2003) è stato rilevato come l'aumento delle temperature nei tratti siti a valle delle centrali abbia provocato la rarefazione di alcune specie stenoterme fredde, come la Trota fario (*Salmo trutta trutta*), il Salmerino (*Salvelinus fontinalis*) e lo Scazzone di Miller (*Cottus cognatus*). In uno studio realizzato in un torrente alpino austriaco Fischer e Kummer 2000 hanno evidenziato come la diminuzione delle portate possa portare a una cospicua rarefazione dello Scazzone (*Cottus gobio*), con gravi squilibri nella composizione delle popolazioni residue. Infatti, durante gli estremi di bassa portata, i pesci si rifugiano nelle aree più profonde, solitamente più diffi-

cili da raggiungere per gli stadi giovanili, meno mobili; inoltre, nelle pozze residue la competizione intraspecifica e il tasso di predazione/cannibalismo a carico dei giovani sono elevati. Per questo motivo, le popolazioni dei tratti depauperati idricamente sono solitamente squilibrate, con pochi giovani e quindi con scarse prospettive di sopravvivenza e sviluppo, imputabili anche a una più facile attività predatoria da parte degli uccelli ittiofagi, favorita da una maggiore visibilità all'interno del corpo idrico e dalla riduzione o dalla scomparsa di habitat fondamentali per la fauna ittica.

Un altro interessante studio realizzato in un fiume montano spagnolo ha analizzato gli effetti immediati della realizzazione di un piccolo impianto idroelettrico sulla locale popolazione di Trota fario (Almodovar e Nicola 1999). Sono stati condotti campionamenti pre- e post- operam, mirati a definire la densità della popolazione, la biomassa, la composizione in classi d'età, il tasso di crescita e produttività. Ripetendo le stesse analisi dopo un anno (nel quale la centrale idroelettrica aveva significativamente ridotto il volume di acqua a valle), è stata registrata una drastica diminuzione della densità e della biomassa: in particolare, la comunità pareva profondamente squilibrata, perché i cambiamenti di habitat avvenuti avevano causato un crollo della sopravvivenza degli stadi giovanili.

Altro elemento di stress per le popolazioni ittiche è rappresentata dall'aumentata sedimentazione in alcuni tratti: è noto da tempo che il clogging rappresenta un importante elemento di stress per le popolazioni di Trota, per via della modificazione degli habitat e la riduzione dei siti idonei per la deposizione delle uova.

Numerosi studi concordano infatti nell'attestare che la diminuzione delle portate provoca nei piccoli torrenti montani un notevole mutamento dell'ambiente fluviale, con una riduzione dell'estensione e della profondità delle zone a riffle e un relativo aumento dell'importanza delle zone a pool: si verifica quindi un cambiamento nella distribuzione delle Trote, con un sovraffollamento nelle pools (Dare e Hubert 2002).

Una riduzione della densità e della biomassa delle popolazioni di Trota (complessivamente e per unità di superficie) sono comunemente riportate in numerosi studi relativi alla realizzazione di piccoli impianti idroelettrici in ambiente montano ed alpino (Baran et al. 1995; Ovidio, Capra e Philippart 2008).

4.3.2 Interruzione della connettività longitudinale

La frammentazione costituisce una gravissima minaccia per gli ecosistemi fluviali, in quanto isola le popolazioni e interrompe la continuità biologica e genetica dell'intero sistema lotico. La frammentazione degli ambienti fluviali è un problema che riguarda in modo particolare l'ittiofauna. L'impatto più evidente delle opere di sbarramento o di prelievo legato all'idroelettrico è sicuramente costituito dalla interruzione o riduzione delle pos-

sibilità di migrazione e movimento dei pesci. È ben noto che alcuni pesci compiono impressionanti e spettacolari migrazioni: particolarmente interessante è il caso dei pesci diadromi, i quali completano il loro ciclo vitale tra ambienti marini e acque dolci. Possiamo distinguere in questo gruppo specie anadrome, che trascorrono gran parte della vita in ambienti marini e ritornano nelle acque dolci esclusivamente per la riproduzione (oltre ai salmoni del Nord America, ricordiamo nel nostro paese la Cheppia (*Alosa fallax*), lo Storione comune (*Acipenser sturio*), lo Storione cobice (*Acipenser naccarii*) e lo Storione attilo (*Huso huso*). Le specie catadrome, al contrario delle precedenti, vivono e si accrescono nelle acque dolci e scendono al mare per la riproduzione (come l'Anguilla *Anguilla anguilla*).

Oltre a questi casi spettacolari, occorre ricordare che i pesci d'acqua dolce hanno comunemente grandi capacità di dispersione e movimento, pur con notevoli differenze all'interno del gruppo. Alcune specie, come lo Scazzone (*Cottus gobio*) ed il Ghiozzo padano (*Padogobius martensii*) sembrano essere maggiormente legate ad un singolo tratto fluviale, e trascorrono la loro intera esistenza nel raggio di poche decine di metri (Bo et al. 2010; Freeman 1995). Altre specie, come la Trota fario (*Salmo trutta trutta*), la Trota marmorata (*Salmo trutta marmoratus*) e alcuni Ciprinidi reofili, trascorrono gran parte dell'anno nel tratto potamale dei grandi fiumi, ove maggiori sono le risorse trofiche, risalendo poi negli affluenti laterali al momento della riproduzione per l'accoppiamento e la deposizione delle uova. Spesso esistono, inoltre, movimenti su piccola scala e con variazioni giornaliere: le trote, per esempio, possono occupare diversi microhabitat quando sono in caccia o a riposo.

Numerosi sono gli studi relativi grandi impianti idroelettrici oppure dighe e captazioni che insistono su tratti potamali (Northcote 1998), mentre relativamente pochi sono i dati inerenti piccoli impianti e aste fluviali di basso ordine. Alcuni studi sottolineano come la presenza di barriere produca, nelle popolazioni di salmonidi di torrenti montani, isolamenti genetici ed alterazioni del pool genico locale (Neraas e Spruell 2001). Su lunghi periodi, l'isolamento riproduttivo delle popolazioni site nei tratti a monte degli impianti può potenzialmente condurre ad una modesta differenziazione genica, legata probabilmente più a drift genetico in piccole popolazioni che a meccanismi di selezione naturale su base ambientale (Heggenes e Roed 2006). Tuttavia, per quanto concerne l'effetto della frammentazione sulle popolazioni di Trota fario di ambienti montani ed alpini, numerose sono le evidenze del fatto che, in questa specie così naturalmente polimorfa, la variazione genica nelle popolazioni isolate sia generalmente modesta (Hansen et al. 1993). In questa prospettiva, l'impatto della frammentazione sarebbe più legato al mancato raggiungimento di siti riproduttivi o trofici adeguati piuttosto che all'isolamento genico delle popolazioni (ricordando inoltre come gran parte delle popolazioni di Trota fario delle nostre vallate siano in realtà il prodotto di immissioni più o meno recenti da parte dell'uomo,

utilizzando addirittura spesso individui di ceppo atlantico).

4.4 CASI STUDIO ED ESEMPI

Caso 1

Titolo	<i>Effects of a small hydropower station upon brown Trout <i>Salmo trutta</i> in the river Hoz Seca (Tagus Basin, Spain) one year after regulation</i>
Autore	A. Almodovar, G.G. Nicola
Rivista	REGULATED RIVERS: RESEARCH AND MANAGEMENT, 1999, 15, PP. 477-484

L'alterazione delle portate è uno dei più diffusi disturbi di origine antropica che minacciano il biota dei sistemi fluviali. In questo studio vengono presentati i risultati di uno studio realizzato nel torrente Hoz Seca, un piccolo tributario del fiume Tagus (Spagna centrale). Questo sistema fluviale è stato interessato nel 1993 dalla costruzione di una piccola stazione idroelettrica (700kW), che interessa un tratto localizzato a circa 1300 m s.l.m. La ricerca era mirata ad evidenziare i possibili impatti di questa realizzazione sulla popolazione autoctona di Trota fario (*Salmo trutta*). Sono state analizzate la densità della popolazione, la biomassa, la struttura in classi di età, la crescita e la produttività secondaria nei tratti situati a monte e a valle dell'opera di presa. L'ittiofauna ha mostrato una rapida risposta alla regolazione delle portate, soprattutto nel tratto posizionato a valle della derivazione, dove in un solo anno la densità e la biomassa della popolazione di trote hanno subito una diminuzione rispettivamente pari al 50% ($t = 6.30$, $p < 0.05$) ed al 43% ($t = 2.69$, $p < 0.05$). L'esame della struttura della popolazione ha rivelato come non siano cambiate le caratteristiche legate ai tassi di crescita, quanto piuttosto si sia alterata la ripartizione in classi di età: la principale conseguenza dell'alterazione delle portate è infatti risultata essere la severa riduzione nella produttività secondaria, causata dalla perdita di habitat ed in particolar modo dalla diminuzione degli stadi giovanili. Infatti, il lavoro sottolinea come l'impatto della stazione idroelettrica non ha provocato una riduzione delle fonti di cibo, quanto piuttosto l'alterazione di alcune caratteristiche abiotiche, quali le caratteristiche morfologiche dell'alveo, le portate e le naturali velocità della corrente. In particolar misura sono risultate colpite le classi giovanili, che da un lato sono state sottoposte ad uno stress idrologico maggiore (per l'incremento delle velocità) e ad uno stravolgimento dell'habitat (profondità, copertura e composizione del substrato).

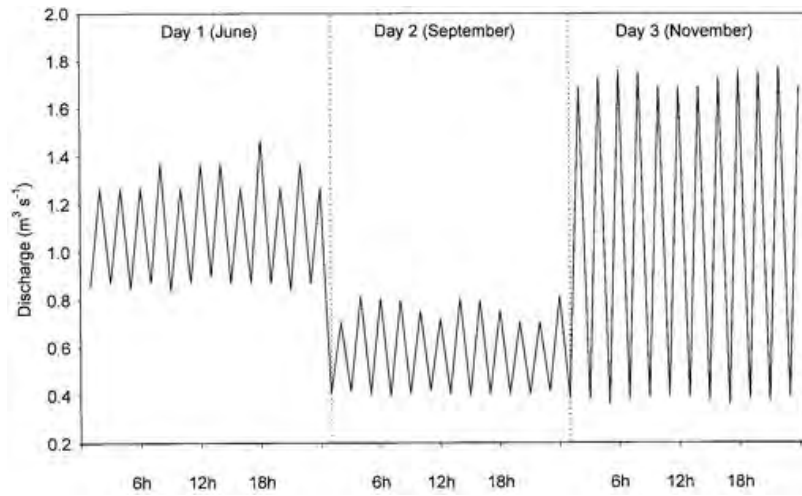


Figura 49.: Portata oraria media per intervalli di un giorno in una sezione a valle della piccola centrale idroelettrica sul torrente Hoz Seca, nei periodi di minimo (giugno e settembre) e massimo (novembre).

Table II. Mean number of trout caught for 0+, 1+ and 2+ and older age group for each section (upstream/downstream) within the pre- and post-regulation periods

Site	Period	0+		1+		2+ and older	
		Mean	<i>p</i>	Mean	<i>p</i>	Mean	<i>p</i>
Upstream	Pre-regulation	18		27		8	
	Post-regulation	20	>0.10	25	>0.10	9	>0.10
Downstream	Pre-regulation	20		33		55	
	Post-regulation	9	<0.001	9	<0.001	34	<0.01

The means were compared through a *t*-test and the results are shown in the table.

Figura 50.: Numero di trote catturate per gruppi di età (0+, 1+ e 2+) per ogni sezione (di monte e di valle) durante i periodi pre e post regimazione.

Table I. Mean density (D , individuals m^{-2}) and mean biomass (B , g dry weight m^{-2}) of each group of macroinvertebrates for each section (upstream/downstream) within the pre- (1993) and post-regulation (1994) periods

	Upstream				Downstream			
	D		B		D		B	
	1993	1994	1993	1994	1993	1994	1993	1994
Turbellaria	1.785	1.782	0.0019	0.0030	52.595	40.115	0.3462	0.2603
Oligochaeta	5.350	112.772	0.0094	0.0960	11.145	45.465	0.1703	0.1483
Hirudinea	1.785	3.567	0.0009	0.0166	44.575	16.047	0.0339	0.0130
Gastropoda	10.700	14.707	0.0091	0.0650				
Crustacea	80.230	52.150	0.1473	0.0575				
Insecta								
Ephemeroptera								
Baetidae	310.225	193.000	0.1389	0.0835	151.100	390.460	0.0715	0.1496
Heptageniidae	67.750	30.310	0.1210	0.0358	60.175	49.475	0.1426	0.0301
Ephemerellidae	258.520	28.525	0.1281	0.0191	67.750	6.687	0.0358	0.0040
Caenidae		7.132		0.0027		58.835		0.0114
Leptophlebiidae	7.130	36.550	0.0007	0.0242	30.755	5.350	0.0313	0.0031
Ephemeridae	12.480	12.927	0.1847	0.0218	8.465	2.675	0.0107	0.0259
Odonata								
Calopterigidae					1.335	4.012	0.0001	0.0044
Gomphidae	5.350		0.0030		60.175	5.347	0.0474	0.0191
Aeshnidae	1.785		0.3665		1.335	5.347	0.0001	0.3116
Cordulegasteridae		2.675		0.0001		9.360		0.2959
Plecoptera								
Nemouridae	16.045	19.612	0.0051	0.0032	6.685	69.535	0.0013	0.0113
Leuctridae	131.935	168.485	0.0287	0.0563	15.155	29.417	0.0018	0.0072
Perlidae	137.285	67.307	0.5611	0.6755	12.035		0.0275	
Coleoptera					73.100	48.140	0.2369	0.4930
Dytiscidae	90.930	0.892	0.0349	0.0010				
Elmidae	110.540	20.950	0.0089	0.0118	58.390	42.790	0.0212	0.0123
Helodidae	41.005	7.577	0.0107	0.0009	1.785	1.337	0.0002	0.0001
Megaloptera								
Sialidae	3.570	8.025	0.0085	0.0045		6.685		0.0084
Diptera								
Limoniidae	1.785	1.337	0.0032	0.0011	1.335	1.337	0.0012	0.0001
Simuliidae	281.700	4.905	0.0836	0.0008		14.707		0.0043
Chironomidae					22.730	93.602	0.0013	0.0071
Ceratopogonidae					4.460	4.012	0.0003	0.0001
Stratiomyidae	46.355	8.470	0.1219	0.0151	44.575	13.372	0.1455	0.0556
Trichoptera					1.335	2.675	0.0137	0.0002
Rhyacophilidae		2.675		0.0297	1.785	4.012	0.0002	0.0009
Glossosomatidae		48.140		0.0710	1.785	10.697	0.0012	0.0151
Hydropsychidae	10.695	2.230	0.0324	0.0002	8.025	2.675	0.0291	0.0009
Polycentropodidae					6.685		0.0045	
Psychomyiidae	8.915		0.0030			2.675		0.0001
Limnephilidae	12.480	62.847	0.0089	0.0802	1.785	2.675	0.0002	0.0005
Sericostomatidae	133.720	109.202	0.2936	0.1952	124.805	141.742	0.1501	0.2467
Total	1790.050	1028.758	2.3167	1.5719	875.860	1131.268	1.5270	2.1410

Figura 51.: Densità media (D , individui/ m^2) e biomassa media (B , peso secco in g/m^2) di ciascun gruppo di macroinvertebrati per ogni sezione (di monte e di valle) nei periodi precedenti (1993) e seguenti (1994) la regimazione delle portate.

Caso 2

Titolo	<i>Effects of clogging on stream macroinvertebrates: an experimental approach</i>
Autore	T. Bo, S. Fenoglio, G. Malacarne, M. Pessino, F. Sgariboldi
Rivista	LIMNOLOGICA, 2007, 37, PP. 186-192

Tra gli impatti meno evidenti ma più problematici legati alla realizzazione di impianti idroelettrici si può annoverare il "clogging". Con questo termine viene correntemente indicata la deposizione di materiale fine sui sedimenti fluviali generalmente grossolani, ad opera di alterazioni morfo-idrologiche di origine antropica. Sbarramenti trasversali, alterazione degli alvei, prelievi e rilasci fanno sì che un numero crescente di ambienti lotici, a granulometria prevalentemente grossolana siano ormai caratterizzati dal deposito innaturale di materiale fine. Questo accade per esempio nei tratti (a monte ma spesso anche a valle) delle opere di presa in ambito idroelettrico. La sedimentazione di classi granulometriche fini in larghi tratti alpini o appenninici provoca la pressoché totale occlusione degli interstizi, con drastiche conseguenze per la fauna invertebrata. In questo lavoro è stato analizzato l'effetto del clogging in un ambiente lotico appenninico, il Torrente Lemme (AL). Nell'alveo del fiume, ad una profondità di 15 cm, sono state posizionati 48 substrati artificiali, costituiti da telai metallici riempiti di sedimento sterile a differente granulometria: in particolare sono state create 4 tipologie di substrato, caratterizzate dall'importanza crescente della frazione fine. Dopo 20 e dopo 40 giorni, i substrati sono stati rimossi secondo uno schema prestabilito, e sono stati raccolti e classificati i macroinvertebrati colonizzanti. Sono state riscontrate significative differenze nel popolamento colonizzante, con densità e ricchezza tassonomica minori nel substrato ove la componente sabbiosa era prevalente. Nel lavoro vengono discusse le caratteristiche autoecologiche e faunistiche dei diversi popolamenti, ipotizzando che l'effetto del clogging possa essere più severo e diffuso di quanto sinora previsto.

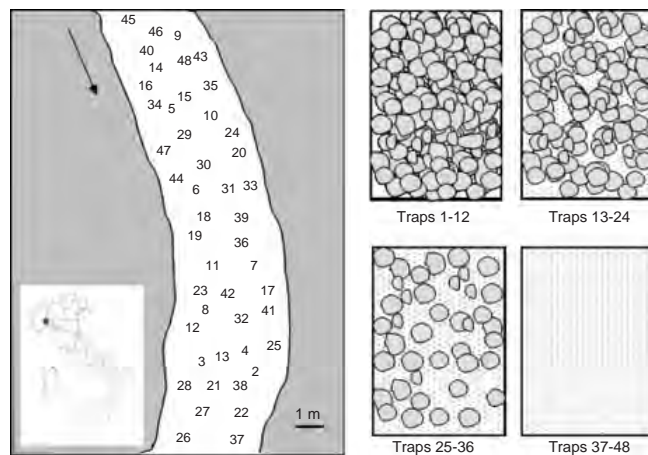


Figura 52.: Torrente Lemme, dislocazione dei substrati artificiali e schemi dei quattro tipi granulometrici (NW Italy 441 350 4500, 81 510 4100; altitudine di 430 m).

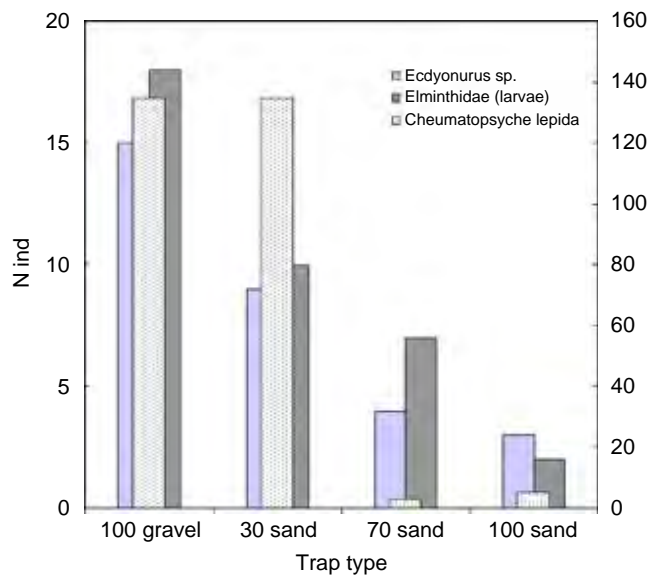


Figura 53.: Abbondanza di alcuni taxa individuati in quattro tipi diversi di substrato artificiale: *Cheumatopsyche lepida* (Trichoptera ? asse Y destro), *Ecdyonurus sp.* (Ephemeroptera), *Elmidae larvae* (Coleoptera);

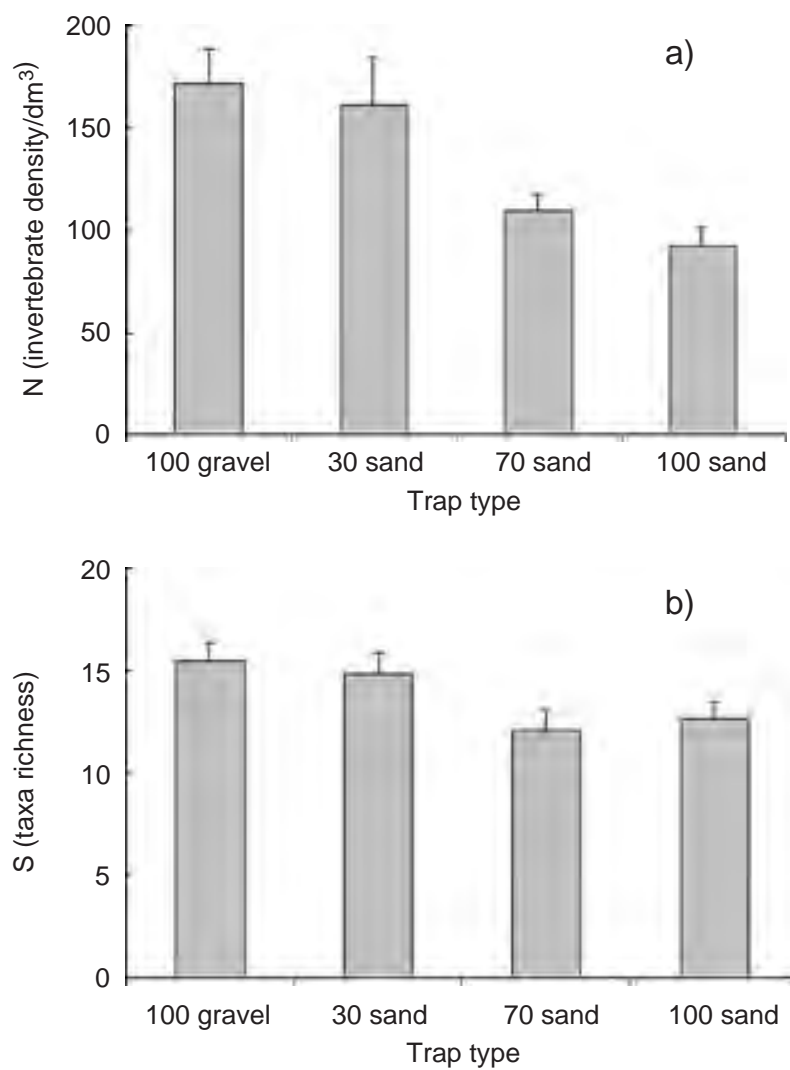


Figura 54.: (a) Abbondanza di invertebrati all'interno di substrati artificiali a differente granulometria; (b) Ricchezza dei taxa all'interno di substrati artificiali a differente granulometria.

Caso 3

Titolo	<i>Effects of residual flow and habitat fragmentation on distribution and movement of bullhead (Cottus gobio L.) in an alpine stream</i>
Autore	S. Fischer, H. Kummer
Rivista	HYDROBIOLOGIA, 2000, 422/423, PP. 305-317

In questo studio è stata analizzata la dinamica e la struttura di popolazione dello Scazzone (*Cottus gobio*), un pesce bentonico tipicamente presente nei tratti fluviali alpini, in tre sezioni fluviali geograficamente vicine ma idrologicamente molto differenti, in quanto soggette ad una diversa gestione idrica per la presenza di una piccola centrale idroelettrica. I tre tratti esaminati sono così caratterizzati: tratto fluviale che viene occasionalmente posto in secca (sezione A), tratto che occasionalmente si riduce per breve tempo ad una serie di pozze isolate (sezione B) e tratto con flusso permanente (sezione C). Il popolamento ittico dei tre tratti fluviali è stato ripetutamente campionato con l'impiego di elettrostorditori nelle diverse stagioni. È stato in particolare utilizzato un metodo di marcatura e ricattura, per determinare la densità del popolamento nei diversi ambienti, ed inoltre sono state applicate targhette identificative (VI-tag) a numerosi esemplari di *C. gobio*, per registrare l'attività migratoria individuale. I tratti fluviali con presenza intermittente di acqua (A) risultavano essere temporaneamente colonizzati da individui adulti di Scazzone, che risalivano dai tratti a valle in occasione di incrementi di portata. La ripetuta assenza di acqua superficiale impedisce di fatto l'instaurarsi di una popolazione ittica stabile in questo ambiente. Piccole popolazioni sopravvivono nei tratti "di transizione" (B), che solo occasionalmente sono frammentati dalla riduzione delle portate. In questi ambienti, tuttavia, la densità della popolazione è circa un quarto della densità che si registra nei tratti caratterizzati da una continua e permanente presenza di acqua (C). Anche dal punto di vista morfologico e fisiologico, gli organismi delle sezioni B apparivano in pessime condizioni. Le variazioni della portata hanno inoltre incoraggiato un incremento dell'attività migratoria in questa specie che è notoriamente sedentaria e stanziale. Quando le portate aumentano, si registra una notevole attività dispersiva, specialmente diretta verso monte e verso affluenti laterali, mentre quando le portate si riducono gli Scazzoni tendono a riparare nelle ampie pozze, dove restano definitivamente imprigionati qualora la diminuzione delle portate comporti successivamente il completo isolamento degli ambienti di pool e la frammentazione dell'asta fluviale. Questo meccanismo può essere alla base della scarsa capacità di colonizzazione mostrata dagli stadi giovanili. Questo studio dimostra come la frammentazione degli habitat, legata ad un eccessivo prelievo idrico per uso idroelettrico, presenti drammatici effetti sulle popolazioni di *C. gobio*, un pesce tipicamente presente nei

tratti montani ed alpini. Particolarmente alterate risultano essere la disponibilità di habitat, la distribuzione spaziale, la capacità di dispersione, la fitness e la sopravvivenza. Per il mantenimento di popolazioni ittiche ben strutturate appare quindi essenziale una corretta gestione dei prelievi e dei rilasci idrici.

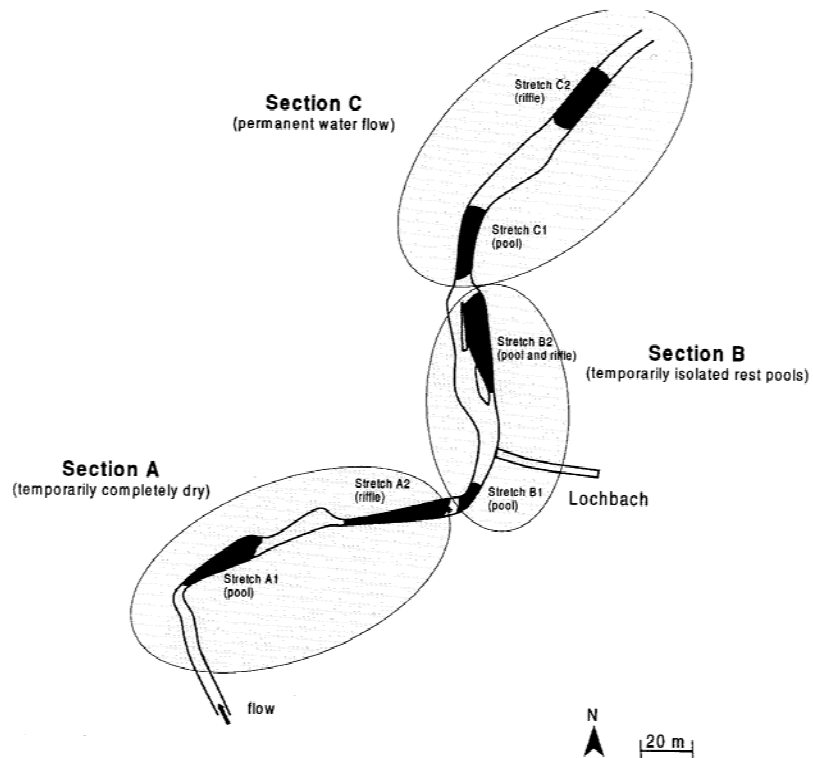


Figura 55.: Area di studio con le tre differenti sezioni (ombreggiate), ciascuna contenente due tratti (aree nere).

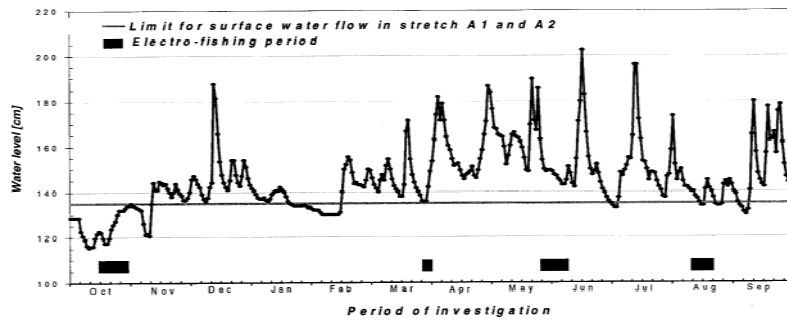


Figura 56.: Battenti idrici rilevati fra il mese di ottobre del 1997 e il mese di settembre del 1998. I periodi in cui sono stati effettuati i campionamenti sono rappresentati in forma di barre sull'asse dei tempi.

	Capture ind.	Recapture within period		Recapture between period		Total recapture	
		%	fidelity %	%	fidelity %	%	fidelity %
Stretch 1	6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Stretch 2	6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Stretch 3	31	38.7	69.2	29.0	60.0	64.5	60.0
Stretch 4	51	49.0	81.8	15.7	66.7	58.8	66.7
Stretch 5	187	23.5	75.4	28.9	47.6	49.2	47.8
Stretch 6	117	26.5	77.1	19.7	29.6	44.4	46.2
Total	398	28.1	76.8	23.6	46.5	48.7	51.6

Figura 57.: Numero degli esemplari di scazzone catturati e ricatturati nei singoli tratti.

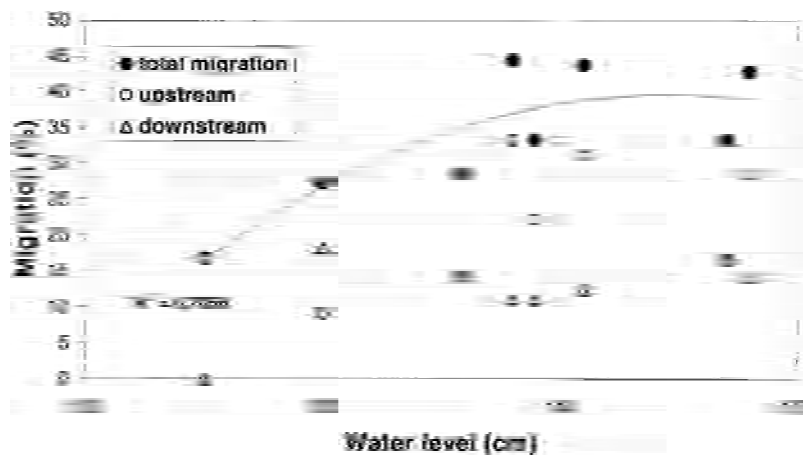


Figura 58.: Tasso di migrazione degli scazzoni ricatturati in uno sesso periodo di campionamento in relazione al battente idrico (R_2 = coefficiente di determinazione).

Caso 4

Titolo	<i>Effects of lowhead dams on riffle-dwelling fishes and macroinvertebrates in a Midwestern River</i>
Autore	J.S. Tiemann, D.P. Gillette, M.L. Wildhaber, D.R. Edds
Rivista	TRANSACTIONS OF THE AMERICAN FISHERIES SOCIETY, 2004, 133, PP. 705-717

Nell'ambito degli studi relativi agli impatti ecologici dell'idroelettrico, numerose ricerche hanno interessato impianti di medie e grandi dimensioni, e relativamente pochi lavori hanno riguardato i piccoli impianti di produzione idroelettrica. In questo lavoro sono state analizzate le comunità ittiche e macrobentoniche, oltre alle caratteristiche morfologiche ed idrologiche, di otto tratti fluviali interessati da piccoli impianti. In ogni tratto fluviale è stato individuato un sito di riferimento (non alterato), un sito posto a valle ed uno posto a monte dell'opera. L'analisi multivariata dei dati raccolti ha sottolineato come le caratteristiche dell'habitat, più che le caratteristiche fisico-chimiche della risorsa, subiscano una netta variazione nei tratti a monte ed a valle degli impianti, con importanti ripercussioni sul biota fluviale. Rispetto ai siti di riferimento, i tratti fluviali posti a monte risultavano essere caratterizzati da un alveo più profondo, con velocità dell'acqua mediamente più bassa, mentre i tratti a valle risultavano essere più bassi e con acque più veloci. Particolarmente interessante risultava il fatto che in entrambi i tratti considerati (upstream e downstream) la quantità di sedimento fine presente nel substrato era anormalmente elevata. La ricchezza delle comunità di macroinvertebrati non differiva marcatamente nelle diverse tipologie di tratto esaminate, ma l'abbondanza risultava minore nei siti di valle e l'uniformità di distribuzione risultava maggiore nei siti di riferimento. La ricchezza del popolamento ittico non era diversa nelle tre tipologie di sito, ma l'abbondanza era maggiore nei siti di riferimento. Alcune specie ittiche si sono rivelate particolarmente sensibili. Questo studio si conclude con alcune interessanti considerazioni relative alla pianificazione di strategie di conservazione e mitigazione degli impatti.

Caso 5

Titolo	<i>Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems</i>
Autore	B. Malm Renöfält, R. Jansson, C. Nilsson
Rivista	FRESHWATER BIOLOGY, 2010, 55, PP. 49-67

In questo studio viene riportata una interessante panoramica sulle possibili implicazioni ecologiche legate alla produzione idroelettrica, in un paese che può essere considerato all'avanguardia nel campo dell'uso compatibile e sostenibile delle risorse naturali. Gli impianti idroelettrici sono stati per lungo tempo considerati un'ottima alternativa, dal punto di vista degli impatti ecologici, rispetto agli impianti che utilizzano combustibili fossili o energia nucleare. Tuttavia, anche se per molti versi questo è assolutamente vero, occorre tuttavia considerare il fatto che la produzione idroelettrica può trasformare i sistemi fluviali in modo profondo, per esempio aumentando la canalizzazione dei tratti fluviali, alterando le portate, riducendo la velocità delle acque in alcuni tratti, e complessivamente riducendo anche le aree umide perifluviali. Amministratori e gestori della risorsa acqua sono sempre più convinti dell'importanza di trovare un equilibrio tra quelle che sono le esigenze sociali ed economiche e la necessità di tutelare e proteggere i sistemi ecologici e la disponibilità di risorse sempre più limitate come l'acqua. In questo lavoro viene presentata una breve ma esaustiva review sugli impatti ambientali dell'idroelettrico, presentando e discutendo problematiche e caratteristiche di diversi tipi di invasi ed impianti, e specialmente fornendo esempi di come l'impatto ambientale degli impianti possa essere mitigato. Particolare attenzione viene data alla questione del rilascio di portate. Esempi e suggerimenti riguardano non solo la realizzazione di nuovi impianti, ma anche la mitigazione degli impatti legati agli impianti già in funzione. Infatti in Svezia (come in quasi tutti gli altri paesi) i primi impianti idroelettrici venivano inizialmente realizzati senza alcuna considerazione per le loro ricadute ecologiche, anche per le più semplici, come ad esempio l'interruzione della continuità fluviale. Numerose sono quindi le possibilità di miglioramento, anche per gli impianti attualmente esistenti, come la modulazione dei rilasci, la rimozione o l'attenuazione degli sbarramenti. Il lavoro si sofferma successivamente sul problema presentato da quei tratti fluviali che sono interessati da più impianti, e che si riducono essenzialmente ad una serie di situazioni più o meno bacinizate e depauperate. Speciale attenzione viene rivolta all'implementazione di quelle misure che, con un modesto calo di produzione, possono assicurare un cospicuo miglioramento ecologico. Particolarmente importante appare inoltre inquadrare questi temi all'interno di uno scenario in rapida evoluzione, sia dal punto di vista ambientale, a causa del cambiamento climatico globale,

sia dal punto di vista socio-economico, a causa dell'aumento dei costi legati ai combustibili fossili e dei miglioramenti tecnologici legati alla produzione idroelettrica.

Mechanism	Alteration	Ecosystem response	Management recommendation
Flow/hydrology			
Magnitude	Increased variation	Scouring of organisms and organic matter (Moog, 1993; Cereghino & Lavandier, 1998; Cortes <i>et al.</i> , 2002; Weyers <i>et al.</i> , 2003)	Reduce range of flow variation (Englund & Malmqvist, 1996)
	Stabilised flow	Dominance of competitive species and loss of poor competitors (Holmes & Whitton, 1981; Rørslett <i>et al.</i> , 1989) Reduced productivity and decomposition rate (Stanford <i>et al.</i> , 1996; Ellis <i>et al.</i> , 1999) Invasion of exotics (Busch & Smith, 1995; Stanford <i>et al.</i> , 1996; Nilsson & Berggren, 2000; Shafroth <i>et al.</i> , 2005; Truscott <i>et al.</i> , 2006; Beauchamp & Stromberg, 2007) Failed establishment of riparian species (DeWine & Cooper, 2007)	Increase seasonal variation in flow (Hill <i>et al.</i> , 1998; Springer <i>et al.</i> , 1999) Provide periodic flushing to clear channels of encroaching plant or animal alien species (Power <i>et al.</i> , 1996) Artificially thicken ice cover to increase spring flood levels, enhancing scouring and flood disturbance (Prowse & Demuth, 1996)
Frequency	Increased variation	Increased erosion leading to stress and loss of organisms (Kondolf, 1997; Hill <i>et al.</i> , 1998) Reduced habitat availability (Shea & Peterson, 2007)	Reduce frequency of flow variation
	Decreased variation	Decreased flushing of sediments (Osmundson <i>et al.</i> , 2002) Dominance of competitive species and loss of poor competitors (Wootton <i>et al.</i> , 1996; Cortes <i>et al.</i> , 2002; Bernez & Ferreira, 2007)	Increase seasonal variation in flow (Hill <i>et al.</i> , 1998; Springer <i>et al.</i> , 1999) Provide periodic flushing to clear channels of encroaching plant or animal alien species (Power <i>et al.</i> , 1996)
Timing	Loss/change of seasonal flow variables	Reduced habitat availability (Freeman <i>et al.</i> , 2001; Hay <i>et al.</i> , 2008) Disrupted life cycles, reduced growth rate and changed succession patterns (Toner & Keddy, 1997; Friedman <i>et al.</i> , 1998; Johansson & Nilsson, 2002) Invasion of exotics (Stromberg <i>et al.</i> , 2007)	Reintroduce seasonal flow peaks and higher minimum flows (Rood & Mahoney, 1990; Richter <i>et al.</i> , 1997) Mechanically clear exotics
Duration	Prolonged low flows	Altered abundance and diversity (Anderson <i>et al.</i> , 2006) Physiological stress in aquatic organisms	Increase seasonal high flows (Richter <i>et al.</i> , 1997; Galat & Lipkin, 2000)
	Prolonged inundation	Altered riparian communities (Connor <i>et al.</i> , 1981; Bren, 1992; Crivelli <i>et al.</i> , 1995; Toner & Keddy, 1997; Friedman & Auble, 1999)	Reduce high flows, especially when badly timed (Toner & Keddy, 1997; Galat & Lipkin, 2000)
	Shortened low flows	Increased availability of aquatic habitats	Increase seasonal low flows
	Shortened flood peaks	Encroachment of land organisms (Johnson, 1994)	Increase duration of seasonal flood peaks
Rate of change	Rapid changes in river stages	Wash-out and stranding of organisms (Kroger, 1973; Saltveit <i>et al.</i> , 2001) Undermining of banks and vegetation loss (Grelsson, 1985) Failed establishment and recruitment of riparian organisms (Northcott <i>et al.</i> , 2007)	Reduce rates of change
Landscape interactions			
Velocity	Conversion of lotic to lentic habitats	Declines or losses of lotic species; replacement by lentic species (Copp, 1990; Zhong & Power, 1996; Irz <i>et al.</i> , 2006)	Remove dams (Bednarek, 2001)

Figura 59.: Quadro di sintesi dei fattori influenzati dalla produzione idroelettrica, delle risposte degli ecosistemi alle alterazioni e delle misure di mitigazione suggerite per la mitigazione degli impatti. Parte 1

Mechanism	Alteration	Ecosystem response	Management recommendation
Longitudinal	Corridor disrupted by dams, impoundments and diversions	Fragmented communities and reduced migration/dispersal (Andersson <i>et al.</i> , 2000; Coutant & Whitney, 2000; Jansson <i>et al.</i> , 2000; Lundqvist <i>et al.</i> , 2008) Loss of sediment redistribution (Ibanez <i>et al.</i> , 1996; Vörösmarty <i>et al.</i> , 2003; Anselmetti <i>et al.</i> , 2007; Wang <i>et al.</i> , 2007) Increased retention of nutrients and organic matter in reservoirs (Humborg <i>et al.</i> , 2006)	Remove dams (Bednarek, 2001) Enhance migration across dams and through power stations (Cada, 1998) Restore riparian and aquatic corridors (Shafroth <i>et al.</i> , 1998; Catalano <i>et al.</i> , 2007) Move sediment from reservoirs to downstream deltas (Rovira & Ibanez, 2007)
Lateral	Land and water disconnected	Less colonisation and recruitment of riparian organisms (Rood & Mahoney, 1990; Kingsford, 2000) Compromised habitat use by organisms (Ward <i>et al.</i> , 1999) Reduced number of species (Galat <i>et al.</i> , 1998; Galat & Lipkin, 2000; Kingsford, 2000) Compromised ecological function, e.g. lower productivity of riparian and aquatic ecosystems (Ward & Stanford, 1995)	Reconnect riparian and channel habitats by reintroducing overbank floods (Galat <i>et al.</i> , 1998; Richter & Richter, 2000) Grade steep river margins to increase the area flooded and enhance riparian plant establishment (Nilsson, 1996b)
Vertical	Surface and ground water disconnected	Reduced number of species (Brunke & Gonser, 1997) Reduced reproductive success of fish (Curry <i>et al.</i> , 1994; Calles <i>et al.</i> , 2007) Reduced river water quality, e.g. oxygen levels (Calles <i>et al.</i> , 2007) and temperature variation (Poole & Berman, 2001)	Increase water exchange between surface and hyporheic habitats by reintroducing floods (Hancock & Boulton, 2005), placing large wood in the channel (Boulton, 2007) or constructing riffles (Harper <i>et al.</i> , 1999) Physically remove fine sediments clogging gravel beds
Temporal	Reduced heterogeneity and dynamism	Reduced habitat creation by sediment redistribution processes (Shields <i>et al.</i> , 2000) Homogenisation of flows among river systems and regions, favouring widespread, non-indigenous species at the expense of locally adapted biota (Poff <i>et al.</i> , 2007) Reduced habitat diversity, leading to lower beta diversity (Stanford <i>et al.</i> , 1996)	Restore habitat diversity by reintroducing aspects of natural flow regime (Ward <i>et al.</i> , 1999, 2001), such as floods mobilising sediment and acting as diversity-enhancing disturbances (Richter & Richter, 2000; Patten <i>et al.</i> , 2001; Scheurer & Molinari, 2003)

Figura 60.: Quadro di sintesi dei fattori influenzati dalla produzione idroelettrica, delle risposte degli ecosistemi alle alterazioni e delle misure di mitigazione suggerite per la mitigazione degli impatti. Parte 2

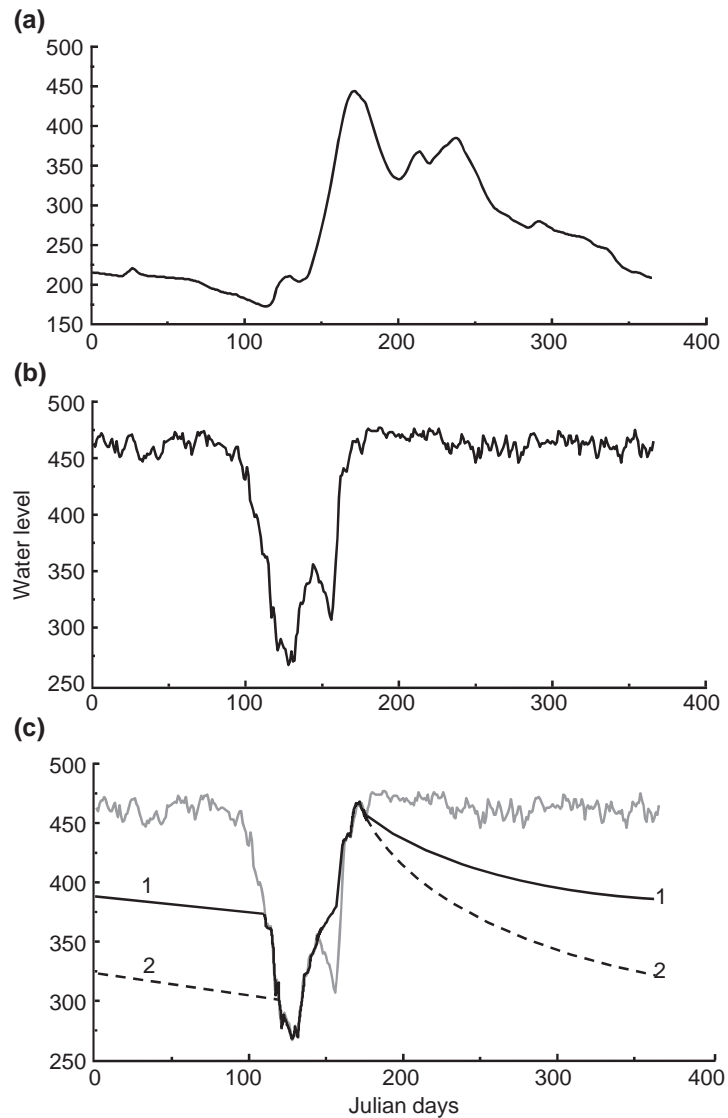


Figura 61.: (a) Tipica variazione dei livelli idrometrici in un fiume privo di regimazioni nel nord della Svezia. L'improvviso incremento del battente idrico in primavera è imputabile allo scioglimento nivale. (b) Livelli idrometrici dell'invaso di Rusfors nel tratto mediano del fiume Ume nel nord della Svezia. L'uso dell'invaso è piuttosto atipico in quanto è riservato alla copertura delle variazioni della domanda energetica su scala sia giornaliera sia annuale. Nell'ultima parte dell'inverno l'invaso viene svuotato e l'acqua è utilizzata per la produzione di elettricità, e l'ultima fase dello scioglimento nivale è sfruttata per riempire nuovamente il lago. (c) Diagramma che mostra una proposta di ri-regolazione dei livelli idrometrici più vicina alle condizioni naturali, a beneficio soprattutto dello sviluppo della vegetazione lungo le rive del serbatoio. Le linee 1 e 2 rappresentano due regimi alternativi. Le misure dei battenti idrometrici sono fornite in cm.

Caso 6

Titolo	<i>Hydropower production and river rehabilitation: A case study on an alpine river</i>
Autore	M. Fette, C. Weber, A. Peter, B. Wehrli
Rivista	ENVIRON. MODEL ASSESS., 2007, 12, PP. 257-267

Nonostante i numerosi ed indubbi vantaggi legati alla produzione idroelettrica, è tuttavia necessario sottolineare anche la potenziale pericolosità ambientale di questa pratica. Ad esempio, dighe e sbarramenti trasversali (anche di piccole dimensioni) possono agire come insormontabili barriere che impediscono di fatto le migrazioni degli organismi e alterano il trasporto del particolato fine, ad esempio incrementando i fenomeni di clogging: l'accresciuta ed abnorme sedimentazione di materiale fine può provocare numerosi scompensi biologici ed ecologici ed inoltre può ridurre la connettività verticale, isolando il fiume dal sistema delle falde sotterranee. Anche il rilascio improvviso di acque dagli impianti può provocare notevoli scompensi ecologici, specialmente se questo avviene nei periodi invernali in cui la portata è ridotta e costante. In questo lavoro viene riportato un studio realizzato su un impianto alpino, analizzando in particolare le tematiche relative all'ecologia del popolamento ittico ed all'idrologia del sistema lotico. Il lavoro evidenzia alcune problematiche ambientali connesse all'uso idroelettrico della risorsa; in primo luogo, la fauna ittica appare banalizzata, destrutturata e con una distribuzione in classi di taglia innaturale. L'alterazione morfologica sembra inoltre incidere notevolmente sulla biomassa ittica del tratto esaminato. Inoltre, studi morfo-idrologici evidenziano come l'accumulo di sedimenti fini sia cospicuo e addirittura elevatissimo in alcuni tratti. Vengono presentate e discusse alcune strategie di ripristino ambientale, con una particolare attenzione rivolta anche al mantenimento di una adeguata protezione idrica (per il pericolo di estremi di portata, cioè piene). Tra le misure più urgenti e necessarie, sicuramente sono da annoverare la riduzione dell'alterazione delle portate, che potrebbe essere raggiunta con una combinazione di importanti misure tecniche e semplici accorgimenti gestionali.

Caso 7

Titolo	<i>Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams</i>
Autore	J.L. Lessard, D.B. Hayes
Rivista	RIVER RESEARCH AND APPLICATIONS, 2003, DOI: 10.1002/RRA.713

Tra i problemi ambientali connessi alla realizzazione di impianti idroelettrici, uno dei più trascurati ed al contempo importanti è rappresentato dalle alterazioni termiche. La temperatura esercita una profonda influenza sugli ecosistemi lotici, condizionando i cicli biogeochimici, la struttura e la composizione delle comunità biologiche. In particolare, la temperatura è uno dei più importanti fattori che condizionano la vita nei fiumi, esercitando effetti diretti e indiretti sul biota:

- **effetti diretti:** la maggior parte degli organismi che vivono nei fiumi sono pecilotermi (cioè con una temperatura interna non costante, ma strettamente dipendente dalla temperatura ambientale). Per questo motivo le variazioni termiche esercitano direttamente una profonda influenza sullo sviluppo delle uova, sul tasso di crescita, sui cicli vitali e sulla produttività di gran parte degli organismi acquatici.
- **effetti indiretti:** la temperatura delle acque influenza la componente biotica dei sistemi lotici anche indirettamente, ad esempio condizionando la quantità di ossigeno in soluzione

In questo lavoro vengono presentati i risultati di uno studio mirato ad analizzare l'impatto di una piccola centrale idroelettrica sul profilo termico e sul biota di un torrente. La realizzazione di uno sbarramento trasversale, anche se molto piccolo, comporta un rallentamento localizzato delle acque, e quindi un loro progressivo riscaldamento (soprattutto in estate e per zone di ristagno di bassa profondità) per effetto della ridotta dissipazione di calore legata alle basse velocità e dell'aumento della superficie esposta all'irraggiamento solare. Queste acque, quando verranno rilasciate nel tratto a valle, porteranno ad un incremento termico localizzato. Questo incremento può essere tanto più dannoso quanto: a) avvenga nei mesi estivi; b) interessi un torrente montano/alpino, e quindi caratterizzato da temperature normalmente fredde. In questo lavoro sono state analizzate le comunità a macroinvertebrate bentonici e le comunità ittiche. A valle di dieci piccole dighe per due estati consecutive. I cambiamenti nella temperatura delle acque monte/valle dell'impianto sono risultati essere abbastanza cospicui, raggiungendo fino a 5 °C. L'aumento delle temperature nei tratti a valle ha provocato una diminuzione nelle densità di numerose specie di pesci stenotermi, come la Trota fario (*Salmo trutta*), il Salmerino (*Salvelinus fontinalis*) e lo Scazzone (*Cottus cognatus*); poche specie (come *Cottus bairdi*) non sembrano risentire di questa variazione, mentre altre addirittura

sembrano avvantaggiarsene. Per quanto riguarda le comunità di macroinvertebrati, si registra un evidente variazione a livello della composizione tassonomica e della struttura. Questo studio è particolarmente interessante perché rivolge l'attenzione verso un problema solitamente non rilevato ma potenzialmente molto pericoloso per le popolazioni animali dei corsi d'acqua.

Stream	Temperature (°C)		Dam impact	Fish richness		Sorenson's similarity	Macroinvertebrate richness		Sorenson's similarity	EPT richness	
	Above	Below		Above	Below		Above	Below		Above	Below
Boardman	14.7	18.7	-4.0	4	13	0.47	22	20	0.71	12	11
Cedar	13.8	17.6	-3.8	5	10	0.00	20	17	0.54	10	7
Dowagiac	20.2	22.1	-1.8	20	14	0.53	21	23	0.59	12	8
Fish	23.0	25.0	-2.0	22	25	0.60	26	19	0.76	13	10
Manton	13.0	18.5	-5.5	7	18	0.48	21	22	0.51	12	10
Maple	16.8	15.8	1.0	21	11	0.63	31	26	0.84	12	11
Middle Branch	14.3	18.2	-3.9	15	16	0.77	26	20	0.65	12	8
Prairie	18.7	19.1	-0.4	14	15	0.90	19	21	0.85	11	11
Sugar	17.9	21.0	-3.1	13	22	0.46	24	20	0.55	10	9
White	15.6	19.0	-3.4	10	15	0.64	16	17	0.55	7	8
Mean	16.8	19.5	-2.7	13.1	15.9	0.55	22.6	20.5	0.65	11.1	9.3

Figura 62.: Temperature medie mensili (°C) e impatto della presenza di dighe sulle temperature dei tratti a monte e a valle di esse. Caratteristiche delle comunità ittiche e di macroinvertebrati e variazioni nella composizione delle comunità stesse fra i tratti fluviali, come indicato dall'indice di similarità di Sorenson.

Stream	Brook trout		Brown trout		Slimy sculpin		Mottled sculpin	
	Above	Below	Above	Below	Above	Below	Above	Below
Boardman	234 (44)	18 (13)	585 (125)	342 (111)	1124 (432)	277 (144)	0 (0)	0 (0)
Cedar	191 (76)	0 (0)	872 (185)	0 (0)	2264 (981)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Dowagiac	0 (0)	0 (0)	73 (67)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1079 (540)	0 (0)
Fish	0 (0)	0 (0)	23 (23)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	52 (47)	0 (0)
Manton	2416 (1113)	19 (19)	2878 (466)	598 (162)	1475 (307)	0 (0)	11 (11)	22 (22)
Maple	497 (408)	84 (9)	147 (147)	749 (615)	824 (337)	990 (339)	0 (0)	4 (4)
Middle Branch	4 (4)	0 (0)	214 (62)	37 (37)	0 (0)	0 (0)	556 (164)	29 (15)
Prairie	0 (0)	0 (0)	76 (38)	55 (29)	0 (0)	0 (0)	482 (277)	347 (248)
Sugar	0 (0)	0 (0)	558 (306)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	60 (34)	0 (0)
White	115 (68)	0 (0)	170 (59)	782 (372)	0 (0)	0 (0)	1049 (186)	338 (21)
Mean	346	12	560	256	569	127	329	74
Standard error	236	8	272	105	258	100	139	45

Figura 63.: Densità (in pesci per ettaro) per le quattro specie target, a monte e a valle delle dighe.

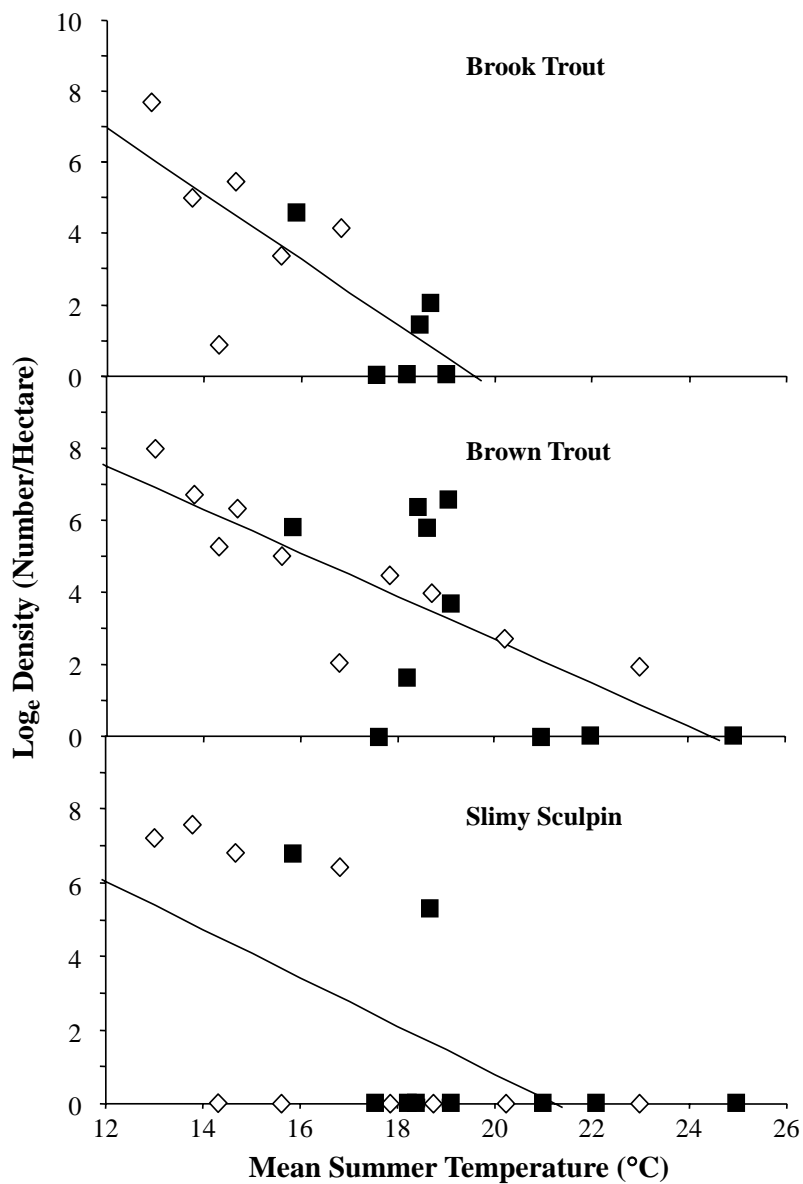


Figura 64.: Relazione fra temperatura media estiva e densità di tre specie ittiche a monte (rombi bianchi) e a valle (quadri neri) di uno sbarramento.

Caso 8

Titolo	<i>Modeling the effect of water diversion on the temperature of mountain stream</i>
Autore	W. Meier, C. Bonjour, A. Wuest, P. Reichert
Rivista	JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING-ASCE, 2003, 129 (8), PP. 755-764

Le alterazioni della temperatura dell'acqua dei corsi d'acqua montani prodotte dalle derivazioni ad uso energetico sono state stimate dagli autori dell'articolo utilizzando un modello monodimensionale di bilancio degli scambi di calore. Nei corsi d'acqua con accentuate pendenze longitudinali la dissipazione dell'energia cinetica è la principale sorgente di calore. Per questi fiumi la derivazione di una parte delle portate ha solo un effetto marginale sui regimi di temperatura, poiché le variazioni termiche indotte dai processi dissipativi risultano solitamente indipendenti dalle portate.

Al contrario, in sezioni trasversali caratterizzate da pendenze più accentuate, le influenze dell'irraggiamento solare diretto, degli scambi termici con l'atmosfera e di quelli con l'alveo fluviale divengono maggiormente rilevanti. In questi casi una riduzione di portata può condurre a significative alterazioni della temperatura dell'acqua. Applicando il modello al fiume Blenio, un piccolo corso d'acqua delle Alpi svizzere, gli autori hanno ottenuto risultati che mostrano come la presenza di una derivazione sia in grado di innalzare la temperatura di circa $3.7 (\pm 0.9) ^\circ\text{C}$ su un tratto di asta fluviale della lunghezza di 21 km e ben esposto al sole durante la stagione estiva. Le simulazioni eseguite in condizioni invernali, invece, hanno restituito stime di temperatura fino a $1.8 (\pm 0.8) ^\circ\text{C}$ più basse di quelle normalmente riscontrabili in condizioni di naturalità.

Secondo quanto suggerito dagli autori, il modello di bilancio degli scambi di calore messo a punto potrebbe essere utilizzato anche per simulare gli effetti di differenti misure di mitigazione atte a ridurre le alterazioni di temperatura nelle acque di torrenti e fiumi su cui insistano derivazioni ad uso energetico.

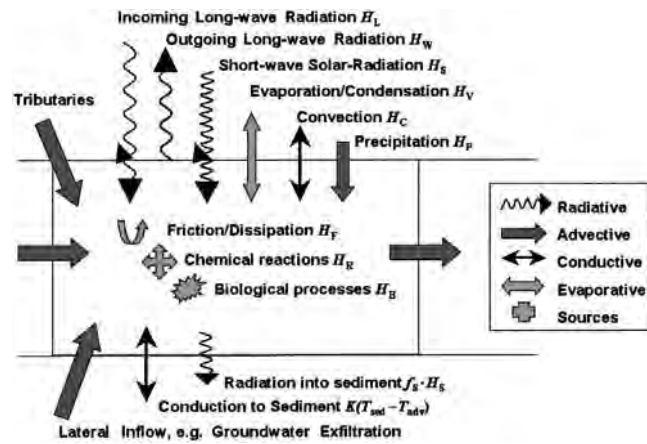


Figura 65.: Schema dei flussi di energia che possono influenzare la temperatura di un corso d'acqua montano.

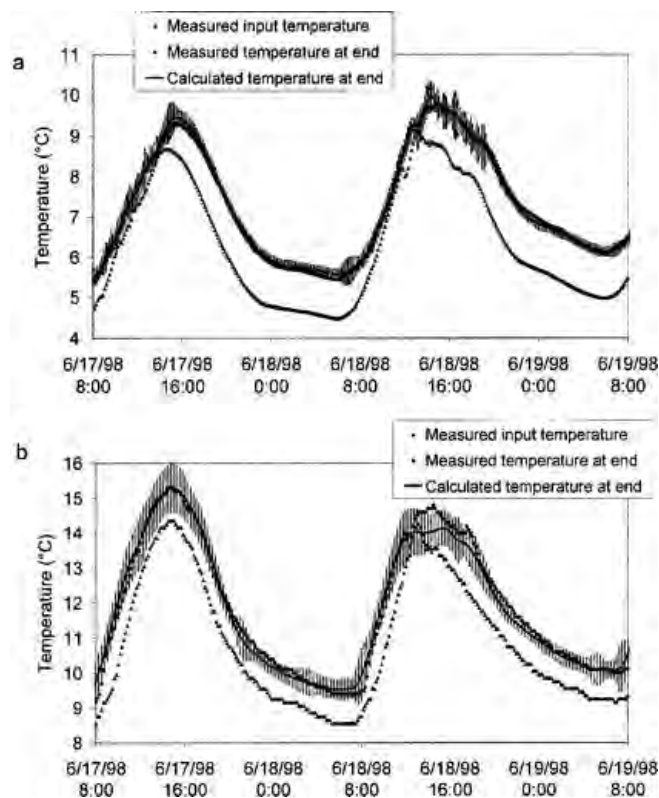


Figura 66.: Temperature dell'acqua misurate e calcolate (con margini di errore) all'inizio e alla fine di un tratto del fiume Blenio con pendenza particolarmente accentuata (14%) vicino a Camperio (a) e di uno con pendenza molto più dolce (3.8%) vicino a Ponto Valentino (b).

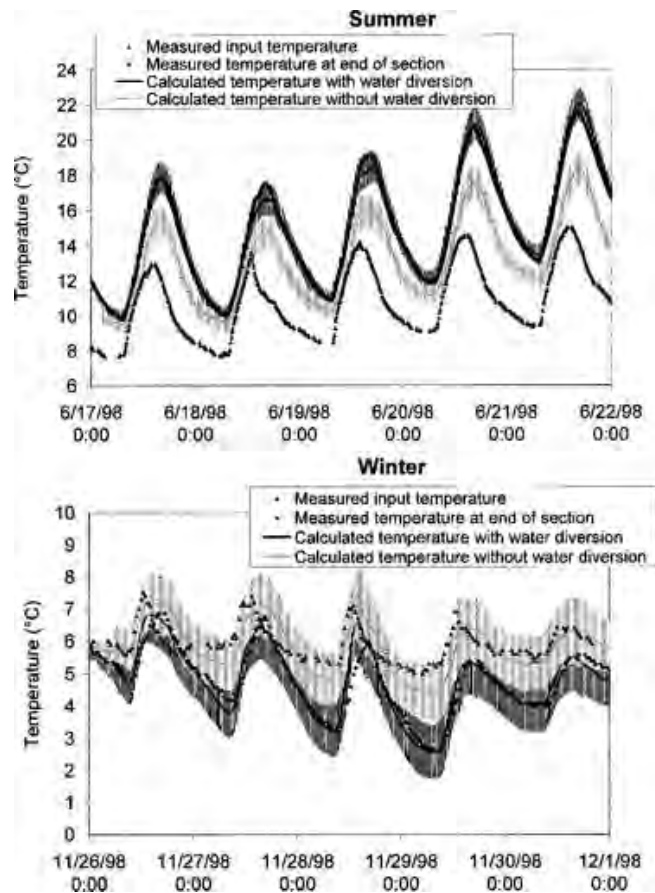


Figura 67.: Temperature misurate (punti) all'inizio e alla fine di un tratto di 20.6 km del fiume Blenio, a confronto con le temperature simulate (linee) e corredate dei possibili range di variazione, in relazione alla condizione reale in presenza di derivazione delle acque e a una condizione ipotetica priva di derivazione, in estate e in inverno.

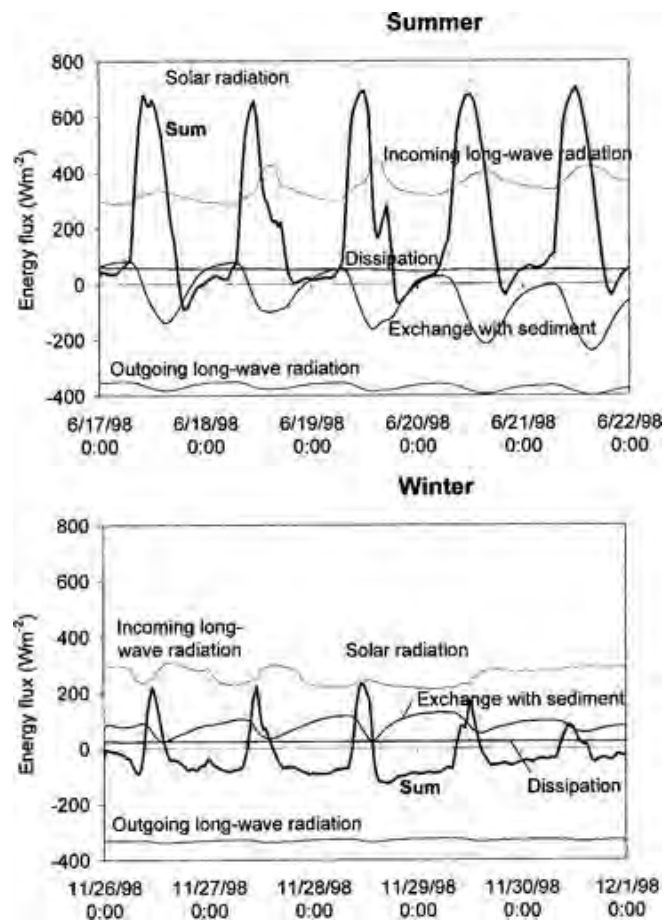


Figura 68.: Calcolo dei flussi energetici per il fiume Blenio in estate e inverno (la stima degli errori, l'evaporazione e la convezione sono omesse per chiarezza della rappresentazione).

Caso 9

Titolo	<i>Ecological impacts of hydroelectric power production on the River Ticino. Part 1: Thermal effects</i>
Autore	A. Frutiger
Rivista	ARCHIV FUR HYDROBIOLOGIE, 2004, 159 (1), PP.43-56

I regimi di temperatura di molti dei principali fiumi della Svizzera risultano pesantemente alterati in conseguenza di un diffuso e intenso sfruttamento idroelettrico. Lo studio presentato dall'autore è stato condotto per descrivere gli impatti sui regimi di temperatura prodotti da un complesso quanto tipico schema di impianto idroelettrico nelle Alpi Svizzere. Fra il settembre del 1998 e il mese di ottobre del 2001 le temperature sono state registrate continuamente in 20 differenti località lungo il fiume Ticino (ad esempio a monte, a valle e in corrispondenza degli scarichi di tutti i principali impianti idroelettrici). Le temperature medie nelle sezioni di prelievo delle acque sono risultate più alte di quelle riscontrabili in condizioni di naturalità durante la stagione estiva, e più basse delle naturali in inverno, pur conservando inalterato il bilancio termico annuale.

A valle dei rilasci, al contrario, le temperature medie invernali sono risultate moderatamente più alte di quelle naturali in inverno, ma molto più basse delle naturali in estate, conducendo a un deficit nel bilancio annuale pari a -59%. Le fluttuazioni di temperatura sono risultate deboli, ma comunque molto più frequenti rispetto a quelle di una condizione indisturbata. La frequenza di queste fluttuazioni di temperatura è il parametro che l'autore suggerisce di prendere in considerazione per la valutazione degli impatti termici legati alla produzione idroelettrica.

Caso 11

Titolo *Water-quality impact assessment for hydropower*
Autore E.I. Daniil, J. Gulliver, J.R. Thene
Rivista JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING-ASCE,
1991, 117 (2), PP. 179-193

L'articolo descrive una metodologia per la valutazione dell'impatto sulla qualità delle acque a valle di un impianto idroelettrico. In presenza di impianti di medio-fgrande dimensione, le acque scarsamente aerate in uscita dalle turbine, spesso prelevate dagli strati più profondi dell'invaso di alimentazione (poveri di ossigeno disciolto), possono influenzare negativamente i processi biologici che si svolgono in alveo a valle del punto di restituzione. Il metodo proposto e i problemi che si possono incontrare durante la sua applicazione sono illustrati attraverso l'esame di tre casi studi; l'uso di dati storici fornisce una base per valutare la probabilità che si siano verificati eventi caratterizzati da scarse quantità di ossigeno disciolto. Sopralluoghi e campagne di misura effettuate in parallelo, affiancate da un monitoraggio dei tratti a valle degli invasi, forniscono un quadro complessivo delle variazioni della qualità dell'acqua nei serbatoi e lungo l'asta fluviale. L'aerazione prodotta dallo sfioratore è determinata per mezzo di misure, e corretta in funzione dei valori delle temperature. Il calcolo teorico delle caratteristiche possedute da prelievi selettivi è sensibile ad alcune condizioni al contorno, quali la localizzazione dello scarico rispetto al fondo del serbatoio, ma i prelievi da differenti profondità degli invasi sono stati stimati e valutati per mezzo di misure di temperatura e di profili di ossigeno disciolto effettuate a monte e a valle degli invasi stessi. La qualità delle acque nei tratti a valle di impianti idroelettrici in esercizio viene quindi predeterminata sulla base di misure eseguite sul campo. Il miglioramento delle caratteristiche dei prelievi selettivi o la derivazione di parte delle portate attraverso lo sfioratore possono essere azioni di mitigazione (di questo genere di impatti) particolarmente efficaci ed economiche soprattutto per i piccoli impianti idroelettrici (potenze inferiori a 25 MW) a causa dei ridotti investimenti di capitali che una loro messa in atto richiederebbe.

Caso 12

Titolo	<i>A comparison of the carbon balances of a natural lake (L. Ortrasket) and a hydroelectric reservoir (L. Skinnmuddselet) in northern Sweden</i>
Autore	J. Aberg, A.K. Bergstrom, G. Algesten, K. Soderback, M. Jansson
Rivista	WATER RESEARCH, 2004, 38 (3), pp. 531-538

Gli autori di questo articolo hanno calcolato i bilanci di carbonio per la stagione estiva del 2001 nell'invaso idroelettrico Skinnmuddselet (creato nel 1989) e per il lago naturale Ortrasket, effettuando in seguito una stima del bilancio stesso su base annuale per entrambi i corpi idrici. Il serbatoio e il lago possiedono caratteristiche chimiche simili, e sono situati in bacini confinanti nella Svezia settentrionale. L'ipotesi principale degli autori prevedeva una produzione e una emissione di CO₂ nell'invaso del Skinnmuddselet maggiori di quelle del lago naturale Ortrasket, imputando ciò alla decomposizione della vegetazione sommersa e alla formazione di torba. I bilanci di carbonio hanno evidenziato una produzione estiva totale di CO₂ per unità di superficie molto simile in entrambi i laghi studiati (31.3 g C m⁻²) nel lago naturale Ortrasket and 25.3 g C m⁻²) nel serbatoio del Skinnmuddselet). I sedimenti sono risultati essere la maggiore sorgente di CO₂ nel lago artificiale, mentre nel lago naturale la maggior parte della mineralizzazione si verifica in tutta la colonna d'acqua. Su base annuale il lago naturale Ortrasket produce ed emette maggiori quantità di CO₂ per unità di superficie rispetto all'invaso del Skinnmuddselet, poiché in esso i processi di decomposizione del materiale organico proseguono lungo l'intero arco dell'anno, mentre lo Skinnmuddselet viene svuotato in inverno. Gli autori concludono quindi che, almeno in questo caso, caratterizzato a onor del vero da condizioni climatiche e da un regime di utilizzo stagionale del tutto particolare, il potenziale di emissione di gas serra del lago artificiale non risulta maggiore di quello posseduto dal lago naturale. Altri esempi rintracciabili in letteratura, quali (Weissenberger et al. 2010), offrono ulteriori prospettive sul fenomeno della produzione e del rilascio di gas serra da parte di invasi idroelettrici, evidenziando come in un serbatoio mantenuto costantemente pieno la produzione di composti di carbonio possa risultare non trascurabile soprattutto nelle prime fasi di vita dell'impianto, quando alla normale produzione dei suoli vegetati si somma quella proveniente dai meccanismi di decomposizione delle piante che sono state sommerse dalle acque del lago artificiale.

Caso 13

Titolo	<i>Changes in benthic algal communities following construction of a run-of-river dam</i>
Autore	N. Wu, T. Tang, S. Zhou, X. Jia, D. Li, R. Liu, Q. Cai
Rivista	JOURNAL OF THE NORTH AMERICAN BENTHOLOGICAL SOCIETY, 2009, 28(1), PP. 69-79

Le risposte ecologiche alla costruzione di dighe e strutture di altra natura in grado di interrompere la continuità longitudinale di un corso d'acqua non sono ancora completamente note, soprattutto per quanto riguarda le comunità di alghe bentoniche nei tratti a valle di queste infrastrutture. Gli autori dell'articolo esaminano la risposta di questi componenti della flora fluviale alla costruzione di un piccolo sbarramento di regolazione per la gestione di un impianto ad acqua fluente sul corso di un affluente del fiume Xiangxi, in Cina. Dal mese di febbraio 2003 al mese di agosto 2006 sono stati monitorati, a monte e a valle dell'opera, le popolazioni di alghe bentoniche, parametri chimici delle acque e tutta una serie di altre caratteristiche dell'habitat; il periodo preso in considerazione inizia circa sei mesi prima della costruzione dell'impianto e termina 37 mesi dopo il suo completamento. Il campionamento delle alghe bentoniche ha consentito di individuare 199 taxa appartenenti a 59 generi appartenenti ai Bacillariophyta, Chlorophyta e Cyanophyta. Alcuni fattori fisici (velocità e profondità dell'acqua, larghezza dell'alveo bagnato) e tre parametri descrittivi delle alghe (ricchezza di specie delle diatomee, indice di Margalef) hanno subito variazioni significative a causa della costruzione della traversa, mentre alcuni parametri chimici ($\text{NH}_4\text{-N}$, azoto totale, SiO_2) sono risultati pressoché inalterati. L'ordinamento effettuato tramite Nonmetric Multidimensional Scaling (NMS) mostra come la struttura complessiva delle popolazioni di alghe a valle del sito di studio sia simile a quella del sito di controllo posto a monte dello stesso, per un periodo che va da prima della costruzione dell'impianto a circa un anno dopo il suo completamento ($p > 0.05$). I siti appartenenti ai tratti di monte e di valle, tuttavia, appaiono ben separati sul primo asse della NMS durante il secondo e il terzo anno successivi all'entrata in servizio della centrale, suggerendo quindi che l'impatto derivante dalla costruzione di una piccola diga come quella studiata impieghi dai due ai tre anni per manifestarsi in tutta la sua entità. Gli autori sottolineano come una valutazione più completa degli impatti di opere trasversali di piccole dimensioni necessiti ancora dello sviluppo di una completa serie di appositi indicatori, e di come siano indispensabili ulteriori studi per quantificare sul lungo periodo le diverse risposte ecologiche alla costruzione di infrastrutture di questo tipo.

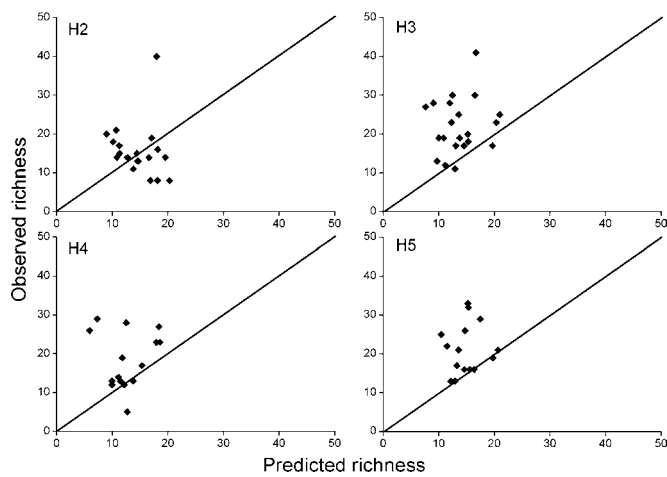


Figura 69.: Confronto fra valori simulati e osservati della ricchezza di specie di diatomee in quattro differenti habitat (H2-H5). I valori simulati sono stati attenuati a partire da dati osservati in un sito non soggetto a regimazione (H1).

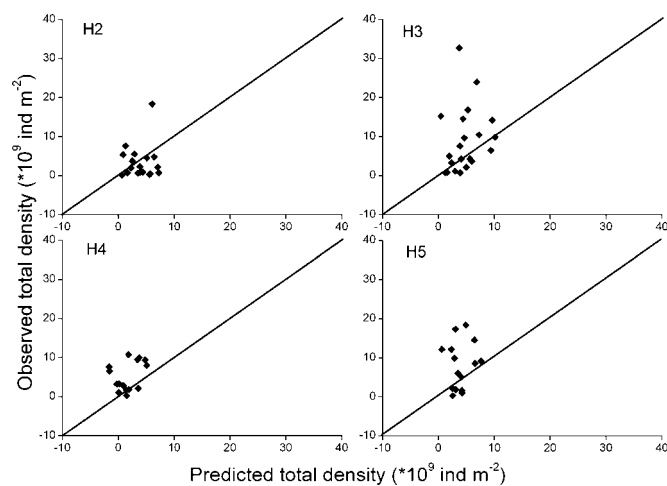


Figura 70.: Confronto fra valori simulati e osservati della densità di diatomee in quattro differenti habitat (H2-H5). I valori simulati sono stati attenuati a partire da dati osservati in un sito non soggetto a regimazione (H1).

5 | L'IMPATTO SULLA VEGETAZIONE RIPARIA

Molto spesso la vegetazione che cresce lungo i fiumi presenta spiccate caratteristiche di peculiarità che la distinguono nettamente dalle popolazioni vegetali che si sviluppano su terreni appena più lontani da corso d'acqua. La necessità di terreni umidi, la maggiore o minore resistenza alle piene, la dipendenza da meccanismi di dispersione idrocora dei semi sono solo alcuni dei fattori che selezionano le specie che attecchiscono e crescono nella fascia perifluviale, e che svolgono un importante ruolo di connessione (e talvolta anche di barriera) fra l'ecosistema acquatico e quello terrestre. In questo capitolo verranno descritte le principali caratteristiche della vegetazione riparia e i legami che essa ha con i regimi delle portate liquide, la morfologia dei corsi d'acqua e i cicli vitali degli organismi animali che popolano il corridoio fluviale, evidenziando soprattutto quelli che più facilmente possono risentire negativamente degli impatti prodotti dalla presenza di un impianto idroelettrico. Anche per quanto riguarda la vegetazione riparia, molti dei casi studio reperibili in letteratura riguardano analisi di impatto sulla vegetazione riparia a monte e a valle di grandi centrali dotate di invaso artificiale, spesso situate lungo fiumi di grandi dimensioni. Se è probabile che gli impianti di taglia medio-piccola, soprattutto in ambiente montano dove le fasce di vegetazione riparia risultano già naturalmente meno sviluppate a causa delle ridotte dimensioni delle fasce alluvionali e dell'acclività dei versanti, generino impatti modesti o trascurabili sulla flora perifluviale, non si può tuttavia escludere che soprattutto gli sfruttamenti in cascata della risorsa idrica lungo una stessa asta non possano generare impatti soprattutto sul fronte della continuità e della facilità di dispersione longitudinale dei semi. Anche la conoscenza degli impatti prodotti dalla presenza di piccole centrali idroelettriche sulle fasce di vegetazione riparia necessita quindi di ulteriori approfondimenti, soprattutto attraverso la selezione di casi studio in ambiente temperato (dove è probabile attendersi una maggiore adattabilità alle alterazioni da parte degli organismi vegetali) e montano (dove spesso è il bosco stesso a lambire il corso d'acqua e dove potrebbe essere più facile interagire negativamente con la continuità e la distribuzione longitudinali delle fasce riparie.

5.1 LA STRUTTURA DELLA VEGETAZIONE RIPARIA

*Densità e biomassa
elevate*

Le foreste riparie occupano fasce di terreno piuttosto limitate lungo i margini dei corsi d'acqua; esse si distinguono dalla vegetazione che cresce nelle zone circostanti per avere una densità e una biomassa mediamente più elevate, per una struttura più complessa e caratterizzata spesso da una maggiore presenza di specie sempreverdi (Scott, Friedman e Auble 1996). Da un punto di vista fisionomico e strutturale le foreste riparie si presentano come un gruppo eterogeneo, con altezze degli individui costituenti la comunità che, a seconda dei climi, possono variare fra i 4 e i 40 metri; le specie sempreverdi, quelle decidue o parzialmente decidue, inoltre, formano raramente grandi estensioni di una sola specie; si presentano più facilmente, infatti, mescolanze di specie in grado di occupare il maggior numero possibile di nicchie ecologiche presenti (Nilsson e Svedmark 2002).

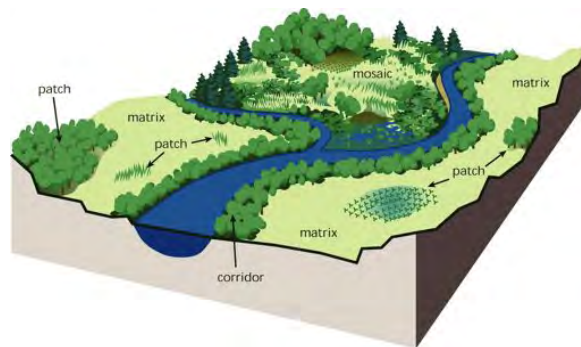


Figura 71.: La struttura spaziale di una porzione di territorio può essere descritta, con riferimento alla sua componente vegetale, attraverso l'identificazione di matrici, macchie e corridoi a differenti scale (FISRWG 1998).

*Diversificazione delle
relazioni e delle
interazioni con
l'acqua*

La vegetazione riparia presenta comunque strutture differenti a seconda della tipologia fluviale cui è associata, e lungo diversi corsi d'acqua può presentare ruoli e funzionalità differenti: un corso d'acqua montano che scorre all'interno di una foresta che produce un forte ombreggiamento durante l'intero arco della giornata, ad esempio, rappresenta una situazione ben diversa da un grande e largo fiume di pianura in cui praticamente non esiste relazione fra la vegetazione riparia e l'acqua che scorre nella zona centrale dell'alveo (Shafroth, Stromberg e Patten 2002).

5.1.1 Struttura verticale

La struttura verticale delle fasce di vegetazione riparia presenta un'organizzazione complessa, solitamente composta dagli strati seguenti:

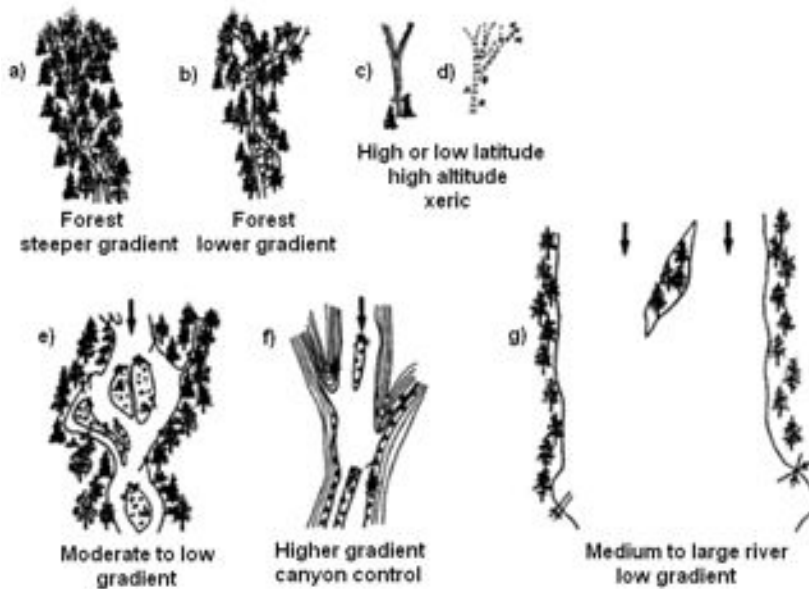


Figura 72.: I sistemi fluviali rappresentati in a) e b) sono quelli i cui processi sono maggiormente influenzati dalla presenza e dalla natura della vegetazione riparia, influenza che diminuisce gradualmente per i sistemi schematizzati nelle lettere da c) a g); (Iriart 2010).

- Alberi adulti, spesso di diverse specie, anche se una tipicamente si presenta come dominante. È formata da alberi o arbusti in molti casi decidui, molto fitti e compatti, in grado di causare un intenso ombreggiamento sugli strati inferiori. Le specie più frequenti sono l'ontano (*Alnus glutinosa*), il frassino (*Fraxinus sp. Pl.*), il pioppo (*Populus alba*, *Populus nigra*), l'olmo (*Ulmus minor*) e varie specie di salice (*Salix sp. Pl.*)
- Alberi giovani, spesso delle stesse specie presenti nel gruppo degli alberi adulti, oltre che alcune varietà di salici e di tamerici.
- Arbusti e cespugli, che spesso si concentrano nelle radure o lungo i margini delle zone boscate, caratterizzate da un maggiore irraggiamento solare. Negli ecosistemi dei climi umidi e temperati si concentrano soprattutto in una fascia compresa fra il fiume e la vegetazione arborea, nei confronti della quale la quale esercitano una prima funzione di protezione dalle piene.
- Erbe, quasi sempre di specie le cui foglie e steli seccano e cadono al termine della stagione vegetativa. Queste piante non sono quasi mai caratterizzati da fusti legnosi, e possono essere annuali, biennali o perenni. Le specie annuali muoiono alla fine di ogni stagione o dopo la fioritura e la fruttificazione, per ricrescere l'anno dopo direttamente da seme.

- Epifite, generalmente muschi, epatiche e licheni, spesso abbondanti e di diverse specie.

5.1.2 Struttura orizzontale

*Struttura a fasce
parallele*

La disposizione parallela delle diverse specie lungo le rive del corso d'acqua è una caratteristica tipica della vegetazione riparia. La disponibilità d'acqua varia lungo la direzione trasversale, influenzando un gradiente ambientale che determina una disposizione della vegetazione in bande parallele definite in modo più o meno marcato dalla dominanza di diverse specie. La prima fascia è di solito a diretto contatto con l'acqua corrente, è costituita da specie con un alto fabbisogno idrico, ed è in grado di sopportare eventi di piena periodici, essendo costituita da cespugli e arbusti flessibili e dotati di un'elevata capacità di rigenerarsi (tipicamente specie di salici nei climi umidi e temperati, e tamerici in quelli semi aridi). Alle spalle di questa prima fascia ne è presente solitamente almeno una seconda di vegetazione arborea, costituita da specie che richiedono solamente che il livello di falda sia ad una quota facilmente accessibile (in alcuni casi anche solo temporaneamente) per il proprio apparato radicale (Merritt et al. 2010; Scott, Friedman e Auble 1996).

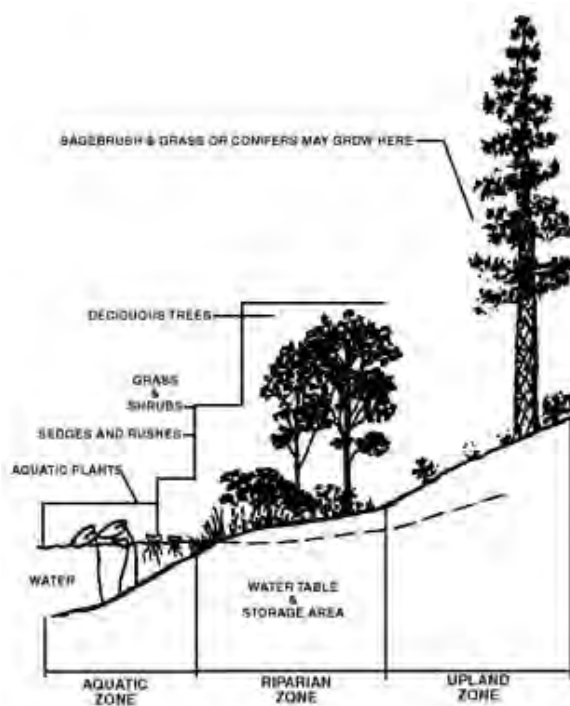


Figura 73.: Rappresentazione schematica della successione orizzontale (lungo la direzione trasversale al corso d'acqua) degli differenti organismi che compongono le fasce di vegetazione riparia (Iriart 2010).

5.2 UN COMPONENTE FONDAMENTALE DELL'ECOSISTEMA

La vegetazione riparia che si sviluppa lungo i fiumi ha spesso caratteristiche che la rendono particolare rispetto alle comunità che si sviluppano in altri ambienti, come la capacità di resistere alle inondazioni stagionali e quella di colonizzare rapidamente terreni liberi o banchi di sedimenti.

Ombreggiamento

La vegetazione riparia esercita innanzitutto un'azione di ombreggiamento in grado di ridurre l'irraggiamento diretto e la temperatura dei corsi d'acqua, ma interessa anche altri aspetti degli ecosistemi fluviali, ai quali è legata da una grande quantità di relazioni che possono apparire più o meno evidenti a seconda della scala adottata per l'indagine. La copertura riparia gioca infatti un ruolo chiave negli ecosistemi fluviali e delle fasce alluvionali, influenzando ad esempio la quantità e la natura delle particelle di materia organica immesse in torrenti e fiumi, che costituiscono una base molto importante e spesso fondamentale delle catene alimentari (Verbunt, Zwaafink e Gurtz 2005).

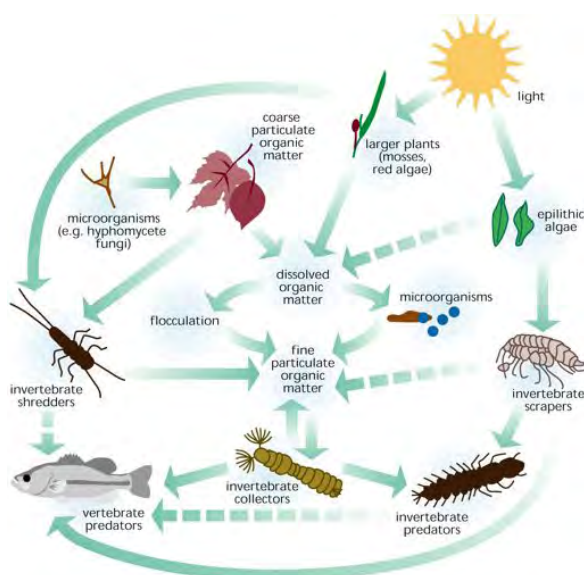


Figura 74.: Legami e interdipendenze fra organismi vegetali e animali in un ecosistema fluviale (FISRWG 1998).

I fiumi, infatti, possono e dovrebbero essere considerati quali sistemi continui lungo il cui corso si verificano molteplici interazioni fra l'ambiente acquatico e quello terrestre. In primo luogo, queste interazioni si sviluppano a livello spaziale secondo tre direzioni principali:

Interazioni spaziali dell'ecosistema fluviale

- lungo il corso del fiume (legami monte-valle);
- verso le fasce riparie e alluvionali;
- verso il suolo e gli ambienti di falda.

*Ruolo della
vegetazione riparia*

La vegetazione riparia svolge un ruolo chiave nell'instaurare, mantenere e sviluppare tali legami fra l'ambiente acquatico e quello terrestre, infatti (Nilsson e Svedmark 2002):

- il regime delle portate determina i processi ecologici, la successione e la diversificazione orizzontale e verticale delle comunità vegetali riparie;
- la fascia riparia funge da corridoio preferenziale per la redistribuzione di materia organica e inorganica necessaria alle comunità, vegetali e non, che si sviluppano lungo il corso d'acqua;
- la fascia riparia è una zona di transizione fra gli ecosistemi puramente acquatici e quelli esclusivamente terrestri, ed è molto più ricca di specie degli ecosistemi con cui confina.

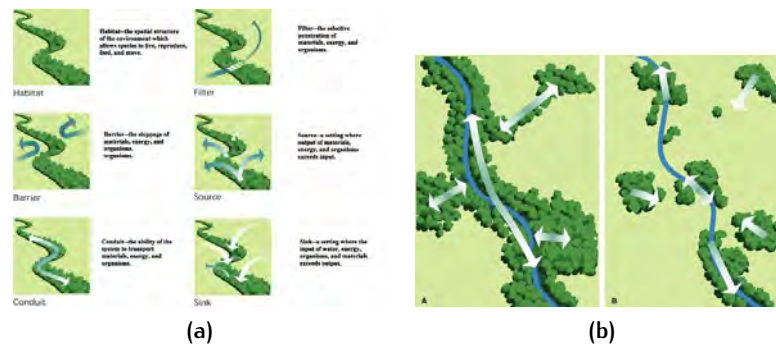


Figura 75.: (a) Principali funzioni di un ecosistema fluviale. (b) Ecosistemi con un (A) elevato e un (B) basso grado di connettività. Un ecosistema con una struttura che presenti un buon grado di connettività presenta solitamente una funzionalità complessiva maggiore di un ecosistema molto frammentato (FISRWG 1998).

*Apporto di materia
organica**Zona filtro fra
ecosistemi differenti*

Essa condiziona quindi la produzione primaria in alveo e l'apporto alloctono di materia organica al corso d'acqua, e gli effetti che questi apporti possono avere sul chimismo delle acque sono in grado a loro volta influenzare lo sviluppo delle popolazioni di macroinvertebrati (Alcantara et al. 2004). Le funzioni ecologiche delle comunità vegetali riparie sono considerate particolarmente importanti, anche perché giocano un ruolo di filtro fra il fiume e gli ambienti adiacenti. In questa veste possono ad esempio limitare l'apporto verso il fiume dei prodotti chimici e organici utilizzati dalle attività agricole presenti all'interno dell'area del bacino idrografico, o possono smorzare alcuni dei processi erosivi associati tanto alle condizioni di morbida che a quelle di piena (Timoney, Peterson e Wein 1997). Gli ecosistemi vegetali ripari, inoltre, rappresentano un habitat ideale per molte specie di invertebrati, una delle fonti di cibo più importanti sia per la fauna acquatica sia per quella terrestre.

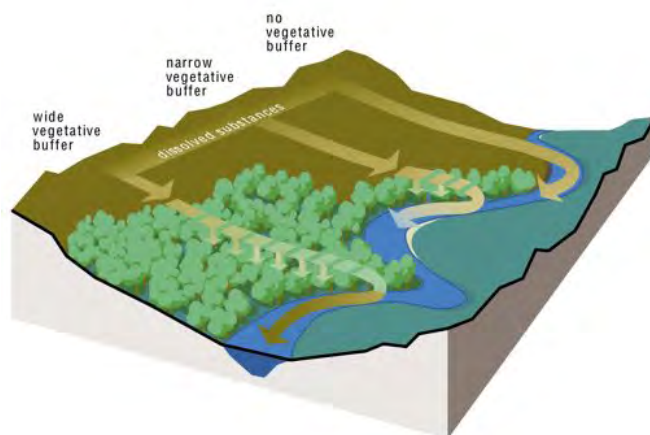


Figura 76.: L'estensione trasversale della fascia di vegetazione riparia ne influenza le funzioni di filtro e barriera nei confronti di sostanze disciolte quali nitrati, fosfati e altri nutrienti che possono raggiungere il corso d'acqua (FISRWG 1998).

5.3 LEGAMI FRA CORSO D'ACQUA E VEGETAZIONE

Le variazioni dei regimi di portata sono eventi piuttosto comuni nei sistemi fluviali, e la vegetazione tende ad adattarsi ai cambiamenti che condizionano la disponibilità della risorsa idrica loro necessaria. La vegetazione riparia, infatti, dipende direttamente dall'acqua che il fiume è in grado di rendere disponibile nelle fasce alluvionali; un esempio piuttosto chiaro di questa dipendenza è fornito dagli ecosistemi dei climi semi aridi, in cui la scarsità di precipitazioni limita la crescita della vegetazione a una stretta fascia vicino al corso d'acqua, i cui limiti esterni spesso sono a una quota non superiore ai tre o quattro metri al di sopra del livello delle acque in alveo (Stromberg, Tiller e Richter 1996). Similmente, lungo i canali di irrigazione scavati nel terreno, le infiltrazioni di acqua favoriscono la crescita di vegetazione in prossimità delle sponde o degli argini.

Anche l'analisi degli isotopi conferma la dipendenza della vegetazione riparia dalle caratteristiche del sistema fluviale; generalmente, a causa del ridotto frazionamento isotopico che subisce nelle strutture del fusto, l'acqua presente nei sistemi vascolari delle piante riflette la composizione isotopica della sorgente d'acqua cui hanno attinto le radici (Dawson e Ehleringer 1991). Uno studio condotto lungo i fiumi Bill Williams e Colorado, in Arizona, ha confermato che l'acqua presente negli xilemi ha caratteristiche simili a quella di falda, che a sua volta è simile a quella presente in alveo, a sostegno dell'ipotesi di dipendenza diretta della vegetazione dal corso d'acqua. La dipendenza, comunque, non si basa solo sulla presenza o assenza di acqua nelle fasce alluvionali, ma anche su tutta una serie di processi legati alla crescita della vegetazione e governati dalle caratteristiche della corrente. Le acque correnti erodono e depositano sedimenti lun-

Quale acqua nei tessuti vegetali?

Dipendenza dell'attecchimento dai processi governati dai regimi di portata

Processo	Descrizione
Disponibilità d'acqua	Soprattutto nelle regioni semi aride, l'acqua può abbandonare il letto del fiume infiltrandosi nell'acquifero confinante, divenendo più facilmente disponibile per pioppi e altre specie freatofite
Disturbi geomorfologici	Gli eventi di piena causano fenomeni erosivi, di trasporto e di deposizione di sedimenti, che danno origine a siti in grado di accogliere lo sviluppo di nuove popolazioni di pioppi
Esclusione di alcune specie	Gli eventi di piena rallentano o bloccano l'espansione verso la fascia riparia di vegetazione poco tollerante alle inondazioni
Idrocoria	La corrente trasporta semi e frammenti vegetali atti alla propagazione clonale, in grado di dar vita a nuovi organismi se depositati in luoghi favorevoli

Tabella 2.: Processi ecologici associati al corso d'acqua che possono influenzare la crescita di vegetazione riparia (in questo caso pioppi).

go il corridoio fluviale, creando nuove superfici di terreno nudo indispensabili per un efficace attecchimento dei giovani esemplari vegetali, soprattutto se il materiale trasportato e depositato è ricco di sostanze nutrienti che possano incrementare la fertilità dei suoli; la germinazione e la crescita di nuovi individui può essere correlata con le caratteristiche dei processi erosivi e sedimentari associati a un determinato regime di portate. L'alterazione di questi regimi ad opera di derivazioni, dighe o serbatoi di varia natura solitamente interrompe i processi naturali di trasporto solido legati alla vegetazione riparia (Comiti et al. 2011; Shin e Nakamura 2005).

5.3.1 Relazioni con l'acqua

Le relazioni della vegetazione riparia con l'acqua non si configurano, quindi, solo come una dipendenza della prima dalla seconda, ma devono essere considerate alla luce del continuum costituito dalla sequenza suolo-pianta-atmosfera e dell'ecofisiologia delle singole specie (Braatne, Hinckley e Stettler 1992). Queste relazioni variano molto soprattutto in relazione alle condizioni climatiche e a quelle del substrato, creando in natura un numero estremamente elevato di casi con caratteristiche peculiari e sempre diverse. È comunque possibile operare una prima semplificazione che suddivida i sistemi fluviali in due grandi categorie, sulla base di un bilancio idrico naturale dei corsi d'acqua attivo o passivo (Scott, Friedman e Auble 1996).

Bilancio idrico attivo

I fiumi con un bilancio idrico attivo:

- scorrono di solito in climi umidi o temperati e sono spesso perenni, raccogliendo acqua dall'intera superficie del proprio bacino;

- hanno una quota della superficie libera dell'acqua più bassa di quella della falda confinante;
- sono caratterizzati dalla presenza di acqua negli strati superficiali della fascia riparia, che viene quindi colonizzata da piante in grado di tollerare bassi livelli di ossigenazione dei suoli;
- presentano una vegetazione riparia molto rigogliosa, talvolta in continuità con boschi e foreste dei versanti collinari e montani;
- hanno una chimica della fascia iporeica condizionata dalle caratteristiche chimiche del terreno delle zone situate più a monte o a quote più elevate, da quelle delle acque meteoriche.

I fiumi con un bilancio idrico passivo, invece:

Bilancio idrico passivo

- scorrono solitamente in climi aridi o semi aridi, caratterizzati da precipitazioni inferiori all'evapotraspirazione potenziale, e cedono acqua alle aree attraversate;
- hanno una quota della superficie libera dell'acqua più alta di quella della falda confinante;
- sono caratterizzati da vegetazione in grado di sviluppare apparati radicali anche piuttosto profondi, capaci di intercettare le acque di falda;
- presentano una vegetazione riparia limitata al solo corridoio fluviale, che risulta quindi molto sensibile alle riduzioni di portata spesso indotte dalle opere che interferiscono con i regimi di deflusso naturali;
- hanno una chimica della fascia iporeica molto simile a quella delle acque presenti in alveo

Anche gli effetti di periodi di siccità sulla vegetazione riparia possono presentarsi in un'ampia casistica. Possono ad esempio prodursi alterazioni fisiologiche (spesso nei tessuti e nella morfologia delle foglie) tali da incrementare la tolleranza a successive fasi di scarsità d'acqua. Possono inoltre verificarsi una riduzione localizzata dei tassi di crescita dei singoli individui o una riduzione nella produzione dei semi, con conseguente stagnazione o regresso dello sviluppo di intere comunità vegetali. Le strutture e le modalità degli adattamenti delle diverse specie possono variare anche in funzione dell'area geografica, anche se talvolta possono risultare difficili da determinare univocamente, come nel caso del pioppo nero in Europa, dove le fasce riparie sono soggette da secoli a un'intensa attività antropica (Rood, Braatne e Hughes 2003).

Alterazioni fisiologiche

5.4 CONDIZIONI PER LA CRESCITA DELLA VEGETAZIONE

Le relazioni fra le caratteristiche di un corso d'acqua e lo sviluppo della vegetazione riparia cambiano da caso a caso, in funzione dei diversi processi fluviali e geomorfologici in grado di produrre nuove superfici adatte alla colonizzazione (Auble, Friedman e Scott 1994). È comunque possibile identificare una serie di condizioni che, nella maggior parte dei casi, sono necessarie per un buon sviluppo della vegetazione.

*Dispersione dei semi
sui sedimenti
alluvionali*

All'inizio della stagione estiva il vento e l'acqua (soprattutto durante gli eventi di piena) disperdono lungo l'intero sistema fluviale una grande quantità di semi, che possono germinare più o meno rapidamente (disseminazione idrocora). I depositi alluvionali più recenti rappresentano il substrato ideale per la germinazione e l'attecchimento, in quanto poveri o totalmente privi di altra vegetazione (erbacea, arbustiva o arborea) in grado di produrre un ombreggiamento che risulterebbe poco favorevole allo sviluppo dei semi e dei giovani individui; queste condizioni molto spesso sono quelle che portano allo sviluppo delle fasce di vegetazione citate nella sezione precedente, chiaramente identificabili in funzione dell'età media degli individui che le popolano. La disseminazione idrocora, in ogni caso, gioca un ruolo fondamentale nel determinare la struttura della vegetazione riparia di ogni sistema fluviale. La dispersione longitudinale operata dalle acque, infatti, può far sì che nuove comunità vegetali colonizzino aree anche molto distanti da quelle di origine, facilitando una continuità genetica fra popolazioni altrimenti separate (Jansson, Nilsson e Renofalt 2000). L'apporto di semi di molte specie provenienti dalle zone di monte, inoltre, contribuisce a mantenere un elevato grado di biodiversità delle comunità vegetali di valle (Merritt e Wohl 2002, 2006).

*Nuove barre
svilupate dal
deposito di detriti
lignei*

La diffusione delle specie vegetali lungo un corso d'acqua, comunque, avviene anche attraverso altri meccanismi. Gli eventi di piena (e non solo) producono ad esempio detriti vegetali che vanno dalle foglie, gemme e fiori fino a intere porzioni di tronco o di apparati radicali, che dopo essere state trasportate e depositate lungo l'alveo vengono in prima battuta decomposti e consumati dagli organismi fluviali, fornendo una preziosa sorgente di nutrimento. Nei corsi d'acqua di dimensione minore questo genere di detriti può anche ostruire parzialmente l'alveo creando pozze e piccole rapide, strutture che facilitano l'accumulo dei sedimenti fini e del materiale organico, componenti principali dei substrati più adatti a successive fasi di sviluppo di nuova vegetazione riparia, i cui semi provengono da comunità situate più a monte o germogliata direttamente dagli stessi detriti vegetali accumulati (Katz, Friedman e Beatty 2005; Wondzell, Hemstrom e Bisson 2007).

*Umidità del
substrato*

Le giovani piante necessitano di un'umidità costante del substrato almeno durante le prime settimane di vita. Le radici crescono spesso piuttosto lentamente durante il primo mese, per

poi estendersi anche fino a un metro di profondità, consentendo la sopravvivenza dell'organismo ad eventuali abbassamenti del livello delle acque sotterranee; la vulnerabilità alla scarsità d'acqua, quindi, diminuisce rapidamente con l'età della pianta. I pioppi e i salici tollerano generalmente anche un eventuale seppellimento ad opera di detriti alluvionali, essendo in grado di germogliare anche dagli steli o dalle radici, mentre sopravvivono difficilmente ad eventi di piena in cui sia presente anche trasporto superficiale di ghiaccio (Nilsson e Svedmark 2002). Esistono anche altri fattori che possono influenzare la crescita delle giovani piante. Alcune specie sono più tolleranti di altre alla salinità del suolo; per questo motivi, l'osservazione della conducibilità elettrica del terreno può essere posta in relazione con il tasso di sopravvivenza delle diverse specie. Anche gli incendi possono influire sulla composizione della vegetazione riparia, poiché il fuoco uccide più facilmente alcune specie rispetto ad altre, che possono essere in grado di germogliare nuovamente. Le attività di regolazione delle portate possono indirettamente creare condizioni favorevoli allo sviluppo di incendi, riducendo e limitando gli eventi di piena che periodicamente potrebbero rimuovere gli eventuali accumuli di materiale combustibile proveniente da organismi vegetali deceduti.

Condizioni di salinità dei suoli e tolleranza agli incendi

5.4.1 Mortalità indotta da eventi di piena

Danni fisici

Le piene possono causare la morte di una pianta danneggiandola fisicamente o sradicandola. I detriti o il ghiaccio possono produrre danni irreversibili asportando per abrasione ampie porzioni di corteccia (Yanosky 1982), mentre banchi di sedimenti depositati in corrispondenza del lato di monte di un albero possono incrementare l'azione di trascinamento che la corrente esercita sul tronco fino a causarne il rovesciamento o la rottura. Molte specie riparie sono comunque in gradi di germogliare e produrre nuovi steli anche dopo aver subito danni di questa natura (Merritt et al. 2010). Se l'azione della corrente è sufficientemente intensa da mobilitare il substrato di sedimenti in cui un albero è radicato, può anche causarne lo sradicamento e l'asportazione (Jansson et al. 2000). Un albero può anche essere ucciso da un eccesso di sedimenti depositati in sua prossimità, o a causa del cedimento delle sponde lungo cui cresce, causato da una forte attività erosiva esercitata dalle acque alla loro base.

Sedimenti, detriti vegetali, ghiaccio

Sradicamento, seppellimento

Esaurimento dell'ossigeno

Eventi di piena particolarmente prolungati possono causare la morte degli organismi vegetali anche senza apportare alcun danno fisico né a loro né al loro substrato di crescita. In questi casi la mortalità è associata all'esaurimento dell'ossigeno a livello delle radici e al consumo di tutte le riserve di energia dell'individuo. Il numero di giorni di piena cui una pianta può sopravvivere dipen-

Stress da anossia prolungata

de innanzitutto dalla specie, ma anche dall'età e dalla dimensione della pianta stessa; dalla profondità, dalla temperatura e dalla torbidità dell'acqua; dal momento in cui la piena si verifica in rapporto alla durata della stagione vegetativa (Auble, Friedman e Scott 1994; Dawson e Ehleringer 1993).

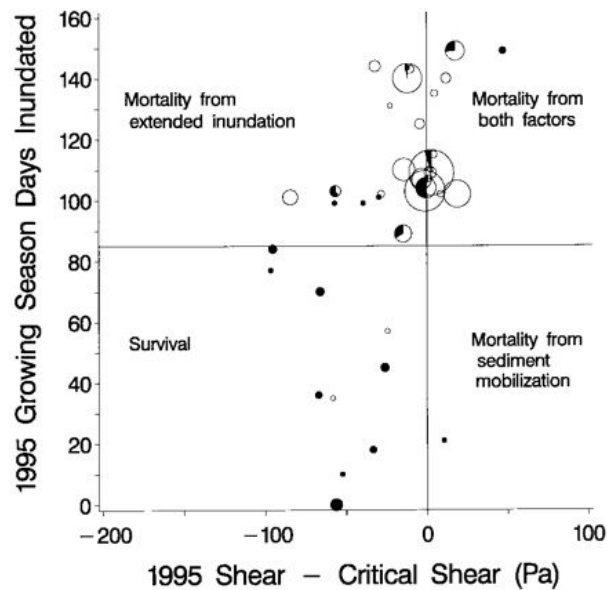


Figura 77.: Sopravvivenza di piante di acero americano dal 1994 al 1995 in funzione dei giorni della stagione vegetativa sottoposti a inondazione nel 1995 e della differenza fra gli sforzi di taglio registrati nel 1995 e quelli critici per il trasporto solido, in diversi siti. Ogni cerchio rappresenta un diverso sito di indagine. La porzione colorata di nero di ogni cerchio rappresenta la percentuale di piante di acero sopravvissute. L'area di ogni cerchio è proporzionale alla densità di aceri presenti in ogni sito di indagine, e varia da 0.027 a 2.2 individui per m². Le linee rette rappresentano le soglie di sopravvivenza, e le etichette dei quadranti del grafico indicano le condizioni di mortalità individuate (Friedman e Auble 1999).

5.5 PROCESSI GEOMORFOLOGICI E CRESCITA DELLA VEGETAZIONE

I processi morfologici che più frequentemente si accompagnano a un buon sviluppo della vegetazione riparia sono il restringimento dell'alveo, la meandrizazione e la deposizione di sedimenti ad opera delle piene.

5.5.1 Restringimento

Il restringimento di un letto fluviale si verifica quando la corrente abbandona porzioni del precedente alveo che vengono successivamente occupate da vegetazione, riducendo le dimensioni del canale attivo. Il processo è più frequente nei tratti fluviali ad andamento intrecciato che non in quelli meandriformi, ed è osservabile con più facilità nei climi semi aridi che non in quelli umidi (Bernez, Daniel e Haury 2001).

I fiumi possono andare incontro a un processo di restringimento per vari motivi, i più comuni dei quali sono:

- una risposta a un allargamento indotto da un evento di piena
- cambiamenti climatici
- la costruzione di una diga o di una traversa legata a una derivazione in un tratto di monte, con conseguente riduzione delle portate transitanti
- cambiamenti nella gestione del territorio
- l'introduzione di specie vegetali esotiche
- l'avvio di una fase di un processo morfologico ciclico

Nella maggior parte dei casi i fenomeni di restringimento sono dovuti a una riduzione delle portate (che può durare da uno a diversi anni) che non consente di mantenere attivo l'intero alveo, lasciando quindi la vegetazione libera di colonizzarne alcune porzioni (Scott, Friedman e Auble 1996). La riduzione della frequenza, della durata e dell'intensità degli eventi più estremi può favorire una colonizzazione delle aree più vicine al fiume anche ad opera di specie solitamente non riparie e meno tolleranti agli stress causati dalle piene, a discapito della vegetazione riparia ordinaria; questa situazione si osserva spesso lungo fiumi caratterizzati dalla presenza di dighe. La presenza della nuova vegetazione favorisce la sedimentazione del carico solido più fine e incrementa la resistenza all'erosione, stabilizzando l'alveo. Le variazioni di portata necessarie per avviare una fase di restringimento dipendono dalle condizioni di equilibrio precedentemente esistenti nel corso d'acqua. Dopo un allargamento dell'alveo indotto da un evento di piena la fase di restringimento può avviarsi fin da subito anche con portate di morbida o di magra, poiché

Restringimento per riduzione delle portate

sarebbero necessarie portate molto più elevate per mantenere continuamente libero da vegetazione l'alveo nella nuova morfologia post-evento. Al contrario, fiumi in sostanziale equilibrio potrebbero richiedere diversi anni di condizioni di magra prima di avviarsi verso una fase di restringimento.

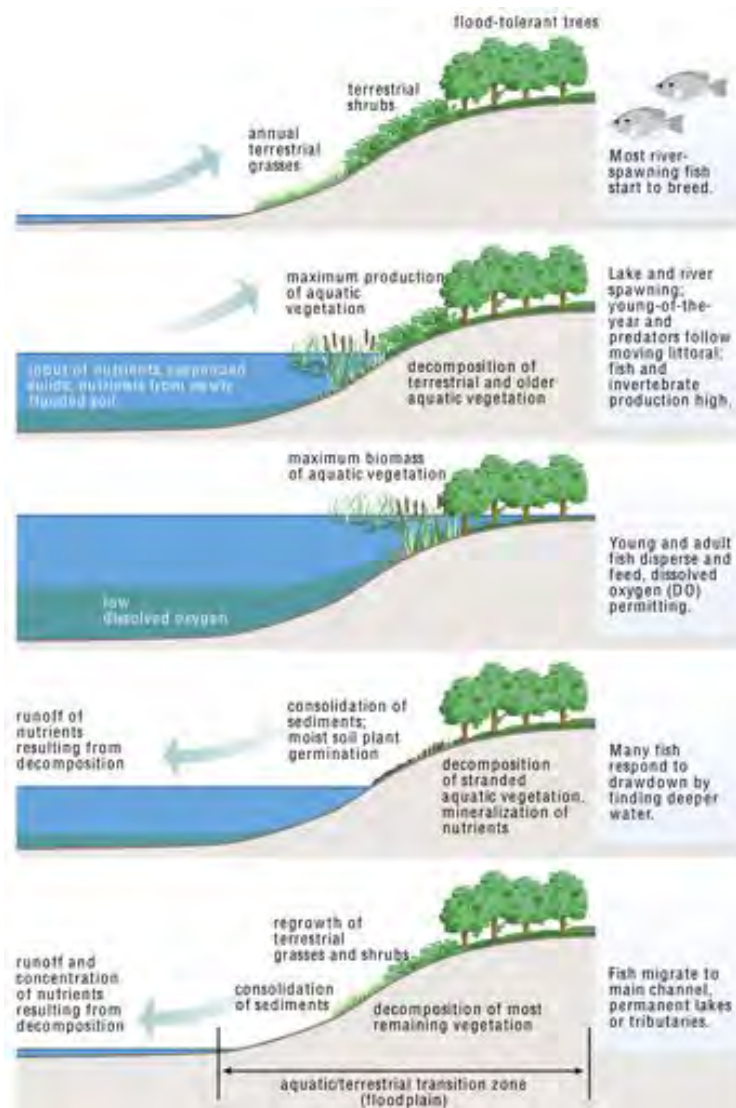


Figura 78.: Schema (con scala verticale amplificata) dei processi che coinvolgono una sezione trasversale durante un ciclo idrologico di durata annuale. La colonna sulla sinistra descrive il movimento delle sostanze nutritive, quella sulla destra le corrispondenti fasi principali della vita della fauna ittica (FISRWG 1998).

Struttura della nuova vegetazione

A seconda del modo in cui si sviluppa questa fase, la vegetazione riparia di cui viene favorita la crescita può assumere differenti strutture. Solitamente gli alberi non si sviluppano secondo una netta suddivisione in fasce di età, perché le condizioni favorevoli alla loro crescita consentono loro di poter attecchire sull'intera area disponibile in un qualunque momento di fasi che possono durare anche molti anni (Hupp 1992). La disposizione

della vegetazione segue comunque la direzione longitudinale del corso d'acqua, pur senza assumere configurazioni geometriche particolarmente regolari.

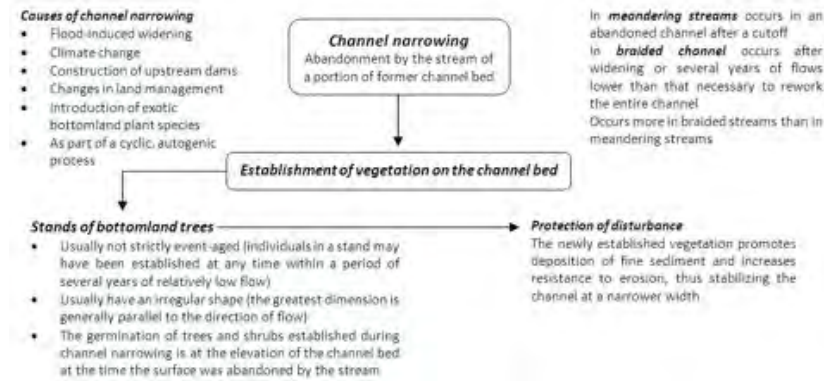


Figura 79.: Diagramma delle relazioni fra i processi di restringimento dell'alveo e di sviluppo della vegetazione riparia (Iriart 2010).

5.5.2 Meandriizzazione

I fiumi meandriformi presentano spesso barre localizzate sul lato interno delle anse, che fronteggiano sul lato esterno sponde soggette a fenomeni erosivi. La vegetazione si sviluppa in queste zone assumendo generalmente la forma di bande arcuate e parallele, differenziate per età degli individui dominanti. Le fasce si sviluppano sulla superficie delle barre, assumendo quindi una direzione parallela a quella posseduta dalla corrente al momento della loro formazione (Nanson e Beach 1977; Noble 1979). L'età degli individui aumenta con la distanza della fascia dal margine dell'alveo; sulla sponda opposta, la vegetazione è mediamente più vecchia, e non necessariamente disposta parallelamente al fiume. Le piante che crescono lungo le barre interne al meandro sono generalmente tolleranti alle fasi di inondazione cui queste zone sono spesso soggette.

Vegetazione strutturata e differenziata per fasce

5.5.3 Depositi alluvionali

Nel caso di fiumi che scorrono all'interno di valli piuttosto strette, l'erosione e la sedimentazione sono pressoché gli unici processi in grado di creare nuovi terreni adatti allo sviluppo della vegetazione riparia. Questi ultimi, però, non si creano quasi mai in presenza di portate ordinarie, ma solo quando gli eventi di piena di intensità maggiore creano lungo le sponde, a quote più elevate di quelle dell'alveo di morbida, fasce di terreno nudo e umido favorevole all'attecchimento di nuova vegetazione; la posizione più elevata di queste zone, inoltre, garantisce una buona protezione dei giovani individui da altri eventi di piena. Sviluppandosi solo dopo eventi estremi, questo tipo di vegetazione riparia si presenta

Vegetazione sporadica e poco tollerante alle piene

spesso in forma di piccoli gruppi (spesso di specie arboree) ben differenziati per età, che non affrontando con grande frequenza piene di grande entità risultano anche poco resistenti agli effetti delle stesse (Friedman e Auble 1999).

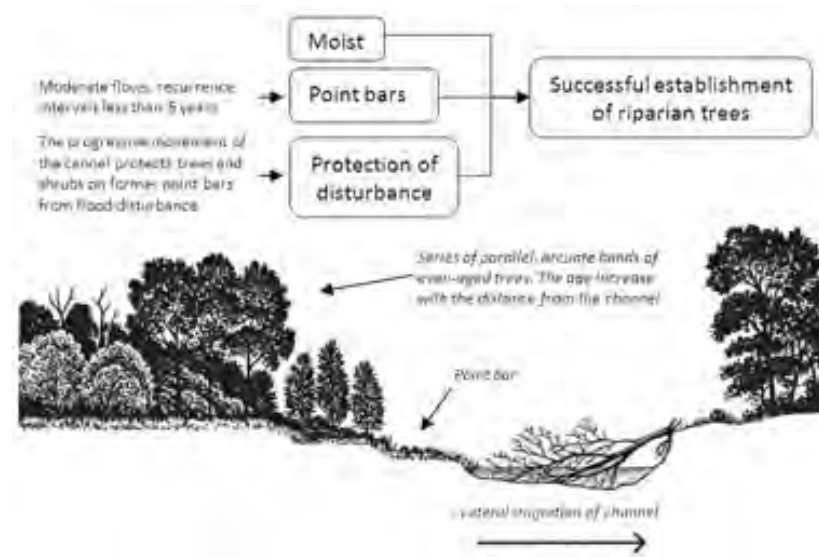


Figura 80.: Schema di sviluppo della vegetazione riparia in prossimità della sezione trasversale di un fiume con alveo meandriforme (Iriart 2010).

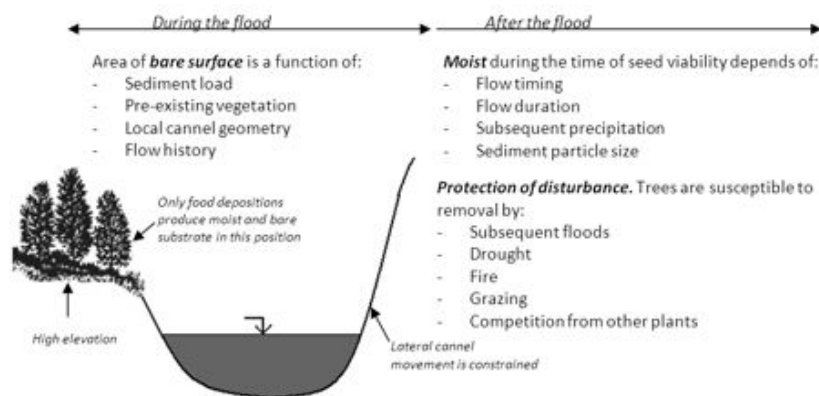


Figura 81.: Schema di sviluppo della vegetazione riparia lungo un corso d'acqua semi confinato o confinato, soggetto a periodici eventi di piena con creazione di depositi alluvionali a quota più alte di quelle che caratterizzano l'alveo di morbida o di magra (Iriart 2010).

5.6 GLI IMPATTI DELLA REGIMAZIONE SULLA VEGETAZIONE

La natura e l'entità degli impatti ambientali derivanti dalle derivazioni di acque superficiali dipendono essenzialmente dagli scopi e dalle modalità con cui la risorsa idrica viene sottratta al fiume. Le derivazioni ad uso idroelettrico sono fra le più comuni (insieme a quelle ad uso irriguo) e influenzano direttamente la disponibilità e la variabilità delle portate in alveo a valle dell'opera di presa, la qualità delle acque e l'apporto di sedimenti. Le alterazioni subite da questi tre componenti del sistema fluviale rappresentano un primo livello gerarchico degli impatti ambientali associati alla regolazione delle portate, e ne producono a loro volta altri, che possono essere considerati di livello gerarchico inferiore, relativi alla morfologia delle piane alluvionali e dell'alveo, alle caratteristiche idrauliche della corrente e al trasporto solido; un terzo livello gerarchico di impatti riguarda, infine, la flora e la fauna dell'ecosistema fluviale. Soprattutto fra gli impatti appartenenti al secondo e al terzo livello, inoltre, possono instaurarsi relazioni di feedback poste in atto dagli organismi biologici che vivono all'interno del corridoio ripario. La risposta che la componente biologica dell'ecosistema può presentare a seguito di alterazioni morfologiche, ad esempio, può a sua volta essere in grado di influenzare la trasformazione morfologica degli alvei, in un processo che può presentare caratteristiche di ciclicità (Burke, Jorde e Buffington 2009).

Gerarchia degli impatti

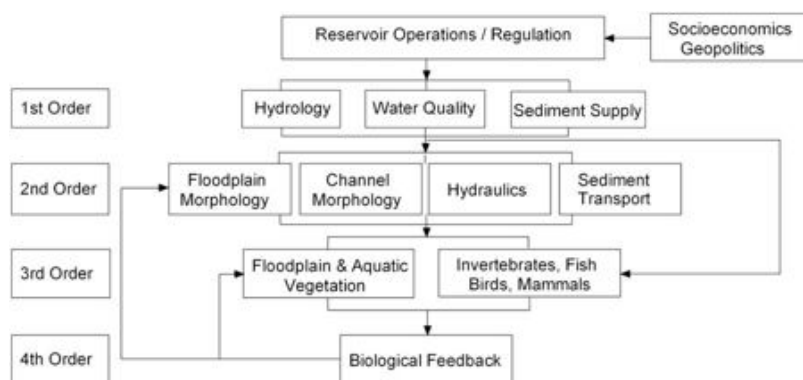


Figura 82.: Gerarchia degli impatti fisici e biologici prodotti dalla presenza di un'opera trasversale in alveo per la regimazione delle portate (Burke, Jorde e Buffington 2009).

L'elevata biodiversità normalmente presente in condizioni di naturalità lungo le fasce golenali e nelle piane alluvionali è favorita e sostenuta dall'elevata eterogeneità spaziale e temporale che caratterizza i processi tipici di questi ambienti. Tale eterogeneità è dovuta principalmente alla rete idrografica, che incide sul territorio creando forti gradienti spaziali di substrati, temperatura e umidità. Le dighe o le opere trasversali che regolano il regime naturale delle portate alterano i processi su cui si so-

stenta la biodiversità. Queste opere separano e isolano habitat residuali a monte, fra, o a valle dei serbatoi o dei piccoli invasi che generalmente creano.

5.6.1 Impatti sulla vegetazione riparia a monte della regimazione

È possibile assistere alla creazione e allo sviluppo di nuovi ecosistemi all'interno del più ampio sistema fluviale. Tra i nuovi habitat si possono includere, ad esempio, eventuali delta creati dal fiume nel punto di immissione nel serbatoio, o i nuovi ecosistemi ripari che si sviluppano lungo le sponde di quest'ultimo o delle aree allagate per effetto della presenza di traverse e opere di derivazione (Clayton e Champion 2006).

I delta vengono prodotti dall'accumulo di sedimenti, con strutture che possono variare in funzione dell'entità delle portate solide in ingresso a un invaso e del volume dell'invaso stesso. La formazione dei delta è più veloce nei climi asciutti e in presenza di fiumi privi di altre opere di regolazione poste più a monte, mentre non si osserva praticamente mai in corrispondenza dei piccoli invasi o delle zone di rigurgito che spesso si accompagnano alle strutture di derivazione degli impianti ad acqua fluente (Johnson 2002).

Lungo le rive si presentano due casi differenti, quello dei serbatoi di accumulo veri e propri e quello delle aree interessate dal rigurgito indotto dalle opere di derivazione degli impianti ad acqua fluente. Nei primi la fascia di vegetazione riparia preesistente viene generalmente distrutta, e una nuova fascia tende a svilupparsi a una quota più elevata lungo le rive dell'invaso, su suoli spesso più poveri di quelli sommersi. Al contrario, le fasce riparie che circondano le acque a monte delle opere di derivazione degli impianti ad acqua fluente presentano spesso organismi e caratteristiche simili a quelli che caratterizzavano l'ecosistema fluviale prima della costruzione dell'impianto (Mallik e Richardson 2009).

5.6.2 Impatti sulla vegetazione riparia a valle della regimazione fluviale

Effetti indiretti

Gli effetti che la regimazione delle portate produce sulla vegetazione riparia sono raramente effetti diretti, poiché spesso il loro verificarsi è indotto dalle alterazioni di altre caratteristiche dell'ecosistema fluviale, tra cui la più importante da un punto di vista gerarchico (e la prima in ordine temporale) è quella che interessa il regime idrologico naturale.

La capacità di un sistema fluviale di adattarsi alle alterazioni generate dalla presenza di una diga o di un'opera per la derivazione di portate, così come le caratteristiche e l'intensità di tale adattamento, sono influenzati da fattori geologici, idrologici e climatici locali, oltre che dalle modalità di gestione dell'opera che insiste sull'asta fluviale stessa. Le dighe (ma anche gli sbarra-

menti in grado di creare bacini di modeste dimensioni) riducono e/o ritardano i picchi di portata e la frequenza degli eventi di piena, mentre la derivazione dell'acqua o le perdite per evaporazione (soprattutto nei bacini di grandi dimensioni) possono ridurre anche in modo significativo la portata disponibile a valle dell'opera. Tutti questi fattori alterano inevitabilmente il regime idrologico del corso d'acqua, che in molti casi si accompagna a un abbassamento degli acquiferi confinanti e a una contrazione delle fasce alluvionali ecologicamente attive (Harris, Fox e Risser 1987).

Alterazioni del regime idrologico

Come accennato precedentemente, i sedimenti trasportati da un fiume su cui insista un'opera trasversale per la derivazione o l'accumulo delle portate vengono arrestati dall'opera stessa, accumulandosi nell'area a monte di essa o nell'invaso da essa creato; la capacità di trasporto del fiume innesca quindi, nel tratto a valle dell'opera, un processo erosivo generalmente più intenso di quello che si avrebbe in assenza di regolazione delle portate. Si registra quindi una diminuzione della deposizione di sedimenti che porta a una riduzione nella formazione di barre e, dove presente, della sinuosità e della formazione di meandri lungo il corso d'acqua. La riduzione dell'attività idromorfologica che caratterizza l'alveo si ripercuote a sua volta su tutte le comunità fluviali e riparie che a tale attività e alle sue dinamiche legano la propria sopravvivenza (Mallik e Richardson 2009).

Alterazione dei processi di trasporto

Come già accennato, l'eliminazione o la riduzione del ciclo annuale di portate di magra e piena produce, in alcuni fiumi, un'espansione dei boschi ripari verso il canale attivo, mentre nelle zone semi aride ciò può portare a uno stress idrico o alla scomparsa della vegetazione che cresce nelle fasce alluvionali, a causa della ridotta disponibilità di acqua anche negli acquiferi superficiali (Ouyang et al. 2010). Un altro effetto imputabile all'alterazione dei regimi di portata riguarda la riduzione del tasso di decomposizione dei detriti organici in alveo o lungo le rive, che si accompagna spesso a un impoverimento biologico generale dell'intera area interessata.

Riduzione o eliminazione dei picchi di piena

Le popolazioni di organismi nativi di un certo ecosistema fluviale, come la fauna ittica, possono risentire, tra gli altri, degli effetti prodotti, dal rilascio di acque fredde e povere di nutrienti a valle di una diga, delle limitazioni alla propria mobilità lungo l'asta fluviale poste proprio dalla diga stessa o anche da una traversa di più modeste dimensioni, dell'alterazione dei regimi idrologici che questa produce e delle discontinuità che possono venirsi a creare fra il fiume e le sue fasce riparie.

Per quanto riguarda i semi, le differenti capacità di galleggiamento possono influire sulle strutture di distribuzione delle diverse specie riparie; quelli capaci di galleggiare solo per brevi lassi di tempo, ad esempio, sono soggetti a una buona distribuzione nei fiumi in condizioni di naturalità, mentre in presenza di opere che rallentino la velocità dell'acqua e/o creino invasi più o meno estesi, tale distribuzione si fa meno efficace verso valle proprio a causa della ridotta capacità dei semi stessi di galleggiare

Distribuzione dei semi

per un tempo sufficiente ad attraversare ampie distese d'acqua (Jansson, Nilsson e Renofalt 2000; Shafroth, Stromberg e Patten 2002; Shafroth et al. 2002).

5.7 RELAZIONI FRA VEGETAZIONE RIPARIA, REGIMI DI PORTATA E FORME FLUVIALI

I regimi di portata influenzano in modo determinante le forme fluviali e sono una delle forzanti più significative nello sviluppo delle dinamiche che caratterizzano gli ecosistemi fluviali, a causa della loro variabilità spaziale e temporale. Eventi di piena di diversa entità e frequenza possono influenzare diversi componenti delle fasce riparie e alluvionali: gli eventi di proporzioni maggiori, infatti, agiscono su strutture geomorfologiche quali delta o nuovi alvei, e i loro effetti possono rimanere visibili per secoli. Piene di entità intermedia possono influenzare direttamente la struttura e la disposizione spaziale di intere comunità vegetali, mentre eventi di proporzioni ancora minori possono influenzare la vita di singole specie o di gruppi ristretti di individui.

5.7.1 Fiumi meandriiformi

*Migrazione laterale
dell'alveo*

I fiumi meandriiformi sono caratterizzati da due tipi di processi geomorfologici dominanti; il primo è la migrazione laterale delle anse, il secondo il taglio del collo del meandro (*cutoff*). La migrazione laterale si sviluppa principalmente sotto l'azione di eventi di piena moderati con tempi di ritorno piuttosto bassi, anche al di sotto dei cinque anni; se un'opera di regimazione delle portate riduce la durata o altera la frequenza degli eventi che inducono migrazioni laterali del corso d'acqua, il processo tende a ridimensionarsi. Anche l'interruzione delle portate solide a monte delle opere trasversali è in grado di rallentare i fenomeni di migrazione laterale, un fenomeno che risulterebbe al contrario molto importante per l'attecchimento e lo sviluppo di nuova vegetazione riparia, grazie alla disponibilità di barre (*point bars*) che tendono a svilupparsi lungo il lato interno delle anse (Auble, Friedman e Scott 1994).

Se la riduzione delle portate connesse alla migrazione laterale del corso d'acqua risulta molto forte, le barre di meandro possono stabilizzarsi e si può verificare una perdita di biodiversità parallelamente alla contrazione dei gradienti ambientali nelle fasce riparie; un esempio tipico di gradiente ambientale è rappresentato dalla durata delle inondazioni (Nilsson e Svedmark 2002).

*Taglio del collo del
meandro*

I tagli del collo dei meandri avvengono quando la sinuosità di un corso d'acqua risulta estremamente accentuata, e portano alla creazione di un nuovo tratto di alveo e di un lago residuale (*oxbow lake*). Dighe e traverse tendono a ridurre o addirittura a eliminare proprio quegli eventi di piena estremi che sono gli

unici in grado di operare un taglio del meandro. Nei laghi residuali e nelle aree paludose e con acque poco profonde che si creano in seguito a fenomeni di questo tipo vivono molte specie vegetali, che a causa delle acque stagnanti risultano molto spesso differenti da quelle che crescono lungo la riva dell'alveo attivo; l'intero ecosistema fluviale risulta quindi estremamente ricco e diversificato in termini di specie presenti. La riduzione di queste aree residuali dei meandri causa quindi una diminuzione del numero di specie vegetali, e un impoverimento complessivo della biodiversità fluviale.

5.7.2 Fiumi ad alvei intrecciati

Il caso dei fiumi ad alvei intrecciati risulta differente. In condizioni di naturalità la formazione di alvei a canali intrecciati si registra solitamente in presenza di un abbondante trasporto di sedimenti associato a una riduzione della pendenza longitudinale, situazione tipica di molti fiumi in corrispondenza dello sbocco in pianura al termine del tratto montano. La caratteristica principale dei fiumi ad alveo intrecciato è l'elevata capacità di dissipazione dell'energia della corrente, cui seguono la sedimentazione di gran parte del materiale da essa trasportato e la formazione di barre o isole intorno a cui il corso d'acqua scorre suddividendosi in canali dagli andamenti planimetrici spesso mutevoli, soprattutto in seguito agli eventi di piena di maggiore entità. Dighe, traverse e derivazioni, come accennato, riducono il numero e l'entità degli eventi di piena, intercettando gran parte del sedimento trasportato dalla corrente. La diminuzione dei valori di portata liquida e solida a valle delle opere trasversali conduce quindi a una limitata capacità dissipatoria del corso d'acqua, e a una minore variabilità delle sue forme d'alveo (Katz, Friedman e Beatty 2005; Scott, Friedman e Auble 1996).

Tutte le superfici dell'alveo che subivano regolarmente l'azione di disturbo della corrente prima della regimazione delle portate divengono quindi aree indisturbate di suolo umido e spoglio, e cioè luoghi particolarmente indicati per l'attecchimento e lo sviluppo di vegetazione riparia. Il processo è tipico degli alvei a canali intrecciati, e si presenta come un marcato restringimento del corso d'acqua accompagnato da un forte sviluppo della vegetazione nelle aree lasciate libere dalla corrente (Wondzell, Hemstrom e Bisson 2007).

La vegetazione formatasi sulle superfici abbandonate dalle acque stabilizza i banchi di sedimenti, incrementando la scabrezza dell'alveo e favorendo l'incisione del canale attivo. Il processo di restringimento e incisione si evolve quindi alimentando sé stesso, favorendo un aumento di densità della vegetazione che continua ad aumentare la resistenza agli eventi di piena delle aree un tempo facenti parte dell'alveo. La grande resistenza opposta dalle nuove zone vegetate ad eventuali piene che possano interessare anche queste aree favorisce il deposito di detriti vegetali che, a seconda delle condizioni, possono condurre anche

*Riduzione della
"stream power"*

*Nuovi siti di
attecchimento per la
vegetazione riparia*

*Avvio dei processi di
incisione*

Possibile
colonizzazione di
specie non native

alla colonizzazione della fascia fluviale da parte di specie non autoctone. La vegetazione che si diffonde nelle zone libere dell'alveo è inizialmente composta da specie native, che si sviluppa preferenzialmente in presenza di condizioni ambientali transitorie e caratterizzate da una certa variabilità delle portate (New e Xie 2008). Se la regolazione delle portate si protrae nel tempo queste popolazioni vegetali non trovano, nelle aree in cui si sono diffuse, le condizioni migliori per la propria crescita e il proprio rinnovamento, aprendo quindi la strada alla colonizzazione di specie differenti e più adatte a vivere in condizioni relativamente stabili.

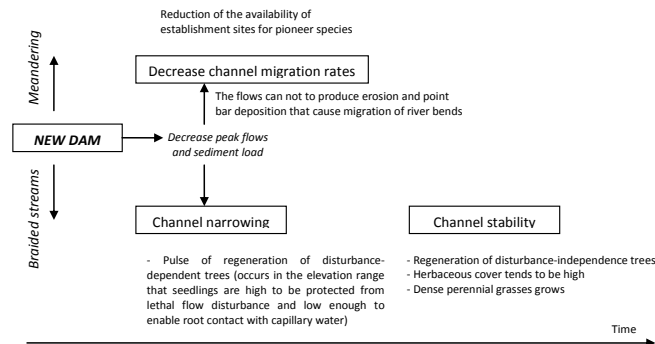


Figura 83.: Schema dei processi indotti dalla costruzione di una nuova diga o traversa in corsi d'acqua ad alveo meandriforme o intrecciato (Iriart 2010).

5.7.3 Corsi d'acqua montani

regioni a clima umido e temperato che presentano inverni freddi ed estati calde, i fiumi sono spesso perenni e presentano un regime idrologico caratterizzato da picchi primaverili imputabili alle precipitazioni e allo scioglimento nivale (i picchi dovuti alle precipitazioni si presentano frequentemente anche in autunno) soprattutto in aree montane e pedemontane.

Le portate spesso abbondanti e il territorio montano hanno favorito (e tuttora favorirebbero, anche se su scala minore) lo sfruttamento a fini idroelettrici di questi corsi d'acqua, che soprattutto nel passato si è concretizzato attraverso la costruzione di dighe (anche più di una lungo lo stesso fiume) che hanno indotto frammentazioni talvolta significative degli ecosistemi fluviali (Verbunt, Zwaafink e Gurtz 2005). L'interruzione della continuità longitudinale interferisce con i meccanismi di dispersione idrocora di alcune specie vegetali, soprattutto di quelle dotate di semi con scarsa capacità di galleggiamento. Ciò, in aggiunta a una riduzione della variabilità naturale delle portate, può favorire anche la colonizzazione delle fasce riparie da parte di vegetazione non autoctona (Ouyang et al. 2010). Se insieme a tutti questi fattori si somma anche la possibilità che ogni tratto sotteso a una derivazione a scopi energetici possa essere gestito

Interferenza con i
processi idrocori

con tempi e modi differenti (soprattutto per quanto riguarda l'uso e la restituzione delle portate derivate per la produzione di elettricità) diviene elevata la probabilità di compromettere la continuità ecologica del corridoio ripario.

Anche in questo caso la presenza di opere trasversali di regolazione delle portate tende a ridurre l'entità e la frequenza degli eventi di piena, contribuendo alla stabilizzazione di barre e di isole situate a valle delle opere stesse, e favorendone quindi la colonizzazione da parte degli organismi vegetali. A monte delle dighe, ma anche delle traverse di minori dimensioni in grado di produrre, se non dei veri e propri invasi, almeno delle zone di rigurgito interessate da un aumento della quota di superficie libera e dell'area bagnata, può verificarsi un'aumento della mortalità di individui appartenenti a specie scarsamente tolleranti a condizioni di terreno saturo protratte per lungo tempo. Se gli organismi che muoiono appartengono a specie arboree, la loro scomparsa la crescita di specie erbacee e arbustive grazie alla presenza di un maggiore irraggiamento solare al suolo (Mallik e Richardson 2009; Nilsson e Svedmark 2002).

Compromissione della continuità ecologica del corridoio ripario

Stabilizzazione di barre e forme d'alveo (tratto di valle)

Morte per anossia (tratto di monte)

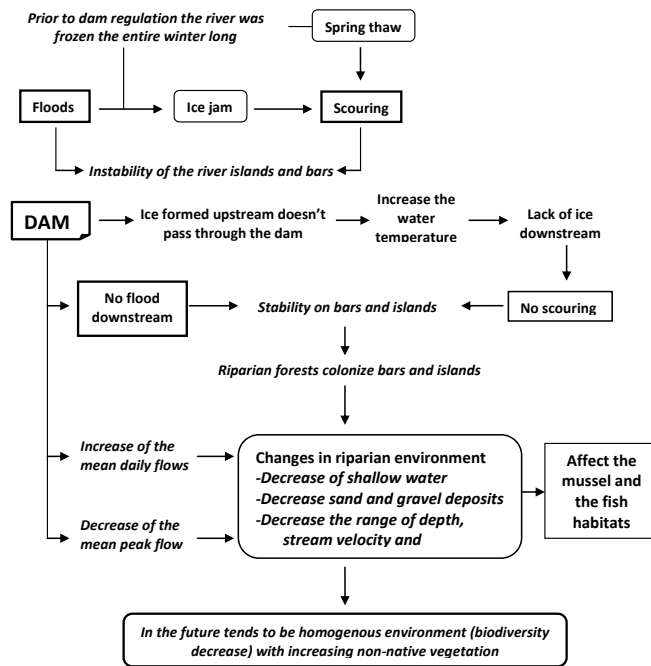


Figura 84.: Schema dei processi indotti dalla costruzione di una nuova diga o traversa in corsi d'acqua in ambiente montano (Iriart 2010).

5.8 CASI STUDIO

Caso 1

Titolo	<i>Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation-flow response guilds</i>
Autore	David M. Merritt, Michael L. Scott, N. LeRoy Poff, Gregor T. Auble, David A. Lytle
Rivista	FRESHWATER BIOLOGY, 2010, 55(1), PP. 206-225

La composizione, la struttura e l'abbondanza della vegetazione riparia sono governate, in larga misura, dai regimi di portata dei fiumi e dai processi fluviali favoriti dalla corrente. I regimi di portata esercitano sulla vegetazione una pressione selettiva che induce adattamenti a specifiche caratteristiche della corrente; le estese e diffuse alterazioni dei regimi di portata indotte dalle attività antropiche si traducono quindi in modifiche spesso di non trascurabile entità delle popolazioni vegetali che vivono lungo i corridoi fluviali. Alcuni degli effetti negativi indotti dai regimi di portata alterati possono essere annullati ripristinando le condizioni di naturalità dei corsi d'acqua e delle loro portate. Sono stati sviluppati diversi modelli che pongono in relazione, da un punto di vista quantitativo, le grandezze che descrivono i regimi di portata ad attributi della vegetazione riparia caratteristici dei singoli individui, delle popolazioni e delle comunità. I modelli predittivi spaziano dalle semplici relazioni statistiche ai più complessi modelli di popolazione basati su matrici stocastiche o a modelli di simulazione dinamica. Molti dei modelli esaminati in questo articolo sono stati costruiti per una o poche specie vegetali, presentano molte ipotesi semplificative quali ad esempio la stabilità dell'alveo, e non si soffermano sulla scala temporale della risposta vegetale alle sollecitazioni. In molti casi i modelli risultano particolarmente efficaci nello sviluppo di piani di gestione delle portate alternativi per uno specifico fiume o tratto di fiume, ma non sono direttamente trasferibili ad altri corsi d'acqua o regioni geografiche. Un obiettivo primario dell'ecologia delle zone riparie è la messa a punto di modelli generali per la previsione delle risposte della vegetazione al mutare delle condizioni ambientali. La definizione di classi vegetali in funzione della risposta alle variazioni di portata offre una struttura per il trasferimento di informazioni dai fiumi per i quali sono stati individuati gli standard di portata necessari per la conservazione di determinate qualità della vegetazione a corsi d'acqua in cui queste informazioni sono scarse o addirittura nulle.

Gli autori propongono di classificare la vegetazione riparia secondo raggruppamenti non filogenetici di specie che condividono tra loro alcune caratteristiche legate ai componenti del regime idrologico, quali le fasi medie di sviluppo dei singoli individui, le strategie riproduttive, la morfologia, gli adattamenti alle per-

turbazioni fluviali e alla disponibilità d'acqua. Le piante di un qualunque fiume o area geografica potrebbero essere raggruppate in queste classi e relazionate con gli attributi idrologici di specifiche classi fluviali, utilizzando curve di risposta probabilistica.

I modelli probabilistici basati sulle classi di risposta consentono di calcolare la probabilità dei cambiamenti che si verificheranno in ogni classe in funzione di determinate variazioni dei regimi di portata, e facilitano lo studio di delle azioni di mitigazione e dei rischi associati alle diverse strategie di gestione dei deflussi. Le classi di risposta della vegetazione riparia possono essere suddivise fino al livello delle singole specie per l'uso in progetti specifici, o utilizzate nello sviluppo di linee guida per la gestione delle portate da includere in piani territoriali per la gestione della risorsa idrica.

Model level	Citations	Hydrologic variable/s tested	Best hydrologic variables	Vegetation attribute	Analysis tool	Assumptions	Locations
Individual/ establishment	Mahoney & Rood, 1998a,b	Timing of peak, rate of stage decline	All	Seedling survival	Recruitment box model	Static channel geometry, coarse textured substrate	Oldman River, Alberta, Canada
Individual/ maintenance	Busch & Smith, 1999; Cooper <i>et al.</i> , 1999; Scott <i>et al.</i> , 1999	Depth to ground water	Depth to ground water	Xylem pressure potential, leaf thickness, leaf area, canopy volume, annual branch growth	Logistic regression, linear regression	Static channel geometry	Bill Williams and Colorado R.; AZ, U.S.A.; eastern CO, U.S.A.; Green R., UT, U.S.A.
Individual/ cover types	King, Allen & McCoy, 1998	Water level	Water level	Stress, mortality and regeneration, tree relative importance values	Probit analysis		Ouachita and Sa line R., AR, U.S.A.
Population	Lytle & Merritt, 2004; Griffith & Forseth, 2005; Smith, Caswell & Mettler-Cherry, 2005	Distributions of floods, droughts, timing of peak, rates of change in flow; timing of flood, timing of drawdown	Distributions of floods, droughts, timing of peak, rates of change in flow; timing of flood, timing of drawdown	Population growth rate, stage-based population growth rate, sensitivities, elasticities, variability in population growth rate, aerial cover of life-stages	Stochastic structured/matrix modelling	Quasi-equilibrium channel	Yampa R., CO, U.S.A.; Illinois R., IL, U.S.A.
Population	Clipperton <i>et al.</i> , 2003	Flow exceedance probability	n/a	<i>Populus</i> recruitment, growth, health (qualitative)	Qualitative coupling of requirements for recruitment, growth and maintenance	Static channel geometry	Saskatchewan R. basin, Alberta, Canada
Population	Pearlstone, McKellar & Kitchens, 1985; Phipps, 1979	Depth to ground water, flood frequency, inundation duration	Depth to ground water, flood frequency, inundation duration	Growth, dispersal, death, of five tree species	Numerical modelling	Static channel geometry	Santee R., SC, U.S.A.; White R., AR, U.S.A.
Community/ individual	Franz & Bazzaz, 1977; Auble <i>et al.</i> , 1994; Auble, Scott & Friedman, 2005; Auble & Scott, 1998; Friedman <i>et al.</i> , 2006	Flow duration	Flow duration	Response curves of plant associations, response curves of individual species	Numerical modelling, response curves (Gaussian, logistic regression)	Static channel geometry	East-central IL; Gunnison R., CO, U.S.A.; San Miguel R., CO, U.S.A.

Figura 85.: Modelli che legano le caratteristiche della vegetazione riparia ad attributi del regime di portata a scala individuale, di popolazione e di comunità. *Continua nella pagina seguente.*

Individual/ stand	Stromberg & Patten, 1990, 1991	Annual flow volume, flow volume -1 and -2 years, cumulative flow previous 4 years, season flow volume (Oct.-Mar., Apr.- June, July-Sep.) Mean growing season flow volume, mean and median annual flow volume, flood magnitude Depth to ground water, flooding	Annual flow volume the year of growth	Tree incremental growth, canopy vigour, mortality	Linear regression	Rush Creek and Bishop Ck., CA, U.S.A.
Individual/ community	Stromberg, 1993	Mean growing season flow volume, mean and median annual flow volume, flood magnitude Depth to ground water, flooding	Growing season flow volume, flood magnitude	Abundance (foliage area, stem basal area, stand width), species richness	Second-order linear regression	Verde R., Arizona, U.S.A.
Cover types/ functional groupings	Rains, Mount & Larsen, 2004	Depth to ground water, flooding	Depth to ground water	Response curves of plant associations	Numerical groundwater model (MODFLOW), Bayesian classification Compartimental simulation model/ numerical modelling	Little Story Ck., CA
Cover types	Johnson, 1992	Water development	Water development	Change in riparian cover types	Compartmental simulation model/ numerical modelling	Missour R., MI, U.S.A.
Cover types	Springer <i>et al.</i> , 1999; Baird, Stromberg & Maddock, 2005	Depth to ground water	Depth to ground water	Woody vegetation cover, cover seedling establishment, cover juvenile survival habitat Cover types	Numerical groundwater model (MODFLOW) and conceptual vegetation model Cover types	Verde R., AZ, U.S.A.
Cover types	Primack, 2000	Inundation duration (classes)	Inundation duration (classes)	Cover types	Static channel geometry	Pere Marquette catchment, Michigan, U.S.A.
Community/ biomass	Camporeale & Ridolfi, 2006	Stream discharge	Stream discharge	Probability of vegetation biomass	Stochastic modelling	Hypothetical

Continua dalla pagina precedente.

Stand characteristics	Perucca <i>et al.</i> , 2006	Distance from river (parabolic function to represent a position between anoxic and dry)	Distance from river (parabolic function to represent a position between anoxic and dry)	Biomass	Fluid dynamic model, river meandering model, numerical simulation, logistic model	River dynamics 'induce vegetation patterns'	Hypothetical (using data from SC, U.S.A., Pearlstone <i>et al.</i> , 1985)
Stand characteristics	Stromberg <i>et al.</i> , 1993	Depth to ground water	Stand biomass (leaf area index and vegetation volume), stand structure (maximum canopy height and basal area), leaflet variables (primary leaflet area, primary leaflet length and secondary leaflet number), xylem water potential	Second-order linear regression			Hassayampa R., San Pedro R., Tanque Verde Ck., AZ., U.S.A.
Cover types/ functional groupings	Toner & Keddy, 1997	Depth, duration and timing of flooding; fraction of the growing season flooded, last day of first flood, length of the second flood, mean depth of flooding, number of floods per growing season, number of days of drawdown preceding midseason floods; time of second flood	Depth, duration and timing of flooding	Presence-absence of woody cover	Logistic regression	Static channel geometry	Ottawa R. Ontario, Canada
Cover types/ functional groupings	Richter & Richter, 2000	Duration of flooding above threshold (effective discharge)	Duration of flooding above threshold (effective discharge)	Abundance of patch types	Numerical model simulations	Flood driven meandering drives forest succession; channel maintenance approach	Yampa R., CO, U.S.A.

Continua e termina dalla pagina precedente.

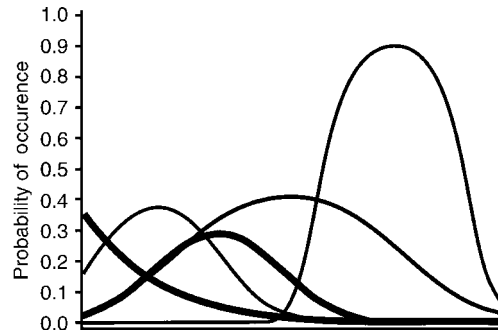


Figura 86.: Curve probabilistiche (esempio tipo) di risposta delle specie. La variabile indipendente può essere una qualunque di quelle legate alle variazioni di portata, quali la durata di un evento di piena, o la sua frequenza e intensità. Le diverse linee rappresentano differenti specie o classi.

Flow response guild	Traits	Relevant flow component
Life history	Longevity (life span) Annual-perennial-biennial	Frequency of extreme floods
Reproductive strategy	Vegetative-sexual-combined Timing in synchrony with flow component	Magnitude of extreme flow (flood transported ice, wood, material, shear) Timing of high, low flow
Morphology	Growth form (e.g. herbaceous-woody, graminoid-shrub-tree) Rooting depth (phreatophytic) Root morphology (lateral-taproot, shallow-deep) Size at maturity (canopy height, vegetation volume)	Flow duration Magnitude and duration of low and high flow Water table depth and inter- and intra-annual variability Flow permanence, groundwater depth, flow variability
Fluvial disturbance	Furrowed bark Flexible stems Re-sprouting ability Adventitious roots and stems (scour-burial)	Magnitude and frequency of high flow High sediment flux
Water balance	Stomatal control Critical water stress level - xylem water pressure potential Aerenchyma (tolerance of anoxia) Oxygen diffusion to roots Drought-induced dormancy Tolerance of submergence Rate of root extension	Magnitude/duration low flow Magnitude/duration low flow Duration of high flow Water table depth and inter- and intra-annual variability Rate of stage decline

Because such traits may vary over the developmental stages of plants, the same species may be divided into different guilds at different life-stages.

Figura 87.: Classi di risposta alle variazioni di portata della vegetazione riparia

Caso 2

Titolo	<i>Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: Riparian plant communities</i>
Autore	C. Nilsson, M. Svedmark
Rivista	ENVIRONMENTAL MANAGEMENT, 2002, 30(4), PP. 468-480

Le ricerche più recenti sottolineano l'importanza degli ecosistemi ripari per la ricchezza della loro biodiversità e per il loro ruolo di collegamento fra i sistemi terrestri e quelli acquatici. Gli ecosistemi ripari, d'altro canto, sono fra gli ambienti che maggiormente risentono degli effetti indotti dalle pressioni antropiche, e spesso la conservazione della loro biodiversità e della loro integrità ecologica richiede la progettazione di complessi interventi di recupero; per portare efficacemente a termine azioni di questo tipo la comunità scientifica deve rivestire un ruolo importante nella comunicazione delle proprie conoscenze tanto alla classe politica quanto ai responsabili degli enti e degli organismi che, a vario titolo, operano sul territorio e sugli ecosistemi fluviali. Gli autori dell'articolo presentano alcuni aspetti fondamentali degli ecosistemi ripari, articolati in tre principi di base:

- I regimi delle portate determinano la sequenza evolutiva delle comunità vegetali riparie e i processi ecologici
- Il corridoio ripario è un vero e proprio percorso per la redistribuzione di materiale organico e inorganico di grande importanza per le comunità vegetali che crescono al suo interno
- il sistema ripario è una zona di transizione fra gli ecosistemi acquatici e quelli terrestri, ed è popolato da una varietà di specie vegetali molto più ampia di quelle che caratterizzano gli ecosistemi confinanti

Per tradurre questi principi in direttive e azioni di gestione sono necessarie molte informazioni sulla quantità d'acqua necessaria al sostentamento di un ecosistema fluviale, e sulle tempistiche e le modalità con cui quest'acqua deve essere presente nell'ecosistema considerato. Devono cioè essere prese in considerazione e studiate tutte quelle variabili che descrivono i regimi di portata in termini di entità, frequenza, durata, variazione. Sono anche necessari studi che approfondiscano come i differenti gruppi di organismi subiscono e reagiscono alle frammentazione degli habitat, soprattutto in relazione ai processi di dispersione e migrazione all'interno dell'habitat stesso. Il quadro conoscitivo deve essere completato, infine, da informazioni riguardanti le diversità con cui gli effetti indotti sulle comunità riparie dalle alterazioni idrologiche possono presentarsi in sistemi fluviali differenti o in punti diversi all'interno dello stesso bacino.

Major mechanisms	Concept/model	General idea	Major predictions
Flow (1)	The natural flow regime (Poff and others 1997)	The natural flow regime sustains ecosystem integrity and biodiversity in rivers and organizes the ecosystem. Every river has a characteristic pattern of flow components (magnitude, frequency, duration, timing and rate of change).	A wide range of ecological and physical responses to alterations of the five flow components is listed, including both animal and vegetation responses.
Flow (1) Landscape interactions (3)	The flood pulse concept (Junk and others 1989)	The flood pulse is the principal driving force in river-floodplain systems. Local generation and rapid cycling of nutrients on floodplains are emphasized. Lateral exchange between the river channel and floodplains makes important impact on biota. Littoral movement creates a dynamic edge effect.	In large rivers, the major riverine animal biomass is produced within the floodplains. Small rivers have short and unpredictable pulses to which organisms are little adapted. Large rivers with predictable and long duration pulses are easier to adapt to.
Pathway/corridor (2)	The river continuum concept (Vannote and others 1980)	Longitudinal nutrient/energy transport and decomposition along the river. A physical gradient leads to a continuum of biotic adjustments in space and time. Based on the energy equilibrium theory.	Total community diversity is greatest in medium-sized streams (3rd–5th order) where temperature variations are maximized. Downstream communities capitalize on inefficiencies of upstream communities.
Pathway/corridor (2) Landscape interactions (3)	The boundary/interface perspective (Naiman and others 1988, Naiman and Décamps 1997)	A boundary is comparable to a semipermeable membrane regulating flow of energy and matter between resource patches. For example, riparian forests control N and P movement. Boundaries also distinctively limit processes in resource patch zones.	A biodiversity maximum occurs where the mixture of edge and patch habitat is at maximum. Boundaries between terrestrial and freshwater ecosystems show early responses to human influence.
Pathway/corridor (2) Landscape interactions (3)	Four-dimensional framework (Ward 1989b)	The spatiotemporal hierarchy is a distinguishing feature of lotic ecosystems. Four dimensions are described: longitudinal (channel-channel), lateral (channel-floodplain), vertical (channel-aquifer) and temporal. Disturbances are explained as forces disrupting major interactive pathways.	The intermediate disturbance hypothesis as a possible model for diversity patterns.

^aThe numbers in the first column indicate the three basic principles outlined in the paper.

Figura 88.: Sintesi di alcuni concetti chiave di ecologia fluviale e delle loro relazioni con le dinamiche delle fasce riparie.

Mechanisms	Specific alteration	Ecological response	References	Management measure action
1. Flow/hydrology				
1.1. Magnitude/frequency	Increased variation	Increased scour and washout of plants and organic matter	Pets 1984, Rørslett and Johansen 1996	Reduce frequency of flow variation
	Stabilized flow	Invasion of exotic plants	Ward and Stanford 1979, Busch and Smith 1993, Sanford and others 1996	Increase seasonal variation in flow (Hill and others 1999, Hill and others 1998), remove exotics
		Reduced water and nutrients to floodplain vegetation, leading to reduced disturbance, ineffective seed dispersal and reduced regeneration	Fenner and others 1985, Shankman and Drake 1990, Johnson 1994, Rood and others 1995, Scott and others 1997, Cordes and others 1997.	
1.2. Timing	Loss of seasonal flow peaks	Reduced plant recruitment and plant growth rates	Rely and Johnson 1982, Fenner and others 1985, Rood and Mahoney 1990	Reintroduce seasonal flow peaks and higher minimum flows (Rood and Mahoney 1990, Richter and others 1997)
		Invasion of exotic plants	Horton 1977, Friedman and others 1998	Remove exotics
		Succession towards wooded wetlands	Toner and Keddy 1997	Reintroduce second flow peak (Toner and Keddy 1997)
1.3. Duration	Prolonged low flows	Reduced plant cover and diversity	Busch and Smith 1995, Stromberg and others 1996	Increase seasonal high flows (Richter and others 1997, Galat and Lipkin 2000)
		Physiological stress leading to reduced plant growth rates, morphological change, and mortality	Rely and Johnson 1982, Perkins and others 1988, Stromberg and others 1992, Rood and others 1995	
	Prolonged inundation	Altered plant communities	Comar and others 1981, Bren 1992	
			Civelli and others 1995, Toner and Keddy 1997, Friedman and Auble 1999	Reduce high flows, especially when badly timed (Toner and Lipkin 2000)
1.4. Rate of change	Rapid changes in river stage	Washout of riparian plants, failed seedling establishment	Grelson 1986, Rood and others 1995, 1999	Reduce rates of water-level change
2. Pathway/corridor				
2.1. Dispersal	Longitudinal pathway disrupted by dams, impoundments and diversions	Fragmented and altered plant communities and reduced plant migration	Anderson and others 2000b, Jansson and others 2000b	Remove dams, restore riparian corridors (Shafroth and others 1998)
3. Landscape interactions				
3.1. Connectivity	Riparian zones disconnected from surrounding habitats	Reduced plant diversity and compromised ecological integrity	Sparks and others 1990, Theiling 1995, Ward and Stanford 1995, Brinke and Conser 1997, Ward and others 1999	Reconnect riparian zones with their environments (Galat and others 1998, Schiemer and others 1999)
3.2. Disturbance	Altered disturbance regime	Reduced diversity of plant communities and landscapes	Ward and others 1999, Marston and others 1995	Reintroduce seasonal floods (Hill and others 1998), remove dams, allow minimum flows

Figura 89.: Risposte ecologiche della vegetazione ad alterazioni dei processi fluviali.

Caso 3

Titolo	<i>Mortality of riparian box elder from sediment mobilization and extended inundation</i>
Autore	J.M. Friedman, G.T. Auble
Rivista	REGULATED RIVERS: RESEARCH AND MANAGEMENT, 1999, 15(5), PP. 463-476

Per studiare il modo in cui le portate di piena limitino l'estensione della vegetazione riparia lungo la direzione di un corso d'acqua, gli autori hanno quantificato gli effetti del trasporto di sedimenti e delle inondazioni prolungate su giovani esemplari di acero americano (*Acer negundo*) lungo l'alveo (prevalentemente costituito da ciottoli) del fiume Gunnison, nel Black Canyon del Gunnison National Monument in Colorado, Stati Uniti. Sono stati contati e datati esemplari di acero in 144 lotti campione di circa 40m² ciascuno, e un modello idraulico è stato accoppiato con i dati sulle serie idrologiche al fine di determinare, per ogni lotto e per ognuno degli anni considerati, l'entità delle massime azioni tangenziali e il numero dei giorni delle stagioni di crescita in cui si presentavano condizioni di inondazione. Gli effetti di queste due cause di mortalità sono stati quantificati calcolando il numero di esemplari sopravvissuti ai rispettivi valori estremi (durante la campagna di datazione del 1994) e ricontando gli aceri ancora presenti nei lotto di indagine dopo un evento di piena del 1995. Entrambe le cause di mortalità possono essere modellate come funzioni di soglia: gli aceri muoiono sia durante le stagioni di crescita in cui si verificano più di 85 giorni di inondazione sia da azioni tangenziali che eccedano i valori critici per la mobilitazione delle particelle di sedimento sottostanti la superficie del substrato. La costruzione di alcuni invasi, avvenuta a monte del tratto studiato fra gli anni Sessanta e Settanta, ha ridotto l'estensione delle aree situate sul fondo del canyon che annualmente vengono interessate dallo sradicamento delle piante di acero causato dagli eventi di piena. Poiché le dighe, inoltre, hanno ridotto più l'entità degli eventi di piena che non la loro durata, la regimentazione delle portate ha limitato di conseguenza l'importanza del trasporto di sedimenti rispetto a quella della durata delle piene fra le cause di mortalità della specie vegetale esaminata. Gli autori hanno utilizzato le funzioni di soglia e dati topografici sulle sezioni trasversali per sviluppare una superficie di risposta in grado di indicare, in ogni combinazione di entità e portata degli eventi di piena, la porzione del fondo del canyon soggetta a mortalità vegetale, fornendo per questo processo ecologico uno strumento di analisi quantitativa in grado di supportare efficacemente le complesse politiche legate alla gestione delle acque.

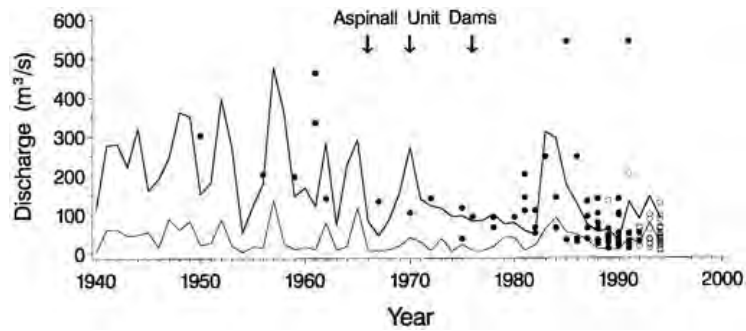


Figura 90.: Portate di inondazione e anno di attecchimento degli aceri censiti nel 1994, e storico delle portate nel Black Canyon. I cerchi vuoti e quelli pieni rappresentano alberi rispettivamente più bassi e più alti di 30.5 cm. La linea spessa rappresenta i massimi annuali delle portate istantanee, mentre quella sottile rappresenta le portate che hanno esondato per 85 giorni della stagione di crescita. Le frecce indicano le date di completamento delle tre dighe di Aspinall.

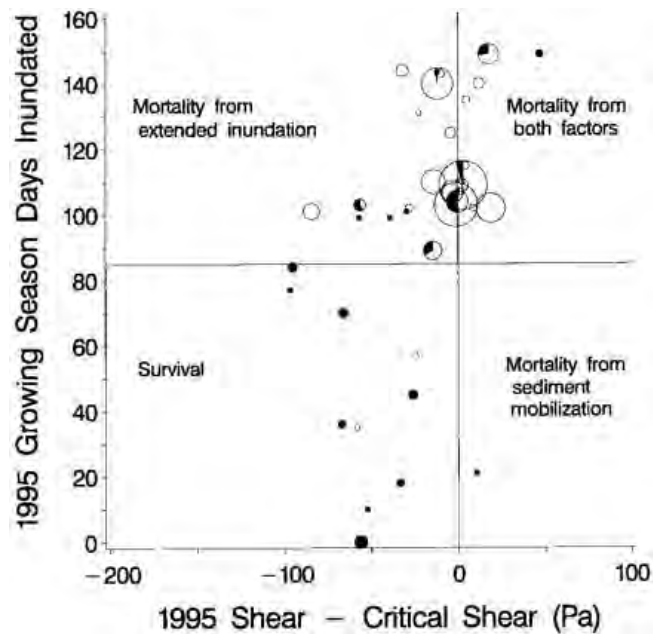


Figura 91.: Sopravvivenza degli aceri fra 1994 e 1995 in funzione dei giorni della stagione di crescita del 1995 soggetti a inondazione e della differenza fra gli sforzi di attrito registrati nel 1995 e quelli critici del sedimento presente in ogni sito (cui corrispondono i singoli cerchi). La porzione riempita dei cerchi rappresenta la percentuale di alberi sopravvissuti. L'area dei cerchi è proporzionale alla densità degli aceri presenti in ogni sito nel 1994, che varia da 0.027 a 2.2 individui per m^2 . La linea verticale e quella orizzontale indicano le soglie di mortalità, come indicato dalle etichette nei quadranti.

Caso 4

Titolo	<i>Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams</i>
Autore	R. Jansson, C. Nilsson, B. Renofalt
Rivista	ECOLOGY, 2000, 81(4), PP. 899-903

I fiumi sono sempre più frammentati da dighe e infrastrutture trasversali, che rappresentano seri ostacoli lungo i percorsi naturali di dispersione dei semi, in grado di indurre alterazioni sensibili delle comunità riparie. Gli autori valutano l'effetto barriera di alcune dighe nei confronti della dispersione degli organismi vegetali lungo i fiumi confrontando la flora delle piante vascolari fra coppie di bacini di carico di impianti ad acqua fluente situati nella Svezia del nord. Bacini adiacenti in condizioni ambientali simili possono sviluppare differenti flore riparie perché le specie con scarse capacità di galleggiamento tendono ad assumere distribuzioni irregolari fra i bacini stessi. Discontinuità e irregolarità di questo tipo non vengono riscontrate lungo fiumi privi di opere trasversali, suggerendo la presenza di meccanismi di dispersione efficaci in assenza di dighe o traverse. Poiché la maggior parte dei fiumi è sottoposta a regolazioni effettuate per mezzo di opere di questo genere, l'interruzione o anche solo l'alterazione dei corridoi floristici ripari potrebbe essere un fenomeno globale, riscontrabile con dinamiche simili anche in ecosistemi differenti da quello svedese, con conseguenti variazioni nella composizione e nell'assortimento delle loro specie caratteristiche.

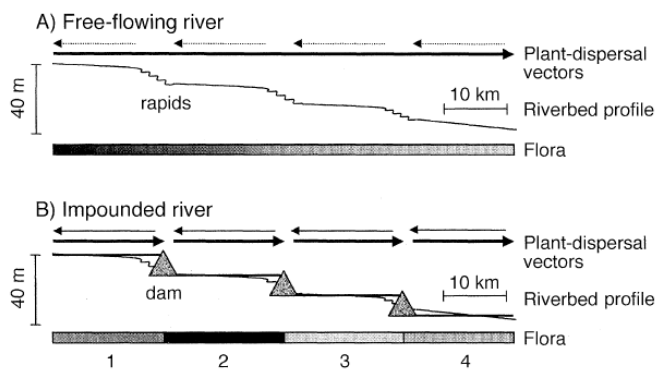


Figura 92.: Ipotesi di relazioni fra i vettori di dispersione dei vegetali, il profilo dell'alveo e la composizione della flora riparia in fiumi (A) non regimentati e (B) soggetti a regimazione. Si suppone che la flora dei fiumi in condizioni di naturalità subisca variazioni graduali verso valle, mentre quella dei fiumi regimentati tenda a diversificarsi in funzione dei tratti separati dalle opere di regimazione.

Caso 5

Titolo	<i>Effects of river regulation on river-margin vegetation: A comparison of eight boreal rivers</i>
Autore	R. Jansson, C. Nilsson, M. Dynesius, E. Andersson
Rivista	ECOLOGICAL APPLICATIONS, 2000, 10(1), PP. 203-224

La regimentazione e la frammentazione fluviali connesse alla costruzione di dighe e sbarramenti sono fra gli impatti più diffusi fra quelli derivanti dalle attività antropiche che si svolgono lungo i fiumi, soprattutto nell'emisfero settentrionale. Gli autori hanno valutato gli effetti dello sviluppo idroelettrico confrontando la vegetazione vascolare delle fasce riparie lungo tratti della lunghezza di 200 m appartenenti a otto diversi fiumi della Svezia settentrionale; quattro di questi fiumi sono privi di opere di alcun genere, mentre gli altri quattro sono fortemente regimentati a scopo idroelettrico. In una prima fase dello studio è stata confrontata la diversificazione delle specie presenti in ogni sito per i corsi d'acqua di entrambe le categorie; per ridurre l'effetto delle differenze naturalmente esistenti fra un fiume e l'altro, sono stati confrontati fra loro corsi d'acqua il più possibile adiacenti. Un fiume regimentato ha mostrato di possedere una ricchezza di specie vegetali e una copertura inferiore a quelle possedute da due fiumi vicini e in condizioni di naturalità, mentre due fiumi tra loro paralleli (uno regimentato e l'altro no) non hanno mostrato tra loro differenze significative. In una seconda fase, è stato notato come la vegetazione riparia risponda in modo differente ai diversi regimi di regolazione dei livelli idrici in alveo. Sia lungo le sponde dei piccoli bacini di regolazione di impianti ad acqua fluente (caratterizzati da piccole fluttuazioni giornaliere del livello) sia lungo le rive di veri e propri serbatoi di accumulo di maggiori dimensioni (caratterizzati da livelli idrici bassi in primavera e alti in estate e autunno) il numero delle specie e la loro copertura in ogni sito studiato sono risultate inferiori di quelle appartenenti a fiumi ancora non interessati da infrastrutture di questo tipo. I fiumi regimentati ma privi di zone di ristagno delle acque sono risultati più simili ai fiumi in condizioni di totale naturalità, mostrando una copertura vegetale per sito inferiore, ma simile per numero di specie presenti. Per i tratti caratterizzati da riduzione delle portate, le osservazioni hanno fornito risultati non sempre univoci; in alcuni casi le variabili prese in considerazione hanno presentato valori più bassi rispetto a quelli rilevati in fiumi privi di opere, mentre in altri no. In un'ulteriore fase dello studio le specie individuate sono state quindi classificate secondo i propri meccanismi di dispersione, ed è stata testata la loro eventuale diversità di risposta a differenti modalità di regolazione delle portate (e dei livelli idrici). Tre su quattro fra esse sono risultate associate a una netta predominanza di specie con strategie di dispersione del seme legate al vento, e due di esse presentavano una ridotta presenza di specie prive di mec-

canismi di dispersione specifici, se confrontate con le situazioni riscontrabili nei fiumi non regimentati; è possibile ipotizzare, quindi, che la capacità di sfruttare specifici meccanismi di dispersione sia un fattore critico per la sopravvivenza di una specie dopo la regimentazione del corso d'acqua. I bacini delle centrali ad acqua fluente hanno mostrato una più elevata percentuale di specie caratterizzate da buone capacità di galleggiamento e da meccanismi di propagazione vegetativa, suggerendo che la dispersione operata per mezzo dell'acqua possa essere ancora importante nonostante la frammentazione causata dalla presenza delle infrastrutture trasversali. La ricchezza di specie e la copertura vegetale, infine, hanno evidenziato variazioni in relazione a fattori sia locali, quali il regime dei livelli idrici, sia regionali, quali la durata della stagione di crescita. La presenza di argilla e limi nel suolo delle fasce riparie, i siti privi o lontani da serbatoi, le basse quote, e stagioni di crescita estese nel tempo sono i fattori maggiormente associati a una grande ricchezza di specie e alla presenza di un elevato livello di copertura vegetale.

Caso 6

Titolo	<i>Riparian vegetation change in upstream and downstream reaches of three temperate rivers dammed for hydroelectric generation in British Columbia, Canada</i>
Autore	A.U. Mallik, J.S. Richardson
Rivista	ECOLOGICAL ENGINEERING, 2009, 35(5), PP. 810-819

Gli autori hanno condotto uno studio sui tratti a monte e a valle di tre invasi idroelettrici del British Columbia, rispettivamente sui fiumi Allouette, Coquitlam e Cheakamus, per determinare se e quanto le comunità di vegetazione riparia subissero qualche effetto causato dalla presenza delle dighe. L'indagine è stata avviata censendo la copertura vegetale di ogni metro quadrato lungo cinque o sei transetti della lunghezza di 14 m posizionati all'interno di fasce riparie estese per 300 m sia nei tratti a monte sia in quelli a valle delle tre infrastrutture individuate sui fiumi oggetto di studio. Sono state individuate 166 specie vegetali su una superficie di campionamento pari a 448 metri quadrati. Le differenze fra le comunità vegetali (abbondanza, ricchezza di specie, diversificazione) riscontrate fra un fiume e l'altro sono risultate maggiori di quelle riscontrate fra il tratto di monte e quello di valle di uno stesso fiume, suggerendo che ogni variazione indotta dalla presenza e dalla gestione di un serbatoio ricada nel range naturale di variazioni che possono verificarsi lungo i corsi d'acqua. È stata comunque notata una riduzione significativa delle popolazioni di ontani e di tuie nei tratti a valle dei serbatoi; l'assenza di rigenerazione di queste due specie potrebbe essere attribuibile alla riduzione dei valori estremi delle portate di piena e alla quasi totale assenza di trasporto solido, imputabili alle dighe. Per mitigare impatti di questo tipo, gli autori suggeriscono una maggiore coordinazione degli attori coinvolti nella gestione delle portate dei corsi d'acqua naturali.

Reservoir attributes	Coquitlam	Allouette	Cheakamus (Daisy Lake)
Latitude, longitude	49°22'30"N, 122°47'45"W	49°18'15"N, 122°28'00"W	49°59'00"N, 123°08'15"W
Watershed area (km ²)	193	200	771
Reservoir area (ha)	1198	1580	395
Reservoir surface elevation (m a.s.l.)	154	106	394
Dam height (m)	30	21	29
Average volume (m ³ × 10 ⁶)	202	155	46
Average discharge (m ³ /s) to river of the same name	0.23–0.85 ^a	0.7 ^a	5 ^a
Average inflows to reservoir (m ³ /s)	23	21	23.3
Year reservoir put into service (improvements made)	1914 (1951/2003)	1926 (1984)	1957 (1981/1988)
Primary outflows to	Buntzen Lake (reservoir) transbasin transfer	Stave Lake (reservoir) – transbasin transfer	Squamish River – transbasin transfer

^a Coquitlam, Allouette and Cheakamus reservoirs discharge water to their outflow rivers to maintain downstream fish values, and are relatively constant. The majority of their stored water is carried to other reservoirs by pipe.

Figura 93.: Scheda di confronto delle caratteristiche dei tre invasi a monte e a valle dei quali sono stati condotti i rilievi della vegetazione.

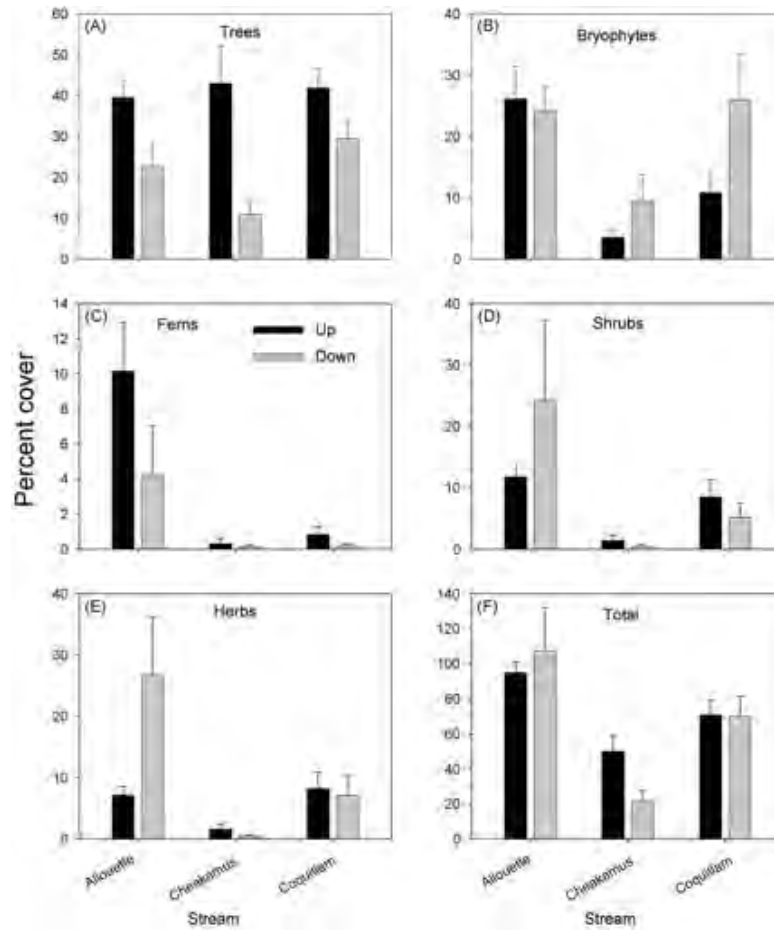


Figura 94.: Percentuale di copertura di alcune famiglie vegetali nei tratti a monte (barre nere) e a valle (barre grigie) delle dighe sui fiumi Allouette, Cheakamus e Coquitlam in British Columbia.

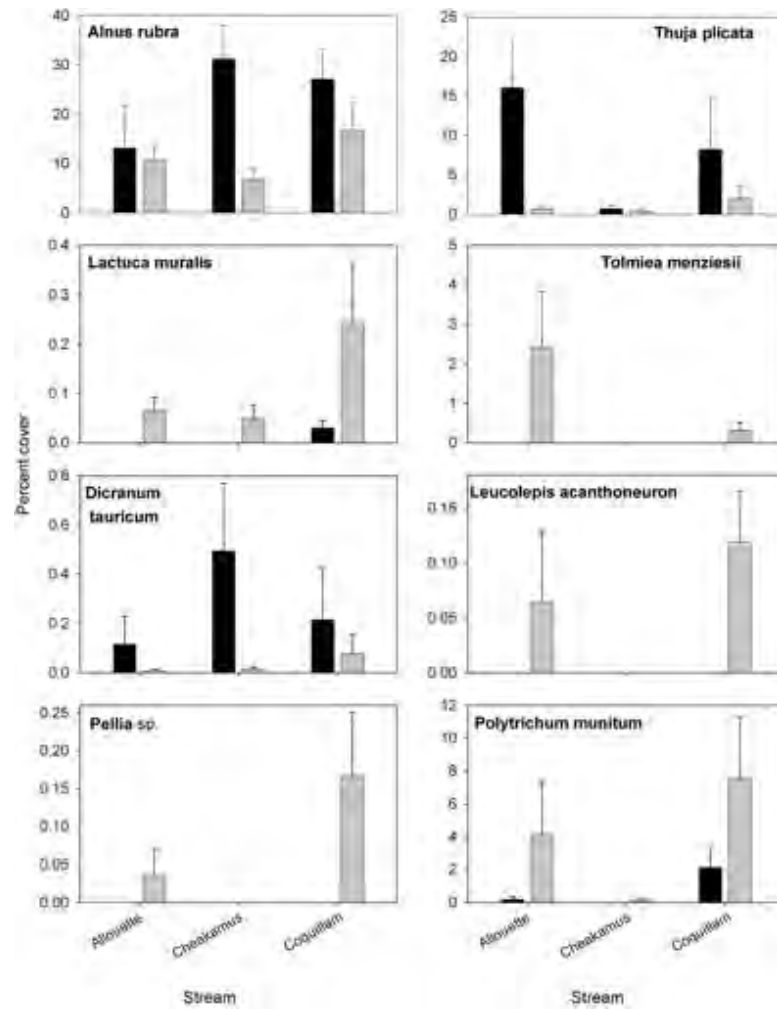


Figura 95.: Percentuale di copertura di alcune specie a monte (barre nere) e a valle (barre grigie) di ogni invaso. Tutte le specie mostrano differenze significative nella percentuale di copertura in funzione della propria posizione rispetto all'invaso ($p < 0.05$), ma nessuna differenza significativa nel comportamento fra un fiume e l'altro.

Caso 7

Titolo	<i>Fluvial process and the establishment of bottomland trees</i>
Autore	M.L. Scott, J.M. Friedman, G.T. Auble
Rivista	GEOMORPHOLOGY, 1996, 14(4), PP. 327-339

Gli effetti delle regimazioni fluviali sulla vegetazione riparia e delle piane alluvionali dell'America nord occidentale sono divenuti un tema di particolare interesse a causa dell'importanza degli habitat e dei valori estetici che caratterizzano queste comunità. Una corretta presa in considerazione di questi effetti all'interno dei processi decisionali che interessano la gestione della risorsa idrica è stata ostacolata dall'apparente variabilità delle risposte della vegetazione riparia stessa alle alterazioni di portata. Qualora la relazione fra i regimi di portata e lo sviluppo delle aree vegetate venga inquadrata in un contesto geomorfologico, tuttavia, molta di questa variabilità diviene spiegabile, consentendo di migliorare le previsioni relative alle trasformazioni che possono interessare le comunità vegetali. La relazione fra i regimi di portata e l'attecchimento e lo sviluppo di vegetazione nelle fasce riparie è condizionata dai processi fluviali dominanti che si verificano lungo corso d'acqua. Specie quali i pioppi, i cottonwood e i salici richiedono superfici spoglie e umide protette da disturbi esterni. I processi di restringimento o di meandrizazione degli alvei e la deposizione dei sedimenti trasportati degli eventi di piena favoriscono strutture di attecchimento differenti sia dal punto spaziale sia da quello temporale. Durante le fasi di restringimento e incisione degli alvei i siti più appropriati sono situati in porzioni del letto abbandonate dalla corrente, e l'attecchimento è associato a un periodo di portate minime che può durare da uno a più anni. Nelle zone meandri-formi la vegetazione attecchisce più facilmente lungo le barre che vengono formate da eventi di piena di moderata o elevata entità. In seguito alla deposizione di sedimenti trasportati da grandi eventi di piena, infine, i terreni con caratteristiche più favorevoli per le nuove comunità vegetali si trovano sui banchi di sedimenti che raggiungono le quote più elevate rispetto al letto del fiume. La creazione di grandi banchi di sedimenti durante le fasi di piena può verificarsi lungo la maggior parte dei corsi d'acqua, ma nei casi in cui l'alveo sia confinato in una valle stretta, questo processo può essere l'unico in grado di produrre superfici spoglie e umide ad una quota sufficientemente elevata da risultare virtualmente al riparo da futuri eventi catastrofici. A causa di variazioni locali del substrato roccioso, dell'influenza esercitata da eventuali affluenti o dalla storia geologica, due tratti adiacenti dello stesso fiume possono presentare processi fluviali differenti associati ad altrettanto differenti strutture spazio temporali della vegetazione riparia. Gli autori illustrano questi fenomeni attraverso esempi tratti dalle foreste planiziali di pioppi lungo i tratti meandri-formi e confinati del fiume Missouri, in Montana.

Geomorphic process	Flow	Channel	Colonized community patterns
Narrowing	One to several years of flow below (or with) a necessary network channel bed	Channel bed	Small pioneer stands Usually not even aged stands Establishment surface is relatively low (location of lower channel bed)
Mainstem	Frequent moderate flows	Point bars	Moderate number of even-aged stands arranged in narrow stream beds Strong left-bank, right-bank asymmetry in distribution corresponding to meander pattern Flood training of stems common Establishment surface of narrow flow often well below current ground surface and near channel bed elevation
Flood deposition (and accretion)	Frequent high flows	Floodplains	Little herbs Small number of even-aged stands Establishment coincides with floods Little flood training of stems Establishment surface of narrow flow often almost ground surface and well above channel bed elevation

Figura 96.: Processi geomorfologici associati alla colonizzazione da parte degli individui di pioppo.

Caso 8

Titolo	<i>Riparian vegetation response to altered disturbance and stress regimes</i>
Autore	P.B. Shafroth, J.C. Stromberg, D.T. Patten
Rivista	ECOLOGICAL APPLICATIONS, 2002, 12(1), PP. 107-123

Gli autori studiano il fiume Bill Williams, nell'Arizona occidentale, per comprendere le variazioni che la presenza di una diga può aver indotto tanto nella larghezza dell'alveo fluviali quanto nell'estensione, nella struttura, nella composizione di specie e nelle dinamiche della vegetazione arborea riparia. Studi paralleli sono stati condotti anche nell'ecosistema di riferimento del fiume Santa Maria, un tributario principale del Bill Williams privo di infrastrutture di regimazione. L'entità degli eventi di piena del fiume Bill Williams è stata sensibilmente ridimensionata a partire dal completamento della diga di Alamo nel 1968: la portata con tempo di ritorno di 10 anni prima della costruzione della diga era di $1397\text{m}^3/\text{s}$, contro i $148\text{m}^3/\text{s}$ attuali. Le portate medie annuali del periodo successivo alla costruzione della diga sono state più alte a causa di precipitazioni più intense verificatesi in alcuni anni, ma l'incremento delle portate registrato fra maggio e settembre è attribuibile in larga parte alle modalità di gestione della diga e dell'impianto. Lo studio di una serie temporale di fotografie aeree ha mostrato come l'alveo del Bill Williams sia ristretto in media di 111 m (71%) fra il 1953 e il 1987, e come gran parte di questo processo si sia verificato dopo l'erezione della diga. L'analisi di regressione multipla ha evidenziato relazioni significative fra l'intensità delle piene, le portate estive, l'intermittenza (variabili indipendenti) e la larghezza del canale (variabile dipendente). La struttura delle variazioni di larghezza dell'alveo del fiume Santa Maria, non interessato da dighe o traverse, è risultata differente, con un restringimento meno accentuato fra il 1953 e il 1987 e con un allargamento considerevole fra il 1987 e il 1992. La vegetazione arborea lungo il fiume Bill Williams era più densa di quella lungo il Santa Maria (27737 piante per ettaro, contro 7559, $P=0.005$), sebbene le aree basali fossero simili (14.3 M-2/ha vs. 10.7 M-2/ha , $P = 0.42$). I tratti dominati dalla specie esotica *Tamarix ramosissima* sono risultati marginalmente ($P=0.05$) più abbondanti lungo il Bill Williams che non lungo il Santa Maria, mentre l'abbondanza delle aree dominate dai nativi *Populus fremontii* o *Salix gooddingii* si sono rivelate simili su entrambi i fiumi ($P=0.30$). Rispetto a *Populus* e *Salix*, *Tamarix* domina la vegetazione planiziale e riparia lungo il Bill Williams ($P<0.0001$). Molti boschetti di alberi pionieri dominanti su entrambi i fiumi si sono formati fra gli anni Settanta e gli anni Ottanta; recenti attecchimenti di giovani esemplari si sono verificati in fasce più ampie lungo il Santa Maria (15.3 m di larghezza) che non lungo il Bill Williams (5.4 m di larghezza, $P=0.0009$) probabilmente a causa di piene di maggiore entità associate alla formazione di

terreni idonei alla germinazione. Il tasso di sopravvivenza dei giovani esemplari è risultato generalmente maggiore lungo il Bill Williams, probabilmente a causa delle maggiori portate estive in esso transitanti.

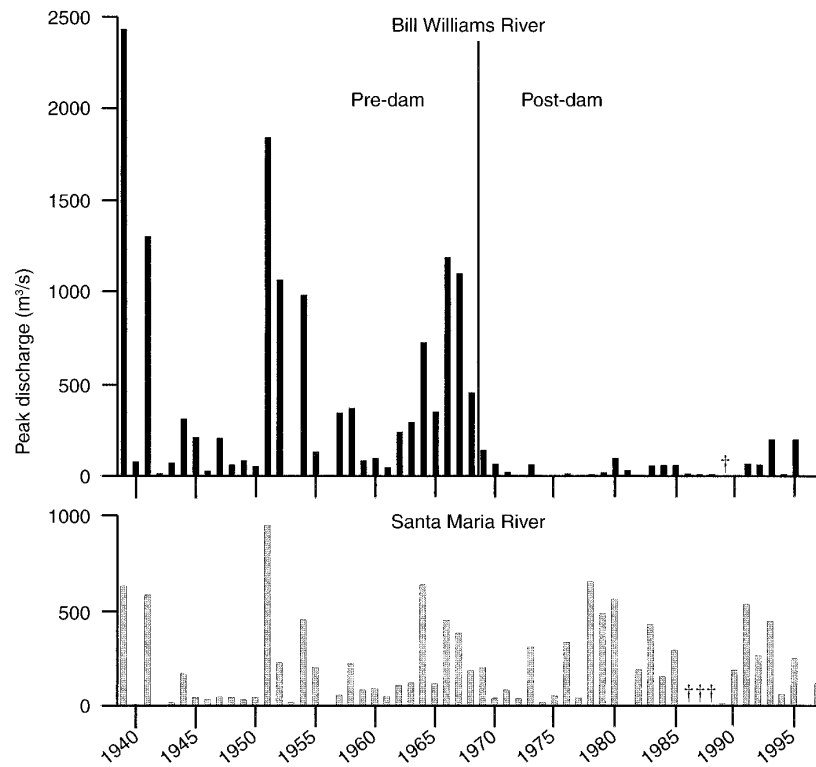


Figura 97.: Serie dei massimi annuali di portata nel fiume Bill William (prima e dopo la costruzione della diga di Alamo, fra il marzo del 1965 e il luglio del 1968) e nel fiume Santa Maria (non regimentato).

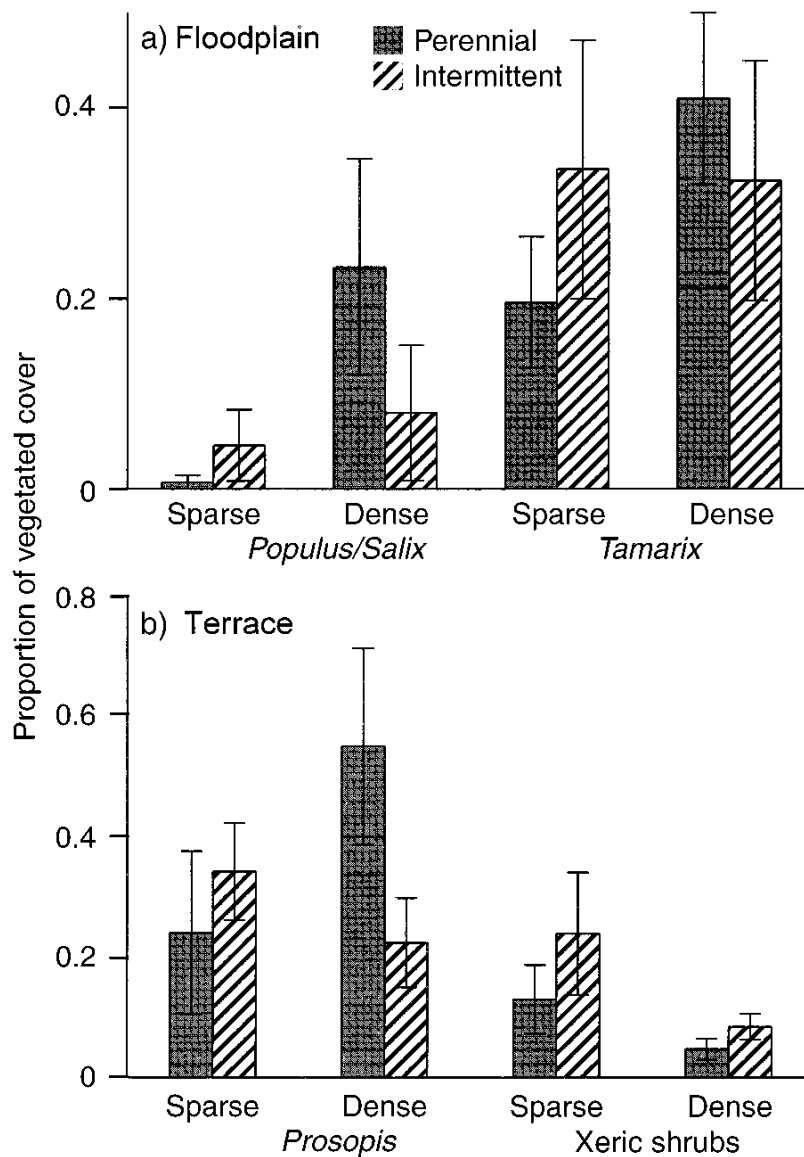


Figura 98.: Percentuale di area vegetata caratterizzata da differenti gradi di copertura nelle (a) fasce alluvionali e nelle (b) terrazze nel 1996 lungo il fiume Bill William. La copertura "scarsa" corrisponde a una copertura fra il 2 e il 50%, quella densa a un valore maggiore del 50%. I dati sono ottenuti da interpretazione di foto aeree, per tratti a regime perenne e stagionale/alternato.

Caso 9

Titolo	<i>Effects of perturbations on the aquatic vegetation of regulated river</i>
Autore	I. Bernez, H. Daniel, J. Haury
Rivista	BULLETIN FRANCAIS DE LA PECHE ET DE LA PISCICULTURE, 2001, 357-60, PP. 169-189

Le macrofite del fiume Rance sono state studiate secondo il protocollo di campionamento dell'Agencia Francese per le Acque (protocollo MEV), che prevede il rilievo di settori della lunghezza di 50 m parallelamente al fiume; la suddivisione in tratti è stata eseguita sulla base di criteri abiotici, quali l'ordine dell'asta, la pendenza, la geologia dei terreni e i punti di immissione di inquinanti. Le variazioni spaziali e temporali della flora riparia sono state descritte attraverso la ricchezza di specie, gli indici di diversità e uguaglianza, un indice macrofitico e la copertura di ogni gruppo o tipo biologico. Secondo gli autori in questa prima applicazione in un tratto regimentato il protocollo MEV ha fornito risultati abbastanza buoni. La struttura della flora ha presentato variazioni dipendenti dalle modalità di gestione della diga di Rophemel; a monte della stessa, inoltre, anche l'inquinamento prodotto dalle attività industriali e agricole genera impatti visibili sulla vegetazione, sebbene le alterazioni più ovvie ed evidenti siano quelle imputabili a perturbazioni di tipo strettamente idraulico. La risposta della vegetazione è stata restituita anche attraverso l'indice macrofitico francese (Indice Biologique Macrophytique: IBM), i cui valori decrescono in corrispondenza con i periodi di magra del mese di settembre. Una parte dell'articolo è dedicata all'esposizione e alla discussione di proposte per migliorare l'indice IBM nella direzione indicata dalla metodologia inglese sviluppata attraverso il Mean Trophic Rank. Un'estesa copertura di macrofite è stata osservata in corrispondenza dei minimi livelli idrometrici in corrispondenza della fine della stagione estiva, con una maggiore incidenza in corrispondenza dei tratti più perturbati. Il bilancio fra le strutture delle differenti comunità ha fornito un'indicazione di funzionalità del fiume Rance. Il confronto delle variazioni stagionali delle comunità vegetali deve essere, secondo gli autori, un modo per studiare la risposta biologica a perturbazioni di varia natura. Sulla base dell'evidente risposta mostrata dalla vegetazione nel tratto a valle della diga, gli autori propongono di utilizzare i tratti regimentati del fiume quali stazioni sperimentali in situ per migliorare la comprensione dei processi ecologici innescati dai diversi tipi di impatto ambientale.

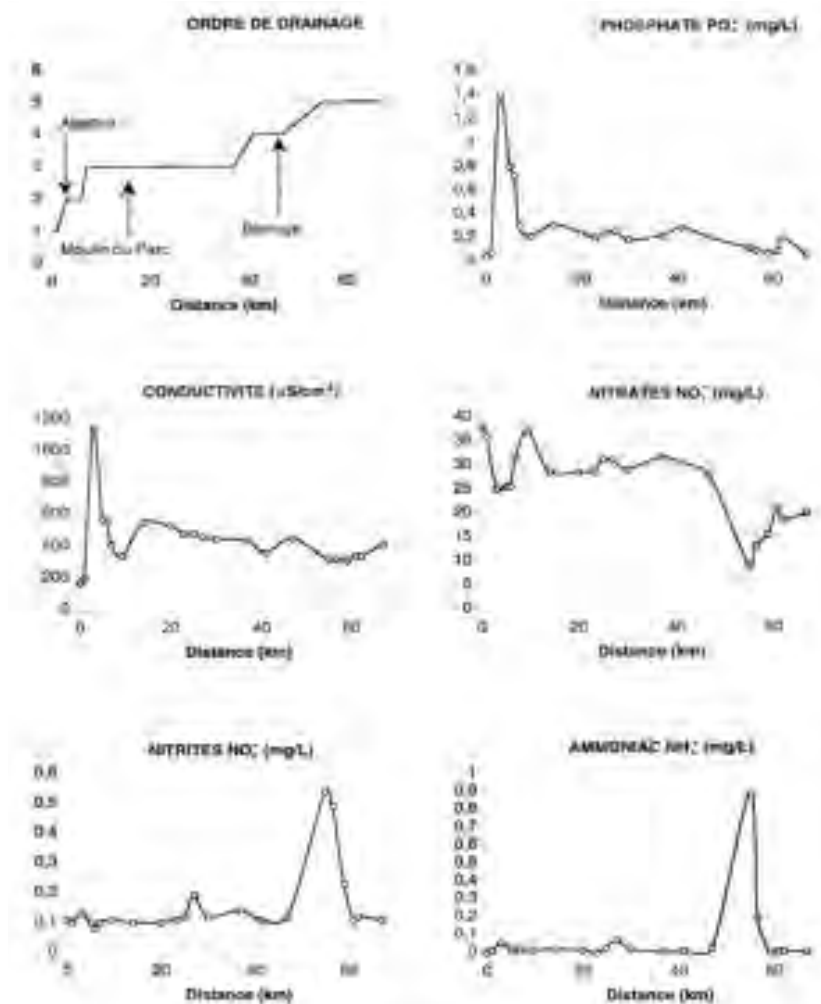


Figura 99.: Misure fisico-chimiche medie (ottenute da due campagne di indagine) in 22 siti lungo il fiume Rance dalla sorgente fino a 15 km a valle della diga di Rophemel.

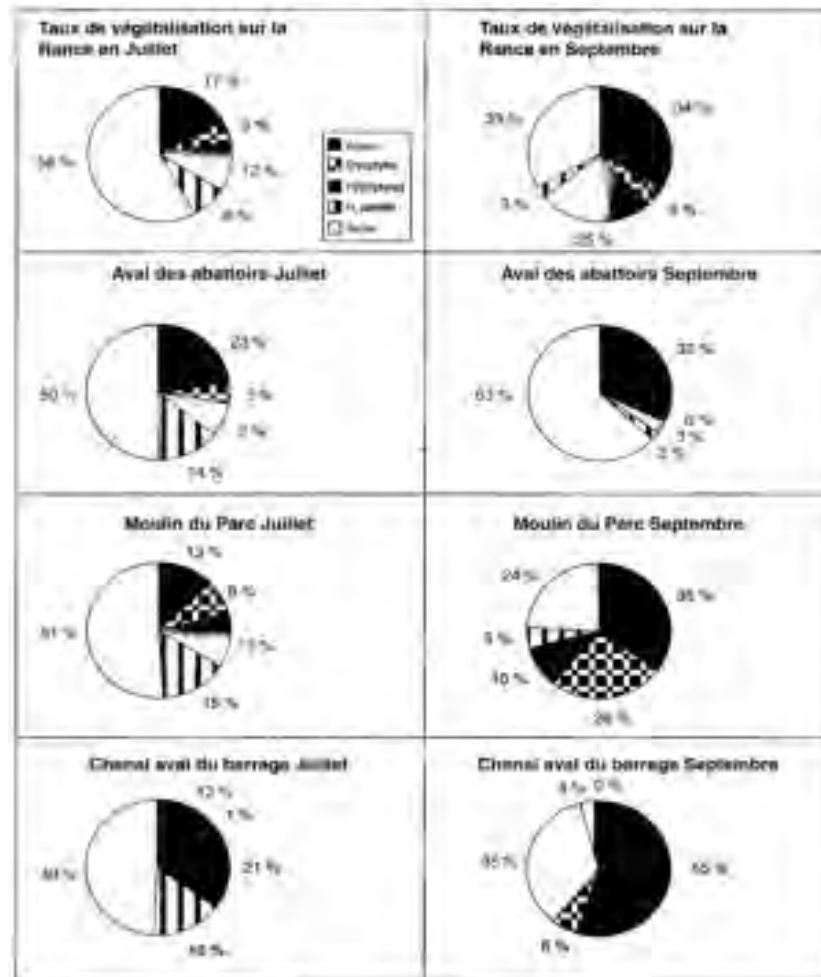


Figura 100.: Percentuali delle coperture media dei gruppi e dei tipi biologici e dell'area non vegetata lungo la Rance e nei settori maggiormente soggetti a perturbazioni, fra luglio e settembre.

Caso 10

Titolo	<i>Vegetation response to 30 years hydropower cascade exploitation in upper stream of Yellow River</i>
Autore	W. Ouyang, F.H. Hao, C. Zhao, C. Lin
Rivista	COMMUNICATIONS IN NONLINEAR SCIENCE AND NUMERICAL SIMULATION, 2010, 15(7), PP. 1928-1941

La risposta cumulata della vegetazione dopo la costruzione e la messa in funzione di una diga è un argomento di interesse molto rilevante, ma una valutazione sistematica degli impatti indotti dallo sfruttamento idroelettrico in cascata sul lungo periodo, purtroppo, ancora manca. Le trasformazioni della prateria, principale copertura vegetale dell'alto bacino del Fiume Giallo, sono state indagate (utilizzando dati da telerilevamento) in risposta alla costruzione di otto dighe avvenuta fra il 1977 e il 2006. Per confrontare i cambiamenti nella vegetazione della prateria e nelle aree inondate sono state utilizzate due scale spaziali, una confrontabile con le dimensioni del bacino e una confrontabile con quelle di un sito lungo il fiume. I coefficienti di correlazione ottenuti da analisi di regressione hanno mostrato come la superficie della prateria interagisse in maniera più significativa con gli indicatori di sfruttamento idroelettrico a una scala di sito che non alla scala di bacino. Gli indicatori di sfruttamento idroelettrico hanno mostrato correlazioni più complesse con la superficie inondata alla scala di bacino che non a una scala più locale. Di conseguenza, le osservazioni sulla risposta delle aree vegetate a prateria al progredire dello sfruttamento idroelettrico sono state focalizzate alla scala locale. L'NDVI, Normalized difference Vegetation Index e la misura della sua variazione temporale, che può essere utilizzato per analizzare le differenze climatiche fra anni diversi, sono stati applicati per identificare le aree di vegetazione maggiormente influenzate dallo sfruttamento idroelettrico. Sono state studiate fasce vegetate in prossimità dei serbatoi artificiali e lungo il corso principale del Fiume Giallo, al variare delle condizioni idrologiche e microclimatiche. Due distribuzioni spaziali del NDVI a diverse distanze dall'acqua hanno dimostrato un miglioramento dell'indice dal 1994 al 2006; per distanze inferiori ai 10 km dall'acqua la vegetazione intorno ai bacini artificiali ha mostrato un NDVI del 2006 migliore di quello del 1977. Il confronto fra più anni ha dimostrato che le zone critiche per l'impatto sulla vegetazione si sono concentrate fra 0.1 e 0.4 km e fra 1 e 6 km dall'acqua. A una scala locale, la vegetazione della prateria è stata ulteriormente analizzata insieme ai dati relativi alla quota del sito e alla sua esposizione, evidenziando come la vegetazione più esposta al sole abbia subito le alterazioni più forti. Informazioni dettagliate in merito alla risposta della prateria in funzione della distanza dall'acqua e ai suoi indici di degrado hanno completato la valutazione complessiva degli impatti indotti dallo sfruttamento idroelettrico in cascata.

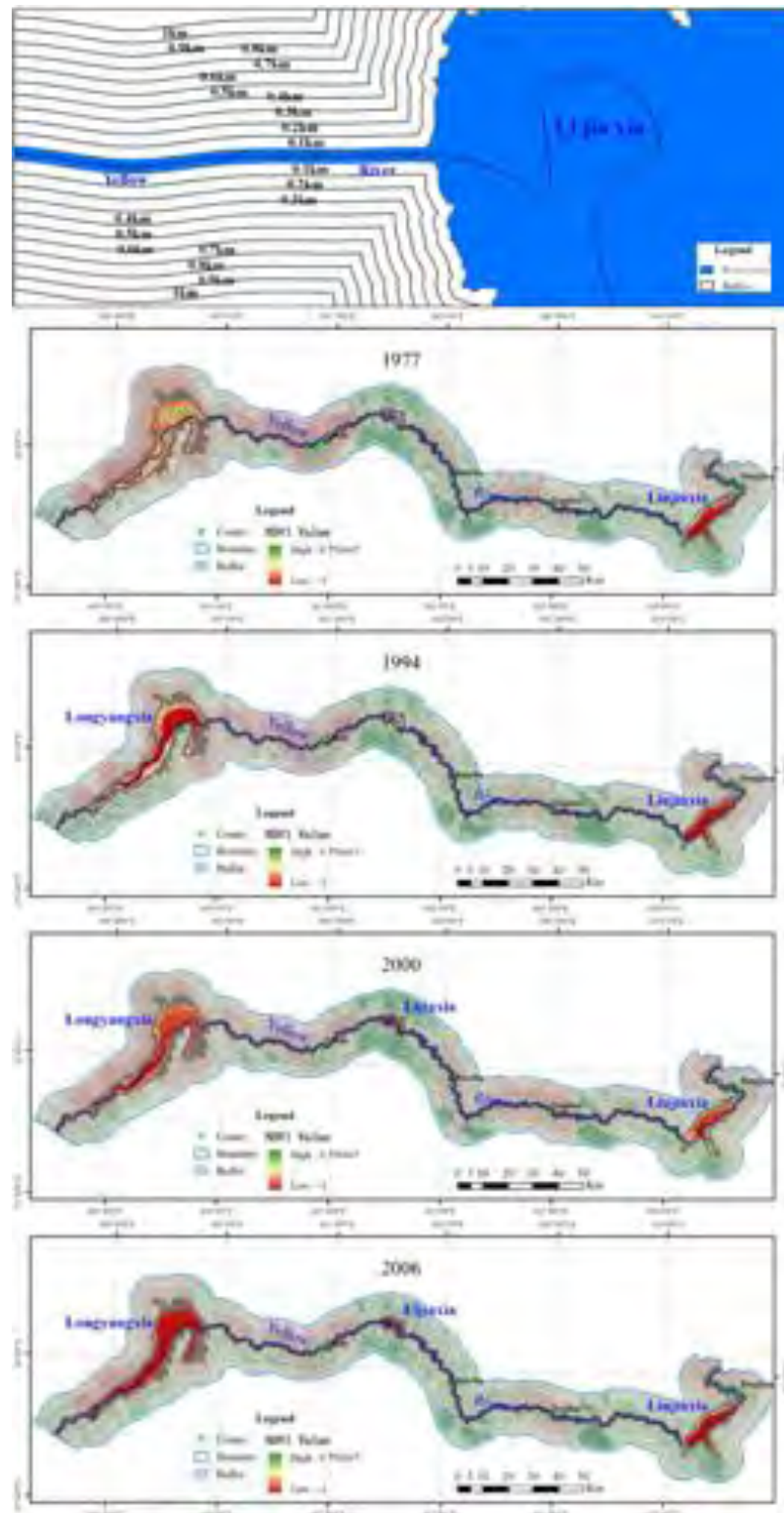


Figura 101.: Distribuzione spaziale dei valori dell'indice NDVI intorno all'invaso e lungo il Fiume Giallo.

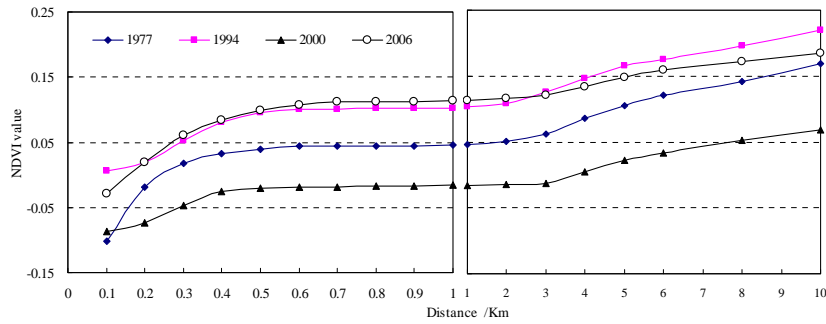


Figura 102.: Distribuzione dell'indice NDVI al variare della distanza dall'invaso fra il 1977 e il 2006.

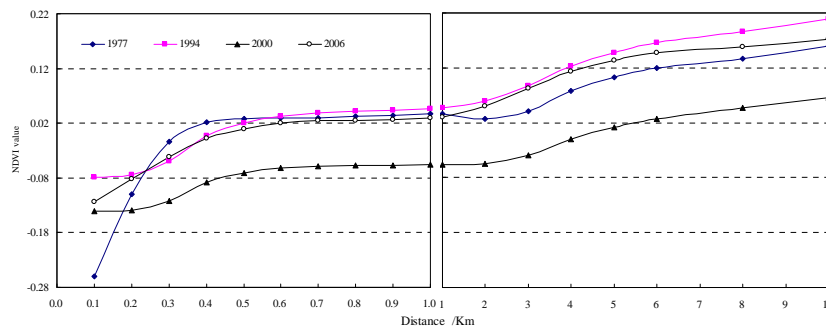


Figura 103.: Distribuzioni dell'indice NDVI al variare della distanza dalla riva del fiume dal 1977 al 2006.

Caso 11

Titolo	<i>Delayed effects of flood control on a flood-dependent riparian forest</i>
Autore	G.L. Katz, J.M. Friedman, S.W. Beatty
Rivista	ECOLOGICAL APPLICATIONS, 2005, 15(3), PP. 1019-1035

Gli impatti ambientali delle dighe sulla vegetazione riparia a valle delle stesse sono fortemente mediati dalla tipologia e dall'entità degli adattamenti geomorfologici del sistema fluviale considerato. Per studiare gli effetti della regimazione fluviale su corsi d'acqua ad alveo sabbioso nel Colorado orientale, gli autori hanno preso in esame le foreste riparie di tre diversi segmenti fluviali: il tratto regimentato del fiume Republican a valle della diga Bonny, quello non regimentato dello stesso fiume a monte della stessa diga e il corso non regimentato del fiume Arikaree. Sebbene la diga Bonny abbia significativamente ridotto le portate medie e di picco a partire dal 1951, sono state registrate differenze minime nella struttura delle fasce vegetate dei tratti a monte e a valle di esse. In tutti i segmenti studiati le foreste riparie sono dominate da un albero pioniere autoctono, il pioppo deltoide (*Populus deltoides*), che ha iniziato a colonizzare l'area durante un periodo di restringimento dell'alveo iniziato dopo la piena catastrofica del 1935 e terminato intorno al 1965. L'olivello di Boemia (*Elaeagnus angustifolia*) è stato censito in tutti i tratti di fiume analizzati, con popolazione in accrescimento. La mancanza di differenze evidenti nella struttura della vegetazione riparia dei tratti regimentati e di quelli non regimentati è probabilmente da imputare al fatto che nessuna piena di proporzioni considerevoli si è verificata in nessuna delle zone studiate a partire dalla costruzione della diga. La maggior parte delle fasce vegetate considerate dallo studio è localizzata sugli stretti terrazzi fluviali creatisi durante la fase di restringimento e incisione dell'alveo; la difficoltà che un evento di piena possa interessarli direttamente nel tratto non regimentato è quindi all'origine delle scarse differenze riscontrate nel confronto con la struttura della vegetazione lungo il tratto a valle della diga. Un effetto minore imputabile alla presenza della diga riguarda la piccola fascia golenale di recente formazione, che risulta spesso interessata dagli eventi di piena, al contrario di quanto avviene lungo il tratto regimentato a valle dell'impianto. Per quanto la diga Bonny avesse, almeno da un punto di vista teorico, la capacità di esercitare impatti significativi sugli ecosistemi ripari, secondo gli autori sembra che questi impatti non si siano completamente manifestati, e potrebbero non farlo mai se durante il tempo di vita della diga non si verificherà un evento di piena sufficientemente intenso.

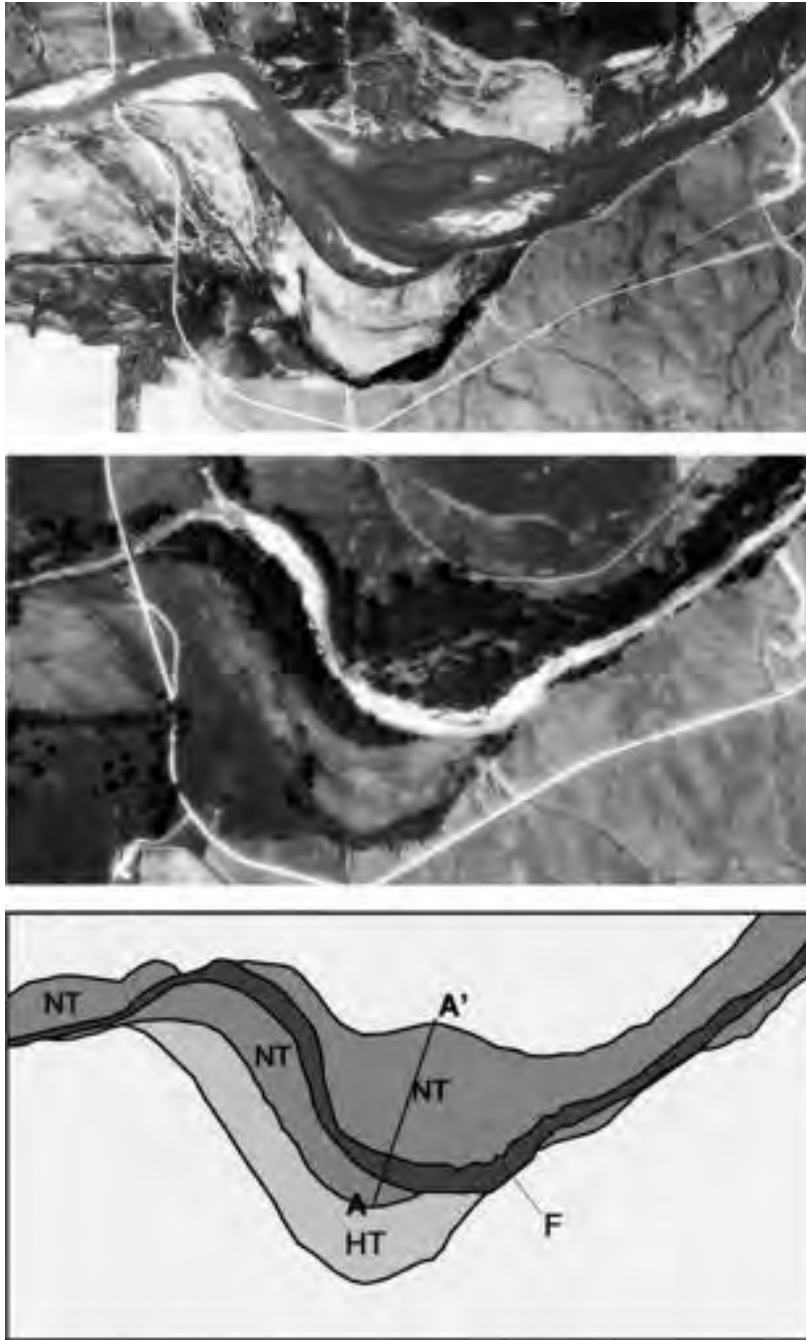


Figura 104.: Restringimento e incisione dell'alveo in un sito lungo il tratto no regimentato del fiume South Fork Republican. La foto aerea in alto è stata scattata nel 1937, quella al centro nel 1993; l'immagine in basso mostra lo schema degli elementi geomorfologici individuabili: HT, terrazza superiore, NT, terrazza inferiore o di incisione, F, fascia alluvionale o alveo di piena. La linea A-A' indica la posizione del transetto illustrato nella figura seguente.

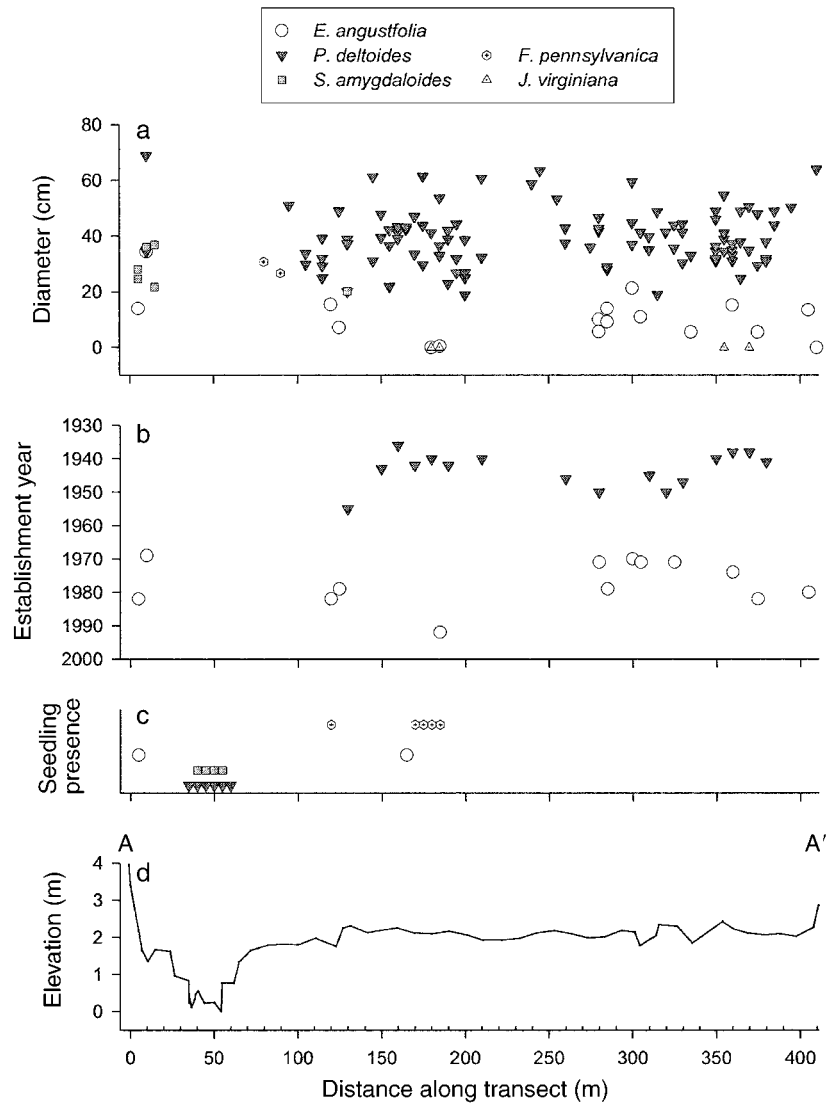


Figura 105.: Esempio dei dati topografici e vegetazioni raccolti lungo transetti trasversali in differenti siti. (a) Diametro, specie e localizzazione di tutti gli alberi rilevati. (b) Stima dell'anno di attecchimento e e posizione degli individui di un sottogruppo di alberi. (c) Presenza di giovani individui nell'area rilevata. (d) Rilievo topografico della sezione.

Parte II.

Studi, proposte, progetti

Lo studio della letteratura sugli impatti ambientali generati dalle piccole centrali idroelettriche si è concentrato anche su studi, proposte e progetti in corso di realizzazione o già terminati, promossi e pubblicati in forma di relazioni o brochure informative da parte di gruppi o enti di ricerca, associazioni di settore o di consumatori, enti amministrativi. L'attenzione è stata concentrata sui documenti in grado di offrire una panoramica il più possibile completa sui temi del rapporto fra piccolo idroelettrico e ambiente (soprattutto fluviale), della sostenibilità dello sfruttamento delle risorse idriche, della riqualificazione fluviale e della mitigazione dei differenti tipi di impatto. Quello che segue è un quadro di sintesi dei documenti ritenuti di maggior interesse, raggruppati per autore o ente che ne ha promosso la pubblicazione, e accompagnati da una breve descrizione.

- **Adiconsum**

Adiconsum è un'associazione di consumatori con oltre 122.000 associati costituita nel 1987 su iniziativa della CISL. Essa opera a tutela dei consumatori in piena autonomia dalle imprese, dai partiti, dal governo e dallo stesso sindacato, ed è presente in tutte le Regioni italiane.

- *Dossier Micro-idroelettrico*, Adiconsum, 2003

Dossier sul mini (e micro) idroelettrico rivolto principalmente a privati e pubbliche amministrazioni, contenente richiami di teoria, cenni a problematiche quali potenzialità di sfruttamento, tecnologie disponibili, inserimento ambientale e incentivi economici. È principalmente una guida, calata nel contesto italiano, alle azioni necessarie per la realizzazione di un mini (e micro) impianto idroelettrico.

- **British Hydropower Association**

La British Hydropower Association (BHA) è un'associazione che rappresenta gli interessi dell'industria idroelettrica nel Regno Unito e dei settori socio economici ad essa legati su scala regionale, nazionale e globale.

- *A guide to mini-hydro developments*, BHA, 2006

Molto simile, per impostazione, al documento diffuso da Adiconsum, ma con un taglio più aderente alla realtà britannica. Contiene le informazioni utili al proponente di un mini impianto idroelettrico, concentrandosi più sugli aspetti tecnologici ed economico finanziari che su quelli ambientali, considerati quasi solo come un necessario adempimento burocratico.

tico a completamento dell'iter di concessione della derivazione.

● **ESHA - European Small Hydropower Association**

La European Small Hydropower Association (ESHA) è un'associazione internazionale no-profit che rappresenta il settore del piccolo idroelettrico. L'associazione è stata fondata nel 1989 su iniziativa della Commissione Europea. L'ESHA è membro fondatore di EREC (European Renewable Energy Council), che raggruppa in un'unico organismo tutti i principali settori industriali e gli enti di ricerca europei legati alle energie rinnovabili.

– *BlueAGE - Strategic study for the development of Small Hydro Power in the European Union*, ESHA, 2002

Analisi economica del settore mini idroelettrico, focalizzata sulla consistenza del settore nel quadro della produzione di energia, sulle sue potenzialità di sviluppo futuro, la sua competitività con altre fonti di energia, i costi delle procedure amministrative, la salute economica del comparto industriale legato a questa tecnologia e le strategie locali da porre in atto per promuoverla.

– *Guide on how to develop a small hydropower plant - Parte 1 e 2*, ESHA, 2005

Guida tecnica, molto esaustiva, al progetto e alla realizzazione di un mini impianto idroelettrico. Contiene anche un capitolo dedicato agli impatti sull'ambiente da considerare in fase di progetto, derivanti dalle attività di costruzione e di esercizio della centrale e dalla presenza delle linee aeree di trasmissione.

– *Hydropower respects the environment - A clean and indigenous renewable energy*, ESHA, 2007

Brochure illustrativa delle qualità ambientali (qui tutte positive) dei mini impianti idroelettrici: fonte di energia pulita, rinnovabile, efficiente e sostenibile. Per quanto riguarda gli impatti sugli ecosistemi fluviali, la brochure sottolinea come le fasi di progetto, costruzione e produzione di un impianto di mini idro siano sottoposte a norme nazionali ed europee sulla tutela di qualità delle acque, fauna, flora e paesaggio.

– *Integrazione ambientale dei piccoli impianti idroelettrici*, ESHA, 2005

Brochure che illustra alcune soluzioni applicabili per la gestione e la mitigazione di alcuni impatti riconosciuti di un mini impianto idroelettrico, quali deflusso minimo vitale, passaggi per i pesci, gestione del materiale sgrigliato. Contiene anche alcuni esempi applicativi italiani ed europei.

– *Proposals for a European Strategy of Research, Development and Demonstration for Renewable Energy from Small*

Hydropower, ESHA, 2005

Analisi e proposte di intervento riguardante i vari aspetti del settore mini idroelettrico che ancora necessitano di ricerca e sviluppo da promuoversi a livello europeo. Tra gli altri, viene sottolineata l'importanza della messa a punto di metodi oggettivi e standardizzati per la valutazione dell'impatto ambientale degli impianti di mini idroelettrico.

- *Report on small hydropower statistics - General overview of the last decade 1990-2001*, ESHA, 2003
Report riassuntivo dello sviluppo e dello stato del settore mini idroelettrico in Europa e nei singoli paesi membri fra 1990 e 2001, che analizza anche l'importanza del mini idroelettrico in relazione alle altre fonti di energia rinnovabili e il quadro legislativo che nel periodo in esame ha contribuito alla promozione del settore.
- *Reserved flow - Effects of additional parameters on depleted stretch*, ESHA, 2004
Documento che tenta di dimostrare, attraverso l'esame di un caso studio, come l'ammontare del deflusso minimo vitale a valle di una derivazione possa essere ridotto (ottenendo comunque un buon risultato ambientale) se durante il calcolo dello stesso vengono presi in giusta considerazione alcuni parametri addizionali quali la lunghezza del tratto di derivazione, i tributari, la pendenza e la struttura del letto fluviale.
- *Reserved flow - Short critical review of the methods of calculation*, ESHA, 2004
Review dei differenti metodi di calcolo del deflusso minimo vitale, applicati per confronto anche ad alcuni casi studio reali, e correlati con le politiche nazionali di alcuni paesi membri dell'Unione Europea.
- *SHERPA Hydropower - Technology*, ESHA, 2007
Schema riassuntivo dei principali elementi tecnologici che compongono un mini impianto idroelettrico e che lo collegano alla rete di distribuzione dell'energia.
- *SHERPA Hydropower - The policy framework*, ESHA, 2007
Quadro sintetico dei principali strumenti normativi nazionali e sovranazionali europei che disciplinano la gestione della risorsa idrica e lo sviluppo delle energie rinnovabili, con particolare attenzione al settore mini idroelettrico.
- *State of the art of small hydropower in EU25*, ESHA, 2007
Recensione sullo stato dell'arte del mini idroelettrico in Europa, concentrata soprattutto sugli aspetti relativi alla consistenza e alle potenzialità del settore (anche da un punto di vista industriale), alle relative politiche energetiche e di mercato, e alle sue qualità e impatti ambientali.

- *Studio di prefattibilità di un piccolo impianto idroelettrico - Check list*, ESHA, 2005
Check list utilizzabile in allegato alla guida allo sviluppo di un mini impianto idroelettrico, che tocca principalmente gli aspetti legati a produzione di energia, integrazione con l'ambiente, costi di investimento e valutazione economica.

- **European Environmental Agency**

La European Environmental Agency (EEA) è un'agenzia dell'Unione europea che ha il compito di fornire informazioni valide e indipendenti sull'ambiente. È una fonte di informazione di primaria importanza per coloro che si occupano dello sviluppo, dell'adozione, dell'implementazione e della valutazione delle politiche ambientali, ed anche per il pubblico in generale. Attualmente l'EEA ha 32 paesi membri.

- *Consumo e produzioni sostenibili*, EEA, 2008
Report sugli aspetti sociali, economici e politici delle produzioni e dei consumi sostenibili in Europa. Analizza i comparti economici e sociali più avidi di risorse, le alternative per una maggiore sostenibilità e l'impatto della produzione e dello smaltimento dei rifiuti.
- *EEA Briefing - Situazione delle risorse idriche in Europa*, EEA, 2003
Nota informativa sullo stato qualitativo delle risorse idriche in Europa, che evidenzia successi e assenze di progressi nella messa in atto di azioni volte a ridurre o a mitigare gli effetti delle principali sorgenti di inquinamento dei corpi idrici.
- *EN29 Renewable energy - EN30 Renewable electricity*, EEA, 2006
Note sullo sviluppo complessivo dello sfruttamento delle energie rinnovabili (la nota EN30 si concentra in particolare sulla produzione di energia elettrica) in Europa, analizzato per fonte di energia e in relazione allo sfruttamento delle fonti tradizionali.
- *Energy and environment in the European Union - Tracking progress toward integration*, EEA, 2006
Rapporto sullo sviluppo delle modalità di sfruttamento delle risorse e di produzione di energia in grado di ridurre al minimo gli impatti negativi sull'ambiente.
- *Energy and environment report 2008*, EEA, 2009
Rapporto di analisi sugli impatti ambientali del consumo energetico (gas serra, inquinamento atmosferico), sui trend di miglioramento dell'efficienza energetica, sullo sviluppo delle tecnologie per lo sfruttamento di fonti energetiche rinnovabili e sulla determinazione dei prezzi in grado di contemplare anche i costi ambientali.

- *Environmental indicators - Typology and overview*, EEA, 2000
Relazione sugli indicatori ambientali in uso in Europa, e introduzione al framework DPSIR (Driving forces, Pressure, State, Impact, Response) per favorire la standardizzazione della definizione di futuri indicatori ambientali a livello europeo.
- *Le risorse idriche in Europa - Una valutazione basata su indicatori - Sintesi*, EEA, 2003
Quadro di sintesi sulla qualità delle risorse idriche in Europa. Si concentra soprattutto sulla qualità ecologica degli ecosistemi fluviali e lacustri, sull'entità dell'inquinamento derivante da eccessi di sostanze organiche direttamente immesse in acqua o presenti nel terreno, e sulla presenza di sostanze pericolose provenienti da scarichi industriali, senza tralasciare alcune valutazioni di tipo quantitativo.
- *Segnali ambientali 2004*, EEA, 2004
Report che affronta e riassume alcuni temi ambientali su scala europea. Relativamente all'acqua, vengono trattati la gestione dei nitrati e la risposta della fauna ittica alle azioni di tutela dell'ambiente. Indici

- **International Hydropower Association**

La International Hydropower Association (IHA) si occupa del ruolo dell'idroelettrico quale tecnologia pulita, rinnovabile e sostenibile per soddisfare le domande crescenti di acqua e di energia a scala globale. È nata nel 1995 sotto gli auspici dell'UNESCO in veste di centro per la promozione e la diffusione di conoscenza e di buone pratiche nel settore idroelettrico; oggi ha membri attivi in più di 80 paesi, ed è un'associazione non governativa aperta a tutte le persone fisiche e giuridiche coinvolte in questo settore energetico.

- *Greenhouse gas Emissions from Reservoirs*, IHA, 2004
Brochure che affronta in forma sintetica il problema delle emissioni di gas serra da parte dei serbatoi utilizzati a fini idroelettrici, focalizzandosi su alcuni punti chiave ed elencando le principali fonti scientifiche in materia.
- *Hydropower and Sustainability*, IHA, 2004
Brochure di presentazione delle Sustainability Guidelines e del Compliance Protocol, forniti da IHA per sviluppare fin dalle prime fasi un progetto di impianto idroelettrico sostenibile e per valutarne in modo oggettivo l'effettiva resa.
- *IHA Sustainability Guidelines*, IHA, 2004-2007
Linee guida per lo sviluppo sostenibile del settore idroelettrico (non solo mini), tese ad evidenziare gli aspetti economici, sociali ed ecologici che possono con-

figurare la produzione di energia elettrica dall'acqua come sostenibile.

- *Reservoir and Hydropower*, IHA, 2007
Brochure illustrativa dei principali benefici sociali, ecologici ed economici derivanti dalla presenza e dalla gestione dei serbatoi, suddivisi schematicamente in funzione dei differenti utilizzi per i quali uno stesso serbatoio può essere sfruttato.
- *Role Of Hydropower In Sustainable Development*, IHA, 2003
Analisi delle potenzialità dell'idroelettrico in chiave di principale fonte di energia rinnovabile, inserita in un mercato in forte cambiamento che tende a non trascurare più i differenti aspetti della sostenibilità dello sfruttamento delle risorse.
- *Sustainability assessment protocol*, IHA, 2007
Documento a supporto delle Sustainability Guidelines, teso a fornire gli strumenti per la valutazione dei progetti di nuovi impianti idroelettrici in relazione ai criteri esposti dalle guidelines stesse.

- **Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale**

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, ISPRA, è un ente di ricerca italiano nato nel 2008 dall'accorpamento di tre enti controllati dal Ministero dell'Ambiente, l'APAT (Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici), l'ICRAM (Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare) e l'INFS (Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica). L'ISPRA è vigilato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.

- *Analisi e valutazione degli aspetti idromorfologici - Implementazione della Direttiva 2000/60/CE*, ISPRA, 2010
Guida alle procedure e alle modalità di inquadramento e valutazione dei parametri adottati per la caratterizzazione idromorfologica dei corsi d'acqua.
- *Manuale tecnico - operativo per la valutazione ed il monitoraggio dello stato morfologico dei corsi d'acqua*, ISPRA, 2010
Manuale operativo per l'implementazione delle procedure tecniche orientate alla valutazione degli aspetti idromorfologici dei corsi d'acqua. Da utilizzare in allegato e a completamento del testo precedente.
- *Manuale per la compilazione del reporting WISE-SOE di fiumi e laghi*, ISPRA, 2009
Manuale per l'acquisizione e la compilazione dei dati per la stesura periodica dei documenti del SOE (State of Environment) curata dall'Agenzia Europea per l'Ambiente.

- *Metodi biologici per le acque*, ISPRA, 2010
 Protocolli per il campionamento dei parametri chimico-fisici, dei macroinvertebrati bentonici, delle diatomee bentoniche, delle macrofite e della fauna ittica nei corsi d'acqua e in ambiente lacustre.
- *Qualità dei corsi d'acqua*, ISPRA, 2004
 Scheda riassuntiva delle degli indicatori di qualità e dei parametri di base e addizionali da monitorare per la determinazione dello stato di qualità ecologica dei corsi d'acqua.

- **Regione Piemonte - Istituto per le Piante da Legno e l'Ambiente**

L'Istituto per le Piante da Legno e l'Ambiente (I.P.L.A. S.p.a.) è una Società per azioni a totale capitale pubblico, che nei confronti della Regione Piemonte, azionista di maggioranza, accanto alla Regione Autonoma Valle d'Aosta e al Comune di Torino, ricopre il ruolo di struttura tecnica di riferimento per lo sviluppo di azioni innovative e per il supporto alle politiche nel campo forestale, ambientale e in quello delle risorse energetiche.

- *Il ruolo della vegetazione ripariale e la riqualificazione dei corsi d'acqua - Atti seminario Torino 2008*, Regione Piemonte - IPLA, 2009
 Atti del convegno omonimo, che raccolgono relazioni incentrate su temi quali l'interazione tra vegetazione arborea e processi di instabilità in ambiente torrentizio, la manutenzione programmata delle aste fluviali con tecniche di ingegneria naturalistica, la gestione della vegetazione riparia e la sicurezza del territorio.
- *Indagine sull'applicazione di tecniche dell'ingegneria naturalistica in opere di sistemazione di versanti d'incisione*, Regione Piemonte - IPLA, 2006
 Relazione sul monitoraggio effettuato nel territorio regionale piemontese teso a valutare l'applicazione di alcune tipologie di tecniche di ingegneria naturalistica. Il testo tenta di estrapolare le metodologie di realizzazione tecnica standard relative ad ogni singola tipologia, di delineare le soluzioni tecniche più significative ed originali tra quelle esaminate nel contesto piemontese, nonché di evidenziare le problematiche o gli errori più frequenti nell'applicazione della tipologia di opera nel contesto territoriale specifico.
- *Indirizzi per la gestione dei boschi ripari montani e collinari del Piemonte - 1999 (con versione aggiornata al 2008)*, Regione Piemonte - IPLA, 1999-2008
 Testi che forniscono indirizzi e indicazioni sulle modalità di gestione dei boschi ripari, evidenziandone la funzione meccanica in relazione alla difesa dall'erosione e alla regolazione del corso d'acqua, e la funzione

naturalistica in quanto fonte di nutrimento, entità in grado di influenzare la temperatura dell'acqua e la diffusione degli inquinanti, e riparo per la biodiversità.

- *Monitoraggio delle opere di ingegneria naturalistica 2000-2006*, Regione Piemonte - IPLA, 2008

Monitoraggio delle fasi progettuali, costruttive e gestionali di opere di ingegneria naturalistica realizzate sul territorio piemontese.

- **River Restoration Centre**

Il River Restoration Centre è un'organizzazione no-profit che svolge un ruolo fondamentale nello scambio e nella diffusione di informazioni, conoscenza ed esperienza inerenti la riqualificazione e la riabilitazione fluviali nel Regno Unito.

- *Geomorphological change and river rehabilitation*, RRC, 2002

Documento che affronta lo studio geomorfologico dei sistemi fluviali affiancandolo a tecniche di valutazione territoriale applicate a casi studio olandesi, con lo scopo di ampliare il substrato di conoscenze necessarie alla redazione di progetti di riabilitazione fluviale integrati.

- *Land management, flooding and environmental risk - New approaches to a very old question*, RRC, 2005

Testo che esamina il ruolo della connettività idrologica nella gestione territoriale di aree collinari e altipiani. Nel testo viene proposto e descritto un modello messo a punto per rappresentare i processi dipendenti dalla connettività fluviale con sufficiente dettaglio spaziale, integrare previsioni sull'intero bacino idrografico e considerare adeguatamente l'intero spettro di attività legate alla gestione territoriale connesse con i rischi di piena, il bilancio idrologico e la qualità delle acque.

- *Manual of river restoration techniques*, RRC, 2002

Manuale che presenta una serie di casi studio e di tecniche per la riabilitazione fluviale utilizzate nel Regno Unito fra il 1995 e il 2002. Ogni caso studio è contraddistinto da una particolare tecnica adottata per la messa in opera dell'intervento, mentre il testo è suddiviso in capitoli tematici dedicati ai tipi di azioni che caratterizzano i differenti progetti di riabilitazione.

- **Progetto S.M.A.R.T. Strategies to proMote small sCAle hydro electRicity producTion in Europe**

S.M.A.R.T. è un progetto della Amministrazione Provinciale di Cremona - Settore Ambiente, cofinanziato dalla Commissione Europea con il Programma Intelligent Energy Europe 2006, che mira a promuovere la diffusione della generazione distribuita di energia elettrica.

- *I documenti a corredo della domanda di concessione della derivazione*, S.M.A.R.T., 2009
Documento che riassume la documentazione da produrre per l'inoltro di una domanda di concessione per una derivazione a fini (mini) idroelettrici, classificata in descrizione generale del sito, descrizione tecnica del progetto, analisi economica e finanziaria e studi di impatto ambientale.
- *Numerical tools, GIS database and Public Cadastre to support SHP implementation*, S.M.A.R.T., 2010
Report che illustra gli strumenti selezionati e/o personalizzati da ERSE Spa, NTNU - Norwegian University of Science and Technology e FSBUZ - University of Zagreb per affiancare enti pubblici e investitori privati nello sviluppo di mini centrali idroelettriche. L'attenzione è rivolta in particolare alla valutazione del potenziale idroelettrico, all'ottimizzazione dello sfruttamento della risorsa idrica disponibile e alla caratterizzazione finanziaria dei singoli progetti.
- *Piccole centrali idroelettriche in Europa - Manuale delle procedure amministrative richieste*, S.M.A.R.T., 2009
Documento di sintesi e confronto delle normative e delle procedure amministrative che regolano la concessione di diritti d'uso per lo sfruttamento della risorsa idrica a fini idroelettrici, con individuazione dei punti deboli e di forza delle differenti situazioni nazionali, e dei principali conflitti legati all'uso dell'acqua.
- *Policies, Methodologies and Tools to Improve the Exploitation of Small Hydro Power Plants*, S.M.A.R.T., 2010
Collezione di testi scritti dai partecipanti al progetto S.M.A.R.T. che raccolgono politiche, metodologie e strumenti utili alla valutazione dei potenziali idroelettrici, all'individuazione dei vincoli ambientali, all'analisi completa degli aspetti economici e finanziari.
- *Pubblico e privato nelle mini centrali idroelettriche*, S.M.A.R.T., 2009
Rapporto che analizza alcuni casi italiani di eccellenza di cooperazione tra soggetti pubblici e privati nella realizzazione e gestione delle mini centrali idroelettriche per i quali è stata descritta tutta l'attività a corollario della produzione di energia elettrica da fonte rinnovabile, evidenziando il modus operandi della sinergia tra pubblico e privato.

- **Sustainable Hydropower**

La Sustainable Hydropower Foundation è un'organizzazione no-profit che opera sotto gli auspici di un gruppo di agenzie internazionali che condividono la missione della fondazione di promuovere la sostenibilità dell'idroelettrico attraverso l'informazione, l'educazione e l'offerta della propria esperienza. Gli sponsor principali sono la International

Hydropower Association e l'International Energy Agency per mezzo dell'Hydropower Implementing Agreement.

- *Brochures dal sito internet sustainablehydropower.org, SH, 2006*

Brochure tematiche sui differenti aspetti chiave che, se studiati approfonditamente e affrontati a livello di progetto e gestione dell'impianto, possono caratterizzare la sostenibilità dello sfruttamento a fini energetici della risorsa idrica. Tra gli altri la tutela della biodiversità, gli effetti su erosione e sedimentazione, la qualità delle acque e il passaggio della fauna ittica.

7.1 DOCUMENTO 1

Titolo	<i>BlueAGE - Strategic study for the development of Small Hydro Power in the European Union</i>
Autore	European Small Hydropower Association
Anno	2002

Analisi economica del settore mini idroelettrico, focalizzata sulla consistenza del settore nel quadro della produzione di energia, sulle sue potenzialità di sviluppo futuro, la sua competitività con altre fonti di energia, i costi delle procedure amministrative, la salute economica del comparto industriale legato a questa tecnologia e le strategie locali da porre in atto per promuoverla.

This study develops six main subject-areas concerning the possible exploitation of SHP energy in Europe.

- Firstly, it gathers data on the actual state-of-the-art of the SHP development in the European continent, assessing the total amount of capacity installed, the contribution to the annual electricity demand and the main characteristics (average size, age) of the existing plants.
- Secondly, it assesses the potential for future SHP development, both in terms of upgrading the oldest existing plants and building new sites. In doing so the study has tried to point out the difference between the so-called “technical potential” i.e. the capacity and the corresponding SHP production that could theoretically be developed given the current available technology and water resource availability - and the “realistic potential”, that is, what could be exploited given the existing economic, administrative and environmental constraints.
- Thirdly, the report analyses the economics of SHP sources in order to understand how competitive SHP is today with respect to the other principal power generation technologies, why SHP deserved to be developed, and how it can be promoted by the decision-makers.
- Fourthly, the analysis focuses on the main constraints which the countries analysed put on the development of SHP plants. In particular, it examines the length and average cost of the administrative procedures in several countries, trying to point out the main obstacles to the future SHP exploitation.

Stato dell'arte del mini-hydro

Potenziale di sviluppo futuro

Economia del piccolo idroelettrico

Vincoli e limiti allo sviluppo del piccolo idroelettrico

*Competitività del
comparto industriale*

*Raccomandazioni per
lo sviluppo del
piccolo idroelettrico*

- Fifthly, the study analyses the situation and competitiveness of the EU manufacturing industry in the SHP sector.
- Finally, the report aims to give some concrete recommendations concerning the role that local, national and European decision-makers can have in promoting SHP development in the short and medium term, suggesting some good policies and “best practices” to achieve this goal.

This study is based on data from more than 95 % of the total electricity produced in the EU and from over 90 % of the total electricity production in other European countries that are not yet EU member states. Data from more than 17 400 different SHP power plants in Europe which contribute 1.7 % to the annual European electricity supply are included in the study. Their share of the total hydro power production is currently just below 10 %.

State of the art

*Dati riassuntivi
sulla produzione
idroelettrica europea*

The fifteen EU countries and the fifteen other European countries have been asked to fill in a questionnaire concerning SHP data. Of these 30 countries, 26 have answered the questionnaire in a more or less detailed form. There are slightly more than 17 400 SHP plants installed in the 26 countries surveyed, corresponding to a capacity of about 12.5 GW of SHP. The average size of a

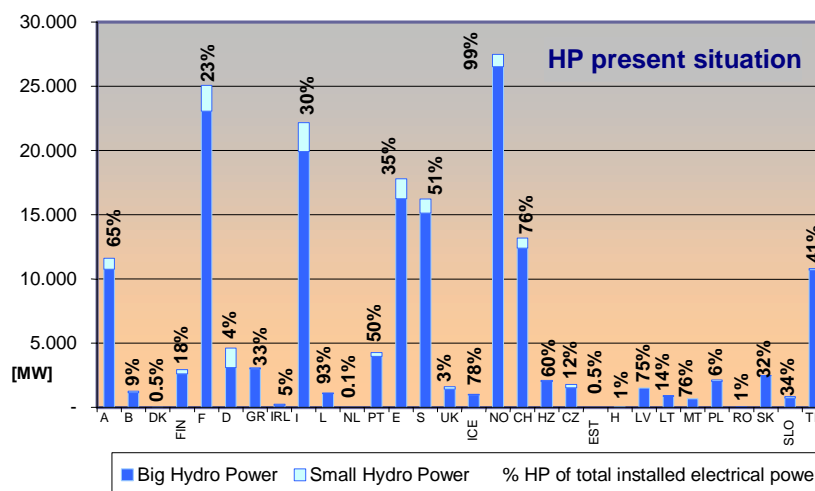


Figura 106.: present situation of hydro power in the countries analysed

SHP plant is 0.7 MW in western Europe, and 0.3 MW in the Eastern European countries. Based on the questionnaire data (the data given normally refer to an average year), the countries in the study have an average total production of 50.1 TWh per year. This corresponds to around 1.7 % of the total electricity production in the same countries and to about 9.7 % of the total hydropower production. A large share of this capacity (11.8 GW) comes from Western European countries: roughly 86 % is concentrated in 8 countries, namely Austria, France, Germany,

Italy, Spain, Sweden, Switzerland and Norway. As for the Eastern European countries, the Czech Republic alone - with 250 MW - accounts for almost 34 % of the total capacity. The SHP plants situated in the EU countries are also the oldest; almost 45 % are over 60 years old and 68 % over 40. The eastern European countries have the highest share of young plants (38 % are less than 20 years old). The three non-EU western countries (Iceland, Norway and Switzerland) are in an intermediate position, with a slightly lower percentage of young plants (34 % are less than 20 years old) but the highest percentage of plants that are less than 40 (about 59 %).

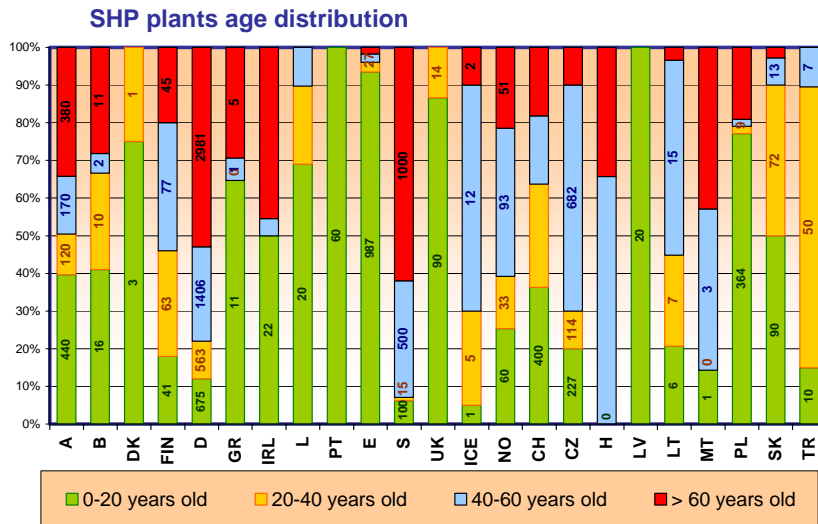


Figura 107.: Age structure of SHP plants in different groups of countries

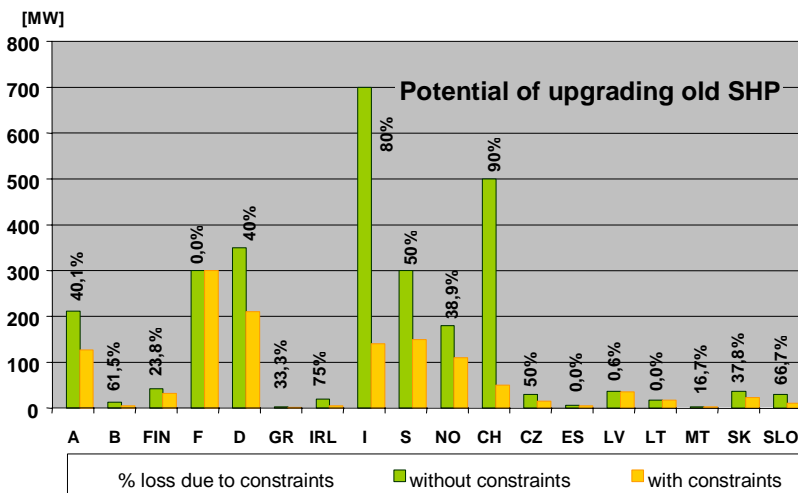


Figura 108.: Potential upgrading, refurbish and restart of old SHP

SHP potential in the EU

Time del potential europeo per il piccolo idroelettrico

The small hydropower potential in the EU is considerable. Since around 1950, SHP has had a negative development in some EU member countries. Many SHP plants have been shut down because of age and competition from new, larger plants. The potential from reinstalling these plants and upgrading existing, underdeveloped SHP plants is estimated at an annual electricity production of approximately 4 500 GWh. Based on the questionnaire answers furnished by the EU member states, the potential of new plants, reduced when economic and environmental constraints have been taken into account, is calculated to be about 19 600 GWh per year. According to this study, the remaining potential from SHP will be some 2 700 MW and 11.5 TWh annually at 2015, which is rather less than the 18 TWh in the year 2010 that was estimated by the EU Commission in the White Paper issued in 1997. Based on the present annual production of 40 TWh, we have estimated the possible total production from SHP in the EU at 51.5 TWh at 2015 with a capacity of some 12 850 MW, while the EU White Paper foresees 55 TWh from 14 000 MW at 2010. If the economic situation for producers improves, and the environmental constraints decrease, the total contribution from SHP in the EU 15 member countries could probably reach 60 TWh at 2020 - 2030.

Necessità di condizioni economiche favorevoli per i produttori

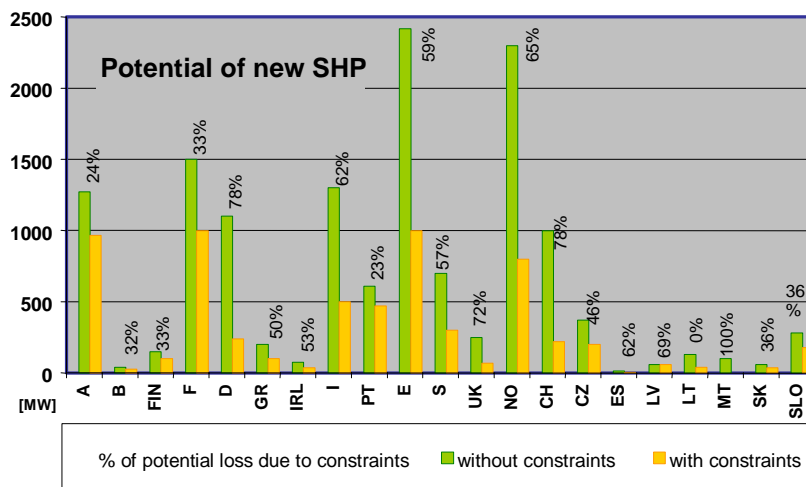


Figura 109.: Potential for construction of new SHP plant

SHP and the environment

The SHP relation to the environment is twofold. *Environmental groups which oppose SHP point to the negative local environmental impact of SHP. Most of these arguments are, however, based more on theories than on scientific research. Some arguments are related to specific cases and may be relevant, but they do not generally apply to SHP. In some cases, the criticism seems to be emotionally charged.* New technology and improved methods of operating SHP shows how

Necessità di argomentazioni scientificamente basate

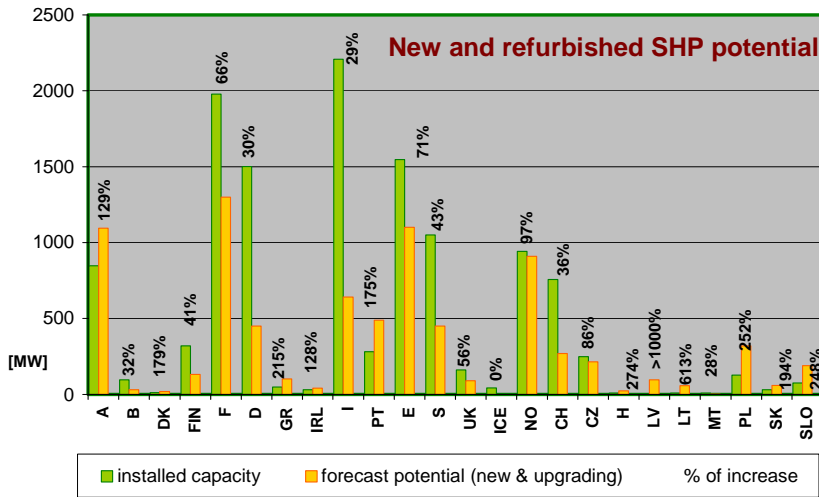


Figura 110.: Potential from new plant and refurbishment

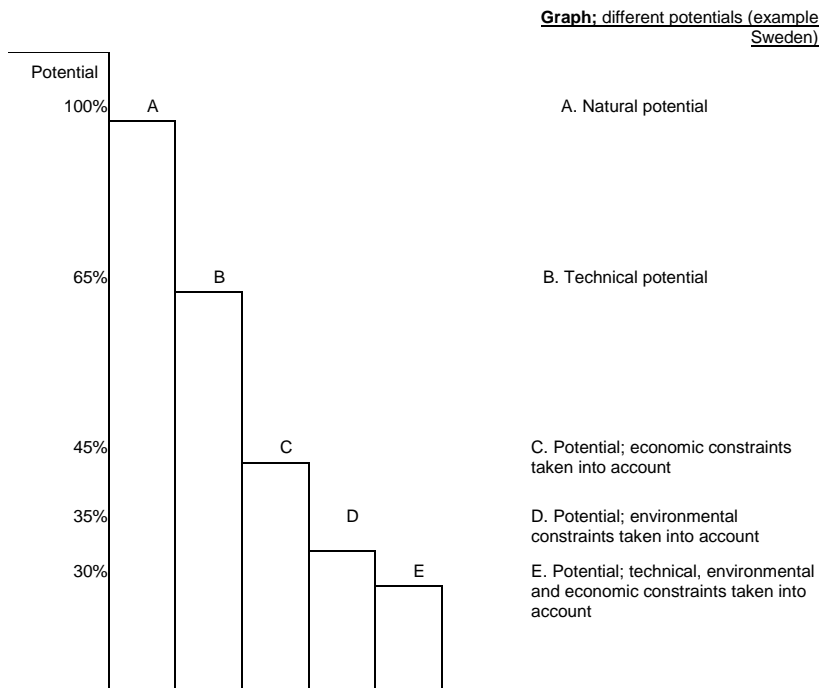


Figura 111.: An example from Sweden showing how different constraints affect the potential in SHP is reported above: the natural potential is reduced when technical factors are considered, giving the technical potential. Taking into account environmental and economic constraints the feasible potential for SHP is calculated, which is on average some 20% - 30% of the natural potential.

*Ricadute ambientali
positive del piccolo
idroelettrico*

it is possible to reduce the local environmental impact. There are, however, many positive effects resulting from SHP operations such as replacing fossil power production which produces harmful emissions, and reducing the risks of river flooding. In some cases SHP can also increase biological diversity. The current SHP production in Europe amounts to 40 TWh. It replaces fossil production and protects nature and society from many harmful emissions such as the greenhouse gases and sulphur dioxide which have the worst environmental impact. SHP production reduces greenhouse gases, CO₂, by 32 000 000 tons annually and sulphur dioxide by 105 000 tons annually. Therefore, the positive impact of SHP on the environment outweighs the negative effects. The study on SHP and the environmental aspects has led to several proposals such as modifying authorisation procedures, establishing an institutional body that will permanently monitor national targets etc.. These proposals are explained in greater detail in chapters 3, 4, 6 of this report. Another positive feature of hydropower is that the energy factor, produced energy in relation to energy consumed for construction, operation and disposal along the plant life is the best of any electricity production technology.

SHP technology

*Rapporto far costi e
tecnologia*

The SHP-technique is well developed. The ongoing development research will concentrate on new materials such as composite materials. For small heads development is concentrated on small units in multiple arrangements, using technique for variable speed and frequency conversion. The powerformer generator, which can already be used for small hydro between 5-10 MW, might, in the future, even be adapted for use in the smaller plants. Depending on various technical developments, cost reductions are primarily related to operational costs such as computerised systems, and this decreases the need for personnel resources. Minor cost reductions can be related to other technical developments such as higher efficiency, variable speed etc. because new developments usually depend on long manufacturing series in order to give full economic benefit.

SHP market for manufacturers

The invention of the water turbine in France in 1827 led to the early development of modern hydropower in Europe. Subsequently, the European SHP equipment manufacturers became the market leaders. They successfully developed hydro technology and became the main exporters of equipment in the world. Indeed, it can be rightfully said that Europe gave light to the world. Although EU equipment manufacturers still hold a leading position in the world, this position is being threatened since member countries are not very motivated to invest in new SHP and to keep up existing SHPP. This situation is caused by a decreasing economy for energy producers in the deregulated electricity market

and the increasing obstacles created by environmental and legal constraints. The margins for producers are still good in a few countries like Germany and Spain and consequently the markets in these countries are better. The non-EU market is still promising and offers good prospects for EU manufacturers but financing the hydro-projects is a serious problem as well as differences in business culture. Small companies are finding it difficult to deal with such problems. The world is strongly in favour of electricity from renewable energy sources and the small scale format is well suited and not just for developing countries. But there still seem to be too many obstacles for this to happen and for European manufacturers to show their competitiveness. The European SHP manufacturers seem to be in a negative spiral and many of them are choosing to leave the SHP market. If this negative spiral cannot be stopped, the EU might lose its dominant industrial position as well as the competence it has built up over the years. Such competence is hard to recover because of the special technology related to hydro power. The producers might no longer have a competent industry should investments and refurbishing start up again. The turbine companies, other SHP equipment manufacturers and consulting companies will only stay in business as long as the market gives them enough work. It would be wise for European manufacturers to make arrangements with export offices and export credit institutions so they can successfully penetrate the non-EU market. It is also advisable to initiate a study on ways to strengthen the manufacturers in the short term so that they will be well prepared when both the EU and non-EU markets become stronger.

Competitività sui mercati e margin di crescita economica

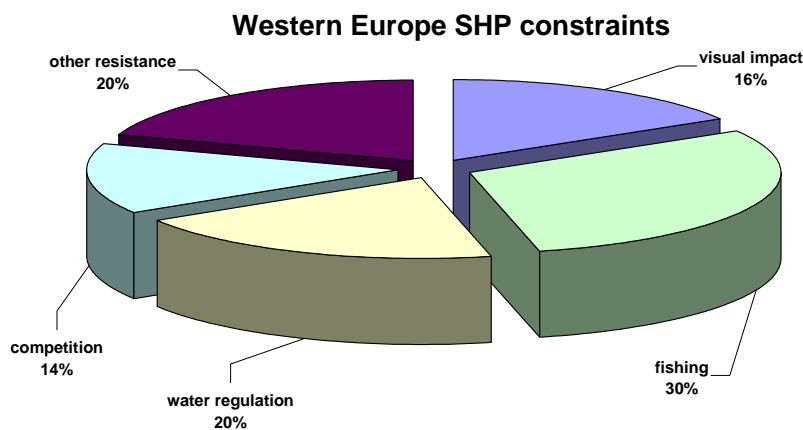


Figura 112.: Constraints of building a SHPP in Western European countries.

Constraints

From the data collected it appears that the environmental constraints that affect the SHP, are mainly related to fishing and water regulations. In almost all the countries the fishermen's

*Vincoli su pesca e
disponibilità della
risorsa*

*lunghezza e
complessità delle
procedure
autorizzative*

lobby has the power to influence the decisions of the regional authority. Moreover, in many European countries, environmental groups are trying to prevent local river areas from being used by companies for industrial purposes, (mainly power production) since it would negatively impact the river environment (this is particularly a problem in northern countries). On the other hand, in many countries the lengthy water licensing process mainly caused by the complicated and time-consuming procedures of the public administration and by the number of subjects involved that can refuse authorization makes it difficult to set up new SHP plants and find proper financing schemes (this problem is common in many southern European countries).

Principal recommendations

*Necessità di un
coordinamento
europeo*

The current policies regarding SHP include many improvements that could be implemented. In the medium term, these improvements might lead to a substantial growth of this energy source. In the current economic framework which is converging towards a common European market, the European Commission can play a fundamental role in spurring economic forces to support Small Hydro Power. The BlueAGE study has shown the benefits that can be achieved by developing SHP at the economic and environmental level. However, these benefits can be achieved only if there is a synergy at the European, national and local level. These three levels must work together since the efforts at only one level are doomed to fail. The challenge for European authorities involved in the development of Small Hydro Power and other renewable energy sources is to placate the market by reducing uncertainty. Although this is not an easy task, some measures can be taken to promote the interest of European citizens in the sustainability of the energy sector. These measures are summarized in the following table.

	Issue	Recommended Measures	Potential Benefit
	Authorisation procedure	Establishing the single window for driving the licensing process and collecting all permits	Reduces ineffective bureaucratic procedures and cuts administrative costs
	Authorisation procedure	Establishing an environmental analysis on a standardised list of indicators provided by the administrative authority	Prevents the unjustified rejection of requests for new water rights justified; makes the environmental assessment uniform
	Authorisation procedure	Introducing an opportunity for discussion between interested parties during the authorisation process	Allows opposition to emerge during the initial development phase and initiates a democratic discussion on water use
	Regulation	Setting quantitative targets for new capacity at the national level	Makes a strong commitment to develop new sites
	Regulation	Promoting the creation of green prices and green certification systems	Allows demand for environmental friendly electricity promotes new opportunities for SHP
	Regulation	Reducing uncertainty by long-term regulations	Helps the financial world finance SHP investments
	Price setting	Implement the internalisation of external costs	Makes SHP competitive with fossil sources on the electricity market
	Information	Disseminate competent and precise information on small hydro power	Facilitates the dialogue of investors with administrators and with the financial world
	Organising settings	Annual following up	Certify that EU targets are fulfilled

Figura 113.: Principal recommendations for the development of SHP in European countries.

7.2 DOCUMENTO 2

Titolo	<i>Report on small hydropower statistics - General overview of the last decade 1990-2001</i>
Autore	European Small Hydropower Association
Anno	2003

Report riassuntivo dello sviluppo e dello stato del settore mini idroelettrico in Europa e nei singoli paesi membri fra 1990 e 2001, che analizza anche l'importanza del mini idroelettrico in relazione alle altre fonti di energia rinnovabili e il quadro legislativo che nel periodo in esame ha contribuito alla promozione del settore.

Italy

Rapida crescita del piccolo idroelettrico in Italia

SHP installed capacity in Italy rose about seven times over the reference period. About 3% of the total electrical installed capacity in Italy corresponded to SHP in 2001, one of the highest in the EU-15. Likewise, about 22% of the EU-15 SHP capacity in 2001 was installed in Italy, the highest of EU-15.

	SHP Installed Capacity in MW			Electrical Capacity		Share to EU-15 SHP installed capacity
	SHP < 10 MW	SHP < 1 MW	1 MW < SHP < 10 MW	Total installed capacity in MW	SHP contribution	
1990	317	317	0	56563	0.56%	7.86%
1991	322	322	0	57875	0.56%	6.40%
1992	2047	338	1709	61632	3.32%	26.04%
1993	2076	353	1723	63504	3.27%	23.21%
1994	2104	367	1737	64156	3.28%	22.91%
1995	2144	357	1787	65913	3.25%	22.77%
1996	2159	380	1779	68217	3.16%	22.36%
1997	2186	403	1783	70252	3.11%	22.41%
1998	2210	406	1804	72352	3.05%	22.45%
1999	2201	414	1787	73684	2.99%	22.57%
2000	1768	300	1468	75421	2.34%	18.90%
2001	2233	384	1849	76135	2.93%	22.54%

Figura 114.: Trends in the installed capacity in Italy, 1990-2001.

While electricity generation and hydroelectric production have increased by 29% and 54% over the reference period, SHP electricity generation raised about 8 times from 1044 GWh in 1990 to 8 656 GWh in 2001. SHP contributed to about 16% of the electricity generated by Hydropower and to about 3% of the total electricity generation of the country in 2001. Hydropower represented about 19% of the electricity generation in Italy in 2001. Italy held a leading position representing about 22% of the SHP electricity generation in the EU-15 in 2001.

Tra i massimi produttori in Europa

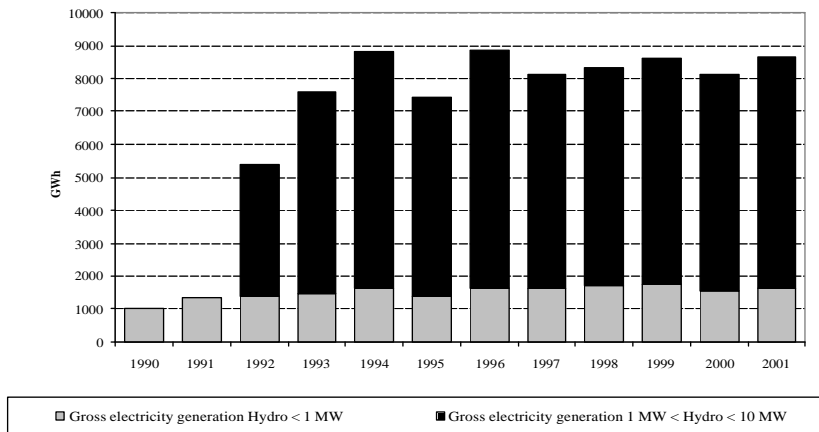


Figura 115.: Trends in the electricity generation in Italy, 1990-2001.

7.3 DOCUMENTO 3

Titolo	<i>Guide on how to develop a small hydropower plant - Parte 1 e 2</i>
Autore	European Small Hydropower Association
Anno	2005

Guida tecnica, molto esaustiva, al progetto e alla realizzazione di un mini impianto idroelettrico. Contiene anche un capitolo dedicato agli impatti sull'ambiente da considerare in fase di progetto, derivanti dalle attività di costruzione e di esercizio della centrale e dalla presenza delle linee aeree di trasmissione.

Environmental impact and its mitigation

The "Third Conference of the Parties to the United Nations Framework Convention on Climate Change" was held in Kyoto in December 1997. This was the second initiative after the historic Rio Conference on Environment and Development in June 1992. Even earlier, the European Union had already recognised the urgent need to tackle the climate change issue. The "White Paper for a Community Strategy and Action Plan" entitled: "Energy for the future: renewable sources of energy" was subsequently drafted providing a significant step forward. Finally, the "Directive/77/EC of the European Parliament and of the council of 27 September 2001 on the promotion of electricity produced from renewable energy sources in the internal electricity market" set clear community targets. The global indicative target of 12% RE of gross domestic energy consumption by 2010 was stated. To achieve this ambitious goal all Member States have been required to set national indicative targets for the consumption of electricity produced from renewable sources.

*Obiettivi e
potenzialità di
crescita*

A strategic study for the development of Small Hydro Power in the European Union: "Blue Age for a Green Europe" was completed in 2002 and gives a highly interesting survey of the potential of SHP by different approaches. EU countries estimate, under economic and environmental constraints, an increase in capacity of 1111 MW by upgrading existing plants (annual production of 4518 GWh) and an increase in capacity of 4828 MW by the realization of new small hydroelectric plants (annual production of 19645 GWh). The technical potential with only technical constraints would represent a doubling of above mentioned figures: 2080 MW (8100 GWh/year) by upgrading existing plants and 9615 (38058 GWh/y) by new plants could be achieved theoretically. The achievement of the "theoretical" objective (46158 GWh/y) will imply an annual reduction of 20 million tonnes of CO₂ emissions based on a prudential value (gas fired plants) of 0.43 kgCO₂/kWh.

However, under present trends the above objective will not be attained so long as the administrative procedures to authorize the use of water are not accelerated. *Hundreds, if not thousands, of authorization requests are pending approval, the delay being caused mainly by perceived conflict with the environment.* Some environmental agencies seem to justify or at least excuse - this blockade on the grounds of the low capacity of the small plants. It seems to be forgotten that by definition, renewable energies are decentralized and that currently only small hydro power plants and the wind turbines can significantly contribute to renewable electricity production. At the same time whilst it should be accepted that electricity production in small hydro plants does not produce carbon dioxide or liquid pollutants, *the fact is that due to their location in sensitive areas local impacts are not always negligible.* The significant global advantages of small hydropower must not prevent the identification of burdens and impacts at local level and the taking of necessary mitigation actions. Large thermal plants, because of their economic relevance and scale, are authorized at very high administrative levels and in some cases, their impacts cannot be mitigated at present. A small hydropower scheme producing impacts that usually can be mitigated is considered at lower administrative levels, where the influence of pressure groups - angling associations, ecologists, etc.- is greater.

La questione ambientale e la lentezza delle procedure burocratiche

It is not difficult to identify the impacts, but to decide which mitigation measures should be undertaken it is not simple, because these are usually dictated by subjective arguments. It is therefore strongly recommended to establish a permanent dialogue with the environmental authorities as a very first step in the design phase. Even if this negotiation must be considered on a project-by-project basis it would be convenient to provide a few guidelines that will help the designer to propose mitigating measures that can easily be agreed with the licensing authorities. Recently, the implementation of the Water Framework Directive will introduce severe additional demands in ecological terms. There is little doubt, that the fulfilling of ecological aims such as the construction of fish bypass systems or the reduction of water through increased reserved flow has significant cost implications and reduces the viability of SHP. The achievement of environmental goals is not dependent on the ideological resistance of the developer of the site but on his economical restrictions. In reality, the "environmental problem" has economical parents.

La questione ambientale come parte del progetto originario

Burdens and impacts identification

Impacts of hydropower schemes are highly location and technology specific. A high mountain diversion scheme situated in a highly sensitive area is more likely to generate an impact than an integral low-head scheme in a valley. The upgrading and extension of existing facilities, which will be given priority in Europe, generates impacts that are quite different from an entirely new scheme. For example, in mountain diversion projects that use the large change in elevation of a river, the water is

Specificità e diversificazione degli impatti ambientali

diverted from the main river and re-enters again at the tailwater below the power plant. In this case, entire areas of the main river may be bypassed by a large volume of water, when the plant is in operation. Given in Table 7.1 and 7.2 below is an exhaustive description of possible impacts, based on European studies dealing with externalities, and made by groups of experts that perform Environmental Impact Assessments. However is not certain that all or most of this list of descriptions will be applicable to a specific project. In the list are identified the event, persons or things affected, impact and priority at local and national levels.

Events during construction	Persons or things affected	Impact	Priority
Geological Surveys	Wildlife	Noise	Low
Existing Vegetation Cutting	Forestry	Alteration of habitat	Medium
Enlargement of Existing Roads	General public	Creation of opportunities, alteration of habitat	Medium
Earth Moving	Site geology	Slope stability	Low
Tunnels Excavation	Site hydro-geology	Alteration of groundwater circulation	Low
Permanent Filling Material on Slopes	Site geology	Slope stability	Low
Embankment Realisation	Aquatic life, site hydro-morphology	Alteration of river hydraulic	Medium
Creation of Temporary Earth Accumulations	Site geology	Slope stability	Low
Temporary Displacement of Persons, Roads, Electric Lines	General public		Negligible
Realisation of Roads and Sheds for the Yard	Wildlife, general public	Visual intrusion, wildlife disturbance	Low
Water Courses Dredging	Aquatic ecosystem	Alteration of habitat	Medium
Temporary Diversion of Rivers	Aquatic ecosystem	Alteration of habitat	High
Use of Excavators, Trucks, Helicopters, Cars for the Personnel, Blondins	Wildlife, general public	Noise	High
Human Presence During the Works on Site	Wildlife, general public	Noise	Low

Figura 116.: Impacts during construction

Events during operation	Persons or things affected	Impact	Priority
Renewable Energy Production	General public	Reduction of Pollutants	High
Watercourses Damming	Aquatic ecosystem	Modification of habitat	High
Permanent Works in the Riverbed	Aquatic ecosystem	Modification of habitat	High
Diversion of Watercourses	Aquatic ecosystem	Modification of habitat	High
Penstocks	Wildlife	Visual intrusion	Medium
New Electric Lines	General public, wildlife	Visual intrusion	Low
Ripraps	Aquatic ecosystem, general public	Modification of habitat, visual intrusion	Low
Levees	Aquatic ecosystem, general public	Modification of habitat, visual intrusion	Low
Flow Rate modification	Fish	Modification of habitat	High
	Plants	Modification of habitat	Medium
	General public	Modification of recreational activities	
Noise from electromechanical equipment	General public	Alteration of life quality	Low
Removal of material from streambed	Aquatic life, General public	Improvement of water quality	high

Figura 117.: Impacts during operation

7.4 DOCUMENTO 4

Titolo	<i>Dossier Micro-idroelettrico</i>
Autore	Adiconsum
Anno	2003

Dossier sul mini (e micro) idroelettrico rivolto principalmente a privati e pubbliche amministrazioni, contenente richiami di teoria, cenni a problematiche quali potenzialità di sfruttamento, tecnologie disponibili, inserimento ambientale e incentivi economici. È principalmente una guida alle azioni necessarie per la realizzazione di un mini (e micro) impianto.

L'idroelettrico è una forma di energia considerata rinnovabile in quanto sfrutta la inesauribile risorsa idrica, che è presente in grandi quantità sul nostro pianeta. Lo sfruttamento delle acque superficiali per produrre energia elettrica può però avvenire attraverso forme non del tutto sostenibili come nel caso di grandi impianti idroelettrici a bacino: questi rispecchiano un modello di produzione energetica che ha indubbiamente portato benefici allo sviluppo economico del nostro paese nei decenni passati, ma che è intrinsecamente affetto da difetti gravissimi.

I grandi impianti infatti sono caratterizzati da una gestione centralizzata e controllata da pochi soggetti, enorme intensità energetica, straordinaria complessità del sistema ed inevitabile insensibilità ecologica. Agli occhi di tutti sono evidenti le problematiche di impatto ambientale determinate da simili opere: letti dei fiumi lasciati in secca per molti mesi l'anno e per lunghi tratti con distruzione o grave degenerazione del patrimonio ittico, alterazione delle falde acquifere, peggioramento della qualità delle acque dovuto al minor potere di diluizione nei confronti degli inquinanti, alterazione del paesaggio, rischi di catastrofi.

Uno dei problemi principali rimane quello della variazione quantitativa e qualitativa dell'acqua lungo il suo corso. Una prescrizione nazionale, utile in linea di principio al mantenimento di valori ambientali accettabili lungo il corso d'acqua, è quella del Deflusso Minimo Vitale. A livello italiano non esiste ancora un riferimento normativo che lo quantifichi, ma molte regioni italiane ed Autorità di Bacino hanno legiferato in tal senso.

Cos'è la V.I.A.

La Valutazione di Impatto Ambientale (V.I.A.) è uno strumento di supporto alle decisioni. Si esplica attraverso una procedura amministrativa finalizzata a valutare la compatibilità ambientale di un'opera in progetto, attraverso un'analisi degli effetti che l'opera stessa esercita sulle componenti ambientali e socio-economiche interessate. La V.I.A. dovrebbe inoltre individuare gli interventi per mitigare e compensare eventuali impatti negativi. Recepimento italiano delle Direttive Europee La VIA è stata introdotta con

*Problemi ambientali
dei grandi impianti*

la Direttiva 337/85/CEE, modificata ed integrata dalla Direttiva 97/11/CEE, parzialmente recepita nell'ordinamento italiano con la L. 349/86, ed attuata dai D.P.C.M. 10.8.1988, e 27.12.1988. In Italia i grandi impianti idroelettrici sono soggetti alla Valutazione di Impatto ambientale, mirata a verificarne l'impatto sul contesto territoriali in cui si inseriscono.

Certamente le considerazioni ambientali

Inserimento ambientale

sull'idroelettrico cambiano radicalmente se si fa riferimento agli impianti di piccola taglia (sotto i 100 kW) che stiamo analizzando in questa sede. Gli impianti piccoli sono diversi da quelli di potenza elevata poiché sono caratterizzati da modalità organizzative sostanzialmente differenti, distribuiti sul territorio, gestiti in piccole comunità, integrati in un uso plurimo ed equilibrato della risorsa acqua.

Il caso dell'idroelettrico è emblematico nella ricerca di fonti energetiche alternative. Pur senza ricorrere ad una fonte energetica o ad una tecnologia del tutto nuova (la tecnica realizzativa ha fatto molti progressi, ma lo sfruttamento idroelettrico ha origini antiche), oggi gli impianti micro-hydro possono contribuire allo sviluppo sostenibile del territorio in cui sono inseriti.

Benefici del piccolo idroelettrico

I benefici dal punto di vista ambientale legati alla realizzazione di microimpianti idroelettrici sono notevoli: servizio a zone altrimenti isolate o raggiungibili mediante opere di maggiore impatto, attuazione di una politica di regionalizzazione della produzione, contributo alla diversificazione delle fonti, riduzione della dipendenza energetica da fonti convenzionali della zona in cui si installa l'impianto, ed infine zero emissioni di gas serra e sostanze inquinanti.

Impatti negativi del piccolo idroelettrico

Anche i microimpianti idroelettrici possono però avere impatti negativi sull'ambiente, che sarà cura del progettista/realizzatore cercare di minimizzare. Gli elementi negativi si riferiscono soprattutto all'occupazione di suolo, alla trasformazione del territorio, alla derivazione e captazione di risorse idriche superficiali ed a possibili alterazioni su flora e fauna, anche se naturalmente di proporzioni minime rispetto ad impianti di maggiori dimensioni. Anche per le micro-applicazioni è importante mantenere un deflusso adeguato (D.M.V.) al mantenimento dell'ecosistema fluviale in cui l'impianto si inserisce.

È doveroso ricordare che, soprattutto nel caso di impianti cosiddetti a recupero energetico, l'impatto può risultare molto limitato in quanto, oltre alla taglia ridotta, essi si inseriscono in schemi idrici già esistenti ed in un territorio già artificializzato ed antropizzato. Per contro però in applicazioni di questo tipo occorre porre particolare attenzione alle installazioni nei centri abitati dove è necessario prevedere interventi di assorbimento dei rumori e delle vibrazioni prodotte dalle macchine.

In rapporto alla Valutazione di Impatto Ambientale, per i piccoli impianti la procedura è più semplice. È importante però ricordare che vengono considerate derivazioni utilizzabili anche

a fine idroelettrico i prelievi di acqua superiori a 200 litri al secondo. Quindi, i privati intenzionati a realizzare microimpianti con portate maggiori di tale valore devono quindi informarsi presso la propria Regione, per valutare la procedura in vigore.

V.I.A. di piccole opere: è obbligatoria? Di chi è la competenza?

Decidere se occorra sottoporre o meno a procedura di VIA le piccole opere (quelle che l'Unione Europea ha inserito nell'Allegato II della Direttiva in quanto considerate di minor impatto), è questione delegata agli Stati membri. Con l'Atto di indirizzo D.P.R. 12.4.1996 l'Italia ha delegato le Regioni e le Province Autonome a disciplinare i contenuti e la procedura di V.I.A. per le opere dell'Allegato II. In particolare le tipologie progettuali sono suddivise in due categorie: opere da assoggettare a V.I.A. regionale (Allegato A), ed opere da assoggettare a verifica di esclusione dalla procedura di V.I.A. (Allegato B). Ogni Regione e Provincia Autonoma avrebbe dovuto legiferare in materia entro nove mesi dalla data di pubblicazione del D.P.R. 12/04/96 sulla Gazzetta Ufficiale. Gli impianti idroelettrici di piccola taglia sono inseriti in Allegato B qualora consistano in "derivazioni di acque superficiali ed opere connesse che prevedano derivazioni superiori a 200 litri al secondo...".

7.5 DOCUMENTO 5

Titolo	<i>Integrazione ambientale dei piccoli impianti idroelettrici</i>
Autore	European Small Hydropower Association
Anno	2005

Brochure che illustra alcune soluzioni applicabili per la gestione e la mitigazione di alcuni impatti riconosciuti di un mini impianto idroelettrico, quali deflusso minimo vitale, passaggi per i pesci, gestione del materiale sgrigliato. Contiene anche alcuni esempi applicativi italiani ed europei.

I cambiamenti climatici legati alle emissioni di CO₂ sono considerati oggi una delle maggiori sfide da fronteggiare da parte della comunità internazionale. Un GWh di energia elettrica prodotta da un piccolo impianto idroelettrico consente di evitare l'emissione in atmosfera di 480 tonnellate di CO₂. La Conferenza di Rio nel 1992, il Protocollo di Kyoto nel 1997, il Libro Bianco della Commissione Europea "Energia per il futuro" ed infine la Direttiva 77 del Parlamento Europeo e del Consiglio Europeo del 27 settembre 2001 sulla promozione della produzione di energia elettrica da fonte rinnovabile nel mercato interno dell'elettricità stabiliscono dei chiari obiettivi comunitari; tutti insieme questi documenti mostrano in maniera chiara quale sia l'intento politico della comunità internazionale. Inoltre, la consapevolezza dei singoli sui problemi ambientali è notevolmente aumentata ed ha vasta diffusione a livello europeo. Una delle ultime manifestazioni di tale consapevolezza è la Direttiva quadro europea sull'acqua mirante ad una protezione generalizzata dell'acqua vista come elemento fondamentale per la vita. *Esistono alcune contraddizioni tra la "Direttiva sulle Energie Rinnovabili" e la "Direttiva Quadro sull'Acqua".*

Proprio queste contraddizioni sono la ragione principale della preparazione di questa pubblicazione sugli aspetti ambientali dei piccoli impianti idroelettrici. Purtroppo negli ultimi decenni molti corsi d'acqua hanno subito modifiche per molte cause diverse dall'idroelettrico, come la protezione dalle piene o per esigenze legate all'agricoltura, etc. In alcuni casi i piccoli impianti idroelettrici possono essere abbinati ad edifici esistenti o a strutture nate per altri scopi. I cosiddetti impianti multi-funzione possono combinare l'approvvigionamento potabile o i sistemi di trattamento delle acque reflue con la produzione idroelettrica cosicché l'impatto ambientale viene notevolmente ridotto per il fatto che le strutture per convogliare l'acqua sono già esistenti. Su scala globale non c'è alcun dubbio sui benefici di convertire l'energia dell'acqua attraverso i piccoli impianti idroelettrici. A livello locale naturalmente ci sono degli impatti che devono essere definiti chiaramente. L'identificazione di questi impatti e le misure per minimizzare o compensare tali impatti è lo scopo ed il principio ispiratore principale di questa pubblicazione.

*Impatti ambientali a
scale differenti*

Differenze fra piccolo e grande idroelettrico:

- Solo pochi piccoli impianti idroelettrici hanno dei bacini d'accumulo dell'acqua che consentano di spostare e concentrare nel tempo il funzionamento dell'impianto nei periodi di maggior valore dell'energia. Buona parte dei piccoli impianti idroelettrici sono del tipo ad acqua fluente, cioè non alterano il regime temporale naturale delle portate.
- A causa delle piccole dimensioni degli impianti, l'alterazione del trasporto solido di fondo è trascurabile.
- La lunghezza del rigurgito a monte delle opere di captazione, cioè l'area a monte influenzata dalla presenza di tali opere, è limitata o nulla.

Deflusso Minimo Vitale

Tutte le definizioni di Deflusso Minimo Vitale pongono l'accento sulla protezione dell'ambiente naturale fluviale. Qualunque ne sia la definizione, è ben chiaro l'obiettivo del rilascio del Deflusso Minimo Vitale e cioè assicurare a valle delle opere di derivazione di un impianto idroelettrico la presenza di una portata d'acqua congruente. Talvolta è utile introdurre il concetto ausiliario di "portata di dotazione" di un corso d'acqua e cioè un deflusso a valle delle opere di derivazione di una certa portata regolata artificialmente in modo da avere in un certo istante ed in una certa sezione del corso d'acqua una portata predefinita. Ci sono decine di formule per il calcolo del Deflusso Minimo Vitale ed il loro numero tende a crescere col tempo. Ciò dimostra che ad oggi non esiste una soluzione universalmente valida per la determinazione del Deflusso Minimo Vitale e probabilmente mai esisterà. Ogni singola determinazione nella gran varietà delle formule disponibili può servire solo come riferimento per scopi pianificatori. Le formule possono essere divise in quattro raggruppamenti.

Molteplicità degli approcci nella determinazione del Deflusso Minimo Vitale

- Metodi basati su valori idrologici o statistici
Tra questi metodi, un primo sottogruppo si riferisce alla portata media naturale del corso d'acqua (MQ): questi metodi propongono valori variabili dal 5 a 60% di MQ, laddove quest'ultima percentuale viene utilizzata solo nel caso in cui la pesca rappresenti un'attività di grande importanza economica. Mediamente ci si attesta intorno al 10%. Un secondo sottogruppo di metodi riferisce il Deflusso Minimo Vitale alla portata minima del corso d'acqua (MNQ): in questo caso il Deflusso Minimo Vitale si attesta tra il 33 ed 100% di MNQ. Un terzo sottogruppo, infine, si riferisce ad un prefissato valore sulla curva di durata del corso d'acqua (FDC). In questo sottogruppo ci sono una grande varietà di metodi: da quelli che propongono un Deflusso Minimo Vitale pari al 20% di Q_{300} (portata che fluisce per un periodo dell'anno superiore a 300 giorni) a quelli

che presentano formule interpolanti di origine statistica di notevole complessità.

- Metodi basati su principi fisiografici
Tali metodi fanno riferimento a una portata specifica prefissata, espressa in l/s/km² di bacino imbrifero sotteso. I valori di portata specifica possono variare da 1,6 a 9 l/s/km² o più (in caso di grande importanza economica ed abbondanza dell'ittiofauna). Questi metodi sono di facile applicazione purché ci siano dati di base affidabili. D'altra parte non si tengono in alcun conto né i parametri idraulici della corrente né l'effetto di affluenti e neppure la lunghezza del tratto d'alveo sotteso.
- Formule basate sulla velocità e sulla profondità dell'acqua
Anche in questo gruppo di metodi vengono proposti i numeri più disparati. C'è chi propone che il Deflusso Minimo Vitale deve defluire con velocità non inferiori a 0,3-0,5 m/s e con altezze d'acqua superiori a 10 cm. Altri invece suggeriscono velocità di 1,2-2,4 m/s e altezze d'acqua di 12-24 cm e così via. Il notevole vantaggio di queste formule è dato dal fatto che la morfologia dell'alveo è in qualche misura considerata e non c'è alcun bisogno di dati idrologici; peraltro si trascura l'effetto dei corsi d'acqua tributari e la lunghezza dell'alveo sotteso.
- Metodi basati sulla pianificazione multi-obiettivo che tengono conto dei parametri ecologici
Questi metodi sono generalmente molto complessi da applicare e richiedono notevole esperienza e competenza per il loro utilizzo. Essi necessitano di osservazioni e misure di portata sito-specifiche e tengono conto di dati idrologici, idraulici, ecologici e meteorologici e sono basati sull'utilizzo di parametri ecologici ed economici. Sono metodi costosi per l'onere della raccolta dei dati e per la loro elaborazione matematica e sono adatti solo a particolari tipologie di corso d'acqua poiché la trasferibilità dei risultati da un corso d'acqua all'altro è dubbia.

*Continuità e processi
biologici*

Una caratteristica peculiare dei sistemi fluviali è la grande varietà di biocenosi acquatiche, la molteplicità di strutture morfologiche nonché le dinamiche di interscambio con le zone vicine. Quest'ultimo aspetto è particolarmente significativo dal punto di vista limnologico e si riflette nella teoria della continuità spaziale e temporale dei corsi d'acqua. *Gli idrobiologi hanno identificato nelle traverse, nei sistemi di derivazione, nelle misure di controllo delle piene e nella regolazione dei fiumi, rilevanti e durature sorgenti d'impatto sulla continuità dei corsi d'acqua.* La classificazione della biocenosi interessata da un progetto idroelettrico è un passo inevitabile per poter decidere la tipologia ed i dettagli costruttivi di un passaggio per pesci. Le soluzioni specifiche rientrano solitamente in uno dei gruppi seguenti: scale dei pesci (suddividono il salto totale in salti minori tra piccoli bacini); passaggi per pesci (imitano la

morfologia e l'idraulica di piccoli corsi d'acqua); ascensori per pesci

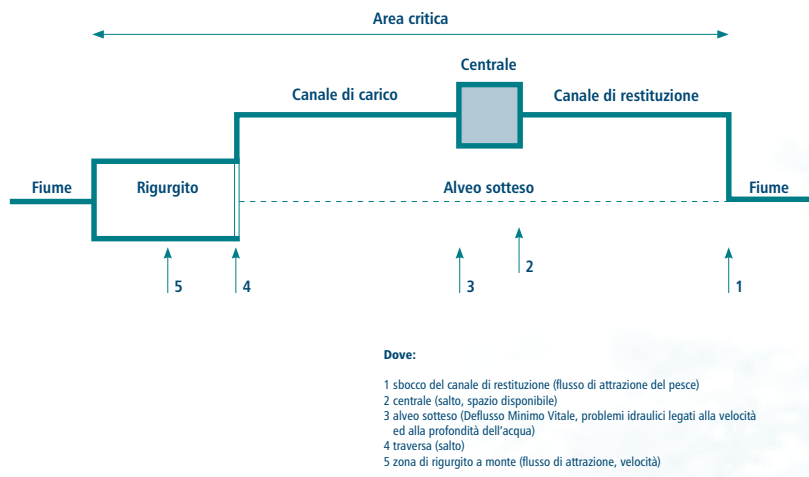


Figura 118.: Schema di una derivazione tipo per un piccolo impianto idroelettrico.

Gestione del materiale sgrigliato

Quasi tutti i piccoli impianti idroelettrici sono equipaggiati con uno sgrigliatore che rimuove il materiale dall'acqua evitando che esso entri nelle vie d'acqua dell'impianto danneggiando le apparecchiature elettromeccaniche o riducendo l'efficienza dell'impianto. Ogni anno tonnellate (principalmente sacchetti di plastica, bottiglie, lattine, così come foglie rami ed ogni sorta di cosa che sia l'uomo che la Natura fan finire nell'acqua) vengono rimosse dal corso d'acqua. In alcuni paesi una volta che qualcosa, incluso il materiale organico, è stata estratta dall'acqua, essa diviene automaticamente un rifiuto che deve essere adeguatamente smaltito con costi generalmente assai elevati. Non si dovrebbe dimenticare la pubblica utilità della rimozione dei rifiuti di origine antropica dall'acqua fatta da parte dei gestori dei piccoli impianti idroelettrici. Essa senza dubbio rappresenta un impatto positivo di un impianto che dovrebbe essere tenuto in debito conto e adeguate misure di supporto dovrebbero essere prese per ridurre l'onere economico gravante sui piccoli impianti a questo proposito (p. es. riducendo l'onere per l'accesso alle discariche o consentendo un diverso trattamento per il materiale naturale o antropogenico). Ad oggi i gestori stanno fornendo questo servizio di pubblica utilità non solo gratuitamente, ma anche spendendo somme cospicue per garantirlo.

Un esempio di impatto positivo

Arete di invaso a monte della derivazione

Qualsiasi tipo di impianto idroelettrico necessita di un seppur breve tratto di derivazione dell'acqua e di conseguenza, soprattutto per gli impianti a basso salto, per effetto della traversa di

presa si crea un piccolo invaso a monte. L'altezza della traversa rispetto al fondo naturale è direttamente legata alla profondità dell'acqua a monte. Quanto più lungo e profondo l'invaso, tanto maggiore è l'alterazione dell'habitat. Nelle aree di invaso a monte della derivazione si verificano alterazioni dell'habitat naturale relativamente a:

- velocità dell'acqua
- sedimentazione dei solidi sospesi e trasportati dalla corrente
- larghezza del letto del corso d'acqua
- profondità dell'acqua

*Progetto e gestione
dei nuovi scenari
ecologici e ambientali*

Di fatto la zona di invaso d'un tratto di fiume consente talvolta un approccio completamente nuovo per le possibilità di riqualificazione fluviale. Specialmente nel caso di corsi d'acqua regolati con metodi convenzionali, le sponde sono rigidamente mantenute fisse con scogliere o altro materiale lapideo a pendenze dell'ordine di 1:2 e il letto del fiume ha larghezza costante. L'aumento del livello dell'acqua consente in questi casi la progettazione di una struttura delle sponde completamente nuova soddisfacendo a bisogni ecologici - come la pendenza e la larghezza variabile - e consente anche l'applicazione di metodi di ingegneria naturalistica per la stabilizzazione, conseguendo altresì il vantaggio di fornire ombreggiamento ed un maggior potenziale all'habitat. La struttura delle sponde può essere resa il più naturale possibile, creando zone di acqua bassa, dando inizio allo sviluppo di isolotti e realizzando aree dove la profondità dell'acqua varia. Diminuire la pendenza delle sponde, infine, ridurrà la necessità di pesanti misure di stabilizzazione.

Oltre che sulle sponde, gli interventi di ristrutturazione dovrebbero concentrarsi sulla minimizzazione di qualsiasi alterazione delle condizioni sopra menzionate. Ciascuna di esse infatti è il risultato di un allargamento della sezione trasversale. Dal punto di vista ecologico ogni misura volta al restringimento della sezione trasversale deve essere vista come un miglioramento. In pratica, pur soddisfacendo i requisiti imposti dall'esigenza di protezione dalle piene, la parte variabile in altezza di una traversa dovrebbe essere minimizzata. La riduzione della profondità dell'acqua e conseguentemente l'aumento della velocità della corrente favoriscono, tra l'altro, la riduzione della sedimentazione del materiale fine. Il riempimento dell'invaso da parte del materiale è un processo naturale la cui durata dipende dal trasporto di fondo del corso d'acqua. Laddove si raggiunge l'equilibrio, il trasporto di fondo ricomincia automaticamente. Nel dettaglio le misure da adottare dipendono dalle caratteristiche locali del corso d'acqua e dalla disponibilità dei materiali. Laddove la zona di invaso è in condizioni approssimativamente naturali, è raccomandabile studiare con cura la situazione per definire il deficit ecologico e, possibilmente, per rinaturalizzare almeno parte delle sponde esistenti.

Canale derivatore

Nel caso di lunghi tratti di alveo sotteso, deve essere ben ponderata la progettazione delle vie d'acqua artificiali quali i canali derivatori. L'esperienza dimostra che questi corsi d'acqua artificiali possono diventare habitat di grande attrazione fino a sostituire la povertà di habitat nel corso d'acqua principale. Il canale derivatore deve garantire il conseguimento di due obiettivi: perdite di carico minime e nessuna perdita di portata. Malgrado questi vincoli, i metodi convenzionali di riqualificazione possono essere utilizzati. Di principio la cosiddetta scabrezza (biologicamente desiderabile) può essere aumentata con metodi di ristrutturazione fluviale. Per evitare l'aumento delle perdite di carico, la velocità dell'acqua può essere ridotta aumentando la sezione totale di deflusso. Le tecniche dell'ingegneria naturalistica, inoltre, possono far aumentare le potenzialità dell'habitat oltre che fornire ombreggiamento al corso d'acqua. Anche il rivestimento del canale derivatore può non essere necessariamente liscio e diritto, ma cercare di uniformarsi alla morfologia del paesaggio circostante. La velocità massima nel canale non dovrebbe superare 1 m/s.

Possibilità di creare nuovi habitat

Canale di restituzione

Nei canali di restituzione si devono avere le minime perdite di carico possibili. Solitamente le sezioni trasversali sono maggiori e le velocità più basse che nei canali derivatori. In genere poi la sagoma del canale è più vicina a quella d'un corso d'acqua naturale, soprattutto laddove si adottano soluzioni con canali in terra senza ulteriori accorgimenti. Il principio della massima scabrezza e dell'uso delle tecniche di ingegneria naturalistica può essere applicato più facilmente.

Alveo sotteso

Quando l'acqua viene derivata dal corso d'acqua e la portata naturale nell'alveo sotteso viene ridotta significativamente particolare attenzione deve porsi alla morfologia dell'alveo sotteso. L'impatto della sottensione è solitamente piuttosto alto, soprattutto dove la riduzione di portata è grande e la sua durata si protrae per molti mesi. Viceversa, se il Deflusso Minimo Vitale è abbastanza elevato e la durata breve l'impatto può essere trascurabile. *Di norma l'attenzione delle pubbliche amministrazioni è più volta alla quantità di Deflusso Minimo Vitale rilasciato che ad altro. In realtà la strategia più efficace per ottenere buoni risultati ambientali è quella di migliorare la morfologia dell'alveo coi metodi di ristrutturazione discussi in precedenza.* Specialmente sui fiumi con traiettorie di deflusso non particolari, la larghezza dell'alveo è molto grande e nessuna quantità di Deflusso Minimo Vitale è sufficiente a raggiungere gli obiettivi di qualità ecologica.

Fattori di impatto sugli alvei sottesi

Riassumendo, tre sono i parametri decisivi nella valutazione di un alveo sotteso:

1. La quantità di Deflusso Minimo Vitale
2. La struttura dell'alveo
3. La durata della derivazione

Condotte forzate

*Impatti e modalità di
integrazione delle
condotte forzate*

Le condotte forzate possono essere installate fuori terra oppure interrate a seconda della natura del terreno, del materiale della condotta forzata, delle temperature dell'ambiente e dei requisiti ambientali. Le condotte forzate interrate dovrebbero in generale preferirsi a quelle non interrate, in ragione del minor impatto visuale e l'assenza di ostacoli al movimento della fauna. Non di meno, l'interramento delle condotte forzate può indurre rischi di carattere geologico legati alla stabilità dei versanti attraversati dalla condotta forzata sia durante la costruzione sia in esercizio quando una perdita da una condotta forzata interrata potrebbe innescare una frana molto più facilmente d'una condotta fuori terra. I seguenti accorgimenti consentono di ridurre l'impatto ambientale delle condotte forzate:

- **Interramento**
È da farsi laddove possibile. Le attuali tecnologie dei materiali e dei rivestimenti protettivi hanno raggiunto un'affidabilità tale che una condotta forzata interrata non richiede manutenzione per decenni. Il risultato per l'ambiente e specialmente per il paesaggio è eccellente. In ogni caso, per evitare problemi legati alla corrosione delle condotte d'acciaio, è consigliabile l'utilizzo di materiali plastici (PEAD o PRFV) oppure della ghisa sferoidale.
- **Blocchi d'ancoraggio con condotta scoperta**
L'impatto di una condotta forzata fuori terra può essere ridotto se si adotta per i blocchi d'ancoraggio la soluzione con condotta scoperta. Questo significa che in corrispondenza dei blocchi la condotta non è inglobata nel calcestruzzo, ma collegata a terra tramite travi d'acciaio riducendo da un lato l'impatto visuale del manufatto e dall'altro consentendo l'ispezionabilità dell'intera tubazione, con una conseguente maggior affidabilità di costruzione e d'esercizio.
- **Condotte senza giunti di dilatazione**
Laddove la condotta forzata non può essere interrata per qualsiasi ragione, la costruzione senza giunti di dilatazione è da preferirsi poiché non richiede alcuna manutenzione, per l'esecuzione della quale sono anche necessari i relativi accessi (sentieri o strade) con una conseguente riduzione dell'impatto ambientale complessivo dell'opera.

Rumore e vibrazioni

Il rumore non è una peculiarità dei piccoli impianti idroelettrici. Non di meno essi possono essere fonte di rumore e per questo

qui se ne parla. Le fonti di rumore in un impianto sono numerose: lo sgrigliatore, il nastro trasportatore del materiale sgrigliato, il moltiplicatore della turbina, la turbina stessa, il generatore, il trasformatore. La fonte maggiore è però di solito il gruppo idroelettrico e, dove presente, il moltiplicatore di giri. Attualmente il rumore all'interno dell'edificio di centrale può essere ridotto a valori dell'ordine dei 70 dB, cioè a livelli pressoché impercettibili da fuori. In generale, il livello ammissibile di rumore dipende da situazioni locali, quali la vicinanza alla centrale di abitazioni o di altre attività. Per gli impianti nuovi una progettazione integrata ed attenta dell'intero sistema - gruppo idroelettrico, edificio e sistemi ausiliari - consente di raggiungere livelli eccellenti di riduzione del rumore, anche nel caso di alti livelli di rumore alla fonte: piccole tolleranze di lavorazione degli ingranaggi, materiali insonorizzanti nelle casse turbina, il raffreddamento ad acqua anziché ad aria del generatore e la progettazione accurata degli ausiliari della centrale, insieme ad un adeguato isolamento acustico dell'edificio possono rendere il rumore molto basso e la presenza dell'impianto impercettibile. La riduzione del rumore negli impianti esistenti che devono essere adattati a nuovi e più bassi livelli di rumore ammissibile è molto più difficoltoso e costoso. In questi casi le misure da prendere sono molto dispendiose ed in generale non così efficaci come per gli impianti nuovi: esse devono essere prese il più vicino alla fonte onde evitare che fenomeni di riflessione e di risonanza possano vanificarle. Una soluzione tipicamente adottata per ridurre il rumore a livelli accettabili consiste nell'incappucciare l'intero gruppo idroelettrico.

Gli impatti acustici negli impianti nuovi e in quelli esistenti

Turbine fish-friendly

In talune situazioni l'installazione delle turbine lungo un corso d'acqua può essere una fonte di pericolo per i pesci. Presso i grandi impianti idroelettrici sono state condotte ricerche in merito ed ottenuti risultati d'un certo interesse. Specialmente in periodi di intensi flussi migratori lungo il fiume, i pesci possono finire dentro le turbine. Per diverse ragioni (meccaniche, velocità dell'acqua o variazione di pressione) una certa percentuale di pesce può non sopravvivere al passaggio attraverso la turbina. Diversi tipi di dispositivi (luminosi, sonori, etc.) sono in grado di ridurre l'ingresso dei pesci nelle turbine, ma essi non sono ancora abbastanza efficienti da impedire ai pesci di infilarsi attraverso le griglie e da qui nelle macchine. *Nel caso dei piccoli impianti idroelettrici quasi non esistono ricerche serie in proposito.* Griglie con interspazi inferiori a 2 cm possono impedire ad un'elevata percentuale di pesci di entrare in turbina, non di meno ulteriori sforzi dovrebbero essere fatti per ridurre i rischi di elevata mortalità dei pesci utilizzando dove possibile tipologie di macchine idrauliche diverse da quelle usuali.

Azione meccanica delle turbine sulla fauna ittica

Per molti anni, allo scopo di minimizzare i danni ai pesci, i costruttori di turbine, specialmente per i grandi impianti, hanno condotto studi basati su sistemi CFD (computational fluid

dynamics) e già ora sono stati conseguiti buoni risultati. I piccoli impianti idroelettrici possono trarre vantaggio da queste ricerche sulle turbine convenzionali (Francis e Kaplan), mentre turbine di nuova concezione e la rivisitazione di sistemi desueti (coclee, ruote idrauliche), che sono tipici di mini e micro impianti, potranno consentire una migliore integrazione degli impianti nell'ecosistema fluviale ed una sua maggiore protezione.

*Soluzioni alternative
(e più sostenibili) per
i piccoli salti*

In alcuni casi - specialmente per bassi e bassissimi salti - l'installazione di turbine convenzionali può essere impossibile per gli alti costi. Salti tra 1 e 3 m per qualsiasi valore di portata e salti medi con basse portate sono casi tipici in cui ad oggi le turbine convenzionali non sono economiche. Pertanto la ricerca s'è rivolta verso soluzioni meno costose. La classica ruota idraulica può essere realizzata di legno o, più comunemente, d'acciaio. A causa delle basse velocità di rotazione sono necessarie cinghie o moltiplicatori per aumentare il numero dei giri. Una costruzione accurata e l'uso dei migliori supporti disponibili può condurre a rendimenti fino al 70%, ma in questi casi il costo delle ruote idrauliche è ancora elevato. Negli ultimi anni una tecnologia assai consolidata ha trovato applicazione nell'idroelettrico minore. L'inversione di funzionamento della vite d'Archimede (coclea) funge ora da tecnologia matura in alcuni settori di nicchia dei piccoli impianti idroelettrici. Essa è assai più economica di una turbina, affidabile e robusta in esercizio, non richiede griglia di protezione e pare che il passaggio attraverso di essa non danneggi la fauna ittica. Secondo prove recenti il rendimento massimo può raggiungere valori del 75-80%. Basse velocità tra 20 e 80 giri al minuto richiedono l'inserimento di moltiplicatori di giri. Il campo di applicazione delle coclee arriva a 10 m e 5 m³/s per una singola coclea che può arrivare ad avere 3,5 m di diametro. Questa tecnologia ha trovato un impiego recente nella valorizzazione del Deflusso Minimo Vitale. La perdita di produzione conseguente al rilascio può essere ridotta sfruttando con una coclea almeno il salto a cavallo della traversa di presa. In definitiva, nel caso di bassissimi salti dovrebbe essere verificata la possibilità di utilizzare soluzioni alternative alle turbine convenzionali ponendo attenzione agli sviluppi tecnologici più recenti.

7.6 DOCUMENTO 6

Titolo	<i>Hydropower respects the environment - A clean and indigenous renewable energy</i>
Autore	European Small Hydropower Association
Anno	2007

Brochure illustrativa delle qualità ambientali (qui tutte positive) dei mini impianti idroelettrici: fonte di energia pulita, rinnovabile, efficiente e sostenibile. Per quanto riguarda gli impatti sugli ecosistemi fluviali, la brochure sottolinea come le fasi di progetto, costruzione e produzione di un impianto di mini-hydro siano sottoposte a norme nazionali ed europee sulla tutela di qualità delle acque, fauna, flora e paesaggio.

Energy is a key issue for sustainable development. The European Commission estimates that the global energy demand will increase by 70% over a period of 30 years (2000-2030). The growth in energy demand will cause a considerable increase in greenhouse gas emissions. CO₂ emissions are projected to increase by 18% in 2030 compared to the 1990 level, in the EU. Renewables are “the” solution to climate change. Hydropower is the first renewable energy in terms of global production, and therefore has a key role to play in the production of renewable electricity, which will allow it to make a significant contribution to future energy needs, offering an excellent alternative to carbon-based sources of electricity. Water from a river has different uses: potable water, water for agriculture, water for industry activities, fishing, aquatic sports. SHP is one of those activities and, like any human activity, has some impact on the natural environment. However, new technical developments - environmental mitigation techniques that are technically and economically viable and most of them are socially acceptable offering a good compromise with others river’s users - the regulatory framework and the willingness of project developers to integrate the environmental concerns of the hydropower production have considerably decreased these environmental impacts. There are good successful cases in the EU where the use of appropriate technologies, measures or methodologies has minimized potential environmental impacts.

*Energia e
sostenibilità*

The quality of water

SHP schemes are mainly run-of-river with little or no reservoir impoundment. *Therefore, SHP is not simply a reduced version of a large hydro plant (LHP).* Specific equipment is necessary to meet fundamental requirements with regard to environmental integration, simplicity, high-energy output, maximum reliability, and easy maintenance. Besides the production of electricity, SHP does not produce any harmful discharge to the river. The water downstream the turbine is of exactly the same quality and

*Piccolo idroelettrico e
qualità delle acque*

quantity than before. A proof is that some SHP schemes dispense potable water downstream. In addition, SHP schemes assist in the maintenance of river basins by allowing recovering waste that flows in the river stream, monitoring hydrological indicators and refurbishing old SHP plants.

- *Trash rack material management:* Almost all modern small hydropower plants have a trash rack-cleaning machine, which removes material from the water to avoid it entering the plant waterways and damaging electromechanical equipment or reducing hydraulic performance. Each year tons of material (mainly plastic bags, bottles, cans as well as leaves, branches etc.) are removed from the river. Moreover biodegradable oils are more and more used in SHP plants.

The river ecosystem

Misure a protezione dell'ecosistema fluviale

In order to ensure that the environmental impacts of small hydro power schemes are kept to a minimum, SHP operators are required to conduct environmental impact assessments for any small hydropower project. These assessments allow hydro-biological analyses to measure the impacts to the flora and to the fauna in order to avoid irreversible damage and to define environmental impact mitigation measures. It is also required to establish a minimum reserved flow to maintain the quality of the river ecosystem with any significant alteration due to the small hydro plant. All definitions of reserved or minimum flow place emphasis on the protection of the existing ecology of the river.

Passaggi per i pesci

- Among these measures the installation of fish by pass systems has led to a considerable increase of the environmental performance of small hydro plants. Indeed, fish ladders help to avoid harm to the fish stock population migrating upstream the river, to their breeding sites.

Turbine ottimizzate per la fauna ittica

- The installation of turbines in a river system may in certain circumstances endanger fish (fish migrating downstream the river). Research work, carried out at large hydropower stations has shown that fish can and do get into the turbine, especially in periods of intensive fish movement along the river. To help minimize fish injury, turbine manufacturers have been carrying out studies based on computational fluid dynamics (CFD), with good results. Small hydropower plants also can take advantage of this research with methods developed for minimizing impact on fish from conventional turbines (Francis and Kaplan turbines). Meanwhile new concepts of turbines and re-invention of old concepts (hydrodynamic screws, water wheels) are typical of micro and mini hydro plants, allowing better integration into and preservation of the river life.

The landscape

By using local materials and local architecture techniques the visual impact of small hydropower plants can be minimized in order to integrate the powerhouse into the landscape. Noise can be minimized by proper noise abatement measures or underground works. At the same time the refurbishing and upgrading of old and abandoned mills contributes to cultural heritage protection.

*Integrazione
paesaggistica*

Multipurpose Hydro Schemes

Competition for use of water has always been strong, but especially in the last years it has become even stronger. A solution is the multi-use of water resources. This means combining electricity production with other water uses such as irrigation, recreation, and drinking water supply. This results in multiple use of water connected with small hydropower plant realization. Multipurpose schemes allow the best compromise among different public interests while reducing the environmental impacts.

*Integrazione degli
usi plurimi
dell'acqua*

ISO 14001 - environmental management systems

The small hydropower producers are concerned about the environmental protection and impacts minimization. For example the French association of Small Hydropower producers (GPAE) is continually promoting the voluntary environmental certification with ISO 14001 for the small hydropower plants in France. The principal objective of this international recognized environmental certification system is the continuous improvement of environmental performance of small hydropower plants.

*Strumenti di
certificazione*

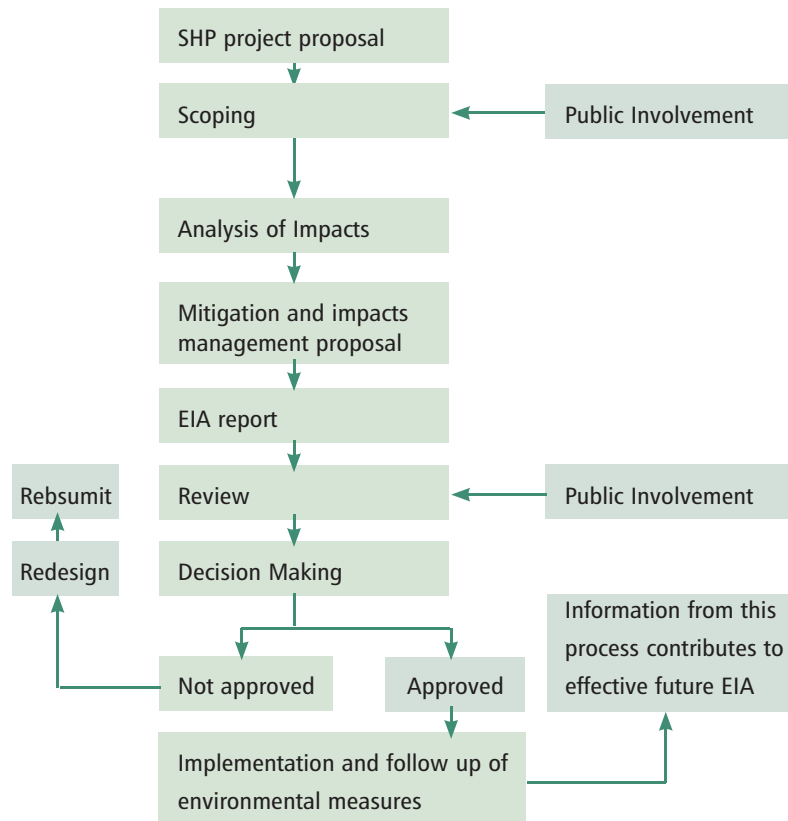


Figura 119.: The Environmental Impact Assessment process.

7.7 DOCUMENTO 7

Titolo	<i>Greenhouse gas Emissions from Reservoirs</i>
Autore	International Hydropower Association
Anno	2004

Brochure che affronta in forma sintetica il problema delle emissioni di gas serra da parte dei serbatoi utilizzati a fini idroelettrici, focalizzandosi su alcuni punti chiave ed elencando le principali fonti scientifiche in materia.

Since 1993, greenhouse gas (GHG) emissions have been measured on many reservoirs in northern climates (Canada, Finland) and in humid tropical areas (Brazil, French Guyana). It was widely assumed that dams were responsible for these emissions. The state of science has advanced significantly since then, notably because of increased availability of emissions data on a wide variety of ecosystems. These programs are changing completely the original perception. Natural lakes, rivers and floodplains emit as much GHGs as reservoirs and the question is now: Do reservoirs emit more GHGs than the natural ecosystems they replace?

Emissione di gas serra dai bacini idroelettrici

The need to define "net" emissions

Considering only total GHGs measured at the surface of reservoirs can be misleading; these measurements should be considered as "gross" emissions. "Net" emissions for which dams are responsible must consider the emissions from ecosystems before the creation of a reservoir. To define "net" emissions, it is essential to look at the different ecosystems that are replaced by freshwater reservoirs. Carbon dioxide (CO₂) and methane (CH₄) are the main greenhouse gases that must be considered. CH₄ emissions are important, because the global warming potential of CH₄ is 23 times stronger than CO₂ (over 100 years, per unit of weight). However, studies indicate emissions for hydro reservoirs are often 99% CO₂ and only 1% CH₄.

Un problema di misura e di trattamento dei dati

Two methods are used to discredit hydropower reservoirs:

- The first method: neglect natural emissions

When hydropower's GHG emissions are assessed, natural pre-impoundment emissions must be taken into account. This assessment of natural emissions must include ecosystems that are periodically flooded under natural conditions. Several alarmist publications have simply neglected to consider natural emissions. Given that many scientific articles have reported large natural emissions, this neglect is all the more misleading. For example, the following data were then published, by Aselman and Crutzen, in 1989. They reported average CH₄ emissions from natural ecosystems (in mg CH₄/m²/day): 15 for bogs, 253 for marshes, 84 for

Trascurare le emission gasses naturali

swamps, 100 for floodplains, 43 for lakes compared with about 90 for reservoirs.

*L'uso del caso
peggiore*

- The second method: use the worst cases
To define the performance of a hydropower plant, it is necessary to multiply the emissions factor (per m²) by the surface of its reservoir, and divide the result by the yearly generation (TWh). Reservoirs covering a large area per TWh will produce higher emissions (per unit of energy) than typical reservoirs. The table on the right shows the wide variations between projects and between countries. Hydropower opponents were able to create controversies by using extreme cases, such as the Petit Saut or Balbina schemes, with reservoirs 7 to 30 times larger than typical plants in Latin America. It is interesting to note that, in Brazil, large plants have a much better performance than small ones, and all the extreme cases are relatively small plants.

SIZE OF RESERVOIRS PER UNIT OF ENERGY		
Country averages in World Bank database	Scale of production	Area of reservoir km ² /TWh
Finland	12 TWh	63
Switzerland	38 TWh	5
China	94 TWh	24
Sweden	25 TWh	25
Asia	133 plants	41
Latin America	37 plants	105
Hydro plants located in Brazil (Rosa et al.) (assuming use factor of 60%)		
Itaipu	66.23 TWh	23
Tucuruí	22.29 TWh	109
Xingo	15.77 TWh	4
Serra da Mesa	6.70 TWh	266
Segredo	6.62 TWh	12
Miranda	2.05 TWh	25
Três Maria	2.08 TWh	500
Samuel	1.14 TWh	490
Balbina	1 TWh	3147
Barra Bonita	0.74 TWh	422
French Guyana		
Petit Saut	0.56 TWh	718

Figura 120.: Size of reservoirs per unit of energy

For hydropower reservoirs in northern ecosystems:

- Much research has been conducted and the need to distinguish between “gross” and “net” emissions is accepted widely.
- For northern reservoirs, “gross” emission factors (that overestimate true emissions) do not exceed 40 kt CO_{2e} (carbon

*Non sempre
l'idroelettrico è la
maggiore fonte di gas
serra*

dioxide equivalent)/TWh, even for reservoirs with large surface areas per unit of energy. In comparison, coal-fired generation has an emission factor of about 1000 kt CO_{2e}.

- When considering pre-impoundment emissions, “net” emissions from hydro with a typical reservoir would be about 10 kt CO_{2e}/TWh.
- Relative to typical values for hydro, coal-fired generation emits about 100 times more GHG and natural gas combined cycle turbines about 40 times more.

*Deve essere
considerate anche il
contributo
“naturale”*

7.8 DOCUMENTO 8

Titolo	<i>Proposals for a European Strategy of Research, Development and Demonstration for Renewable Energy from Small Hydropower (con Summary)</i>
Autore	European Small Hydropower Association
Anno	2005

Analisi e proposte di intervento riguardante i vari aspetti del settore mini idroelettrico che ancora necessitano di ricerca e sviluppo da promuoversi a livello europeo. Tra gli altri, viene sottolineata l'importanza della messa a punto di metodi oggettivi e standardizzati per la valutazione dell'impatto ambientale degli impianti di mini idroelettrico.

State of industry: Environment specialists

*Questioni ambientali
e sviluppo
industriale*

With the exception of a few small- and medium-sized companies, specialised in the design and construction of special fish passes, and device to attract fish to the passes, *no company supplies specific SHP solutions to environmental problems*. Several engineering companies have experiences with large hydro projects, but their know-how is not directly usable for small hydro, mainly for cost reasons.

Nevertheless, environmental-improvement measures are a success condition for any project. The linked construction constraints now required for SHP represent a substantial proportion of the total costs (up to 10-20%, in areas which, like natural parks, are environmentally particularly sensitive). The fact that increasing attention is being paid to environmental problems, and the consequent increase in the importance given to mitigation or compensation works, can represent an important market opportunity for small companies with relevant skills and know-how.

State of RDD (Research, Development and Demonstration)

Hydropower plants are built within an existing environment. The related RDD must therefore cover a very wide range of subjects focusing on eco-engineering and environmental integration. The main environmental problem with a SHP is the diversion of water from the river, reducing its natural discharge, as well as the creation of an obstacle by weir and intake structures, and the consequent ecosystem modifications. At present, RDD attempts to reduce the effect of the interruption of river flow, which essentially depends on fish by-pass efficiency and on the height of diversion works, *implicitly reducing environmental problems to fish problems*. However, we can also mention other subjects as generators noise, visual impact, etc.

*Trasferibilità e
adattabilità degli
studi sull'impatto
ambientale*

Universities, mainly for academic purposes, have carried out studies on the effects of water diversion on river ecosystems. The models

developed are mostly site-specific, and require, in order to be calibrated, numerous difficult and long-lasting measurements of on-site biotic parameters. These models are therefore not adapted to the construction of small-hydro plants, and their use, if imposed, would constitute a de facto impediment to the construction of such developments. It has to be noted that some countries have introduced quantitative minimum discharges in specific laws.

Up to now, little systematic RDD has been performed on reducing the impact on the environment of civil engineering works: no research activity, specifically addressed to the development of a final product has been made, although this field is the one with the highest environmental impact. Nevertheless, site-specific innovative solutions have been developed, but no results synthesis has been disseminated. RDD in Europe, addressing to the reduction of the impact of small hydro on the environment, has usually been funded by EU or some other public body. Indeed one of the main problems of SHPs in developed countries is their social acceptance per se.

RDD should create tools to help designers evaluate the global environmental impact of various options, so as to determine which mitigation and compensation measures have to be taken in order to improve the acceptability of SHPs from an environmental standpoint. In this view, the Hypse software, realized within the 5th FP, using a multi-criteria analysis for environmental impact assessment of SHP, is a first attempt to approach the water diversion problem on an objective basis.

Integrated design

An integrated design consists in designing a SHP as a whole, and not as the sum of a certain number of components. This allows not only to rationalize and standardize working methods, but also to use standard materials wherever possible. So far, developments have generally not been co-ordinated and, as designs have been oversimplified, they have not always achieved the expected results. With few exceptions, the design of small plants as a whole (integrated design) has not been undertaken nor developed on a large scale. The start-up of companies or associations, which can supply plants on a turnkey basis, must therefore be encouraged, and potential plant owners and operators should be made aware of the advantages of this method. An integrated design will prevent designers from considering that respect of the environment is just a burden. *Mitigation and compensation measures, which presuppose a negative impact, should be replaced by a design process where environment is considered as an important element.*

Bioengineering

Bioengineering is now used as a mitigation procedure aimed at reducing major mechanical and visual effects. Environment-friendly techniques applied to small hydro are essential to in-

Scarsità e specificità della ricerca esistente

La questione ambientale tra gli obiettivi di un progetto integrato

Praticabilità e costi delle soluzioni di ingegneria naturalistica

crease acceptance, but bioengineering should supply solutions that are compatible with technical, and energy production related requirements. It is therefore a priority to achieve higher reliability and to insure that these techniques have a solid engineering base. Higher penetration of bio-engineering in small hydro is only possible if related costs and technical reliability are comparable to traditional solutions. Cost reduction thus necessarily becomes a strategic priority.

Non-technical measures for environment integration

*Aspetti sociale e
"non tecnologici"
dell'integrazione
ambientale*

The local and global benefits that result from renewable energy are often forgotten because of prejudice against large hydro. This results in excessive environmental constraints, or the refusal of licenses to build the plant. Environmental and social integration of small hydro is fundamental. This consists in making the plant a physically pleasing (or at least acceptable) element, as well as one that is socially appreciated, and considered as an important local, renewable-energy source. Global environmental integration is essential if small hydro is to be better accepted by the local public. Research on new standardized methods to test local individual sensibility to environmental problems, and new solutions to achieve higher participation of the public in the design process, should be favored.

Fish passes

*Diversificazione delle
soluzioni*

One of the most common objections to new hydro systems is that they might harm or interfere with fish migration. Highly site-specific, as are all civil engineering works, no universal design exists for fish passes. Diverse ones (concrete fish ladders, rock ramps, Bordland lift, pool and step design, nature-like or not...) and device to attract fish to the passes are now available and installed. The fact that a large number of technologies exists shows that the ideal solution generally applicable has not been found yet. RDD in this field is still going on, and new systems are being tested. Different kinds of fish and aquatic life migration exist:

- fish migration to the upstream and downstream direction
- migration of larvae, juveniles and adults
- seasonal fish migrations, among them: the spawning season
- different migration behaviour depending on species.

Beside conventional, technical fish ladders, nowadays more and more natural-like pool passes are built. Most of them reveal themselves as being efficient, which means they have the following functions, for most of the fish species or for the aimed species:

- they allow beside upstream migration also downstream migration

- they create spawning grounds and biotopes
- they serve as a habitat for young fish.

Waterways

A set of rather new solutions is used to reduce environmental impact in high-head schemes:

*Riduzione degli
impatti per impianti
ad alta caduta*

- Hillside-channels and steel open-air penstocks on the head-race side replaced by under-ground plastic penstocks (glass reinforced plastics, HDPE) to reduce land occupation, visual impact, and maintenance.
- When the head is too high for this solution, maintenance-free penstocks, which are devoid of expansion joints, should be preferred if feasible, as it is thus not necessary to build tracks, roads or inclined planes to reach them.
- Completely accessible, uncovered anchoring blocks can also reduce the impact of penstock civil-engineering works and increase safety.

Because of their large dimensions and discharges, environment-friendly solutions for low-head waterways are difficult to design. However, important mitigation and compensation measures to reduce environmental impact begin to be taken, such as:

- design of head-race and tailrace channels, which serve ecological functions (that of a biotope)
- creation of structured embankments in semi-aquatic areas
- use of bioengineering in terrace, banks and splash zones.

Environmental Impact Assessment

In order to avoid evaluations that are unacceptably arbitrary or subjective, new assessment methods, which are acceptable to environmentalists, investors, and officers in charge of licensing, should be rapidly developed. A first step for further development could be the work realized within FP program (Guide to environmental approach and impact assessment of small hydroelectric plants - DIS 2037/98-IT). Moreover concerning reserved flow and environmental effects of water abstraction from rivers, *state-of-the-art models require abundant empirical calibration data collected, over long periods, along transverse sections of the river. RDD should investigate on methods which are both simple and reliable, to assess the environmental effects of water abstraction from rivers, by small hydro schemes.* The most cost-effective of these methods should be favored. Once reserved flow has been rationally established, a suitable control and monitoring system, guaranteeing the availability of the reserved flow and optimizing energy production, should then be designed.

*Studio di nuove
metodologie di
valutazione degli
impatti ambientali*

7.9 DOCUMENTO 9

Titolo	<i>IHA Sustainability Guidelines</i>
Autore	International Hydropower Association
Anno	2004

Linee guida per lo sviluppo sostenibile del settore idroelettrico (non solo mini), tese ad evidenziare gli aspetti economici, sociali ed ecologici che possono configurare la produzione di energia elettrica dall'acqua come sostenibile.

Hydropower is a major renewable energy resource that can play an increasingly important role in enabling communities around the world to meet sustainability objectives. As a high quality, reliable and flexible energy source it has a pivotal role in integrated energy systems. This flexibility, through energy storage in reservoirs, is increasingly being seen as a means of expanding the effective contribution of other less reliable and more dilute renewable energy sources, such as wind and solar energy. The multiple-use benefits of hydropower, particularly in relation to the availability, reliability and quality of fresh water supplies, can also contribute to a fundamental sustainability goal - the alleviation of poverty.

*Sostenibilità
ambientale, sociale
ed economica*

The International Hydropower Association (IHA) has produced these guidelines to promote greater consideration of environmental, social and economic aspects in the sustainability assessment of new hydro projects and the management and operation of existing power schemes. *Thorough sustainability assessments should ensure that detrimental social and environmental impacts are avoided, mitigated or compensated and positive outcomes are maximized.* Of necessity, the principles are generic since each particular power scheme and development project will have its own unique set of circumstances influenced by scale, geographic location, social, legal and political constructs. The guidelines will need to be adapted to the specific context of each particular project. The principles outlined in this document span the following six elements. Supporting comment provides further guidance where necessary:

- IHA policy
- The role of governments
- Decision making processes
- Hydropower - environmental aspects of sustainability
- Hydropower - social aspects of sustainability
- Hydropower - economic aspects of sustainability

*Valutazione di
istanze spesso
conflittuali*

The principles have been drafted to assist hydropower developers and operators with *the evaluation and management of often*

competing environmental, social and economic issues that arise in the assessment, operation and management of hydropower projects.

Environmental aspects of sustainability

Over the past decade, there have been substantial improvements in our understanding of the impacts of dams on riverine environments, and particularly those associated with hydropower developments. In line with this increased knowledge base, the management of environmental issues arising from hydropower is undergoing rapid improvement. *Targeted studies and monitoring programs have identified viable mitigation options and provided long-term assessments of their effectiveness.* Increased legislative and regulatory mechanisms have also driven these improvements. Changes in the approach to project planning and design have resulted in the maximization of positive outcomes and the reduction in severity or avoidance of impacts.

Conoscenza e sviluppo di misure di mitigazione ambientale

Issue for Management Consideration	Mitigation Options/Strategies
<p><i>Water quality</i> Changes in water quality are likely to occur within and downstream of the development as a result of impoundment. The residence time of water within a reservoir is a major influence on the scale of these changes, along with bathymetry, climate and catchment activities. Major issues include reduced oxygenation, temperature, stratification potential, pollutant inflow, propensity for disease proliferation, nutrient capture, algal bloom potential and the release of toxicants from inundated sediments. Many water quality problems relate to activities within the catchment beyond the control of the proponent.</p>	<p>Adequate data collection and an EIA process that identifies potential problems prior to dam design are critical. Design and operational systems that minimize as much as possible the negative impacts within the storage and downstream; examples include multi-level off-takes, air injection facilities, aerating turbines, and destratification capability. While removal of vegetation from proposed impoundments is expensive, the potential benefits for water quality means that at least some removal should be considered. Working with local communities and regulatory authorities in improving catchment management practices can have significant water quality benefits for hydro reservoirs.</p>

Continua nella prossima pagina

Continua dalla pagina precedente

Issue for Management Consideration	Mitigation Options/Strategies
<p><i>Sediment transport and erosion</i></p> <p>The creation of a reservoir changes the hydraulic and sediment transport characteristics of the river, causing increased potential sedimentation within the storage and depriving the river downstream of material. Sedimentation is an important sustainability issue for some reservoirs and may reduce the long-term viability of developments. Reduction in the sediment load to the river downstream can change geomorphic processes (eg. erosion and river form modification).</p>	<p>Development proposals need to be considered within the context of existing catchment activities, especially those contributing to sediment inflow to the storage. Reducing reservoir sedimentation through cooperation with local communities and regulatory authorities in improving catchment management practices is an option. Specific actions, such as terracing or reforestation, may need to be considered. In some cases sediment by-passes, flushing systems or dredging should be investigated. Operational or physical mitigation measures to reduce erosion of downstream should be considered for both proposed and existing developments and appropriate objectives set.</p>
<p><i>Downstream hydrology and environmental flows</i></p> <p>Changes to downstream hydrology impact on river hydraulics, instream and streamside habitat, and can affect local biodiversity. Operating rules should not only consider the requirements for power supply, but also be formulated, where necessary and practicable, to reduce downstream impacts on aquatic species and human activities.</p>	<p>Operating schedules should, where necessary and practicable, incorporate environmental water release patterns (including environmental flows) within the operational framework for the supply of power. Downstream regulating ponds and other engineering solutions may provide cost-effective alternatives to environmental flow releases directly from power stations. It is important that the environmental objectives of any flow release are identified in a clear and transparent manner. These releases need to be developed within the context of environmental sustainability and also take into account local and regional socio-economic factors. It is desirable that the environmental flow objectives be agreed with local communities.</p>
<p><i>Rare and endangered species</i></p> <p>The loss of rare and threatened species may be a significant issue arising from dam construction. This can be caused by the loss or changes to habitat during construction disturbance, or from reservoir creation, altered downstream flow patterns, or the mixing of aquatic faunas in inter-basin water transfers. Hydropower developments modify existing terrestrial and aquatic habitats, and when significant changes cannot be avoided, mechanisms to protect remaining habitats at the local and regional scale should be considered in a compensatory manner.</p>	<p>Plans to manage this issue need to be developed prior to construction and options for mitigation identified and assessed. Habitats of critical importance should be identified (within a wider regional context) and impacts to these avoided or minimised as much as possible during the design phase. Targeted management plans need to be developed for species of conservation significance. Translocations or habitat rehabilitation may be options, along with identification of suitable habitat for ?reserve? management.</p>

Continua nella prossima pagina

Continua dalla pagina precedente

Issue for Management Consideration	Mitigation Options/Strategies
<p><i>Passage of fish species</i> Many fish species require passage along the length of rivers during at least short periods of their life-cycle. In many places the migration of fish is an annual event and dams and other instream structures constitute major barriers to their movement. In some cases the long-term sustainability of fish populations depend on this migration and in developing countries local economies can be heavily reliant on this as a source of income.</p>	<p>The passage of fish is an issue that must be considered during the design and planning stage of proposed developments (dam site selection) and adequate consideration should be given to appropriate mechanisms for their transfer (eg. fish ladders, mechanical elevators, guidance devices and translocation programs). Large-scale downstream migration of some species may require mitigation measures to reduce mortality by passage through turbines. Appropriate and feasible options for facilitating passage are also an issue for existing developments.</p>
<p><i>Pest species within the reservoir (flora and fauna)</i> In some regions a significant long-term issue with reservoirs, irrespective of their use, is the introduction of exotic or native pest species. The change in environment caused by storage creation often results in advantageous colonization by species that are suited to the new conditions, and these are likely to result in additional biological impacts. In some instances, proliferation may interfere with power generation (eg. clogging of intake structures) or downstream water use through changes in the quality of discharge water (eg. algal bloom toxins, deoxygenated water).</p>	<p>Identifying the risk of infestation prior to development should also help identify potential options for future management or mitigation. Shorter residence time of water is one viable mechanism for reducing risk. Downstream water uses must also be considered when examining potential options for control.</p>
<p><i>Health issues</i> The changes brought about by hydro-power developments have the capacity to affect human health. Issues relating to the transmission of disease, human health risks associated with flow regulation downstream and the consumption of contaminated food sources (eg, raised mercury levels in fish) need to be considered. The potential health benefits of the development should also be identified.</p>	<p>Public health and emergency response plans should be developed in conjunction with local authorities. These plans, and their associated monitoring programs, should be relevant to the levels of risk and uncertainty. The health benefits due to improved water supply, economic improvements and flood control should be recognized. Proper reservoir management can be highly effective in eliminating mosquito-borne illnesses such as malaria.</p>

Continua nella prossima pagina

Continua dalla pagina precedente

Issue for Management Consideration	Mitigation Options/Strategies
<p><i>Construction activities</i> Construction needs to be carried out so as to minimize impacts on the terrestrial and aquatic environment. Where a new development is planned, there are a range of activities that can result in environmental impacts, both terrestrial and aquatic. Noise and dust may also be issues where the development is close to human habitation.</p>	<p>These issues should be adequately addressed during the EA stage and plans developed to manage these issues. Plans to manage specific issues may be required; e.g., rehabilitation of borrow pits, management of construction site drainage, storage and handling of chemicals. Similar plans to manage disturbance to terrestrial and aquatic fauna may also be required.</p>
<p><i>Environmental management systems</i> It is recommended that all hydropower schemes implement an independently audited environmental management system.</p>	<p>An environmental management system should allow for effective management of the range of environmental issues associated with the on-going operation of the hydropower scheme. The associated monitoring programs and environmental plans should ensure a program of continuous improvement in environmental management over the life of the project.</p>

Si conclude dalla pagina precedente

Tabella 3.: Key criteria that should be used in comparing various energy options.

7.10 DOCUMENTO 10

Titolo	<i>Role Of Hydropower In Sustainable Development</i>
Autore	International Hydropower Association
Anno	2003

Analisi delle potenzialità dell'idroelettrico in chiave di principale fonte di energia rinnovabile, inserita in un mercato in forte cambiamento che tende a non trascurare più i differenti aspetti della sostenibilità dello sfruttamento delle risorse.

In recent years, it has been increasingly recognized that all human socio-economic development necessitates modification of natural systems, but also that humankind is dependent on functioning ecosystems to survive; ecological processes sustain life on the planet. To support long-term human needs requires more intensive and wiser management of all natural resources, including water. The hydropower sector, encapsulated by both water and energy policy, has often found itself at the centre of the debate on sustainability. The World Commission on Dams (1998-2000) concluded that water infrastructure projects, including hydropower schemes, had "too often" been developed at an environmentally or socially unacceptable cost. Instead, a more inclusive process was recommended in the planning, development and management of water and energy schemes. A multi-stakeholder process is increasingly being adopted in many countries. One of the biggest issues is the failure to reach decisions within a reasonable time frame. In addition, a realistic estimate of the cost of the decision, including the do-nothing scenario, must be made known to all. The least sustainable outcome - a decision paralysis, or the instigation of endless and costly studies through risk-aversion is a temptation to be avoided. In Johannesburg, the World Summit on Sustainable Development (WSSD, 2002) stipulated in its Implementation Plan that hydropower of all scales should be included in the drive to increase the contribution of renewable energy throughout the world. Although the WSSD fell short of proposing specific targets, it issued a clear mandate to increase the role of hydropower substantially. This can be achieved by improving the existing stock of infrastructure, through upgrading, plant-life extension and improved operations, as well as the development of new projects.

*Sviluppo e
aggiornamento del
settore idroelettrico
in chiave sostenibile*

"Hydrodiversity": a question of type and scale

Hydropower projects are available in various forms and offer a wide diversity of scales that can meet many needs and contexts. According to the IEA (2000), hydropower projects can be classified in a number of ways, which are not mutually exclusive:

- by purpose (single or multi-purpose);
- by storage capacity (run-of-river or reservoir projects);

- by size ranging from micro (less than 100 kW), mini (100 kW-1MW) and small (1 MW-10 MW) sizes up to medium- and large-scale projects

Table 10 presents an overview of hydropower project types, the specific services that each type provides to the electric power system, and a summary of their main impact sources. The level of service is directly linked to the storage capacity, which mostly determines the extent of environmental impacts.

Type of project	Services provided	Main impact sources
Reservoir type	Annual energy production; Instant generating capacity; Flexibility in providing base load and peak load services	Changes of natural habitat and social impacts due to reservoir; Modification of river flows
Run-of-river	Base load with limited flexibility	Limited flooding River flows unchanged
Pumped-storage	Generating capacity only for a limited period; Net consumer of electricity	Impacts related to upper storage pool
Cross-watershed diversion	Energy only	Reduction of flow downstream of diversion; Increase of flow in receiving stream
Upgrading	Extends project life, sometimes with increased output	Few additional impacts
Multipurpose	Hydropower and other water uses	Impacts mainly due to reservoir Need to evaluate cumulative impacts of other water uses

Figura 121.: Types of hydroelectric projects: respective services and main impact sources

*Impatti ambientali:
confronto fra grande
e piccolo idroelettrico*

The large dam versus small dam debate is still unfolding. This debate has significant energy policy consequences and could also have serious implications for future hydropower projects. From an environmental standpoint, the distinction between renewable small dams and non-renewable large dams is arbitrary. By the laws of physics, all hydropower projects are renewable. It is not size that defines whether a project is sustainable or not, but the specific characteristics of the project, its location and the way the project is planned, implemented and operated.

Furthermore, when one compares small hydro with large hydropower on the basis of equivalent electricity production, the environmental advantage of small over large hydro becomes much less obvious. What is less damaging for the environment? One very large powerplant, on one river, with an installed capacity of 2000 MW, or 400 small hydropower plants of 5 MW on a hundred rivers? Could the overall impact of a single 2000 MW project be less than the cumulative impact of 400 small hydropower projects of 5 MW, given the number of rivers and tributaries that will be affected?

In addition, geometry demonstrates that a small object has more surface area in proportion to its volume than a large object, and the difference is quite significant. When doubling the sides of a cube, its surface area is 4 times larger but its volume is 8 times larger. This implies that to obtain the same water storage volume, the land mass inundated by 400 small hydropower plants of 5 MW is several times larger than the land mass inundated by a single 2000 MW plant. This involves several times the impacts on

habitats to provide the same storage volume of a single very large reservoir. Table 11 gives an indication of the land area inundated for different sizes of hydropower plants, sampled worldwide, per unit of generating capacity.

Although the total area inundated by the smaller projects may be larger than that of one big project, the overall impacts may be less severe (e.g. resettlers can move to higher grounds and remain in the village, wildlife movement is unimpaired, etc.) While it is obvious that a smaller human intervention on a specific habitat has fewer impacts than a very large intervention on the same habitat, hydropower projects should be compared from the point of view of the energy and power produced, that is to say, on the service provided to society. From this standpoint, the cumulative impacts of a multitude of small hydro projects might be larger than those of a single project, given the diversity of ecosystems that may be affected and the much larger cumulative surface area to be inundated for equivalent storage volume with small projects.

Preserving ecosystems

Hydropower uses the energy of moving water to generate electricity without altering the characteristics of the water flowing through the turbines. As long as rain falls and rivers flow, hydropower can be produced without depleting natural resources.

Dams are one of the significant human interventions in the hydrological cycle. They modify in both obvious and subtle ways and across a wide range of temporal and spatial scales, the conditions to which ecosystems have adapted. The responses of aquatic ecosystems to dams are multiple, varied and complex and a function not just of the dam structure and the way it is operated, but also local sediment supplies, climate and the attributes of the local biota. Furthermore, the impacts of a dam may occur a long way from where it is built.

Environmental protection is not a new idea in the hydropower industry. For many years engineers, environmental scientists and ecologists have sought to understand how dams affect the ecology of rivers and to determine how the adverse effects are best prevented or rectified. These efforts have resulted in the development of a broad range of avoidance and mitigation strategies. The integration of environmental considerations into the planning and operation of large dams is now more or less standard practice and, although not always completely successful, mitigation and compensation measures have reduced the incidence of negative environmental impacts. Furthermore, all options for electricity generation result in some negative environmental impacts, so when considering the environmental consequences of hydropower it is necessary to compare the environmental impacts of alternative power generation options.

Fossil fuel generation is a significant threat to ecosystems because of its numerous emissions (i.e. CO₂, SO₂, NO_x, particles, mercury and VOC). As well as global warming, deposition of

*Sviluppo di misure
di mitigazione*

these pollutants causes, amongst other negative impacts, soil and freshwater acidification. In many developing countries, hydropower is the only large-scale alternative to coal and because it emits no NO_x, SO_x, particles, mercury, VOC and very little CO₂ may overall, have less impact on the biosphere. Hydropower supplies about 19% of the world's electricity needs, offsetting mainly fossil-fuel-fired thermal generation. The avoided GHG emission is substantial, equivalent to the combined emission of all passenger cars in the world.

*La questione
ambientale nella fase
di progetto
dell'impianto*

In order to reduce the negative impacts on ecosystems, any hydropower scheme has to be carefully planned and implemented, with particular attention to the efficiency of mitigation and enhancement measures. It is crucial that, from the earliest planning stages, a rigorous approach be adopted which aims at avoiding and minimizing negative environmental impacts through cautious site selection. Furthermore, it is essential that best efforts are made to compensate the loss of natural habitats, especially for vulnerable species.

*Alcuni impatti
positivi*

Not all the environmental impacts of a dam are necessarily negative. Often the construction of a reservoir results in benefits to some species. Once a reservoir has formed and reached a state of stability, its subsequent dynamic behavior is often (although not always) similar to that of a natural lake. Consequently, the reservoir will benefit those aquatic species that prefer still water to moving water. In England and Wales, there are more than 500 reservoirs. These provide habitat for birds and other water associated organisms and are particularly valuable because extensive areas of wetland have been drained. The general importance of these reservoirs to wildlife conservation is indicated by the designation of 174 as Sites of Special Scientific Interest.

7.11 DOCUMENTO 11

Titolo	<i>Sustainability assessment protocol</i>
Autore	International Hydropower Association
Anno	2006

Documento a supporto delle Sustainability Guidelines, teso a fornire gli strumenti per la valutazione dei progetti di nuovi impianti idroelettrici in relazione ai criteri esposti dalle guidelines stesse.

The Sustainability Assessment Protocol has been developed primarily to assist IHA members in assessing performance against criteria described in the IHA Sustainability Guidelines.

The document is in three sections. The first section (Section A - New Energy Projects) gives general guidance on sustainability issues that should be considered when assessing new energy projects. This section describes each of the 20 selected sustainability aspects, and lists key considerations and assessment requirements for each aspect. It can be used as part of a preliminary due diligence review of proposed new energy projects.

Aspetti della sostenibilità

Assessments associated with the second section (Section B - New Hydro Projects) and third section (Section C - Operating Hydropower Facilities) rely on objective evidence to support a sustainability score against each of twenty sustainability aspects. These aspects of sustainability have been selected to give appropriate coverage to relevant economic, social, and environmental issues. Assessment is scored from 5 through to zero, and looks at both process and performance against each aspect or criteria.

Valutazione dei fattori che influenzano la sostenibilità

Assessing process relies on the presence of a systematic approach to managing economic, social and environmental issues. The next section in this document, *A Systematic Management Approach to Sustainability*, provides more detail on this. A section titled *Obtaining Objective Evidence* is also included to assist in the process of obtaining scores against each of the twenty sustainability aspect:

1. Demonstrated need for the project
2. Government and proponent policies
3. Political risk and regulatory approval
4. Site selection and design optimization
5. Design, construction, and operational risks, and sustainability performance of partners and suppliers
6. Project finance risk
7. Economic viability and service delivery
8. Markets, innovation, and research
9. Additional benefits and capacity building

10. Short and long term reliability
11. Planned operational efficiency
12. Community acceptance
13. Social impact assessment and management planning
14. Extent and severity of social, economic and cultural impacts on directly affected stakeholders
15. Safety issues and hazards
16. Cultural heritage
17. Environmental impact assessment and management planning
18. Extent and severity of predicted environmental impacts
19. Air, water, and ground emissions, and waste management
20. Greenhouse gases

7.12 DOCUMENTO 12

Titolo	<i>Studio di prefattibilità di un piccolo impianto idroelettrico - Check list</i>
Autore	European Small Hydropower Association
Anno	2005

Check list utilizzabile in allegato alla guida allo sviluppo di un mini impianto idroelettrico, che tocca principalmente gli aspetti legati a produzione di energia, integrazione con l'ambiente, costi di investimento e valutazione economica.

Lo scopo di questo documento è quello di fornire una guida a nuovi investitori privi di esperienza specifica ai processi coinvolti nello sviluppo di piccoli impianti idroelettrici. L'obiettivo principale è di guidare l'investitore/sviluppatore attraverso il processo di determinazione della fattibilità del progetto usando un semplice approccio passo/passo. Un investitore che desiderasse realizzare un nuovo impianto idroelettrico o rinnovare uno esistente deve raccogliere una gran quantità di informazioni tecniche, ambientali e finanziarie, discutere il progetto con varie autorità preposte così come conoscere il punto di vista di coloro che sono direttamente influenzati dal progetto. Tutte queste informazioni devono essere disponibili prima di decidere se avviare o meno l'acquisizione di tutte le autorizzazioni necessarie. L'acquisizione di tutte le informazioni e la redazione di tutti gli elaborati necessari per le pratiche autorizzative può avere costi significativi - come, per esempio, tutto quanto richiesto per una Valutazione d'Impatto Ambientale - e deve essere fatto da specialisti. Per molti piccoli impianti idroelettrici il costo di questo lavoro può essere una porzione significativa del costo totale del progetto. Tali costi sono poi sostenuti senza nessuna certezza che il progetto ottenga poi tutte le autorizzazioni necessarie alla costruzione dell'impianto. Questo ostacolo economico è in grado di far desistere dall'intraprendere l'iniziativa nel piccolo idroelettrico un nuovo potenziale investitore o da futuri investimenti chi, essendo già incorso in passato in spese elevate in altri progetti, volesse riprovarci. Questa guida ha quindi lo scopo di incoraggiare investimenti nel settore delle Energie Rinnovabili, come l'idroelettrico, semplificando il processo ed abbassando il costo delle prime fasi d'approccio (pre-fattibilità). Si auspica che la guida aiuti l'investitore nel decidere se procedere con il progetto nel fornire a vari funzionari informazioni sufficienti perché possano dare un'indicazione su potenziali barriere o dinieghi all'approvazione del progetto già nelle sue prime fasi di sviluppo.

La guida condurrà il potenziale investitore/sviluppatore attraverso i passi seguenti della pre-fattibilità:

- *Produzione di energia*

Questo passo è relativo alla determinazione della risorsa idrica disponibile o da dati pluviometrici, dalla dimensione

Questioni economiche legate agli studi di pre-fattibilità

del bacino imbrifero afferente, da modelli di deflusso e da velocità d'evaporazione oppure direttamente da dati di portata fluente nel corso d'acqua. Il salto, cioè il dislivello d'acqua disponibile, e la portata devono essere usati per calcolare la potenza e la producibilità annua dell'impianto.

*Discussione delle
alternative
progettuali con le
autorità e i diversi
portatori di interessi*

- *Integrazione nell'ambiente*

In questa fase si dovrà discutere preliminarmente il progetto con i vari funzionari preposti per individuare la quantità d'acqua derivabile dal corso d'acqua, il Deflusso Minimo Vitale che deve essere rilasciato a valle delle opere di presa per la protezione della biodiversità acquatica e la sopravvivenza dell'ecosistema fluviale ed ogni altra misura di mitigazione dell'impatto ambientale necessaria. Le autorità locali deputate alla pianificazione edilizia, urbanistica e territoriale potranno dare indicazioni specifiche per quanto loro compete. Può essere necessario predisporre alcuni schemi di massima allo scopo, ragion per cui è opportuno contattare sin da questa fase costruttori di turbine che in gran parte sono in grado di fornire schemi sommari d'impianto a costi minimi o nulli. È inoltre opportuno avviare la discussione del progetto con i confinanti ed i gruppi di pressione locale (pescatori, associazioni ricreative) in modo che mettano sul tavolo sin d'ora le proprie preoccupazioni e considerazioni.

- *Costi d'investimento*

La fase finale è quella di raccogliere tutte le informazioni necessarie sui costi in modo da consentire una valutazione economica: è quindi necessaria una stima dei costi di investimento e di quelli d'esercizio e manutenzione dell'impianto. I costi d'investimento comprenderanno, oltre ai costi delle opere vere e proprie (fabbricati, accessi, opere di derivazione in alveo e di presa, apparecchiature elettromeccaniche), le spese tecniche (progettazione e direzione lavori), quelle per l'ottenimento di tutte le autorizzazioni, senza dimenticare l'acquisizione delle aree dell'impianto o la costituzione di servitù ed i costi di allacciamento alla rete elettrica, se del caso. I costi d'esercizio sono quelli relativi alla conduzione quotidiana dell'impianto nel corso della sua vita utile:

*Valutazione
complessiva delle
differenti categorie di
costo*

1. Tasse sul reddito d'impresa
2. Costi per il personale di gestione
3. Costi di manutenzione ordinaria e per riparazioni
4. Canoni e balzelli vari
5. Costi per l'accesso alla rete elettrica (se del caso)

I costi d'esercizio e manutenzione si stimano tipicamente come una percentuale dell'investimento.

- *Valutazione economica*

Sulla base delle informazioni raccolte relative alla produci-

bilità annua è possibile stimare i ricavi medi annui. Per far ciò è necessario conoscere il valore dell'energia prodotta e dei Certificati Verdi associati alla produzione di energia rinnovabile. Con le informazioni contenute nella checklist una stima complessiva dei flussi di cassa annuali dell'investimento diventa così possibile ed anche la determinazione del tasso interno di rendimento e del tempo di ritorno dell'investimento. È bene infine verificare se esistono a livello locale forme di incentivazione e contributo per la realizzazione di impianti da fonte rinnovabile.

Redazione di un piano economico comprensivo di eventuali incentivi alla produzione

7.13 DOCUMENTO 13

Titolo	<i>I documenti a corredo della domanda di concessione della derivazione</i>
Autore	Progetto SMART
Anno	2009

Documento che riassume la documentazione da produrre per l'introito di una domanda di concessione per una derivazione a fini (mini) idroelettrici, classificata in descrizione generale del sito, descrizione tecnica del progetto, analisi economica e finanziaria e studi di impatto ambientale.

Confronto fra Paesi europei

In tutti i paesi dell'Unione europea la realizzazione di mini centrali idroelettriche necessita di un permesso da parte delle autorità per l'utilizzo dell'acqua. La procedura per l'acquisizione di questa autorizzazione varia da un Paese all'altro, ma in generale le domande devono essere corredate della documentazione tecnica che dia all'autorità competente l'informazione necessaria per il rilascio della concessione. Il presente documento, in forma di linea-guida, vorrebbe fornire alle autorità responsabili della concessione dell'uso dell'acqua una panoramica dell'informazione di carattere tecnico necessaria per la valutazione di un progetto mini-idroelettrico tipico. Inoltre, vorrebbe dare loro un aiuto nell'analisi tecnica della richiesta di concessione e facilitare la decisione fra diverse domande per lo sfruttamento dello stesso sito. Ogni domanda di concessione dovrà essere corredata della documentazione tecnico-economica che fornisca in maniera esauriente tutte le informazioni in merito al progetto. In particolare, i documenti che dimostrino la fattibilità tecnica ed economica del progetto e lo studio del suo impatto ambientale. Di seguito sono brevemente discusse le varie voci che devono essere studiate e descritte in un progetto di un impianto mini-idroelettrico.

caratterizzazione geomorfologica, schema d'impianto, disponibilità della risorsa idrica

- **Descrizione generale del sito**
 Questo voce dovrà contenere la descrizione delle caratteristiche del sito dal punto di vista topografico e geomorfologico. Inoltre, dovrà includere la stima della disponibilità della risorsa idrica e il suo potenziale di generazione, nonché una descrizione dettagliata del progetto. Sarà conveniente segnalare qui il tipo di schema proposto (centrale ad acqua fluente, centrale a piede diga, centrale integrata a un dispositivo di derivazione, canale o condotta in pressione, per esempio di un acquedotto) e le principali caratteristiche di ognuno dei componenti. Dovranno essere segnalati anche ogni tipo di vincolo specifico del sito e/o la sensibilità ambientale.
- **Descrizione tecnica del progetto**
- **Analisi economica e finanziaria**

- Studio di impatto ambientale

Anche se l'energia idroelettrica è considerata energia pulita perché non produce anidride carbonica o sostanze inquinanti, l'ubicazione degli impianti in aree sensibili potrebbe produrre effetti locali che non sono sempre trascurabili. Questi impatti normalmente sono proporzionali alla potenza installata, ne consegue che gli effetti negativi sull'ambiente degli impianti mini-idro sono, in generale, abbastanza piccoli. Tuttavia, nella maggior parte dei Paesi della Comunità europea una valutazione dell'impatto ambientale (VIA) è richiesta al fine di ottenere la concessione d'uso dell'acqua (Direttiva 2000/60/CE Water Framework Directive).

Lo studio ambientale pertanto, dovrà essere un'analisi, scientifica e tecnica, che faccia un inventario della situazione attuale e preveda le conseguenze negative per l'ambiente a carico della realizzazione del progetto e dell'operazione dell'impianto. Questo studio dovrà riguardare la fauna e la flora, il paesaggio, il suolo, l'acqua, l'aria, il clima, l'ambiente naturale e gli equilibri biologici, la tutela dei beni e del patrimonio culturale, la vita dei cittadini (rumore, vibrazioni, odori, fulmini), l'igiene, la sicurezza e la salute pubblica.

Recentemente, al fine di velocizzare le pratiche di concessione dell'acqua per la produzione di energia elettrica con impianti mini-idroelettrici, le autorità di molti Paesi europei non richiedono la VIA completa per gli impianti con una potenza installata inferiore a 3 MW. In ogni caso, ciascuna domanda di concessione dovrà comprendere uno studio che includa una descrizione accurata dal punto di vista ambientale del sito e le indicazioni su tutti gli oneri e gli impatti a livello locale che il progetto potrebbe produrre. Inoltre, vi dovranno essere chiaramente indicate le strategie e le misure di mitigazione previste.

Casi con procedure di VIA semplificata

- *Descrizione ambientale generale del sito*

Al fine di potere individuare l'impatto ambientale complessivo del sistema proposto, sarà necessario eseguire un sopralluogo accurato del sito seguito dalla descrizione dettagliata del tipo e dello stato della vegetazione e delle diverse specie di uccelli, mammiferi e, naturalmente, della popolazione acquatica. Inoltre, si dovranno indicare i dati di qualità dell'aria e dell'acqua e descrivere il livello di presenza umana e di ogni sua attività che potrebbe essere disturbata dalla realizzazione e/o operazione dell'impianto mini-idro. Si dovranno includere fotografie della zona.

Popolazioni animali e vegetali, qualità dell'aria e dell'acqua, antropizzazione

- *Identificazione degli impatti*

I diversi impatti ambientali dei sistemi mini-idroelettrici dipendono in maniera importante dalla posizione e dalla tecnologia specifica dell'impianto. Uno schema in alta montagna isolato, con una lunga derivazione

*Diversificazione
degli impatti in
relazione al contesto
di inserimento*

e situato in una zona estremamente sensibile, può generare un impatto molto maggiore di uno schema a basso salto nella pianura antropizzata. All'interno della Comunità Europea alcuni gruppi di esperti che eseguono valutazioni di impatto ambientale hanno elaborato una descrizione esaustiva dei possibili impatti ambientali dovuti agli impianti idroelettrici. Questi studi sono disponibili in letteratura (vedi le tabelle seguenti) e suggeriscono di distinguere gli impatti fra temporanei (ovvero, quelli che con buona probabilità si presenteranno solo durante il periodo di costruzione) e permanenti (dovuti al funzionamento dell'impianto lungo tutta la sua vita utile).

1. Impatti durante la costruzione
2. Impatti durante il funzionamento
3. Impatto della linea elettrica

– *Mitigazione degli Impatti ambientali*

Se possibile, l'entità degli impatti ambientali individuati dovranno essere confrontati con i livelli di soglia stabiliti nella normativa in vigore. A tal fine, la Comunità europea negli ultimi anni ha pubblicato diversi regolamenti che indicano l'intervallo di tolleranza di diversi aspetti ambientali come l'inquinamento dell'aria e dell'acqua, il livello di rumore, ecc. Per ridurre l'impatto ambientale si possono adottare diverse misure di attenuazione. La scelta del tipo di misura da adottare segue in generale criteri soggettivi o ragioni economiche. Qualsiasi misura di mitigazione o strategia ambientale può essere accettata, a patto che raggiunga l'obiettivo. Alcuni tipi di misure per la mitigazione dell'impatto ambientale possono essere concordate direttamente con le autorità che rilasceranno la concessione. Tutte le strategie di mitigazione incorporate nel progetto rappresentano un costo che dovrà rappresentare una piccola percentuale del totale degli investimenti.

*Esame dei costi per
le misure di
mitigazione*

- Connessione alla rete
- Immobili Terreni
- Documenti di supporto

EVENTI DURANTE LA COSTRUZIONE	PERSONE O COSE DANNEGGIATE	IMPATTI	LIVELLO
Rilievi Geologici	Fauna	Rumore	Basso
Deforestazione	Foreste	Modificazioni del habitat	Medio
Allargamento delle strade	Pubblico in generale	Nuove opportunità, Modificazioni del habitat	Medio
Movimenti di terra	Geologia del sito	Stabilità dei pendii	Basso
Scavo di gallerie	Idro-geologia del sito	Alterazione delle cornici sotterranee	Basso
Riparto di materiale riempire	Geologia del sito	Stabilità dei pendii	Basso
Costruzione di argini	Ecosistema acquatico, idro-morfologia del sito	Alterazione del regime fluviale	Medio
Accumuli di terra	Geologia del sito	Stabilità dei pendii	Basso
Spostamento temporale di strade, persone, linee elettriche, ecc.	Pubblico in generale	Alterazione della qualità di vita	Trascurabile
Costruzione di strade e capannoni	Fauna, Pubblico in generale	Invasione paesaggistica, disturbi alla fauna	Basso
Cambiamenti al corso d'acqua	Ecosistema acquatico	Modificazioni del habitat	Medio
Deviazione temporanea dei fiumi	Ecosistema acquatico	Modificazioni del habitat	Alto
Uso di scavatori, camion, elicotteri, macchine, ecc.	Fauna, Pubblico in generale	Rumore	Alto
Presenza umana	Fauna, Pubblico in generale	Rumore	Basso

Figura 122.: Impatti durante la costruzione

EVENTI IN DURANTE IL FUNZIONAMENTO	PERSONE O COSE DANNEGGIATE	IMPATTI	LIVELLO
Energia rinnovabile	Pubblico in generale	Riduzione dell'inquinamento	Alto
Sbarramento	Ecosistema acquatico	Modificazioni del habitat	Alto
Opere permanenti in alveo	Ecosistema acquatico	Modificazioni del habitat	Alto
Opera di presa e derivazione	Ecosistema acquatico	Modificazioni del habitat	High
Condotta forzata	Fauna	Invasione paesaggistica	Medio
Linea elettrica	Pubblico in generale, Fauna	Invasione paesaggistica	Basso
Ripraps	Ecosistema acquatico, Pubblico in generale	Modificazioni del habitat, Invasione paesaggistica	Basso
Innalzamento sponde	Ecosistema acquatico, Pubblico in generale	Modificazioni del habitat, Invasione paesaggistica	Basso
Cambiamento del regime fluviale	Pesci	Modificazioni del habitat	Alto
Idem	Flora	Modificazioni del habitat	Medio
Idem	Pubblico in generale	Modificazione nelle attività di ricreazione	
Rumore del gruppo elettromeccanico	Pubblico in generale	Alterazione della qualità di vita	Basso
Scavi in alveo	Ecosistema acquatico Pubblico in generale	Miglioramento della qualità dell'acqua	Alto

Figura 123.: Impatti durante il funzionamento

7.14 DOCUMENTO 14

Titolo	<i>Piccole centrali idroelettriche in Europa - Manuale delle procedure amministrative richieste</i>
Autore	Progetto SMART
Anno	Luglio 2009

Documento di sintesi e confronto delle normative e delle procedure amministrative che regolano la concessione di diritti d'uso per lo sfruttamento della risorsa idrica a fini idroelettrici, con individuazione dei punti deboli e di forza delle differenti situazioni nazionali, e dei principali conflitti legati all'uso dell'acqua.

Standardizzazione delle procedure di concessione per la riduzione delle barriere legali al piccolo idroelettrico

Il progetto SMART si compone di 6 Work Package. Il presente Manuale è stato sviluppato nel contesto del Work Package 2 "Riesame della normativa, delle procedure legali e delle questioni ambientali". Il Manuale offre un riesame delle normative, delle procedure legali istituzionali e delle questioni ambientali valutando i più recenti sviluppi sull'implementazione delle centrali idroelettriche di piccole dimensioni nei paesi europei/partner identificando punti di forza, ostacoli principali e punti di debolezza delle esistenti prassi di concessione. Lo scopo è quello di ridurre le barriere legali, attraverso l'attuazione di procedure standard/chiare per ottenere il rilascio delle concessioni. Questo avrà come conseguenza una maggiore consapevolezza del potenziale del piccolo idroelettrico e dei benefici correlati alla sua utilizzazione. Tra gli altri risultati diretti attesi troviamo: miglioramento nella gestione delle risorse idriche, tenendo in considerazione la necessità di produrre energia elettrica attraverso il piccolo idroelettrico; sviluppo della conoscenza del potenziale dell'energia elettrica prodotta da piccolo idroelettrico nel territorio da parte delle pubbliche amministrazioni e delle istituzioni correlate; aumento dell'interesse degli stakeholder ad investire nel piccolo idroelettrico, anche attraverso iniziative congiunte pubblico/privato; aumentare la diffusione delle iniziative connesse al piccolo idroelettrico incluse nuove opportunità tra gli utenti finali in generale; scambi di esperienze relative alla generazione di energia elettrica da centrali di piccole dimensioni, all'interno della partnership e con altri paesi europei, ampia diffusione dei risultati del progetto SMART nei paesi europei.

Destinatari del documento

Il Manuale si rivolge a tutti i gruppi e alle persone "che ruotano intorno" all'utilizzo dell'energia idroelettrica ed in particolare al piccolo idroelettrico. Ovvero: amministratori pubblici, produttori, distributori/venditori, centri di ricerca, utenti di questa fonte energetica e ad altri gruppi che abbiano una qualsiasi influenza sui processi. I target group principali sono: enti pubblici locali che devono concedere l'utilizzo dell'acqua; decisori regionali/nazionali organizzati e transnazionali, rappresentanti di numerose entità nei loro paesi; decisori politici nei paesi partecipanti e in tutta l'Europa; investitori; piccole e medie imprese;

imprenditori; centri di ricerca; università; divulgatori di professione come agenzie per l'energia; organizzazioni ambientaliste; organizzazioni no profit; la European Small Hydropower Association (ESHA) + RES associations (associazioni FER). Utilizzando le raccomandazioni del Manuale, saranno in grado di agire in modo più efficace, migliorando la loro consapevolezza e conoscenza dei problemi associati alla diffusione del Piccolo Idroelettrico. La promozione della produzione di energia elettrica da piccolo idroelettrico in Europa contribuirà all'intensiva diffusione del Piccolo Idroelettrico, che avrà impatti ambientali, economici e politici positivi.

Il Manuale è composto da cinque capitoli.

- Nel Capitolo 1 "Principi inalienabili relativi al diritto di utilizzo dell'acqua e all'autorizzazione per Piccolo Idroelettrico nei diversi paesi dell'Unione Europea", vengono esposti i principi inalienabili (accenni agli utilizzi concorrenziali dell'acqua) e i tipi di permessi dei paesi partner.
- Nel Capitolo 2 "Analisi delle normative relative al Piccolo Idroelettrico nei diversi paesi dell'Unione Europea (Italia, Croazia, Grecia, Norvegia, Austria, Portogallo, Spagna, Serbia, Bosnia-Erzegovina, Bulgaria, Romania, Germania e Polonia)", viene esposta una panoramica generale sullo stato dell'implementazione del Piccolo Idroelettrico, le istituzioni responsabili di fare e dare esecuzione alle leggi, alle norme, alle autorizzazioni e alle procedure, una revisione delle normative ed accenni alle forme di sostegno statale alla produzione di energia elettrica da Piccolo Idroelettrico sia nei paesi partner che nei paesi limitrofi.
- Il Capitolo 3 "Analisi delle procedure ambientali ed amministrative relative al Piccolo idroelettrico nei diversi paesi partner" offre una definizione legale di Piccolo Idroelettrico, indica le autorità delegate e coinvolte nei paesi partner e descrive procedure quali la Valutazione di Impatto Ambientale, l'Ottenimento della concessione all'utilizzo dell'acqua, l'Autorizzazione a costruire una piccola centrale idroelettrica e l'Autorizzazione a costruire una linea elettrica per il Piccolo Idroelettrico - procedura per collegare le centrali alla rete elettrica nazionale. Tutte le procedure vengono esposte insieme ai documenti tecnici necessari alla presentazione della domanda (sezioni tecniche, economiche e ambientali delle leggi), tempi delle procedure (dalla presentazione della domanda alla concessione della licenza), costi (tasse, quote procedurali ed altri costi di compensazione), criteri di valutazione e diagrammi di flusso.
- Nel Capitolo 4 "Revisione critica delle diverse normative relative ai punti del Capitolo 3", vengono esposte le debolezze e i punti di forza delle diverse normative e i principali conflitti connessi all'utilizzo dell'acqua nei paesi partner.

- Il Capitolo 5 “Strategie per migliorare le normative esistenti” offre raccomandazioni, metodologie e strumenti a coloro che fanno domanda di autorizzazione nei diversi paesi partner.

Il Capitolo 4 del documento prodotto dal progetto SMART, come accennato, esamina i punti deboli e i punti di forza delle normative vigenti in alcuni paesi europei in materia di idroelettrico, con lo scopo principale di individuare le principali barriere non tecnologiche (e quindi essenzialmente legislativo-burocratiche) allo sviluppo e alla diffusione del piccolo idroelettrico, sottolineandone al contempo le possibilità di una maggiore armonizzazione con altri aspetti del problema, quelli ad esempio quello ambientale o economico.

I seguenti, secondo i relatori del documento, sono i punti deboli del quadro normativo italiano:

*Equiparazione
sostanziale di grandi
e piccole derivazioni*

- Non esistono differenze sostanziali tra concessioni di micro/mini derivazione e quelle di grande derivazione: è la prima barriera non tecnologica allo sviluppo delle mini centrali idroelettriche perché la procedura generale per il rilascio della concessione all’uso dell’acqua è molto complessa sia in termini di documentazione da presentare sia in termini di passaggi procedurali da affrontare e si traduce, per il richiedente, in un impegno economico così notevole da rendere alcune tipologie di impianto economicamente insostenibili, soprattutto per le micro centrali idroelettriche (fino a 100 kW). In tale casistica rientrano i micro impianti idroelettrici che, posti lungo la rete idrica secondaria creata a scopo di irrigazione, non sottraggono acqua, ma la restituiscono ad una quota comunque utile per l’irrigazione. Spesso le micro centrali hanno un interesse solo per l’autoproduzione, magari per l’allaccio alla centralina dell’abitazione posta nella stessa località dell’impianto e la mancata appetibilità in termini di producibilità dell’impianto sommata ad una notevole fatica nell’ottenimento della concessione all’uso dell’acqua portano gli interessati ad abbandonare l’idea considerandola economicamente non sostenibile.

*Soglia
dell’assoggettabilità
a VIA*

- Soglie troppo basse per la verifica regionale di VIA: relativamente alla procedura di VIA sarebbe interessante proporre delle soglie diverse rispetto a quelle esistenti, che portano gli impianti ad essere assoggettati alla procedura di valutazione di impatto ambientale. Al momento, la soglia per la procedura di verifica è pari a 200 l/s, se le centrali si trovano in aree naturali protette la soglia dei 200 l/s si dimezza e il progetto della centrale va direttamente alla VIA, e le relative procedure prevedono la presentazione di un’abbondante documentazione finalizzata a valutare l’impatto di impianti spesso di modeste entità, con tipologia ad acqua fluente e con immediata restituzione delle acque appena a valle della ferma, per le quali risulta evidente che il

vantaggio fornito alla società, dallo sfruttamento energetico dell'acqua, è di gran lunga superiore all'impatto dovuto alla loro realizzazione. Dovrebbero essere modificati i criteri di assoggettabilità legandoli, in questi casi, non solo alla quantità d'acqua, ma anche alle modalità di derivazione e rilascio della stessa.

- Le spese di compensazione non sono codificate: tali spese, correlate alle istruttorie, sono previste in sia in termini di pagamento di un canone sul rilascio delle concessioni all'uso dell'acqua (sovracononi) sia in forma meno esplicita all'interno delle norme legate alle competenze di enti gestori di Parchi e Comuni per la compensazione del "danno" ambientale. Sono proprio gli Enti ed i Comuni che aggravano i costi di realizzazione dell'impianto richiedendo spese di compensazione in modo tanto consistente quanto imprevedibile, sia in termini di quantificazione che di modalità della loro applicazione. La mancanza di una vera e propria codifica delle spese di compensazione richieste dagli Enti e Comuni rischia di rendere più o meno fattibili impianti di natura simile sullo stesso sito, in termini di impatto e occupazione del suolo, causato dalla realizzazione dell'opera.
- Incertezza sui dati relativi alle risorse idriche: un aspetto che limita lo sviluppo del mini idroelettrico è legato all'incertezza delle risorse idriche, poiché, in Italia è assente una banca dati tecnica in grado di fornire i dati di portata delle risorse idriche sfruttate, elemento essenziale per poter operare una scelta tecnicamente ed economicamente sostenibile. I dati a disposizione non sono sempre certificati, sono spesso discordanti e quasi mai supportati da una indicazione precisa sull'origine, a riguardo è importante sottolineare che la normativa nazionale italiana ha individuato nell'ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale) l'ente nazionale preposto a svolgere compiti e attività tecnico-scientifiche di interesse nazionale per la protezione dell'ambiente, per la tutela delle risorse idriche e della difesa del suolo. All'interno di tale capitolo trovano collocazione le competenze originariamente affidate ad ANPA (Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente istituita con l. 61/94) riassorbita poi unitamente ai servizi tecnici nazionali prima in APAT (Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici) e recentemente in ISPRA. Tra tali compiti troviamo la raccolta sistematica e la pubblicazione di tutti i dati sulla situazione ambientale, anche attraverso la realizzazione del sistema informativo e di monitoraggio ambientale. ISPRA, però, fornisce solamente l'annuario ambientale contenente i dati dei monitoraggi forniti dalle strutture regionali (ARPA, APPA, Regioni, Province autonome, Consorzi di Bonifica) e consultando i report relativi alle portate, è possibile accorgersi

*Codificazione delle
spese di
compensazione*

*Incertezza sui dati
relativi alle risorse
idriche*

che di fatto vengono analizzate in tutta Italia solo 5 stazioni di chiusura dei fiumi principali, pertanto non utilizzabili per le necessità di analisi puntuali riguardanti singoli siti ottimali per la realizzazione degli impianti. Volendo fare riferimento ai dati presenti presso gli Enti locali operanti sul territorio (ARPA, APPA; Regioni, Province e Consorzi di Bonifica) si deve far fronte ad una disomogeneità sia dell'archivio dei dati sia a livello di organizzazione amministrativa delle strutture stesse che, in molti casi, non hanno ancora raggiunto una forza tale da permettere il pieno svolgimento delle funzioni che gli sono proprie per legge. Il risultato è un quadro nazionale disomogeneo e per nulla chiaro, soprattutto per gli operatori privati intenzionati ad operare sul territorio.

*Deflusso minimo
vitale*

- Incertezza sui valori di portata minima da rilasciare in alveo (DMV): Diretta conseguenza della mancanza di dati affidabili della reale disponibilità della risorsa idrica sia superficiale che sotterranea determina la difficoltà di attuare le opportune valutazioni quantitative sul sito richiesto (definizione del deflusso minimo vitale) e i relativi successivi controlli dei rilasci. In particolare si riconosce la necessità di disporre di dati di portata attendibili per una corretta determinazione della componente idrologica del DMV, tenendo conto delle importanti ripercussioni per i concessionari in caso di sovrastima. L'estrema conseguenza di questa mancanza di conoscenza tecnica, in alcune regioni ha portato alla sospensione delle autorizzazioni di derivazione, demandando al PTA le valutazioni teoriche per la definizione del DMV di un corso d'acqua; in altre regioni (Valle d'Aosta), invece il regolamento per la concessione di nuovi impianti mini idroelettrico prevede che il proponente esegua un monitoraggio delle portate fluenti in alveo per un periodo non inferiore a due anni.

Misuratori di portata

- Mancata applicazione dell'obbligo di installazione di misuratori di portata: ai sensi del T.U. sulle acque n. 152/06, il Ministero dell'Ambiente dovrebbe emanare delle linee guida e le regioni dovrebbero definire le specifiche tecniche di installazione e manutenzione dei dispositivi (obbligatori) per la misurazione delle portate e dei volumi d'acqua pubblica derivati, in corrispondenza dei punti di prelievo e, ove presente, di restituzione, nonché le modalità di trasmissione dei risultati delle misurazioni dell'Autorità concedente. Non essendo ancora state emanate queste prescrizioni, che sicuramente ridurrebbero le incertezze esistenti sulla disponibilità delle risorse idriche a livello di bacino, i concessionari delle derivazioni di acqua, per quanto riguarda la misura delle portate, di fatto ad oggi si attengono alle prescrizioni tecniche contenute nel disciplinare del singolo provvedimento di concessione oppure di propria iniziativa propongono delle soluzioni progettuali tecnologicamente

avanzate che sono apprezzate dall'ente concedente; le linee guida sono necessarie quanto prima.

- Il decreto legislativo n. 387/2003 non è ancora pienamente applicato: il decreto in questione è stato approvato per razionalizzare le procedure di autorizzazione alla costruzione ed esercizio delle centrali di produzione di energia da fonti rinnovabili, comprese le idroelettriche di qualsiasi potenza. Lo strumento innovativo introdotto dal decreto è l'utilizzo della Conferenza dei Servizi intesa come utilissima occasione di riunione di tutti gli enti coinvolti nell'espressione del parere. L'art. 12 del suddetto decreto dà la possibilità di autorizzare anche le opere direttamente connesse alla centrale, come gli indispensabili elettrodotti per il collegamento alla rete. Così nella maggior parte dei casi fino ad ora trattati, si è assistito a Conferenze dei Servizi che autorizzano solamente la centrale idroelettrica e che hanno demandato a successive istruttorie, l'autorizzazione dei necessari elettrodotti. Ciò è possibile perché nei casi trattati dagli uffici negli anni passati, la ditta ha presentato solo il progetto della centrale ed ha presentato solo in un secondo momento richiesta di autorizzazione alla costruzione dell'elettrodotto ovvero ha delegato tale onere al distributore locale di energia elettrica (per es. l'ENEL). Il risultato di questi comportamenti ha portato negli anni passati ad aspettare almeno 180 gg. per ottenere l'autorizzazione alla costruzione della centrale e altri 180 gg. per ottenere quella per la costruzione dell'elettrodotto, senza considerare i tempi cosiddetti "morti" per la presentazione di eventuali integrazioni che hanno permesso al proponente di realizzare l'opera dopo almeno 1 anno e mezzo dalla richiesta di autorizzazione.
- Gli enti competenti non sono ben individuati: il decreto n. 387/2003 in questione è stato approvato per razionalizzare le procedure di autorizzazione alla costruzione delle centrali di produzione di energia da fonti rinnovabili, ma non ha indicato con precisione gli enti competenti a rilasciare un parere a seconda della tecnologia da autorizzare. Il rischio è di coinvolgere ente non utili e di non coinvolgere enti competenti.
- Prezzi imposti per la connessione alla rete elettrica: la recente delibera n. 99/08 dell'Autorità per l'Energia Elettrica (di seguito A.E.E.G.) ha introdotto importanti novità per il privato che chiede l'autorizzazione alla costruzione sia della centrale idroelettrica sia del suo elettrodotto. La novità è che si permette al privato di chiedere, agli uffici provinciali, anche l'istanza di autorizzazione alla modifica dell'esistente rete pubblica di distribuzione elettrica, istanza che viene, invece, presentata solitamente dal gestore della rete. Il gestore ed il privato possono accordarsi in modo tale che il

*Incompleta
applicazione del
D.Lgs. 387/2003*

*Scarsa chiarezza
nelle competenze*

*Pressi per la
connessione alla rete*

privato presenti sia l'istanza di modifica delle rete sia quella di autorizzazione della centrale. Dopo aver ottenuto entrambe le autorizzazioni, il privato torna dal gestore della rete per chiedere la realizzazione delle opere autorizzate e si fa preparare un preventivo dettagliato. A seguito di una prima valutazione delle formule contenute nella suddetta delibera, si rileva che il preventivo richiesto dal gestore è in media più alto di quello che veniva richiesto prima dell'introduzione della delibera stessa.

Duplicazione delle procedure

- La duplicazione delle procedure: il richiedente che vuole realizzare un impianto idroelettrico deve affrontare almeno tre istruttorie differenti che consistono nell'ottenimento della concessione alla derivazione dell'acqua, alla costruzione ed esercizio della centrale idroelettrica ed alla successiva autorizzazione alla costruzione dell'elettrodotto; ognuna delle suddette istruttorie prevede diversi costi, tempi e documentazione da produrre. L'aspetto penalizzante di tale situazione è legato soprattutto al coinvolgimento degli Enti, poiché, in ognuna delle tre suddette istruttorie, gli enti coinvolti ad esprimere il proprio parere sono quasi sempre gli stessi, ogni volta chiamati ad analizzare una singola fase del progetto generale, come il Comune competente, l'ARPA, i Consorzi di Bonifica, l'ASL e l'eventuale Ente Gestore del Parco. È evidente che il progetto generale deve prevedere i riferimenti alle opere connesse al funzionamento dell'impianto, l'impatto ambientale e le implicazioni giuridico amministrative legate alla realizzazione. Tali aspetti, anche se approfonditi in modo differente nelle tre istruttorie da svolgersi, devono essere già presenti come elementi essenziali della progettazione e, pertanto, già preventivamente valutabili dagli Enti chiamati ad esprimersi. Agli Enti coinvolti è richiesto di esprimere un parere sullo stesso progetto ma in diverse istruttorie, duplicando così le attività di quelli chiamati ad esprimersi nelle altre procedure; infatti, in Lombardia, la Regione ha fatto uno sforzo per cercare di coordinare la procedura di rilascio della concessione con quella di valutazione di impatto ambientale, individuando tempi comuni alle due istruttorie; riteniamo pertanto che vi possano essere dei presupposti per un miglioramento dello stato dell'arte. La procedura 387/2003 potrebbe essere utilizzata anche per la concessione alla derivazione dell'acqua in modo da unificare le procedure e potrebbe, quindi, essere aggiornata in relazione al mini idroelettrico. sempre gli stessi, ogni volta chiamati ad analizzare una singola fase del progetto generale, come il Comune competente, l'ARPA, i Consorzi di Bonifica, l'ASL e l'eventuale Ente Gestore del Parco. È evidente che il progetto generale deve prevedere i riferimenti alle opere connesse al funzionamento dell'impianto, l'impatto ambientale e le implicazioni giuridico amministrative legate alla realizzazione. Tali aspetti, anche se approfonditi in modo differente nelle tre istrutto-

rie da svolgersi, devono essere già presenti come elementi essenziali della progettazione e, pertanto, già preventivamente valutabili dagli Enti chiamati ad esprimersi. Agli Enti coinvolti è richiesto di esprimere un parere sullo stesso progetto ma in diverse istruttorie, duplicando così le attività di quelli chiamati ad esprimersi nelle altre procedure; infatti, in Lombardia, la Regione ha fatto uno sforzo per cercare di coordinare la procedura di rilascio della concessione con quella di valutazione di impatto ambientale, individuando tempi comuni alle due istruttorie; riteniamo pertanto che vi possano essere dei presupposti per un miglioramento dello stato dell'arte. La procedura 387/2003 potrebbe essere utilizzata anche per la concessione alla derivazione dell'acqua in modo da unificare le procedure e potrebbe, quindi, essere aggiornata in relazione al mini idroelettrico.

- Non esistono linee guida sulla documentazione da presentare: l'esistenza di più procedure che, nonostante valutino lo stesso progetto, hanno tempi e passaggi amministrativi così scanditi sia in termini di contenuti che di tempi, costringendo i soggetti titolari delle domande ad una continua produzione di integrazioni documentali. Gli aspetti di volta in volta valutati, non solo rappresentano un appesantimento in termini di tempistica e di costi, ma rischiano di innescare un circolo vizioso entro il quale vi è una continua richiesta di integrazioni per una corretta valutazione di uno dei molteplici aspetti affrontati, ma che spesso portano ad operare modifiche al progetto iniziale tali da arrivare alla possibilità che si delineino due ordini di problemi: il primo è che gli Enti si ritrovano a valutare e rilasciare pareri avendo in mano progetti difformi l'uno dall'altro poiché integrati a seguito di istruttorie diversamente avviate ed il secondo è che può accadere che la consistenza delle modifiche di volta in volta apportate siano tali per cui si configuri una variante sostanziale al progetto originale, che la norma prevede venga risottoposta all'intero procedimento di valutazione. Risulterebbe pertanto estremamente vantaggiosa l'individuazione di una guida per la stesura delle istanze che tengano conto fin da subito, nel limite del possibile, degli aspetti valutabili dagli Enti coinvolti. La mancanza di una guida sulla documentazione da presentare si registra non solo per la procedura riguardante il rilascio alla concessione della derivazione dell'acqua per fini idroelettrici, ma anche per quella riguardante l'ottenimento dell'autorizzazione alla realizzazione ed esercizio dell'impianto (D. Lgs 387/03) ed, al momento, si lascia agli uffici di volta in volta competenti, la facoltà di decidere quale documentazione richiedere. È evidente come questo aspetto, enfatizzato dal quadro nazionale disomogeneo rispetto alla distribuzione delle deleghe in materia, lasci largo spazio a situazioni di disparità di trattamento per istanze di fatto simili.

Mancanza di linee guida sulla documentazione da presentare

Sempre secondo i relatori del documento elaborato all'interno del progetto SMART, il quadro normativo italiano presenta anche i seguenti punti di forza:

L'acqua è una risorsa pubblica

- L'acqua è considerata una risorsa pubblica: questo principio, già frequentemente citato nei capitoli precedenti, garantisce che il suo sfruttamento sia legato ai principi che dovrebbero essere propri della pubblica amministrazione: sostenibilità, risparmio, efficienza e razionalità. Gli aspetti sopra menzionati non possono essere perseguiti nel caso in cui l'uso divenisse un acquisto commerciale di un bene che in quanto tale verrebbe sfruttato con l'unica finalità di creare un profitto legato al beneficio singolo del suo detentore. L'elevazione dell'acqua a risorsa necessita obbligatoriamente di una gestione più ampia che solo una pubblica amministrazione può perseguire. È per tale motivo che la concessione all'uso dell'acqua non modifica la natura pubblica del bene, sul quale la pubblica amministrazione può ritenere di poter coordinare ulteriori usi facendo necessariamente proprio il principio, secondo il quale, in caso di domande interferenti tra loro, debba essere scelto il progetto che presenti la più razionale utilizzazione delle risorse idriche.

Miglioramenti procedurali introdotti dalle legislazioni regionali

- Presenza di regolamenti regionali che possono essere migliorati: lo Stato ha delegato alle Regioni le funzioni descritte al capitolo 3 ed alcune delle quali hanno poi delegato tali funzioni alle Province approvando anche un regolamento regionale. Nel caso della Regione Lombardia, il regolamento regionale ha introdotto alcune facilitazioni nelle procedure meritevoli di essere segnalate ed eventualmente recepite nella legislazione nazionale:
 - coordinamento della procedura di rilascio di concessione all'uso dell'acqua con quella per la valutazione di impatto ambientale. Allo scopo individua dei passaggi che si possono tenere validi per entrambe i procedimenti con un notevole risparmio in termini di tempo, coordinamento di rilascio degli atti finali e risparmio nei costi di pubblicazioni e documentazione prodotta;
 - nella procedura lombarda vengono definiti degli Enti che sono chiamati a partecipare all'istruttoria di rilascio di concessione di acqua pubblica: il fatto che non venga più lasciata la scelta alla discrezionalità dell'Ente istruttore, consente una maggiore equità nello svolgimento della procedura, che si traduce in una maggiore tutela del privato che presenta la domanda e in una maggiore chiarezza e trasparenza rispetto allo svolgimento dell'istruttoria stessa;
 - l'esenzione all'obbligo del collaudo dell'opera per gli impianti che producono meno di 220 KW, che si traduce in una riduzione dei tempi e dei costi di realizzazione per gli impianti micro idroelettrici;

- individuazione delle percentuali (tra il 5% e il 20% del fondo di investimento) relative al fondo di garanzia che il concessionario deve versare per impianti di potenza superiori ai 30 kW. Tale ulteriore costo si rende necessario al fine di garantire la completa dismissione della centrale qualora non fosse più operativa. Questo aspetto garantisce la tutela del territorio che, pur subendo modifiche talvolta consistenti, può essere riportato alle sue condizioni originarie nel caso in cui l'impianto divenga improduttivo.
- **Pubblica utilità delle opere autorizzate:** il decreto legislativo n. 387/2003 permette di dichiarare di pubblica utilità, urgenza ed indifferibilità sia la centrale idroelettrica sia le opere connesse, come per esempio l'elettrodotto. Tale condizione permette di avviare più facilmente, in caso di necessità, i procedimenti di espropriazione dei terreni interessati dalla opere, evitando ritardi e cause giuridiche pluriennali; anche se è auspicabile che prima di presentare istanza di autorizzazione alla costruzione della centrale, la ditta in questione abbia già ottenuto il parere favorevole dei proprietari; *Pubblica utilità delle opere*
- **Modifica del Piano edilizio urbano vigente:** il provvedimento finale di autorizzazione alla costruzione di una centrale idroelettrica, in pubblica utilità, modifica direttamente il Piano regolatore Comunale anche se la centrale non vi è prevista; *Azione sui Piani regolatori*
- **Sotto i 100 kW vale la D.I.A.:** ai sensi dell'art. 2 comma 158 della legge n. 244/2007 che ha modificato l'art. 12 del D. Lgs. 387/2003, agli impianti idroelettrici fino a 100 kW si applica la disciplina della denuncia di inizio attività (DIA) e, pertanto, per tali impianti le Amministrazioni Comunali non possono pretendere la richiesta di un'autorizzazione edilizia da parte del proponente né possono avanzare prescrizioni onerose e complesse; *Burocrazia più snella per basse potenze*
- **Sono previste sanzioni per il gestore della rete:** per quanto riguarda il decreto 99/08 dell'AEEG, si prevedono per la prima volta sanzioni e modalità di irrogazione nel caso in cui un gestore di rete sia inerte o ritardi a fornire la STMG (Soluzione Tecnica Minima Generale) al richiedente. Questa novità permetterà di spronare il gestore locale della rete a ridurre i tempi per preparare un preventivo relativo al collegamento alla rete di una centrale idroelettrica e di ridurre i tempi per realizzare il collegamento vero e proprio. *Sanzioni per il gestore della rete*
- **Il titolare della centrale può farsi autorizzare anche la linea elettrica:** vi è una terza via per l'autorizzazione sia della mini centrale idroelettrica che del relativo elettrodotto: il richiedente privato presenta sia un progetto relativo alla centrale idroelettrica che il progetto dell'elettrodotto come *Possibilità di autorizzazione della linea elettrica*

da decreto n. 387/2003. In tali condizioni, il richiedente privato ("la ditta"), prima di presentare i due progetti (della centrale e dell'elettrodotto) alla Provincia (di Cremona), deve concordare con il Gestore della Rete di Distribuzione (in seguito denominato "Gestore") il tracciato dell'elettrodotto. Al fine di favorire tale accordo, quando la ditta presenta domanda di concessione alla derivazione dell'acqua e quindi molto prima della presentazione della domanda per la centrale elettrica alla Provincia di Cremona, dovrebbe altresì chiedere al Gestore una soluzione per quanto riguarda il collegamento alla rete. A seguito di tale richiesta, ed entro un periodo che va dai 20 ai 60 giorni ai sensi della risoluzione emessa dall'Autorità per l'Energia Elettrica e il Gas (in seguito denominato "AEEG") n. 99/2008, il Gestore suggerisce una soluzione tecnica denominata Soluzione Tecnica Minima Generale (in seguito denominato "STMG") per il collegamento alla rete, che comprende anche la stima dei costi per le opere da realizzare e da sostenere da parte della ditta proponente. La STMG comprende una lista generale di opere di minima riguardanti modifiche a centrali esistenti o la costruzione di nuove centrali, al fine di collegare la centrale idroelettrica alla rete. In seguito, la ditta proponente ha 45 giorni per confermare il suggerimento e può scegliere tra due diverse soluzioni per dare inizio alla procedura di autorizzazione per la costruzione delle linee elettriche:

1. la ditta può comunicare al Gestore di voler inserire la linea elettrica direttamente nel progetto della centrale elettrica in attesa di autorizzazione, ai sensi del decreto n. 387/2003, e di voler rispettare tutte le suddette disposizioni normative;
2. la ditta può incaricare il Gestore di gestire l'autorizzazione della linea elettrica ai sensi della summenzionata risoluzione AEEG n. 99/2008, così il Gestore presenterà il progetto della linea elettrica non più ai sensi del decreto n. 387/2003, ma ai sensi del Decreto Presidenziale n. 327/2001 che tratta le autorizzazioni relative alle infrastrutture energetiche.

Nel caso 1), sarà emesso un unico decreto che concederà l'autorizzazione alla linea e alla centrale elettrica a beneficio della ditta e, poi, la ditta richiederà il trasferimento dell'autorizzazione a beneficio del Gestore. Nel caso 2), verranno emessi due decreti autorizzativi, uno relativo alla linea a beneficio dell'azienda elettrica e l'altro relativo alla centrale a beneficio della ditta.

*Trasparenza dell'iter
amministrativo*

- Un procedimento amministrativo trasparente: la legge n. 241/1990 ha introdotto nell'operato della pubblica amministrazione principi di trasparenza e partecipazione che sono stati poi recepiti anche all'interno delle norme speciali di settore. Uno degli elementi maggiormente qualificanti

della suddetta legge è l'indizione della Conferenza dei Servizi: un istituto attraverso il quale, con la convocazione di un'unica riunione, sono chiamati ad esprimere un parere tutti i soggetti competenti, rendendo più efficiente il procedimento amministrativo a vantaggio del proponente che deve interagire con un unico ente. Il notevole vantaggio è sicuramente la contrazione dei tempi nelle procedure e una più completa e trasparente valutazione dei progetti, infatti, la possibilità di convocare gli Enti ad un unico tavolo, ove esprimere le proprie osservazioni sul progetto proposto, consente ad ogni partecipante, seppure chiamato a valutare aspetti legati alle proprie competenze, uno sguardo più ampio e generale sulle problematiche legate alla realizzazione dell'opera. Contestualmente si evita il rischio che un singolo Ente richieda integrazioni che non sono di sua competenza, ma bensì di un altro Ente che, essendo comunque presente alla riunione, può intervenire trovando una soluzione concordata.

7.15 DOCUMENTO 15

Titolo	<i>Reserved flow - Effects of additional parameters on depleted stretch</i>
Autore	European Small Hydropower Association
Anno	2004

Documento che tenta di dimostrare, attraverso l'esame di un caso studio, come l'ammontare del deflusso minimo vitale a valle di una derivazione possa essere ridotto (ottenendo comunque un buon risultato ambientale) se durante il calcolo dello stesso vengono presi in giusta considerazione alcuni parametri addizionali quali la lunghezza del tratto di derivazione, i tributari, la pendenza e la struttura del letto fluviale.

The thesis will be proven through the description of a case study. The scope of the document is not to give a solution, but to stimulate discussion among the major key actors of the field and to provoke counterexamples aiming to the confutation of the thesis.

Search for an optimized solution

*Obiettivi delle azioni
di ottimizzazione
ambientale*

An optimized solution of the reserved flow problem should aim to:

- Achieve the best results for local environment. In this case, not entering in a difficult discussion on the best values of a set of biotic parameters, this means to have hydraulic parameters (water velocity and depth, wetted perimeter) in the range suggested by the different methods in force.
- Achieve the best results for global environment. This means to maximize the energy production from a small hydroelectric plant.
- Keep the investment in a small hydroelectric plant profitable.

*Proposta di possibili
approcci differenti*

To eliminate any subjective or arbitrary consideration, we'll try to propose a set of possible alternatives to solve the problem. Then we'll use a multi-criteria analysis method to search for the best solution, that is the best compromise solution. Obviously we have just in mind the preferred solution (this is normal in any objective or any tentatively scientific approach ? our mind is not a tabula rasa), so that we limit the following description to a limited number of alternatives even to keep the global frame still interpretable. The alternatives considered are:

1. The design situation as it is (reserved flow 191 l/s). In short it's "ACTUAL".
2. Reserved flow 90 l/s according to law in force. "90-SIMPLE".

3. Reserved flow 90 l/s according to law in force taking into consideration the following possible improvements:
 - works of riverbed structure modification to increase hydraulic parameters
 - effects of tributaries
 In short it's "90-MODIFIED".
4. As alternative 3 but with reserved flow fixed at 70 l/s. In short it's "70-MODIFIED".

The first two alternatives need no further comments. The third and fourth will be briefly described.

Effect of tributaries

As the diversion length is rather long, as typical in high head plants, and rich in well defined lateral valleys, as usual where the substratum of rock is superficial, the contribution of tributaries to the flow rates in the diverted stretch is important and can't be left out. In the specific case, where the residual catchment area between intake and tailrace is almost 35% of the catchment area itself, the mean flow rate from tributaries (varying from 0 at the intake to 247 l/s at the tailrace) contributes to increase of 30% the fixed reserved flow of 191 l/s. If the reserved flow is reduced to 90 l/s the effect is even more glaring. So, why this fact shouldn't be taken into account in the reserved flow calculation, in order to reduce it? In fact, especially in this case where the riverbed width is almost constant along the diverted stretch, the beneficial effect of tributaries on hydraulic parameters (water depth, wetted perimeter, velocity) is sure.

Fattori da prendere in considerazione nel calcolo e nella valutazione dei deflussi minimi vitali

Riverbed structure modification

Very often reserved flow disappears in the riverbed because of the width of the river is great or the geo-morphological structure is such that water has preferential sub-superficial paths. It results in almost no water visible in the river with bad both visual and ecological effect. It's true that in a torrent like the present case study one, the rock substratum is superficial and water losses in the underground are usually low (anyway it generally depends on rock fractures and on geology), but anyway the river wide and the risk is that low water disperses. To improve that situation a modification of the riverbed structure can be made. It can consist, for example, in realizing a low water riverbed with slope and width such that water depth and velocity are higher enough to get a good visual and ecological result. Alternate to this narrower river stretch can be realized area with stilling water (pools) to favor fish spawning. The riverbed structuring should be eventually made according to indications of a specialist and, obviously, preserving the natural aspect of the river.

Some problems could arise during hard flood events, because the new riverbed structure could be damaged. Anyway riverbed structure modification can help in reaching the scope of obtain with a lower value of reserved flow the same environmental beneficial effects of a higher one, with a double benefit for the environment: the production of a higher amount of renewable energy and a reserved flow hydraulically (and therefore biologically) correct.

7.16 DOCUMENTO 16

Titolo	<i>Numerical tools, GIS database and Public Cadastre to support SHP implementation</i>
Autore	Progetto SMART
Anno	- Luglio 2010

Report che illustra gli strumenti selezionati e/o personalizzati da ERSE Spa, NTNU - Norwegian University of Science and Technology e FSBUZ - University of Zagreb per affiancare enti pubblici e investitori privati nello sviluppo di mini centrali idroelettriche. L'attenzione è rivolta in particolare alla valutazione del potenziale idroelettrico, all'ottimizzazione dello sfruttamento della risorsa idrica disponibile e alla caratterizzazione finanziaria dei singoli progetti.

The present report illustrates the tools selected and/or customized by ERSE Spa (Milan, Italy), NTNU - Norwegian University of Science and Technology (Trondheim, Norway) and FSBUZ - University of Zagreb (Zagreb, Croatia) to support public organizations and investor in the implementation of SHP plants in their own territory, with particular concerns to the evaluation of the hydropower potential, the optimization of the exploitation of available water resources and the identification of the main financial characteristics of a particular site. In addition, it is described the investor database to be published in the web, to better disseminate opportunities to investors. In particular the tools described in the present report are the following:

- *VAPIDRO ASTE.*

A GIS integrated numerical tool that allows for the evaluation of the residual potential hydropower energy and all possible alternatives concerning the sites for hydroelectric plants along the drainage network, taking into account the relationship between the full costs of the mini-hydro power and the benefits from selling the generated power in the national market (ERSE).

Software per la valutazione dei potenziali idroelettrici residui

- *SMART Mini Idro.*

A tool to evaluate the main hydropower project parameters, considering the flow duration curve, the available heads and the types of turbines to be installed, the range of discharges to be used, etc. The tool calculates the cash flow of the works and it is able to identify the type of turbine to choose (ERSE).

Software per la valutazione dei principali parametri progettuali

- *Investor Database Of Potential Sites And Hydropower Cadastre.*

The user is able to zoom from national scale, to regional scale up to a County scale, to identify the installed power and quantities of mini hydro installations. In collaboration with each Province Administration, the database could be extended dynamically to represent also the asked concession in each zone. The cadastre database is a useful tool

Catasto delle piccole centrali idroelettriche

that permits the stakeholders to evaluate the possibility to a new hydropower investment, and to know if this possibility is requested or not by other competitors (ERSE).

*Software per la stima
generale dei costi*

- *SHP Global view.*

A tool that offers a general overview of the hydropower plant investment cost given the flow, the gross head, the rotational speed of the turbine, the length and inner diameter of the pipe are not zero and one option of each list box is selected. The results are the cost of the components of the hydropower plant and some data of interest such as the power output, head losses, the speed number, the type of turbine and the nominal diameter. The nominal diameter displayed is a standard value equal or higher than the input value (NTNU).

*Strumento per la
stima dei costi dei
singoli componenti*

- *SHP Individual view.*

A tool that shows the cost of each component. This version is able to calculate the cost of each component independently from the other units of the SSHPP. It has the advantage of not requiring all of the technical information for the entire power plant but just the ones necessary for the specific cost function requested (NTNU).

*Software per
l'ottimizzazione del
rapporto
costi/produzione*

- *SHP Optimization Program.*

This program optimizes the SHPP by minimizing the capital cost and maximizing the energy output. It can automatically select the adequate components for the operation range with lower prices, such as the intake, gate or valve, or the pipe material considering tolerable head losses. The turbine chosen for every river is the one with highest energy output and lowest cost (NTNU).

*Software di
valutazione
complessiva degli
impianti*

- *RETScreen[®] software.*

The chapter describes the analysis of potential small hydro projects using the RETScreen[®] International Clean Energy Project Analysis Software, including a technology background and a detailed description of the algorithms found in the RETScreen[®] Software. RETScreen[®] can be used to easily evaluate the energy production, life-cycle costs and greenhouse gas emissions reduction for central-grid, isolated-grid and off-grid small hydro projects.

7.17 DOCUMENTO 17

Titolo	<i>Reserved flow - Short critical review of the methods of calculation</i>
Autore	European Small Hydropower Association
Anno	2004

Review dei vantaggi e degli svantaggi caratteristici dei differenti metodi di calcolo del deflusso minimo vitale, applicati per confronto anche ad alcuni casi studio reali, e correlati con le politiche nazionali di alcuni paesi membri dell'Unione Europea.

Methods based on hydrologic or statistic values and methods based on physiographic principles

Advantages:

- Easily applicable under the presupposition of good basic data
- Natural fluctuation could be eventually taken into account
- Supply of a rough evaluation of the economic energy production
- Methods based on MNQ or NNQ should be preferred
- No recognizable ecologic background

Metodi basati su misure idrologiche o su principi fisiografici

Disadvantages:

- Academic formulas which supply rigid values
- NNQ could be easily underestimated
- No consideration for hydraulic parameters of flow
- Effect of tributaries or abstractions in the diversion section and the diversion length not taken into account
- Economic operation of small hydroelectric plants could be hardly affected
- Methods not suitable for many typology of rivers and doubtful transferability from river to river

Formulas based on velocity and depth of water

Advantages:

- Main flow characteristics are maintained
- The shape of profile can be included in the calculation
- Individual river approach
- No hydrological data needed

Formule basate sulla velocità e la profondità dell'acqua

- Only indirect and general relations with ecological parameters
- Suitable to evaluate the consequences on energy production economics

Disadvantages:

- Slope and natural water pattern don't enter in the calculation
- Diversion length and effect of tributaries or abstractions stay unconsidered
- Without river re-structuring measures, in wide rivers these methods give very high values of reserved flow
- Reasonable use only for particular kind of diversion section
- In mountain torrents give unrealistic values of threshold water depth
- Suitable only for particular typologies of rivers, transferability doubtful

Methods based on multi-objective planning taking into consideration ecological parameters

Advantages:

- Site specific flow observations
- Taking into account of hydrological, hydraulic, ecological, and meteorological quantities
- Consideration of both ecological and economical parameters

Disadvantages:

- Methods expensive in data collecting and mathematical computing
- Suitable only for particular typologies of rivers, transferability doubtful

Conclusions

The quick overview of the previous pages put into evidence that many gods fight in the reserved flow Olympus. When so many solutions to the same problem are given, it's quite clear that no one is the best one, both in absolute terms and from a scientific point of view. Far from us the thought that the results summarized in the formulas didn't come from serious scientific work, but anyway all these solutions, exception made for the highly site-specific methods, try to find simple formulas to a complex problem. This approach results in rigid systems, without any degree of freedom and consequently, sometimes,

*Metodi basati su
pianificazioni
multi-obiettivo che
includono parametri
ambientali*

*Difficoltà nel fornire
soluzioni semplici a
problemi complessi*

in inappropriate values of reserved flow both from the strictly ecological and from the hydroelectric energy producer point of view.

By the other side simple formulas has many advantages:

- Simplify work for river basin planners
- Supply to hydroelectric investors a clear idea of the water resource exploitable for energy production (although in many cases reserved flow is so high to make the plant realization unfeasible)

The conclusion isn't that site-specific methods are the good ones, because - as honestly pointed out in many studies - they are too much site-specific even within the same river stretch and consequently you can fall into great errors again.

A proposal

A dead point seems to be reached, but we must be positive. A possible tentative solution, without any presumption, could lay in a pragmatic approach. Water depth and velocities, much more than the flow rate value itself, seem to be the main abiotic parameters affecting riverine life. In case of reserved flow minimum values must be assured. In a completely natural river stretch this goal can't be achieved because of continuously changing river cross section shapes, so that a fixed value of velocity or depth can be not suitable for a cross section or largely exceeding the minimum in another section. In many case the problem could be solved by creating a low water riverbed, e.g. by means of bioengineering techniques or by river restoration methods, where water velocities and depths are good for riverine life. This possible solution doesn't solve all the problems and it has pros and cons which we'd like will be discussed within the Thematic Network, out of which:

*Attenzione alla
conservazione di
velocità e profondità
d'acqua ottimali*

- reserved flow is always consistent with demands of riverine life because suitable velocities and depths are assured all along the river stretch
- reserved flow can be set at minimum values with consequent possibility of increasing energy production from small hydroelectric plants, so that a sort of environmental optimization can be achieved
- if the river stretch is long the works necessary for creating low water riverbed and river restoration can be very expensive and subject to be partially remade after important flood events
- who pays for restoration works in case of existing plants subject to the reserved flow release obligation?

The stone thrown in the pool

In the frame of the Thematic Network on Small Hydroelectric Plants, as we said in the chap. 1, we have no scientific conceit, because we think that the reserved flow problem is not a scientific problem. We can fight for months or years around the best method for calculating reserved flow and no one will be the winner: all of us knows that this battle is on going since years and the results are self-evident. The reserved flow problem is a problem of priorities and setting priorities is a political matter. So here we want to provoke not a scientific discussion, but a more general discussion about the role of reserved flow in the environment protection where environment must be intended in the widest possible sense. When reserved flow problems are concerned, sometimes we have the feeling that the forest is forgotten through talking so much of the leaf. Every l/s left in the river is lost for renew able energy production. Which is the priority? Finally, to further provoke discussion, we want to mention a word banned in the environmental world: economics.

*Riconoscere un
maggior valore
economico all'energia
prodotta dall'acqua?*

Each l/s left for reserved flow can't produce renewable energy from small hydroelectric plants. This energy has an economic value that is, this energy is recognized as a resource, something not sufficient. It's quite clear that if a higher price for energy from small hydroelectric plants is granted to producer, the reserved flow problem is immediately solved: plant owners and investors will be available to release theoretically any amount of water provided that the incomes from energy selling is not diminished. But this approach can solve the local environmental problem of the amount of water in the river, the problem of the decreasing income from energy selling due to reserved flow release, but it can't solve the global environmental problem connected with the recognized necessity of increasing energy production from Renewable Energy Sources.

7.18 DOCUMENTO 18

Titolo	<i>Analisi e valutazione degli aspetti idromorfologici - Implementazione della Direttiva 2000/60/CE</i>
Autore	Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Anno	2010

Guida alle procedure e alle modalità di inquadramento e valutazione dei parametri adottati per la caratterizzazione idromorfologica dei corsi d'acqua.

Premessa

I processi idromorfologici, che condizionano l'assetto dei corsi d'acqua, possono essere valutati attraverso l'analisi ed il giudizio di un insieme di aspetti, ciascuno dei quali descritto da una serie di parametri e/o indicatori:

- regime idrologico (quantità e variazione del regime delle portate misurate, interazione con i corpi idrici sotterranei);
- continuità fluviale (entità ed estensione degli impatti di opere artificiali sul flusso di acqua, sedimenti e biota) e
- condizioni morfologiche (portate solide, configurazione morfologica plano-altimetrica, configurazione delle sezioni fluviali, configurazione e struttura del letto, vegetazione nella fascia perifluviale).

A livello metodologico si è scelto di trattare l'aspetto della continuità assieme a quello delle condizioni morfologiche. La valutazione combinata di tali aspetti consente di classificare lo stato idromorfologico dei corpi idrici fluviali e, in particolare, di determinarne lo stato elevato, caratterizzato cioè da quelle condizioni idromorfologiche che esisterebbero, nelle attuali condizioni del bacino, in assenza di influenza antropica in alveo, nelle zone riparie e nella pianura adiacente (condizioni di riferimento). Oltre alla classificazione, la valutazione di tali aspetti ha come scopo la costruzione del quadro conoscitivo necessario a:

- valutare le alterazioni idromorfologiche che possono compromettere il raggiungimento degli obiettivi ambientali;
- progettare le misure di riqualificazione necessarie a raggiungere gli obiettivi ambientali e predisporre l'attuazione all'interno dei piani di gestione;
- verificare l'efficienza e l'efficacia di tali misure nel tempo;
- individuare e designare i corpi idrici fortemente modificati o artificiali.

Continuità e condizioni morfologiche

*Scale spaziali e
temporali diverse*

Ciascuno degli aspetti idromorfologici verrà valutato attraverso metodi differenti. Si sottolinea il carattere iterativo del processo conoscitivo e di sviluppo dei metodi valutativi: pertanto, le valutazioni relative a ciascun aspetto verranno effettuate, sulla base dei metodi a disposizione e del livello di dettaglio consentito dalle informazioni disponibili, alle scale temporali e spaziali più appropriate come di seguito specificate. I giudizi saranno poi combinati assieme per fornire la classificazione finale. Pertanto, in seguito, i metodi di analisi e valutazione di tali aspetti saranno trattati separatamente.

Regime idrologico

Ai fini della valutazione dello stato idrologico dei corpi idrici e dell'efficacia ed efficienza dei programmi di misure di cui all'art. 11 della Direttiva Quadro Acque, è necessario considerare i parametri idrologici di seguito riportati:

- Portata liquida
- Precipitazioni e temperatura
- Prelievi, immissioni e regolazioni
- Volumi scambiati con i corpi idrici sotterranei

*Indice di alterazione
del regime idrologico*

L'analisi del regime idrologico è effettuata in corrispondenza di una sezione trasversale di un corso d'acqua sulla base dell'Indice di Alterazione del Regime Idrologico, IARI, che fornisce una misura dello scostamento del regime idrologico osservato rispetto a quello naturale che si avrebbe in assenza di pressioni antropiche. L'IARI è costruito a partire dai dati di portata liquida (definita come il volume di acqua che attraversa una determinata sezione nell'unità di tempo), mediante il confronto tra le portate mensili che effettivamente transitano attraverso la sezione d'alveo (per brevità denominate "reali") e le corrispondenti portate mensili naturali. La serie delle portate naturali, utilizzata per definire il regime idrologico di riferimento, deve essere costituita da almeno 20 anni di dati. Questi possono essere:

- ricostruiti interamente dalla serie delle portate osservate, se questa è costituita da almeno 20 anni di dati;
- parzialmente ricostruiti dalla serie delle portate osservate se questa è costituita da meno di 20 anni di dati; i restanti anni sono invece stimati mediante modellistica idrologica;
- interamente stimati mediante modellistica idrologica se non si dispone di alcuna osservazione.

La procedura per la valutazione dello stato del regime idrologico (sinteticamente schematizzata in Figura 1) si articola in due fasi: una prima fase (Fase 1) in cui si valuta l'Indice di Alterazione del Regime Idrologico (IARI) e si individua il corrispondente stato del regime idrologico e una seconda fase (Fase 2) che si

attiva qualora il valore di IARI evidenzia la presenza di condizioni critiche, ossia corrispondenti ad uno stato inferiore al “BUONO”, e che si configura come una fase di approfondimento volta ad individuare l’origine della criticità. All’interno della procedura la determinazione dell’Indice di Alterazione del Regime Idrologico così come le modalità con cui si esplica la fase di approfondimento di eventuali criticità vengono definite in maniera differente a seconda che la sezione in cui si effettua la valutazione del regime idrologico sia dotata o meno di strumentazione per la misura diretta o indiretta, della portata.

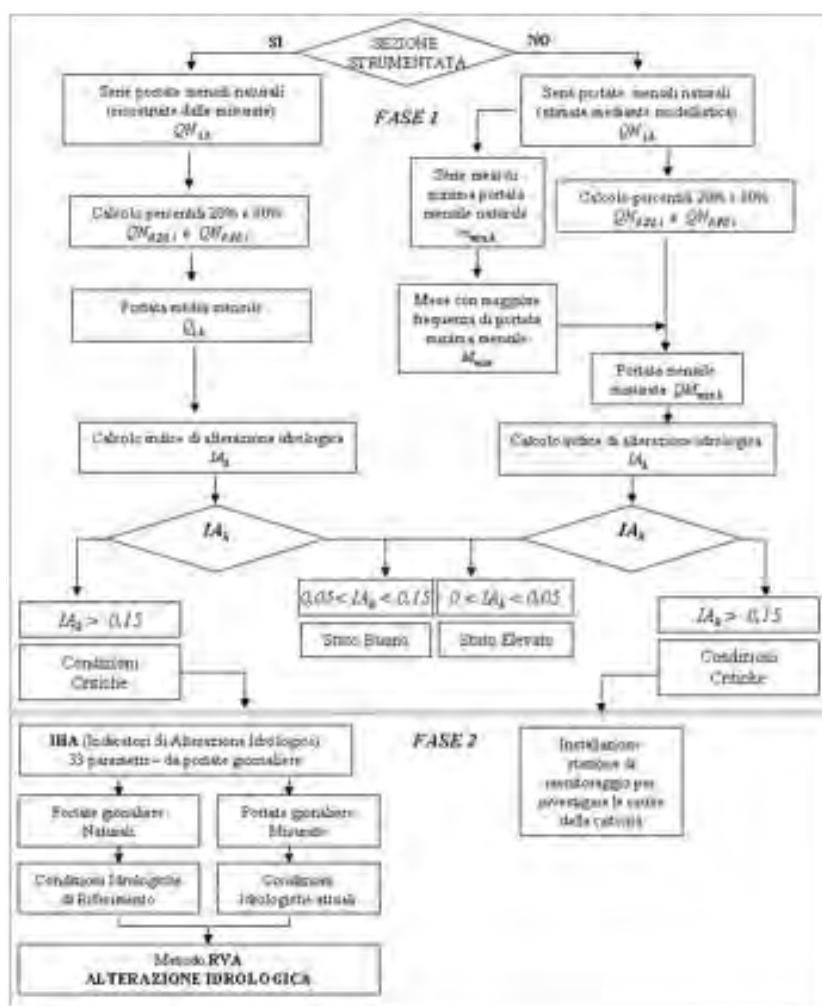


Figura 124.: Schema della procedura per la valutazione dello stato idrologico

Condizioni morfologiche

La procedura di seguito riportata per la valutazione e il monitoraggio delle condizioni idromorfologiche dei corsi d’acqua si basa, coerentemente con quanto richiesto dalla WFD, sulla determinazione dello scostamento delle condizioni attuali rispetto ad un certo stato di riferimento. La definizione di uno stato di riferimento per gli aspetti idromorfologici può ritenersi altrettan-

Definizione di uno stato di riferimento

to problematica rispetto agli altri aspetti presi in esame per la WFD. La comunità scientifica internazionale è ormai concorde nel rinunciare a considerare come stato di riferimento una situazione “primitiva” completamente indisturbata. Alternativamente, in maniera più pragmatica, si può ritenere che lo stato di riferimento di un corso d’acqua sia identificabile con quelle condizioni idromorfologiche che esisterebbero, nelle attuali condizioni del bacino, in assenza di influenza antropica in alveo, nelle zone riparie e nella pianura adiacente.

*Uso di immagini
telerilevate e di
strumenti GIS*

È necessario che la valutazione delle condizioni attuali ed il monitoraggio futuro si basino su un approccio integrato, facendo uso sinergico delle due principali metodologie impiegate nello studio geomorfologico dei corsi d’acqua, vale a dire l’impiego di analisi da telerilevamento (remote sensing) con strumenti GIS e di misure e osservazioni sul terreno. Le analisi GIS da telerilevamento prevedono l’utilizzo soprattutto di foto aeree, ma per corsi d’acqua sufficientemente grandi (larghezza > 30 m) e, per alcuni tipi di osservazioni, possono essere impiegate anche immagini satellitari. L’utilizzo di immagini telerilevate è condizionato dalla scala e dalla risoluzione delle immagini, pertanto non è possibile condurre questo tipo di osservazioni su tutti i corsi d’acqua. Le analisi e le misure sul terreno non prevedono limiti di dimensioni degli alvei investigati; tuttavia è evidente che i corsi d’acqua di piccole dimensioni possono richiedere più osservazioni non essendo utilizzabili le foto aeree.

Coerentemente con quanto riportato nelle norme CEN (2002), le condizioni di riferimento per gli aspetti idromorfologici devono essere definite relativamente ai seguenti aspetti:

- A caratteri del letto e delle sponde;
- B forma planimetrica e profilo del fondo;
- C connettività e libertà di movimento laterali;
- D continuità longitudinale del flusso liquido e di sedimenti;
- E vegetazione nella zona riparia.

*Legami con il
contesto fisiografico
dei casi studio*

Tali condizioni andrebbero definite per ogni differente tipologia fluviale: non sono infatti definibili delle condizioni morfologiche “ottimali” assolute, valide cioè per qualsiasi corso d’acqua, ma esse dipendono ovviamente dal contesto fisiografico (ad es. area montana o di pianura) e dalle caratteristiche morfologiche del corso d’acqua stesso (ad esempio un alveo a canali intrecciati avrà forme e processi tipici notevolmente differenti rispetto a quelle di un alveo a canale singolo).

Per quanto riguarda le scale spaziali di analisi, viene adottato un approccio di suddivisione gerarchica, facendo riferimento alle seguenti unità spaziali, con dimensioni progressivamente decrescenti: Bacino idrografico, Unità fisiografica e segmento, Tratto, Sito, Unità sedimentaria.

Per quanto riguarda l'ampiezza della regione fluviale di indagine, intesa in senso trasversale al corso d'acqua, la sua individuazione deve basarsi sul riconoscimento dello spazio che è sede dei processi associati con il funzionamento del sistema fluviale (o che si vuole che rimanga tale in ragione delle misure che Piani specifici o lo stesso Piano di gestione dovranno prevedere). Con riferimento ai processi più propriamente geomorfologico - idraulici, l'ampiezza di tale fascia può risultare variabile a seconda dei diversi processi, dei relativi parametri che si intendono misurare e della scala temporale a cui si fa riferimento. In particolare:

- per quanto riguarda gli aspetti legati alla continuità idraulica laterale, può ritenersi significativo fare riferimento almeno alle aree inondabili con $T=200$ anni.
- per quanto riguarda gli aspetti più strettamente legati alla mobilità laterale dell'alveo, è più opportuno fare riferimento al concetto di fascia di mobilità funzionale o di fascia erodibile, definibile come lo spazio disponibile per le migrazioni laterali dell'alveo che il corso d'acqua può potenzialmente rioccupare, riconosciuto sulla base della dinamica passata e futura (potenziale).

La valutazione dello stato morfologico avviene sulla base di tre componenti che tengono conto delle categorie sopra riportate:

Valutazione dello stato morfologico

- Funzionalità geomorfologica: si basa sull'osservazione delle forme e dei processi del corso d'acqua nelle condizioni attuali e sul confronto con le forme ed i processi attesi per la tipologia fluviale presente nel tratto in esame.
- Elementi artificiali: si valutano la presenza, frequenza e continuità delle opere o interventi antropici che possano avere effetti sui vari aspetti morfologici considerati.
- Variazioni morfologiche: questa analisi riguarda soprattutto gli alvei non confinati e parzialmente confinati e solo alcuni aspetti (principalmente le variazioni di configurazione morfologica plano-altimetrica). Vengono valutate le variazioni morfologiche rispetto ad una situazione relativamente recente (scala temporale degli ultimi 50-60 anni) in modo da verificare se il corso d'acqua abbia subito alterazioni fisiche (ad es. incisione, restringimento) e stia ancora modificandosi a causa di perturbazioni antropiche non necessariamente attuali.

Rispetto alle tre componenti di valutazione dello stato attuale (funzionalità geomorfologica, artificialità, variazioni morfologiche), il monitoraggio consentirà di valutare le tendenze evolutive attuali e future e di rapportarle alle modificazioni passate. In tal modo si potrà giungere ad una valutazione del possibile recupero morfologico o dell'ulteriore allontanamento da condizioni meno alterate, aspetti fondamentali per le successive analisi degli impatti e per la definizione delle misure di mitigazione ai fini del raggiungimento degli obiettivi della Direttiva.

Attività di monitoraggio

7.19 DOCUMENTO 19

Titolo	<i>Manuale tecnico - operativo per la valutazione ed il monitoraggio dello stato morfologico dei corsi d'acqua</i>
Autore	Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Anno	2010

Manuale operativo per l'implementazione delle procedure tecniche orientate alla valutazione degli aspetti idromorfologici dei corsi d'acqua. Da utilizzare in allegato e a completamento del testo precedente.

Inquadramento del problema

Negli ultimi anni, è diventata sempre più forte l'esigenza di disporre di uno strumento per valutare le condizioni morfologiche ed il grado di alterazione delle forme e dei processi rispetto a condizioni meno disturbate, come base di partenza per la definizione di strategie di recupero morfologico e per la programmazione di interventi di gestione e/o riqualificazione fluviale.

La Direttiva Quadro Europea "Acque" (Water Framework Directive o WFD: EUROPEAN COMMISSION, 2000) introduce gli aspetti idromorfologici come elementi da valutare, oltre a quelli fisico-chimici relativi alla qualità dell'acqua e agli aspetti biologici, per giungere ad una classificazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua. Nonostante l'impostazione innovativa della WFD, è stato evidenziato il fatto che esistano alcuni limiti, e tra questi la componente idromorfologica rappresenta certamente quella che denota una più insufficiente considerazione nella classificazione dello stato ecologico, che possono compromettere il raggiungimento degli obiettivi fondamentali della direttiva stessa (Nardini et al., 2008).

Assenza di metodologie di valutazione organiche

Nonostante tali esigenze, non è al momento disponibile una metodologia organica finalizzata ad una valutazione dello stato morfologico di un corso d'acqua, sulla base dello scostamento rispetto ad una condizione di riferimento, e che fosse basata sulla considerazione e comprensione dei processi geomorfologici che determinano il funzionamento fisico del corso d'acqua.

Attualmente non esiste ancora una piena comprensione di quali siano gli aspetti ed i parametri morfologici più strettamente correlabili con lo stato di salute ecologico di un corso d'acqua, seppure numerose ricerche si siano dedicate recentemente a questo argomento (si veda ad es. Kail e Hering, 2009; Wyzga et alii, 2009; Gurnell et alii, 2009). Esiste tuttavia un ampio consenso sul fatto che il funzionamento dei processi geomorfologici del corso d'acqua e le sue condizioni di equilibrio dinamico promuovono spontaneamente la diversità di habitat ed il funzionamento degli ecosistemi acquatici e ripariali, dimostrato anche dal fatto che si ritiene inappropriato definire uno stato di riferimento morfologi-

co statico per i progetti di riqualificazione fluviale ma che esso debba essere sostituito da un'immagine guida che si identifica con un ecosistema dinamico (Palmer et alii, 2005) e con la necessità di una più ampia considerazione dei processi geomorfologici e delle tendenze evolutive del corso d'acqua (Clarke et alii, 2003).

In campo internazionale sono stati sviluppati da diversi anni numerosi metodi che si basano sul censimento degli habitat fisici e della diversità di forme fluviali, noti anche come procedure di "rilievo degli habitat fluviali" ("river habitat survey"). Una dettagliata rassegna di tali metodologie è contenuta ad esempio nel documento "Water Framework Directive: A desk study to determine a methodology for the monitoring of the morphological conditions of Irish Rivers (2002-W-DS/9). Final Report. Prepared for the Environmental Protection Agency by Central Fisheries Board and Compass Informatics", al quale si rimanda per approfondimenti, nel quale vengono elencate e brevemente descritte 29 metodologie di valutazione morfologica dei corsi d'acqua in Europa ed altrove. Tra le metodologie in uso al di fuori dell'Europa, si possono citare a titolo di esempio:

- Australian River Assessment System (AusRivAS) - Physical Assessment Module (Parsons et al., 2002);
- Victorian Index of Stream Condition (ISC) (Ladson et al., 1999; Ladson e White, 1999, 2000);
- US EPA Rapid Assessment Method (Barbour et al., 1999).

Tra i metodi europei, si possono citare i seguenti:

- Stream Habitat Survey - Method for small and medium size waters (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (ed.) 2000);
- Assessment of river stretches with high or good habitat in Austria (Muhar et al., 1998);
- National Physical Habitat Index (National Environmental Research Institute (NERI), Denmark, 1999);
- Physical S.E.Q. (Agences de l'eau, 1998);
- River Habitat Survey (RHS) (Raven et al., 1997)
- CARAVAGGIO (Buffagni et al., 2005).

Le metodologie finora descritte, le quali sono adatte a caratterizzare la presenza e diversità di habitat fisici ma non sono state sviluppate per soddisfare i requisiti della stessa Direttiva, sono di fatto quelle più frequentemente proposte ai fini della WFD. Tra i principali limiti di queste metodologie, qualora si pensi di applicarle alla WFD, si rimarcano i seguenti: (a) usano un approccio basato sulle forme e non includono considerazioni sui processi e sulle tendenze evolutive; (b) di conseguenza, utilizzano "condizioni di riferimento" in termini di forme (presenza e numero di determinate caratteristiche) facendo uso di "tratti di riferimento"

Molteplicità dei metodi di valutazione degli habitat

Limiti delle metodologie elencate

nelle attuali condizioni (seppure già in parte alterati); (c) la scala spaziale di indagine (quella del "sito", cioè con lunghezza dell'ordine di qualche centinaio di m) non può essere considerata adeguata per una reale diagnosi e comprensione dei problemi morfologici, considerato che generalmente la degradazione fisica in un sito è conseguenza di processi e cause a più ampia scala; (d) tali procedure poco si adattano ad un'analisi delle pressioni e degli impatti finalizzata alla progettazione di misure e verifiche della loro efficacia, come richiesto nei piani di gestione previsti dalla WFD.

*Metodologie
sviluppate ai fini
della WFD*

Oltre ai metodi di censimento degli habitat prima descritti, è necessario ricordare che in alcuni paesi membri della Comunità Europea sono stati sviluppati protocolli o metodi di valutazione degli aspetti idromorfologici appositamente ai fini dell'applicazione della WFD. Tra questi metodi si segnalano i seguenti:

- *HIDRI - Protocolo para la valoracion de la calidad hidromorfológica de los rios.* Si tratta di una metodologia piuttosto articolata messa a punto dall'Agencia Catalana de l'Aigua che prende in esame i vari aspetti idromorfologici necessari per la valutazione ai fini della WFD (continuità fluviale, condizioni morfologiche, geometria dell'alveo, struttura e substrato del letto, struttura delle zone riparie) attraverso l'integrazione di vari indici e parametri per la valutazione della qualità delle condizioni morfologiche e vegetazionali (ad es. Indice di Connettività Fluviale, Indice di Habitat Fluviale, Qualità del Bosco Ripario, Indice di Vegetazione Fluviale, ecc.).
- *A Desk Study to Determine a Methodology for the Monitoring of the "Morphological Condition" of Irish Rivers for the Water Framework Directive.* Sulla base della revisione dei metodi esistenti, questo studio raccomanda che il protocollo per la valutazione delle condizioni morfologiche dei fiumi irlandesi debba basarsi sul *AusRivAS Physical Habitat Assessment Protocol*. In tale metodo, le informazioni riguardanti gli aspetti fisici, chimici e di habitat sono raccolte in corrispondenza di siti di riferimento ed usate per costruire modelli predittivi che sono, a loro volta, usati per verificare le condizioni dei siti campione. Viene raccomandato di effettuare alcune modifiche all'*AusRivAS* che tengano conto dei recenti sviluppi tecnologici nel telerilevamento e nelle tecnologie informatiche.
- *Establishment of the Protocol on Monitoring and Assessment of the Hydromorphological Elements, Slovak Republic.* Lo sviluppo di questo metodo è basato su una bozza di protocollo sviluppato nella Repubblica Slovacca da Lehotský e Grešková dello Slovak Hydrometeorological Institute (SHMI) nel 2003. La metodologia si rifà prevalentemente a metodi quali il *River Habitat Survey* (Raven et al., 1998), il *Danish Stream Habitat Index* (Pedersen e Baattrup-Pedersen, 2003) e il *Large River Survey* in Germania (Fleischhacker e Kern, 2002),

modificati in alcune parti per adattarsi alle condizioni dei fiumi della Slovacchia. Inoltre si propone l'uso integrato anche di carte storiche e foto aeree per misurare alcuni parametri planimetrici.

Questi metodi, seppure ancora molto basati sui vari protocolli di rilevamento degli habitat visti precedentemente, dimostrano uno sforzo crescente di adottare anche approcci diversi (telerilevamento, GIS, ecc.) che si integrino con il rilevamento sul terreno. Essi denotano ancora una insufficiente considerazione dei processi fisici e delle alterazioni morfologiche avvenute ad una scala temporale differente da quella attuale. Più recentemente, si registra uno sviluppo crescente di nuovi metodi che denotano una sempre più forte impostazione geomorfologica, con una considerazione sempre maggiore dei processi fisici, di scale temporali sufficientemente ampie e di impiego sempre più sistematico di metodologie adatte agli scopi (telerilevamento, GIS) affiancate alle indagini sul terreno.

Integrazione con strumenti GIS

L'obiettivo del presente lavoro è stato pertanto quello di sviluppare un sistema di indagine, valutazione e classificazione morfologica dei corsi d'acqua che presenti una base scientifica solida, coerente con lo stato dell'arte internazionale, con una serie di requisiti precedentemente sottolineati (scale spaziali adeguate per una comprensione dei processi fisici, considerazione delle tendenze evolutive, ecc.), e che al tempo stesso fosse sufficientemente semplice ed operativo da poter essere adottato ai fini della WFD.

Concetto di stato di riferimento

La procedura di valutazione e monitoraggio delle condizioni idromorfologiche dei corsi d'acqua si basa, coerentemente con quanto richiesto dalla WFD, sulla valutazione dello scostamento delle condizioni attuali rispetto ad un certo stato di riferimento. La definizione di uno stato di riferimento per gli aspetti idromorfologici può ritenersi particolarmente problematica rispetto agli altri aspetti presi in esame per la WFD. La comunità scientifica internazionale è ormai concorde nel rinunciare a considerare come stato di riferimento una situazione "primitiva" (o "pristina") completamente indisturbata. Recentemente si rimarca sempre di più la necessità di fare riferimento ai processi piuttosto che alle forme e considerare aspetti connessi con l'evoluzione morfologica. Un corso d'acqua, nelle sue attuali condizioni, è il risultato di una traiettoria più o meno complessa di variazioni morfologiche in risposta a modificazioni di alcune variabili di controllo. La comprensione di tale traiettoria e dei legami causali tra variabili guida e morfologia del corso d'acqua è fondamentale, non già nell'ottica di tendere verso un recupero di una condizione passata (non più realizzabile in quanto nella maggior parte dei casi sono cambiate le variabili di controllo), quanto piuttosto per capire quali possano essere i trend futuri (fermo restando i condizionamenti attuali o nel caso essi vengano modificati attra-

verso azioni di gestione). Tale approccio può rappresentare uno schema concettuale di riferimento che può guidare nella scelta delle procedure di analisi più appropriate da sviluppare ai fini dei piani di gestione per la WFD.

*Stato di riferimento
come situazione
"primitiva"?*

Fatte queste premesse, alternativamente all'identificazione dello stato di riferimento con una situazione "primitiva", in maniera più pragmatica alcuni autori concordano nel ritenere che *lo stato di riferimento di un corso d'acqua sia identificabile in prima approssimazione con quelle condizioni idromorfologiche che esisterebbero, nelle attuali condizioni del bacino, in assenza di influenza antropica in alveo, nelle zone riparie e nella pianura adiacente*. Considerate le scale temporali delle risposte geomorfologiche, l'assenza di influenza antropica in alveo nella precedente definizione non deve essere intesa come limitata alle sole condizioni attuali, ma deve estendersi ad una scala temporale sufficientemente ampia (dell'ordine degli ultimi decenni).

Considerate le scale temporali delle risposte geomorfologiche, l'assenza di influenza antropica in alveo nella precedente definizione non deve essere intesa come limitata alle sole condizioni attuali, ma deve estendersi ad una scala temporale sufficientemente ampia (dell'ordine degli ultimi decenni). Ad esempio l'escavazione di sedimenti, seppure oggi molto ridotta, ha avuto effetti che ancora oggi condizionano sensibilmente le attuali caratteristiche morfologiche. Ciò vale soprattutto per gli alvei alluvionali a fondo mobile, avendo questi ultimi la capacità di automodificarsi, riadattandosi dinamicamente a variazioni imposte sulle variabili guida (portate liquide e solide) e/o sulle condizioni al contorno. Per i corsi d'acqua confinati di piccole o medie dimensioni (ambiti collinari e montani), tale aspetto è meno rilevante, sia perché essi sono meno suscettibili di modificazioni morfologiche apprezzabili (a causa dei controlli della posizione del fondo e delle sponde esercitati dal contatto diretto con substrato roccioso e versanti) che per la difficoltà oggettiva di carattere metodologico di rilevare variazioni rispetto ad una situazione del passato. Si ritiene che un intervallo di tempo significativo possa essere quello degli ultimi 50 - 100 anni, in particolar modo a partire dagli anni 50 del secolo scorso, soprattutto in virtù del fatto che gli aggiustamenti morfologici più intensi nei corsi d'acqua di pianura in Italia sono avvenuti proprio in questo intervallo di tempo. Gli anni 50 sono quindi presi come situazione significativa per l'analisi delle variazioni morfologiche planimetriche dell'alveo, ma ciò non significa che rappresenti la condizione di riferimento rispetto alla quale misurare lo scostamento (in quanto non è detto che tutti gli aspetti siano peggiorati rispetto a tale epoca). La scelta degli anni 50 come situazione di confronto della morfologia planimetrica è motivata da due ragioni:

*Intervallo di tempo
significativo per la
definizione dello
stato di riferimento*

1. dal punto di vista metodologico, in quanto è disponibile una copertura a scala nazionale di foto aeree (volo IGM GAI 1954-55);

2. dal punto di vista concettuale, la situazione degli anni 50 può essere considerata generalmente con un'influenza antropica ancora contenuta, e più rappresentativa, rispetto a situazioni precedenti quali la fine del XIX sec., del possibile massimo recupero morfologico che è lecito attendersi nei prossimi decenni qualora venissero rimosse le cause di alterazione morfologica in alveo, fermo restando le condizioni dei versanti a scala di bacino.

Metodologie di analisi

La struttura complessiva del sistema di valutazione comprende quindi sia aspetti strettamente morfologici che aspetti idrologici e vegetazionali della fascia riparia. Per quanto riguarda gli aspetti idrologici, in questa metodologia vengono inclusi solo gli aspetti connessi a quelli morfologici, vale a dire le portate formative, mentre le modificazioni del regime idrologico devono essere trattate separatamente. Le variazioni complessive del regime idrologico (con particolare riferimento alle portate di magra) sono analizzate separatamente e descritte in ISPRA (2009): l'integrazione dei due aspetti permette una completa caratterizzazione e classificazione idromorfologica di un corso d'acqua.

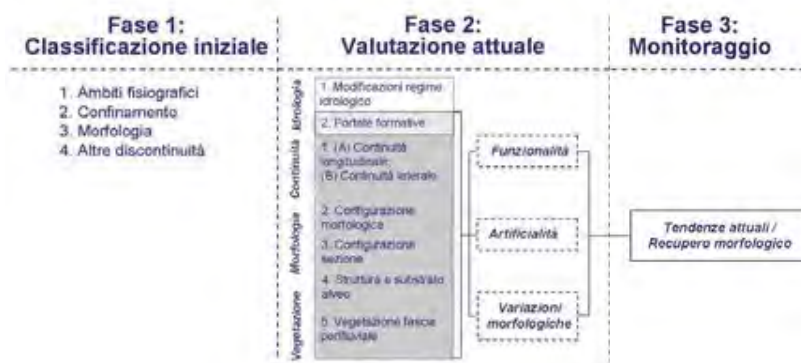


Figura 125.: Schematizzazione a blocchi della struttura metodologica.

La valutazione dello stato morfologico avviene sulla base di tre componenti:

- **Funzionalità geomorfologica:** si basa sull'osservazione delle forme e dei processi del corso d'acqua nelle condizioni attuali e sul confronto con le forme ed i processi attesi per la tipologia fluviale presente nel tratto in esame. In altri termini si valuta la funzionalità del corso d'acqua relativamente ai processi geomorfologici (l'assenza di determinate forme e processi tipici per una data tipologia può essere sintomo di condizioni morfologiche alterate).
- **Elementi artificiali:** si valutano la presenza, frequenza e continuità delle opere o interventi antropici che possano avere effetti sui vari aspetti morfologici considerati. Alcuni elementi artificiali hanno effetti molteplici su diversi

aspetti: essi verranno ovviamente rilevati una sola volta ma verranno valutati per ogni singolo aspetto.

- **Variazioni morfologiche:** questa analisi riguarda soprattutto gli alvei non confinati e parzialmente confinati e solo alcuni aspetti (principalmente le variazioni di configurazione morfologica plano-altimetrica). Vengono valutate le variazioni morfologiche rispetto ad una situazione relativamente recente (scala temporale degli ultimi 50-60 anni) in modo da verificare se il corso d'acqua abbia subito alterazioni fisiche (ad es. incisione, restringimento) e stia ancora modificandosi a causa di perturbazioni antropiche non necessariamente attuali.

Stato di riferimento

Secondo questa impostazione, lo stato di riferimento per un corso d'acqua in un dato tratto può essere identificata con le seguenti condizioni di riferimento:

- funzionalità dei processi (che si identifica con la condizione di equilibrio dinamico);
- assenza di artificialità;
- assenza di variazioni significative di forma, dimensioni e quota del fondo in un arco temporale degli ultimi decenni. Quest'ultima condizione è ristretta agli alvei alluvionali mobili e che siano stati liberi di modificarsi (non si applica a corsi d'acqua già artificializzati precedentemente in quanto in tali casi l'assenza di variazioni non è sintomo di stabilità morfologica).

*Modalità di
esecuzione della
valutazione*

La procedura complessiva prevede l'applicazione in sequenza delle tre precedenti fasi (classificazione iniziale, valutazione, monitoraggio), con la valutazione dello stato attuale realizzata per tutti i corsi d'acqua principali del bacino: ciò è indispensabile per interpretare complessivamente i trend e le cause di evoluzione. Per esigenze particolari, è possibile procedere alla classificazione, valutazione e monitoraggio di un singolo tratto o solo di alcuni tratti. Tuttavia tale procedura, seppure può consentire la valutazione del comportamento del singolo tratto, non è in grado di permettere una adeguata comprensione dei processi e delle cause a scala di bacino e pertanto non può essere utilizzata in maniera appropriata per formulare proposte di gestione.

La valutazione dello stato attuale può essere quindi condotta in due modalità:

1. *Analisi in continuo:* si tratta di una valutazione di tutti i corsi d'acqua di interesse. Tale tipo di valutazione sarebbe auspicabile in modo da poter selezionare i punti in corrispondenza dei quali monitorare gli aspetti morfologici con criteri di rappresentatività.
2. *Analisi per tratto:* nei casi in cui un tratto venga scelto per il monitoraggio sulla base di altri criteri, è comunque indispensabile effettuare l'analisi dello stato morfologico attuale

per lo meno in quel tratto per definire la sua condizione iniziale a cui far riferimento per il monitoraggio futuro. L'analisi per tratto richiede alcune informazioni sulle condizioni a monte (presenza di principali opere che hanno effetti sulla continuità longitudinale delle portate liquide e solide).

Sulla base di tale impostazione, la valutazione morfologica dei corsi d'acqua si sviluppa per livelli successivi. Si possono distinguere due livelli di approfondimento diversi:

*Livelli di
approfondimento
della valutazione*

- *Valutazione di primo livello:* classificazione dello stato morfologico attuale. Si basa sulle condizioni attuali di funzionalità ed artificialità e tiene conto delle variazioni morfologiche subite dal corso d'acqua in tempi relativamente recenti (ultimi 50 anni) come risultato di alterazioni antropiche passate. Tale valutazione può essere effettuata su singoli tratti del reticolo idrografico con limitate informazioni delle condizioni a scala di bacino e consente quindi una prima classificazione dello stato idromorfologico tale da permettere di individuare i tratti con maggiori criticità o pregi.
- *Valutazione di secondo livello:* analisi degli impatti e delle cause. Esaurita la prima fase su tutti i tratti di un sistema idrografico, è possibile approfondire, anche con l'integrazione di altre informazioni a scala di bacino, la comprensione degli impatti, delle cause e dei rapporti tra tratti o porzioni diverse del bacino. Tale analisi è quindi funzionale alla definizione di azioni e misure per il miglioramento o la preservazione dell'attuale stato idromorfologico nei vari tratti.

Rispetto alle tre componenti di valutazione dello stato attuale (funzionalità, artificialità, variazioni), il monitoraggio consentirà di valutare le tendenze evolutive attuali e future e di rapportarle alle modificazioni passate, in modo da giungere ad una valutazione del possibile recupero morfologico o dell'ulteriore allontanamento da condizioni meno alterate, aspetti fondamentali per le successive analisi degli impatti e per la definizione delle misure di mitigazione ai fini del raggiungimento degli obiettivi della Direttiva. Esistono alcuni aspetti e parametri che è necessario analizzare nella prima fase di valutazione, ma che non è poi necessario monitorare, mentre viceversa si possono individuare alcuni parametri o grandezze la cui misura non è indispensabile per la fase di caratterizzazione iniziale, ma che sarà invece necessario misurare periodicamente da ora in avanti.

Monitoraggio

7.20 DOCUMENTO 20

Titolo	<i>Indirizzi per la gestione dei boschi ripari montani e collinari del Piemonte</i>
Autore	Regione Piemonte - IPLA
Anno	1999-2008

Testi che forniscono indirizzi e indicazioni sulle modalità di gestione dei boschi ripari, evidenziandone la funzione meccanica in relazione alla difesa dall'erosione e alla regolazione del corso d'acqua, e la funzione naturalistica in quanto fonte di nutrimento, entità in grado di influenzare la temperatura dell'acqua e la diffusione degli inquinanti, e riparo per la biodiversità.

L'accrescimento della popolazione, l'urbanizzazione e l'aumento delle vie di comunicazione hanno incrementato in modo considerevole l'impatto delle attività umane sul territorio, in particolare su quello di origine alluvionale dei fondovalle delle zone collinari e montane dove, per morfologia, localizzazione e attitudini produttive, queste si sono più concentrate. L'eliminazione, talvolta indiscriminata, delle formazioni legnose riparie per permettere l'espansione dell'agricoltura di fondovalle ha contribuito ad alterare i preesistenti sistemi di paesaggio, con la conseguenza di aumentare i fenomeni erosivi legati agli eventi alluvionali ed incrinare alcuni delicati equilibri che regolano la dinamica fluviale; inoltre lo scarso interesse per la produzione legnosa di questi ambienti ha generato negli ultimi decenni l'abbandono delle utilizzazioni nelle fasce riparie montane, spesso senza sostituirle con una corretta gestione mirata a proteggere le sponde dall'erosione fluviale e a garantire il normale deflusso delle acque. Alla luce di una rinnovata volontà di meglio integrare gli interventi con il delicato ambiente ripariale è stato riconosciuto al bosco anche un ruolo primario nell'ecologia e nella conservazione degli ambienti fluviali: infatti la sua presenza è fondamentale per le condizioni di vita di molte specie animali acquatiche e terrestri, ma è ugualmente importante per gli aspetti paesaggistici.

Il presente documento intende facilitare il riconoscimento della vegetazione riparia e sottolineare alcuni aspetti della gestione selvicolturale utili a migliorare le condizioni di sicurezza idrogeologica dei corsi d'acqua montani e collinari, con particolare riguardo al reticolo secondario spesso trascurato e considerato a scarso rischio, ma in grado di provocare fenomeni di dissesto ingenti.

Si sottolinea comunque che le proposte di gestione selvicolturale formulate nel presente documento partono dal presupposto che sia possibile reintervenire sul medesimo popolamento ripariale in modo periodico e sistematico, indicativamente ogni 5-7 anni. Per garantire maggior sicurezza sarebbe in realtà necessario verificare annualmente, o meglio dopo ogni evento alluvionale, il corso dei torrenti per capire se sono stati alterati sensibilmente gli

*Periodicità degli
interventi di
manutenzione*

assetto spondali, se sono avvenuti cambiamenti nella morfologia fluviale, se la vegetazione è stata asportata, se si sono originati accumuli di biomassa in alveo che rendono necessari interventi immediati per rimuovere gli ostacoli al regolare deflusso delle acque e ripristinare la funzionalità dell'alveo. Tempi di ritorno degli interventi selvicolturali pari a 3-4 volte quello ipotizzato, quindi di 20-25 anni circa, permettono invece di adottare solo in minima parte le indicazioni raccolte in questo documento. La veste data a questo scritto permette di utilizzare la prima parte per un'informazione tecnicamente completa e scientificamente curata, mentre la seconda, semplificata e di più facile lettura, costituita dalle schede descrittive dei vari Tipi forestali ripari, può essere utile per la formazione e l'aggiornamento del personale impiegato negli interventi, con particolare riferimento alle figure professionali di capisquadra.

Funzione meccanica della vegetazione riparia

Trascorsi gli anni in cui la messa in sicurezza dei corsi d'acqua veniva per lo più affidata ai sistemi di arginatura senza tener nel dovuto conto il ruolo che poteva avere di volta in volta il bosco ripario, oggi la vegetazione è considerata come strumento coadiuvante nella difesa del territorio e nel contenimento delle acque in tutte quelle situazioni in cui l'argine non è strettamente necessario, o la sua azione può essere svolta da una fascia di vegetazione opportunamente gestita. Infatti questa, se presente lungo i corsi d'acqua, può limitare gli effetti di un evento alluvionale, a patto che non si prefiguri come eccezionale, riducendo l'erosione spondale, rallentando la velocità della corrente, favorendo la deposizione del materiale fluitato ed impedendo che altro materiale sia immesso nei corpi idrici. Tale funzione può essere svolta a patto che un rallentamento della corrente in una sezione obbligata non implichi un'esondazione delle acque in aree a rischio (centri abitati, infrastrutture in genere, ecc). Le aree colonizzate da vegetazione riparia possono così fungere da serbatoio per lo stoccaggio temporaneo dell'acqua svolgendo a tutti gli effetti la funzione di casse di espansione.

Il ruolo attivo dei boschi ripari nella difesa del territorio

- *La vegetazione spondale e l'erosione*

Un aspetto indubbiamente interessante, è l'effetto di questi popolamenti nella protezione dall'erosione spondale; l'assenza della vegetazione in condizioni di alveo fortemente inciso, come si riscontra spesso in ambito pianiziale o allo sbocco delle valli in pianura, aumenta il pericolo, in caso di piene, di erosione e di trasporto di materiali litoidi da parte della corrente, con conseguente accumulo di inerti in alveo e talora asporto di suolo agrario e perdita di terre coltivabili. Anche la sostituzione della vegetazione riparia naturale per permettere l'impianto di arboreti specializzati, non solo in pianura ma anche nelle parti inferiori degli ampi fondovalle, disattendendo le normativa vigente, ha in alcuni casi innescato preoccupanti fenomeni erosivi: i

pioppi coltivati, in particolare, sfavoriti dall'apparato radicale piuttosto superficiale, se esposti direttamente alla corrente, possono essere facilmente scalzati, creando i presupposti per nuovi processi erosivi, fenomeni generalmente aggravati dalle lavorazioni del suolo attuate per contenere lo sviluppo della vegetazione erbacea infestante.

Pertanto una gestione oculata della vegetazione riparia, orientata al mantenimento di un elevato grado di stabilità della componente erbacea e arbustiva può evitare buona parte dei problemi di gestione dei corsi d'acqua minori. La stabilità viene soprattutto ottenuta fornendo al bosco una struttura diversificata, dotata di arbusti in grado di flettersi e contenere l'erosione, e di un piano arboreo composto da soggetti giovani con un equilibrato rapporto diametro/altezza, e diametro comunque progressivamente minore con l'approssimarsi e il ridursi della larghezza dell'alveo. È comunque doveroso sottolineare che l'azione consolidatrice del bosco ripario può venire totalmente a mancare nel caso di eventi del tutto eccezionali di piena, allorquando la corrente riesca ad erodere al piede il versante o la sponda provocando lo scivolamento della vegetazione in alveo.

- *La vegetazione ripariale nella regolazione del corso d'acqua*
Durante gli eventi alluvionali il bosco ripario, qualora si estenda su superfici di un certo rilievo, svolge l'importante funzione di rallentare l'ondata di piena e di ritardare il raggiungimento del suo massimo, fungendo da bacino di espansione; pertanto esso può divenire un serbatoio per lo stoccaggio delle acque, trattenendone ingenti quantità e rilasciandole gradualmente in un secondo tempo, durante la fase di abbassamento del livello di piena, senza dimenticare la quantità di acqua che le piante possono traspirare sottraendola al sistema. L'effetto positivo è quindi la regolazione del deflusso ottenuta attenuando sensibilmente le brusche variazioni del livello delle acque.
Altro elemento estremamente importante è quello del contenimento della velocità della corrente qualora, ed è doveroso ribadirlo, la sezione dell'alveo sia sufficientemente ampia per evitare l'esondazione dell'acqua, la quale, a parità di portata, rallentando, deve necessariamente disporre di una maggiore superficie per garantire il deflusso. Le acque che abbandonano l'alveo principale possono penetrare nella zona golenale boscata laterale, dove, grazie alla maggiore scabrezza determinata dalla presenza della vegetazione, subiscono un sensibile rallentamento. Il temporaneo abbassamento della velocità favorisce anche la sedimentazione dei materiali in sospensione e fluitati.

Funzione naturalistica della vegetazione riparia

Il funzionamento dell'ecosistema del corso d'acqua in una determinata zona dipende non solo dall'apporto di materia organica,

notoriamente in aumento da monte a valle, ma anche dalle relazioni trasversali con la vegetazione ripariale presente. Alla luce di queste considerazioni si è portati a ritenere l'acqua un sistema aperto, strettamente legato alle formazioni boschive limitrofe, qualora esistano, con le quali si verifica un flusso continuo di energia. La vegetazione ripariale, in particolare, condiziona la struttura, la produttività e l'evoluzione degli ecosistemi, esercitando un controllo sull'ambiente "acqua" attraverso differenti influenze:

- apporto di materiale organico, come risorsa di nutrimento per gli organismi acquatici e condizionamento della biodiversità dei popolamenti acquatici;
- ombreggiamento, con riduzione del riscaldamento dell'acqua in estate;
- intercettazione e filtrazione delle sostanze inquinanti;
- connessione fra ambienti che altrimenti isolati non permetterebbero la diffusione delle specie (rete ecologica).

Criteria generali di intervento

Nelle pagine seguenti vengono fornite alcune indicazioni sui criteri da adottare per gli interventi selvicolturali sulla vegetazione riparia e sulle operazioni viceversa considerate inopportune o comunque da evitare. Tali prescrizioni derivano da esperienze maturate sul campo, dalla ricerca bibliografica, da indirizzi tecnici contenuti in regolamenti, direttive, circolari e dalle norme in materia di sicurezza sul lavoro.

- Taglio, con diverse modalità, della componente arborea e arbustiva entro l'alveo inciso, per garantire le sezioni minime di deflusso necessarie allo smaltimento delle piene ordinarie (periodo di ritorno 2-5 anni) - DGR n° 38 - 8849 del 26/05/08.
- Sulle sponde e in ogni caso sulla componente arborea interessata da eventi di piena con tempi di ritorno trentennali taglio selettivo con diametro di recidibilità e intensità funzionali alle caratteristiche del corso d'acqua - DGR n° 38 - 8849 del 26/05/08.
- Taglio della vegetazione secondo un principio di discontinuità.
- Continuità di finanziamenti per permettere interventi periodici.
- Nel rispetto delle Prescrizioni di Massima di Polizia Forestale, particolare attenzione va posta al rispetto dei periodi previsti per le utilizzazioni dei cedui (art. 5), evitando comunque di arrecare disturbo all'avifauna e all'ittiofauna durante le fasi di riproduzione.

- Pianificazione degli interventi mediante sopralluoghi preliminari effettuati da personale qualificato.
- I progetti di massima dovranno prevedere interventi differenziati per ogni settore del corso d'acqua.
- Messa in sicurezza dei centri abitati e delle infrastrutture (ponti, captazioni d'acqua, ecc.), con interventi volti ad eliminare i potenziali pericoli dovuti alla vegetazione instabile sulle sponde o di impedimento al deflusso.
- Intensità degli interventi.
- Gestione degli interventi in modo da mantenere il popolamento giovane con struttura stabile, irregolare per gruppi e con la maggiore ricchezza di specie.
- Adozione delle buone pratiche di utilizzazione, secondo quanto previsto dalle PMPF (art. 50 e segg.) per l'abbattimento dei cedui.
- Utilizzazione di sistemi di esbosco, ove possibile e necessario, a limitato impatto sul territorio.
- Adozione come struttura finale, nel rispetto della DGR n° 38 - 8849 del 26/05/08, del regime a ceduo per le specie idonee.
- Accatastamento immediato del legname di risulta dai tagli in zona di sicurezza.
- Adozione delle norme inerenti la sicurezza nei cantieri.
- Eliminazione graduale delle specie esotiche al fine di favorire quelle locali.
- Contenimento dei popolamenti radicati sulle lenti ghiaiose e sugli isolotti favorendo la costituzione di un fitto strato erbaceo e arbustivo.

Fra le operazioni di gestione dei boschi ripari considerate inopportune occorre ricordare:

- Interventi sistematici dove non sussistano reali condizioni di pericolo.
- Sradicamento delle ceppaie (PMPF, art. 2).
- Danneggiamento della vegetazione circostante durante le fasi di intervento.
- Eliminazione degli arbusti.
- Utilizzo di mezzi meccanici pesanti.

7.21 DOCUMENTO 21

Titolo	<i>Geomorphological change and river rehabilitation</i>
Autore	River Restoration Centre
Anno	2002

Documento che affronta lo studio geomorfologico dei sistemi fluviali affiancandolo a tecniche di valutazione territoriale applicate a casi studio olandesi, con lo scopo di ampliare il substrato di conoscenze necessarie alla redazione di progetti di riabilitazione fluviale integrati.

Integrated spatial planning for river rehabilitation requires insight in the geomorphology of river systems. Procedures are elaborated to implement a functional-geographical approach in geomorphology, in which a view of rivers as four-dimensional systems and the use of a process-based hierarchy of spatio-temporal domains is coupled to methods of land evaluation. Geomorphological mapping and map interpretation are important research techniques. Application is exemplified in case studies on lowland streams and rivers in the Netherlands, in which reference situations, process conditions to be fulfilled, suitability of areas and layout of measures are addressed.

The natural developments of bedforms in the meandering sandbed Keersop stream are strongly influenced by seasonal variations in discharge and aquatic macrophyte cover. Differences in the short-term recovery of the Tongelreep, Keersop and Aa streams to meander rehabilitation are caused by differences in bank material composition, but were also influenced through the design of cross-sectional dimensions and bend curvature. Riverine pastures along the small meandering River Dinkel depend on natural levee overbank deposition and in the long term on meander cutoffs, implicating conservation strategies must be based on geomorphological disturbance processes. Analysis of historical migration rates allowed areas suitable for re-meandering along the small River Vecht to be indicated, on the basis of the spatial variability of bank material resistance to erosion.

In the embanked River Rhine depositional zone, four types of fluvial styles occurred before channelisation; landform development was related to the channel width-depht ratio values and the flow velocity over the floodplain. Insights in the Rhine river reach continuum could be incorporated in a cyclical planning procedure, characterised by phases of plan design and plan evaluation, at two different scale levels. Finally, similarities and differences between these case studies are set in a wider perspective and recommendations for river rehabilitation are discussed.

*La ricerca
geomorfologica per
una pianificazione
territoriale integrata*

*Osservazione,
pianificazione,
riqualificazione*

7.22 DOCUMENTO 22

Titolo	<i>Land management, flooding and environmental risk - New approaches to a very old question</i>
Autore	River Restoration Centre
Anno	2005

Testo che esamina il ruolo della connettività idrologica nella gestione territoriale di aree collinari e altipiani. Nel testo viene proposto e descritto un modello messo a punto per rappresentare i processi dipendenti dalla connettività fluviale con sufficiente dettaglio spaziale, integrare previsioni sull'intero bacino idrografico e considerare adeguatamente l'intero spettro di attività legate alla gestione territoriale connesse con i rischi di piena, il bilancio idrologico e la qualità delle acque.

*Gestione della
connettività
idrologica*

This paper is concerned with the role of hydrological connectivity in upland land management. The management of hydrological connectivity is a crucial component of land management activities, notably through the use of buffer zones to protect water courses from diffuse pollution but also through the flood pulse concept which recognizes the ecological and water quality benefits that can accrue from maintaining connectivity between the river and floodplain. However, there are currently few tools for exploring hydrological connectivity, and its impacts that:

- A represent the processes that hydrological connectivity controls with sufficient spatial detail;
- B integrate predictions through to entire catchments;
- C consider the full range of land management issues in relation to flood risk, water balance and water quality.

Un nuovo strumento

In this paper, we describe and apply a new tool (SCIMAP) that addresses the above three needs. We illustrate its role in enhanced land management through application to two issues:

1. the role of upland shallow surface drains (grips) in relation to flood generation;
2. the issue of linkage between river and floodplain in relation to flood risk.

There has been considerable debate as to whether or not grips, along with observed changes in rainfall patterns, may be responsible for increased magnitude and frequency of flooding. Some studies have suggested grips increase peak flows whereas others suggest they decrease them. The model demonstrates the crucial role played by the location of grips in relation to hillslope drainage. Grips can capture large areas of upslope drainage and route them to the catchment outlet through the grip network. In the latter, flow velocities may be up to two orders of magnitude

greater than flow over the hillslope surface. This will increase flood generation.

Downstream of grips, there is a general reduction in surface wetness due to reduced delivery of flow from upslope. This will provide greater potential for storage of rainfall and hence reduce flood generation. Thus, the effects of an individual grip depends upon its location within the landscape. The effects of grips at the catchment scale can only be appreciated through an explicit representation of grip distribution at the catchment scale. The model's representation of river- floodplain connectivity also demonstrates how hydrological connectivity can be managed as part of a land management strategy.

It predicts patterns of flood inundation for a 1:10 year flood. This identifies localised sources of overbank flow which diffuse across the floodplain. There is a clear spatial variation in inundation depth that is strongly related to extant land use. The model provides the opportunity for more cost effective and strategic design of flood defence through the spatially explicit treatment of the inundation process. In conclusion, the paper argues that the real power of tools like SCIMAP rests in their ability to address an overly sectoral approach to land management.

A sectoral approach involves exploring all dimensions of a problem (e.g. flooding) in relation to possible causes (e.g. land management, climate change). In so doing, it fails to address the linkages between problems that emerge within particular catchments and where any one solution to a problem (e.g. grip blocking) may have positive (enhanced biodiversity) and negative (water colour increases) impacts upon other parts of the environment. Thus, tools like SCIMAP are required if we are to develop truly integrated approaches to catchment management that escape the problems of current sectoral concerns.

Il ruolo della rete di drenaggio secondaria

7.23 DOCUMENTO 23

Titolo	<i>Manual of river restoration techniques</i>
Autore	River Restoration Centre
Anno	2002

Manuale che presenta una serie di casi studio e di tecniche per la riabilitazione fluviale utilizzate nel Regno Unito fra il 1995 e il 2002. Ogni caso studio è contraddistinto da una particolare tecnica adottata per la messa in opera dell'intervento, mentre il testo è suddiviso in capitoli tematici dedicati ai tipi di azioni che caratterizzano i differenti progetti di riabilitazione.

The first edition of the manual was dedicated to the techniques that were utilised in restoring the rivers Cole and Skerne in the autumn of 1995. It was RRC's intention that the manual would be regularly expanded to include additional techniques drawn from other notable projects, particularly those that feature different types of rivers, e.g. in upland areas.

The first of these "updates" is included within this web version. These additional 20 techniques, taken from 15 different projects, begin to increase the range of river types covered by the Manual.

The techniques are presented in 11 separate parts of the manual, each part encompassing a significant activity, or objective, that may typically be included in a restoration project brief, e.g. Part 4: Revetting and supporting river banks. Each Part comprises examples of techniques that may be useful in achieving the specific objectives, e.g. Technique 4.1: Spiling revetment.

Experience has shown that river restoration projects are most successful if a clear set of aims and priorities are established at the outset, and that one of the first outputs is a vision plan for the future prepared without undue regard to constraints of funding, etc. The plan may then be scaled down to suit what is achievable in the short term, in the knowledge that initial works can safely be followed up later to achieve the full potential of the site.

Recognising what the full potential of any site may be is far from straightforward. It demands much practical experience, knowledge and sound judgement which few can rightly claim to possess because river restoration is only recently being practised on a significant scale. In these circumstances, the sharing of knowledge and experience is of particular importance and will remain so for some years to come.

RRC hope that the manual will assist practitioners to gain an understanding of what has gone before them so that each new project benefits from ideas that may be incorporated and improved upon. Inspiration for new ideas may also occur, thereby furthering the practical knowledge available.

The importance of river restoration projects should not overshadow the countless opportunities to incorporate its principles in almost any river management activity. Several techniques

*Caratteristiche di un
buon intervento di
riqualificazione*

featured are equally appropriate to small-scale operations such as creating a ford (Part 8) or creating an outfall to a river (Part 9). Equally, the principles of river restoration may contribute much to major flood defence projects so that environmental benefit compliments improved protection.

BIBLIOGRAFIA

- Abbasi, SA e N Abbasi (2000). "The likely adverse environmental impacts of renewable energy sources". In: *Applied Energy* 65.1-4, pp. 121-144.
- Aberg, J et al. (feb. 2004). "A comparison of the carbon balances of a natural lake (L. Ortrasket) and a hydroelectric reservoir (L. Skinnmuddselet) in northern Sweden". In: *Water Research* 38.3, pp. 531-538. DOI: [DOI10.1016/j.watres.2003.10.035](https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.035).
- Aggidis, G. A. et al. (dic. 2010). "The costs of small-scale hydro power production: Impact on the development of existing potential". In: *Renewable Energy* 35.12, pp. 2632-2638. DOI: [DOI10.1016/j.renene.2010.04.008](https://doi.org/10.1016/j.renene.2010.04.008).
- Alcantara, FA de et al. (set. 2004). "Changes in soil organic matter composition after introduction of riparian vegetation on shores of hydroelectric reservoirs (Southeast of Brazil)". In: *Soil Biology & Biochemistry* 36.9, pp. 1497-1508. DOI: [DOI10.1016/j.soilbio.2004.04.018](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.04.018).
- Allan J.D., Castillo M.M. (2007). *Stream ecology. Structure and function of running waters*. Springer Editions.
- Almodovar, A e GG Nicola (1999). "Effects of a small hydropower station upon brown trout *Salmo trutta* L. in the River Hoz Seca (Tagus basin, Spain) one year after regulation". In: *Regulated Rivers-Research and Management* 15.5, pp. 477-484.
- Anagnostopoulos, John S. e Dimitris E. Papantonis (ott. 2007). "Optimal sizing of a run-of-river small hydropower plant". In: *Energy Conversion and Management* 48.10, pp. 2663-2670. DOI: [DOI10.1016/j.enconman.2007.04.016](https://doi.org/10.1016/j.enconman.2007.04.016).
- Anderson, Elizabeth P., Catherine M. Pringle e Mary C. Freeman (giu. 2008). "Quantifying the extent of river fragmentation by hydropower dams in the Sarapiquí River Basin, Costa Rica". In: *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 18.4, pp. 408-417. DOI: [DOI10.1002/aqc.882](https://doi.org/10.1002/aqc.882).
- Anderson, EP, MC Freeman e CM Pringle (mag. 2006). "Ecological consequences of hydropower development in Central America: Impacts of small dams and water diversion on neotropical stream fish assemblages". In: *River Research and Applications* 22.4, pp. 397-411. DOI: [DOI10.1002/rra.899](https://doi.org/10.1002/rra.899).
- Angelaki, V e JM Harbor (1995). "Impacts of flow diversion for small hydroelectric power plants on sediment transport, northwest Washington". In: *Physical Geography* 16.5, pp. 432-443.
- Anselmetti, Flavio S. et al. (giu. 2007). "Effects of Alpine hydropower dams on particle transport and lacustrine sedimentation". In: *Aquatic Sciences* 69.2, pp. 179-198. DOI: [DOI10.1007/s00027-007-0875-4](https://doi.org/10.1007/s00027-007-0875-4).

- Armand, F (1998). "Small hydropower in the context of French renewable energy policy". In: *Houille Blanche-Revue Internationale De L Eau* 53.8, pp. 31–33.
- Aslan, Yilmaz, Oguz Arslan e Celal Yasar (apr. 2008). "A sensitivity analysis for the design of small-scale hydropower plant: Kayabogazi case study". In: *Renewable Energy* 33.4, pp. 791–801. DOI: [DOI10.1016/j.renene.2007.04.011](https://doi.org/10.1016/j.renene.2007.04.011).
- Assani, AA e F Petit (feb. 2004). "Impact of hydroelectric power releases on the morphology and sedimentology of the bed of the Warche River (Belgium)". In: *Earth Surface Processes and Landforms* 29.2, pp. 133–143. DOI: [DOI10.1002/esp.1004](https://doi.org/10.1002/esp.1004).
- Assessment, Millennium Ecosystem (2005). *Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis*. Washington, DC: World Resources Institute.
- Auble, GT, JM Friedman e ML Scott (ago. 1994). "Relating riparian vegetation to present and future streamflows". In: *Ecological Applications* 4.3, pp. 544–554.
- Baguenier, H (1998). "ESHA and the White Paper on renewable energies". In: *Houille Blanche-Revue Internationale De L Eau* 53.8, pp. 39–40.
- Bakis, R. (2007). "The current status and future opportunities of hydroelectricity". In: *Energy Sources Part B-Economics Planning and Policy* 2.3, pp. 259–266. DOI: [DOI10.1080/15567240500402958](https://doi.org/10.1080/15567240500402958).
- Bakis, R e A Demirbas (ott. 2004). "Sustainable development of small hydropower plants (SHPs)". In: *Energy Sources* 26.12, pp. 1105–1118. DOI: [DOI10.1080/00908310390265932](https://doi.org/10.1080/00908310390265932).
- Bakis, Recep (ago. 2007). "Electricity production opportunities from multipurpose dams (case study)". In: *Renewable Energy* 32.10, pp. 1723–1738. DOI: [DOI10.1016/j.renene.2006.08.008](https://doi.org/10.1016/j.renene.2006.08.008).
- Balat, Havva (dic. 2007). "A renewable perspective for sustainable energy development in Turkey: The case of small hydropower plants". In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 11.9, pp. 2152–2165. DOI: [DOI10.1016/j.rser.2006.03.002](https://doi.org/10.1016/j.rser.2006.03.002).
- Baran, P et al. (ago. 1995). "Effects of reduced flow on brown trout (*salmo-trutta* l) populations downstream dams in french pyrenees". In: *Regulated Rivers-Research & Management* 10.2-4, pp. 347–361.
- Bard, Jochen (2008). "Modernisation and automation of small hydropower plants". In: *Wasserwirtschaft* 98.6, pp. 38–41.
- Barreto, Wagner Jose et al. (giu. 2007). "Analysis of physical and chemical parameters for discrimination of water origin in a hydroelectric reservoir". In: *Clean-Soil Air Water* 35.3, pp. 239–245. DOI: [DOI10.1002/clen.200700015](https://doi.org/10.1002/clen.200700015).
- Bartle, A e G Hallows (nov. 2005). "Hydroelectric power: present role and future". In: *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Civil Engineering* 158, pp. 28–31.
- Becker, Bernhard et al. (feb. 2009). "Development of a fish-friendly turbine-operation mode in run-of-river hydropower plants on the River Mosel". In: *Hydrologie Und Wasserbewirtschaftung* 53.1, pp. 4–12.

- Bednarek, AT (giu. 2001). "Undamming rivers: A review of the ecological impacts of dam removal". In: *Environmental Management* 27.6, pp. 803–814.
- Benenati, EP et al. (dic. 2000). "Reservoir-river linkages: Lake Powell and the Colorado River, Arizona". In: *Journal of the North American Benthological Society* 19.4, pp. 742–755.
- Bernez, I, H Daniel e J Haury (2001). "Effects of perturbations on the aquatic vegetation of regulated river." In: *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture* 357-60, pp. 169–189.
- Biggs, B.J.F. (2000). *New Zealand periphyton guideline: detecting, monitoring and managing the enrichment of streams*. Wellington: Ministry for Environment §Publications.
- Biggs, BJF e CW Hickey (ago. 1994). "Periphyton responses to a hydraulic-gradient in a regulated river in New-Zealand". In: *Freshwater Biology* 32.1, pp. 49–&.
- Bishwakarma, M. B. e H. Stole (2008). "Real-time sediment monitoring in hydropower plants". In: *Journal of Hydraulic Research* 46.2, pp. 282–288.
- Bo, Tiziano et al. (set. 2006). "Colonisation patterns and vertical movements of stream invertebrates in the interstitial zone: a case study in the Apennines, NW Italy". In: *Hydrobiologia* 568, pp. 67–78. DOI: [DOI10.1007/s10750-006-0025-3](https://doi.org/10.1007/s10750-006-0025-3).
- Bo, Tiziano et al. (mag. 2007). "Effects of clogging on stream macroinvertebrates: An experimental approach". In: *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 37.2, pp. 186–192. URL: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0075951107000060>.
- Bo, Tiziano et al. (set. 2010). "Feeding Habits of Padogobius bonelli (Osteichthyes: Gobiidae) in the Curone Creek (Northwest Italy): Territoriality Influences Diet?" In: *Journal of Freshwater Ecology* 25.3, pp. 367–371.
- Bohlen, Curtis e Lynne Y. Lewis (lug. 2009). "Examining the economic impacts of hydropower dams on property values using GIS". In: *Journal of Environmental Management* 90, S258–S269. DOI: [DOI10.1016/j.jenvman.2008.07.026](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.026).
- Bombino, G. et al. (lug. 2007). "A method for assessing channelization effects on riparian vegetation in a Mediterranean environment". In: *River Research and Applications* 23.6, pp. 613–630. DOI: [DOI10.1002/rra.1004](https://doi.org/10.1002/rra.1004).
- Bonilla, Silvia H. et al. (gen. 2010). "The roles of cleaner production in the sustainable development of modern societies: an introduction to this special issue". In: *Journal of Cleaner Production* 18.1, pp. 1–5. DOI: [DOI10.1016/j.jclepro.2009.09.001](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.09.001).
- Borges, Carmen L. T. e Roberto J. Pinto (ago. 2008). "Small hydro power plants energy availability modeling for generation reliability evaluation". In: *Ieee Transactions On Power Systems* 23.3, pp. 1125–1135. DOI: [DOI10.1109/TPWRS.2008.926713](https://doi.org/10.1109/TPWRS.2008.926713).
- Boubee, JAT e EK Williams (giu. 2006). "Downstream passage of silver eels at a small hydroelectric facility". In: *Fisheries Management and Ecology* 13.3, pp. 165–176.

- Braatne, JH, TM Hinckley e RF Stettler (dic. 1992). "Influence of soil-water on the physiological and morphological components of plant water-balance in *Populus Trichocarpa*, *Populus Deltoidea* and their F₁ hybrids". In: *Tree Physiology* 11.4, pp. 325–339.
- Brandt, SA (ago. 2000). "Classification of geomorphological effects downstream of dams". In: *Catena* 40.4, pp. 375–401.
- Bratrich, C et al. (dic. 2004). "Green hydropower: A new assessment procedure for river management". In: *River Research and Applications* 20.7, pp. 865–882. DOI: [DOI10.1002/rra.788](https://doi.org/10.1002/rra.788).
- Breban, S. et al. (2007). "Variable speed small hydro power plant connected to AC grid or isolated loads". In: *Epe Journal* 17.4, pp. 29–36.
- Bregar, Zvonko (ago. 2007). "Short-term optimization of the new Avce pumping plant and three existing hydro power plants on the Soca river in Slovenia". In: *Electric Power Systems Research* 77.10, pp. 1410–1417. DOI: [DOI10.1016/j.epsr.2006.10.011](https://doi.org/10.1016/j.epsr.2006.10.011).
- Brittain J.E., Saltveit S.J. (1989). "A review of the effect of river regulation on mayflies (Ephemeroptera)". In: *Regulated Rivers-Research and Management* 3, pp. 191–204.
- Brunke, M (2002). "Floodplains of a regulated southern alpine river (Brenno, Switzerland): ecological assessment and conservation options". In: *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 12.6, pp. 583–599. DOI: [DOI10.1002/aqc.544](https://doi.org/10.1002/aqc.544).
- Bruno M.C., Maiolini B. Bellin A. Zolezzi G. Siviglia A. Dell'Acqua N. (2006). "Il progetto di ricerca REPORT (Regolazione delle Portate Fluviali): linee guida per una gestione eco-compatibile delle dinamiche fluviali". In: *Atti Società Italiana di Ecologia* 16, pp. 1–12.
- Bruno, Maria Cristina et al. (2009). "Impact of hydropeaking on hyporheic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy)". In: *Annales De Limnologie-International Journal of Limnology* 45.3, pp. 157–170. DOI: [DOI10.1051/limn/2009018](https://doi.org/10.1051/limn/2009018).
- Burke, Michael, Klaus Jorde e John M. Buffington (lug. 2009). "Application of a hierarchical framework for assessing environmental impacts of dam operation: Changes in streamflow, bed mobility and recruitment of riparian trees in a western North American river". In: *Journal of Environmental Management* 90, S224–S236. DOI: [DOI10.1016/j.jenvman.2008.07.022](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.022).
- Caruso, BS (giu. 2006). "Project river recovery: Restoration of braided gravel-bed river habitat in New Zealand's high country". In: *Environmental Management* 37.6, pp. 840–861. DOI: [DOI10.1007/s00267-005-3103-9](https://doi.org/10.1007/s00267-005-3103-9).
- Cereghino, R, P Cugny e P Lavandier (2002). "Influence of intermittent hydropeaking on the longitudinal zonation patterns of benthic invertebrates in a mountain stream". In: *International Review of Hydrobiology* 87.1, pp. 47–60.
- Clayton, J. e P. Champion (ott. 2006). "Risk assessment method for submerged weeds in New Zealand hydroelectric lakes". In: *Hydrobiologia* 570, pp. 183–188. DOI: [DOI10.1007/s10750-006-0179-z](https://doi.org/10.1007/s10750-006-0179-z).

- Comiti, F. et al. (gen. 2011). "Channel adjustments and vegetation cover dynamics in a large gravel bed river over the last 200 years". In: *Geomorphology* 125.1, pp. 147–159. DOI: DOI10.1016/j.geomorph.2010.09.011.
- Copeman, VA (dic. 1997). "The impact of micro-hydropower on the aquatic environment". In: *Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management* 11.6, pp. 431–436.
- Copestake, Paul (mar. 2006). "Hydropower and environmental regulation - A Scottish perspective". In: *Ibis* 148, pp. 169–179.
- Cortes, RMV et al. (1998). "Contrasting impact of small dams on the macroinvertebrates of two Iberian mountain rivers". In: *Hydrobiologia* 389.1-3, pp. 51–61.
- Cortier, B e B Couvert (2001). "Reasons and consequences of the actual reduction of Rhone river sediment transport". In: *Houille Blanche-Revue Internationale De L Eau* 8, pp. 72–78.
- Couston, M (2003). "What is the prospect for hydropower?" In: *Houille Blanche-Revue Internationale De L Eau* 2, pp. 21–26.
- Cowell, CM e RT Stoudt (feb. 2002). "Dam-induced modifications to upper Allegheny River streamflow patterns and their biodiversity implications". In: *Journal of the American Water Resources Association* 38.1, pp. 187–196.
- Cushing C.E., Allan J.D. (2001). *Streams: their ecology and life*. San Diego: Academic Press.
- Daniil, EI, J Gulliver e JR Thene (1991). "Water-quality impact assessment for hydropower". In: *Journal of Environmental Engineering-Asce* 117.2, pp. 179–193.
- Daoutis, L. G. e E. N. Dialynas (ott. 2009). "Impact of hybrid wind and hydroelectric power generation on the operational performance of isolated power systems". In: *Electric Power Systems Research* 79.10, pp. 1360–1373. DOI: DOI10.1016/j.epsr.2009.04.008.
- Dare, MR e WA Hubert (ago. 2002). "Changes in habitat availability and habitat use and movements by two trout species in response to declining discharge in a regulated river during winter". In: *North American Journal of Fisheries Management* 22.3, pp. 917–928.
- Daviescolley, RJ et al. (dic. 1992). "Effects of clay discharges on streams .1. Optical-properties and epilithon". In: *Hydrobiologia* 248.3, pp. 215–234.
- Dawson, TE e JR Ehleringer (1991). "Ecological correlates of seed mass variation in Phoradendron-Juniperinum, a xylem-tapping mistletoe". In: *Oecologia* 85.3, pp. 332–342.
- (lug. 1993). "Isotopic enrichment of water in the woody tissues of plants - Implications for plant water source, water-uptake, and other studies which use the stable isotopic composition of cellulose". In: *Geochimica Et Cosmochimica Acta* 57.14, pp. 3487–3492.
- Dejalon, DG e P Sanchez (dic. 1994). "Downstream effects of a new hydropower impoundment on macrophyte, macroinvertebrate and fish communities". In: *Regulated Rivers-Research & Management* 9.4, pp. 253–261.

- DengHua, Zhong et al. (lug. 2009). "Dynamic simulation and optimization approach to construction diversion of hydraulic and hydroelectric projects". In: *Science In China Series E-Technological Sciences* 52.7, pp. 1990–1998. DOI: [DOI10.1007/s11431-009-0105-5](https://doi.org/10.1007/s11431-009-0105-5).
- Dessaix, J et al. (ago. 1995). "Changes of the macroinvertebrate communities in the dammed and by-passed sections of the French Upper Rhone after regulation". In: *Regulated Rivers-Research and Management* 10.2-4, pp. 265–279.
- Dethier, M e E Castella (2002). "A ten years survey of longitudinal zonation and temporal changes of macrobenthic communities in the Rhone River, downstream from lake Geneva (Switzerland)". In: *Annales De Limnologie-International Journal of Limnology* 38.2, pp. 151–162.
- Dewson, Zoee S., Alexander B. W. James e Russell G. Death (set. 2007). "A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates". In: *Journal of the North American Benthological Society* 26.3, pp. 401–415.
- Doing, H (giu. 1997). "The landscape as an ecosystem". In: *Agriculture Ecosystems and Environment* 63.2-3, pp. 221–225.
- Doolla, S. e T. S. Bhatti (feb. 2007). "A new load frequency control technique for an isolated small hydropower plant". In: *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers Part A-Journal of Power and Energy* 221.A1, pp. 51–57. DOI: [DOI10.1243/09576509JPE240](https://doi.org/10.1243/09576509JPE240).
- Dudhani, Surekha, A. K. Sinha e S. S. Inamdar (nov. 2006). "Assessment of small hydropower potential using remote sensing data for sustainable development in India". In: *Energy Policy* 34.17, pp. 3195–3205. DOI: [DOI10.1016/j.enpol.2005.06.011](https://doi.org/10.1016/j.enpol.2005.06.011).
- Enders, Eva C. et al. (set. 2008). "Variations in distribution and mobility of Atlantic salmon parr during winter in a small, steep river". In: *Hydrobiologia* 609, pp. 37–44. DOI: [DOI10.1007/s10750-008-9401-5](https://doi.org/10.1007/s10750-008-9401-5).
- ENEL. *Enel - Visita alle centrali*. URL: <http://servizi.enel.it/visitacentrali/it/idroelettrica/idroelettrica.asp>.
- Englund, G, BG Jonsson e B Malmqvist (gen. 1997). "Effects of flow regulation on bryophytes in north Swedish rivers". In: *Biological Conservation* 79.1, pp. 79–86.
- Englund, G e B Malmqvist (1996). "Effects of flow regulation, habitat area and isolation on the macroinvertebrate fauna of rapids in north Swedish rivers". In: *Regulated Rivers-Research & Management* 12.4-5, pp. 433–445.
- Englund, G, B Malmqvist e YX Zhang (giu. 1997). "Using predictive models to estimate effects of flow regulation on net-spinning caddis larvae in north Swedish rivers". In: *Freshwater Biology* 37.3, pp. 687–697.
- Falconett, Irina e Ken Nagasaka (giu. 2010). "Comparative analysis of support mechanisms for renewable energy technologies using probability distributions". In: *Renewable Energy* 35.6, pp. 1135–1144. DOI: [DOI10.1016/j.renene.2009.11.019](https://doi.org/10.1016/j.renene.2009.11.019).

- Fenoglio S., Bo T. (2004). "Trophic characterization of *Dictyogenus alpinus* (Pictet, 1842 - Plecoptera, Perlodidae) nymphs in the high Po Valley (NW Italy)". In: *Zoologica Baetica* 15, pp. 1-174.
- (2009). *Lineamenti di ecologia fluviale*. De Agostini Scuola.
- Fenoglio S., Bo T. Gallina G. Cucco M. (2004). "Vertical distribution in the water column of drifting stream macroinvertebrates". In: *Journal of Freshwater Ecology* 19, pp. 485-492.
- Fenoglio, S et al. (apr. 2005a). "Growth of *Oligoneuriella rhenana* (Imhoff, 1852) (Ephemeroptera : Oligoneuriidae) in two rivers with contrasting temperatures in NW Italy". In: *Zoological Studies* 44.2, pp. 271-274.
- Fenoglio, S et al. (set. 2005b). "Temporal and spatial patterns of coarse particulate organic matter and macroinvertebrate distribution in a low-order apennine stream". In: *Journal of Freshwater Ecology* 20.3, pp. 539-547.
- Fenoglio, S. et al. (giu. 2007). "Response of benthic invertebrate assemblages to varying drought conditions in the Po river (NW Italy)". In: *Italian Journal of Zoology* 74.2, pp. 191-201. DOI: [DOI10.1080/11250000701286696](https://doi.org/10.1080/11250000701286696).
- Fenoglio, S. et al. (2010). "Effects of global climate change on freshwater biota: A review with special emphasis on the Italian situation". In: *Italian Journal of Zoology* 77.4, pp. 374-383. DOI: [DOI10.1080/11250000903176497](https://doi.org/10.1080/11250000903176497).
- Fenoglio, Stefano, Tiziano Bo e Giorgio Malacarne (mar. 2007). "Preimaginal feeding habits of *Dictyogenus fontium* (Plecoptera, Perlodidae) in an alpine brook in NW Italy". In: *Entomologica Fennica* 18.1, pp. 27-31.
- Fenoglio, Stefano et al. (mar. 2008). "Nymphal growth, life cycle, and feeding habits of *Potamanthus luteus* (Linnaeus, 1767) (Insecta : Ephemeroptera) in the Bormida river, northwestern Italy". In: *Zoological Studies* 47.2, pp. 185-190.
- Fergus, T (1997). "Geomorphological response of a river regulated for hydropower: River Fortun, Norway". In: *Regulated Rivers-Research and Management* 13.5, pp. 449-461.
- Fette, M. et al. (nov. 2007). "Hydropower production and river rehabilitation: A case study on an alpine river". In: *Environmental Modeling & Assessment* 12.4, pp. 257-267. DOI: [DOI10.1007/s10666-006-9061-7](https://doi.org/10.1007/s10666-006-9061-7).
- Finger, David, Martin Schmid e Alfred Wueest (ago. 2006). "Effects of upstream hydropower operation on riverine particle transport and turbidity in downstream lakes". In: *Water Resources Research* 42.8. DOI: [DOI10.1029/2005WR004751](https://doi.org/10.1029/2005WR004751).
- Fischer, S e H Kummer (apr. 2000). "Effects of residual flow and habitat fragmentation on distribution and movement of bullhead (*Cottus gobio* L.) in an alpine stream". In: *Hydrobiologia* 422, pp. 305-317.
- FISRWG (1998). *Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices*. Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG) (15 Federal agencies of the US government).
- Fjellheim, A e GG Raddum (1996). "Weir building in a regulated west Norwegian River: Long-term dynamics of invertebrates

- and fish". In: *Regulated Rivers-Research and Management* 12.4-5, pp. 501-508.
- Flodmark, LEW et al. (mar. 2006). "Behaviour and growth of juvenile brown trout exposed to fluctuating flow". In: *Ecology of Freshwater Fish* 15.1, pp. 57-65. DOI: [DOI10.1111/j.1600-0633.2006.00127.x](https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00127.x).
- Freeman, M.C. (1995). "Movements by two small fishes in a large stream". In: *Copeia* 2, pp. 361-367.
- French, TD e PA Chambers (ott. 1997). "Reducing flows in the Nechako River (British Columbia, Canada): potential response of the macrophyte community". In: *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54.10, pp. 2247-2254.
- Friedman, JM e GT Auble (1999). "Mortality of riparian box elder from sediment mobilization and extended inundation". In: *Regulated Rivers-Research & Management* 15.5, pp. 463-476.
- Friedman, JM, WR Osterkamp e WM Lewis (gen. 1996). "The role of vegetation and bed-level fluctuations in the process of channel narrowing". In: *Geomorphology* 14.4, pp. 341-351.
- Frutiger, A (gen. 2004a). "Ecological impacts of hydroelectric power production on the River Ticino. Part 1: Thermal effects". In: *Archiv Fur Hydrobiologie* 159.1, pp. 43-56. DOI: [DOI10.1127/0003-9136/2004/0159-0043](https://doi.org/10.1127/0003-9136/2004/0159-0043).
- (gen. 2004b). "Ecological impacts of hydroelectric power production on the River Ticino. Part 2: Effects on the larval development of the dominant benthic macroinvertebrate (*Allogamus auricollis*, Trichoptera)". In: *Archiv Fur Hydrobiologie* 159.1, pp. 57-75. DOI: [DOI10.1127/0003-9136/2004/0159-0057](https://doi.org/10.1127/0003-9136/2004/0159-0057).
- Fullerton, A. H. et al. (gen. 2009). "Putting watershed restoration in context: Alternative future scenarios influence management outcomes". In: *Ecological Applications* 19.1, pp. 218-235.
- Ghetti, P.F. (1997). *Manuale di applicazione dell'Indice Biotico Esteso (IBE)*. Trento: Provincia Autonoma di Trento.
- Giudice, F. e G. La Rosa (ago. 2009). "Design, prototyping and experimental testing of a chiral blade system for hydroelectric microgeneration". In: *Mechanism and Machine Theory* 44.8, pp. 1463-1484. DOI: [DOI10.1016/j.mechmachtheory.2008.11.010](https://doi.org/10.1016/j.mechmachtheory.2008.11.010).
- Glasnovic, Zvonimir e Jure Margeta (lug. 2009). "The features of sustainable Solar Hydroelectric Power Plant". In: *Renewable Energy* 34.7, pp. 1742-1751. DOI: [DOI10.1016/j.renene.2008.12.033](https://doi.org/10.1016/j.renene.2008.12.033).
- Gleick, PH (ago. 1992). "Environmental consequences of hydroelectric development - The role of facility size and type". In: *Energy* 17.8, pp. 735-747.
- Gore, JA e SW Hamilton (1996). "Comparison of flow-related habitat evaluations downstream of low-head weirs on small and large fluvial ecosystems". In: *Regulated Rivers-Research and Management* 12.4-5, pp. 459-469.
- Gosset, C et al. (dic. 2005). "Tests of two types of bypass for downstream migration of eels at a small hydroelectric power

- plant". In: *River Research and Applications* 21.10, pp. 1095–1105. DOI: DOI10.1002/rra.871.
- Gouraud, V. et al. (nov. 2008). "Long-term simulations of the dynamics of trout populations on river reaches bypassed by hydroelectric installations-analysis of the impact of different hydrological scenarios". In: *River Research and Applications* 24.9, pp. 1185–1205. DOI: DOI10.1002/rra.1129.
- Gumiero B., Salmoiraghi G. (1994). "Response of stream macroinvertebrate drift to up-down impoundment". In: *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 25, pp. 1773–1778.
- Habit, Evelyn, Mark C. Belk e Oscar Parra (2007). "Response of the riverine fish community to the construction and operation of a diversion hydropower plant in central Chile". In: *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 17.1, pp. 37–49. DOI: DOI10.1002/aqc.774.
- Hansen, MM et al. (1993). "Genetic differentiation among danish brown trout (*salmo-trutta*) populations". In: *Hereditas* 118.2, pp. 177–185.
- Harris, RR, CA Fox e R Risser (ago. 1987). "Impacts of hydroelectric development on riparian vegetation in the Sierra-Nevada region, California, Usa". In: *Environmental Management* 11.4, pp. 519–527.
- Hauer, FR e AC Benke (giu. 1991). "Rapid growth of snag-dwelling chironomids in a blackwater river - The influence of temperature and discharge". In: *Journal of the North American Benthological Society* 10.2, pp. 154–164.
- Hauer F.R., Resh V.H. (1996). "Benthic Macroinvertebrates". In: *Methods in stream ecology*. San Diego: Academic Press.
- Heggenes, J. e K. H. Roed (dic. 2006). "Do dams increase genetic diversity in brown trout (*Salmo trutta*)? Microgeographic differentiation in a fragmented river". In: *Ecology of Freshwater Fish* 15.4, pp. 366–375.
- Heidell, PA e PH Kirshen (1982). "Organizational and political considerations in the municipal development of small hydropower". In: *Water Resources Bulletin* 18.1, pp. 105–110.
- Held, Stephan, Devid Krull e Michael Moltrecht (2008). "Specification of the need for action in terms of hydropower within the Water Framework Directive". In: *Wasserwirtschaft* 98.3, pp. 16–21.
- Henry, CP, C Amoros e N Roset (giu. 2002). "Restoration ecology of riverine wetlands: A 5-year post-operation survey on the Rhone River, France". In: *Ecological Engineering* 18.5, pp. 543–554.
- Holmes, NTH e BA Whitton (1981). "Phytobenthos of the river Tees and its tributaries". In: *Freshwater Biology* 11.2, pp. 139–&.
- Horton, JL, TE Kolb e SC Hart (ago. 2001). "Physiological response to groundwater depth varies among species and with river flow regulation". In: *Ecological Applications* 11.4, pp. 1046–1059.
- Hosseini, SMH, F Forouzbakhsh e M Rahimpour (ott. 2005). "Determination of the optimal installation capacity of small hydro-

- power plants through the use of technical, economic and reliability indices". In: *Energy Policy* 33.15, pp. 1948–1956. DOI: [DOI10.1016/j.enpol.2004.03.007](https://doi.org/10.1016/j.enpol.2004.03.007).
- Huet, M. (1954). "Biologie, profils an long et en travers des eaux courantes". In: *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture* 175, pp. 41–53.
- Hughes, D. A. e S. J. L. Mallory (lug. 2008). "Including environmental flow requirements as part of real-time water resource management". In: *River Research and Applications* 24.6, pp. 852–861. DOI: [DOI10.1002/rra.1101](https://doi.org/10.1002/rra.1101).
- Hupp, CR (ago. 1992). "Riparian vegetation recovery patterns following stream channelization - A geomorphic perspective". In: *Ecology* 73.4, pp. 1209–1226.
- Iriart, M. (2010). "Impatto ambientale del mini-idroelettrico". Tesi di laurea mag. Politecnico di Torino.
- IRN (2006). *Fizzy Science. Loosening the hydro industry's grip on reservoir greenhous gas emissions research*. Berkeley: International Rivers Network Publ.
- Jacquemmoz, P e D Tironi (1999). "Small hydropower stations control and monitoring". In: *Houille Blanche-Revue Internationale De L Eau* 54.1, pp. 15–18.
- Jager, Henriette I. e Mark S. Bevelhimer (dic. 2007). "How run-of-river operation affects hydropower generation and value". In: *Environmental Management* 40.6, pp. 1004–1015. DOI: [DOI10.1007/s00267-007-9008-z](https://doi.org/10.1007/s00267-007-9008-z).
- Jaliu, Codruta et al. (2009). "The Eco-Impact Of Small Hydro Implementation". In: *Environmental Engineering and Management Journal* 8.4, pp. 837–841.
- Jansson, R, C Nilsson e B Renofalt (apr. 2000). "Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams". In: *Ecology* 81.4, pp. 899–903.
- Jansson, R et al. (feb. 2000). "Effects of river regulation on river-margin vegetation: A comparison of eight boreal rivers". In: *Ecological Applications* 10.1, pp. 203–224.
- Jarman, R. e P. Bryce (lug. 2007). "Experimental investigation and modelling of the interaction between an AVR and ballast load frequency controller in a stand-alone micro-hydroelectric system". In: *Renewable Energy* 32.9, pp. 1525–1543. DOI: [DOI10.1016/j.renene.2006.06.011](https://doi.org/10.1016/j.renene.2006.06.011).
- Jebaraj, S e S Iniyan (ago. 2006). "A review of energy models". In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 10.4, pp. 281–311. DOI: [DOI10.1016/j.rser.2004.09.004](https://doi.org/10.1016/j.rser.2004.09.004).
- Johnson, Pieter T. J., Julian D. Olden e M. Jake vander Zanden (set. 2008). "Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters". In: *Frontiers In Ecology and the Environment* 6.7, pp. 359–365. DOI: [DOI10.1890/070156](https://doi.org/10.1890/070156).
- Johnson, WC (apr. 2002). "Riparian vegetation diversity along regulated rivers: contribution of novel and relict habitats". In: *Freshwater Biology* 47.4, pp. 749–759.

- Kagawa, H (set. 1992). "Effects of diversion on the chemistry of a stream in Japan". In: *Regulated Rivers-Research & Management* 7.3, pp. 291–302.
- Kaldellis, J. K. (apr. 2007). "The contribution of small hydro power stations to the electricity generation in Greece: Technical and economic considerations". In: *Energy Policy* 35.4, pp. 2187–2196. DOI: DOI10.1016/j.enpol.2004.03.018.
- (gen. 2008). "Critical evaluation of the hydropower applications in Greece". In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 12.1, pp. 218–234. DOI: DOI10.1016/j.rser.2006.05.003.
- Kaldellis, JK, DS Vlachou e G Korbakis (ott. 2005). "Techno-economic evaluation of small hydro power plants in Greece: a complete sensitivity analysis". In: *Energy Policy* 33.15, pp. 1969–1985. DOI: DOI10.1016/j.enpol.2004.03.018.
- Kataria, M. (2009). "Willingness to pay for environmental improvements in hydropower regulated rivers". In: *ENERGY ECONOMICS* 31.1, pp. 69–76. ISSN: 0140-9883. DOI: 10.1016/j.eneco.2008.07.005.
- Katz, GL, JM Friedman e SW Beatty (giu. 2005). "Delayed effects of flood control on a flood-dependent riparian forest". In: *Ecological Applications* 15.3, pp. 1019–1035.
- Kaundinya, Deepak Paramashivan, P. Balachandra e N. H. Ravindranath (ott. 2009). "Grid-connected versus stand-alone energy systems for decentralized power-A review of literature". In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13.8, pp. 2041–2050. DOI: DOI10.1016/j.rser.2009.02.002.
- Kaygusuz, K (giu. 2002a). "Environmental impacts of energy utilisation and renewable energy policies in Turkey". In: *Energy Policy* 30.8, pp. 689–698.
- (mag. 2002b). "Sustainable development of hydropower and biomass energy in Turkey". In: *Energy Conversion and Management* 43.8, pp. 1099–1120.
- Keil, Stefan (2008). "Automated operation of run-of-river hydropower plants - Water regime regulation and control technology". In: *Wasserwirtschaft* 98.6, pp. 26–28.
- Kinsolving, AD e MB Bain (ago. 1993). "Fish assemblage recovery along a riverine disturbance gradient". In: *Ecological Applications* 3.3, pp. 531–544.
- Kirk, T (giu. 1999). "Small-scale hydro-power in the UK". In: *Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management* 13.3, pp. 207–212.
- Klimpt, JE et al. (nov. 2002). "Recommendations for sustainable hydroelectric development". In: *Energy Policy* 30.14, pp. 1305–1312.
- Krause, TM (1986). "Comprehensive planning of small hydropower". In: *Northwest Environmental Journal* 2.1, pp. 17–41.
- Kubecka, J, J Matena e P Hartvich (1997). "Adverse ecological effects of small hydropower stations in the Czech Republic .1. Bypass plants". In: *Regulated Rivers-Research and Management* 13.2, pp. 101–113.

- Kucukali, Serhat e Kemal Baris (ott. 2009). "Assessment of small hydropower (SHP) development in Turkey: Laws, regulations and EU policy perspective". In: *Energy Policy* 37.10, pp. 3872–3879. DOI: [DOI10.1016/j.enpol.2009.06.023](https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.06.023).
- Kusma, Camila Munareto e Francesca Werner Ferreira (2010). "Mechanism of fish's transposition from a small hydroelectric system". In: *Ciencia Rural* 40.1, pp. 89–94.
- Lane, E.W. (1955). "The importance of fluvial morphology in hydraulic engineering Proc". In: *Am. Soc. Civ. Eng.* 81, pp. 1–17.
- Larinier, M (1998). "Small-scale hydropower schemes and migratory fish passage". In: *Houille Blanche-Revue Internationale De L Eau* 53.8, pp. 46–51.
- Larinier, Michel (set. 2008). "Fish passage experience at small-scale hydro-electric power plants in France". In: *Hydrobiologia* 609, pp. 97–108. DOI: [DOI10.1007/s10750-008-9398-9](https://doi.org/10.1007/s10750-008-9398-9).
- Lawrence, RE (feb. 2001). "The impacts of hydro-electric construction works on the hydrology of a subalpine area in Australia". In: *Environmental Geology* 40.4-5, pp. 612–621.
- Lehner, B, G Czisch e S Vassolo (mag. 2005). "The impact of global change on the hydropower potential of Europe: a model-based analysis". In: *Energy Policy* 33.7, pp. 839–855. DOI: [DOI10.1016/j.enpol.2003.10.018](https://doi.org/10.1016/j.enpol.2003.10.018).
- Lehner, Joachim e Tobias Weissbach (mag. 2009). "Global and local effects of decentralised electric power generation on the grid in the Western Balkan Countries (WBC)". In: *Energy* 34.5, pp. 555–563. DOI: [DOI10.1016/j.energy.2008.04.010](https://doi.org/10.1016/j.energy.2008.04.010).
- Lemly, AD (1982). "Modification of benthic insect communities in polluted streams - combined effects of sedimentation and nutrient enrichment". In: *Hydrobiologia* 87.3, pp. 229–245.
- Lenzen, Manfred (mar. 2010). "Current State of Development of Electricity-Generating Technologies: A Literature Review". In: *Energies* 3.3, pp. 462–591. DOI: [DOI10.3390/en3030462](https://doi.org/10.3390/en3030462).
- Lessard, JL e DB Hayes (dic. 2003). "Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams". In: *River Research and Applications* 19.7, pp. 721–732. DOI: [DOI10.1002/rra.713](https://doi.org/10.1002/rra.713).
- Liebault, F e H Piegay (apr. 2002). "Causes of 20th century channel narrowing in mountain and piedmont rivers of southeastern France". In: *Earth Surface Processes and Landforms* 27.4, pp. 425–444. DOI: [DOI10.1002/esp.328](https://doi.org/10.1002/esp.328).
- López-Rodríguez M.J., Tierno de Figueroa J.M. Fenoglio S. Bo T. Alba-Tercedor J. (2009). "Life strategies of three Perlodidae species (Plecoptera) in a Mediterranean seasonal stream in southern Europe". In: *Journal of the North American Benthological Society* 28, pp. 611–625.
- Luo, B. e D. C. Zhou (gen. 2009). "Planning hydroelectric resources with recourse-based multistage interval-stochastic programming". In: *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 23.1, pp. 65–73. DOI: [DOI10.1007/s00477-007-0196-0](https://doi.org/10.1007/s00477-007-0196-0).
- MacLeod, M, D Moran e I Spencer (ott. 2006). "Counting the cost of water use in hydroelectric generation in Scotland". In:

- Energy Policy* 34.15, pp. 2048–2059. DOI: [DOI10.1016/j.enpol.2005.02.015](https://doi.org/10.1016/j.enpol.2005.02.015).
- Maiolini B., Bruno M.C. Carolli M. Silveri L. (2007). "Effects of hydropeaking on the hyporheos of an Alpine stream: preliminary results". In: *Geophysical Research Abstracts* 9.
- Mallik, Azim U. e John S. Richardson (mag. 2009). "Riparian vegetation change in upstream and downstream reaches of three temperate rivers dammed for hydroelectric generation in British Columbia, Canada". In: *Ecological Engineering* 35.5, pp. 810–819. DOI: [DOI10.1016/j.ecoleng.2008.12.005](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.12.005).
- Malmqvist, B e G Englund (dic. 1996). "Effects of hydropower-induced flow perturbations on mayfly (Ephemeroptera) richness and abundance in north Swedish river rapids". In: *Hydrobiologia* 341.2, pp. 145–158.
- Markard, J e B Truffer (feb. 2006). "The promotional impacts of green power products on renewable energy sources: direct and indirect eco-effects". In: *Energy Policy* 34.3, pp. 306–321. DOI: [DOI10.1016/j.enpol.2004.08.005](https://doi.org/10.1016/j.enpol.2004.08.005).
- McIntosh, MD, ME Benbow e AJ Burky (2002). "Effects of stream diversion on riffle macroinvertebrate communities in a Maui, Hawaii, Stream". In: *River Research and Applications* 18.6, pp. 569–581. DOI: [DOI10.1002/rra.694](https://doi.org/10.1002/rra.694).
- McKay, S. F. e A. J. King (nov. 2006). "Potential ecological effects of water extraction in small, unregulated streams". In: *River Research and Applications* 22.9, pp. 1023–1037. DOI: [DOI10.1002/rra.958](https://doi.org/10.1002/rra.958).
- Meier, W et al. (ago. 2003). "Modeling the effect of water diversion on the temperature of mountain streams". In: *Journal of Environmental Engineering-Asce* 129.8, pp. 755–764. DOI: [DOI10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2003\)129:8\(755\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2003)129:8(755)).
- Meier, WK e P Reichert (feb. 2005). "Mountain streams - Modeling hydraulics and substance transport". In: *Journal of Environmental Engineering-Asce* 131.2, pp. 252–261. DOI: [DOI10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2005\)131:2\(252\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:2(252)).
- Merritt R.W., Cummins K.W. (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Dubuque: Kendall Hunt.
- Merritt, David M. et al. (gen. 2010). "Theory, methods and tools for determining environmental flows for riparian vegetation: riparian vegetation-flow response guilds". In: *Freshwater Biology* 55.1, pp. 206–225. DOI: [DOI10.1111/j.1365-2427.2009.02206.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02206.x).
- Merritt, DM e DJ Cooper (2000). "Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: A comparative study of regulated and unregulated streams in the Green River Basin, USA". In: *Regulated Rivers-Research & Management* 16.6, pp. 543–564.
- Merritt, DM e EE Wohl (ago. 2002). "Processes governing hydrochory along rivers: Hydraulics, hydrology, and dispersal phenology". In: *Ecological Applications* 12.4, pp. 1071–1087.
- (gen. 2006). "Plant dispersal along rivers fragmented by dams". In: *River Research and Applications* 22.1, pp. 1–26.

- Miller, Veronica B., Amy E. Landis e Laura A. Schaefer (mar. 2011). "A benchmark for life cycle air emissions and life cycle impact assessment of hydrokinetic energy extraction using life cycle assessment". In: *Renewable Energy* 36.3, pp. 1040–1046. DOI: DOI10.1016/j.renene.2010.08.016.
- Mohammadabad, SH e D Riordan (ago. 2000). "Small hydropower advisor: Application and user perspective". In: *Journal of Energy Engineering-Asce* 126.2, pp. 83–93.
- Montes, GM et al. (ott. 2005). "An overview of renewable energy in Spain. The small hydro-power case". In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 9.5, pp. 521–534. DOI: DOI10.1016/j.rser.2004.05.008.
- Moss, B. (2010). *Ecology of fresh waters: a view for the Twenty-First century*. Wiley-Blackwell Ed.
- Muhar, S et al. (apr. 2000). "Identification of rivers with high and good habitat quality: methodological approach and applications in Austria". In: *Hydrobiologia* 422, pp. 343–358.
- Müller, K. (1982). "The colonization cycle of freshwater insects". In: *Oecologia* 52, pp. 202–207.
- Mundahl N.D., Kraft K.J. (1988). "Abundance and growth of three species of aquatic insects exposed to surface-release hydropower flows". In: *Journal of North American Benthological Society* 7.2, pp. 100–108.
- Murchie, K. J. et al. (feb. 2008). "Fish response to modified flow regimes in regulated rivers: Research methods, effects and opportunities". In: *River Research and Applications* 24.2, pp. 197–217. DOI: DOI10.1002/rra.1058.
- Myronidis, D., D. Emmanouloudis e G. Arabatzis (2008). "Research on the contribution of small hydroelectric plants to the energy balance of Greece". In: *Journal of Environmental Protection and Ecology* 9.3, pp. 614–626.
- Nachtnebel, H. P., P. Hanisch e L. Duckstein (nov. 1986). "Multicriterion analysis of small hydropower plants under fuzzy objectives". In: *The Annals of Regional Science* 20.3, pp. 86–103. URL: <http://dx.doi.org/10.1007/BF01285810>.
- Nanson, GC e HF Beach (1977). "Forest succession and sedimentation on a meandering-river floodplain, Northeast British Columbia Canada". In: *Journal of Biogeography* 4.3, pp. 229–251.
- Neraas, LP e P Spruell (mag. 2001). "Fragmentation of riverine systems: the genetic effects of dams on bull trout (*Salvelinus confluentus*) in the Clark Fork River system". In: *Molecular Ecology* 10.5, pp. 1153–1164.
- New, Thomas e Zongqiang Xie (dic. 2008). "Impacts of large dams on riparian vegetation: applying global experience to the case of China's Three Gorges Dam". In: *Biodiversity and Conservation* 17.13, pp. 3149–3163. DOI: DOI10.1007/s10531-008-9416-2.
- Niadas, Ioannis A. e Panos G. Mentzelopoulos (apr. 2008). "Probabilistic flow duration curves for small hydro plant design and performance evaluation". In: *Water Resources Management* 22.4, pp. 509–523. DOI: DOI10.1007/s11269-007-9175-y.

- Nilsson, C e K Berggren (set. 2000). "Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation". In: *Bioscience* 50.9, pp. 783–792.
- Nilsson, C e M Svedmark (ott. 2002). "Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: Riparian plant communities". In: *Environmental Management* 30.4, pp. 468–480. DOI: [DOI10.1007/s00267-002-2735-2](https://doi.org/10.1007/s00267-002-2735-2).
- Noble, Mg (1979). "Origin of populus-deltoides and salix-interior zones on point bars along the Minnesota River". In: *American Midland Naturalist* 102.1, pp. 59–67.
- Northcote, T.G. (1998). "migratory behaviour of fish and its significance to movement through riverine passage facilities". In: *Fish migration and fish bypasses*. A cura di Weiss S. Jungwirth M. Oxford: Fishing News Books - Blackwell Science, pp. 3–18.
- NRE (2002). *Healthy rivers, healthy communities and regional growth. Victorian river health strategy*. Melbourne, Victoria, Australia: Department of Natural Resources e Environment.
- Odland A., Birks H.H. Botnen A. Tønsberg T. (1991). "Vegetation change in the spray zone of a waterfall following river regulation in Aurland, Western Norway". In: *Regulated Rivers-Research and Management* 6, pp. 147–162.
- Ogayar, B., P. G. Vidal e J. C. Hernandez (nov. 2009). "Analysis of the cost for the refurbishment of small hydropower plants". In: *Renewable Energy* 34.11, pp. 2501–2509. DOI: [DOI10.1016/j.renene.2009.03.027](https://doi.org/10.1016/j.renene.2009.03.027).
- Ouyang, W. et al. (lug. 2010). "Vegetation response to 30 years hydropower cascade exploitation in upper stream of Yellow River". In: *Communications In Nonlinear Science and Numerical Simulation* 15.7, pp. 1928–1941. DOI: [DOI10.1016/j.cnsns.2009.07.021](https://doi.org/10.1016/j.cnsns.2009.07.021).
- Ouyang, Wei et al. (dic. 2009). "Accumulated effects on landscape pattern by hydroelectric cascade exploitation in the Yellow River basin from 1977 to 2006". In: *Landscape and Urban Planning* 93.3-4, pp. 163–171. DOI: [DOI10.1016/j.landurbplan.2009.07.001](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.07.001).
- Ovidio, M e JC Philippart (set. 2002). "The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish - Synthesis of a 5-year telemetry study in the River Meuse basin". In: *Hydrobiologia* 483.1-3, pp. 55–69.
- Ovidio, Michael, Herve Capra e Jean-Claude Philippart (set. 2008). "Regulated discharge produces substantial demographic changes on four typical fish species of a small salmonid stream". In: *Hydrobiologia* 609, pp. 59–70. DOI: [DOI10.1007/s10750-008-9399-8](https://doi.org/10.1007/s10750-008-9399-8).
- Ozturk, R e O Kincaj (ott. 2004). "Potential of hydroelectric energy". In: *Energy Sources* 26.12, pp. 1141–1156. DOI: [DOI10.1080/00908310490441458](https://doi.org/10.1080/00908310490441458).
- Pacca, Sergio (ott. 2007). "Impacts from decommissioning of hydroelectric dams: a life cycle perspective". In: *Climatic Change* 84.3-4, pp. 281–294. DOI: [DOI10.1007/s10584-007-9261-4](https://doi.org/10.1007/s10584-007-9261-4).

- Paetzold, Achim, Chihiro Yoshimura e Klement Tockner (giu. 2008). "Riparian arthropod responses to flow regulation and river channelization". In: *Journal of Applied Ecology* 45.3, pp. 894–903. DOI: DOI10.1111/j.1365-2664.2008.01463.x.
- Painuly, JP (set. 2001). "Barriers to renewable energy penetration; a framework for analysis". In: *Renewable Energy* 24.1, pp. 73–89.
- Paish, O (2002a). "Micro-hydropower: status and prospects". In: *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers Part A-Journal of Power and Energy* 216.A1, pp. 31–40.
- (dic. 2002b). "Small hydro power: technology and current status". In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 6.6, pp. 537–556.
- Palmer, MA, AE Bely e KE Berg (feb. 1992). "Response of invertebrates to lotic disturbance - A test of the hyporheic refuge hypothesis". In: *Oecologia* 89.2, pp. 182–194.
- Parker G.W., Armstrong D.S. Richards T.A. (2004). *Comparison of methods for determining streamflow requirements for aquatic habitat protection at selected sites on the Assabet and Charles Rivers, Eastern Massachusetts, 2000–02*. Investigations Report 2004-5092. U.S. Geological Survey.
- Partl, R (1983). "Small hydropower plants for agriculture". In: *Landtechnik* 38.1, pp. 12–14.
- Pautou, G, J Girel e JL Borel (1992). "Initial repercussions and hydroelectric developments in the French Upper Rhone Valley - A lesson for predictive scenarios propositions". In: *Environmental Management* 16.2, pp. 231–242.
- Pert, EJ e DC Erman (nov. 1994). "Habitat use by adult rainbow-trout under moderate artificial fluctuations in flow". In: *Transactions of the American Fisheries Society* 123.6, pp. 913–923.
- Perucca, E. (2008). "Modelling the interactions between river morphodynamics and riparian vegetation". Tesi di dott. Politecnico di Torino.
- Petts, GE e MA Bickerton (ott. 1994). "Influence of water abstraction on the macroinvertebrate community gradient within a glacial stream system - La Borgne Darolla, Valais, Switzerland". In: *Freshwater Biology* 32.2, pp. 375–386.
- Petts, GE e AM Gurnell (ott. 2005). "Dams and geomorphology: Research progress and future directions". In: *Geomorphology* 71.1-2, pp. 27–47. DOI: DOI10.1016/j.geomorph.2004.02.015.
- Pinho, Paulo, Rodrigo Maia e Ana Monterroso (2007). "The quality of Portuguese Environmental Impact Studies: The case of small hydropower projects". In: *Environmental Impact Assessment Review* 27.3, pp. 189–205. ISSN: 0195-9255. DOI: DOI:10.1016/j.eiar.2006.10.005. URL: <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V9G-4MJBTK-1/2/d974e21e38a1d2ca06d0d4fb4d727d80>.
- Power, ME, WE Dietrich e JC Finlay (1996). "Dams and downstream aquatic biodiversity: Potential food web consequences of hydrologic and geomorphic change". In: *Environmental Management* 20.6, pp. 887–895.

- Power, ME et al. (mar. 1995). "Hydraulic food-chain models". In: *Bioscience* 45.3, pp. 159–167.
- Quinn, JM et al. (dic. 1992). "Effects of clay discharges on streams .2. Benthic invertebrates". In: *Hydrobiologia* 248.3, pp. 235–247.
- Rader, RB e TA Belish (1999). "Influence of mild to severe flow alterations on invertebrates in three mountain streams". In: *Regulated Rivers-Research & Management* 15.4, pp. 353–363.
- Reddy, V. Ratna et al. (dic. 2006). "Achieving global environmental benefits through local development of clean energy? The case of small hilly hydel in India". In: *Energy Policy* 34.18, pp. 4069–4080. DOI: [DOI10.1016/j.enpol.2005.09.026](https://doi.org/10.1016/j.enpol.2005.09.026).
- Reiche, D e M Bechberger (mag. 2004). "Policy differences in the promotion of renewable energies in the EU member states". In: *Energy Policy* 32.7, pp. 843–849. DOI: [DOI10.1016/S0301-4215\(02\)00343-9](https://doi.org/10.1016/S0301-4215(02)00343-9).
- Renofalt, Birgitta Malm, Roland Jansson e Christer Nilsson (gen. 2010). "Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems". In: *Freshwater Biology* 55.1, pp. 49–67. DOI: [DOI10.1111/j.1365-2427.2009.02241.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02241.x).
- Rey, F (2003). "Efficiency of vegetation barriers for reduction of silting behind hydroelectric dam impoundments". In: *Houille Blanche-Revue Internationale De L Eau* 6, pp. 41–45.
- Ribeiro, Flavio de Miranda e Gil Anderi da Silva (gen. 2010). "Life-cycle inventory for hydroelectric generation: a Brazilian case study". In: *Journal of Cleaner Production* 18.1, pp. 44–54. DOI: [DOI10.1016/j.jclepro.2009.09.006](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.09.006).
- Richard, JL (2002). "Small hydropower: industry and sustainable development". In: *Houille Blanche-Revue Internationale De L Eau* 6-7, pp. 30–34.
- Richter, BD e HE Richter (ott. 2000). "Prescribing flood regimes to sustain riparian ecosystems along meandering rivers". In: *Conservation Biology* 14.5, pp. 1467–1478.
- Richter, BD et al. (feb. 1997). "How much water does a river need?" In: *Freshwater Biology* 37.1, pp. 231–249.
- Riis, T e K Sand-Jensen (feb. 2006). "Dispersal of plant fragments in small streams". In: *Freshwater Biology* 51.2, pp. 274–286. DOI: [DOI10.1111/j.1365-2427.2005.01496.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01496.x).
- Rojanamon, Pannathat, Taweep Chaisomphob e Thawilwadee Bureekul (dic. 2009). "Application of geographical information system to site selection of small run-of-river hydropower project by considering engineering/economic/environmental criteria and social impact". In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13.9, pp. 2336–2348. DOI: [DOI10.1016/j.rser.2009.07.003](https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.07.003).
- Rood, SB, JH Braatne e FMR Hughes (nov. 2003). "Ecophysiology of riparian cottonwoods: stream flow dependency, water relations and restoration". In: *Tree Physiology* 23.16, pp. 1113–1124.
- Rorslett, B e SW Johansen (1996). "Remedial measures connected with aquatic macrophytes in Norwegian regulated rivers and

- reservoirs". In: *Regulated Rivers-Research and Management* 12.4-5, pp. 509-522.
- Rorslett B., Mjelede M. Johansen S.W. (1989). "Effects of hydro-power development on aquatic macrophytes in Norwegian rivers: present state of knowledge and some case studies". In: *Regulated Rivers-Research and Management* 3, pp. 19-28.
- Ryder, DS et al. (2006). "Can flow velocity regulate epixylic bio-film structure in a regulated floodplain river?" In: *Marine and Freshwater Research* 57.1, pp. 29-36.
- Sansoni, G. (1988). *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Trento: Provincia Autonoma di Trento.
- Sant'Anna, Leonardo A. F. P. e Annibal Parracho Sant'Anna (lug. 2008). "A probabilistic approach to evaluate the exploitation of the geographic situation of hydroelectric plants". In: *Energy Policy* 36.7, pp. 2320-2329. DOI: [DOI10.1016/j.enpol.2008.01.023](https://doi.org/10.1016/j.enpol.2008.01.023).
- Santos, JM et al. (giu. 2006). "Effects of small hydropower plants on fish assemblages in medium-sized streams in central and northern Portugal". In: *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 16.4, pp. 373-388. DOI: [DOI10.1002/aqc.735](https://doi.org/10.1002/aqc.735).
- Scott, ML, JM Friedman e GT Auble (gen. 1996). "Fluvial process and the establishment of bottomland trees". In: *Geomorphology* 14.4, pp. 327-339.
- Scruton, D. A. et al. (dic. 2005). "A case study of habitat compensation to ameliorate impacts of hydroelectric development: effectiveness of re-watering and habitat enhancement of an intermittent flood overflow channel". In: *Journal of Fish Biology* 67, pp. 244-260. DOI: [DOI10.1111/j.1095-8649.2005.00920.x](https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2005.00920.x).
- Sear, DA (dic. 1993). "fine sediment infiltration into gravel spawning beds within a regulated river experiencing floods - Ecological implications for salmonids". In: *Regulated Rivers-Research and Management* 8.4, pp. 373-390.
- (ago. 1995). "Morphological and sedimentological changes in a gravel-bed river following 12 years of flow regulation for hydro-power". In: *Regulated Rivers-Research and Management* 10.2-4, pp. 247-264.
- Shafroth, PB, JC Stromberg e DT Patten (feb. 2002). "Riparian vegetation response to altered disturbance and stress regimes". In: *Ecological Applications* 12.1, pp. 107-123.
- Shafroth, PB et al. (ago. 2002). "Potential responses of riparian vegetation to dam removal". In: *Bioscience* 52.8, pp. 703-712.
- Shields, FD, A Simon e LJ Steffen (mar. 2000). "Reservoir effects on downstream river channel migration". In: *Environmental Conservation* 27.1, pp. 54-66.
- Shin, N e F Nakamura (mag. 2005). "Effects of fluvial geomorphology on riparian tree species in Reikifune River, northern Japan". In: *Plant Ecology* 178.1, pp. 15-28. DOI: [DOI10.1007/s11258-004-2484-9](https://doi.org/10.1007/s11258-004-2484-9).

- Silva, Alexandre Stamford da e Fernando Menezes Campello de Souza (nov. 2008). "The economics of water resources for the generation of electricity and other uses". In: *Annals of Operations Research* 164.1, pp. 41–61. DOI: [DOI10.1007/s10479-008-0360-z](https://doi.org/10.1007/s10479-008-0360-z).
- Sinclair, AJ (feb. 2003). "Assessing the impacts of micro-hydro development in the Kullu District, Himachal Pradesh, India". In: *Mountain Research and Development* 23.1, pp. 11–13.
- Smits, Mattijs e Simon R. Bush (gen. 2010). "A light left in the dark: The practice and politics of pico-hydropower in the Lao PDR". In: *Energy Policy* 38.1, pp. 116–127. DOI: [DOI10.1016/j.enpol.2009.08.058](https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.08.058).
- Sovacool, Benjamin K. (nov. 2009). "Rejecting renewables: The socio-technical impediments to renewable electricity in the United States". In: *Energy Policy* 37.11, pp. 4500–4513. DOI: [DOI10.1016/j.enpol.2009.05.073](https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.05.073).
- Sparks, RE (mar. 1995). "Need for ecosystem management of large rivers and their floodplains". In: *Bioscience* 45.3, pp. 168–182.
- Stanley, EH et al. (mar. 2002). "Short-term changes in channel form and macro invertebrate communities following low-head dam removal". In: *Journal of the North American Benthological Society* 21.1, pp. 172–187.
- Statzner, B et al. (2001). "Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition on invertebrate communities in European running waters". In: *Basic and Applied Ecology* 2.1, pp. 73–85.
- Steller, K e J Steller (1993). "Research-and-development activity on small hydropower in Poland". In: *Energy Sources* 15.1, pp. 37–49.
- Stromberg, JC, R Tiller e B Richter (feb. 1996). "Effects of ground-water decline on riparian vegetation of semiarid regions: The San Pedro, Arizona". In: *Ecological Applications* 6.1, pp. 113–131.
- Tharme, RE (2003). "A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers". In: *River Research and Applications* 19.5-6, pp. 397–441. DOI: [DOI10.1002/rra.736](https://doi.org/10.1002/rra.736).
- Thomson, JR et al. (mar. 2005). "Effects of removal of a small dam on downstream macroinvertebrate and algal assemblages in a Pennsylvania stream". In: *Journal of the North American Benthological Society* 24.1, pp. 192–207.
- Tibone, C. et al. (dic. 2009). "noise model application to small hydroelectrical power plants impact evaluation in the Aosta Valley territory". In: *Radiation Protection Dosimetry* 137.3-4, pp. 271–274. DOI: [DOI10.1093/rpd/ncp213](https://doi.org/10.1093/rpd/ncp213).
- Tiemann, JS et al. (mag. 2004). "Effects of lowhead dams on riffle-dwelling fishes and macroinvertebrates in a midwestern river". In: *Transactions of the American Fisheries Society* 133.3, pp. 705–717.

- Tiemann, JS et al. (set. 2005). "Effects of lowhead dams on the ephemeropterans, plecopterans, and trichopterans group in a North American river". In: *Journal of Freshwater Ecology* 20.3, pp. 519–525.
- Timoney, KP, G Peterson e R Wein (giu. 1997). "Vegetation development of boreal riparian plant communities after flooding, fire, and logging, Peace River, Canada". In: *Forest Ecology and Management* 93.1-2, pp. 101–120.
- Tolotti, Monica, Adriano Boscaini e Nico Salmaso (mar. 2010). "Comparative analysis of phytoplankton patterns in two modified lakes with contrasting hydrological features". In: *Aquatic Sciences* 72.2, pp. 213–226. DOI: [DOI10.1007/s00027-009-0124-0](https://doi.org/10.1007/s00027-009-0124-0).
- Touchette, Brant W. et al. (giu. 2007). "Eutrophication and cyanobacteria blooms in run-of-river impoundments in North Carolina, USA". In: *Lake and Reservoir Management* 23.2, pp. 179–192.
- Townsend C.R., Hildrew A.G. (1976). "Field experiments on the drifting, colonization and continuous redistribution of stream benthos". In: *Journal of Animal Ecology* 45, pp. 757–772.
- Travade, F (2005). "Migratory fish passage at hydroelectric facilities: EDF experience". In: *Houille Blanche-Revue Internationale De L Eau* 3, pp. 60–68.
- Travade, F, C Gouyou e N De Faveri (1999). "Efficiency of a downstream bypass and a behavioural acoustic barrier for Atlantic salmon smolts (*Salmo salar* L.) at the St. Cricq hydropower plant on the Ossau River (France)." In: *Bulletin Francais De La Peche Et De La Pisciculture* 353-54, pp. 157–180.
- Truffer, B et al. (feb. 2001). "Green electricity from Alpine hydropower plants". In: *Mountain Research and Development* 21.1, pp. 19–24.
- Truffer, B et al. (2003). "Green Hydropower: The contribution of aquatic science research to the promotion of sustainable electricity". In: *Aquatic Sciences* 65.2, pp. 99–110. DOI: [DOI10.1007/s00027-003-0643-z](https://doi.org/10.1007/s00027-003-0643-z).
- Tsoutsos, Theocharis, Efpraxia Maria e Vassilis Mathioudakis (mag. 2007). "Sustainable siting procedure of small hydroelectric plants: The Greek experience". In: *Energy Policy* 35.5, pp. 2946–2959. DOI: [DOI10.1016/j.enpol.2006.10.015](https://doi.org/10.1016/j.enpol.2006.10.015).
- Varun, Ravi Prakash e Inder Krishnan Bhat (dic. 2009). "Energy, economics and environmental impacts of renewable energy systems". In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13.9, pp. 2716–2721. DOI: [DOI10.1016/j.rser.2009.05.007](https://doi.org/10.1016/j.rser.2009.05.007).
- Verbunt, A, MG Zwaafink e J Gurtz (set. 2005). "The hydrologic impact of land cover changes and hydropower stations in the Alpine Rhine basin". In: *Ecological Modelling* 187.1, pp. 71–84. DOI: [DOI10.1016/j.ecolmodel.2005.01.027](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.01.027).
- Veza, P. (2010). "Regional meso-scale habitat models for environmental flows assessment". Tesi di dott. Politecnico di Torino.

- Vinson, MR (giu. 2001). "Long-term dynamics of an invertebrate assemblage downstream from a large dam". In: *Ecological Applications* 11.3, pp. 711–730.
- Ward J.V., Stanford J.A. (1987). "Ecological factors controlling stream zoobenthos with emphasis on thermal modification of regulated streams". In: *Ecology of regulated streams*. A cura di Stanford J.A. Ward J.V. New York: Plenum, pp. 35–56.
- Weissenberger, Sebastian et al. (feb. 2010). "Modeling the carbon dynamics of the La Grande hydroelectric complex in northern Quebec". In: *Ecological Modelling* 221.4, pp. 610–620. DOI: [DOI10.1016/j.ecolmodel.2009.10.037](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.10.037).
- Williams, A. A. e R. Simpson (ago. 2009). "Pico hydro - Reducing technical risks for rural electrification". In: *Renewable Energy* 34.8, pp. 1986–1991. DOI: [DOI10.1016/j.renene.2008.12.011](https://doi.org/10.1016/j.renene.2008.12.011).
- Williams, DD e HBN Hynes (1976). "Recolonization mechanisms of stream benthos". In: *Oikos* 27.2, pp. 265–272.
- Wohl, E e D Merritt (ago. 2005). "Prediction of mountain stream morphology". In: *Water Resources Research* 41.8, Wo8419. DOI: [DOI10.1029/2004WR003779](https://doi.org/10.1029/2004WR003779).
- Wohl, Ellen (set. 2006). "Human impacts to mountain streams". In: *Geomorphology* 79.3-4, pp. 217–248. DOI: [DOI10.1016/j.geomorph.2006.06.020](https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.020).
- Wondzell, Steven M., Miles A. Hemstrom e Peter A. Bisson (apr. 2007). "Simulating riparian vegetation and aquatic habitat dynamics in response to natural and anthropogenic disturbance regimes in the Upper Grande Ronde River, Oregon, USA". In: *Landscape and Urban Planning* 80.3, pp. 249–267. DOI: [DOI10.1016/j.landurbplan.2006.10.012](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.10.012).
- Wootton, JT, MS Parker e ME Power (set. 1996). "Effects of disturbance on river food webs". In: *Science* 273.5281, pp. 1558–1561.
- Wotton, RS (1995). "Temperature and lake-outlet communities". In: *Journal of Thermal Biology* 20.1-2, pp. 121–125.
- Wu, Baosheng et al. (set. 2008). "Effect of altered flow regime on bankfull area of the Lower Yellow River, China". In: *Earth Surface Processes and Landforms* 33.10, pp. 1585–1601. DOI: [DOI10.1002/esp.1679](https://doi.org/10.1002/esp.1679).
- Wu, N. et al. (gen. 2010). "Impacts of cascade run-of-river dams on benthic diatoms in the Xiangxi River, China". In: *Aquatic Sciences* 72.1, pp. 117–125. DOI: [DOI10.1007/s00027-009-0121-3](https://doi.org/10.1007/s00027-009-0121-3).
- Wu, Naicheng et al. (mar. 2009). "Changes in benthic algal communities following construction of a run-of-river dam". In: *Journal of the North American Benthological Society* 28.1, pp. 69–79. DOI: [DOI10.1899/08-047.1](https://doi.org/10.1899/08-047.1).
- Xiaocheng, Fu et al. (2008). "Impacts of small hydropower plants on macroinvertebrate communities". In: *Acta Ecologica Sinica* 28.1, pp. 45–52. ISSN: 1872-2032. DOI: [DOI:10.1016/S1872-2032\(08\)60019-0](https://doi.org/10.1016/S1872-2032(08)60019-0). URL: <http://www.sciencedirect.com/science/article/B82YR-4S1TOPD-3/2/6022c452585cfe59ce9ba31a0e2ef7e0>.

- Yanosky, Tm (1982). "Hydrologic inferences from ring widths of flood-damaged trees, Potomac River, Maryland". In: *Environmental Geology* 4.1, pp. 43–52.
- Yi, Choong-Sung, Jin-Hee Lee e Myung-Pil Shim (apr. 2010). "Site location analysis for small hydropower using geo-spatial information system". In: *Renewable Energy* 35.4, pp. 852–861. DOI: [DOI10.1016/j.renene.2009.08.003](https://doi.org/10.1016/j.renene.2009.08.003).
- Yueksek, Oemer e Kamil Kaygusuz (2006). "Small hydropower plants as a new and renewable energy source". In: *Energy Sources Part B-Economics Planning and Policy* 1.3, pp. 279–290. DOI: [DOI10.1080/15567240500397976](https://doi.org/10.1080/15567240500397976).
- Yuksel, Ibrahim (gen. 2010). "Hydropower for sustainable water and energy development". In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14.1, pp. 462–469. DOI: [DOI10.1016/j.rsres.2009.07.025](https://doi.org/10.1016/j.rsres.2009.07.025).
- Yumurtaci, Z e E Bilgen (lug. 2004). "Hydrogen production from excess power in small hydroelectric installations". In: *International Journal of Hydrogen Energy* 29.7, pp. 687–693. DOI: [DOI10.1016/j.ijhydene.2003.08.012](https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2003.08.012).
- Zahar, Yadh, Abdelmajid Ghorbel e Jean Albergel (apr. 2008). "Impacts of large dams on downstream flow conditions of rivers: Aggradation and reduction of the Medjerda channel capacity downstream of the Sidi Salem dam (Tunisia)". In: *Journal of Hydrology* 351.3-4, pp. 318–330. DOI: [DOI10.1016/j.jhydrol.2007.12.019](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.12.019).
- Zdankus, Narimantas, Saulius Vaikasas e Gintautas Sabas (2008). "Impact of a hydropower plant on the downstream reach of a river". In: *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 16.3, pp. 128–134. DOI: [DOI10.3846/1648-6897.2008.16.128-134](https://doi.org/10.3846/1648-6897.2008.16.128-134).
- Zeller, Anton (2010). "Aspects of 100 Years of Hydropower Development in Bavaria". In: *Wasserwirtschaft* 100.1-2, pp. 61–66.
- Zganec, Kresimir e Sanja Gottstein (mar. 2009). "The river before damming: distribution and ecological notes on the endemic species *Echinogammarus cari* (Amphipoda: Gammaridae) in the Dobra River and its tributaries, Croatia". In: *Aquatic Ecology* 43.1, pp. 105–115. DOI: [DOI10.1007/s10452-007-9157-4](https://doi.org/10.1007/s10452-007-9157-4).
- Zhang, YX, B Malmqvist e G Englund (ott. 1998). "Ecological processes affecting community structure of blackfly larvae in regulated and unregulated rivers: a regional study". In: *Journal of Applied Ecology* 35.5, pp. 673–686.
- Zhong, YG e G Power (1996). "Environmental impacts of hydroelectric projects on fish resources in China". In: *Regulated Rivers-Research & Management* 12.1, pp. 81–98.
- Zhou, Shuchan et al. (2008). "Impacts of a small dam on riverine zooplankton". In: *International Review of Hydrobiology* 93.3, pp. 297–311.