

Raggiungimento degli obiettivi di qualità nei corsi d'acqua

Corrado CENCETTI (a), Massimo GUIDI (b), Angiolo MARTINELLI (c) e Giuseppe PATRIZI (d)

(a) Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Università degli Studi, Perugia

(b) Istituto di Geoscienze e Georisorse, Consiglio Nazionale delle Ricerche, Pisa

(c) Agenzia per la Protezione Ambientale Umbria, Perugia

(d) SERVIN-C, Ravenna

Riassunto. - Obiettivo dell'articolo è tracciare un quadro di relazioni esistenti tra fattori ambientali ed alcuni impatti generati dall'attività antropica, al fine di delineare percorsi di recupero della qualità ambientale dei corpi idrici, che hanno tra gli indicatori di risultato anche i parametri biologici previsti dalla normativa nazionale e dalle direttive comunitarie. Si evidenzia l'importanza dell'equilibrio morfologico e della corretta conoscenza dei processi che regolano la dinamica fluviale, quale fattore di base delle condizioni di funzionalità di un ecosistema che va al di là dell'alveo bagnato. Si descrivono i processi di valutazione statistica dei dati di qualità delle acque e le modalità di applicazione e validazione di modelli matematici, applicabili alle realtà del nostro territorio.

Parole chiave: fiumi, stato ambientale, risanamento, morfologia fluviale.

Summary (*Achieving quality targets of water bodies*). - Target of this paper is to draw the relationship between environmental factors and some impacts due to human activity, in order to outline environmental quality restoring strategies for water bodies, which include among result indicators also biological parameters expected for Italian regulation and European directives. Morphologic equilibrium and correct knowledge of processes regulating fluvial dynamic, as basic factor of ecosystem functionality condition, are highlighted. Statistic evaluation processes of water quality data and implementation and validation of mathematical models are described.

Key words: rivers, environmental state, water quality restoration, fluvial morphology.

Premessa, stato dell'arte, obiettivi

La crescita della sensibilità ambientale, tanto a livello di opinione pubblica che dei decisori, ha portato al centro dell'attenzione gli elementi di qualità ambientale come fattore di sviluppo sociale e di qualità della vita: fiumi e laghi stanno riacquistando l'antica importanza, dopo essere stati trattati per decenni dalla società moderna come fogna e ricettacolo di rifiuti.

Essi possono essere considerati come il termometro della società attuale, come l'indicatore dello stato di salute dell'ecosistema terra, ed è su questa linea che si è sviluppata la direttiva comunitaria sulle acque (Water Framework Directive, Direttiva 2000/60 EC).

L'indirizzo comunitario è stato gradualmente fatto proprio anche dalle normative nazionali che negli anni hanno sostituito le prime leggi nate per limitare i danni provocati da un uso irrazionale delle acque e del territorio: dalla limitazione sugli scarichi si è passati alla compatibilità ambientale degli stessi, dai piani di risanamento si è arrivati ai piani di tutela, dalle

concessioni idriche "senza limiti" si sta giungendo al rispetto dei bilanci idrici e del deflusso minimo vitale.

La gestione della problematica in Italia soffre di cronici ritardi, dal recepimento delle direttive comunitarie, alla lenta integrazione delle componenti ambientali (DL.vo 152/99) con quelle di difesa del suolo (L 183/89) e di gestione dei servizi idrici integrati (L 36/94).

I fiumi possono essere considerati un indicatore di equilibrio della nostra società.

Si pensi agli elementi di natura fisica, quali le portate in alveo, i fenomeni di modificazione degli alvei (conseguenti ai processi di erosione, sedimentazione e trasporto) ed all'intervento diretto dell'uomo, con opere infrastrutturali e sistemazioni idrauliche (briglie, sistemazioni spondali, ponti, derivazioni, arginature, ecc.).

L'appropriazione degli spazi fluviali ha rotto gli equilibri, comportando non solo rischio da inondazione: gli impatti indotti dalle modificazioni del sistema idrografico e del "sistema fiume" si risentono anche nel suo regime ordinario e di magra.

Erosione e trasporto condizionano sia le modificazioni del substrato e la sua natura che i fattori di torbidità delle acque, la presenza di particelle di sedimento, organiche e inorganiche, in sospensione, il persistere degli inquinanti.

La modifica degli alvei per l'intervento umano stravolge i rapporti tra substrato roccioso, barre mobili e depositi fini, incidendo direttamente sulla presenza delle faune. Allo stesso modo l'interazione acqua-sedimento diventa importante non solo per il possibile accumulo di sostanze tossiche per le comunità acquatiche, ma per la stessa natura delle condizioni di equilibrio tra le due matrici e dei fattori che le controllano.

Valutare le condizioni di qualità del corpo idrico nel tempo e nello spazio (lungo l'asta fluviale), individuando i fattori essenziali che ne determinano il buono o cattivo stato e le relazioni che esistono tra essi ed i restanti parametri comunemente utilizzati nel monitoraggio ambientale, diventa elemento essenziale per poter avviare le possibili azioni di risanamento, azioni che non possono prescindere dal considerare l'impatto su tutto il territorio circostante.

Ma non tutto è realizzabile subito, né si possono cambiare comportamenti e infrastrutture inidonee dall'oggi al domani.

Questo è il compromesso che si deve accettare per invertire la rotta, avviare il processo di riconversione e di recupero di condizioni accettabili dal punto di vista ambientale.

E per farlo è necessario sviluppare un'analisi che rafforzi le priorità e le misure più significative, che non sia soggetta a facili contestazioni o all'arbitrio: è necessaria una modellazione concettuale, prima, e numerica, poi, degli scenari attuali e di quelli corrispondenti agli obiettivi ambientali richiesti.

Forse questo è solo un passaggio intermedio, frutto di una società tecnologica non più in grado di leggere le risposte che l'ambiente stesso fornisce; forse non ci sono altre prospettive future, anche se si prevedono approcci partecipativi e la condivisione dei percorsi con tutti i soggetti sociali presenti (Art. 14 della Direttiva 2000/60 EC).

Lo stream corridor e il livello di "conoscenza"

Il fiume è un sistema complesso, costituito dall'alveo, dalla sua pianura alluvionale (ove presente) e dalla fascia di pertinenza fluviale, intesa come l'area, più o meno estesa, a seconda delle condizioni morfoclimatiche, in cui il fiume fa risentire la sua influenza, sia dal punto di vista fisico che biotico (*stream corridor*).

Il sistema fluviale è sicuramente una risorsa, ma può rappresentare anche una minaccia per l'ambiente che lo circonda e per le attività umane, se "gestito" in maniera non corretta.

Una corretta "gestione" del corso d'acqua non può prescindere da un sufficiente livello di conoscenza dei processi che regolano la dinamica fluviale cioè del "comportamento" del sistema in risposta a certi tipi di *input* naturali e/o artificiali. Tali processi, che si manifestano in uno *stream corridor* tramite i fenomeni di erosione, trasporto e sedimentazione, definiscono la tendenza evolutiva del sistema fluviale, naturale e/o indotta da interventi antropici.

I caratteri idraulici (regime, portata, velocità della corrente), morfologici (canale, sponde, sequenze di *riffles* e *pools*) e sedimentari (barre, granulometria dei sedimenti) di un sistema fluviale rappresentano un elemento importante di questo processo di conoscenza [1].

Essi sono il frutto della storia del sistema, cioè dei processi morfologici ed idraulici che hanno agito in passato e di quelli che agiscono tuttora nel sistema stesso.

Ne consegue che conoscere la storia del sistema è un elemento importante per la possibilità di prevedere la sua tendenza evolutiva e le reazioni del sistema ad ogni tipo di intervento.

La scala di studio

Lo studio dei processi e dei fenomeni che governano la dinamica fluviale può essere inquadrato in tre diverse scale spazio-temporali [2]:

- la *piccola scala* il cui ambito di studio è l'intero bacino idrografico, dove le variazioni avvengono in tempi geologici e riguardano gli aspetti climatici e morfotettonici quali, ad esempio, l'evoluzione della rete idrografica;

- la *media scala* il cui ambito di studio è il sistema alveo-pianura alluvionale, dove le variazioni avvengono in tempi storici e riguardano gli aspetti morfologici dell'alveo quali, ad esempio, il cambiamento del tracciato, della sinuosità, della pendenza, ecc.;

- la *grande scala* il cui ambito di studio sono le parti costituenti l'alveo, dove le variazioni avvengono in tempo reale e riguardano i corpi sedimentari, le sponde, la variabilità delle portate solide e liquide, che variano in seguito ad eventi particolarmente intensi ed improvvisi. È a questa scala che le modificazioni sono più rapide e, quindi, più perturbanti per l'ambiente fisico e biotico: se tali modificazioni interagiscono negativamente con le attività economico-produttive e con gli insediamenti urbani, esse diventano elementi di rischio geologico-idraulico.

L'equilibrio del sistema

L' "equazione di Lane" [3] ($Q_s \times D_{50} \propto Q_w \times S$, con Q_s = portata solida; D_{50} = diametro medio dei sedimenti d'alveo; Q_w = portata liquida; S = pendenza

del canale) rappresenta un primo approccio, anche se parziale e semplicemente di tipo qualitativo, nel definire i rapporti esistenti tra la portata solida di un corso d'acqua, in termini di massa trasportata e di granulometria dei sedimenti, e le caratteristiche idrauliche (portata liquida) e morfologiche di un corso d'acqua (tra cui la pendenza del profilo longitudinale è sicuramente l'elemento principale). La tendenza alla sedimentazione (*aggradation*) o all'erosione (*degradation*) in un corso d'acqua deriva dalla modifica anche di uno solo tra questi parametri rispetto ad una condizione di equilibrio, a cui il fiume sicuramente tende, "aggiustando" i suoi parametri in funzione di questo ipotetico traguardo.

Qualsiasi fenomeno naturale, come un evento di piena, o antropico (ad es. la costruzione di un'opera trasversale o di difesa spondale, la rettificazione di un alveo o la diminuzione di larghezza dell'alveo pieno) comportano una "reazione" da parte del corso d'acqua che sarà necessario tenere in considerazione per valutare gli effetti, accettabili o meno, indotti nel sistema.

Di questo, in passato, si è tenuto poco conto nella gestione dei corsi d'acqua: lo sfruttamento della risorsa fiume non è stato accompagnato da una corretta valutazione delle possibili, inevitabili reazioni prodotte dal sistema.

Segnali di sofferenza nei corsi d'acqua italiani

I corsi d'acqua italiani hanno sofferto l'intervento dell'uomo, reagendo in maniera troppo spesso definita "inaspettata". Le "catastrofi naturali" prodotte dai corsi d'acqua, con quel senso di ineluttabilità insito in tale termine, si sarebbero potute evitare se solo si fosse raggiunto quel livello di conoscenza dei processi che regolano la dinamica fluviale, in base ai quali è invece perfettamente prevedibile il comportamento di un corso d'acqua rispetto agli interventi prodotti dall'uomo nel sistema.

Di seguito sono indicate le tipologie principali di attività antropica che hanno prodotto in passato, nei corsi d'acqua italiani, una decisa modifica delle tendenze evolutive naturali del sistema. Queste ultime, ad esempio per l'Italia centrale, possono essere dedotte analizzando i documenti cartografici storici del XVIII e XIX secolo (i vari "Catasti", dal Lorenese al Gregoriano [2, 4]) dai quali, in assenza di significativi interventi idraulici e di sistemazione d'alveo, emergono condizioni di naturalità dei corsi d'acqua sicuramente diverse da quelle attuali.

Le conseguenze di un errato sfruttamento della risorsa fiume, di interventi idraulici e di discutibili "sistemazioni" degli alvei fluviali, perpetrati fino a pochi decenni fa (e tuttora in atto) sono oggi sotto gli occhi di tutti.

L'attività estrattiva

Negli anni '50 e '60 i corsi d'acqua italiani sono stati letteralmente saccheggianti del loro carico solido per opera dell'attività estrattiva. È sufficiente pensare alle grandi vie di comunicazione (strade ed autostrade, ferrovie) costruite in quegli anni, che corrono quasi tutte in rilevato. È superfluo sottolineare da dove sono stati estratti i milioni di metri cubi di inerti necessari alla loro realizzazione. Quando ci si è accorti, negli anni '80, dei danni che l'attività estrattiva di inerti dagli alvei fluviali ha prodotto, il danno era ormai consumato.

La reazione dei sistemi fluviali, neanche a dirlo, è stata quella di un inevitabile deficit di trasporto solido che ha innescato seri problemi di erosione verticale nella quasi totalità dei corsi d'acqua interessati.

Ne sono un esempio ormai "classico" i due maggiori fiumi dell'Italia centrale, l'Arno e il Tevere [5-8], l'alveo dei quali ha subito un livello di approfondimento pauroso che ha toccato punte abbondantemente al di sopra dei 10 metri in alcuni tratti del Valdarno, rispetto alla situazione presente nel XIX secolo. Anche la rete idrografica del Po ha subito la stessa sorte [9, 10].

È facile anche immaginare le conseguenze dirette ed indirette di tale processo: dall'instabilità delle sponde fluviali, allo scalzamento delle pile dei ponti e dei tralicci costruiti in alveo, al transito delle onde di piena senza che le aree di pianura alluvionale possano funzionare da casse di espansione naturali, all'incisione del *bedrock* argilloso situato alla base dei depositi alluvionali, con inevitabili conseguenze sull'equilibrio dei rapporti falda-fiume ecc.; questo è il caso del Tevere e di molti dei suoi affluenti [5-11].

Le sistemazioni d'alveo

Il problema è che l'attività estrattiva, in forma più o meno legalizzata, sta continuando tuttora, anche se in forma meno evidente: si pensi, per esempio, ai milioni di metri cubi di inerti annualmente estratti dagli alvei fluviali sotto le mentite spoglie di una "sistemazione fluviale" che spesso consiste semplicemente nella rimozione dei corpi sedimentari, le barre, definite come elementi che ostacolano il regolare deflusso delle acque fluviali e, come tali, semplicemente da asportare. Le stesse vengono spesso definite "sovralluvioni" come se non fossero alluvioni vere e proprie ma solamente un'eccedenza da eliminare per il buon funzionamento idraulico di un corso d'acqua.

Senza contare le sistemazioni intese come interventi di regimazione delle acque fluviali: rettifiche, fino a veri e propri tagli di meandro, inalveamenti, con riduzione sensibile della larghezza dell'alveo pieno. È inevitabile, in conseguenza di tali interventi, un aumento della

capacità erosiva della corrente, strettamente dipendente dall'aumento della velocità ottenuto, che ha provocato, in maniera sinergica con l'attività estrattiva, un approfondimento degli alvei fluviali.

Le opere trasversali

Il deficit sedimentario, diretta conseguenza delle attività e degli interventi appena discussi, è stato accentuato tramite la realizzazione di dighe, briglie e traverse che costituiscono, tutt'oggi, delle vere e proprie trappole sedimentarie, capaci di esacerbare le situazioni di scarso trasporto solido nei tratti a valle delle opere stesse. A ciò si aggiunge il fatto che, spesso, il materiale con cui viene realizzato il rilevato dello sbarramento, è tranquillamente estratto dall'alveo interessato. A fronte degli indubbi benefici, rappresentati dalla possibilità di stoccaggio d'acqua per fini idropotabili, agricoli ed idroelettrici, nonché dall'effetto di laminazione delle piene, va considerato anche il rovescio della medaglia: non è un caso che il mancato ripascimento dei litorali italiani trovi una delle cause principali proprio nel mancato apporto solido da parte dei corsi d'acqua, il cui materiale rimane intrappolato dagli sbarramenti.

Ne consegue che una diga, per quanto utile, non può essere realizzata sempre, dovunque e comunque.

Le stesse considerazioni valgono per opere minori, quali le briglie.

Le alluvioni degli anni '50 e '60 (è sufficiente citare quella del Polesine del 1951 e quella di Firenze del 1966) sono state un'enorme cassa di risonanza ed hanno prodotto, per certi aspetti, danni maggiori di quelli che si sono avuti, effettivamente, durante i singoli eventi: dopo tali catastrofi, non c'è quasi stato corso d'acqua che non sia stato interessato da interventi idraulici di imbrigliamento delle acque, con effetti devastanti dal punto di vista del deficit di trasporto solido conseguente.

Anche le briglie, come le dighe, per quanto opere minori, vanno realizzate solo quando e se è necessario.

L'urbanizzazione selvaggia

Lo sviluppo socio-economico del dopoguerra in Italia ha prodotto i suoi effetti da "rovescio della medaglia" anche in termini di urbanizzazione selvaggia: le grandi pianure alluvionali sono state letteralmente prese d'assalto, quali aree in cui è stata, per ovvi motivi di ordine strutturale e logistico, concentrata l'attività economica e produttiva, senza tuttavia tenere assolutamente in conto le esigenze del sistema fluviale. La conseguenza più ovvia è stata un aumento vertiginoso della vulnerabilità territoriale, con intere aree di espansione delle nostre "città fluviali"

realizzate in prossimità dei corsi d'acqua, all'interno delle aree golenali e, in generale, delle aree di pertinenza fluviale. A ciò si è aggiunta l'impermeabilizzazione di intere aree un tempo destinate ad uso agricolo (strade, piazzali, parcheggi) che hanno aumentato la capacità di ruscellamento delle acque meteoriche, diminuendo la capacità di infiltrazione delle stesse, e diminuendo sensibilmente i tempi di corrvazione, con l'effetto di aumentare le portate al colmo durante eventi di piena e rendere "catastrofici" eventi meteorici che sicuramente in passato non lo erano (Fig. 1).

Le conseguenze sull'habitat fluviale

Naturalmente tutto ciò non ha avuto solo l'effetto di stravolgere l'ambiente fisico, ma anche quello di modificare sensibilmente l'habitat naturale delle comunità biotiche.

La riduzione della larghezza dell'alveo pieno, l'invalveamento artificiale del corso d'acqua, uniti al conseguente aumento di velocità della corrente fluviale ed al deficit di trasporto solido, non possono che determinare effetti a catena: una variazione della granulometria dei sedimenti d'alveo, che diventano più grossolani (a meno che non siano anch'essi erosi completamente, mettendo a nudo il substrato roccioso); la completa distruzione delle

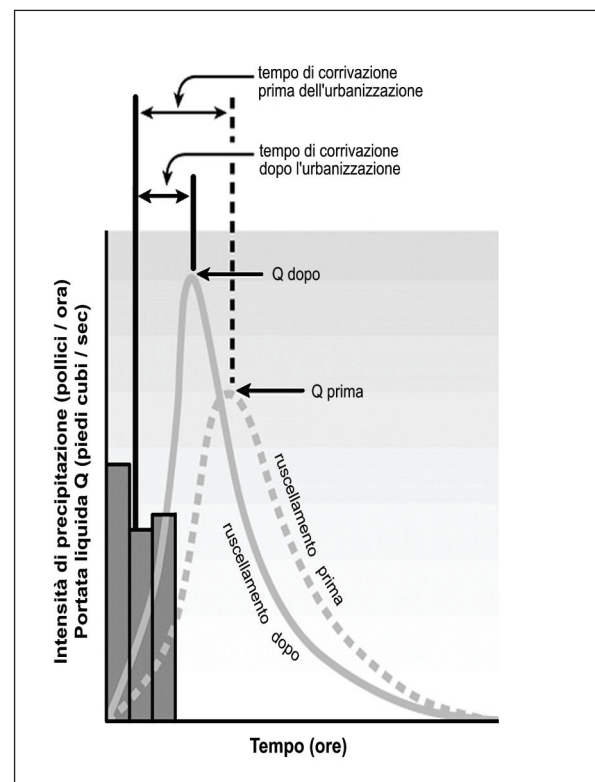


Fig. 1. - L'effetto dell'urbanizzazione ha prodotto una variazione del regime delle portate, con netto aumento dei valori registrati al colmo. (Modificata da [21]).

sequenze di riffles e pools; la scomparsa, o quanto meno la drastica riduzione, dei corpi sedimentari. Tutto questo non può che incidere pesantemente sulla potenziale presenza di specie bentoniche.

Anche l'alterazione del regime delle portate ha un suo effetto sulla modificazione dell'*habitat*, sia in termini di assenza di eventi di piena (laddove il corso d'acqua è completamente regimato ed interessato da opere trasversali di laminazione delle portate di piena) che, al contrario in assenza di opere di regimazione, in termini di aumento della frequenza degli eventi di piena, dove invece l'approfondimento della sezione fluviale determina il transito delle portate al colmo e la funzionalità delle casse di espansione naturali viene meno.

L'effetto più eclatante resta comunque l'interruzione del *continuum* fluviale operato dagli sbarramenti in asta: sono rari i casi in cui c'è stata l'accortezza di realizzare una rampa laterale per consentire, quanto meno, il superamento dell'ostacolo da parte degli organismi più mobili, pesci in particolare.

Non meno significativi restano comunque i danni prodotti dall'erosione di sponda, dai crolli, dalla modifica degli equilibri di deposizione e trasporto/rimobilizzazione delle diverse frazioni dei sedimenti.

Valutazione della qualità delle acque fluenti

Le valutazioni ambientali richiedono talora di analizzare le condizioni di qualità del corpo idrico nel tempo e nello spazio (lungo l'asta fluviale), individuando i fattori essenziali che ne determinano il buono o cattivo stato e le relazioni che esistono tra essi ed i restanti parametri comunemente utilizzati nel monitoraggio ambientale.

Gli elementi fondamentali che controllano i processi chimico-biologici in alveo sono ossigeno e materia organica *in primis*, accompagnati dai fattori chimico-fisici rappresentati da temperatura, salinità, solidi sospesi, pH e condizioni redox: da essi dipende la stabilità di tutti i parametri oggetto dell'attuale monitoraggio previsto dalle normative (BOD₅, COD,

azoto, fosforo, solidi sospesi, ossigeno disciolto) che sono alla base delle azioni di miglioramento delle qualità ambientali dei corpi idrici.

Spesso il problema è di comprendere come contribuiscono fonti diverse di inquinamento al complessivo stato ambientale del fiume e come si sviluppano le cinetiche biochimiche degli elementi inquinanti. Questi problemi si risolvono con modelli numerici di asta che richiedono tuttavia la preliminare elaborazione del modello concettuale, la definizione della qualità della contaminazione e la determinazione degli ingressi di materia.

Lo studio di un fiume deve inoltre evidenziare differenti situazioni territoriali, con bacini che hanno fonti contaminanti di differente origine e peso nell'equilibrio dei corsi d'acqua, e l'evoluzione temporale dello stato ambientale. Ciò richiede l'applicazione delle tecniche della statistica multivariata ed in particolare dell'analisi delle componenti principali utilizzate sia per l'estrazione dei fattori che per l'elaborazione di modelli di regressione multipla.

Un esempio specifico riguarda il fiume Tevere [12]; i dati di monitoraggio risalgono fino al 1977 e riguardano un consistente numero di stazioni, ma dei 6224 dati disponibili solamente 2683 sono dotati delle informazioni chimiche necessarie (ione cloro, ione solfato, COD, BOD₅, ione ammonio, ortofosfati, nitrati, nitriti, ossigeno disciolto) per il loro corretto trattamento ai fini della valutazione della qualità ambientale.

L'analisi che segue concerne il fiume Tevere ed i suoi affluenti nel tratto umbro compreso tra l'ingresso in Regione dalla Toscana, e la stazione immediatamente a monte della confluenza con il fiume Nera ad Orte, al limite con il Lazio. Il fiume Nera è stato escluso dal trattamento multivariato per avere caratteristiche chimiche molto diverse da quelle degli altri affluenti: lo stesso Tevere dopo l'immissione del Nera modifica fortemente il proprio chimismo.

In Tab. 1 è mostrata la matrice di correlazione ottenuta considerando le variabili principali: la scelta è stata effettuata in modo da avere il massimo numero di campioni possibile.

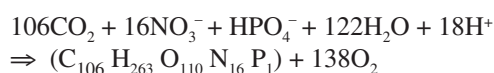
Tabella 1. - Risultati della matrice di correlazione per le variabili selezionate (Tevere 1977-2003)

	T H ₂ O	pH	Cond.	D.O.	BOD ₅	COD	N-NO ₃	N-NH ₄	SO ₄ ⁼	Cl ⁻
T H ₂ O	1,00	-0,19	0,03	-0,64	0,05	0,13	-0,26	0,01	0,09	0,17
pH	-0,19	1,00	-0,19	0,59	-0,13	-0,11	-0,02	-0,26	-0,05	-0,09
Cond.	0,03	-0,19	1,00	-0,18	0,43	0,42	0,44	0,51	0,53	0,78
D.O.	-0,64	0,59	-0,18	1,00	-0,15	-0,17	0,09	-0,25	-0,11	-0,20
BOD ₅	0,05	-0,13	0,43	-0,15	1,00	0,71	0,27	0,53	0,13	0,45
COD	0,13	-0,11	0,42	-0,17	0,71	1,00	0,15	0,52	0,18	0,46
N-NO ₃	-0,26	-0,02	0,44	0,09	0,27	0,15	1,00	0,10	0,11	0,28
N-NH ₄	0,01	-0,26	0,51	-0,25	0,53	0,52	0,10	1,00	0,10	0,44
SO ₄ ⁼	0,09	-0,05	0,53	-0,11	0,13	0,18	0,11	0,10	1,00	0,24
Cl ⁻	0,17	-0,09	0,78	-0,20	0,45	0,46	0,28	0,44	0,24	1

D.O. = ossigeno disciolto; Cond. = conducibilità elettrica specifica a 25 °C.

Come era lecito attendersi BOD₅ e COD sono tra loro correlati (R = 0,71) dato che la maggior parte delle sostanze organiche ossidate chimicamente da bicromato di potassio sono anche consumate dai batteri utilizzati nella misura del BOD₅.

La correlazione negativa tra ossigeno disciolto e temperatura (R = -0,65) è dovuta alla diminuzione della solubilità in acqua dell'ossigeno quando la temperatura dell'acqua aumenta. L'ossigeno è invece correlato positivamente con il pH. Infatti, l'ossigeno nell'acqua può essere prodotto per attività fotosintetica di piante acquatiche, alghe e microalghe. In tal caso si ha consumo di CO₂ disciolta nell'acqua e conseguente aumento del pH secondo una reazione fotosintetica che può essere così schematizzata [13]:



La stechiometria della reazione può variare da un *habitat* all'altro, tuttavia è evidente il consumo di CO₂ e la produzione di ossigeno quando si sintetizza protoplasma algale.

La freccia indica il senso della reazione di fotosintesi. Nel caso di respirazione eterotrofica la freccia è nella direzione opposta. La formula tra parentesi tonda rappresenta il protoplasma algale che può essere convenientemente espresso anche come $\{(\text{CH}_2\text{O})_{106}(\text{NH}_3)_{16}(\text{H}_3\text{PO}_4)\}$. La fotosintesi produce legami ricchi di energia ed allontana il sistema dalle condizioni di equilibrio termodinamico. I batteri ed altri organismi respiranti catalizzano i processi di ossido-riduzione e tendono a riportare il sistema verso l'equilibrio chimico. Si può creare quindi uno stato stazionario fra produzione fotosintetica e respirazione eterotrofica descritto appunto dalla reazione sopra riportata.

Inoltre l'ossigeno è correlato negativamente con il COD, il BOD₅ e l'ammoniaca, anche se il valore dei coefficienti di correlazione è più basso di quello tra O₂ e pH. Le correlazioni negative sono il risultato del consumo di ossigeno in ambienti riducenti, quali sono quelli ricchi in BOD, COD ed ammoniaca.

Tuttavia il fatto che il coefficiente di correlazione lineare tra O₂ e COD, BOD e NH₃ non sia elevato in valore assoluto indica che il contenuto di ossigeno è controllato anche da altri processi, diversi dalla fotosintesi e dalla respirazione. Non possiamo, infatti, dimenticare la naturale ossigenazione dell'acqua (l'ossigeno non deriva solo dai processi fotosintetici, ma anche dallo scambio acqua-aria) e l'apporto di acque piovane o sotterranee, sature di ossigeno e in principio povere di sostanze riducenti. Inoltre l'aumento di ossigeno può anche essere accompagnato da aumenti di BOD₅ e COD se siamo nella fase di crescita algale, mentre una diminuzione di ossigeno accompagnata da una riduzione di BOD₅ e COD può significare sia un consumo di ossigeno che ossida la materia organica, sia una naturale riduzione della popolazione algale.

L'ossigeno da solo non è un parametro ambientale univoco e valori elevati di sovrassaturazione possono indicare una forte attività fotosintetica, accompagnata da un aumento di biomassa.

Innanzitutto sono correlati positivamente con la conducibilità ed i cloruri, ma negativamente con la temperatura. Non si osserva una correlazione significativa con l'ossigeno. Le correlazioni osservate tra i parametri chimici considerati suggeriscono la possibilità di poter descrivere il sistema con un numero ridotto di variabili, combinazioni lineari delle precedenti. In altri termini è possibile riconoscere quali sono i fattori che determinano la struttura dei dati e in definitiva della matrice di correlazione. Il metodo utilizzato [14] prevede inizialmente la diagonalizzazione della matrice di correlazione per la determinazione delle componenti principali. Con questa operazione si effettua una trasformazione lineare delle N variabili iniziali in modo che le N variabili finali risultino tra loro ortogonali. Inoltre la diagonalizzazione della matrice di correlazione lascia inalterata la traccia, cioè la varianza totale del sistema.

Gli autovalori, elementi diagonali della nuova matrice di correlazione, che ha tutti 0 fuori dalla diagonale, rappresentano la varianza delle nuove variabili ottenute. Possiamo così scegliere quegli autovalori (fattori) che spiegano la massima parte della varianza totale del sistema. Esistono varie tecniche per la scelta dei fattori [15] e il metodo preferibile spesso dipende dal contesto. Nel caso specifico è stato utilizzato un test empirico detto *Screen Plot* che rappresenta la varianza residua in funzione del numero di autovettori estratti [14].

In questo test si assume che gli autovettori strutturali spieghino quote sempre minori della varianza dei dati e che gli autovalori, collegati all'errore complessivo delle misure, dovrebbero dare contributi molto piccoli e tra loro simili.

Nella Tab. 2 sono riportati gli autovalori ottenuti dalla diagonalizzazione della matrice di correlazione e le varianze spiegate da ogni singolo autovettore.

Tabella 2. - Esempio di autovalori ottenuti diagonalizzando la matrice di correlazione di Tab. 1

	Autovalore	Totale varianza (%)	Cumulo autovalori	Cumulo (%)
1	3,520560	39,11733	3,520560	39,1173
2	1,538521	17,09467	5,059080	56,2120
3	1,159254	12,88060	6,218335	69,0926
4	0,885394	9,83771	7,103729	78,9303
5	0,645055	7,16728	7,748783	86,0976
6	0,512286	5,69206	8,261069	91,7897
7	0,355234	3,94705	8,616303	95,7367
8	0,274347	3,04830	8,890650	98,7850
9	0,109350	1,21500	9,000000	100,0000

Lo *screen-test* consente di selezionare le prime 4 componenti principali che spiegano complessivamente circa il 79% della varianza totale. Per meglio interpretare il significato descrittivo di tali nuove variabili, spesso è utile operare una opportuna rotazione, tale che gli assi si posizionino in modo che la proiezione di ciascuna variabile sugli assi dei fattori si posizioni o in prossimità delle estremità degli assi o vicino all'origine. In pratica il metodo opera in modo che i pesi dei fattori siano o prossimi ad 1 in valore assoluto, o vicini a 0. Tale metodo prende il nome di *Varimax* normalizzato [16].

In Tab. 3 sono riportati i pesi dei fattori ottenuti selezionando le 4 variabili e successivamente ruotandole col metodo sopra descritto.

I valori della Tab. 3 possono essere anche interpretati come coefficienti di correlazione tra nuove e vecchie variabili ed è possibile dare una interpretazione ai 4 fattori così costruiti.

Il primo fattore ha un indubbio interesse ambientale in quanto compaiono con coefficienti elevati BOD₅, COD, ione ammonio ed infine, anche se con un valore più piccolo, lo ione cloro. F1 è il fattore che indica la presenza di sostanze inquinanti che possono derivare da generici scarichi fognari. I coefficienti sono tutti positivi e quindi maggiore è il BOD₅, COD, ione ammonio e cloro, maggiore è il punteggio di tale fattore. Il fattore F1 spiega il 29% della varianza ed è quindi il fattore dominante.

Il secondo fattore rappresenta i processi che portano all'arricchimento/impoverimento di ossigeno nelle acque. I coefficienti significativi sono quelli dell'ossigeno disciolto e del pH, entrambi con lo stesso segno, come deve essere quando l'ossigeno è prodotto per attività fotosintetica o consumato per respirazione. I coefficienti sono negativi, per cui tanto sono maggiori l'ossigeno ed il pH, tanto più è negativo il punteggio del fattore. Questo fattore spiega il 18% della varianza totale.

Il terzo fattore, F3, rappresenta la salinità, dato che i coefficienti di maggiore peso sono quelli dei solfati e della conducibilità. Il coefficiente di correlazione tra Cl⁻ e F3 è solamente di 0,45 ed è comunque il terzo coefficiente in ordine d'importanza. I coefficienti sono positivi per cui più elevate sono le concentrazioni di solfati e maggiore è la conducibilità tanto maggiore è il punteggio del fattore.

Il fattore 4 rappresenta solamente i nitrati che comunque mostravano correlazioni non significative con le altre sostanze (Tab. 1), a testimoniare una fonte diversa di provenienza (inquinamento diffuso agro-zootecnico).

Le due variabili F1 ed F2 descrivono quindi completamente lo stato ambientale dei vari corsi d'acqua, ricordando che per il fattore F2 vale quanto detto precedentemente riguardo l'ossigeno.

Di seguito utilizzeremo il fattore F1 per una sintetica descrizione delle condizioni ambientali del fiume Tevere e di alcuni dei suoi affluenti.

Tabella 3. – Esempio di pesi dei fattori ottenuti selezionando e ruotando le componenti principali

	Fattore 1	Fattore 2	Fattore 3	Fattore 4
pH	-0,064233	-0,900581	0,014041	-0,090136
Cond ₂₅	0,458879	0,143016	0,673321	0,456913
D.O.	-0,144000	-0,859440	-0,110415	0,120015
BOD ₅	0,856515	0,028028	0,023452	0,166535
COD	0,871765	0,014983	0,109162	-0,001265
N-NO ₃	0,095241	-0,051572	0,055551	0,948207
N-NH ₄	0,747560	0,258960	0,102265	0,033589
SO ₄ ⁼	0,021001	0,019490	0,927838	-0,036393
Cl ⁻	0,561802	0,095669	0,445855	0,358208
Var. Sp.	2,613004	1,650400	1,551430	1,288895
Prp. Tot.	0,290334	0,183378	0,172381	0,143211

D.O. = ossigeno disciolto; Var. Sp. = varianza spiegata; Prp. Tot. = proporzione totale.

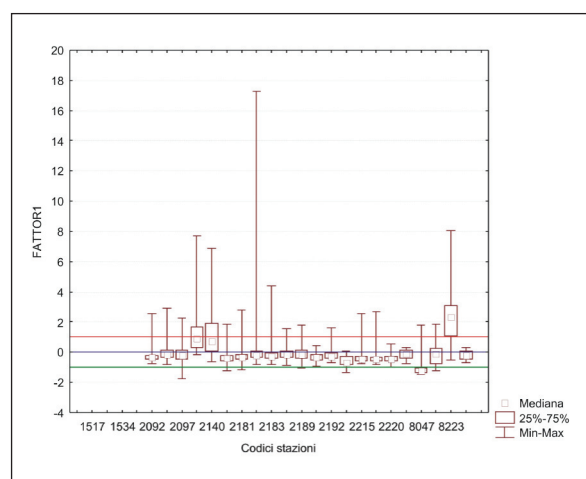


Fig. 2. – Esempio di diagramma *Box-Whisker* del fattore F1 per ciascuna stazione di monitoraggio.

In Fig. 2 sono riportate le mediane categorizzate del fattore F1. La mediana è calcolata su tutti i campioni con i quali è stata costruita la matrice di correlazione.

La maggior parte dei punti ha un valore della mediana di F1 negativa e vicina a 0.

I campioni con valore della mediana di F1 maggiore di 0 sono solamente due, corrispondenti alle stazioni 2139 e 2140 (F. Nestore) ed alla 8223 (T. Marroggia)

Il valore più negativo della mediana del fattore F1 è quello della stazione del F. Clitunno. La variabilità dei valori è comunque molto elevata specie per la stazione del Tevere 2182 (Tevere a valle di Umbertide), 2139, 2140, 2183 (Tevere nei pressi di Perugia) e 8223.

In Fig. 3 sono riportati i diagrammi *Box-Whisker* del fattore F1, calcolato per le sole stazioni del Tevere. I valori sono categorizzati rispetto alla distanza dei punti

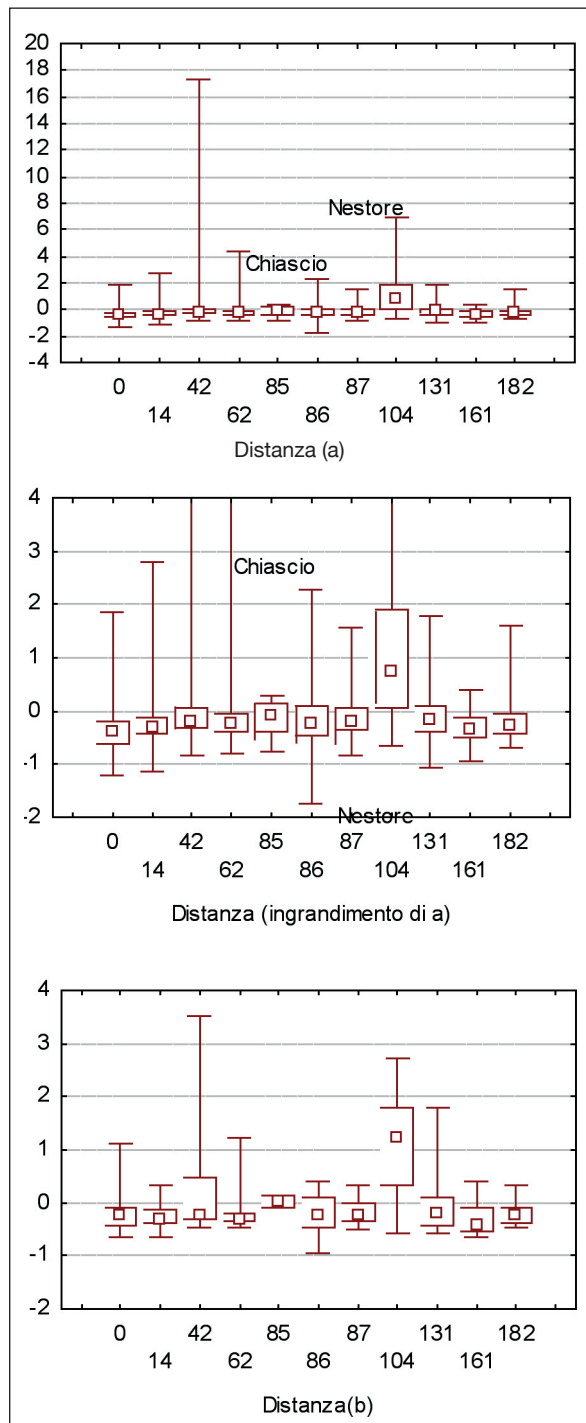


Fig. 3. - Mediana, 1° e 3° quartile, valori massimi e minimi del Fattore F1 (scarichi fognari), rappresentati tramite *Box-Whisker*, calcolati per il fiume Tevere considerando tutti i mesi dell'intero periodo di osservazione (a) e il solo mese di giugno (b). I dati sono categorizzati sulla distanza (km).

di campionamento misurata rispetto alla stazione di Pistrino (km 0). Il grafico di Fig. 3a riporta la mediana e le altre statistiche calcolate per tutti gli anni di osservazione e tutti i mesi, mentre la Fig. 3b riporta le stative di F1 calcolate per tutti gli anni, ma prendendo in considerazione

il solo mese di giugno. Questi pochi grafici consentono di formulare alcune considerazioni di carattere ambientale ed evidenziare le variazioni spaziali e temporali dello stato di qualità del corso d'acqua. Nei grafici sono riportati anche i dati del Chiascio e del Nestore. La stazione al km 161 è posizionata dopo il lago di Corbara.

In particolare:

- i campioni con maggiore contaminazione per scarichi fognari di vario tipo (valore della mediana di F1 maggiore di 0) sono quelli delle stazioni F. Nestore e T. Marroggia. Nel periodo estivo il fattore F1 diventa positivo, indice di maggiore contaminazione fognaria, anche nella stazione sul F. Chiascio a valle della zona industriale di Bastia, nel F. Teverone e nel Tevere a Torgiano;

- tutti i punti del fiume Tevere, ad eccezione del campione di Torgiano, immediatamente a monte dell'immissione del F. Chiascio, hanno la mediana del fattore F1, calcolata su tutti i campioni, inferiore a 0. Considerando le variazioni relative, il fattore F1 cresce da Città di Castello ad Umbertide (dal km 14 al km 42), per poi tornare a calare da Umbertide a ponte Felcino (dal km 42 al km 65) ed aumentare di nuovo tra Ponte Felcino e Torgiano (dal km 65 al km 85). Il fattore F1 rimane pressoché costante da Torgiano fino alla stazione a monte del lago di Corbara (dal km 85 al km 131). Nella stazione successiva, a valle del lago (km 161) il fattore F1 torna a decrescere;

- la qualità delle acque del Tevere all'altezza di Perugia (km 85, 86 ed 87) peggiora sia per le immissioni di inquinanti dirette che per gli apporti veicolati dal Fiume Chiascio;

- il Lago di Corbara svolge un importante ruolo di depurazione delle acque del Tevere, come si può vedere dall'a diminuzione della mediana di F1 al km 161.

Naturalmente il fattore F1 può essere utilizzato anche per evidenziare le variazioni nel tempo della qualità delle acque delle singole stazioni del Tevere e degli affluenti Chiascio e Nestore nei punti di immissione.

I modelli di regressione del fattore F1 in relazione all'andamento temporale sono risultati significativi solo per il primo tratto del Tevere (Città di Castello), per il Tevere a valle dell'immissione del Chiascio, e dopo i laghi di Corbara e di Alviano.

In alcuni casi l'andamento nel tempo è a crescere, ossia sta aumentando il carico fognario (stazione Pistrino, stazione a valle del lago di Corbara e dopo il Lago di Alviano), in altri a decrescere (Città di Castello e Tevere dopo l'Immissione del Chiascio). Anche il F. Nestore (stazione 2140) e il Chiascio (stazione 2097) hanno un andamento a decrescere di F1 (riduzione del carico nel tempo).

Le altre stazioni non hanno *trends* significativi.

Un'impostazione analitica di questo tipo può essere utilizzata anche per monitorare i risultati delle misure di risanamento attivate. Nel caso, ad esempio,

dell'entrata in funzione di impianti di depurazione che svolgono bene il loro compito di abbattimento del carico inquinante principale, l'analisi temporale dei fattori dovrebbe confermare che il miglioramento osservato nel fiume è riconducibile a tale intervento.

Questo tipo di approccio, anche se integrato con dati di tipo biologico, quantitativo (portate in alveo e carichi transistanti), non consente di definire in modo quantitativo il processo di autodepurazione dei vari tratti di fiume.

Occorre sempre avere a disposizione il quadro dei carichi reali che si sversano nei vari tratti d'alveo: questo è il problema principale che si incontra quando si analizzano le situazioni ambientali per programmarne il loro risanamento, il raggiungimento e/o mantenimento del buono stato ecologico ed ambientale.

Potenzialità e uso di modelli previsionali per il risanamento ambientale

Nel caso si debba pianificare un intervento di risanamento di un corso d'acqua è in genere necessario un approccio che preveda la modellazione concettuale, prima, e numerica, poi, degli scenari attuali e di quelli corrispondenti agli obiettivi richiesti.

Le valutazioni conoscitive del problema legato al ciclo degli inquinanti rilasciati dalle attività umane e dall'ambiente circostante ad un corso d'acqua devono dare risposta a tre domande:

1) qual è il carico prodotto per tipologia di inquinante, per fonte e per ambito territoriale di riferimento (bacino o sottobacino idrografico afferente al tratto considerato, inclusi eventuali trasferimenti sotterranei o artificiali allo stesso);

2) quali sono i meccanismi di trasferimento e di attenuazione del carico nel suo viaggio verso il corpo idrico;

3) quali sono le percentuali di abbattimento del carico per tipologia di sorgente e per natura (carico diffuso, carico puntuale).

I primi due punti sono ricostruibili mediante i comuni strumenti di valutazione di ingegneria ambientale, quali indici e fattori di produzione, sia teorici che desunti da indagini dirette, analisi multicriteriali dei fattori che intervengono nel percorso degli inquinanti.

Alla terza domanda si può dare una risposta indicativa, facendo assunzioni che utilizzano risultati su aree sperimentali o valutazioni pregresse, oppure si possono stimare per conoscenza diretta (caso dei carichi puntuali, che devono comunque tener conto del tragitto dal punto di rilascio).

Di sicuro il carico diffuso, che non è solo quello agricolo e zootecnico, ma anche quello puntuale che può "perdersi per strada", è sempre stimabile con estrema approssimazione, e il suo trasferimento

dipende molto anche dalla variabilità delle condizioni meteo-climatiche. Anche potendo, quindi, definire con buona approssimazione i carichi puntuali, ed in questo ci dovrebbe venire incontro l'adozione della Direttiva 2000/60 EC, è sempre necessario arrivare ad una ricostruzione modellizzata del carico diffuso.

Metodologie ed esperienze nel settore sono molto diffuse. Esistono esperienze internazionali di diversa origine, sia coperte da copyright che disponibili gratuitamente in rete (PLANETOR, SWAT, MIKE BASIN) ma anche applicazioni a scala italiana (AQUARIUM, CRITERIA).

Se si riesce a completare un'analisi modellistica sul carico diffuso, rimane ancora una variabile che si può trattare in forma algebrica (per differenza tra valori calcolati) senza correre il rischio di determinare solo numeri di bilancio sul ciclo degli inquinanti: l'effettivo abbattimento dei carichi in alveo o la sua più o meno temporanea ritenzione.

I modelli di qualità sulle aste fluviali sono noti da tempo: i più diffusi, anche perché gratuitamente distribuiti, sono QUAL2E [17] e WASP [18].

Dal punto di vista delle cinetiche di reazione, i due programmi sono sostanzialmente equivalenti, dato che entrambi affrontano compiutamente i cicli dell'ossigeno, del carbonio, dell'azoto, del fosforo e della clorofilla (Fig. 4). WASP è per certi versi più evoluto, dato che consente il controllo più approfondito all'interfaccia acqua-sedimento e acqua-atmosfera.

Sono invece molto diversi per quello che riguarda l'idraulica e la geometria: QUAL2E è un modello monodimensionale adatto per la simulazione del flusso in alveo, con la possibilità, attraverso un sistema particolare di indirizzamento dei dati, di simulare anche

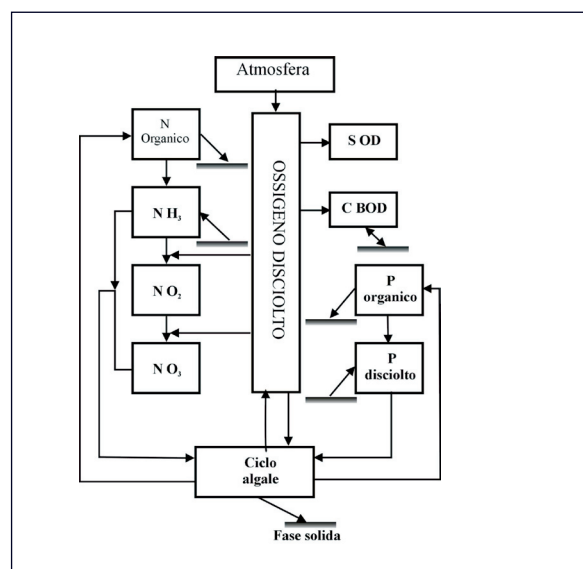


Fig. 4. - Schema dei cicli dei costituenti in QUAL2E. (Modificata da [17]).

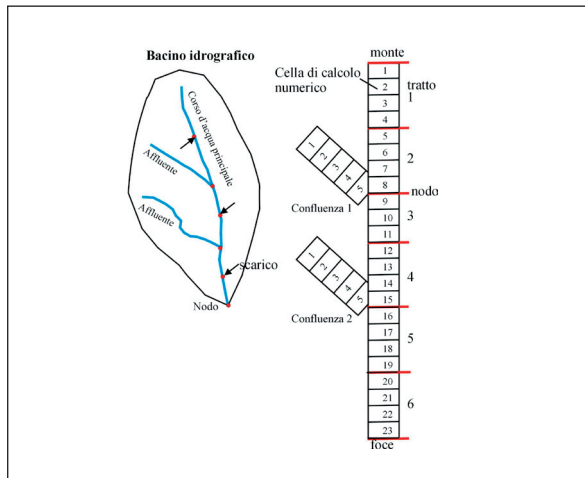


Fig. 5. - Schema della geometria impiegata da QUAL2E. (Modificata da [17]).

strutture ramificate ad albero, quindi, alvei principali e affluenti (Fig. 5). WASP, invece, è bidimensionale nella geometria e orientato alle acque basse per quello che riguarda l'idraulica, per cui è adatto soprattutto alla simulazione di ambienti lagunari, laghi ampi e poco profondi, estuari. Per questo motivo può tenere conto anche dei segnali di marea.

Cosa richiede un modello di qualità

Per poter operare correttamente, tutti i modelli che vogliono simulare il trasporto di sostanze in soluzione e le cinetiche di reazione fondamentali devono poter rappresentare prima di tutto in modo corretto l'ambiente idraulico di interesse. Se la dinamica del flusso dell'acqua non è adeguata, è molto difficile riuscire ad ottenere risposte adeguate sul fronte della concentrazione delle sostanze in soluzione.

Per questo motivo, le applicazioni sono sempre affrontate (o almeno lo dovrebbero) attraverso due fasi distinte di lavoro:

- *la definizione della geometria del modello e definizione delle caratteristiche idrauliche;* la geometria corrisponde alla schematizzazione dell'ambiente fluviale (nel caso di QUAL2E) o lagunare (nel caso di WASP), mediante i valori locali della pendenza dell'alveo, per esempio, o attraverso le batimetrie della laguna. Inoltre devono essere assegnate opportune condizioni al bordo, tipicamente le portate fluide in ingresso nel sistema, siano esse naturali o artificiali, come scarichi industriali, depuratori ecc. Nel caso particolare delle lagune è necessario assegnare una funzione $h = f(t)$ per caratterizzare la marea di cui si vuole tenere conto. Il risultato di questa fase è costituito dal calcolo dei volumi d'acqua residenti in ciascun

elemento del reticolo con cui è stato discretizzato il problema, i volumi d'acqua scambiati con gli elementi contigui, e, soprattutto, la velocità dell'acqua;

- *la definizione delle cinetiche di reazione riferite ai costituenti che si vogliono simulare.* Si tratta in pratica di "calibrare" i coefficienti delle equazioni che caratterizzano ciascuna fase di evoluzione di ciascun costituente (azoto, fosforo ecc.), in modo da rappresentare numericamente tutti gli aspetti che interessano del problema. Si tratta in genere di una quantità abbastanza elevata di parametri, soprattutto se il problema è completo, ad esempio la simulazione di un intero ciclo di tipo eutrofico. Anche in questo caso, l'assetto del modello è controllato attraverso opportune condizioni al bordo, rappresentate soprattutto dalla concentrazione di ciascun costituente nelle acque poste in ingresso o in uscita del sistema attraverso la prima fase di taratura del modello.

Il risultato del calcolo è costituito dalle masse di acqua e di soluto scambiate in ciascun volume di controllo e nell'unità di tempo, per cui è possibile seguire l'evoluzione di ciascun costituente nello spazio e nel tempo. Sotto quest'ultimo profilo QUAL2E è più limitato, dato che le simulazioni in funzione del tempo sono possibili solo nel caso particolare del ciclo della clorofilla e con una scansione a breve termine, di tipo orario o giornaliero.

In tutti i casi, si ottengono diagrammi o mappature del flusso e delle concentrazioni dei costituenti, che devono essere confrontate con una quantità abbastanza significativa di dati osservati per poter controllare la validità delle simulazioni. Infatti, prima di poter dichiarare effettivamente calibrato e affidabile un modello è necessario trovare una adatta combinazione dei parametri di controllo, tale da minimizzare gli scarti tra i valori osservati sperimentalmente e quelli calcolati. Di norma, questa fase è abbastanza lunga ed il numero di volte che è necessario ripetere l'intero processo è molto elevato.

Non vi è un metodo configurato a priori per poter assegnare le condizioni di taratura migliori: queste dipendono dal problema (quindi da che tipo di risposte sono attese), dalla complessità del sistema da simulare (un alveo semplice, un sistema con molti affluenti ecc.), dalla quantità di dati di controllo a disposizione. In linea di massima, è necessario fare affidamento sull'esperienze e sulla ragionevolezza, combinando assieme la necessità di ottenere sempre risultati di miglior livello, con le risorse effettivamente disponibili. Esaurita la fase di taratura del modello, si è in condizioni di farne un qualche uso; infatti, tutto il lavoro di preparazione non è fine a sé stesso, ma è propedeutico ad una fase successiva, che è quella della simulazione di ipotesi o scenari dei quali si vuole valutare il risultato. In altri termini, la preparazione del modello deve servire:

- a sintetizzare, attraverso le modalità del calcolo, tutta l'informazione disponibile in merito al problema;

- ad armonizzare queste informazioni, in modo da rendere coerenti tutti gli aspetti da valutare (ad es.: le concentrazioni di azoto e fosforo in alveo con la massa di fluido e soluto poste in ingresso nel medesimo punto dell'alveo);

- a generare, in definitiva, una buona sensibilità al funzionamento del sistema di interesse e quindi alla sua conoscenza al livello migliore possibile nelle condizioni operative assegnate.

Se queste condizioni sono assicurate, allora la fase delle simulazioni è relativamente facile e veloce: infatti, si tratta in genere di alterare le sorgenti di flusso-soluto in modo da esaminare le risposte che si ottengono attraverso il calcolo: tipicamente, si tenta di valutare quale è la riduzione necessaria del carico inquinante per poter ottenere, in risposta, un andamento delle concentrazioni coerente con un criterio o con un obiettivo atteso. Se il sistema (laguna o bacino idrografico) è complesso e se le sorgenti di carico organico sono molte e difformi, anche le simulazioni possono diventare complesse, dato che è necessario "configurare" gli scenari nel modo opportuno.

Inoltre, può capitare proprio durante le simulazioni l'emergere di problemi di configurazione o di taratura che costringono a rivedere tutto il modello per tenere conto di fattori trascurati, o male interpretati, o comunque non coerenti con le risposte attese.

I limiti d'uso sono sostanzialmente tre:

- il primo è anche molto ovvio, nel senso che un modello numerico implementa un certo insieme di equazioni e che queste equazioni possono essere impiegate solo entro i loro propri limiti. Se, tanto per fare un esempio, l'equazione fondamentale del flusso di QUAL2E è monodimensionale, è del tutto evidente che ciò si traduce in un limite di impiego e che non è possibile pretendere di farne un 2D;

- un secondo limite di impiego è invece legato alle modalità con cui le equazioni vengono risolte; trattandosi di modelli numerici, è implicito che le soluzioni avvengono in termini approssimati ed in modalità iterative. Quindi non si tratta di soluzioni esatte di per sé, ma nella pratica gli errori applicativi sono in genere ben maggiori di questi;

- infine, i limiti che derivano dall'applicazione vera e propria, e cioè quelli insiti nella capacità di descrivere e riportare alle condizioni numeriche attese la caratterizzazione del sistema fisico da simulare, in parte derivano direttamente dai dati di base, molto spesso inferiori in quantità alle attese/pretese della fase di calibratura del modello, in parte derivano dalla precisione sperimentale con cui le osservazioni sono state rilevate. Ad esempio, capita spesso che la sezione di rilievo delle concentrazioni dei costituenti in acqua non sia la stessa su cui viene rilevato il deflusso, poi che il deflusso non sia un'osservazione in sé, ma il risultato di stime (anche modellistiche) o valutazioni a loro volta soggette a errori e difficoltà.

Conclusioni

Si sono affrontati alcuni dei differenti aspetti della tematica ambientale riguardante i corsi d'acqua.

Volutamente l'analisi è scivolata dagli aspetti fisici a quelli di qualità delle acque: il tutto riporta comunque al punto fondamentale dell'argomento, che è l'ecosistema fluviale con le sue componenti biotiche, esse stesse obiettivo di qualità e punto centrale riconosciuto dalla direttiva comunitaria e dalla normativa nazionale.

Si tratta di quelle comunità biologiche che sono contemporaneamente catalizzatori dei processi di degradazione degli inquinanti e primo bersaglio dell'impatto prodotto dagli stessi, dalle modificazioni morfologiche del sistema fluviale, dalla modifica delle condizioni di deflusso idrico.

Consci della consistenza delle implicazioni ambientali, del bisogno di integrare l'analisi svolta con tanti altri punti di approfondimento, della necessità di affrontare i problemi legati a questo ecosistema con una visione aperta e pluridisciplinare, riteniamo doveroso riportare l'attenzione sul significato ed il valore che l'ecosistema acquatico rappresenta per la sostenibilità del Pianeta Terra.

In fondo è sempre l'uomo il bersaglio più facile del degrado o il fruitore di un ambiente vivibile.

Da una parte le sostanze veicolate dal fiume al mare o scambiate con le falde sotterranee tornano sulla tavola di ognuno attraverso i prodotti ittici o le acque potabili, oppure con i prodotti dell'agricoltura.

Dall'altro la fruibilità di un ambiente sano, l'incremento della biodiversità dei corridoi fluviali, attraverso territori occupati da agricoltura intensiva o da insediamenti produttivi sempre più estesi, possono consentire una piccola "cura" al malessere causato dallo stress dell'ambiente urbano, divenire rifugio temporaneo e luogo di "divagazione" anche della "specie umana".

Lavoro presentato su invito.

Accettato il 3 ottobre 2005.

BIBLIOGRAFIA

1. Cencetti C, Scarinci A & Tacconi P. Analisi morfologico-sedimentaria degli alvei naturali e dinamica fluviale: una metodologia di studio. *Documenti del territorio*. 2001;46:16-27.
2. Tacconi P. La dinamica fluviale. *Atti del VII Congresso Nazionale dell'Ordine dei Geologi*. Roma 25-27 ottobre 1990. 1990;1 app: 29-42.
3. Lane EW. The importance of fluvial morphology in hydraulic engineering. *Proceedings of the American Society of Civil Engineers* 81, (1955) 745, 1-17.

4. Cencetti C. La cartografia storica come strumento per lo studio dell'evoluzione degli alvei fluviali. In: *Atti della 6ª Conferenza Nazionale ASITA "Geomatich per l'Ambiente, il Territorio e il Patrimonio culturale"* Perugia, 5-8 novembre 2002. p. 757-62.
5. Canuti P, Cencetti C, Conversini P, Rinaldi M, Tacconi P. Dinamica fluviale recente di alcuni tratti dei Fiumi Arno e Tevere. *Atti del Convegno: "Fenomeni di erosione e alluvionamenti degli alvei fluviali"* Ancona, 14-15 ottobre 1991. 1992:21-35.
6. Cencetti C, Tacconi P, Conversini P. Attività antropica e dinamica fluviale nell'Alta Val Tiberina. *Atti del "1º Convegno Internazionale per la Protezione e lo Sviluppo dell'Ambiente Montano - Man and Mountain '94"*. Ponte di Legno, 20-24 giugno 1994. 1994:631-656.
7. Cencetti C, Conversini P, Ribaldi C & Tacconi P. Alvei fluviali: metodologia di analisi e rappresentazione cartografica dei caratteri di dinamica fluviale dei sistemi alveo - pianura. *Acque Sotterranee* 2000;67:49-62.
8. Cencetti C, Tacconi P. The fluvial dynamics of the Arno River. In: Some engineering geological case histories in Italy (edited by Associazione Italiana di Geologia Applicata e Ambientale - AIGA), 32nd International Geological Congress (Florence, Italy August 20-28, 2004). *Italian Journal of Engineering Geology and Environment* 2004:13 pp.
9. Maraga F, Mortara F. Le cave per inerti lungo i corsi d'acqua: rapporti con la dinamica fluviale. *Boll Ass Min Subalp* 1981;18(3-4):385-395.
10. Surian N. Effetti degli interventi antropici sulla morfodinamica del Fiume Piave (Alpi Orientali). *Geologia dell'Ambiente*. 1999;1: 18-21.
11. Cencetti C, Fredduzzi A & Marchesini I. Processi di erosione negli alvei ghiaiosi dell'Italia centrale. Il fiume Paglia (bacino del Tevere). In: *Atti della 8ª Conferenza ASITA "GEOMATICA - Standardizzazione, interoperabilità e nuove tecnologie"* Roma, 14-17 dicembre 2004. p. 731-6.
12. Regione Umbria, ARPA Umbria, AUR. *Relazione sullo stato dell'ambiente in Umbria*. ARPA Umbria. 2004.
13. Stumm W, Morgan JJ. Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. John Wiley & Sons, *Aquatic Chemistry* 1996 p. i-xvi, 11022.
14. Vandeginste BGM, Massart DL, Buydens LMC, De Jong S, Lewi PJ and Smeyers-Verbeke J. Handbook of Chemometrics and Qualimetrics. Elsevier; 1998; part B, p. 713.
15. Deane JM. Data reduction using principal components analysis. In: *Multivariate pattern recognition in chemometrics*, Brereton R (Ed.). Cap. 5, Elsevier, Amsterdam, 1992. p. 125-15.
16. Forina M, Armanino C, Lanteri S, Leardi R. Methods of Varimax rotation in factor analysis with application in clinical and food chemistry. *J Chemom* 1988;3:115-25.
17. Brown LC, Barnwell TO jr. The enhanced stream quality models QUAL2E and QUAL2E UNCAS: documentation and user manual. Medford (MA): Dept. Civ. Eng. USEPA; 1987.
18. Ambrose RB, Wool TA, Martin JL. The water quality analysis simulation program, WASP5, Env. Res. Lab. Athens, GE; 1993 US.
19. Sparks R. Need for ecosystem management of large rivers and their floodplains. *BioScience* 1995;45(3):170.
20. Cencetti C, Conversini P, Marinangeli A, Martani C, Nejad Massoum M & Tacconi P. *Progetto di ricerca finalizzato alla valutazione degli effetti nell'Alta Valle del Tevere conseguenti all'esercizio dell'invaso di Montedoglio. Dinamica fluviale*. Regione Toscana - Regione Umbria - ESAU - C.M. Valtiberina Toscana - Provincia di Arezzo - Provincia di Siena - ETSAF - Ente Irriguo Aretino - IRRES - Istituto di Ingegneria Ambientale, Università degli Studi di Perugia - GEOMATH; 1991. 92p.
21. FISRWG (1998) - *Stream corridor restoration: principles, processes, and practices*. Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG).