

Corso di Progettazione Urbana e Ambientale

Prof. Carlo Cellamare

- 1. Gli indicatori ambientali come strumento di supporto ai processi decisionali**
- 2. La conoscenza e la valutazione della qualità dei corsi d'acqua**

Di Michele Munafò (Isprambiente)

1. Gli indicatori ambientali come strumento di supporto ai processi decisionali

Definizione	Per alimentare la base conoscitiva con elementi caratterizzati da un elevato contenuto informativo si ricorre, generalmente, all'utilizzo di indicatori e di indici. Per l'OECD (Organization for Economy, Cooperation and Development) un indicatore è un parametro, o un valore derivato da parametri, che fornisce informazioni sullo stato di un fenomeno, un ambito o un'area, con un significato che va oltre ciò che è direttamente associato al valore misurato od osservato (OECD, 1997).
Interpretazione della realtà	Un indicatore rappresenta un'interpretazione della realtà e non la realtà stessa e traduce dati e statistiche in un'informazione che può essere facilmente compresa da scienziati, politici, amministratori e cittadini. Gli indicatori possono poi essere aggregati e pesati allo scopo di realizzare un indice sintetico di valutazione.
Caratteristiche di base	L'OECD ha definito, inoltre, le caratteristiche di base che gli indicatori devono avere per essere efficaci e che possono essere riassunte in (OECD, 1997): ♦ rilevanza ed utilità: ovvero un indicatore deve essere semplice, facile da interpretare e deve permettere di rilevare le tendenze, riflettere le modificazioni ambientali e delle attività umane coinvolte, rapportarsi ad un valore limite o ad un valore di riferimento, in modo che gli utenti siano in grado di valutarne il significato; ♦ solidità scientifica: ovvero fondarsi su buoni fondamenti teorici, in termini scientifici e tecnici; ♦ misurabilità: ovvero basarsi su metodi standardizzati ed essere aggiornato periodicamente.
Indicatori ambientali	Gli indicatori ambientali sono uno strumento sintetico di informazioni che permette di rappresentare lo stato dell'ambiente e le principali cause di pressione sullo stesso; essi consentono, quindi, di rappresentare la realtà nel suo evolversi, di pianificare politiche ambientali e programmi di intervento, di valutare se gli interventi correttivi eventualmente effettuati abbiano prodotto effetti positivi. Attraverso tali indicatori è possibile diffondere informazioni di immediata comprensibilità, finalizzate ad operare un maggiore coinvolgimento e responsabilizzazione degli operatori e dei cittadini verso le problematiche ambientali, con un forte aumento di comunicatività.
Requisiti degli indicatori di sostenibilità	I requisiti teorici e operativi a cui devono rispondere gli indicatori di sostenibilità sono i seguenti (Reho, 2000): ♦ rappresentare in modo semplice i problemi complessi; ♦ aiutare a comprendere le correlazioni tra i diversi fenomeni locali e tra i problemi locali e quelli globali; ♦ permettere la comparazione tra le comunità locali, fornendo punti di riferimento per comprendere meglio la propria situazione e sollecitando una competizione virtuosa tra le diverse comunità locali; ♦ supportare i processi decisionali locali da parte di soggetti pubblici e privati; ♦ promuovere l'innovazione e l'integrazione delle considerazioni ambientali nelle politiche locali; ♦ aiutare ad anticipare i problemi e a promuovere l'adozione di strategie di lungo periodo; ♦ fare un bilancio (e monitorare l'efficacia) delle azioni adottate; ♦ facilitare la partecipazione locale, definendo obiettivi e politiche condivisibili; ♦ aumentare le possibilità di collaborazione tra le comunità locali, e tra loro e i livelli superiori di governo (regionali, nazionali, europei).

Utilizzo degli indicatori

L'utilizzo degli indicatori come strumento di supporto delle politiche e di rappresentazione sintetica, è ormai oggetto di elaborazioni e decisioni importanti assunte da organismi internazionali ed europei:

"È necessario sviluppare indicatori di sviluppo sostenibile per fornire solide basi ai processi decisionali a tutti i livelli e per contribuire a promuovere capacità di autoregolazione in senso sostenibile dei sistemi economici e ambientali" (United Nations, 1992).

La diagnosi

Proposte e rapporti finali in materia di indicatori e di stato dell'ambiente costituiscono un supporto indispensabile per sviluppare la discussione e per strutturare i suoi risultati in forma utile ma, in tale contesto, si devono sottolineare l'importanza e la difficoltà di predisporre e costruire un quadro diagnostico articolato ed aggiornato.

"Il problema è stabilire con ragionevole sicurezza quale sarà lo stato di cose conseguente ad una decisione e come dovrà essere valutato rispetto ad un sistema di preferenze in qualche modo definito" (Palermo, 1992).

È comunque importante non attribuire agli indicatori ruoli che non possono avere: attraverso gli indicatori non si impongono politiche, né si definiscono giudizi esaustivi o assoluti. Gli indicatori sono un supporto a processi decisionali i cui percorsi devono essere consapevoli dei limiti della scienza e quindi costruiti sul consenso e sulla condivisione della responsabilità tra i diversi attori.

Selezione degli indicatori

L'attività di definizione degli indicatori, soprattutto a livello locale, è fortemente condizionata dalla debolezza dei sistemi informativi, spesso quasi sprovvisti dei dati di base che servirebbero all'elaborazione degli indicatori stessi.

Infine è fondamentale che i singoli indicatori siano selezionati e analizzati tenendo conto anche delle relazioni che intercorrono tra loro, individuando un sistema nel suo complesso.

Organizzazione degli indicatori

In questi ultimi anni sono stati elaborati, da parte di più enti, molti modelli concettuali e diverse liste di indicatori. Le principali organizzazioni che si sono occupate e si occupano attualmente della messa a punto di modelli di riferimento per lo sviluppo di indicatori ambientali sono, a livello internazionale, l'OECD e la Commissione per lo sviluppo sostenibile (ONU), a livello comunitario, l'Agenzia Europea per l'Ambiente e l'ufficio di statistica della Commissione Europea (Eurostat).

Liste di indicatori

La Commissione per lo sviluppo sostenibile ha sviluppato una lista di 134 indicatori sociali, economici, ambientali e istituzionali per ognuno dei quali è stato indicato un quadro metodologico di informazione sull'indicatore. Da parte sua, l'Eurostat ha sviluppato un sistema di indicatori denominato "Environmental Pressure Index" che contiene un gruppo di indicatori riferiti all'ambiente urbano.

PSR

L'OECD ha messo a punto uno schema organizzativo degli indicatori ambientali (PSR) basato sul concetto di causalità: le attività antropiche esercitano Pressioni sull'ambiente e inducono modificazioni nella sua qualità e nella quantità delle risorse naturali e quindi nello Stato. La società risponde a tali modificazioni attraverso politiche ambientali, di economia generale e di settore: le Risposte. Queste ultime, attraverso le attività antropiche, devono tendere a modificare le pressioni. Le tre componenti sono quindi:

- ♦ le Pressioni sull'ambiente: gli indicatori che rientrano in tale classificazione misurano gli effetti delle diverse attività dell'uomo sull'ambiente, quali, ad esempio, il consumo di risorse naturali;
- ♦ lo Stato dell'ambiente: gli indicatori di stato misurano la qualità delle componenti dell'ecosfera, quali, ad esempio, la concentrazione di inquinanti in una matrice ambientale;
- ♦ le Risposte: in tale classificazione rientrano gli indicatori che valutano le attività, le politiche, i piani posti in essere per il raggiungimento di obiettivi di protezione ambientale, ecc.

I momenti ora illustrati formano una componente di un ciclo di politica ambientale che comprende la percezione dei problemi, la formulazione di azioni di carattere politico, il monitoraggio dei risultati e la valutazione dell'efficacia del provvedimento politico. Questo modello è, in linea di massima, coerente con l'articolazione del processo di Agenda 21 in quanto gli obiettivi vengono perseguiti mediante strategie prevalentemente orientate alla gestione e al governo dei fattori di pressione e con linee di azione che si traducono in politiche di risposta organiche e integrate.

DPSIR

Lo schema PSR è stato ripreso e ulteriormente articolato dall'Agenzia Europea per l'Ambiente, con la messa in evidenza di due ulteriori fasi, implicitamente già presenti in esso. Il nuovo schema DPSIR (figura 1)

oltre alle fasi PSR introduce la fase delle attività antropiche primarie o cause generatrici (Drivers), ottenuta scorporando dalla componente delle Pressioni, le forze motrici, o determinanti, che possono essere identificate con tutte le attività e comportamenti derivanti da bisogni individuali, sociali ed economici, processi produttivi o di consumo che originano pressioni sull'ambiente. Inoltre, rispetto allo schema PSR, si ha una distinzione tra stato dell'ambiente ed impatto, separando la descrizione della qualità dell'ambiente (Stato) dalla descrizione dei cambiamenti significativi indotti (Impatti), come, ad esempio, alterazioni negli ecosistemi o nella salute pubblica. Rispetto al PSR, si aggiunge un ulteriore effetto di causalità alla relazione logica circolare tra forze motrici, pressioni, stato, impatti e risposte, con le risposte che possono indirizzarsi direttamente, anche sugli impatti, sullo stato e sulle pressioni.

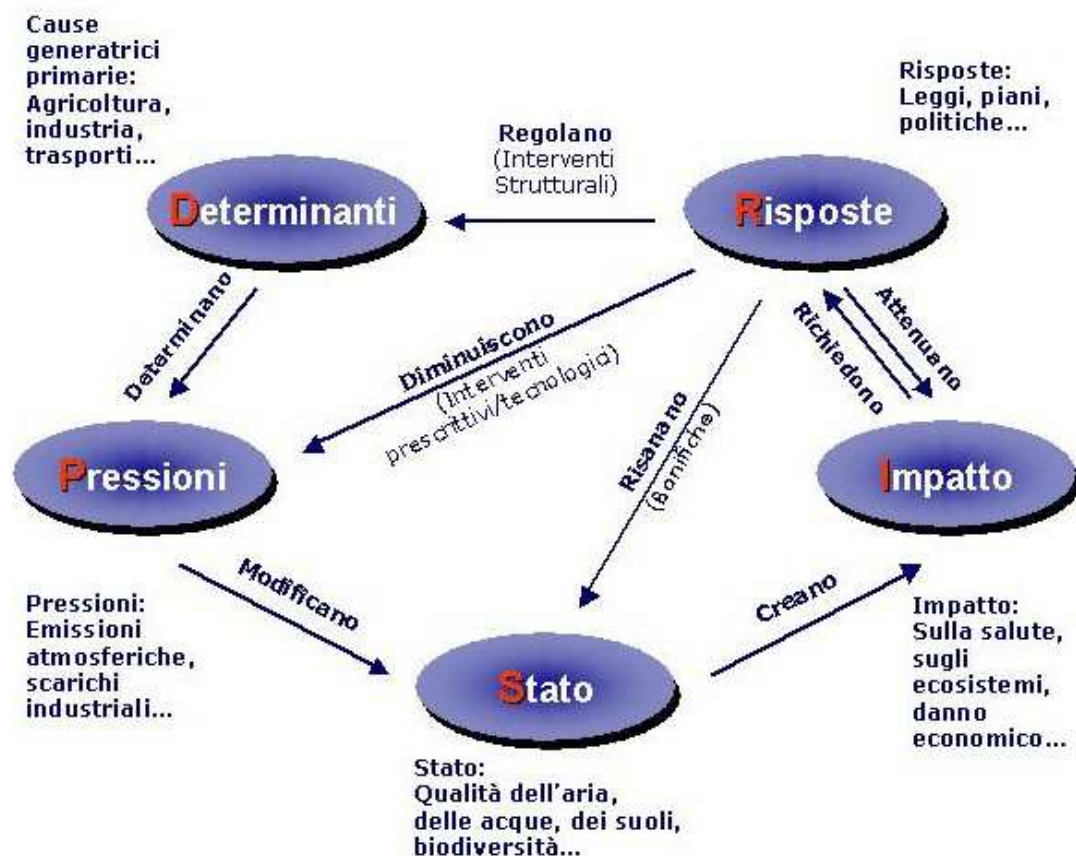


Figura 1. Lo schema DPSIR

Lo studio delle cause determinanti consente, inoltre, una trattazione degli interventi strutturali decisi in sede politica (trasporti, agricoltura, industria, energia, turismo, ecc.). Le determinanti influenzano direttamente ed esclusivamente le pressioni e consentono, prevalentemente, l'esame degli aspetti di fondo che costituiscono i presupposti di qualunque descrizione/analisi riguardo all'ambiente. Gli impatti, poi, si situano, in genere, in un secondo momento rispetto

alle pressioni e allo stato, avendo un peso soprattutto nel definire, a seconda dell'entità, la scala delle priorità di risposta della società.

2. La conoscenza e la valutazione della qualità dei corsi d'acqua

Situazione e cause del degrado

Nell'affrontare una descrizione dello stato delle risorse idriche è importante focalizzare l'attenzione sulla fragilità degli ecosistemi acquatici con l'individuazione di aree particolarmente vulnerabili e sensibili per valutare quanto il loro equilibrio sia influenzato dai bacini idrografici sottesi in termini di apporti inquinanti e di effetti su ecosistemi e salute umana. Inoltre è essenziale l'osservazione e l'analisi del territorio con la localizzazione di tutte quelle attività antropiche che sono cause primarie del degrado ambientale dei corsi d'acqua. Evidenziare le relazioni tra i corsi d'acqua e il territorio circostante (con le sue caratteristiche "naturali" e con quelle imposte dall'antropizzazione) è, quindi, un passaggio fondamentale se si vuole passare dalla semplice analisi dei sintomi del degrado ambientale, allo studio delle cause, ponendo le necessarie basi conoscitive per interventi sulle forze generatrici primarie e allontanandosi dalla politica poco efficace di provvedimenti risanatori *ad hoc*, di facile consenso e di effimera durata.

L'acquisizione di queste conoscenze richiede un approccio che fornisca informazioni chiare, significative e comparabili su tutto il territorio e sulle diverse componenti. Ciò è ottenibile utilizzando strumenti di analisi e sintetici, indici e indicatori, che rappresentino le diverse categorie di elementi previste nello schema DPSIR. Nei paragrafi successivi si tenterà di dare un quadro delle diverse metodologie utili alla conoscenza e alla valutazione della qualità dei corsi d'acqua inserendole all'interno delle categorie di determinanti, pressioni, stato, impatto e risposte ed evidenziandone le relazioni, i limiti ed i vantaggi (figura 2).

Il bacino idrografico

L'ottica del bacino idrografico consente la gestione integrata della risorsa in tutte le fasi del ciclo di utilizzo della acque, dalla captazione alla restituzione, l'elaborazione coerente dei programmi di misure di prevenzione, tutela e risanamento sulla base del complesso delle pressioni generate in quel territorio naturalmente delimitato dalle molteplici e specifiche attività umane. Si deve quindi superare il consueto riferimento ai confini politici ed amministrativi che, pur restando molto significativi per quanto attiene alle competenze previste istituzionalmente, non hanno una sostanziale rilevanza per lo stato della risorsa e degli ecosistemi ad essa associati.

Frammentazione delle competenze

Un quadro, il più possibile preciso ed aggiornato, della situazione riferita alle risorse idriche, è necessario anche per stabilire le priorità di intervento in modo da poter investire le risorse, non illimitate, massimizzando i risultati. Ad un'esigenza così importante, e così sentita, non corrispondono strumenti conoscitivi adeguati né dati ed informazioni sufficienti. Una delle cause principali di tale problema va probabilmente ricercata nella frammentazione e parcellizzazione delle competenze e delle attribuzioni ripartite tra diversi enti, quali: il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, il Ministero delle Infrastrutture, il Ministero della Salute, il Ministero delle Politiche Agricole e Forestali, le Autorità di Bacino, il sistema agenziale con l'APAT (Agenzia per la protezione dell'ambiente e i servizi tecnici), le ARPA (Agenzie Regionali per la Protezione Ambientale) e le APPA (Agenzie delle Province Autonome), le Regioni, le Province, i Comuni, le Comunità Montane, le Autorità d'Ambito, i Consorzi di Bonifica, gli Enti Parco.

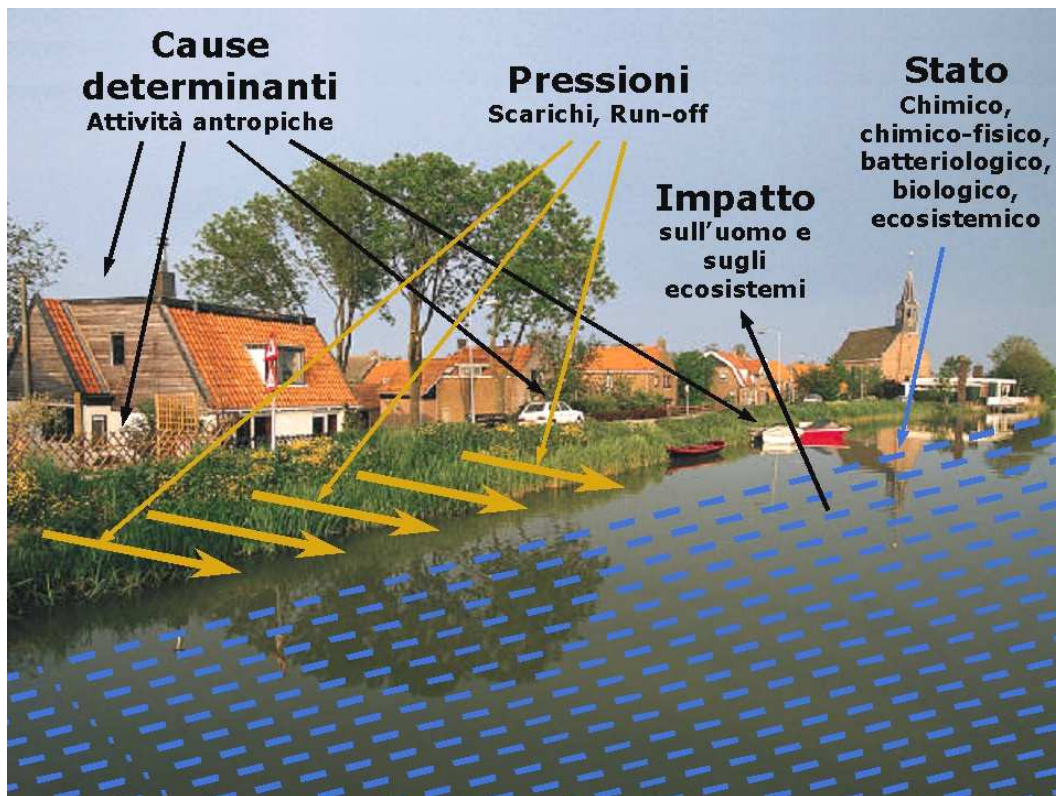


Figura 2. Applicazione dello schema DPSIR ad un corso d'acqua

2.1. Le cause determinanti

Relazione tra i corsi d'acqua e il territorio circostante

La presenza e la distribuzione delle attività antropiche sul territorio ed il governo dei processi di occupazione e di trasformazione fisica del suolo sono strettamente legati al ciclo dell'acqua, influenzandone sia gli aspetti quantitativi, sia quelli qualitativi. L'analisi delle relazioni tra i corsi d'acqua e il territorio circostante è fondamentale al fine di valutare le cause determinanti di pressione sull'ecosistema.

L'ambiente, infatti, non può essere considerato un settore a sé stante e, soprattutto, se si intende lavorare in funzione dell'ambiente, questo non può avvenire se non agendo anche su altri aspetti, su altri settori.

L'industria

L'industria, primo settore inquinante ad essere individuato storicamente, per prima ha risposto alle pressioni esercitate dai regolamenti europei, con un conseguente significativo miglioramento della qualità dell'acqua circostante. Messe di fronte a norme sempre più rigorose e al costante aumento dei costi di depurazione, le aziende si orientano verso nuove tecniche di produzione, che utilizzano meno acqua, la riciclano e hanno minore impatto in termini di carico inquinante. A poco a poco, nuove norme di produzione compatibili con l'ambiente e nuovi regolamenti internazionali od europei ad adesione volontaria, quali ISO 14001 o EMAS, stanno guadagnando terreno. L'intento principale di questi strumenti è di persuadere le industrie che è tempo di considerare l'ambiente come una risorsa in tutto e per tutto altrettanto importante del lavoro o del capitale.

Una minaccia insidiosa

Sebbene l'industria costituisca spesso la fonte principale di inquinamento, questa non è più vista dagli ambientalisti come l'avversario più ostico; del resto, esistono diversi modi per spingere gli industriali a gestire le loro risorse idriche con maggiore efficacia. Ben più difficile invece è tenere sotto controllo le migliaia di microinquinanti introdotti con la diffusione di fertilizzanti e concimi organici, con l'impiego di pesticidi e biocidi o con le fuoriuscite o perdite dai milioni di serbatoi sotterranei utilizzati come deposito dell'olio combustibile per riscaldamento o altro.

L'agricoltura

L'agricoltura intensiva sviluppatasi in Europa rappresenta la fonte principale dei nitrati e dei pesticidi che si ritrovano nelle nostre acque sotterranee e superficiali.

"È un'agricoltura che ha smarrito le sue regole, riducendosi ad essere il ramo subalterno dell'industria chimica, [...] e la totale artificialità in cui è precipitato [il suo ambiente] confligge sempre più apertamente con la vita reale e con la sua storia millenaria" (Bevilacqua, 2002).

Il "mito del buon contadino" che "strappa la terra alla montagna con il sudore della fronte" e presidia il territorio dovrebbe evolvere quindi verso una visione più disincantata del ruolo che l'agricoltura riveste nella nostra società (AA.VV., 2002).

Fertilizzanti

L'utilizzo di concimi chimici ha indubbiamente contribuito al raggiungimento delle elevate rese produttive che caratterizzano l'agricoltura degli ultimi decenni. Tuttavia, essa non sempre è praticata tenendo conto delle caratteristiche del suolo cui è destinata e delle esigenze colturali. Quanto detto vale soprattutto per il fosforo e l'azoto, la cui utilizzazione raggiunge nella maggior parte dei casi non più del 60-65% dell'elemento somministrato.

I fertilizzanti comprendono prodotti minerali, organici e organo-minerali che possono essere commercializzati solo sotto le due denominazioni di concime (qualsiasi sostanza, naturale o sintetica, minerale od organica, idonea a fornire alle colture l'elemento o gli elementi chimici principali della fertilità a queste necessarie per lo svolgimento del loro ciclo vegetativo e produttivo) o ammendante e correttivo (qualsiasi sostanza, naturale o sintetica, minerale od organica, capace di modificare e migliorare le proprietà e le caratteristiche chimiche, fisiche, biologiche e meccaniche di un terreno).

A causa della scarsa capacità di immobilizzo da parte di molti suoli dell'azoto e del fosforo, la pratica della fertilizzazione si orienta verso l'utilizzo di dosi sempre più elevate di fertilizzanti rispetto alla quota relativa al solo assorbimento vegetale. Tale superfertilizzazione provoca effetti dannosi sia sulle acque di falda che su quelle superficiali. Il fosforo spesso tende ad essere immobilizzato e non percola nelle falde ma viene trasportato nelle acque superficiali tramite il trasporto per ruscellamento durante le piogge.

Il dosaggio di un fertilizzante si accompagna sempre ad un contemporaneo dosaggio involontario di sostanze indesiderate presenti come impurezze nel fertilizzante stesso. Tali impurezze, tra cui molti metalli, vengono assorbite poco o nulla dai vegetali e tendono, pertanto, ad accumularsi nel terreno.

Fitofarmaci

Una forma di inquinamento del suolo agrario i cui effetti negativi sono ormai noti da tempo e che hanno richiesto una decisa regolamentazione normativa, è relativo all'uso dei cosiddetti fitofarmaci quali coadiuvanti della moderna agricoltura industrializzata.

I fitofarmaci appartengono alla famiglia dei pesticidi, cioè quelle sostanze chimiche che vengono utilizzate per eliminare specie animali, vegetali o microbiche dannose alla produzione animale o alla conservazione degli alimenti, o indesiderate perché vettori di malattie.

Una particolare cautela nei confronti dell'immissione sul terreno di prodotti indesiderati (soprattutto metalli) è relativa all'uso agricolo di molti prodotti di recupero: fanghi di depurazione, compost da rifiuti solidi urbani, reflui zootecnici. Per questi composti sono le quantità in gioco a creare il problema della loro destinazione finale e, soprattutto, del loro possibile riutilizzo in agricoltura.

Smaltimento di fanghi, compost e liquami zootecnici

Lo smaltimento di fanghi, compost e liquami zootecnici nel suolo, se effettuato in maniera controllata, porta ad un aumento della fertilità e, se le quantità da somministrare sono stabilite sulla base delle caratteristiche agronomiche, pedologiche, idrogeologiche e morfologiche complessive del territorio, si possono evitare effetti negativi sull'ambiente.

Fanghi e compost, molto più rispetto ai reflui zootecnici, spesso hanno una limitazione al loro utilizzo: infatti, i vantaggi derivanti dal loro contenuto in sostanza organica ed elementi fertilizzanti, non sempre superano i rischi causati dalla presenza in essi di sostanze indesiderate, elementi e microrganismi che possono agire negativamente sul suolo, sulle colture, sulle acque e sull'ambiente in generale. Tra queste sostanze meritano particolare

attenzione i metalli pesanti e soprattutto il cadmio e lo zinco, spesso presenti in concentrazioni elevate.

Modello industrializzato di agricoltura

Il modello che si è progressivamente affermato in questi decenni ha portato ad un capovolgimento degli avvicendamenti naturali facendo maturare tutti gli svantaggi degli ecosistemi immaturi nonché ad un tentativo di omogeneizzazione delle pratiche agricole, al posto di sistemi di gestione specifici adatti per singole aree e per superare particolari limitazioni del suolo (Reho, 2000).

Il modello industrializzato di agricoltura oggi affermato è affetto da limiti, che possono essere riassunti in (ib.):

- ◆ elevati consumi energetici;
- ◆ il ricorso, ormai indispensabile, alla concimazione chimica con conseguenti problemi di inquinamento delle falde e di eutrofizzazione delle acque;
- ◆ il ricorso, ormai indispensabile anche questo, a dosi sempre più massicce di fitofarmaci in genere con conseguenti problemi di residui nei prodotti, contaminazione dei suoli, inquinamento delle falde, eliminazione degli insetti utili;
- ◆ riduzione della biodiversità.

È cosa recente, infine, l'introduzione di organismi transgenici, che non ha mancato di scatenare notevoli polemiche sia sotto l'aspetto della loro effettiva utilità sia sotto l'aspetto della tutela della biodiversità nonché della loro innocuità nei confronti dell'uomo.

Sviluppo di un'agricoltura ambientalmente accettabile

In generale si sottolinea, quale condizione necessaria allo sviluppo di una agricoltura ambientalmente accettabile, il manifestarsi di un cambiamento di mentalità che incoraggi la ricerca interdisciplinare ed induca ad esplorare sistemi aziendali innovativi. Tale cambiamento, a sua volta, necessiterebbe di una considerazione degli interessi della comunità considerata globalmente, l'adozione di una logica di lungo periodo nella valutazione delle soluzioni, l'adattamento ad una realtà di risorse energetiche finite, la comprensione della fragilità degli ecosistemi naturali.

L'agricoltura dello spreco

I dati dell'indagine campionaria ISTAT del 1997 sull'agricoltura e i dati dell'annuario statistico del 2000, mostrano che la superficie agricola utilizzata in Italia ammonta (1999) a circa 15 milioni di ettari, poco meno della metà dell'intera superficie nazionale, ed è addirittura in leggero aumento (0,5%) rispetto al 1998 (Figura 3).

Tale superficie agricola potrebbe "dare da mangiare" mediamente a circa 300 milioni di persone (Cannata, 1994) a fronte di una popolazione italiana pari a 57,6 milioni (ISTAT, 2000) e possibilità di esportazione praticamente nulle. Tutto ciò vuol dire che si sta sprecando acqua preziosissima (quasi il 50% dei prelievi di acque dolci sono destinate al settore irriguo; Ministero dell'Ambiente, 2001) a costi economici folli, con conseguenze ambientali devastanti, per produrre cose inutili o che vanno al macero e alla distruzione, solo perché c'è una sovvenzione nazionale o dell'Unione Europea (Cannata, 1994).

Si devono considerare, inoltre, la potenza delle lobbies che vivono sull'agricoltura e sugli interventi statali, che è ancora enorme, e l'ignoranza diffusa. Basti ricordare che tutti i mass media, ogni qualvolta si tocchi l'argomento, accreditano la convinzione che il degrado territoriale (e gli incendi, e le frane, e l'erosione) sia causato dall'abbandono della terra da parte dei contadini (ib.).

La zootecnia

Al contributo agricolo all'inquinamento dei nostri corsi d'acqua, vanno aggiunti i notevoli apporti, soprattutto in forma di nutrienti (principalmente nitrati e fosfati) della zootecnia.

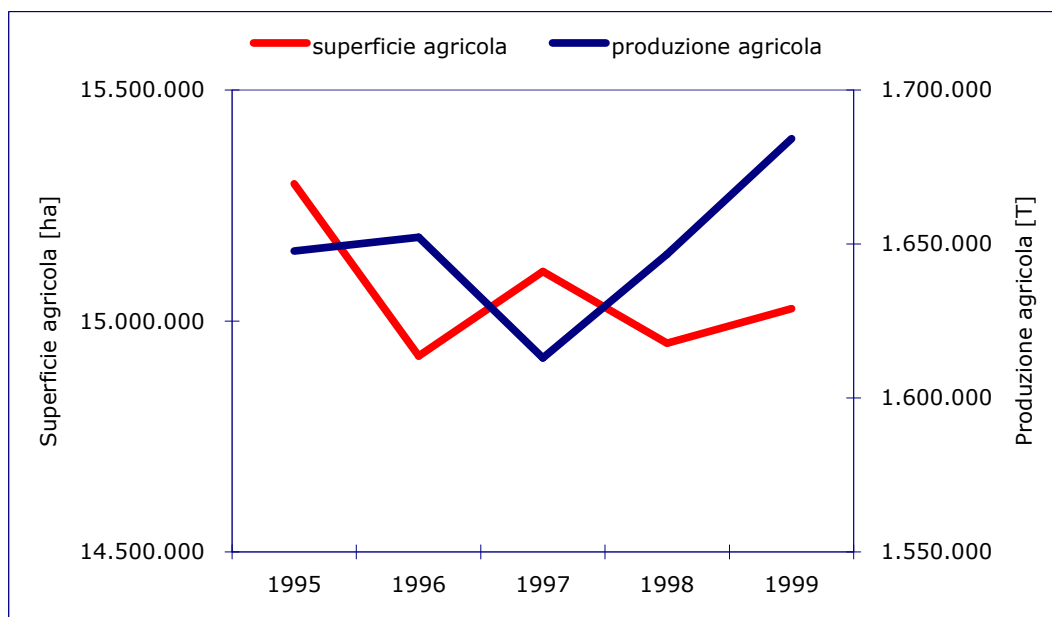


Figura 3. Superficie e produzione agricola in Italia negli anni 1995-1999 (ISTAT, 1997; 2000)

Aree urbanizzate

Nelle città, l'assenza di vegetazione e la spinta impermeabilizzazione dei suoli favoriscono lo scorrimento superficiale peggiorando la qualità dell'acqua, aumentando la velocità e la quantità dell'acqua di scorrimento superficiale, facilitando le inondazioni e i fenomeni erosivi, distruggendo la funzionalità naturale dei corsi d'acqua, ecc (figure 3 e 4).

Influenza dell'urbanizzazione sulle caratteristiche delle acque di pioggia e sui corpi recettori

Quando un'area agricola o incolta viene destinata a "sviluppo" urbano, si ha come effetto un drammatico sconvolgimento dal punto di vista idrogeologico e naturalistico. L'urbanizzazione modifica l'idrologia del bacino interessato aumentando il fenomeno del "run-off" e diminuendo i fenomeni di evapotraspirazione e infiltrazione superficiale e profonda. Le acque di pioggia che normalmente infiltravano nel terreno nelle città vengono incanalate nei canaletti delle strade, nei tombini delle aree asfaltate e raccolti dalle fognature miste o separate che siano.

Le acque di pioggia, infatti, sono state da sempre considerate un problema, per cui si è cercato in tutte le maniere di provvedere ad una loro rapida e completa raccolta dai centri abitati. Sfortunatamente questo approccio ha causato serie alterazioni al ciclo idrogeologico nelle aree interessate che hanno comportato modificazioni negative ai corpi recettori in quantità (portate eccessive e concentrate) e in qualità (acque sempre più inquinate da inquinamento diffuso).

Il risultato di queste modificazioni è tipicamente l'aumento in volume e velocità delle acque di pioggia con tempi sempre più brevi di ritenzione a livello di bacino e aumento delle portate dei fiumi che raccolgono gli scarichi di tali acque, accompagnato anche da un aumento delle sostanze inquinanti e dei sedimenti presenti, trasportati dalle acque di scorrimento superficiale.

Quest'acqua, infatti, deve essere drenata artificialmente per mantenere asciutte le aree abitate e ciò comporta un notevole aumento dei problemi di allagamenti ed erosione. Manca, così, il naturale effetto della riduzione dei picchi dovuto alla vegetazione e ai bacini idrici che, costituendo una grossa riserva d'acqua, trattengono le acque meteoriche e le rilasciano lentamente diminuendo, come detto, la velocità e la quantità dell'acqua di superficie. Questa è quindi libera di causare allagamenti a valle e trascina con sé un'enorme quantità di sedimenti a causa dell'aumentata velocità di flusso che aumenta fortemente l'erosione.

Acque di pioggia e fognature miste

Recenti studi hanno inoltre dimostrato come le acque di pioggia raccolte in fognature miste siano tra le maggiori cause di degrado dei corsi d'acqua o bacini urbani (Garuti, 2001). I solidi che si depositano nelle fogne miste nei periodi secchi sono causa di inquinamento qualora queste aumentino repentinamente le portate per gli eventi atmosferici. Questo succede

soprattutto quando le pendenze sono esigue e le velocità di scorrimento molto basse. Considerando, infatti, che in una fogna mista si deposita dal 5 al 30% del carico inquinante e calcolando che una pioggia intensa di due ore può ripulire completamente la fogna, si può stimare che dopo 4 giorni di periodo secco si scarichino in due ore l'equivalente di un giorno di carico inquinante, senza contare che, durante gli eventi di pioggia, i reflui vengono scaricati direttamente nei corpi idrici recettori, bypassando i depuratori, che non possono essere dimensionati per i picchi di portata delle fognature miste. Nei periodi di pioggia, quindi, arrivano al corpo recettore carichi inquinanti maggiori e non diluiti.

Spesso le soluzioni a valle dei problemi causati a monte diventano più difficili e costose e possono comportare la distruzione di ambienti naturali, come avviene, ad esempio, con la costruzione di argini sempre più alti per i fiumi. Inoltre l'aumento dei sedimenti e del dilavamento dei suoli urbani, spesso inquinati, peggiora la qualità dell'acqua che può, come detto, durante i maggiori temporali, superare gli impianti di trattamento per riversarsi direttamente nei fiumi insieme alle acque nere, essendo in molte città unificate le reti per la raccolta delle acque meteoriche e di quelle nere.

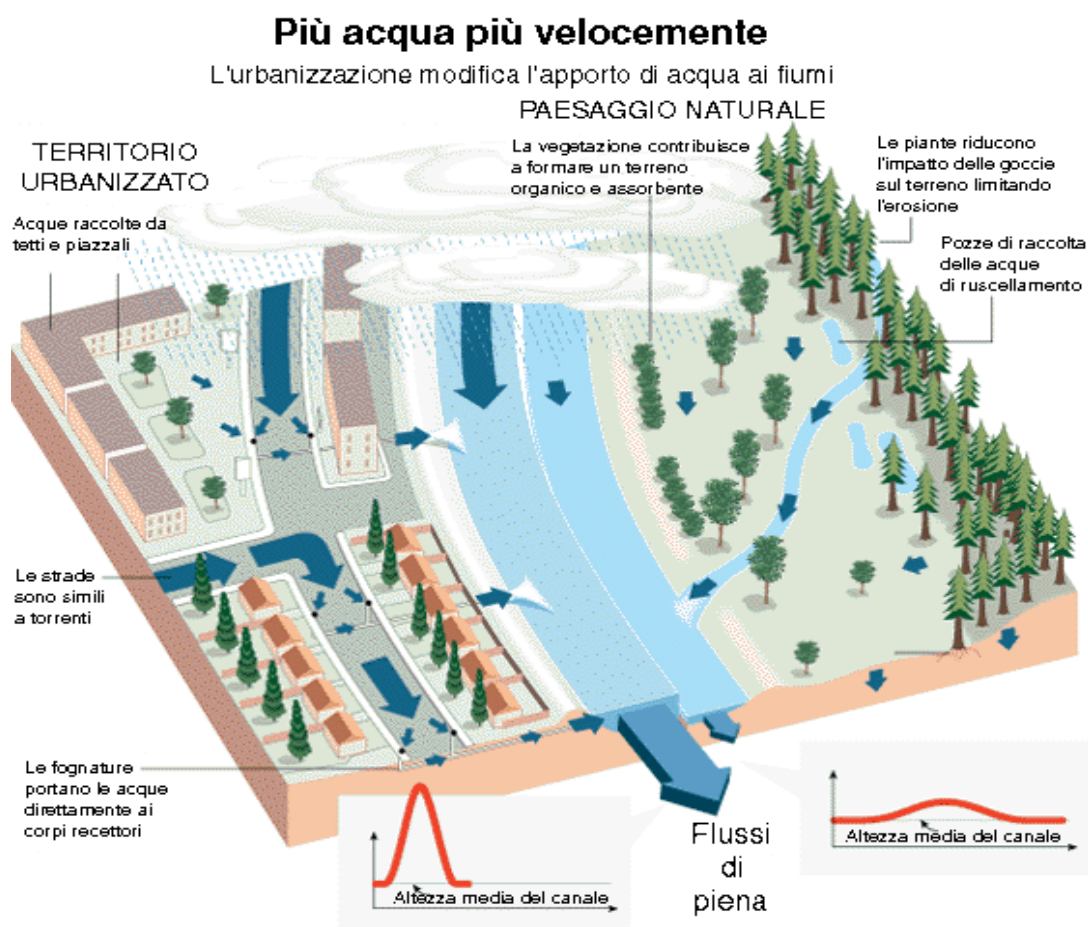


Figura 3. Modifica dell'apporto di acqua ai fiumi da parte dell'urbanizzazione (Garuti, 2001)

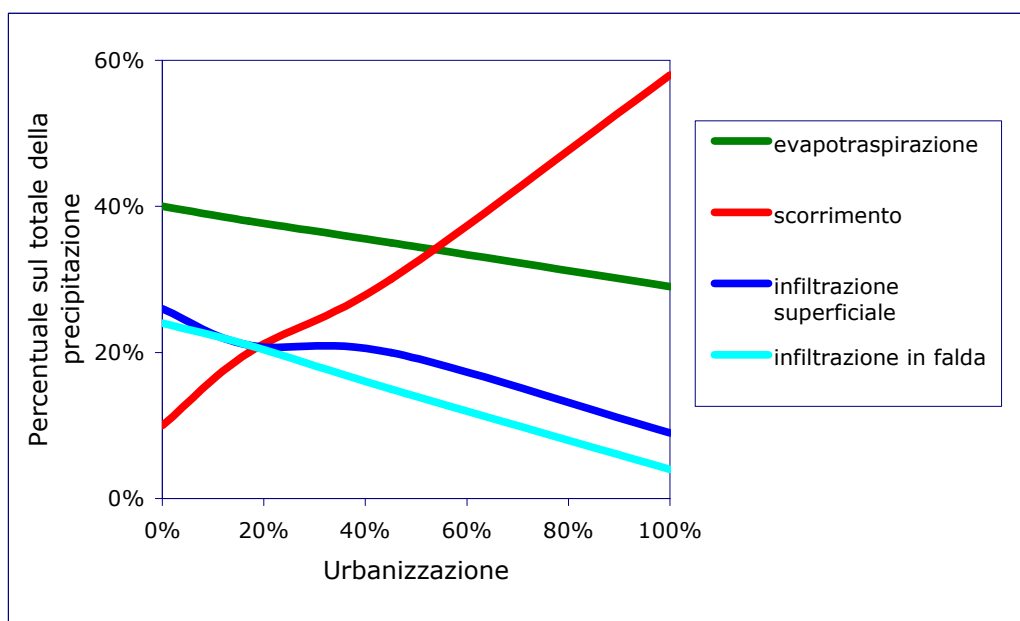


Figura 4. Andamento delle componenti principali del ciclo idrologico dovute all'urbanizzazione progressiva del territorio (elaborazione da Garuti, 2001)

Influenza
dell'urbanizzazione
sulle falde e sul
clima

A causa della cementificazione dei suoli, le falde idriche sotterranee tendono a ridursi in quanto non è più assicurata la loro ricarica attraverso la percolazione dell'acqua meteorica. Il clima diventa più caldo e secco perché diminuiscono la traspirazione vegetale e l'evaporazione ed aumentano le superfici con un alto coefficiente di rifrazione del calore.

Si può quindi evidenziare come l'impermeabilizzazione dei suoli comporti una serie di conseguenze negative sull'ambiente e interferisca pesantemente sul ciclo idrologico. In particolare essa:

- ♦ aumenta la velocità e la quantità dell'acqua di scorrimento superficiale;
- ♦ intensifica la frequenza delle inondazioni e dei fenomeni erosivi, soprattutto in presenza di precipitazioni irregolari;
- ♦ peggiora la qualità delle acque superficiali, ed in particolare la vita acquatica, perché aumenta sia l'apporto solido delle acque di scorrimento (dilavamento dei suoli), sia il carico inquinante delle stesse (inquinamento delle superfici di scorrimento);
- ♦ aumenta il carico dei depuratori che, con la presenza del sistema fognario misto, devono far fronte anche all'afflusso delle acque meteoriche canalizzate;
- ♦ ostacola la ricarica delle falde idriche sotterranee diminuendo la quantità d'acqua di percolazione;
- ♦ contribuisce, infine, a far diventare il clima più caldo e secco poiché viene perso l'apporto umido dell'evapotraspirazione vegetale, mentre aumentano le superfici con un alto coefficiente di rifrazione del calore.

I sistemi idrologici
urbani

I sistemi idrologici urbani possono, comunque, essere molto differenti l'uno dall'altro e dipendono dalla scala di osservazione e dall'ampiezza dell'area di studio oltre che dalla natura del rapporto tra il corso d'acqua e le aree impermeabili o di drenaggio (Roberts, 1989). Un primo elemento di differenziazione dei vari sistemi è quello dell'esistenza o meno di impianti fognari di tipo separato per le acque nere e quelle meteoriche. Questi sistemi separati evitano, infatti, il riversarsi di grossi quantitativi di acque piovane negli impianti di trattamento e scaricandoli direttamente nel corpo idrico. Le ipotesi di soluzione, poi, possono essere di tipo

locale o globale: nel primo caso si ha una chiusura del ciclo all'interno del bacino in esame, nel secondo l'apertura del ciclo che si appoggia su sistemi esterni.

I sistemi più comuni si basano su una riserva esterna di approvvigionamento e si distinguono per il sistema di rilascio dell'acqua al sistema naturale. È possibile avere un impianto fognario separato che convoglia le acque meteoriche direttamente nel corpo idrico e le acque nere nell'impianto di trattamento per poi riversare anche queste nello stesso corso d'acqua. In alternativa si può avere un sistema fognario di tipo misto e, dopo il trattamento, le acque sono riversate nel corpo idrico locale. In altri casi solo le acque meteoriche vengono sversate all'interno del bacino mentre quelle nere sono portate fuori. Infine ci sono situazioni in cui sia le acque meteoriche che quelle nere vengono portate all'esterno del bacino. Quest'ultimo caso è quello che comporta maggiori investimenti sia per gli impianti di fognatura (che devono convogliare lontano le acque di scarico) sia per quelli di trattamento (che devono trattare quantità di acqua molto elevate e fortemente variabili nel tempo). Inoltre, tale sistema, elimina solo apparentemente i problemi di allagamenti che, in realtà, vengono spostati e si ritrovano, aggravati, più a valle.

Non si può quindi trascurare di considerare tali differenze nel valutare la qualità di un sistema idrologico locale che potrebbe soltanto in apparenza essere di buona qualità ambientale, ma che in realtà è causa di dissesti e inquinamento in altre zone.

Il rischio idrogeologico

L'uso del suolo riveste un ruolo fondamentale anche nel determinare la quantità e i modi del deflusso superficiale. In particolare la copertura vegetale ha enorme influenza sull'evaporazione, intercettazione, imbibizione, infiltrazione e sul mantenimento delle irregolarità del terreno utili a rallentare la corrivazione, a ridurre la velocità di scorrimento superficiale dell'acqua e quindi ad abbassare i picchi di piena. Anche le aree coltivate e le tecniche della loro conduzione giocano un ruolo di rilievo nel determinare il rischio di piena: ad esempio molte erbacee (come i cereali) non sono ancora spuntate a novembre, mese in cui la probabilità di eventi meteorici di grande portata è maggiore, pertanto il rischio aumenta. Infine, è da considerare il condizionamento per l'idrologia dell'espansione delle aree urbanizzate con l'aumento delle superfici impermeabilizzate e lisce e con il collettamento delle acque di pioggia (Cannata, 1994).

Per risolvere il problema drammatico della difesa del suolo, della riduzione del rischio idrogeologico, c'è chi propone soluzioni radicali quale, ad esempio, quella di lasciare che la vegetazione spontanea riprenda il suo dominio su tutta quella vastissima parte del territorio dove l'urbanizzazione non ha ancora cancellato ogni possibilità di ripresa del processo biologico (Cannata in AA.VV., 1999).

La radice della questione sta, secondo Salzano, nella scelta che fu fatta per la ricostruzione del Paese nel dopoguerra, quando si scelse di affidarsi allo sviluppo spontaneo, si scelse l'edilizia tra i settori trainanti e si privilegiò la proprietà privata (AA.VV., 1999).

2.2. Le pressioni

Scarichi nei corpi idrici

Le pressioni sui corsi d'acqua si possono classificare in due tipologie: gli scarichi puntuali e l'inquinamento diffuso. L'*inquinamento* di tipo *puntale* o concentrato è dovuto, prevalentemente a scarichi diretti nei corpi idrici con portate diverse e derivanti generalmente da fonti ben circoscritte. Tali scarichi possono essere depurati o non trattati, derivare da impianti fognari o sversati direttamente, autorizzati o abusivi, continui o solamente temporanei. Essenzialmente, quindi, tali sversamenti sono da caratterizzare sia in termini di quantità (numero di scarichi e relativa portata), sia in termini di qualità (carico inquinante).

I controlli
ambientali e i
catasti degli
scarichi

Per la valutazione del fenomeno dell'inquinamento puntuale è necessaria una forte attività di controllo in campo al fine di realizzare catasti degli scarichi (gestiti a livello provinciale) la cui istituzione rappresenta una risposta per la verifica delle pressioni da sorgenti puntuali. I catasti forniscono una stima dei carichi effettivi che, confrontati con i carichi potenziali organici¹ e derivanti dall'uso di sostanze azotate e contenenti fosforo, possono fornire elementi di valutazione sulla efficacia anche delle risposte strutturali (collettamento, depurazione, buone pratiche agricole...) per controllare queste forme di inquinamento. Purtroppo i catasti suddetti spesso evidenziano un grado limitato di completezza e aggiornamento ed un recente censimento effettuato dal Centro Tematico Nazionale sulle Acque Interne e Marino-costiere ha riscontrato uno scarso contenuto informativo dei dati raccolti da circa il 40% delle province (ANPA, 2001). Inoltre le informazioni vengono molte volte fornite in forma aggregata ed ancora più frequentemente non dispongono di una georeferenziazione che possa permetterne l'esatta collocazione sul territorio e, ad esempio, l'analisi per bacino idrografico.

Capacità
depurative

È di notevole importanza, inoltre, la conoscenza delle capacità depurative che non sempre è adeguata alle necessità, permanendo, infatti, un deficit depurativo nazionale pari a più di 40 milioni di abitanti equivalenti non trattati (ANPA, 2001). Si ha spesso, inoltre, una significativa differenza tra la capacità di progetto e la potenzialità attuale per molti degli impianti. Nel bacino del Po, ad esempio, su un totale di 327 depuratori (di cui 322 con trattamento secondario) si deduce una potenzialità inferiore di quasi 2 milioni di abitanti equivalenti rispetto alla capacità di progetto (ib.).

Il sistema fognario

Il quadro del sistema depurativo si completa con la conoscenza dello stato delle reti di collettamento fognario che convogliano circa l'80% del carico inquinante di origine urbana tramite 13.000 reti di fognature miste o separate che si estendono per ben 310.000 km sul territorio nazionale (ib.).

La manifestazione
del problema

Il termine *inquinamento diffuso* nasce nei primi anni '70 quando, attraverso i primi modelli di calcolo della qualità delle acque e dei bilanci di massa, emergeva l'esistenza di fonti di inquinamento diverse dalle sorgenti normalmente conosciute. Il problema è andato via via sempre più manifestandosi con l'adeguamento dei sistemi di trattamento delle acque e con la constatazione che ciò non comportava un sostanziale miglioramento dei corsi d'acqua e dei fiumi (Garuti, 2001).

L'importanza
dell'inquinamento
diffuso

L'importanza dell'impatto dell'inquinamento diffuso sulla qualità delle acque è stato confermato da numerosi studi europei ed americani (ad es. ARPAT, 1997; Haycock *et al.*, 1993; Johnsson e Hoffmann, 1998). Un recente lavoro effettuato sul bacino del Danubio ha rivelato, ad esempio, che l'inquinamento diffuso contribuisce per il 60% come azoto e per il 44% come fosforo presente nel fiume (Crouzet, 2000), mentre un'altra ricerca svolta negli Stati Uniti dall'EPA (Environmental Protection Agency) ha rilevato che l'inquinamento diffuso è il responsabile per il 76% dei laghi e dei bacini che non raggiungono i limiti di legge sulla qualità delle acque ed ha stimato che le fonti diffuse contribuiscono per più del 65% al carico totale di inquinamento delle acque superficiali interne negli Stati Uniti (EPA, 2001).

Difficoltà di
gestione e di
intervento

Maggiori esigenze circa la qualità delle acque richiedono quindi maggiori interventi sugli aspetti legati all'inquinamento diffuso, la cui gestione d'altra parte è normalmente più complessa e difficile rispetto a quella dell'inquinamento da fonti ben circoscritte. Infatti è assai difficile intervenire direttamente sulle emissioni di inquinanti diffusi ed è praticamente possibile intervenire soltanto sulle attività responsabili dell'inquinamento nell'ambito del bacino idrografico.

¹ Il carico organico potenziale fornisce una stima della quantità di carico prodotto da diverse fonti da sottoporre a depurazione nell'area di interesse e può servire a valutare la pressione esercitata sulla qualità della risorsa idrica dai carichi inquinanti che teoricamente giungono ad essa. L'unità di misura adottata per misurare i carichi organici è l'Abitante Equivalente (AbEq).

Controllo

Il controllo dell'inquinamento diffuso è, cioè, legato intimamente al ciclo dell'acqua ed alle sue modificazioni legate alla trasformazione dei terreni e, a differenza del controllo degli scarichi puntuali, che può essere effettuato con relativa facilità, la verifica di sorgenti diffuse è assai difficoltosa. Inoltre, il controllo dell'inquinamento diffuso difficilmente può seguire una contemporaneità spazio-temporale in quanto, a differenza di quello puntiforme facilmente individuabile, monitorabile e trattabile con impianti di depurazione, l'inquinamento diffuso prende origine da vaste superfici adibite a vari scopi come, ad esempio, alla pratica agricola.

Nutrienti di origine agricola e zootecnica

A causa dell'indiscriminato uso di fertilizzanti e pesticidi nella pratica agricola, spesso si assiste ad un inquinamento diffuso delle acque superficiali imputabile alla massiccia presenza di nutrienti, i quali vi giungono in seguito al dilavamento del terreno da parte delle piogge o da acque ipogee. È stato stimato (Haycock *et al.*, 1993) che l'apporto di azoto² di origine agricola nelle acque superficiali nei diversi paesi dell'Unione Europea può essere superiore all'80% dell'apporto totale.

L'eutrofizzazione

I composti del fosforo e dell'azoto sono la causa principale del fenomeno dell'eutrofizzazione dei corpi idrici e sono una delle cause della proliferazione di vegetazione sommersa la cui successiva decomposizione, determinando un impoverimento di ossigeno disciolto, può compromettere la vita dell'ecosistema acquatico. L'eutrofizzazione può essere fonte di problemi per l'uso dell'acqua come risorsa, in particolar modo laddove ci siano captazioni dirette dai corsi d'acqua. L'alta densità di vegetazione, inoltre, può bloccare i filtri degli impianti di depurazione o di trattamento mentre l'alta concentrazione di nitrati può avere pesanti ripercussioni sia per la salute della popolazione sia per la biodiversità (Giller e Malmqvist, 1998).

Tipologie di deflusso

Per fare una stima della quantità di inquinanti che giungono ai corpi idrici, non sempre è sufficiente conoscere la quantità di fertilizzanti impiegati, poiché il rilascio dei nutrienti è anche influenzato da altri fattori antropici e dagli eventi meteorologici, oltre che dalle caratteristiche geomorfologiche e ambientali. Nel fare un bilancio finale della concentrazione di nutrienti che giunge in un corso d'acqua, si deve valutare anche il carico apportato dagli effluenti di allevamento, con i liquami zootecnici che vengono applicati direttamente sui terreni.

L'impatto negativo delle acque di dilavamento dei terreni coltivati, fonti di rilascio di fitofarmaci e di fitonutrienti (azoto e fosforo), va ad inquinare le acque superficiali e profonde, tramite meccanismi di lisciviazione ("*leaching*") o di scorrimento superficiale ("*run-off*") (Vought *et al.*, 1994).

Tenendo conto della variabilità delle caratteristiche fisiche (idrologiche, geomorfologiche), biologiche, della tipologia dei terreni e degli usi del suolo, è possibile individuare tre tipologie principali di deflusso delle acque per mezzo delle quali i nutrienti si diffondono dal terreno circostante verso il corpo idrico (Franco, 1997):

- ♦ deflusso superficiale: riscontrabile nelle zone di bassa pianura dove, in concomitanza di forti precipitazioni, si assiste ad un moto superficiale e turbolento (run-off) che asporta le particelle solide del terreno e il fosforo ad esse adsorbito;
- ♦ deflusso sub-superficiale: l'acqua che scorre sotto lo strato superficiale veicola le sostanze più solubili, come l'azoto nitrico, che può essere rimosso ad opera della denitrificazione batterica e dell'assorbimento radicale;
- ♦ deflusso profondo: tipico delle aree di alta pianura, in cui l'acqua si muove verticalmente verso la falda e trasporta con sé le sostanze azotate più solubili.

² L'azoto costituisce il più comune dei fattori limitanti per la crescita degli organismi viventi poiché entra nella costituzione delle proteine e degli acidi nucleici: sebbene costituisca il 78% del miscuglio di gas che si trovano nell'atmosfera, non può essere utilizzato dalle piante superiori visto che si trova sotto forma molecolare (N₂). Anche la parte di azoto contenuto nei residui organici vegetali ed animali non può essere utilizzata dalle piante superiori che, per la loro crescita necessitano di azoto in forma di nitrati e di sali di ammonio, questi derivano per la maggior parte dai processi di decomposizione delle sostanze organiche presenti nel terreno ad opera di batteri che, attraverso tali reazioni chimiche, traggono energia utile per il loro metabolismo (Borin e Marchetti, 1997).

Pendenza e permeabilità del terreno

L'elevata pendenza e la bassa permeabilità riducono la frazione di acque meteoriche che si infiltra nel suolo, accrescendo contemporaneamente lo scorrimento superficiale. Ne risulta condizionata anche la natura dei nutrienti apportati ai corsi d'acqua dal dilavamento meteorico dei terreni agricoli. Il fosforo, infatti, essendo insolubile e adsorbito alle particelle argillose, è veicolato con queste dal ruscellamento superficiale, mentre i nitrati, per la loro solubilità, sono veicolati soprattutto dal deflusso sub-superficiale e profondo. Nell'area padana, ad esempio, l'elevata permeabilità dei terreni nell'alta pianura comporta un'elevata infiltrazione (quindi apporti prevalentemente azotati); nella bassa pianura, invece, caratterizzata da terreni poco permeabili, prevalgono gli apporti di fosforo legati al ruscellamento superficiale, soprattutto in occasione di eventi piovosi intensi (Bucca *et al.*, 2002).

Ambito urbano

In ambito urbano le norme e le tecniche di depurazione degli effluenti danno normalmente per scontato che le precipitazioni intense operino una diluizione sostanziale delle sostanze inquinanti, alleviando la crisi dei corsi idrici e permettendo (per esempio) di far bypassare il depuratore alle grandi portate di acque "miste" per le quali (ovviamente) esso non può essere progettato.

La realtà però si rivela molto più complessa. Il dilavamento eccezionale operato dalle piogge maggiori (almeno nelle prime ore) finisce per trascinare nei drenaggi una quantità così alta di inquinanti dispersi da contribuire in modo sostanziale all'aumento del carico specifico. Così la pratica di bypassare il depuratore si rivela gravosissima per il corpo recettore (Cannata, 1994).

Un fattore determinante lo giocano, in questo contesto, i suoli impermeabilizzati e lisci nei quali il particolato si deposita continuamente senza possibilità di assorbimento o di digestione e sul quale lo scroscio di pioggia opera un dilavamento totale.

Carico antropico indiretto

Spesso, i corsi d'acqua sono interessati da opere ingegneristiche che alterano la fascia vegetale perifluviale e ne riducono la capacità di assimilare e convertire biologicamente elementi nutritivi; in altre parole il fiume perde la sua capacità tampone nei confronti dei nutrienti inficiando o riducendo il processo naturale di autodepurazione.

La ragione di questi interventi di artificializzazione geomorfologica è, nella maggior parte dei casi, poco comprensibile (Cannata, 1994): ad un'esigenza iniziale di protezione delle opere di arginatura contro le piene si è andata sovrapponendo, a partire dagli anni '60, ad opera dei Geni Civili, una miriade di opere (briglie, soglie...) costruite su richiesta di proprietari frontalieri o di diversi enti. Quando poi, dagli anni '80, si è andata proibendo l'escavazione di inerti dagli alvei, è diventata pratica corrente la difesa delle zone limitrofe all'alveo per dedicarle allo scavo, mentre questo continuava poi spesso anche negli alvei, ma con motivazioni idrauliche.

Da un punto di vista idrologico consentire al profilo di fondo di rialzarsi significa, quasi sempre, sia ripristinare l'alimentazione delle falde subalvee, sia far raggiungere alle portate di piena quote di espansione di golena che permettano un'effettiva laminazione delle piene, oggi concentrate negli alvei incisi. Dal punto di vista geomorfologico, invece, tale operazione può consentire la ripresa della dinamica orizzontale del corso, oggi troppo inciso, e consentirgli una ricarica di trasporto solido che, nei casi migliori, potrebbe arrivare fino al mare e iniziare l'inversione della disastrosa situazione di erosione delle coste in atto (ib.). Anche dal punto di vista idrochimico una ripresa dell'attività morfologica sarebbe indispensabile per aumentare la funzionalità degli ecosistemi fluviali.

2.3. Lo stato

Lo stato

La conoscenza dello stato dell'ambiente è di importanza fondamentale per l'impostazione di un'efficace ed utile strategia di governo e di pianificazione del territorio nonché per verificare gli effetti degli interventi in un'ottica di sviluppo sostenibile.

Per questo motivo si avverte sempre più la necessità di realizzare campagne di monitoraggio che consentano di avere dati approfonditi sulla qualità dell'acqua, sulle sostanze in soluzione ed in sospensione in essa contenute, sui sedimenti ed anche sugli aspetti biologici ed ecologici

dell'ambiente acquatico (figura 5). Mentre in passato il monitoraggio dei corsi d'acqua è stato affrontato prendendo in considerazione la possibilità d'impiego delle acque per i diversi fini (civili, agricoli, industriali) e studiando la qualità delle acque in maniera puntuale nello spazio e nel tempo (con la rilevazione di un discreto numero di parametri fisico/chimici e batteriologici), negli ultimi anni si va affermando sempre più l'importanza di un approccio integrato che comprenda anche aspetti biologici ed ecologici delle risorse idriche.

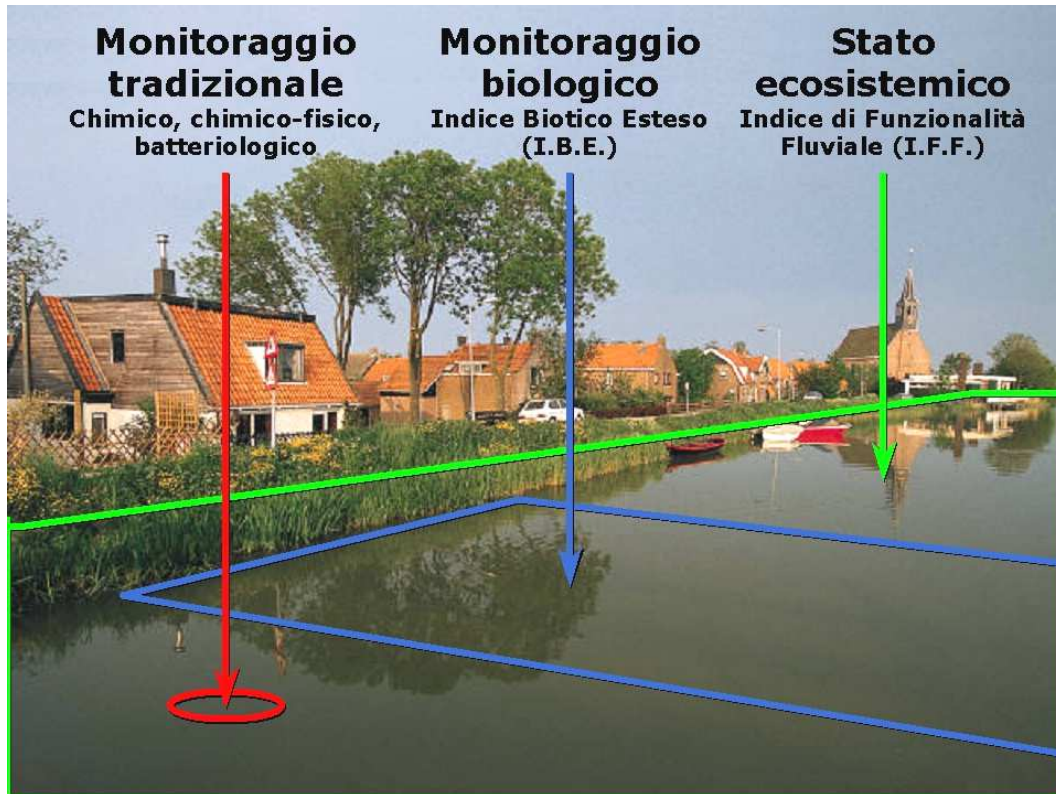


Figura 5. I diversi livelli di monitoraggio dello stato di un corso d'acqua

Monitoraggio tradizionale	Il monitoraggio chimico, chimico-fisico e batteriologico, che fa parte di un approccio di tipo tradizionale comprendente anche le analisi tossicologiche, comporta il prelievo di campioni dal corpo idrico e, quindi, una serie di analisi, spesso di laboratorio, necessarie per individuare un eventuale stato degenerativo delle acque attraverso l'esame di vari parametri.
Acque a specifica destinazione	Gli obiettivi di qualità chimica, chimico-fisica e batteriologica definiti dalla normativa per le acque interne rispondono a due diversi criteri riferiti alle acque a specifica destinazione e alle acque in generale. La qualità delle acque a specifica destinazione e cioè quelle per usi potabili, di balneazione e quelle idonee alla vita dei pesci e dei molluschi è riferita al livello dei trattamenti o alle misure necessarie a garantire gli standard ambientali fissati perché siano ritenute idonee all'uso considerato. Le acque a specifica destinazione vengono regolarmente monitorate su tutto il territorio nazionale per il controllo della loro conformità agli obiettivi di qualità specificati dal D.Lgs. 152/99 (ANPA, 2001).
Standard qualitativi	Nel monitoraggio tradizionale la qualità ambientale delle acque viene valutata sulla base di standard qualitativi (concentrazioni e livelli limite) fissati per singolo parametro. In tal senso la qualità di un corpo idrico risulta dalla combinazione dei valori assunti da parametri chimici e fisici (quantità e portate) integrati da informazioni sulla presenza/assenza di microinquinanti tossici e nocivi di sintesi che, in condizioni naturali, non sono presenti nelle acque o nei sedimenti.

Livello
d'Inquinamento da
Macrodescrittori

Il D.Lgs. 152/99 ha introdotto tra gli indici utilizzati per rappresentare lo stato dei corpi idrici anche il Livello d'Inquinamento da Macrodescrittori (LIM), un indice sintetico di inquinamento rappresentabile in 5 livelli (1=ottimo; 5=pessimo). Il valore del LIM si ottiene come somma dei valori corrispondenti al 75° percentile dei

parametri:

- ♦ 100 – Ossigeno Disciolto [% sat];
- ♦ BOD₅ [mg/l];
- ♦ COD [mg/l];
- ♦ NH₄ [N mg/l];
- ♦ NO₃ [N mg/l];
- ♦ Fosforo Totale [P mg/l];
- ♦ *Escherichia Coli* [UFC/100 ml].

Il 75° percentile viene calcolato sui campionamenti effettuati durante un anno. A seconda del risultato ottenuto dal calcolo del percentile, ad ogni parametro viene attribuito il punteggio (tabella 1) che concorre al calcolo del valore complessivo del LIM (tabella 2).

Tabella 1. Parametri per il calcolo del livello di inquinamento espresso dai macrodescrittori e relativo punteggio (Tabella 7 – D.Lgs. 152/99)

Parametro	Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
100-OD (% sat) ³	< 10 ⁴	< 20	< 30	< 50	> 50
BOD ₅ (O ₂ mg/L)	< 2.5	< 4	< 8	< 15	> 15
COD (O ₂ mg/L)	< 5	< 10	< 15	< 25	> 25
NH ₄ (N mg/L)	< 0.03	< 0,10	< 0,50	< 1,50	> 1,50
NO ₃ (N mg/L)	< 0.3	< 1,5	< 5,0	< 10,0	> 10,0
Fosforo totale (P mg/L)	< 0.07	< 0,15	< 0,30	< 0,60	> 0,60
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 mL)	< 100	< 1.000	< 5.000	< 20.000	> 20.000
Punteggio⁵	80	40	20	10	5

Tabella 2. Attribuzione del livello di inquinamento espresso dai macrodescrittori (Tabella 7 – D.Lgs. 152/99)

Livello d'Inquinamento da Macrodescrittori (LIM)	
480-560	Livello 1
240-475	Livello 2
120-235	Livello 3
60-115	Livello 4
< 60	Livello 5

Integrità biologica

Come detto, mentre in passato le analisi richieste consistevano principalmente nella rilevazione di un discreto numero di parametri fisico-chimici e batteriologici, ignorando gli aspetti biologici ed

³ Il dato relativo al deficit o al surplus deve essere considerato in valore assoluto.

⁴ In assenza di fenomeni di eutrofia.

⁵ Punteggio da attribuire per ogni parametro analizzato (75° percentile del periodo di rilevamento).

ecologici, negli ultimi tempi l'interesse si sta spostando verso un approccio teso al mantenimento dell'integrità biologica dei corsi d'acqua.

L'integrità biologica può essere misurata dalla capacità di un ecosistema acquatico di supportare e mantenere una bilanciata comunità di organismi aventi una composizione in specie, una diversità e un'organizzazione funzionale comparabile con quella degli ecosistemi naturali (Karr e Dudley, 1981). I componenti che determinano l'integrità biologica di un corso d'acqua sono fondamentalmente cinque: la qualità chimico-fisica dell'acqua, le caratteristiche idrologiche, la struttura degli habitat, il flusso energetico all'interno dell'ecosistema e la comunità biotica (Karr, 1994). Ognuna di queste componenti è importante e va rilevata singolarmente, ma solo da una loro analisi complessiva possono scaturire le corrette valutazioni dello stato di salute dell'intero ecosistema.

Biomonitoraggio

In particolare, con l'obiettivo dell'integrità biologica, si è oggi consolidato il principio per cui le rilevazioni di parametri fisico-chimici vadano necessariamente integrate con dati sulla comunità animale presente nei corsi d'acqua (biomonitoraggio). Infatti, nonostante il numero sempre maggiore di sostanze che è possibile individuare con le analisi di tipo tradizionale, sono oltre 100.000, secondo l'European Inventory of Commercial Chemical Substances (EINECS, 2002), le sostanze chimiche utilizzate nell'industria. Anche nell'agricoltura entrano in gioco sempre nuove sostanze che, oltretutto, vengono usate in modo discontinuo nel tempo e nello spazio, rendendo assai ardua la loro identificazione. Si deduce quindi che non è possibile individuare tutte le sostanze presenti in corpo idrico e spesso non si conoscono neanche le sinergie tra i diversi componenti.

Vantaggi e limiti del monitoraggio biologico

Il vantaggio principale del monitoraggio biologico è che esso compensa, in parte, i limiti del monitoraggio chimico sopra menzionati. Esso, infatti, anche se non permette di identificare le cause di un'alterazione ambientale, fornisce risultati che sono in qualche modo la sintesi di tutto quello che è accaduto nell'ambiente e mostra gli effetti di insieme delle sostanze che giungono al corso d'acqua. Il giudizio non è più limitato alla sola componente acqua, ma, attraverso lo studio della capacità dell'ecosistema acquatico di mantenere e supportare una bilanciata comunità di organismi, si riescono a valutare gli effetti di insieme di inquinamenti e perturbazioni diverse.

Spesso i risultati del biomonitoraggio sono più sensibili rispetto a quelli delle analisi chimiche per individuare l'evoluzione delle condizioni dell'ambiente. Questo perché gli organismi viventi risentono dell'accumulo nel tempo degli effetti di molte sostanze, presenti anche in minima quantità, o presenti solo sporadicamente, e quindi di più difficile identificazione con il metodo tradizionale.

Il monitoraggio biologico sebbene non possa sostituire totalmente quello chimico, in molte situazioni, può fornire informazioni sulle eventuali perturbazioni subite dall'ambiente e costituisce un sistema di rilevamento della resilienza dell'ecosistema. È pertanto un metodo utilizzabile anche per dosare la qualità e la quantità delle analisi chimiche da effettuare. Queste, infatti, potranno essere tenute al minimo nel caso di accertata costanza dei parametri d'inquinamento o aumentate in presenza di perturbazioni, per individuarne con precisione la causa.

Indici biologici

Gli indici oggi esistenti in Europa possono essere raggruppati in tre tipi fondamentali (Ghetti, 1997):

1. indici saprobici, che individuano specie indicatrici per diverse categorie di qualità delle acque, man mano che ci si sposta a valle di un punto di scarico di acque nere;
2. indici di diversità, che si basano sul concetto per cui la ricchezza in specie e il grado di uniformità con cui gli individui sono distribuiti nelle singole specie sono elevati in ambienti poco disturbati, mentre si riducono in ambienti disturbati, dove poche specie più tolleranti tendono a dominare;
3. indici biotici, che combinano il valore di indicatore di alcune specie con la ricchezza in specie complessiva della comunità bentonica.

Indici biotici

Gli indici biotici usano, quindi, la comunità bentonica come indicatrice a livello tassonomico e più precisamente si basano sull'assenza di alcuni

organismi indicatori e non sulla loro presenza, poiché organismi tipici di acque inquinate possono essere rinvenuti anche in acque pulite, mentre, gli organismi sensibili all'inquinamento, non sopravvivono in acque contaminate. Gli indici biotici tengono conto, inoltre, anche della diversità specifica (intesa come complessità della biocenosi) la quale è funzione del numero di specie presenti e della frequenza con cui gli individui sono distribuiti tra queste specie.

Macroinvertebrati bentonici

I gruppi di organismi utilizzati dagli indici biotici sono numerosi, ma sicuramente gli organismi più utilizzati sono i macroinvertebrati bentonici per via della loro facile campionabilità e determinabilità (spesso anche sul luogo del prelievo). Altro vantaggio non trascurabile che deriva dall'utilizzo dei macroinvertebrati è rappresentato dalla maggior lunghezza del loro ciclo di sviluppo: in virtù di questo e della loro maggiore uniformità nel tempo le macrozoocenosi si distinguono dalle microzoocenosi. Inoltre l'effetto di un inquinamento temporaneo lascia sulla macrozoocenosi un segno più persistente, che può essere rilevato anche quando si sono ripristinate le condizioni di assenza di inquinamento.

Pesci

Anche i pesci sono utilizzati come indicatori ma non sono disponibili ancora metodi standardizzati e facilmente replicabili per problemi legati alla difficoltà di campionamento, alla loro grande mobilità e perché possono risentire di altri fattori non direttamente correlati all'inquinamento, come l'immissione di specie alloctone per il ripopolamento o la pesca.

Applicazione degli indici biotici

Al contrario delle analisi chimiche e fisiche, che possono essere effettuate nello stesso modo in qualunque parte del mondo, gli indici biotici non sono applicabili universalmente, poiché gli organismi utilizzati non sono sempre cosmopoliti. Quasi tutti gli indici biotici sono utilizzabili esclusivamente nella nazione in cui sono stati messi a punto, anche se alcuni sono stati esportati per essere utilizzati in altri paesi, dopo un adeguato processo di taratura. Per questo motivo esistono moltissimi indici con scale ed indicatori diversi.

Indice Biotico Esteso

L'Indice Biotico Esteso (IBE) è tra gli indici biotici più utilizzati in Italia, adattato alla realtà italiana da Ghetti (1986) e poi ufficializzato come metodo analitico per le acque nel 1994 dall'IRSA. Oggi è previsto dal D.Lgs. 152/99 tra le analisi obbligatorie al fine della definizione dello Stato Ecologico dei Corsi d'Acqua⁶ (SECA).

L'IBE deriva dall'Extended Biotic Index, indice che ha riscosso successo anche in altri paesi della Comunità Europea poiché garantisce un buon margine di generalizzabilità, basandosi sull'analisi della struttura della comunità di macroinvertebrati bentonici che vivono almeno una parte del loro ciclo biologico a contatto con i substrati di un corso d'acqua.

La presenza dei taxa più esigenti, in termini di qualità, e la ricchezza totale in taxa della comunità definiscono il valore dell'indice, espresso per convenzione con un numero intero entro una scala discreta (tabella 3). I valori di IBE sono poi raggruppati in 5 classi di qualità, cui corrispondono altrettanti giudizi di qualità ambientale, rappresentabili graficamente con colori diversi (tabella 4). Si va dalla I classe di qualità, che indica un ambiente non inquinato o comunque non alterato in modo sensibile, alla V classe di qualità, che indica un ambiente fortemente inquinato e alterato.

Ampiezza delle analisi biologiche

In definitiva si può asserire che l'analisi biologica fornisce (con un impiego di risorse relativamente modesto ed in breve tempo) informazioni relativamente allo stato delle acque, altamente significative e non ottenibili mediante analisi chimico-fisiche. La biocenosi acquatica conserva per lungo tempo, fissata nella propria struttura, l'impronta dello stato peggiore raggiunto dall'ambiente idrico circostante. Le analisi chimico-fisiche forniscono un'immagine puntiforme (sia nel tempo che nello spazio) della situazione dell'ecosistema; l'analisi della biocenosi offre, invece, un'immagine relativamente ampia dal punto di vista temporale.

⁶ Lo Stato Ecologico dei Corsi d'Acqua (SECA) è un indice sintetico introdotto dal D.Lgs. 152/99 costruito integrando i dati ottenuti dalle analisi chimico-fisiche e microbiologiche (Livello di Inquinamento da Macrodescrittori - LIM) e i risultati dell'applicazione dell'Indice Biotico Esteso (IBE). Nel decreto si pone infatti l'attenzione sul fatto che lo stato chimico e lo stato biologico, da soli, non sono sufficienti per dare un giudizio di qualità corretto, ma che occorra analizzarli entrambi.

Tabella 3. Calcolo dell'Indice Biotico Esteso (Ghetti, 1997)

Gruppi faunistici chiave		Numero totale di unità sistematiche presenti									
		<2	<6	<11	<16	<21	<26	<31	<36	<41	≥41
		Indice Biotico Esteso									
Ninfe di Plecotteri presenti	Più di una specie	-	7	8	9	10	11	12	13	14	15
	Una sola specie	-	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Ninfe di Efemerotteri presenti*	Più di una specie	-	6	7	8	9	10	11	12	13	14
	Una sola specie	-	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Larve di Tricotteri presenti*	Più di una specie	-	5	6	7	8	9	10	11	12	13
	Una sola specie	4	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Gammarus presente	Assenti tutte le specie sopra	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Asellus presente	Assenti tutte le specie sopra	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Oligocheti e/o Chironomus presenti	Assenti tutte le specie sopra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Tutti i tipi sopra assenti	Anaerobi presenti	0	1	2	-	-	-	-	-	-	-

*Baetis rhodani va incluso tra i Tricotteri malgrado sia un Efemerottero

Tabella 4. Tabella di conversione dei valori dell'IBE in classi di qualità, con relativo giudizio e colore per la rappresentazione cartografica (Ghetti, 1997)

Classi di qualità	Valori di IBE	Giudizio	Colore di riferimento
Classe I	10-15	Ambiente non inquinato	Blu
Classe II	8-9	Ambiente in cui sono evidenti alcuni effetti dell'inquinamento	Verde
Classe III	6-7	Ambiente inquinato	Giallo
Classe IV	4-5	Ambiente molto inquinato	Arancione
Classe V	1-3	Ambiente fortemente inquinato	Rosso

Ecotono ripario

Un ulteriore ampliamento di prospettiva, rispetto alle analisi biologiche, è stato introdotto dai metodi di valutazione dell'ecotono ripario che spostano l'attenzione verso l'intero ambiente fluviale, evidenziando le relazioni del corso d'acqua con il territorio circostante. L'ecotono ripario viene considerato come un elemento che influisce in modo significativo sulla qualità del corso d'acqua, riconosciuto da questi metodi come un ecosistema complesso dove elementi come la funzione tampone degli ecotoni ripari, la capacità autodepurativa delle acque e la presenza dei corridoi ecosistemici, influiscono direttamente sulla qualità dell'ambiente e sono di conseguenza parte integrante del quadro valutativo per l'ecosistema fluviale (Siligardi, 1997).

Disordine idraulico
o diversità
ambientale?

L'approccio al problema delle acque ha scontato infatti, fino ad oggi, un limite di fondo consistente nell'ignoranza del fatto che le acque correnti devono la loro qualità al funzionamento "ecologico" di fiumi, laghi, torrenti e ruscelli. Ogni corso d'acqua è stato purtroppo visto, e lo è spesso ancora oggi, come una semplice manifestazione idraulica

(Bollini, 1989).

Le onnipresenti irregolarità della morfologia fluviale e la loro mutevolezza spaziale e temporale, la sinuosità del tracciato, le isole fluviali, la vegetazione alveale e riparia e tutti quegli elementi che conferiscono ad ogni fiume una propria individualità vengono spesso considerati fattori di "disordine idraulico", fastidiosi elementi di complicazione dei calcoli idraulici e indisponenti deviazioni dal "modello ideale" di corso d'acqua. In realtà, dal punto di vista biologico, il modello ideale di fiume è quello "inventato" dalla natura: in esso la forma geometrica, l'ordine, la regolarità sono eccezioni rarissime, quasi impensabili. Proprio quel disordine idraulico – più propriamente quella diversità ambientale – riveste invece una straordinaria importanza per la funzionalità degli ecosistemi fluviali (Sansoni, 1989).

Ecologia
dell'ambiente
fluviale

Un corso d'acqua può essere considerato come successione di ecosistemi che sfumano gradualmente l'uno nell'altro e che sono interconnessi con gli ecosistemi terrestri circostanti: dalla sorgente alla foce variano infatti le caratteristiche morfologiche, idrodinamiche, fisiche e chimiche e, in relazione ad essi, i popolamenti biologici.

*River Continuum
Concept*

Il *River Continuum Concept* propone una visione unificante dell'ecologia fluviale che richiama l'attenzione sulla stretta dipendenza della struttura e delle funzioni delle comunità biologiche dalle condizioni geomorfologiche ed idrauliche del sistema fisico lungo il suo

corso e nei tratti a monte (Vannote *et al.*, 1980).

A differenza di quanto avviene nei classici ecosistemi "chiusi" (ad es. uno stagno o una foresta), nei corsi d'acqua la mineralizzazione e il continuo riciclo della materia organica non avvengono sul posto, ma durante il loro trasporto ad opera della corrente e, soprattutto a causa della struttura fisica assai variabile nel suo corso, la stabilità dell'ecosistema può essere mantenuta solo con un'alta diversità biologica (ANPA, 2000).

La spiralizzazione
dei nutrienti

In un fiume il trasporto della materia fa sì che i processi non si chiudano in situ, ma dopo un percorso più o meno lungo: è come se la serie di cicli che si succedono nel tempo venisse "stirata" nello spazio a formare una spirale. L'accoppiamento tra ciclizzazione e trasporto – la

spiralizzazione dei nutrienti – viene perciò rappresentata con una spirale di diametro tanto più stretto quanto più elevata è l'attività biologica (più veloce il riciclo) e con spire tanto più ravvicinate tra loro quanto più elevata è la capacità di ritenzione del sistema (più ridotto il trasporto).

Il processo di ritenzione della materia organica è molto importante nell'economia di un corso d'acqua poiché fornisce agli organismi acquatici macroscopici e microscopici più occasioni e un tempo più lungo per la sua assunzione e assimilazione. L'entità del trasporto non dipende solo dalla velocità della corrente, ma anche dalla presenza ed efficienza di dispositivi di ritenzione costituiti essenzialmente dalla vegetazione acquatica, sia sommersa che emergente.

La vegetazione
riparia

Caratteristica principale delle piante che fanno parte della vegetazione riparia è la loro capacità di sopportare condizioni estremamente mutevoli, dovute a periodi più o meno brevi e frequenti di immersione.

La distribuzione e lo sviluppo delle comunità di piante ripariali sono influenzati da numerosi fattori tra i quali, in particolare, quegli eventi responsabili dei cambiamenti geomorfologici (i tipi di sedimenti, i depositi alluvionali, la formazione della piana alluvionale stessa, la topografia).

La vegetazione riparia si stabilisce su aree di deposizione o in alvei di canali abbandonati. Man mano che il sito diviene isolato dai processi attivi del fiume in seguito alla deposizione di sedimenti ed è sufficientemente protetto dalle piene, si assiste alla crescita della vegetazione.

Le specie vegetali evolvono secondo una definita successione temporale: inizialmente si rileva la presenza, lungo il corridoio ripario, di salici, pioppi e ontani, a cui si sostituiscono, in seguito,

nuove specie come frassini, querce e olmi (ANPA, 2000). Inoltre, la struttura interna e la distribuzione delle comunità ripariali sono fortemente condizionate dalla posizione rispetto all'alveo nonché dal livello altimetrico e dal grado di umidità del suolo (il quale, a sua volta, è connesso al livello di falda superficiale e agli eventi di piena).

In una zona riparia indisturbata, man mano che dall'alveo di magra, sempre sommerso, ci si sposta verso l'esterno, s'incontra una caratteristica successione spaziale. Partendo dal letto del fiume si distinguono i seguenti tipi di ambienti, caratterizzati da diverse specie vegetali: l'ambiente acquatico, l'ambiente di sponda, l'ambiente umido, la zona riparia asciutta (Vought *et al.*, 1994).

Ambiente acquatico

L'ambiente acquatico è rappresentato dall'alveo di magra ed è permanentemente sommerso. Qui si trovano essenzialmente specie acquatiche rappresentate principalmente da alghe e briofite reofile, che colonizzano le rocce periodicamente o permanentemente sommerse

dell'alveo bagnato. Queste non vengono considerate, comunque, come appartenenti alla vegetazione riparia.

Ambiente di sponda

L'ambiente di sponda è rappresentato dalla zona compresa tra il limite del livello dell'acqua e il limite superiore delle sponde e può comprendere barre attive, scogliere e isole nel letto del fiume.

Questa zona costituisce un ambiente chiave del corridoio ripario poiché la ricchezza in microhabitat, dovuta alla grande variabilità fisica (granulometria del suolo, presenza di piante, irregolarità delle sponde), favorisce lo sviluppo di una notevole diversità biologica. L'ambiente di sponda è la zona di contatto tra la porzione acquatica e quella terrestre del corridoio ripario e rappresenta, quindi, una risorsa sia per le comunità acquatiche, sia per quelle terrestri.

Data la vicinanza al letto del fiume questo ambiente è quello che più direttamente risente delle variazioni del livello dell'acqua e della corrente. Tale posizione è il fattore che conferisce all'ambiente di sponda il suo alto valore ecologico e ambientale. Si instaura, infatti, in questa zona un andamento di piene stagionali che consentono, durante il livello alto, l'accesso alle risorse della zona di sponda più alta da parte degli organismi acquatici e delle specie anfibe e, durante il periodo di magra, il ristabilirsi delle comunità vegetali e animali terrestri secondo un ciclo annuale. In questi ambienti, caratterizzati spesso da un suolo ghiaioso o sabbioso, si trovano arbusteti a salici che, essendo alberi a rapido accrescimento e con legno elastico, sopportano bene l'impatto delle acque di piena.

La vegetazione della zona di sponda riveste un ruolo di rilievo sotto molti aspetti: ombreggia e rinfresca l'acqua e le zone circostanti, contribuendo a fornire rifugi per gli animali; le radici costituiscono siti di colonizzazione per numerose specie algali e macrovertebrati; le radici, le rocce e altre strutture costituiscono un rifugio dai predatori e dalla corrente per molti organismi; gli apparati radicali delle piante svolgono, inoltre, un'azione di consolidamento delle sponde.

Ambiente umido

L'ambiente umido (wetland) comprende quelle zone inondate dall'acqua di superficie o saturate del sottosuolo ad una frequenza e durata tale da supportare una prevalenza di specie vegetali adattate

alla vita in condizioni di suolo saturato.

Negli ambienti umidi ripariali la presenza di acqua è direttamente influenzata dalle piene del fiume. Non rientrano, quindi, in questa categoria quegli ambienti umidi che, pur trovandosi all'interno del corridoio ripario, sono collocati al di sopra del livello di piena e la cui fonte di acqua è rappresentata esclusivamente da acqua meteorica o del sottosuolo.

Tali ambienti rappresentano delle zone critiche per la salute del corridoio ripario e degli ecosistemi del basso corso del fiume. Infatti, oltre a costituire un sistema altamente produttivo che sostiene un'abbondante e varia comunità, è qui che vengono trattenute le acque delle piene, che vengono rilasciate poi lentamente, contribuendo a regolarizzare l'intensità del flusso nelle zone a valle. In questo modo vengono, inoltre, trattenuti o trasformati i nutrienti, le tossine e i sedimenti, migliorando la qualità dell'acqua (Vought *et al.*, 1994).

Per quanto concerne le specie arboree ivi predominanti è frequente la presenza di pioppi che si collocano nella fascia raramente soggetta alle inondazioni e precedono nella successione le specie tipiche delle pianure alluvionali (ANPA, 2000).

Zona riparia
asciutta

La zona riparia asciutta (upland) è caratterizzata da un contenuto di umidità del suolo maggiore di quello del territorio circostante e da eventi di piena molto rari. La vegetazione in queste zone può differire o meno da quella delle zone limitrofe, ma risulta essere, in genere, più

sviluppata.

L'intenso sfruttamento agricolo del territorio che ha portato, nella gran parte dei casi, al disboscamento delle aree ripariali, è la causa principale della riduzione e della frammentazione di questi ambienti nelle nostre pianure alluvionali. La loro qualità risulta oggi fortemente compromessa: è normale, infatti la presenza di specie esotiche in tutti gli ambienti terrestri descritti a causa di interventi umani che hanno prodotto il taglio delle specie arboree originarie.

Stabilizzazione
delle sponde

Sponde facilmente erodibili consentono al corso d'acqua di modificare la propria ampiezza e sinuosità. Sponde stabili, al contrario, permettono di limitare i movimenti del fiume e di stabilizzarne la morfologia.

La stabilizzazione delle sponde attraverso interventi artificiali di canalizzazione o protezione spondale, si è rivelata controproducente sia da un punto di vista funzionale che economico. Questo tipo di interventi tende, infatti, a limitare i movimenti del fiume confinandolo entro argini artificiali e ciò provoca un aumento della velocità della corrente, con il conseguente aumento dell'erosione del fondo e quindi di deposito a valle, aggravando le conseguenze di eventuali piene.

Anche azioni di risagomatura, aventi lo scopo di allargare e approfondire l'alveo per aumentarne la capacità idraulica, riducono in realtà la capacità di trasporto del corso d'acqua, favorendo la sedimentazione nell'alveo. La realizzazione di interventi di questo tipo, oltre a richiedere la distruzione della vegetazione ripariale con conseguenze negative sull'equilibrio dell'intero ecosistema, necessita di lavori di manutenzione costosi per impedire che il fiume riprenda il proprio spazio naturale.

Funzioni
idrologiche della
vegetazione riparia

La vegetazione riparia riveste un ruolo fondamentale nella stabilizzazione delle sponde e nella riduzione della portata. La vegetazione riparia, infatti, agisce sulla stabilità degli argini sia attraverso il loro consolidamento per mezzo degli apparati radicali, sia diminuendo la velocità dell'acqua e quindi la sua forza erosiva.

Una combinazione di diversi tipi di radici è la condizione ottimale per garantire una buona stabilità degli argini. Infatti, le radici legnose hanno dimensioni troppo grosse per esercitare la funzione coesiva sul materiale di sponda e, in assenza di radici più fini, possono avere un'azione destabilizzante. D'altra parte, la presenza di sole specie erbacee non conferisce la forza necessaria a sopportare grossi stress meccanici (ANPA, 2000).

La possibilità di ridurre la portata può rappresentare una funzione importante soprattutto durante forti precipitazioni, quando il rischio di esondazioni è elevato.

La vegetazione riparia, come quella presente lungo il territorio del bacino, contribuisce a limitare l'apporto di acqua all'alveo e ciò avviene attraverso tre meccanismi principali (ib.):

- ◇ attraverso la chioma: la presenza di vegetazione determina la quantità di acqua che raggiunge il suolo, dal momento che la copertura vegetale svolge una funzione di intercettazione dell'acqua piovana a livello di foglie e rami;
- ◇ attraverso le radici: la presenza della vegetazione aumenta la permeabilità del suolo e di conseguenza la capacità di infiltrazione, diminuendo l'apporto di acqua di dilavamento all'alveo. Infatti, quando il suolo non è protetto dalla vegetazione, le particelle più fini del suolo possono venire rimosse dalle gocce di pioggia e ricadere nei pori del terreno, bloccando l'infiltrazione dell'acqua. Quando ciò si verifica l'acqua raggiunge direttamente il corso del fiume scorrendo in superficie e raccogliendo lungo il suo percorso numerosi detriti. Al contrario, la presenza di radici, aumentando la porosità non capillare del suolo, permette all'acqua piovana di penetrare più agevolmente nel terreno e di raggiungere il

letto del fiume più a valle, scorrendo sotto la superficie con velocità e capacità erosive molto minori;

- ◇ attraverso l'evapotraspirazione: l'evapotraspirazione è quel processo comprendente sia la traspirazione delle piante, sia l'evaporazione a livello del suolo. Tanto più è estesa la fascia di vegetazione riparia, tanto maggiore risulta l'evapotraspirazione: grazie ad essa l'acqua rimossa dal sottosuolo contribuisce a mantenere il livello di base del flusso in alveo.

Funzione di buffer zone della vegetazione riparia

La vegetazione del corridoio ripario contribuisce al miglioramento della qualità dell'acqua funzionando da "zona filtro" (buffer zone) tra il fiume ed il territorio circostante.

Questa azione interessa fonti di inquinamento diffuso rappresentate soprattutto dalle acque di scorrimento superficiale (ricche di sedimenti) e da quelle del sottosuolo (ricche di nutrienti ed eventuali sostanze tossiche che provengono da territori agricoli o urbanizzati adiacenti al corso d'acqua). L'azione di filtro si esplica in modi differenti a seconda della sostanza considerata e delle modalità con cui l'acqua attraversa la zona di vegetazione.

Riduzione dei sedimenti

Per quanto attiene i sedimenti, trasportati o depositati da un corso d'acqua, la loro quantità dipende dalla velocità dell'acqua e dai sedimenti disponibili, sedimenti che possono derivare dall'erosione delle sponde e del fondo o dal territorio circostante in seguito ad

esondazioni o forti precipitazioni.

Portando ad una diminuzione della velocità del flusso, la presenza di vegetazione favorisce la deposizione di detriti e stabilizzando gli argini ne diminuisce la disponibilità. Questa azione è particolarmente importante durante gli eventi di piena o di forti precipitazioni, quando l'erosione e il trasporto di detriti verso il corso d'acqua sono più consistenti.

L'intrappolamento dei sedimenti a livello dei corridoi ripari avviene attraverso tre principali meccanismi di rimozione: infiltrazione, deposizione, filtrazione. Questi meccanismi coinvolgono particelle di diversa granulometria: l'infiltrazione interessa particelle di argilla che si infiltrano nel suolo insieme all'acqua mentre la deposizione interessa limo o sabbia che abbandonano il flusso in sospensione quando la velocità dell'acqua diminuisce. Particelle più grosse di suolo o aggregati vengono invece filtrati, il loro flusso è, quindi, bloccato dalla vegetazione stessa.

L'ambiente ripario che meglio svolge questa funzione è quello umido, sopra descritto. I punti di maggior sedimentazione sono le barre nel letto del fiume, gli argini naturali e le depressioni in cui l'acqua resta intrappolata.

Rimozione dei nutrienti

La rimozione dei nutrienti dall'acqua di scorrimento superficiale e sotterraneo è fondamentale per evitare il fenomeno dell'eutrofizzazione.

Il ruolo della vegetazione riparia nel trasformare l'azoto contenuto nelle acque di ruscellamento e della falda superficiale è oggi largamente riconosciuto: numerose esperienze, condotte in questo campo, hanno dimostrato che la concentrazione di nitrati nel flusso d'acqua del sottosuolo decresce quando viene attraversata la zona riparia. Diversi sono i processi coinvolti: sedimentazione, denitrificazione, assimilazione da parte delle piante, trasformazione in ammonio e azoto organico seguiti dalla ritenzione a livello del suolo.

I principali processi attraverso cui avviene la rimozione del fosforo dall'acqua di scorrimento sono la sedimentazione del fosforo in sospensione e l'assorbimento da parte di suolo e piante di quello in soluzione. La vegetazione svolge in questo caso la funzione di rallentare la velocità dell'acqua e permettere la sedimentazione delle particelle a cui può essere legato il fosforo.

Pesticidi

L'uso di pesticidi in agricoltura ha conseguenze negative sulla qualità delle acque, data la loro alta tossicità. Queste sostanze possono raggiungere il corso d'acqua trasportate dal dilavamento superficiale o tramite il sottosuolo. Un'altra via di trasporto è rappresentata dall'aria quando i pesticidi vengono applicati attraverso getti spray, che possono arrivare direttamente al corso d'acqua. In questo caso la vegetazione sembra funzionare da barriera fisica al passaggio dei pesticidi ma il suo effetto è limitato in caso di forte vento o durante il periodo invernale per specie decidue.

In realtà poco si conosce circa le modalità con cui la vegetazione agisce nel trattenere queste sostanze, anche perché poco si conosce delle proprietà chimiche dei pesticidi stessi e quindi del loro comportamento.

Funzione di habitat
per le comunità
animali

La fascia di vegetazione riparia costituisce un habitat ideale per specie acquatiche e terrestri, contribuendo in vari modi al loro sostentamento.

È sempre più evidente il ruolo chiave che questi ecosistemi rivestono nella conservazione della biodiversità, poiché costituiscono un mosaico complesso di comunità differenti per specie e struttura che permette ad un'ampia varietà di organismi di coesistere. La vegetazione in questo senso fornisce nutrimento, migliora la qualità dell'habitat acquatico ed è, essa stessa, habitat per la fauna terrestre e corridoio ecologico.

L'Indice di
Funzionalità
Fluviale (I.F.F.)

Nella storia dell'idrobiologia i criteri di valutazione di un corso d'acqua sono stati spesso costruiti individuando singoli aspetti dell'ecosistema acquatico su cui volgere l'attenzione e cercando di ottenere un modello di valutazione sulla base di un ristretto numero di variabili. L'Indice di Funzionalità Fluviale, a differenza dei numerosi metodi di valutazione della qualità delle acque correnti, tenta di descrivere e valutare la funzionalità dell'intero ecosistema fluviale, prendendo in considerazione un'ampia gamma di informazioni riguardanti sia il corso d'acqua che il territorio circostante (ANPA, 2000). Dall'esame della goccia d'acqua prelevata in un dato istante si è passati a considerare l'intero ambiente fluviale, dove, elementi come la funzione tampone della vegetazione riparia, la capacità autodepurativa delle acque, la struttura delle rive e dell'alveo e le caratteristiche biologiche influiscono direttamente sulla qualità dell'ambiente e sono, di conseguenza, parte integrante del quadro valutativo.

RCE-I

L'Indice di Funzionalità Fluviale deriva dall'RCE-I (Riparian Channel Environmental Inventory). Tale metodo, ideato da R.C. Petersen dell'Istituto di Limnologia dell'Università di Lund (Svezia) e pubblicato nel 1992, presentava una scheda costituita da 16 domande, con 4 risposte predefinite per ognuna di esse (Petersen, 1992). Scopo primario della metodica era la raccolta delle informazioni relative alle principali caratteristiche ecologiche del corso d'acqua, al fine di redigere un inventario dello stato degli alvei e delle fasce riparie dei fiumi svedesi. In tale ambito di utilizzo l'espressione di valutazioni ambientali, pur ricavabili dai punteggi attribuiti alle singole caratteristiche, rappresentava più un "sottoprodotto" che un esplicito obiettivo dell'indagine.

Obiettivi dell'IFF

L'obiettivo principale dell'IFF consiste, invece, nella valutazione dello stato complessivo dell'ambiente fluviale e della sua funzionalità, intesa come risultato della sinergia e dell'integrazione di un'importante serie di fattori biotici ed abiotici presenti nell'ecosistema acquatico ed in quello terrestre ad esso collegato (ANPA, 2000).

Attraverso la descrizione di parametri morfologici, strutturali e biotici dell'ecosistema, interpretati alla luce dei principi dell'ecologia fluviale, vengono rilevati la funzione ad essi associata nonché l'eventuale grado di allontanamento dalla condizione di massima funzionalità al fine della compilazione di una scheda, della definizione dell'indice (tabella 5) e della sua conversione in 5 livelli di funzionalità (tabella 6).

Applicazione
dell'IFF

In effetti l'applicazione dell'IFF non richiede strumenti sofisticati, anzi, ad una lettura superficiale, può perfino apparire semplice ed alla portata anche di personale non esperto. È doveroso tuttavia sottolineare che la scheda IFF è tutt'altro che un questionario che può essere compilato da chiunque: è una guida ad una vera e propria indagine ecologica, nella quale la competenza degli operatori è un requisito fondamentale e irrinunciabile. Dietro all'apparente semplicità si cela, infatti, un vasto patrimonio conoscitivo sull'ecologia fluviale, senza il cui supporto è inevitabile incappare in errori grossolani. L'assenza di strumentazione, pertanto, lungi dallo svilire il metodo di indagine, rappresenta un esplicito riconoscimento al primato della cultura e della conoscenza sulla tecnologia.

Tabella 5. Scheda dell'Indice di Funzionalità Fluviale (ANPA, 2000)

SCHEDA I.F.F.				
Bacino:		Corso d'acqua:		
Località:		tratto (m):		
larghezza alveo di morbida (m):		quota (m):		
data :	scheda N°:	foto N°:	Codice:	
		Sponda	Sx	Dx
1) Stato del territorio circostante				
a)	Coperto da foreste e boschi	25		25
b)	Prati, pascoli, boschi, pochi arativi ed incolti	20		20
c)	Colture stagionali in prevalenza e/o arativi misti e/o colture permanenti; urbanizzazione rada	5		5
d)	Aree urbanizzate	1		1
2) Vegetazione presente nella fascia perifluviale primaria				
a)	Presenza di formazioni arboree riparie	30		30
b)	Presenza di formazioni arbustive riparie (saliceti arbustivi) e/o canneto	25		25
c)	Presenza di formazioni arboree non riparie	10		10
d)	Costituita da specie arbustive non riparie o erbacea o assente	1		1
2bis) Vegetazione presente nella fascia perifluviale secondaria				
a)	Presenza di formazioni arboree riparie	20		20
b)	Presenza di formazioni arbustive riparie (saliceti arbustivi) e/o canneto	15		15
c)	Presenza di formazioni arboree non riparie	5		5
d)	Costituita da specie arbustive non riparie o erbacea o assente	1		1
3) Ampiezza della fascia di vegetazione perifluviale arborea ed arbustiva				
a)	Fascia di vegetazione perifluviale > 30 m	20		20
b)	Fascia di vegetazione perifluviale 5-30 m	15		15
c)	Fascia di vegetazione perifluviale 1-5 m	5		5
d)	Fascia di vegetazione perifluviale assente	1		1
4) Continuità della fascia di vegetazione perifluviale arborea ed arbustiva				
a)	Senza interruzioni	20		20
b)	Con interruzioni	10		10
c)	Interruzioni frequenti o solo erbacea continua e consolidata	5		5
d)	Suolo nudo o vegetazione erbacea rada	1		1
5) Condizioni idriche dell'alveo				
a)	Larghezza dell'alveo di morbida inferiore al triplo dell'alveo bagnato		20	
b)	Alveo di morbida maggiore del triplo dell'alveo bagnato con fluttuazioni di portata a ritorno stagionale		15	
c)	Alveo di morbida maggiore del triplo dell'alveo bagnato con fluttuazioni di portata frequenti		5	
d)	Alveo bagnato molto ridotto o quasi inesistente (o impermeabilizzazioni del fondo)		1	
6) Conformazione delle rive				
a)	Con vegetazione arborea e/o massi	25		25
b)	Con erbe e arbusti	15		15
c)	Con sottile strato erboso	5		5
d)	Rive nude	1		1
7) Strutture di ritenzione degli apporti trofici				
a)	Alveo con grossi massi e/o vecchi tronchi stabilmente incassati o presenza di fasce di canneto o idrofite		25	
b)	Massi e/o rami presenti con deposito di sedimento, o canneto, o idrofite rade e poco estese		15	
c)	Strutture di ritenzione libere e mobili con le piene o assenza di canneto o idrofite		5	
d)	Alveo di sedimenti sabbiosi privo di alghe o sagomature artificiali lisce a corrente uniforme		1	

8) Erosione			
a)	Poco evidente e non rilevante	20	20
b)	Solamente nelle curve e/o nelle strettoie	15	15
c)	Frequente con scavo delle rive e delle radici	5	5
d)	Molto evidente con rive scavate e franate o presenza di interventi artificiali	1	1
9) Sezione trasversale			
a)	Naturale	15	
b)	Naturale con lievi interventi artificiali	10	
c)	Artificiale con qualche elemento naturale	5	
d)	Artificiale	1	
10) struttura del fondo dell'alveo			
a)	Diversificato e stabile	25	
b)	A tratti mobile	15	
c)	Facilmente mobile	5	
d)	Artificiale o cementato	1	
11) Raschi, pozze o meandri			
a)	Ben distinti, ricorrenti	25	
b)	Presenti a distanze diverse e con successione irregolare	20	
c)	Lunghe pozze che separano corti raschi o viceversa, pochi meandri	5	
d)	Meandri, raschi e pozze assenti, percorso raddrizzato	1	
12) Componente vegetale in alveo bagnato in acque a flusso turbolento			
a)	Periphyton rilevabile solo al tatto e scarsa copertura di macrofite	15	
b)	Periphyton scarsamente sviluppato e copertura macrofita limitata	10	
c)	Periphyton discreto o scarsamente sviluppato con elevata copertura di macrofite	5	
d)	Periphyton spesso o discreto con elevata copertura di macrofite	1	
12 bis) Componente vegetale in alveo bagnato in acque a flusso laminare			
a)	Periphyton scarsamente sviluppato e scarsa copertura di macrofite tolleranti	15	
b)	Periphyton discreto con scarsa copertura di macrofite tolleranti o scarsamente sviluppato con limitata copertura di macrofite tolleranti	10	
c)	Periphyton discreto o scarsamente sviluppato con significativa copertura di macrofite tolleranti	5	
d)	Periphyton spesso e/o elevata copertura di macrofite tolleranti	1	
13) Detrito			
a)	Frammenti vegetali riconoscibili e fibrosi	15	
b)	Frammenti vegetali fibrosi e polposi	10	
c)	Frammenti polposi	5	
d)	Detrito anaerobico	1	
14) Comunità macrobentonica			
a)	Ben strutturata e diversificata, adeguata alla tipologia fluviale	20	
b)	Sufficientemente diversificata ma con struttura alterata rispetto a quanto atteso	10	
c)	Poco equilibrata e diversificata con prevalenza di taxa tolleranti all'inquinamento	5	
d)	Assenza di una comunità strutturata, presenza di pochi taxa tutti piuttosto tolleranti all'inquinamento	1	

Tabella 6. Conversione dell'I.F.F. in livelli di funzionalità, giudizio e relativo colore di riferimento (ANPA, 2000)

Valore di I.F.F.	Livello di funzionalità	Giudizio di funzionalità	Colore
261 - 300	I	ottimo	blu
251 - 260	I-II	ottimo-buono	blu-verde
201-250	II	buono	verde
181 - 200	II-III	buono-mediocre	verde-giallo
121 - 180	III	mediocre	giallo
101 - 120	III-IV	mediocre-scadente	giallo-arancio
61 - 100	IV	scadente	arancio
51 - 60	IV-V	scadente-pessimo	arancio-rosso
14 - 50	V	pessimo	rosso

Limiti del metodo

È infine opportuna una riflessione metodologica. Sebbene l'insieme delle domande prese in considerazione dalla scheda IFF e l'articolazione delle risposte siano state studiate per valutare la funzionalità di tutti i comparti dell'ambiente fluviale, è necessaria una consapevolezza anche dei limiti del metodo stesso: l'IFF si presta infatti ad essere considerato con sufficienza da quella parte di mondo accademico che, abituato ad indagini approfondite, laboriose e costose condotte da gruppi di specialisti, inorridisce di fronte ad ogni semplificazione. È perciò essenziale chiarire la distinzione tra indagini a scopo di ricerca ecologica e l'uso di indici semplificati per il controllo ambientale. Il vero quesito da porsi non è infatti se un metodo sia più o meno semplificato o approfondito, ma se sia adeguato agli scopi che si prefigge.

I metodi più approfonditi, corredati da indagini specialistiche su ogni componente biologica ed ambientale, possono spesso essere adeguati a scopi di ricerca scientifica, ma per ora del tutto inadeguati a scopi di tutela diffusa dei corsi d'acqua, poiché i tempi e le risorse economiche ed umane da essi richiesti ne rendono impraticabile l'adozione su scala nazionale: possono dunque soddisfare desideri di raffinatezza delle conoscenze, ma condurci a ritrovarci domani senza più fiumi in condizioni decorose (ANPA, 2000).

Bibliografia

- AA.VV. (1999), Uso del suolo come difesa e risorsa nell'economia post-industriale, Convegno nazionale, 12-13 febbraio 1999, Napoli;
- AA.VV. (2002), Uso del suolo come difesa, Rapporto di sintesi, Istituto Nazionale per la Ricerca Scientifica e Tecnologica sulla Montagna, dicembre 2002, Roma;
- ANPA (2000), Manuale applicativo dell'Indice di Funzionalità Fluviale (I.F.F.), ANPA, Roma;
- ANPA (2001), Primo rapporto SINAnet sulle acque, ANPA, Roma;
- ARPAT (1997), Verso la relazione sullo stato dell'ambiente, stima delle pressioni ambientali nelle province della Toscana, Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale della Toscana, Firenze;
- Bevilacqua P. (2002), La mucca è savia. Le ragioni storiche della crisi alimentare europea, Donzelli, Roma;
- Bollini G. (1989), "Il bacino idrografico: un approccio ecosistemico alla pianificazione territoriale", Il bacino idrografico come unità di analisi ecologica, Comitato per la difesa del fiume Ledra e del suo ambiente, Udine, pp. 35-49;
- Borin M., Marchetti C. (1997), "Sistemi di depurazione delle acque basati sull'uso della vegetazione macrofita", Ambiente Risorse e Salute, 55, pp. 7-13;
- Bucca M., Siligardi M., Mancini L. (2002), "La vegetazione riparia come zona tampone per il contenimento dell'inquinamento diffuso", Biologia Ambientale, 16, n.1, 2002, pp. 23-28;
- Cannata P.G. (1994), Governo dei bacini idrografici, strumenti tecnici e pianificatori, ETAS, Milano;

Crouzet P. (2000), Calculation of Nutrient Surpluses from Agricultural Sources, EEA, Copenhagen;

EINECS (2002), Public Availability of Data on EU High Production Volume Chemicals www.einecs.com;

EPA (2001), Techniques for Tracking, Evaluating, and Reporting the Implementation of Non-point Source Control Measures, EPA, USA, Washington, D.C.;

Franco D. (1997), "Le zone tampone boscate per il controllo dell'inquinamento diffuso", *Ambiente Risorse e Salute*, 57, pp. 19-23;

Garuti G. (2001), "Sistemi naturali e sostenibili per il trattamento delle acque urbane di run-off", atti del convegno: Nuovi orientamenti per il ciclo delle acque, Venezia, 12 ottobre 2001;

Ghetti P.F. (1986), Manuale di applicazione - I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua - Indice biotico E.B.I. modif. Ghetti. 1986, Provincia Autonoma di Trento, Stazione Sperimentale di Agraria Forestale, Servizio Protezione Ambiente, Trento;

Ghetti P.F. (1995), "Indice Biotico Esteso (I.B.E.)", *Notiziario dei Metodi Analitici*, IRSA – CNR, Roma;

Ghetti P.F. (1997), Manuale di applicazione Indice Biotico esteso (I.B.E.) – I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti, Provincia Autonoma di Trento, Trento;

Giller P.S., Malmqvist B. (1998), *The Biology of Stream and Rivers*, Oxford University Press, UK;

Haycock N.E., Pinay G., Walker C. (1993), "Nitrogen Retention in River Corridors: European Perspective", *Ambio*, 22, pp. 340-346;

ISTAT (1997), *Statistiche dell'agricoltura*, Istituto Nazionale di Statistica, Roma;

ISTAT (2000), *Annuario statistico italiano*, Istituto Nazionale di Statistica, Roma;

Jenson S.K., Domingue J.O. (1988), "Extracting Topographic Structure from Digital Elevation Data for Geographic Information System Analysis", in *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, Vol. 54, N° 11;

Karr J.R., Dudley D. (1981), "Ecological perspectives on water quality goals", *Environmental Management*, n° 5, pp. 55-68;

Karr J.R. (1994), "Biological monitoring: challenges for the future", in: Loeb S.L., Space A., *Biological Monitoring of aquatic systems*, Lewis Publisher;

OECD (1997), *Better Understand our Cities, The Role of Urban Indicators*, OECD, Paris;

Palermo P.C. (1992), *Interpretazioni dell'analisi urbanistica*, F. Angeli, Milano;

Petersen Jr. R.C. (1992), "The RCE: A Riparian, Channel, and Environmental Inventory for small streams in the agricultural landscape", *Freshwater Biology*, vol. 27, n° 2, pp. 295-306;

Reho M. (2000), "Verso l'implementazione del concetto di sostenibilità", in: *Valutazione e decisione per lo sviluppo sostenibile*, a cura di M. Reho, Franco Angeli, Milano;

Roberts C.R. (1989), "Flood Frequency and Urban-Induced Channel Change: Some British Examples", in: *Floods, Hydrological, Sedimentological and Geomorphological Implications*, Beven and Carling, London;

Sansoni G. (1989), "Sistemazione idraulica dei corsi d'acqua: l'impatto biologico", in *Il bacino idrografico come unità di analisi ecologica*, Comitato per la difesa del fiume Ledra e del suo ambiente, Udine, pp. 51-70;

Siligardi M. (1997), "Ecologia del paesaggio e sistemi fluviali", *Esercizi di ecologia del paesaggio*, a cura di Ingegnoli V., Città Studi Edizioni, Torino;

United Nations (1992), *Earth Summit, The Rio Declaration – Agenda 21*, Rio de Janeiro;

Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E. (1980) "The River Continuum Concept", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 37, pp. 130-137;

Vought L.B., Dahl J., Pedersen C.L., Lacoursiere J.O. (1994), "Nutrient retention in riparian ecotones", *Ambio*, 23(6), pp. 342-348.