

UNIVERSITA' degli STUDI della TUSCIA
- VITERBO -

DIPARTIMENTO di TECNOLOGIE INGEGNERIA e SCIENZE
dell'AMBIENTE e delle FORESTE

CORSO di DOTTORATO di RICERCA in
SCIENZE e TECNOLOGIE per la GESTIONE FORESTALE ed
AMBIENTALE – XVIII CICLO

***“MODELLI DI SIMULAZIONE A SCALA DI BACINO
IDROGRAFICO PER LA GESTIONE INTEGRATA DELLE
RISORSE IDRICHE E FORESTALI”***

(SETTORE SCIENTIFICO-DISCIPLINARE AGR /10)

COORDINATORE

Prof. Gianluca Piovesan

TUTOR

Prof. Antonio Leone

Dott. Antonio Lo Porto
(CNR - IRSA)

DOTTORANDO

Giuseppe Pappagallo

INDICE

ABSTRACT	I
INTRODUZIONE	1
CAPITOLO 1: la gestione integrata delle risorse idriche e delle foreste	3
1.1 necessita' e criticita' di una gestione integrata delle risorse ambientali	3
1.2 scopo della ricerca e metodologie impiegate	5
1.3 il progetto <i>EUROHARP</i>	7
CAPITOLO 2: le fonti diffuse d'inquinamento	9
2.1 vulnerabilità ambientale e tutela delle acque	9
2.2 le fonti diffuse d'inquinamento	11
2.3 il quadro normativo	16
CAPITOLO 3: la modellistica matematica nella pianificazione del territorio e la gestione delle acque	23
3.1 premessa	23
3.2 i <i>nonpoint sources model</i>	25
3.3 caratteristiche dei principali modelli descritti in letteratura	36
3.4 modelli idrologici di simulazione di tipo deterministico	38
3.5 modelli per le aree urbane	39
3.6 modelli per le aree agricole	44
3.7 altri modelli per le fonti diffuse	55
3.8 altri modelli per la valutazione del carico dei nutrienti	57
CAPITOLO 4: il modello <i>SWAT</i> (<i>soil and water assessment tool</i>)	60
4.1 caratteristiche generali del modello	60
4.2 ciclo idrologico – <i>land phase</i>	64
4.3 ciclo idrologico – <i>routing phase</i>	77
4.4 copertura del suolo e crescita delle piante	79
4.5 erosione	82

4.6	ciclo dell'azoto	85
4.7	ciclo del fosforo	88
4.8	pesticidi	90
4.9	pratiche gestionali	91
CAPITOLO 5: area di studio : il bacino del fiume Enza		97
5.1	contesto fisico e ambientale	97
5.2	approvvigionamento ed usi delle acque del bacino	108
CAPITOLO 6: fasi e risultati della ricerca		122
6.1	raccolta ed archiviazione dei dati di input	122
6.2	parametrizzazione del modello ed avvio della simulazione	124
6.3	calibrazione e validazione del modello	129
6.4	analisi e rappresentazione dei risultati	135
CONCLUSIONI		142
BIBLIOGRAFIA		145

*“dall’albero più ingrato
riceviamo appena
l’aria che respiriamo,
il più avaro dei fiumi
ci offre solo
l’acqua che beviamo”*

Francisco Alves Mendes Filho
(*Chico Mendes*)

APPLICATION OF SIMULATION MODELS AT BASIN SCALE FOR THE INTEGRATED MANAGEMENT OF WATER RESOURCES AND FOREST.

Abstract

High pollution levels and eutrophication persisting in the water bodies, despite the technological evolution of the WWTP and the capillarity of the point sources controls, it has shown the importance of the environmental impact of the diffuse pollution sources, especially from agricultural land.

The huge diffusion of the problem has attracted in the last years an increasing attention, from local to EC level, of management authority and legislative institutions, that have produced several normative and planners tools.

Considered the complexity of the event and his links with the land management, an effective contrast strategy cannot put aside from an integrated approach and examination of the problem, therefore, a study at basin scale can certainly be profitable, when not necessary.

This research, developed within the European project *EuroHarp* (EVK1-CT-2001-00096), has consisted in the study and in the application of mathematical models on the analysis and quantification at basin scale of diffuse pollution dynamics, with special attention to agricultural sources. Also it has been investigated the interactions between land management and water bodies status.

After the test of the main simulation models described in literature numerous reasons, connected to the characteristics of the model, have leaded us to the use of SWAT (Soil and Water Assessment Tool), produced by the USDA-ARS and the A&M Texas University.

The model has been applied to the Enza river basin (Emilia Romagna), particularly fit to the goals of our study due to the complexity of the land management and the completeness of the available climatic and environmental data.

River Enza, a tributary of the Po river, originates in the Apennines at the border of Tuscany and Emilia Romagna, between the *Acuto* mountain (1756 m a.s.l.) and the *Alpe di Succiso* (2016 m a.s.l.). The river flows for about 99 Km and drains a catchment area of 900 km², that can coarsely be divided into three parts: a southern mountain area, a central hilly area and a northern plain area. The main tributaries of the Enza River are the Termina and Tassobbio torrents.

Being a managerial model, SWAT has not only allowed us to assess of the nutrients (nitrogen and phosphorus) loads from agricultural land in the water bodies, on the base of

the actual land use, but also to simulate different management scenerios and therefore to evaluate the effects of different management practices and land use.

Besides SWAT has allowed us to assess the water balance and the sediments load, allowing therefore a complex, quantitative and qualitative analysis, of the state of the basin. Analysis that we have been able to multilevel deepen: reach; whole watershed; subbasins; HRUs (Homogeneous Response Unit), that are single "soil type - land use" units.

The user during the simulation process can employs the ArcView GIS interface, it simplifies the model use and improve its versatility. Also using the interface the user can produce thematic maps, very helpful to highlight subbasins with high nutrient or sediment loads, high runoff, and so on.

INTRODUZIONE

L'insieme delle teorizzazioni sulla necessità imprescindibile di un modello di crescita economica produttiva e tecnologica che fosse in equilibrio su scala globale con i cicli naturali ed i processi di sviluppo collettivo, capace, quindi, di garantire la conservazione dell'ambiente e delle sue risorse ed un progresso sociale ed economico duraturo e dignitoso per tutti, sintetizzate dal concetto di *Sviluppo Sostenibile* (G. H. Brundtland, 1987), nell'ultimo ventennio hanno riscosso il riconoscimento universale, entrando ufficialmente nelle problematiche di *governance* affrontate dalle diplomazie internazionali. Si sono così raggiunti traguardi significativi, almeno nelle intenzioni: *Agenda21* (Rio de Janeiro, 1992), il *Protocollo di Kyoto* (1997), la *Dichiarazione del Millennio* (ONU, 2000), *Johannesburg* (2002), *Kyoto* (2003), ecc.

I principali propositi che costituiscono la base comune di tutti questi accordi, si fondano sulla consapevolezza che anche la più piccola *azione locale* può incidere sull'*effetto globale* e nella presa di coscienza dell'*insostenibilità* dell'attuale *uso-consumo* delle risorse naturali e della conseguente necessità di modificarne radicalmente il modello di gestione.

Nell'approccio *globale* al modo di intendere l'ambiente che questi principi hanno ispirato e nella rinnovata concezione dell'uso delle risorse e del territorio che da essi deriva, viene universalmente riconosciuta la funzione strategica che principalmente ha investito la gestione dell' "**acqua**" e delle **foreste**. Attualmente, infatti, queste importanti risorse, a causa dell'attuale modello di sviluppo, da una parte hanno raggiunto uno stadio di delicato equilibrio, regolato da molteplici fattori (inquinamento, salinizzazione, difficoltà di accesso, deforestazione, sovrasfruttamento) e prossimo, però, ad un punto di non ritorno, dall'altro possono giocare un ruolo vitale nel contrastarne i preoccupanti effetti collaterali, ambientali (mutamenti climatici, riduzione della biodiversità, effetto serra, ecc) e sociali (povertà, denutrizione, sottosviluppo) (Lucci e Poletti, 2004).

Per entrambe, pertanto, sono necessarie un'attenzione ed una tutela *globale* e *locale*, che, certamente, non possono prescindere da uno studio multidisciplinare, dall'impiego di tecnologie avanzate e da una governo delle risorse di tipo integrato.

Ed a scala locale il persistere di sensibili livelli di inquinamento e di fenomeni di eutrofizzazione nei corpi idrici, nonostante l'evoluzione tecnologica degli impianti di trattamento delle sorgenti puntiformi e la capillarità dei controlli, ha messo gli enti preposti alla gestione del territorio e delle risorse idriche di fronte all'importanza dell'impatto ambientale delle fonti diffuse d'inquinamento.

L'entità e la diffusione del problema sono tali da aver attirato un'attenzione crescente da parte delle Istituzioni legislative, a livello locale, nazionale ed europeo, le quali stanno correndo ai ripari promulgando importanti atti normativi.

CAPITOLO 1

LA GESTIONE INTEGRATA DELLE RISORSE IDRICHE E DELLE FORESTE

1.1 NECESSITA' E CRITICITA' DI UNA GESTIONE INTEGRATA DELLE RISORSE AMBIENTALI

Studiosi e Autorità di Governo sono concordi nel ritenere che l'acqua, il suo approvvigionamento e la sua gestione rappresenteranno il problema umanitario del millennio appena iniziato (*Zuppi et al.*, 2004). Ultimi in ordine di tempo, il *Summit Mondiale sullo Sviluppo Sostenibile* (Johannesburg, 2002) ed il *Terzo Forum Internazionale sull'Acqua* (Kyoto, 2003) hanno riconosciuto l'acqua *risorsa finita e vulnerabile* (e per tanto oggetto di conservazione e tutela) ed, allo stesso tempo, *bene comune* dell'umanità, dichiarando l'accesso ad essa *diritto fondamentale ed inalienabile* per ciascun individuo (*Tampieri*, 2004).

Questi principi, pur nella loro equità ed inviolabilità, evidenziano tutta la complessità che, intrinseca alla gestione delle risorse idriche, si erge di fronte alle Autorità di governo ed agli Enti di ricerca chiamati a misurarsi con le problematiche ad essa connesse. Complessità acuita anche dalle gravi affezioni ambientali (inquinamento, desertificazione, inondazioni, dissesto idrogeologico, salinizzazione delle acque dolci, difficoltà di accesso alle fonti potabili) che negli ultimi decenni stanno minacciando con frequenza crescente il pianeta, interessando, anche se il più delle volte con manifestazioni opposte, tanto il "Sud" che il "Nord" del mondo.

La molteplicità e la complessità delle problematiche che coinvolgono la tutela e la gestione delle acque sono confermate, inoltre, dalla crescente competizione nell'uso delle risorse idriche, che spesso sfocia in veri e propri conflitti, a livello locale, fra *end-users*, oppure fra questi e gli organismi amministrativi, piuttosto che a livello interregionale e transnazionale (si pensi ai problemi creati dalla costruzione diga sullo Yangtse, alla gestione delle riserve idriche in Medio Oriente ed in Africa, ecc), generando quindi complicità anche sul piano diplomatico.

Le pratiche di management dunque, investono una moltitudine di fattori, riguardanti non soltanto la sfera ambientale, ma anche quella umanitaria sociale politica ed economica, e richiedono iniziative d'intervento non settoriali ed isolate, ma coordinate ed unitarie, capaci di agire su scala diversificata: locale nazionale e sovranazionale. Si afferma così la

necessità imprescindibile di seguire un *modello di tipo integrato* nella gestione delle risorse idriche.

L'adozione di un tale approccio nel controllo e nella tutela delle fonti di approvvigionamento potrebbe garantire quell'auspicato accesso all'acqua sostenibile e solidale. Sono propri di un modello integrato di gestione, infatti, innovativi processi di governo che prevedono la partecipazione di tutti i portatori di interesse (i così detti *stakeholders*), procedimento che sempre più frequentemente si dimostra efficace nell'attenuare e prevenire i conflitti sociali legati alle necessità di accesso e di controllo delle risorse idriche (*Gambarelli, 2000*). L'adozione di questi strumenti è prevista anche da importanti protocolli normativi che hanno per oggetto la gestione delle acque, per esempio la *Water Frame Directive (2000/60/CE)*, nella quale, utilizzando termini differenti, questi processi vengono definiti forme di *democrazia deliberativa*.

Restando al quadro legislativo, va evidenziato come lo sviluppo degli strumenti di tutela ambientale, sia sul piano dei principi direttivi che su quello delle norme attuative, sia motivato dall'idea che la gestione delle risorse debba basarsi non tanto su una *rigida imposizione di limiti*, quanto piuttosto su un *corale raggiungimento di obiettivi*. Così, anche le principali direttive europee (la citata *Water Frame Directive*, la *Direttiva Nitrati*, ecc) e le normative nazionali preposte a recepirle, auspicano che il governo delle risorse idriche segua modelli di tipo integrato, che agiscano su più piani e considerando componenti diversificate: quantità e qualità; end-users ed enti di governo; ambiente ed economia; ecc (*Bissoli, 2000*).

Muovendosi in quest'ottica la legislazione nazionale ha messo a disposizione delle amministrazioni locali due importanti strumenti, utili per la salvaguardia delle risorse idriche, e per il governo del territorio più in generale: ***I Piani di Bacino*** (art. 17 *Legge 183/89*) ed ***I Piani di Tutela delle Acque*** (art. 44 del *D. Lgs 152/99*). Questi, se correttamente applicati e supportati da uno studio multidisciplinare, permettono di coordinare tutte le componenti coinvolte nei processi di management (ambiente, agricoltura, acquacoltura, industria, turismo, ecc) e di salvaguardia.

Le azioni di prevenzione e tutela, infatti, per essere realmente efficaci non possono riguardare i soli corpi idrici, senza considerare l'influenza che esercitano su di essi, ed allo stesso tempo il rispetto che meritano, le altre risorse ambientali.

E' soprattutto in questi ultimi concetti che risiede il paradigma che lega a doppio filo la gestione delle acque a quella delle foreste. Ritenute anch'esse soggetto di diritti (*Ciancio, 1994; Ciancio e Nocentini, 1996*) e delle quali, come per l'acqua, è stata ufficialmente

riconosciuta l'importanza delle molteplici funzioni (produzione di legname, immobilizzazione della CO₂, regolazione del ciclo idrologico, salvaguardia della biodiversità, caratterizzazione del paesaggio, ecc.) e la necessità di protezione su scala globale (Conferenza ONU di Rio de Janeiro, 1992; Conferenze UE di Strasburgo, 1990; di Helsinki, 1993; di Lisbona, 1998).

A riguardo, va sottolineato come in numerosi paesi da sempre è stata rivolta un'attenzione particolare alla salvaguardia del patrimonio boschivo, riconoscendone, oltre che l'importanza economico-produttiva, il ruolo strategico nella *regimazione delle acque*, grazie ai benefici effetti, ampiamente dimostrati, che i boschi esercitano sia sul consolidamento delle sponde e dei pendii (*Schiechl* 1991; *Allen e Leech*, 1997; *Gentile et al.*, 1998; ecc), sia sul contenimento dell'erosione e delle piene (*Kuster*, 1996; *Ryszkowsky*, 1997; *Kauch*, 1998; ecc). Ma è altrettanto importante rilevare che oggi il riconoscimento di quest'unico legame fra acqua e bosco è estremamente riduttivo. Infatti non si può trascurare l'effetto che le attività agro-forestali, nel loro insieme, esercitano anche su quantità e qualità delle acque.

Va considerato inoltre che desertificazione, alluvioni, salinizzazione, eutrofizzazione ed, in particolare, inquinamento colpiscono i sistemi antropizzati al pari degli ecosistemi naturali; i centri abitati come il territorio rurale; ed ancora, in misura uguale attività industriali, servizi e attività agro-forestali. I problemi connessi alla gestione delle acque, pertanto, non possono essere risolti in modo isolato esclusivamente all'interno del comparto idraulico-infrastrutturale, ma bisogna tener conto dei processi naturali (o semi-naturali) e di tutte le attività antropiche coinvolte.

E ciò non può prescindere da una gestione integrata del territorio e delle sue risorse. Tradizionalmente, infatti, il governo integrato delle risorse idriche viene definito come la valutazione e la gestione simultanea degli aspetti di tipo qualitativo (controllo di nutrienti, sedimenti, microrganismi, ecc) oltre a quelli di carattere più tipicamente quantitativo (accesso e disponibilità, minimo deflusso vitale, controllo degli emungimenti, ecc) (*Balabanis, Tiche*, 2002).

1.2 SCOPO DELLA RICERCA E METODOLOGIE IMPIEGATE

Quanto sin qui evidenziato può facilmente suggerire come siano stati molteplici i motivi che hanno ispirato la nostra ricerca.

Alla luce dell'importanza e della necessità, nell'ambito della pianificazione territoriale, di una gestione integrata delle risorse idriche e dei sistemi agro-forestali si è voluto

concentrare l'attenzione innanzi tutto sull'analisi delle interazioni esistenti fra queste due risorse, esaminando l'impatto dell'attuale uso del suolo sullo stato delle acque interne in un territorio complesso, in cui la superficie forestale costituisce una componente di rilievo.

La nostra indagine ha riguardato l'aspetto quantitativo (quindi sono state esaminate le diverse componenti del bilancio idrologico), la produzione di sedimento e, soprattutto, l'aspetto qualitativo. Infatti, si è puntata l'attenzione in particolare sulle concentrazioni e sui carichi dei nutrienti che entrano nel ciclo idrologico.

Nello specifico, quindi, si è voluto concentrare la nostra indagine sugli effetti indotti nei corpi idrici dalle *fonti d'inquinamento di tipo diffuso* collegate all'uso del suolo ed alle attività agro-forstali in particolare. Questo perché attualmente le fonti diffuse per le loro caratteristiche, che avremo modo di esaminare in dettaglio nei capitoli che seguono, nei territori in cui non si rileva la presenza di importanti impianti industriali o di grandi centri urbani rappresentano la principale causa d'inquinamento (Novotny e Olem, 1994).

Riguardo l'entità territoriale presa come riferimento, invece, si è ritenuto opportuno condurre lo studio a scala di bacino idrografico, scelta scaturita da un'analisi generale delle dinamiche di mobilitazione degli inquinanti di origine diffusa. Queste sostanze, infatti, legandosi in vario modo alle acque di pioggia, quando queste raggiungono il suolo, seguono il ciclo idrologico attraverso l'infiltrazione profonda o il deflusso superficiale (e/o sub-superficiale), raggiungendo in questo modo i corpi idrici recettori (acquiferi sotterranei, canali, fiumi, laghi, ecc), pertanto, i bacini imbriferi rappresentano certamente l'entità territoriale più adatta allo studio di questi fenomeni. A ciò si aggiunge che anche da un punto di vista gestionale i bacini rappresentano sistemi opportunamente complessi, idonei, quindi, all'esame delle interazioni acqua-bosco ed alla valutazione degli effetti delle attività antropiche e dell'uso del suolo.

Il nostro lavoro ha interessato il bacino del fiume Enza, affluente del Po che scorre a confine fra le Province di Parma e Reggio Emilia. Il suo corso, che copre una lunghezza di 99 Km, si origina sull'Appennino Tosco-Emiliano, fra l'Alpe di Succiso (2.016 m s.l.m.) e Monte Acuto (1.756 m s.l.m.). La superficie dell'intero bacino ammonta a circa 900 Km² e può essere ragionevolmente suddivisa in tre aree: una zona montagnosa situata a Sud; una di media collina posta nella parte centrale; una parte di pianura che occupa la zona a Nord. Alle tre diverse zone sono associati diversi usi del suolo. La zona settentrionale (montana) del bacino è prevalentemente coperta da boschi. Nella parte collinare invece si rinvencono pascoli naturali e praterie. La zona di pianura, infine, accoglie attività agricole di tipo intensivo (principalmente cereali autunno-vernini e primaverili-estivi, mais e barbabietola

da zucchero) e gli allevamenti (bovini e suini). Il bacino del fiume Enza complessivamente ospita una popolazione di 270.000 abitanti.

Precedentemente si è fatto riferimento all'importanza ed alla grande utilità che possono avere nella gestione e nella pianificazione territoriale l'utilizzo di metodologie evolute e tecnologie sofisticate; ciò vale anche, e soprattutto, nelle strategie messe a punto per il controllo dei fenomeni di inquinamento da fonti diffuse. Sulla base di tale osservazione, la procedura seguita nel nostro lavoro si è basata sull'applicazione della tecnologia GIS e della modellistica matematica, che al momento rappresentano certamente alcuni degli strumenti più validi ed efficaci in questo ambito di studio. Le fonti diffuse d'inquinamento, infatti, si caratterizzano per una generale ed estrema variabilità, che rende praticamente impossibile la quantificazione dei loro effetti con misure dirette. Invece, la combinazione di strumenti GIS e dei modelli di simulazione permette non solo di quantificare con una certa attendibilità l'entità dei fenomeni, ma anche di individuare le aree più vulnerabili e gli usi del suolo a maggiore impatto, agevolando l'individuazione delle pratiche più rischiose e la scelta delle correzioni e delle azioni di tutela più opportune.

Nel corso del nostro studio, in particolare, è stato impiegato il modello di simulazione SWAT. La scelta è ricaduta su questo modello innanzitutto perché rappresenta un modello di tipo manageriale che operando a scala di bacino idrografico fornisce informazioni sul bilancio idrologico, sulla produzione di sedimenti e sul carico di nutrienti e pesticidi; dunque, perfettamente idoneo ai fini della nostra ricerca. Inoltre, trattandosi di un modello *open source* il suo impiego offre numerosi vantaggi : è gratuito, è *editabile* (il che permette eventualmente di adeguarlo ad esigenze particolari); è adoperato da una vasta comunità di utenti sparsi in tutto il mondo, e ciò favorisce un confronto ed un aggiornamento continui. Un'altra importante caratteristica del modello è quella di permettere la simulazione di scenari differenti, garantendo la possibilità di valutare gli effetti dei diversi usi del suolo. Quest'ultima caratteristica del modello ha permesso di raggiungere un altro importante obiettivo, quello, appunto, di confrontare attraverso le simulazioni diversi scenari, al fine di valutare all'interno di uno stesso contesto territoriale gli effetti di pratiche gestionali differenti

1.3 Il progetto *EUROHARP*

L'attività di ricerca è svolta presso la sezione territoriale di Bari dell'Istituto di Ricerca sulle Acque (IRSA-CNR), sotto la guida del Dott Antonio Lo Porto, e si è inserito all'interno di *EuroHarp* (EVK1 – CT – 2001 – 00096), un progetto di ricerca finanziato

dall'Unione Europea nell'ambito delle iniziative a sostegno della *Direttiva Nitrati* e della *Direttiva Acque*.

Scopo del progetto è l'individuazione di una metodologia comune in ambito europeo per la quantificazione dei carichi di nutrienti (azoto e fosforo) di origine diffusa, con particolare attenzione alle fonti di origine agricola. Fanno parte del progetto ventidue istituti di ricerca appartenenti a diciassette nazioni europee.

La fase di sperimentazione prevede l'impiego di otto modelli di simulazione da applicare su diciassette bacini, appartenenti a nazioni diverse (Italia compresa), rappresentativi delle diverse realtà economico-produttive, sociali ed ambientali presenti sul continente. Per l'Italia è stato proposto il bacino dell'Enza.

CAPITOLO 2

LE FONTI DIFFUSE D'INQUINAMENTO

2.1 VULNERABILITÀ AMBIENTALE E TUTELA DELLE ACQUE

Le immagini più eclatanti riguardanti il surriscaldamento del pianeta ed il mutamento globale del clima che gli organi di informazione propongono, purtroppo quasi quotidianamente, sono in palese contrapposizione fra loro, le une facenti riferimento al problema delle alluvioni, le altre a quello della siccità e della desertificazione. Eppure, sebbene contraddittorie, insieme rendono un fedele ritratto di quella che è l'attuale situazione ambientale relativamente al “problema acqua”, anche se purtroppo si tratta di un ritratto incompiuto. Sì, perché a questi fenomeni se ne aggiungono altri, anche se meno clamorosi : il degrado quantitativo e l'inquinamento dei corpi idrici sotterranei e superficiali; l'eutrofizzazione; la salsificazione delle falde; il dissesto idrogeologico; ecc.

Al cospetto di tali “affezioni” diventa obbligatorio per le amministrazioni locali e gli enti gestori del territorio, rivedere i principi ed i modelli che hanno ispirato in passato la pianificazione delle attività socio – economiche.

Fortunatamente iniziano ad intravedersi le prime avvisaglie di questo auspicato cambiamento. La componente rurale del territorio, principale oggetto della nostra attenzione, non è più vista come semplice sede di potenziale sviluppo edilizio o infrastrutturale, come accaduto, ad esempio, fino all'ultima generazione dei piani urbanistici (Leone, 1991). In tanti casi recenti, infatti, si registra la preoccupazione di impostare la politica insediativa anche in rapporto a fattori ambientali, pur in assenza di una legislazione di riferimento in tal senso, tardando ancora oggi la nuova legge urbanistica nazionale. Di conseguenza, valutazione delle potenzialità d'uso dei suoli, determinazione delle zone di pertinenza fluviale, rischio idrogeologico, vulnerabilità degli acquiferi, un tempo considerati fattori non pertinenti, oggi tendono a divenire parte attiva dei processi decisionali urbanistici, si vedano i numerosi casi di nuovi PRG e leggi regionali che stanno supplendo all'attuale vuoto statale.

Almeno dal punto di vista culturale e di esigenze della società, sembrano maturi i tempi per considerare l'attività antropica come un elemento del sistema ambientale, ovvero una sua parte in interazione con le altre. Scaturisce come immediata conseguenza la logica della sostenibilità dello sviluppo da parte dei sistemi naturali (Leone *et al.*, 1999).

Riportando questi concetti generali al fattore agricolo, si ottengono le linee guida per una concreta definizione di agricoltura sostenibile (Leone *et al.*, 1997).

Gli strumenti politico-amministrativi, come vedremo più avanti, non mancano e possono essere considerati la sintesi delle esigenze di una società ormai evoluta, non più minacciata dallo spettro della povertà e della fame, che non guarda quindi alle aree rurali come la sede del soddisfacimento dei bisogni primari (Leone *et al.*, 1996).

Emerge, dunque, un nuovo ruolo per il territorio rurale: fornire non solo beni di prima necessità, ma “servizi”, quali la tutela del paesaggio, del suolo e la salvaguardia delle acque. Da ciò scaturisce il rilievo che le aree agricole e forestali acquistano, svincolandosi dall’antica soggezione allo sviluppo urbano.

Queste esigenze portano alla necessità di definire la *vulnerabilità ambientale*, concetto che sintetizza l’attitudine del territorio a farsi alterare dall’attività antropica. Essa è una caratteristica intrinseca del sistema naturale ed è da distinguere dal *rischio ambientale*, che si manifesta nel caso in cui, effettivamente, sussista una fonte di alterazione (azione antropica), come evidenziato nella figura 1.1 .

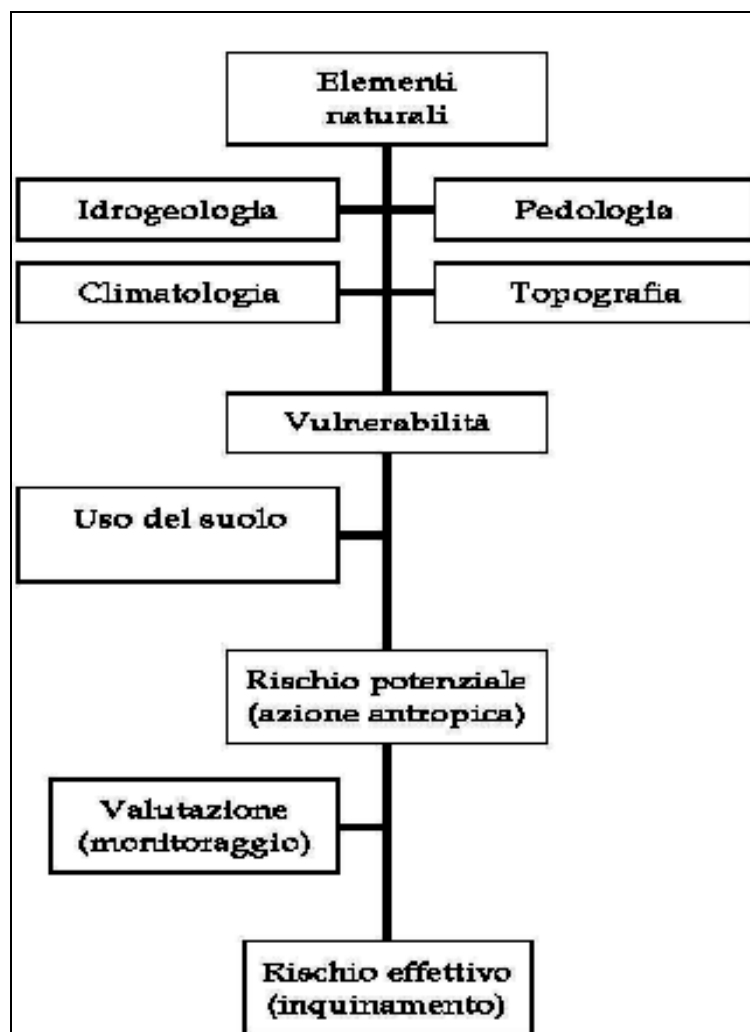


Fig. 2.1 - Vulnerabilità e rischio ambientale (Da Lo Porto *et al.*, 1995; modificato).

2.2 LE FONTI DIFFUSE D'INQUINAMENTO

Le cause dell'inquinamento idrico possono essere classificate in fonti di tipo concentrato, riconducibili ad uno scarico puntiforme, proveniente generalmente da insediamenti produttivi o civili, e in fonti di tipo diffuso, nel caso in cui il recapito degli inquinanti al corpo idrico ricettore sia areale. Quest'ultimo caso riguarda essenzialmente le attività agricole e silvo-pastorali, quelle estrattive, la costruzione di grandi infrastrutture e lo sviluppo urbano. Una fondamentale differenza fra le stesse fonti si riscontra nelle modalità di emissione: le prime recapitano ai corpi idrici in modo abbastanza continuo, le altre in modo discontinuo, ed in coincidenza di eventi meteorici di particolare intensità.

Finora, nei paesi industrializzati, l'attenzione è stata rivolta soprattutto agli scarichi puntiformi, soggetti a severe misure di controllo, che però hanno risolto solo in parte il problema della qualità delle acque. In taluni casi, addirittura, si è registrato l'aggravarsi dell'inquinamento, proprio per effetto delle fonti diffuse (Chesters e Schierow, 1985).

Il trasporto degli inquinanti di origine diffusa avviene essenzialmente nell'ambito del ciclo idrologico, con la percolazione ed il ruscellamento delle acque meteoriche verso i corpi idrici sotterranei e superficiali. Per questo motivo, l'unità territoriale più adatta per affrontare tale problema è rappresentata dal bacino idrografico.

Nel nostro paese fra le fonti diffuse di inquinamento, le più significative sono sicuramente quelle di origine agricola, responsabili dell'immissione nei corpi idrici di nutrienti (azoto e fosforo in particolare) e pesticidi (fitofarmaci, antiparassitari, erbicidi, ecc.).

I principali agenti inquinanti prodotti in ambiente rurale sono certamente l'azoto e il fosforo. Essi, lo ricordiamo, insieme ad altri dieci (B, Mn, Cu, Zn, Mo, Ca, Mg, S, Fe, K), costituiscono gli elementi indispensabili all'accrescimento, allo sviluppo e alla produzione delle colture, che, salvo rare eccezioni, li prelevano esclusivamente dal terreno. N e P, insieme al potassio, in agronomia vengono definiti macroelementi principali (o maggiori), essendo assimilati in quantità di gran lunga superiore rispetto agli altri elementi. Generalmente la loro presenza nel terreno è insufficiente a favorire un'abbondante produzione: la scarsità di questi elementi, dunque, costituisce il fattore nutrizionale che prevalentemente limita le rese vegetali sulla terra; ed è sul loro apporto che si basa quasi esclusivamente la concimazione delle colture (Bonciarelli, 1989).

L'azoto, assorbito principalmente sotto forma di ione nitrico, entra nella composizione delle piante in una proporzione che rapportata al peso secco, è del 1 – 3 % nei tessuti maturi ed anche del 5 – 6 % nei tessuti giovani. Complessivamente i composti contenenti N possono andare a costituire fino al 25 % del peso secco di un vegetale. La maggior parte

dell'azoto si trova nelle piante sotto forma di proteine (85 %, circa), ma è contenuto anche nella clorofilla, negli acidi nucleici, negli alcaloidi, nei glucosidi.

L'N esercita sulle piante una forte azione di stimolo all'accrescimento: una pianta ben provvista cresce rapidamente, producendo un ampio apparato assimilatore. L'azoto quindi costituisce il principale fattore della produzione.

Il contenuto di fosforo, invece, nei concimi, nel terreno o nelle piante si esprime correntemente come anidride fosforica (P_2O_5). Esso pur non entrando nelle ceneri dei vegetali in quantità molto elevate, per l'importanza delle sue funzioni nella vita dei vegetali è un elemento assolutamente fondamentale: entra nei composti responsabili degli scambi energetici (ATP, ADP); è fondamentale nella costituzione degli acidi nucleici (DNA, RNA); è contenuto in molte sostanze di riserva di semi, tuberi, rizomi, ecc; favorisce lo sviluppo dell'apparato radicale delle piante giovani; è un importante fattore di precocità, favorendo e accelerando la fioritura, la fecondazione e la maturazione dei frutti.

Non c'è dubbio sul ruolo fondamentale che i due elementi hanno nei processi di sviluppo delle piante, ma la loro importanza spesso tradisce l'uso razionale che se ne dovrebbe fare.

L'insensato abuso di nutrienti nelle concimazioni agricole, da un lato ha comportato un aumento delle rese, in un mercato spesso non in grado di assorbirne i quantitativi prodotti, dall'altro ha arrecato danni all'ambientale e alla salute pubblica, con costi di gran lunga superiori ai benefici.

I danni provocati dall'inquinamento da azoto e fosforo si traducono principalmente nel pregiudicare la qualità delle acque, che può spingersi sino all'impossibilità del loro impiego per uso potabile, e nell'alterazione dei sistemi biologici a causa del fenomeno dell'*eutrofizzazione*.

E' noto, infatti, che il potere nutritivo di N e P si perpetua anche sulle piante acquatiche (fitoplancton, idrofite, ecc.). Ciò induce un aumento sproporzionato della biomassa vegetale, che in breve tempo innesca nel corpo idrico fenomeni di carenza di ossigeno, o anossia⁽¹⁾, e di intorbidimento delle acque.

In queste condizioni è fortemente compromessa l'intera componente biologica del sistema idrico, l'acqua assume valori di torbidità elevatissimi che unitamente alla carenza di O_2 possono causare il collasso dell'intero sistema.

Nell'affrontare l'argomento delle fonti diffuse d'inquinamento di origine agricola è d'obbligo il riferimento agli Stati Uniti, nazione in cui è stata prodotta in merito

⁽¹⁾ Si parla di anossia quando le concentrazioni di O_2 risultano inferiori a 1 mg/l .

un'abbondante letteratura e che è all'avanguardia grazie all'ottimo funzionamento dei servizi tecnici che garantiscono l'indispensabile supporto di dati ambientali: si pensi al capillare lavoro del *Soil Conservation Service* (Leone, 1991).

Ad esempio, da un inventario della qualità delle acque degli USA del 1977, preparato dall'EPA, risulta già che il 68 % dell'inquinamento riguardante i bacini idrografici americani proviene da fonti diffuse di origine agricola; tale valore passa al 90 % nelle aree in cui le attività agricole sono particolarmente sviluppate (Braden e Uchtmann, 1985).

Per quanto riguarda il carico inquinante complessivo, Chester e Schierow (1985) riportano che i suoli agricoli sono responsabili, negli USA, dell'immissione nelle acque superficiali di circa 7 milioni di tonnellate di azoto e 3 milioni di tonnellate di fosforo all'anno. A queste quantità vanno ad aggiungersi quelle prodotte dagli allevamenti, stimate in circa 7 milioni per l'azoto e 2 milioni per il fosforo.

In un confronto fra fonti diffuse e fonti concentrate, gli stessi autori hanno evidenziato tra l'altro, che il 90 % di coliformi, azoto totale (ad eccezione dei nitrati) e ferro, nonché fino al 70 % di fosforo totale e zinco e fino al 60 % di cromo, piombo, e rame provengono da fonti diffuse.

In Italia, pur non mancando dati relativi allo stato di inquinamento dei principali corpi idrici (IRSA; 1992), sono carenti informazioni che consentano la stima del contributo specifico delle fonti diffuse, anche perché, spesso, il grado di depurazione delle fonti concentrate non è così spinto da consentire di isolare il contributo delle fonti diffuse. In qualche caso, quando è stato analizzato un territorio non urbanizzato, situazione al quanto rara in Italia, è stata comunque confermata la rilevanza del problema (Leone e Marini, 1993).

Dati interessanti, sebbene solo orientativi, si possono trarre dai bilanci della produzione di nutrienti a scala di bacino, di cui uno studio dell'IRSA (1991) sui quattro maggiori bacini italiani è uno degli esempi più recenti. Esso stima, mediante l'impiego di metodi indiretti, il carico (espresso come contributo percentuale) di fosforo e azoto proveniente dalle più diffuse fonti di inquinamento (Tab. 1.2).

I dati in tabella evidenziano la pericolosità delle fonti diffuse di origine agricola: per l'azoto costituiscono di gran lunga il principale elemento del bilancio degli inquinanti; per il fosforo il loro contributo è secondo solo ai carichi di origine civile. E' pure interessante notare come la distribuzione percentuale delle varie fonti sia molto simile nei quattro bacini.

Le sostanze immesse sui suoli coltivati possono raggiungere i corpi idrici con lo scorrimento superficiale delle acque di pioggia (sia in soluzione che informa particolata, ossia adsorbite al suolo eroso) o con la percolazione (solo in soluzione).

In generale, fra i nutrienti, la mobilitazione in forma di soluto coinvolge soprattutto l'azoto, mentre per il fosforo, meno solubile, assume maggiore rilievo la mobilitazione in forma particolata. Per i pesticidi non è possibile una simile distinzione, in quanto l'elevato numero e l'eterogeneità delle sostanze impiegate fanno sì che possano presentarsi entrambe le tipologie di mobilitazione. Si consideri che tali composti vengono prodotti in formulati sempre più solubili, al fine di diminuirne la quantità residua nei prodotti destinati al consumo alimentare. In questo modo aumenta il pericolo di inquinamento delle falde, soprattutto in quelle aree in cui le caratteristiche idrologiche, geo-pedologiche e morfologiche favoriscono la percolazione.

	Suolo coltivato	Suolo incolto	Zootecni a	Civile	Industria
	%	%	%	%	%
Fosforo					
Adige	29	8	19	40	4
Arno	24	4	8	58	6
Po	31	2	23	40	4
Tevere	22	4	10	58	6
Azoto					
Adige	56	10	7	18	9
Arno	43	6	2	28	21
Po	56	4	8	18	14
Tevere	49	6	4	32	9

Tab. 2.1 – Ripartizione percentuale di azoto e fosforo per tipologia di origine in alcuni bacini idrografici italiani (Da Leone *et al.*, 1996)

E' importante focalizzare l'attenzione sul fatto che il ruscellamento e la percolazione possono coinvolgere, in tempi diversi, la stessa area: suoli strutturalmente degradati da un cattivo uso (lavorazioni agricole e pratiche selvicolturali improprie, sovrappascolo, ecc.) si

prestano ad un più frequente e abbondante ruscellamento e, di conseguenza, ad un'erosione più accentuata, ma contemporaneamente per diminuita capacità di ritenzione idrica ed aumentata permeabilità dello strato superficiale, possono provocare anche abbondante percolazione. Ovviamente gli eventi pluviometrici responsabili sono diversi, sia come tipologia sia come periodo stagionale in cui si verificano: piogge intense e di forte energia (nei climi italiani probabili tra la fine di dell'estate e l'inizio dell'inverno) nel primo caso; piogge leggere, ma abbondanti e prolungate (tipiche del periodo inverno – primavera) nel secondo.

Nelle figure che seguono (2.2, 2.3 e 2.3) sono riassunti i processi biogeochimici dei nutrienti in generale e di P e N in particolare.

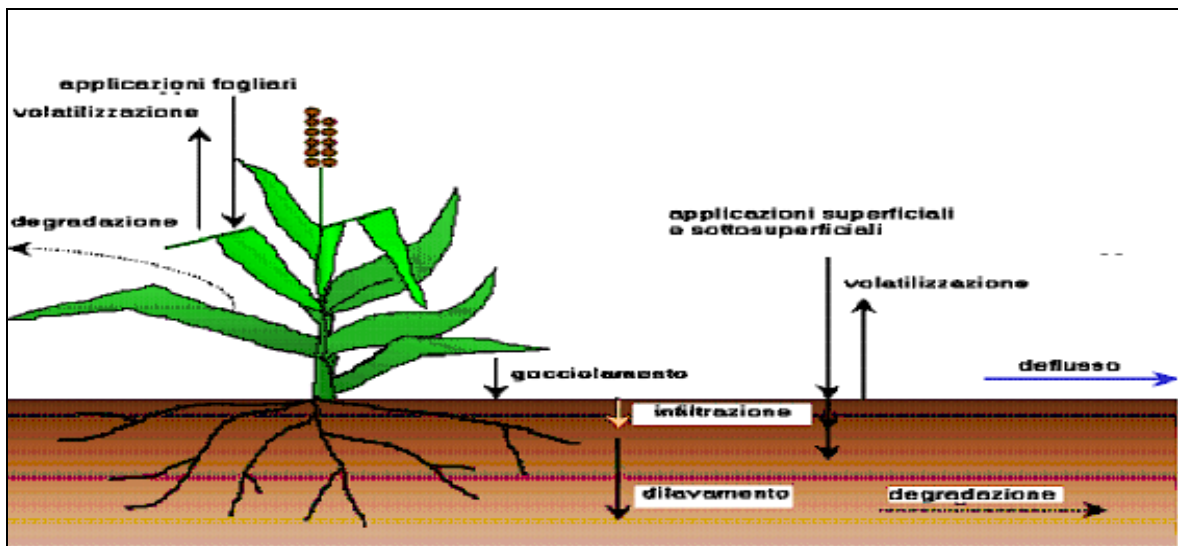


Fig. 2.2 – Routing dei nutrienti secondo il modello SWAT.

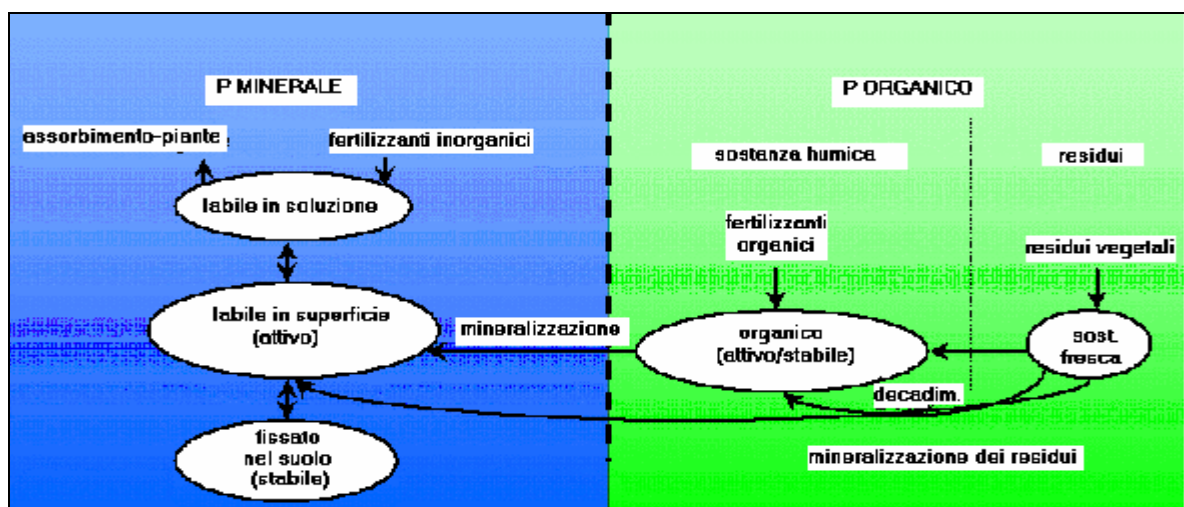


Fig.2.3 – Ciclo biogeochimico del fosforo.

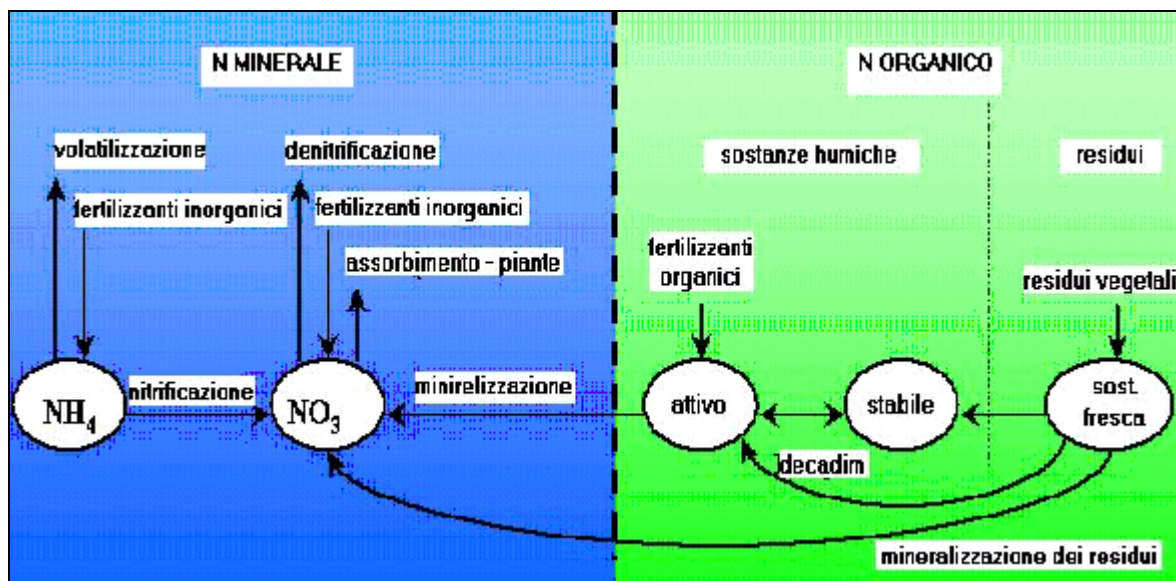


Fig. 2.4 – Ciclo biogeochimico dell'azoto.

2.3 IL QUADRO NORMATIVO

La natura pubblica di tutte le acque, superficiali e sotterranee, e un loro uso solidale e sostenibile a salvaguardia dei diritti e delle aspettative delle future generazioni, sono principi alla base della normativa nazionale per la gestione delle risorse idriche.

Quadro normativo che è stato recentemente ridefinito sia per quanto riguarda il dissesto idro-geologico, con la Legge 183/89 “sulla difesa del suolo”, sia per quanto riguarda l’aspetto della gestione delle risorse idriche, a seguito dell’approvazione della L 36/94 (meglio conosciuta come legge Galli), sia per quanto attiene alla tutela delle acque, con la promulgazione del D. Lgs 152/99, che costituiscono i principali riferimenti in materia di acque(modificato con le disposizioni correttive e integrative del Decreto Legislativo 18 agosto 2000 n. 258).

In particolare, quest’ultimo provvedimento di settore, che recepisce la direttiva nitrati (91/676/CEE) e la direttiva sul trattamento delle acque reflue urbane (91/271/CEE), e che si raccorda con la complessiva ripartizione delle competenze tra le amministrazioni pubbliche, avviata con la Legge 59/97 (cosiddetta Legge Bassanini), si configura come un testo unico che introduce importanti modifiche e riordina il sistema delle norme in materia di qualità delle acque e di scarichi nei corpi idrici e nel suolo, abrogando o comunque rendendo inefficace, in quanto superata o in contrasto, la legislazione precedente.

La ripartizione delle competenze tra i diversi livelli amministrativi risulta ridefinita in modo organico dai citati provvedimenti e dal D. Lgs 112/98, che elenca le funzioni riservate allo Stato in materia di risorse idriche, attribuendo le rimanenti, anche se non

espressamente individuate, alle Regioni e agli Enti Locali. In base al nuovo quadro normativo risulta la seguente articolazione delle funzioni:

1. per quanto riguarda l'inquinamento delle acque, lo Stato mantiene le funzioni inerenti la redazione dei piani di livello nazionale, la definizione di criteri e metodologie generali per l'attuazione dei piani di livello inferiore, la fissazione di specifici limiti, obiettivi e divieti inerenti la qualità delle acque e gli scarichi, l'elaborazione dei dati e delle informazioni in riferimento al territorio nazionale, la vigilanza e l'intervento per le acque marine. Per quanto riguarda la gestione delle risorse idriche, lo Stato emana le Direttive per il censimento e il monitoraggio, per la protezione dall'inquinamento, per la programmazione del loro uso razionale, per la gestione del servizio idrico integrato, per il risparmio idrico. Lo Stato, inoltre, esercita i poteri sostitutivi in caso di inadempienza agli obblighi comunitari delle Regioni e degli Enti Locali, nonché i poteri di ordinanza in caso di urgente necessità (DLgs 11.5.1999, n. 152 e 18 agosto 2000 n. 258);

2. la Regione esercita in via generale tutte le funzioni amministrative non specificatamente riservate allo Stato ed, in particolare, individua gli Ambiti Territoriali Ottimali ed i criteri generali rivolti alle Province e ai Comuni. Per quanto attiene alla tutela delle acque, le principali competenze comprendono:

- la definizione delle classi e delle destinazioni d'uso delle acque e delle correlate misure necessarie a mantenere o raggiungere gli obiettivi di qualità;
- l'individuazione e delimitazione delle zone vulnerabili o da salvaguardare e la elaborazione dei relativi programmi di intervento o attivazione di strumenti di controllo; la formulazione di misure e Direttive volte a favorire il risparmio idrico e ridurre i consumi;

3. la Provincia, per quanto attiene alla gestione delle acque, organizza e gestisce il sistema integrato, mentre nel caso della tutela delle acque ha solo competenze, salvo quelle definite dalla legislazione regionale, di autorizzazione agli scarichi non in fognatura e di assunzione di provvedimenti in casi di urgenza per tutelare la qualità delle acque;

4. il Comune, oltre ad organizzare il servizio idrico integrato e individuare le acque non balneabili, rilascia le autorizzazioni allo scarico in fognatura e adotta provvedimenti urgenti nel caso delle acque destinate alla vita dei molluschi.

Le competenze sono altresì definite, in base al D.Lgs 258/00, da successivi provvedimenti dello Stato e da quelli che devono essere adottati dalle Regioni; fino alla emanazione dei citati provvedimenti le Amministrazioni Pubbliche, compresa l'ANPA, le ARPA e le Autorità di bacino, esercitano le competenze già spettanti.

Viene inoltre attribuito alle Autorità di bacino il compito di definire e aggiornare il bilancio idrico per garantire l'equilibrio tra risorsa e fabbisogno, e istituito il Servizio idrico integrato, costituito dall'insieme dei servizi pubblici di captazione, adduzione e distribuzione delle acque ad usi civili, di fognatura e di depurazione delle acque reflue.

Il Servizio idrico integrato è organizzato, in conformità a specifici criteri, sulla base di Ambiti Territoriali Ottimali (ATO) delimitati dalle Regioni. Agli ATO è demandata la gestione del servizio, la determinazione quantitativa dei consumi, la pianificazione degli interventi per il risanamento delle perdite nelle infrastrutture, la diffusione di metodi e apparecchiature per il risparmio negli usi domestici, nell'industria, nel settore agricolo e nel terziario, la realizzazione di reti duali e di sistemi per il riutilizzo delle acque reflue.

Il completamento del quadro legislativo regionale per l'attuazione della riforma ha richiesto ben sei anni e si riscontrano ancora ritardi negli adempimenti amministrativi (convenzioni e statuti di cooperazione) e soprattutto nella costituzione degli organi di governo degli ATO.

Il sistema di gestione integrata del ciclo idrico nell'ambito degli ATO non si è realizzato con una significativa copertura nazionale poiché, ad oggi, risultano costituiti, ma non necessariamente operativi, 27 ATO sugli 83 previsti. Inoltre, i due strumenti operativi necessari per una gestione sostenibile e razionale delle risorse idriche, i bilanci e i piani di bacino non sono disponibili, per cui la riforma può considerarsi sostanzialmente inattuata.

E' altresì urgente, a seguito dell'emanazione del Decreto 152/99, individuare strumenti organizzativi di pianificazione adeguati per correlare strettamente i piani di tutela, i piani di bacino e quelli di gestione del servizio integrato, tenendo conto della non coincidenza dei limiti geografici di bacino con i limiti amministrativi degli ATO.

La tutela della qualità e dell'equilibrio quantitativo del ciclo idrico, la protezione dell'ambiente e degli ecosistemi connessi ai corpi idrici, sono gli obiettivi che devono essere perseguiti nella gestione integrata della risorsa. Sempre più, coloro che si interessano delle risorse idriche si stanno rivolgendo verso la gestione del bacino idrografico come un mezzo per ottenere risultati migliori per i loro programmi. Questo è dovuto al fatto che i programmi di gestione delle risorse idriche sono basati sugli aspetti ambientali, finanziari, e sociali che interessano il bacino. I bacini sono definiti dall'idrologia naturale, quindi rappresentano la base più logica per la gestione delle risorse idriche. Fino ad ora molte delle informazioni esistenti non sono in grado di sostenere la migliore gestione delle nostre risorse. Solo la tecnologia delle geo-informazioni ha offerto il modo adatto per la raccolta dei dati sulla superficie terrestre, l'estrazione delle

informazioni, la gestione dei dati, la manipolazione e visualizzazione ordinaria, e sono ben sviluppate per sostenere i processi decisionali.

Per migliorare le decisioni, tutte queste tecniche, modelli e processi decisionali devono potersi integrare in un sistema di gestione dell'informazione chiamato "Pianificazione Integrata e Sistema di Supporto alle Decisioni". Lo sviluppo di un simile sistema richiede la comprensione dello stesso, dei processi che lo compongono e la loro influenza sul comportamento del sistema; la comprensione del sistema richiede inoltre la sintesi di importanti processi ecologici ambientali, sociali, gestionali ed economici presenti nel sistema. In particolare nell'Allegato VI (parte B III) è riconosciuta la validità dei modelli di simulazione e dei GIS per la tutela delle acque.

Con la legge 183/89, invece, per la prima volta, vengono affrontate insieme la difesa del suolo e la tutela delle acque. Per il loro raggiungimento, la legge riconosce l'importanza delle attività di studio (Art. 2), pianificazione, programmazione ed intervento (Art. 3). Sono istituite ruoli di controllo e strumenti di gestione importanti, quali le Autorità di bacino (Art. 12) e i Piani di bacino (Art. 18). E' proposta la classificazione e la delimitazione dei bacini italiani (Art. 13-14-15-16)

Secondo la Direttiva CEE 676/1991 (meglio nota come **Direttiva Nitrati**) l'inquinamento idrico provocato dai nitrati è stato favorito dai metodi di produzione agricola intensiva, che hanno portato ad un maggiore impiego di fertilizzanti chimici e alla più forte concentrazione di capi di bestiame in piccoli appezzamenti.

L'inquinamento idrico provocato dai nitrati suscita problemi in tutti i Paesi della Comunità. Le fonti di tale inquinamento sono diffuse (emissioni in molteplici località, di difficile localizzazione) ed i principali responsabili di esso, le aziende agricole, sono sensibili agli elementi che hanno ripercussioni economiche sulla propria redditività.

Negli anni ottanta si è registrata una costante degradazione della situazione (l'aumento medio annuo della concentrazione di nitrati nelle acque è pari a 1 mg/l), riconducibile all'allevamento fuori terreno (polli, suini) in aree già saturate e a colture intensive, che comportano il ricorso al chemiodiserbo e alla sovraconcimazione.

La conferenza ministeriale di Francoforte, del 1988, ha riesaminato la legislazione relativa alla tutela delle acque. I partecipanti hanno ribadito la necessità di migliorare tale legislazione; ciò ha portato all'adozione della direttiva sul trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva sui nitrati.

La Direttiva impone agli Stati membri una serie di adempimenti ed in particolare essi hanno l'obbligo :

- 1) di individuare sul proprio territorio:
 - le acque, di superficie o sotterranee, inquinate o che potrebbero essere inquinate, sulla base della procedura e dei criteri di cui nella direttiva;
 - le zone vulnerabili che concorrono all'inquinamento;
- 2) di fissare codici di buona pratica agricola, applicabili a discrezione degli agricoltori, come definito nell'allegato II.
- 3) di elaborare ed applicare programmi di azione per le zone vulnerabili, che comprendono le misure vincolanti descritte nei codici di buona pratica agricola, nonché provvedimenti intesi a:
 - limitare l'impiego in agricoltura di fertilizzanti che contengono azoto;
 - fissare restrizioni per l'impiego in agricoltura di effluenti di allevamento.
- 4) di elaborare e presentare regolarmente alla Commissione relazioni sull'attuazione della direttiva.

Gli Stati membri, inoltre, sono tenuti a sorvegliare la qualità delle acque, applicando a tal fine metodi standardizzati di misura di riferimento per i composti azotati.

Infine la direttiva autorizza gli Stati membri a completare o rafforzare i programmi di azione, per conseguire gli obiettivi della direttiva.

Per quanto riguarda la direttiva sulle acque 2000/60/CE, i suoi obiettivi principali si inseriscono in quelli più complessivi della politica ambientale della Comunità che deve contribuire a perseguire salvaguardia, tutela e miglioramento della qualità ambientale, nonché l'utilizzazione accorta e razionale delle risorse naturali e che deve essere fondata sui principi della precauzione e dell'azione preventiva, sul principio della riduzione, soprattutto alla fonte, dei danni causati all'ambiente e sul principio "chi inquina paga".

L'obiettivo di fondo consiste nel mantenere e migliorare l'ambiente acquatico all'interno della Comunità, attraverso misure che riguardino la qualità integrate con misure riguardanti gli aspetti quantitativi.

La direttiva acque mira ad ottenere la graduale riduzione delle emissioni di sostanze pericolose nelle acque per raggiungere l'obiettivo finale di eliminare le sostanze pericolose prioritarie e contribuire a raggiungere valori vicini a quelli del fondo naturale per le concentrazioni in ambiente marino di sostanze presenti in natura.

La direttiva 200/60/CE si propone dunque di istituire un quadro per la protezione delle acque superficiali interne, delle acque di transizione, delle acque costiere e sotterranee che: impedisca un ulteriore deterioramento, protegga e migliori lo stato degli ecosistemi acquatici e degli ecosistemi terrestri e delle zone umide direttamente dipendenti dagli

ecosistemi acquatici sotto il profilo del fabbisogno idrico; agevoli un utilizzo idrico sostenibile fondato sulla protezione a lungo termine delle risorse idriche disponibili; miri alla protezione rafforzata e al miglioramento dell'ambiente acquatico, anche attraverso misure specifiche per la graduale riduzione degli scarichi, delle emissioni e delle perdite di sostanze prioritarie e l'arresto o la graduale eliminazione degli scarichi, delle emissioni e delle perdite di sostanze pericolose prioritarie;

assicuri la graduale riduzione dell'inquinamento delle acque sotterranee e ne impedisca l'aumento; contribuisca a mitigare gli effetti delle inondazioni e della siccità.

La Direttiva CEE 2000/60 prevede quindi che gli Stati membri individuino i singoli bacini idrografici presenti nel loro territorio e li assegnino a singoli distretti idrografici, (definiti come la principale unità per la gestione dei bacini idrografici) accorpendo eventualmente i piccoli bacini idrografici in un unico distretto, inoltre gli Stati membri devono adottare disposizioni amministrative adeguate, compresa l'individuazione dell'autorità nazionale competente, per l'applicazione delle norme previste dalla direttiva in esame all'interno di ciascun distretto idrografico presente nel loro territorio.

Per ciascun distretto idrografico interamente compreso nel suo territorio, ogni Stato membro provvede a predisporre un Piano di gestione del bacino idrografico

Per attuare i programmi di misure specificate nei Piani di gestione e indicate all'art. 11 della nuova direttiva in relazione alle acque superficiali, alle acque sotterranee e alle aree protette, gli Stati membri devono adottare tutte le misure necessarie ad impedire il deterioramento dello stato di tutti i corpi idrici, superficiali e sotterranei, e devono altresì proteggere, migliorare e ripristinare tutti i corpi idrici, al fine di conseguire un buono stato delle acque superficiali e sotterranee entro 15 anni dall'entrata in vigore della direttiva (art. 4).

La direttiva prevede inoltre, entro 6 anni dalla sua entrata in vigore, la definizione di programmi di monitoraggio dello stato delle acque nell'ambito di ciascun distretto idrografico al fine di valutare lo stato chimico, ecologico e quantitativo delle acque superficiali e sotterranee (art. 8). Una temporanea deterioramento delle masse idriche non costituisce infrazione alla direttiva se è dovuta a circostanze eccezionali e non prevedibili, provocate da un incidente, una causa naturale o un caso di forza maggiore.

La direttiva inoltre impone agli Stati membri di redigere, un programma di misure che tenga conto delle caratteristiche del distretto idrografico, dell'impatto delle attività umane sullo stato delle acque superficiali e sotterranee e dell'analisi economica dell'utilizzo idrico.

La direttiva prevede che il Parlamento europeo e il Consiglio adottino misure specifiche

per combattere l'inquinamento idrico prodotto da singoli inquinanti o gruppi di inquinanti che presentino un rischio significativo per l'ambiente acquatico o proveniente dall'ambiente acquatico, inclusi i rischi per le acque destinate alla produzione di acqua potabile (art. 16). La nuova direttiva prevede inoltre che il Parlamento europeo ed il Consiglio adottino misure specifiche per prevenire e controllare l'inquinamento delle acque sotterranee e finalizzate al perseguimento di un buono stato chimico delle stesse (art. 17).

La direttiva rappresenta un passo importante per il miglioramento della gestione delle risorse idriche nel nostro paese, e per lo stato dell'ambiente in generale. Sicuramente una corretta applicazione in Italia necessita lo scioglimento di alcuni nodi problematici, tra i quali la suddivisione delle competenze tra i molti enti coinvolti e l'esistenza di strumenti legislativi nazionali che hanno anticipato vari aspetti della direttiva. Solo un lavoro congiunto tra gli enti competenti, le associazioni e le parti interessate potrà portare a una condivisa e coerente applicazione di tale documento.

CAPITOLO 3

LA MODELLISTICA MATEMATICA NELLA PIANIFICAZIONE DEL TERRITORIO E LA GESTIONE DELLE ACQUE

3.1 PREMESSA

Per una corretta comprensione ed analisi dei fenomeni di generazione e trasporto dell'inquinamento di origine diffusa, si rendono necessari il concorso di competenze multidisciplinari ed una visione globale dei vari aspetti (distribuzione spaziale delle sorgenti e dei rilasci, modalità e tipi di immissioni, processi di trasformazione, tempi di detenzione, risposta idrologica e sedimentologica, variazione della destinazione di uso dei suoli, ecc..) che solo un approccio modellistico può garantire.

Negli ultimi venti anni, un gran numero di modelli NPS sono stati sviluppati. Fondamentalmente sono stati identificati due approcci per modellare l'inquinamento diffuso. Quelli usati più estesamente sono i modelli a parametri costanti, mentre i modelli più complessi sono basati sul concetto di parametro distribuito. Revisioni dei modelli di qualità del deflusso disponibili e applicabili alla modellazione dell'inquinamento diffuso di bacini urbani ed agricoli sono state preparate tra gli altri da Giorgini e Zingales (1986), Rose *et al.* (1988), e Donigian e Huber (1990). Alcuni dei migliori modelli NPS sono: ARM-HSPF (Donigian *and* Davis, 1985), AGNPS (Young *et al.*, 1986), ANSWERS (Beasley *and* Huggins, 1985), CREAMS (Knisel, 1980), SWAT (Arnold *et al.*, 1995) e SWRRB (Williams *et al.*, 1985).

La maggior parte di questi modelli simula i processi di intercezione, infiltrazione, immagazzinamento superficiale, e deflusso superficiale per la componente idrologica. Alcuni di loro usano l'approccio del numero della curva di deflusso del servizio conservazione del suolo (*Soil Conservation Service, SCS*), combinato con l'idrogramma unitario (*Unit Hydrograph*) per una pioggia uniforme. L'erosione è basata sull'equazione universale di perdita del suolo (*Universal Soil Loss Equation, USLE*), o sue modifiche, per stimare la perdita di suolo causata dalla pioggia e dal deflusso.

Quando si parla di modellazione delle fonti diffuse, ci si riferisce, in primo luogo, all'inquinamento presente nel deflusso superficiale, sub-superficiale e profondo. Tale genere di modellazione è comunemente denominata HWQ, *Hydrologic and Water Quality modeling*. Un buon modello HWQ deve avere a suo fondamento un buon modello idrologico. I modelli di tipo HWQ comprendono, al loro interno, tanto i parametri idrologici, quanto quelli che descrivono la qualità delle acque. Il loro utilizzo comprende la

rappresentazione del movimento dell'acqua, attraverso un sistema idrologico, dei nutrienti, dei pesticidi e di altre sostanze. La massima parte di tali modelli HWQ necessita dell'utilizzo di una notevole quantità di dati di *input* spazialmente riferiti, i quali possono essere agevolmente rielaborati attraverso l'utilizzo di un Sistema Informativo Geografico. I GIS, inoltre, permettono di visualizzare i risultati delle simulazioni e, quindi, le previsioni di tali modelli, in una maniera che possa essere compresa anche da individui non specializzati.

La caratterizzazione dei percorsi di flusso e delle proprietà dei diversi materiali che l'acqua incontra necessita di una grande mole di dati, i quali devono essere spazialmente riferiti, dal momento che la capacità di trasporto degli inquinanti dipende dai carichi inquinanti già presenti nel flusso, dalla disponibilità di inquinanti stessi, e dalla capacità di trasporto del flusso. Ad esempio, un flusso fortemente carico di sedimenti può non contribuire all'erosione quando il flusso stesso attraversa un'area erodibile, se la capacità di trasporto dei sedimenti è già saturata. Di contro, il flusso di acqua chiara sulla stessa area ed alla stessa velocità può causare erosione considerevole. Nella modellazione dei carichi di nutrienti verso i canali, e provenienti da aree agricole, è fondamentale riferire spazialmente la disponibilità di nutrienti rispetto ai corpi idrici di interesse. E' quindi importante avere un riferimento spaziale del flusso (Oliveira, 1996).

Per ciò che attiene i bacini idrografici caratterizzati da una considerevole eterogeneità nelle loro caratteristiche fisiche e chimiche, il GIS rappresenta un eccellente strumento di gestione dei dati che occorrono ad un modello HWQ, permettendo così di conservare il riferimento spaziale dei dati stessi. Le interazioni tra le proprietà idrologiche del suolo, l'erodibilità, l'uso del suolo, la distribuzione spaziale e temporale della pioggia, il carico di nutrienti, e il riferimento spaziale si possono esprimere usando modelli di tipo distribuito insieme ai GIS, in una maniera che non è possibile sviluppare attraverso l'utilizzo di modelli a parametri costanti (*lumped parameter models*). Un GIS, dunque, consente di descrivere meglio il sistema oggetto della modellazione e di migliorare la stima dei parametri specifici del sito d'interesse. Attraverso l'uso del GIS, inoltre, è possibile visualizzare interattivamente i risultati delle modellazioni dell'inquinamento da fonti diffuse e mostrare la localizzazione delle fonti e l'ampiezza dei contributi dei diversi inquinanti alla qualità totale del deflusso (Haan e Storm, 1996).

Il GIS utilizzato nei modelli di tipo HWQ può essere sia in formato vettoriale, sia *raster*. Fino ad ora, la massima parte del lavoro fatto sui problemi di tipo HWQ è stato effettuato attraverso l'uso di un approccio *raster*. Un modello digitale del terreno, infatti, può

sviluppare informazioni su pendenze, lunghezze, ed aree, le quali possono essere inserite direttamente in un GIS per essere utilizzate al fine di stimare i parametri di un modello di tipo HWQ.

3.2 I NONPOINT SOURCES MODEL

Vi sono numerose tipologie di modelli per le sorgenti diffuse: a concentrazione costante, di propagazione, statistici, di regressione ecc. Un modello a concentrazione costante parte dall'assunzione che il deflusso ha la medesima concentrazione per uno specifico costituente. Ad esempio, un volume di deflusso annuale può essere moltiplicato per la concentrazione annuale, per produrre un carico annuale. Diversi calcoli vengono effettuati usando sofisticate analisi di propagazione. Molti dei modelli a parametri distribuiti e basati sul concetto della propagazione, usano un coefficiente di deflusso moltiplicato per l'altezza di pioggia, con il vantaggio di avere la concentrazione dei costituenti variabile con l'uso del suolo. Il metodo statistico dell'EPA assume che i valori delle EMC (*Event Mean Concentration*) siano variabili, ma con una distribuzione di frequenza di tipo log-normale. Viene utilizzata una regressione per mettere in relazione i carichi e le concentrazioni medie dell'evento (EMC) con le caratteristiche demografiche e idrologiche. I modelli del tipo *buildup/washoff* tentano di descrivere i meccanismi dell'accumulo di costituenti durante il tempo secco con i solidi immagazzinati e poi dilavati durante l'eventi di pioggia (Quenzer e Maidment, 1998).

Ogni modello può essere rappresentato come una “*Black Box*” (Chow, 1972). Il modello, proprio come un sistema reale, produce *OUTPUT* al variare degli *INPUT*.

La struttura di un modello è sempre una versione molto semplificata delle interazioni e reazioni che hanno luogo nel sistema reale e il grado di semplificazione dipende dalla precisione dei risultati che si vogliono ottenere.

Nonostante alcuni modelli rappresentino la migliore tecnologia disponibile per l'analisi del sistema ambientale, un errore comune è assumere i risultati della simulazione come veri e assoluti per condizioni talvolta sconosciute. Alcuni dati inoltre, non sono sempre disponibili per l'area di interesse e devono pertanto essere estrapolati da osservazioni relative ad aree vicine.

Le variabili che descrivono lo stato fisico del sistema sono dette *Parametri del Sistema*; esempi di tali variabili sono: le dimensioni, la pendenza, le caratteristiche di scabrezza, l'erosibilità, la tessitura del suolo. Le variabili che rappresentano lo stato del sistema sono

dette invece *Variabili di Stato* e tra esse ritroviamo: la temperatura, la radiazione solare, la copertura vegetale.

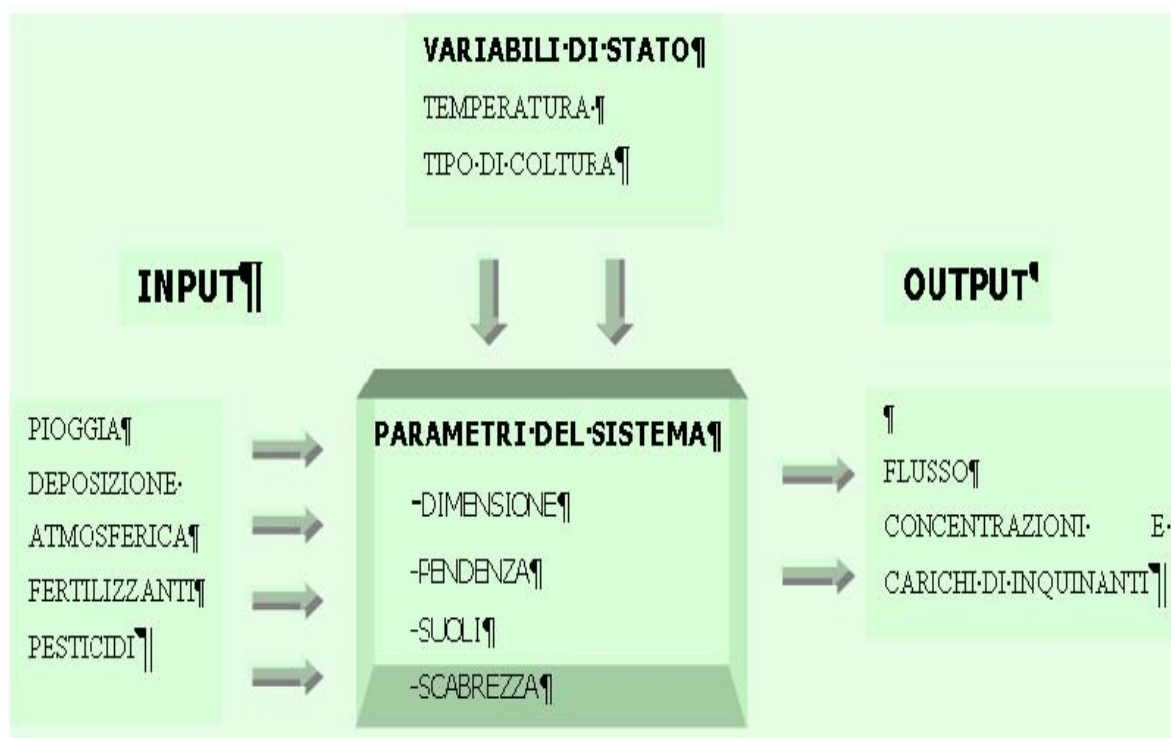


Fig. 3.1. Esempio di “Black Box”

3.2.1 Modelli fisicamente basati e modelli astratti

Secondo la classificazione di Chow (1972), i modelli idrologici possono essere distinti in :

- *modelli fisici*, poco importanti ai fini della modellazione dell’inquinamento diffuso, sebbene essi siano largamente usati per studiare processi individuali come l’infiltrazione, il deflusso superficiale, l’assorbimento e il rilascio;
- *modelli astratti*, che cercano di rappresentare la realtà in forma matematica. Questi modelli riproducono le caratteristiche del sistema con adeguate relazioni matematiche. Sono i modelli per lo studio dell’inquinamento diffuso e possono essere, in generale, divisi nei seguenti gruppi base: *semplici modelli statistici*, *modelli idrologici di tipo deterministico*, *modelli di tipo stocastico*.

Un modello deterministico ignora l’input delle perturbazioni e variazioni casuali (*random*) o accidentali dei parametri del sistema e delle variabili di stato. Tali modelli per un dato set di input forniscono solo un set di output, mentre l’output dei modelli stocastici è spesso espresso in termini di significato e variazioni probabilistiche.

Ci sono due approcci fondamentali per i modelli dell’inquinamento diffuso, i più

largamente usati sono i *modelli a parametri costanti (lumped-parameter models)*, mentre alcuni modelli deterministici più complessi sono basati sul concetto di *parametri distribuiti (distributed-parameters)*.

I *modelli a parametri lumped* possono essere sia stocastici sia deterministici, essi considerano il bacino o una significativa porzione di esso come un'unità. Le diverse caratteristiche del bacino sono spesso raggruppate insieme per mezzo di equazioni empiriche; la forma finale e la dimensione dei parametri sono semplificate per rappresentare l'unità modellata come un sistema uniforme. I coefficienti ed i parametri del sistema, per ogni unità omogenea, sono spesso determinati attraverso la taratura e il confronto della risposta del modello con dati di campo estensivi. Per tali modelli la relazione *input-output* può essere così rappresentata:

$$\mathbf{Y}=\Phi\mathbf{X}$$

dove

$\mathbf{X}$ = vettore di *input* (singolo o multivariato)

$\mathbf{Y}$ = vettore di *output* (singolo o multivariato)

Φ = funzione di passaggio (semplice o complessa).

Per la trasformazione dei dati di *input* in *output*, tale funzione richiede complesse operazioni matematiche che rendono complessa anche la sua implementazione.

I *modelli a parametri distribuiti* implicano la divisione del bacino in piccole unità omogenee (elementi areali) con caratteristiche uniformi (suolo, colture, pendenza, accessibilità, etc.). Ciascuna unità areale è descritta individualmente con una serie di equazioni differenziali di bilancio di massa. L'*input* di ciascun elemento areale consiste di *inputs* distribuiti, quali precipitazioni piovose, deposizioni atmosferiche, ed *output* provenienti dalle celle elementari adiacenti. Le equazioni di bilancio di massa dell'intero sistema sono poi risolte simultaneamente su un piccolo intervallo di tempo Δt .

Teoricamente, i modelli a parametri costanti (*lumped*) possono fornire un solo *output*, mentre i modelli a parametri distribuiti forniscono *output* diversi per ogni sottounità elementare.

I modelli a parametri distribuiti sono caratterizzati dalla necessità di immagazzinare una grande mole di dati e di eseguire lunghe elaborazioni al calcolatore, oltre che di fornire descrizioni particolareggiate dei parametri del sistema per ciascun elemento.

Comunque, i cambiamenti nelle caratteristiche del bacino e i loro effetti sull'*output* possono essere semplicemente ed efficacemente modellati. L'*output* è ottenuto come

somma degli *output* individuali di ogni unità areale.

Le interazioni tra le proprietà idrologiche del suolo, la distribuzione spaziale e temporale della pioggia, il carico di nutrienti, e il riferimento spaziale si possono esprimere proprio grazie all'uso dei modelli di tipo distribuito insieme ai GIS, in una maniera che non è possibile sviluppare attraverso l'utilizzo di modelli a parametri costanti (*lumped-parameter models*).

L'uso del GIS consente di descrivere meglio il sistema oggetto della modellazione e di migliorare la stima dei parametri specifici del sito d'interesse. Inoltre, con esso è possibile visualizzare interattivamente i risultati delle modellazioni dell'inquinamento da fonti diffuse e mostrare la localizzazione delle fonti e l'ampiezza dei contributi dei diversi inquinanti alla qualità totale del deflusso.

Un problema per la modellazione distribuita è la scelta dei criteri per la discretizzazione del bacino in elementi della griglia. La maggiore difficoltà nella suddivisione del bacino in aree o celle aventi risposta uniforme è proprio la definizione di cosa si debba intendere per area idrologicamente omogenea.

Una delle principali caratteristiche delle fonti diffuse di inquinamento (NPSP, *Non-point Source Pollution*) è la loro variabilità spaziale e la relazione con l'uso del suolo. Pertanto, il fattore comune per raggruppare e selezionare la grandezza delle celle è proprio il tipo di copertura del suolo. Se però il bacino è di grandi dimensioni, per mantenere un numero limitato di elementi della griglia, l'assunzione di uniformità non è pienamente rispettata.

Il più comune approccio ai modelli idrologici è quello di ottenere una risposta per ciascun elemento della griglia (*Hydrologic Response from the Unit*, HRU), pesando i valori dei parametri relativi all'uso del suolo. Nel fare ciò, la tendenza ad incrementare la grandezza delle celle della griglia per mantenere un numero limitato di elementi è compromessa dalla richiesta di omogeneità, che ridurrà la grandezza delle celle da modellare.

Recentemente è stato sviluppato un nuovo approccio distribuito, basato sul concetto della risposta unitaria raggruppata (*Group Response Unit*, GRU) che calcola la risposta per ciascuna classe di copertura del suolo nell'elemento e rende attuabile l'ampliamento della grandezza delle celle. Tale metodo è descritto da Kouwen (1988) ed incluso nel modello idrologico WATFLOOD (N. Kouwen, 1999). Con tale approccio si ottiene un metodo semplificato per specificare i parametri in ciascuna cella della griglia e migliorare la modellazione dei NPSP.

Alcuni modelli idrologici consentono la suddivisione del bacino in porzioni di suolo omogeneo di numero minore rispetto ai modelli distribuiti. Ciascuno di questi elementi

omogenei può essere individuato essenzialmente da sottobacini a parametri costanti. L'output, in questo caso, viene definito attraverso la somma degli output di tutti i sottobacini, e non attraverso la risoluzione simultanea del bilancio di massa di un gran numero di elementi areali.

Per quanto concerne le dimensioni, i modelli di bacino possono variare da piccole porzioni uniformi di meno di 1 ettaro, fino a interi bacini di diverse centinaia di km². L'Agenzia di Protezione Ambientale degli Stati Uniti ha operato una suddivisione dei modelli di carico nelle seguenti tre categorie: – modelli a scala di bacino (> 500 km²);
– modelli di tipo *areawide* (da 500 a 500 km²);
– modelli di campo (< 55 km²).

3.2.2 Modelli ad eventi distinti e modelli a processo continuo

I modelli possono essere progettati per operare sulla base di un evento o in maniera continua.

I modelli basati sull'evento simulano la risposta del bacino per il maggior evento di pioggia o di neve. Il principale vantaggio di tale modellazione rispetto alla simulazione continua è che essa richiede pochi dati meteorologici e può essere gestita da un calcolatore in poco tempo. Il principale svantaggio è che essa richiede uno schema specifico delle perturbazioni e delle precedenti condizioni di umidità. *La modellazione a processo continuo* simula sequenzialmente processi quali precipitazione, immagazzinamento superficiale disponibile, accumulo e scioglimento della neve, evapotraspirazione, umidità del suolo, deflusso superficiale, infiltrazione, movimento dell'acqua attraverso il suolo, accumulo di inquinanti, erosione etc. Tali modelli, solitamente, operano su un intervallo di tempo che varia da un giorno alla frazione di un'ora, e eseguono in maniera continua un bilancio di massa dell'acqua e degli inquinanti nel sistema.

Il principale vantaggio della modellazione continua è rappresentato dalla possibilità offerta di ottenere in *output* una lunga serie storica del carico inquinante e delle portate di deflusso. Alcuni utenti di tali modelli hanno analizzato statisticamente l'*output* della serie storica, valutando ad esempio la frequenza degli eventi di deflusso e del carico inquinante. E' da notare, tuttavia, che l'analisi statistica effettuata su *output* di modelli deterministici, potrebbe condurre a risultati statistici errati (Novotny e Olem, 1994).

Il principale svantaggio della modellazione continua è che essa, essendo eseguita su lunghi periodi di tempo, limita il numero delle alternative analizzabili. Inoltre essa richiede dati

storici di precipitazione, spesso su frazioni di un'ora, che non sono sempre facilmente reperibili.

3.2.3 Modelli di qualità delle acque e Tecnologia GIS

I GIS (Geographic Information Systems) possono essere definiti come DBMS (Database Management Systems), ossia sistemi di gestione di database spaziali georeferenziati. Tali sistemi sono stati sviluppati originariamente per la produzione automatica di mappe (Monmonier, 1982), ma sono stati applicati ad una grande varietà di problemi di analisi spaziale, in diversi campi (ecologia, epidemiologia, ambiente). L'utilizzo dei GIS per l'analisi di problematiche inerenti la qualità delle acque ha avuto inizio negli anni '80 (Logan *et al.*, 1982) e da allora si è costantemente accresciuto.

I GIS possono essere visti come estensioni degli standard DBMS che forniscono anche strumenti per l'immagazzinamento, l'elaborazione e la successiva visualizzazione di dati geografici. I dati spaziali memorizzati in un GIS sono georeferenziati, ossia le loro posizioni sono specificate in relazione ad un sistema di coordinate terrestri (Ritter e Shirmohammadi, 2001).

Dalle precedenti definizioni si evince che un GIS è costituito da diverse componenti o moduli *software*, ognuno finalizzato all'esecuzione di funzioni specializzate:

- sottosistema di input per l'immissione dei dati nel computer: permette l'acquisizione dei dati nel GIS convertendoli in forma numerica o digitale, tramite tecniche come la digitalizzazione da tavolo o da schermo, la conversione da altri sistemi GIS, rilievi sul campo in formato digitale, dati da scanner, da telerilevamento, da GPS.
- sottosistema di archiviazione e gestione dei dati: consente la creazione del database, l'accesso ai dati, il recupero, l'aggiornamento e la modifica degli stessi.
- sottosistema per l'analisi dei dati: permette di trasformare i dati in informazioni mediante i comandi di cui il *software* dispone.
- sottosistema di output per l'uscita dei dati: permette di elaborare i prodotti in uscita dal GIS, visualizzare i dati sullo schermo, plottare carte, generare rapporti statistici e tabelle, ecc.

Queste le caratteristiche intrinseche del GIS: un insieme di moduli *software* specializzati, che tratta dati geografici e non geografici, che ha potenzialità per eseguire analisi di dati e che è in grado di integrare dati di diverso tipo tra loro.

Tutti i dati nel GIS sono descritti e archiviati come grandezze numeriche, che rappresentano le coordinate (x,y) degli stessi. Utilizzando le coordinate (x,y) il GIS è in

grado di manipolare la geometria dei dati e le relazioni tra essi, per creare nuove informazioni. Con il GIS è possibile associare ai dati geografici le informazioni descrittive relative ad essi. Le informazioni descrittive, dette attributi, sono organizzate in matrici: ogni colonna o campo contiene i valori o singole occorrenze dell'attributo, ogni riga o record rappresenta i valori di tutti gli attributi relativi ad un singolo elemento geografico. La matrice degli attributi prende il nome di tabella. La creazione, l'organizzazione e la gestione delle tabelle sono compiti specifici del sottosistema del GIS di gestione del database alfanumerico.

Il legame tra gli elementi geografici e gli attributi è la caratteristica fondamentale del funzionamento del GIS. Il legame è realizzato tramite un identificatore, un codice unico composto da soli numeri o numeri e lettere, che viene assegnato contemporaneamente all'elemento geografico e al record che identifica l'insieme dei suoi attributi nella tabella. La tabella degli attributi ha in genere un campo denominato ID, dove sono archiviati tutti gli identificatori. L'esistenza di tale legame permette di richiamare gli attributi a partire dai dati geografici e/o di accedere ai dati geografici in base agli attributi della tabella, e consente al GIS di visualizzare le carte in modo dinamico, sulla base di qualunque attributo scelto, ovvero, se cambia un attributo nella tabella cambia anche la rappresentazione grafica dell'elemento geografico associato. Lo stesso elemento geografico può essere, poi, rappresentato con grafiche e simboli diversi a seconda dell'attributo selezionato. Il GIS ha, inoltre, la capacità di separare la rappresentazione dei dati dalla loro archiviazione. E' cioè possibile accedere ai dati del database, estrarre quelli di interesse, combinarli ed elaborarli con metodologie diverse a seconda dell'analisi da fare. Ottenuti i risultati si può scegliere il modo di rappresentazione grafica, ossia i simboli e i colori. Tutto ciò non altera i dati geografici che rimangono utilizzabili nella forma originaria. I dati geografici, coppie di coordinate, costituiscono il database geografico, differente dal database che contiene i dati descrittivi.

Il GIS organizza gli elementi geografici in temi, ovvero in elementi concettualmente correlati. Un tema viene chiamato anche *layer* (strato). Un database GIS è costituito dall'insieme dei temi relativi ad una data area geografica.

Analizzare i dati in termini geografici significa conoscerne ed interpretarne la distribuzione nello spazio geografico. Questo tipo di analisi è il denominatore comune sia delle discipline che studiano l'ambiente e il territorio ed i fenomeni che li interessano, sia delle attività che, finalizzate al governo del territorio e dell'ambiente, eseguono pianificazione, gestione, monitoraggio, previsione e controllo dei fenomeni naturali ed antropici. Tutte

queste attività, essendo riferite al territorio, hanno la caratteristica di avere un'intrinseca componente geografica. Il termine geografico indica che si ha a che fare con la superficie terrestre, ed in particolare con la posizione di eventi rispetto a questa. I dati geografici rappresentano, dunque, fenomeni posizionati sulla superficie terrestre o vicino ad essa. Un dato di cui è nota la posizione rispetto alla superficie terrestre si dice georiferito (o georeferenziato). La posizione di un qualunque fenomeno sulla superficie terrestre, che è approssimativamente sferica, è misurata in gradi di latitudine e di longitudine (coordinate geografiche); sulla carta, che è piatta, le posizioni sono riferite ad un sistema bidimensionale di coordinate planari, che identificano la posizione di un elemento come la distanza da un'origine (0,0) misurata lungo due assi cartesiani (x,y). Sono, dunque, necessarie delle trasformazioni, che il GIS è in grado di operare, rendendo possibile l'integrazione di dati con sistemi di proiezioni e di coordinate differenti, relativi ad una stessa porzione di territorio.

Il GIS fornisce gli strumenti necessari per rendere equivalenti i dati anche in termini di scala e di formato di rappresentazione. Per quanto riguarda quest'ultimo elemento, è necessario che i dati siano nella stessa forma di rappresentazione *raster* o vettoriale, e il GIS dà la possibilità di convertire i dati da un formato all'altro, ovvero di rasterizzare o vettorializzare i dati.

Il modello *raster* suddivide la realtà in celle di forma e misura regolare, sovrapponendo ad essa una griglia immaginaria. Ad ogni cella è assegnato un valore, in genere un numero, che rappresenta l'elemento della realtà che in essa ricade. Tale valore è l'attributo della cella e, sebbene sia esteso a tutta la sua superficie, non implica che si riferisce all'intera cella ma che, invece, è legato alla cella solo in termini di posizione.

Il modello *raster* viene creato registrando per ogni cella la presenza o l'assenza del fenomeno da rappresentare. Questo metodo di codifica *raster* è esaustivo dello spazio, infatti tutto ciò che è ricoperto dalla griglia viene incluso nel *database raster*; anche alla cella dove il tematismo in esame non è presente viene, cioè, assegnato un valore, generalmente zero.

Il modello *raster* è organizzato come una matrice bidimensionale con n righe e m colonne; il *raster* viene riferito alla superficie terrestre attraverso le coordinate di due angoli opposti della matrice, in genere quello in basso a sinistra e quello in alto a destra.

Nella sovrapposizione della griglia alla realtà possono verificarsi due casi: la cella può contenere una o più caratteristiche del territorio. il GIS consente di operare delle scelte di rasterizzazione, ossia di trasformazione delle caratteristiche geografiche nel formato *raster*,

tramite due criteri di trasformazione: di prevalenza e dei pesi. Per il primo la cella assume il valore dell'elemento prevalente, per il secondo, i pesi assegnati alle varie caratteristiche fanno assumere alla cella il valore della caratteristica con peso più forte.

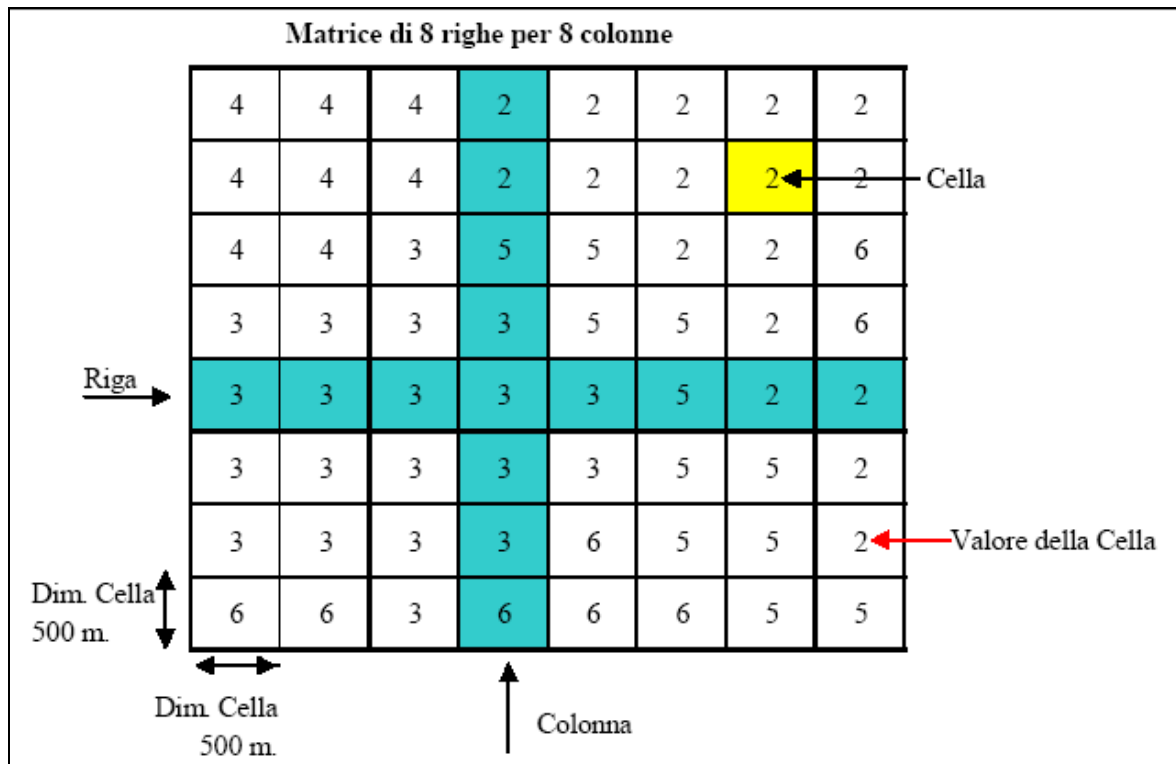


Fig. 3. 2. Rappresentazione schematica di un modello di dati di tipo raster.

La porzione di mondo reale che la cella rappresenta può variare in dimensioni, da pochi metri ad alcuni chilometri: questa misura rappresenta la risoluzione del *raster*.

Nel modello *raster* un punto è rappresentato da una cella e le sue coordinate dal numero di riga e di colonna; un elemento puntuale è identificato dalla cella in cui ricade, anche quando in una stessa cella sono presenti più punti. Una linea è rappresentata da un insieme di celle connesse secondo una direzione, un'area, invece, da un agglomerato di celle continue.

L'elemento fondamentale del modello vettoriale è il punto. Esso è rappresentato da una coppia di coordinate (x, y) e ad esse sono associati i dati che rappresentano gli attributi di quella posizione. Il punto può rappresentare elementi discreti.

Ad esso sono associati un simbolo grafico che lo rappresenta ed un'etichetta che definisce cosa realmente è.

Gli elementi lineari vengono descritti da una sequenza di punti che, uniti da segmenti o vettori, restituiscono la forma della linea. Le intersezioni di due o più linee sono dette

nodì, mentre i punti, che non sono intersezione, sono chiamati vertici. Il GIS mantiene memoria sia della sequenza con cui i punti si devono connettere per formare una linea, sia dei nodi con una apposita codifica in tabelle.

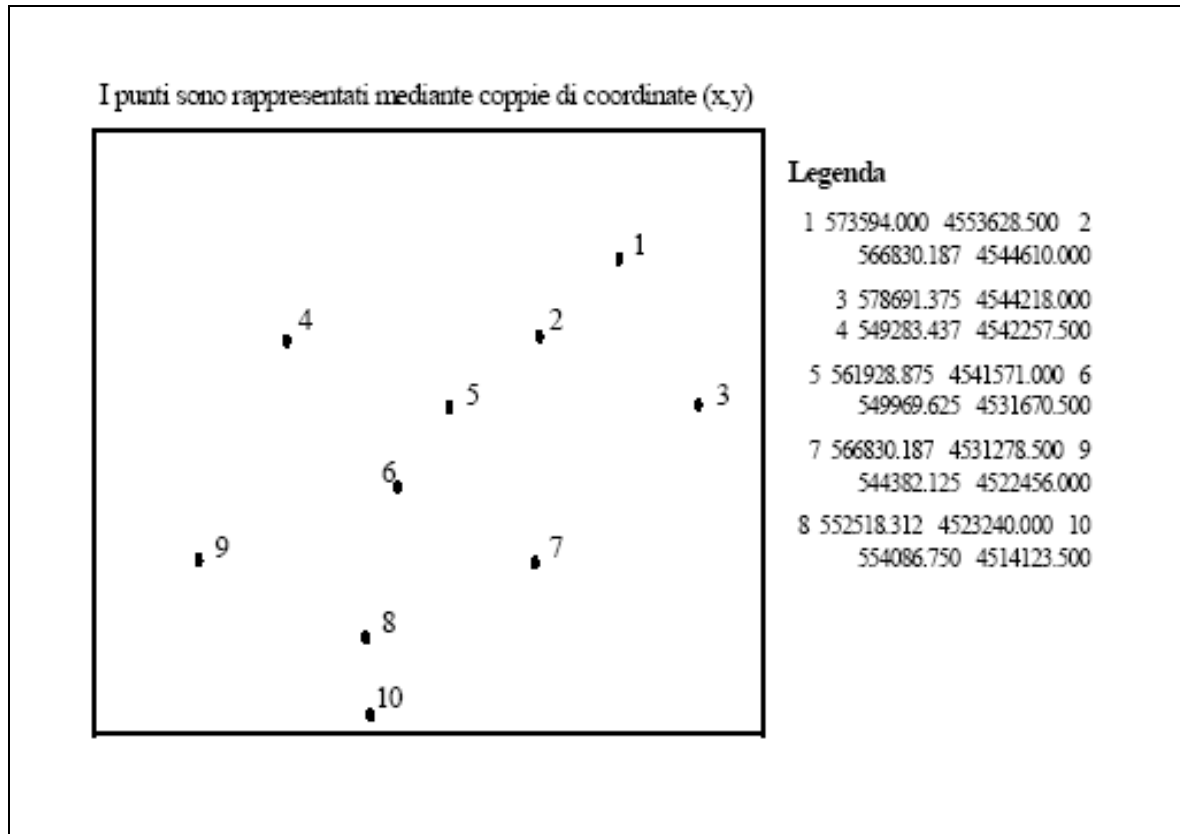


Fig. 3.3. Rappresentazione schematica di un modello di dati di tipo vettoriale.

Gli elementi areali sono descritti da una spezzata chiusa, definita da una serie di coordinate di punti. All'interno del poligono così definito viene posizionato un punto cui è associato l'identificatore numerico del poligono stesso. Il GIS mantiene traccia anche di eventuali adiacenze tra poligoni, codificando la condivisione del dato in apposite tabelle.

Nel database vettoriale del GIS le relazioni tra gli elementi non si evincono direttamente dalla struttura dei dati, ma devono essere esplicitate scrivendole ed archiviandole in apposite tabelle. Il modello vettoriale è perciò detto esplicito. Tali relazioni di connessione e di adiacenza sono dette topologia o relazioni topologiche. Le tabelle rendono nota la topologia del GIS, che conferisce intelligenza ai dati, permettendo al GIS di conoscere relazioni che diversamente non sarebbe capace di ricavare. Concettualmente, il modello vettoriale dice dove il fenomeno si verifica, conservando l'informazione solo se questa esiste.

Nella costruzione del proprio database la scelta di uno o dell'altro modello dipende

essenzialmente dal tipo di applicazione e dalle analisi da eseguire. I moderni *software* GIS forniscono la possibilità di avere a disposizione entrambi i modelli e di convertire i dati dall'uno all'altro a seconda delle analisi da condurre.

Solitamente, il formato vettoriale è considerato il migliore per la cartografia, mentre quello raster il migliore per la modellistica, poiché fornisce una discretizzazione spaziale, richiesta da diverse tecniche numeriche di risoluzione (Vieux e Gauer, 1994).

I Sistemi Informativi Geografici sono utilizzati sempre più spesso allo scopo di immagazzinare, elaborare e visualizzare dati spaziali e sono usati per la modellazione della qualità delle acque. In particolare, sono stati usati quattro livelli di integrazione tra GIS e modelli:

- *no direct linkage*,
- interfacce non grafiche di trasferimento dei *files*,
- *Graphical User Interfaces* (GUI),
- integrazione completa del modello all'interno del GIS.

Sebbene le prime applicazioni dei GIS nella modellazione della qualità delle acque siano state effettuate a scala regionale (Logan *et al.*, 1982), sempre più spesso i GIS vengono utilizzati per eseguire analisi a scala di campo. Searing *et al.*, 1985, ad esempio, hanno adoperato un software GIS allo scopo di ottenere i parametri più adatti al modello GREAMS, utilizzato in questo caso per la valutazione dell'efficacia delle *Best Management Practices* (BMP) a scala di campo. Un altro esempio (Wu *et al.*, 1996) riguarda l'impiego del *software* Arc/Info allo scopo di separare un bacino idrografico in 34 zone omogenee, a ciascuna delle quali applicare il modello GREAMS e valutare conseguentemente gli effetti dell'eterogeneità sulla lisciviazione dei nitrati. In entrambi i casi precedenti, tuttavia, non è possibile riscontrare un legame diretto tra GIS e modello. Forster *et al.*, 1994, hanno invece sviluppato una vera e propria interfaccia tra il modello GREAMS ed il software GIS USA CERL GRASS (*US Army Construction Engineering Research Lab Geographical Resource Analysis Support System*). Essi hanno il GIS ed il modello con un approccio a due scale, in cui le aree critiche sono state identificate a scala di bacino e successivamente GREAMS è stato applicato per la valutazione delle BMP, *Best Management Practices*. Applicazioni a scala di campo sono state approfondite allo scopo di supportare attività le agronomiche. In particolare, Mulla *et al.*, 1996, ad esempio, hanno integrato il calcolo degli indici di qualità delle acque in un GIS a scala aziendale per

identificare con precisione le one ad alto potenziale di lisciviazione dei pesticidi.

I GIS e i modelli di qualità delle acque sono stati spesso integrati nell'analisi delle fonti diffuse di inquinamento. Sono state sviluppate, infatti, numerose interfacce tra i GIS e i modelli di qualità delle acque. Il modello AGNPS, ad esempio, è stato interfacciato al GIS GRASS da Line *et al.* (1997), al software Arc/Info da Haddock e Jakowski (1993) e da Liao e Tim (1997). Allo stesso modo, il modello ANSWERS è stato interfacciato al GIS GRASS (Roberts e Engel, 1991) a ad un GIS appositamente sviluppato (Montas e Madramootoo, 1992, DeRoo, 1993). La versione aggiornata del modello SWRRB – SWAT – è stata interfacciata sia al software GRASS (Srinivasan e Arnold, 1994) sia ad Arc/Info (Bian *et al.*, 1996, Ersoy *et al.*, 1997). Negli esempi testé esaminati, i modelli per la valutazione della qualità delle acque e i GIS mantengono la loro identità separata e sono utilizzati in maniera indipendente. Nel terzo livello di integrazione, l'interfaccia tra GIS e modelli consente di supportare la preparazione dei *files* di *input*, far girare il modello e visualizzarne i risultati. E' da evidenziare, tuttavia, il fatto che il modello, l'interfaccia ed il GIS hanno origini differenti, che possono produrre problemi di incompatibilità. Una possibilità di superare tali problematiche viene offerta dall'integrazione del modello nello stesso GIS. Vieux e Gauer (1994), ad esempio, hanno integrato un modello di deflusso superficiale nel *software* GRASS, con l'uso del linguaggio C. Montas *et al.*, 1999, hanno sviluppato un modello di deflusso e di trasporto superficiale e profondo direttamente all'interno di un GIS.

3.3 CARATTERISTICHE DEI PRINCIPALI MODELLI DESCRITTI IN LETTERATURA

Sutherland e Novoty (Novotny e Olem, 1994), suddividono i modelli per l'inquinamento diffuso in cinque categorie principali:

- I. semplici procedure statistiche, prive di interazioni tra i processi;
- II. procedure semplificate con alcune interazioni tra i processi;
- III. modelli deterministici semplificati, sia basati sull'evento sia di tipo continuo;
- IV. modelli di simulazione dettagliati basati sull'evento;
- V. sofisticati modelli di tipo continuo.

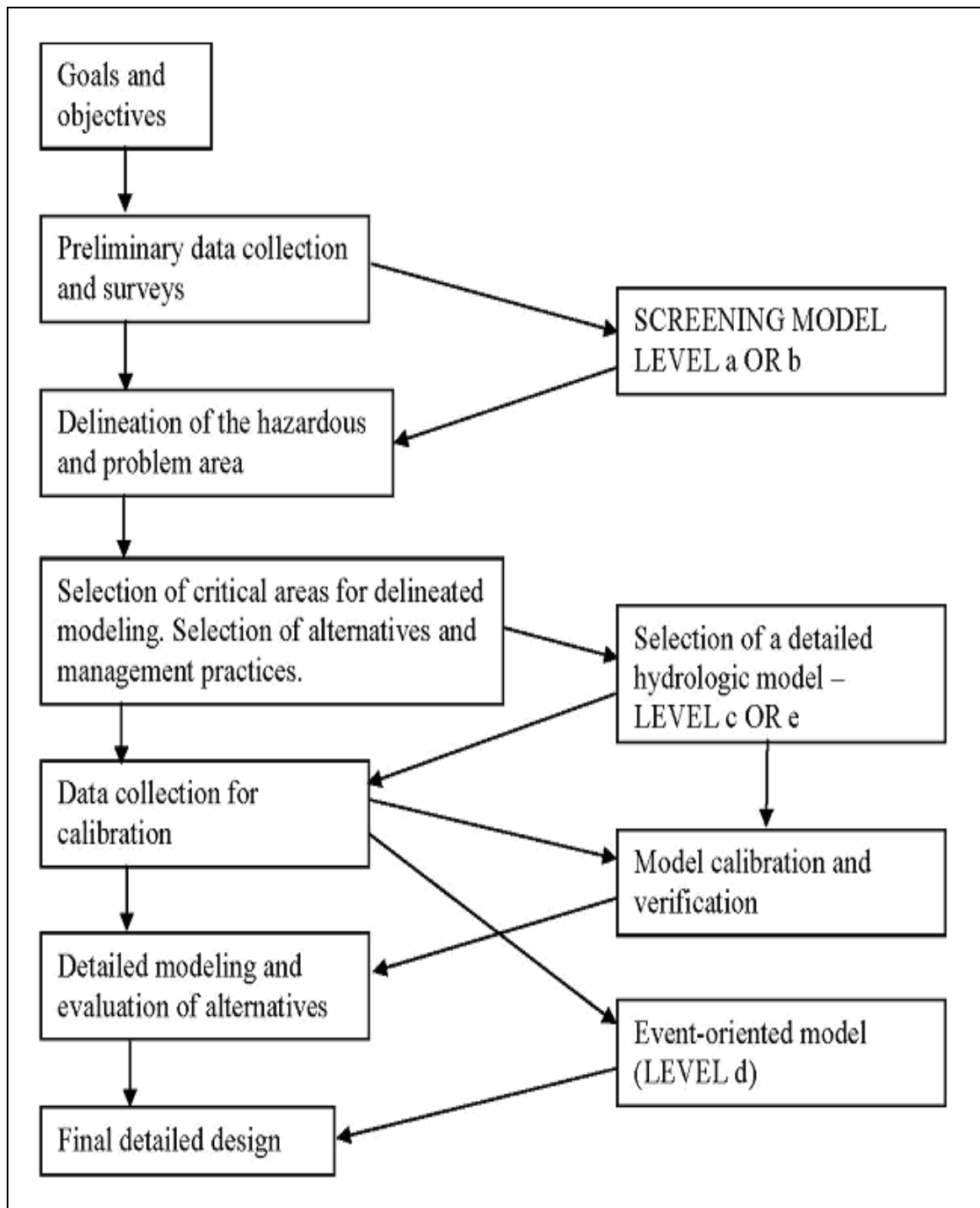


Fig. 3.4. Schema per la scelta del modello più adatto al controllo delle fonti diffuse (Novotny e Olem, 1994)

Come schematizzato in Figura 3.4, diverse tipologie di modelli possono essere utilizzate durante l'intero processo di modellizzazione:

- 1) procedure statistiche semplificate (Livello I o II) consentono di identificare le aree maggiormente problematiche;
- 2) modelli dettagliati di tipo continuo (Livello III o V) permettono di ottenere serie temporali dei deflussi e dei carichi inquinanti e di scegliere tra diverse strategie di gestione

e tra diverse pratiche agronomiche;

3) dettagliati modelli basati sull'evento (Livello IV) possono essere utili per la progettazione di alcune complesse pratiche gestionali.

3.4 MODELLI IDROLOGICI DI SIMULAZIONE DI TIPO DETERMINISTICO

I più complessi modelli idrologici rappresentano una descrizione del processo di trasformazione afflussi-deflussi con associati erosione, accumulo e dilavamento degli inquinanti ed altre componenti della qualità.

La premessa alla base dei modelli idrologici di simulazione, rispetto alle procedure di calcolo semplificate, è rappresentata dalla interazione tra i processi idrologici ed i meccanismi di generazione e trasporto delle sostanze contaminanti. Ovviamente, la complessità dei processi considerati varia da modello a modello.

Solitamente, i modelli per la valutazione dell'inquinamento da fonti diffuse contengono le seguenti componenti di base (Novotny e Olem, 1994):

- 1) Una componente che descrive il processo di generazione del deflusso superficiale e che valuta la trasformazione in pioggia netta.
- 2) La componente suolo e sottosuolo, che descrive il movimento dell'acqua dal suolo insaturo al sottosuolo saturo. Tali sotto-modelli eseguono un bilancio tra umidità del suolo da una parte e velocità di infiltrazione, evapotraspirazione e percolazione dall'altra. Poiché l'infiltrazione è una funzione dell'umidità del suolo, solitamente viene implementata una procedura iterativa. Se la componente suolo non è inclusa nel modello, il tasso di infiltrazione viene valutato attraverso un'equazione empirica.
- 3) Accumulo, rimozione e dilavamento di inquinanti da superfici impermeabili. Tale componente, tipica dei modelli per le aree urbane, considera la deposizione degli inquinanti in forma particolata durante i giorni secchi ed il loro successivo dilavamento durante il successivo evento di pioggia (sono i cosiddetti modelli *Buildup and Washoff*). La massa accumulata è il risultato della deposizione di inquinanti particolati, provenienti da diverse fonti, quali deposizione atmosferica, emissioni veicolari, applicazione di sale.
- 4) Componenti di erosione del suolo, attraverso cui è possibile stimare la perdita di suolo dalle aree impermeabili. La *Universal Soil Loss Equation* (USLE) è il metodo più comunemente usato per rappresentare questo processo.
- 5) Adsorbimento degli inquinanti sul suolo e sulla polvere delle aree urbane. Tale componente, che nei modelli per le fonti diffuse di aree agricole è rappresentata dalle

relazioni di adsorbimento-deposizione, nella massima parte dei modelli per le aree urbane è sostituita da fattori potenziali che mettono in relazione l'inquinante in forma particolata ai solidi sospesi totali.

- 6) Componenti di deflusso e di trasporto degli inquinanti. Tecniche comuni per la pioggia netta e il deflusso superficiale (convoluzione), in molti casi fanno affidamento su un idrogramma unitario sintetico. Il percorso compiuto attraverso i canali e le reti fognarie è spesso accompagnato da formule dell'onda cinematica.
- 7) Nei sistemi fognari misti, la generazione del deflusso e la deposizione dei solidi nelle fognature, così come la crescita della biomassa, devono essere considerate. Il contributo fornito dai solidi depositatisi potrebbe essere fondamentale.

3.5 MODELLI PER LE AREE URBANE

Tutti i modelli presentati nel seguito sono modelli a parametri costanti, che, tuttavia, consentono una suddivisione del bacino in sottobacini con caratteristiche di uso del suolo e schemi di drenaggio uniformi. Al crescere della complessità, i modelli idrologici per le aree urbane possono essere classificati in tre gruppi:

Livello III. Modelli semplificati, sia basati sull'evento sia continui. In tali modelli, alcune componenti idrologiche o di qualità delle acque vengono trascurate, altre ancora sono sostituite da semplici relazioni. Pur essendo presenti relazioni tra i processi, spesso sono espresse in maniera molto semplificata.

Esempi di modelli semplificati per le aree urbane sono il modello STORM (*Storage-Treatment-Overflow-Runoff Model*) dell'*Hydrologic Engineering Center*, il MOURSEF, *Model of Urban Runoff and Sewer Flow* (Novotny *et al.*, 1985; Novotny and Capodoglio, 1991), l'*Areawide Stormwater Model* (ABMAC) (Litwin, Lager and Smith, 1981), etc.

Livello IV. Modelli di simulazione sofisticati basati sull'evento. Tali modelli tengono conto delle interazioni che coinvolgono diversi processi importanti nella simulazione del deflusso, quali infiltrazione, deflusso superficiale e profondo. Le componenti della qualità possono essere meno sofisticate, riferite solo ai concetti più semplici del *buildup* e *washoff*. Modelli di questo tipo non sono adatti, in genere, alla simulazione a lungo termine dell'applicazione delle migliori pratiche di controllo dell'inquinamento in area urbana. Il loro utilizzo è limitato principalmente al progetto ed alla verifica di sistemi di drenaggio urbani.

I modelli più noti e maggiormente utilizzati di questo tipo sono lo *Stormwater*

Management Model (SWMM) (Huber e Dickinson, 1988) e l'*Illinois Urban Drainage Area Simulator* (ILLUDAS) (Terstriep e Stall, 1974). In Gran Bretagna, è stato sviluppato e venduto in tutta Europa il modello WASSP-QUAL (Henderson e Moys, 1987).

Livello V. Modelli sofisticati continui. Essi forniscono una completa valutazione dell'interazione esistente tra tutti i processi ritenuti importanti per la simulazione del deflusso e della qualità delle acque, in sistemi fognari misti e separati.

Il modello *Hydrologic Simulation Program – FORTRAN* (HSP-F) è un esempio di modelli di questa tipologia.

I paragrafi seguenti descrivono i principali modelli per le aree urbane sviluppati e disponibili in letteratura.

3.5.1 STORM

Il modello *Storage, Treatment, Overflow, Runoff Model* (STORM) è stato sviluppato dal *Corps of Engineers Hydrologic Engineering Center* (Abbott, 1997). In tale modello vengono usati semplici coefficienti di deflusso e i metodi dell'SCS e dell'*Unit Hydrograph*, per calcolare la portata di deflusso. STORM genera portate di deflusso giornaliere da altezze di pioggia giornaliere. Le portate immagazzinate non sono incluse nei carichi delle acque riceventi. Si possono effettuare simulazioni di accumulo lineare e di dilavamento del primo ordine, per sei componenti prestabiliti. Esso contiene *routines* idrologiche e di qualità delle acque semplificate, per la simulazione continua in aree urbane. I valori di precipitazioni orarie sono calcolati utilizzando un coefficiente di deflusso pesato sull'area, per le porzioni impermeabili e permeabili, con il recupero dell'immagazzinamento nelle depressioni superficiali avvenuto tra i diversi eventi di pioggia. In alternativa si può utilizzare il metodo del SCS (*Soil Conservation Service*) per la generazione dei volumi di deflusso orari. Non esiste una metodologia che consenta di seguire il percorso del flusso. Il deflusso passa attraverso un dispositivo di trattamento e viene a sua volta deviato verso una unità di immagazzinamento. Se i dispositivi di trattamento e di immagazzinamento non possono ricevere la portata, si verifica un "overflow" verso il corpo idrico ricettore. Alla fine dell'evento, il volume immagazzinato viene inviato al trattamento. Il modello consente anche la simulazione delle portate di tempo secco, miscelate alle portate di pioggia, durante gli eventi. I meccanismi di *build-up* lineare e *wash-off* esponenziale del primo ordine sono utilizzati per la simulazione delle concentrazioni di sei inquinanti (solidi sospesi, solidi sedimentabili, BOD, coliformi totali, ortofosfati, azoto). L'erosione può essere simulata utilizzando l'*Universal Soil Loss*

Equation. La portata di deflusso viene mescolata a quella di tempo secco e trasportata verso i dispositivi di trattamento senza subire alcun processo di trasformazione o di decadimento.

Per quanto riguarda le limitazioni del modello STORM, bisogna considerare che il modulo idrologico (coefficiente di deflusso, SCS, *no routing*) è sicuramente il più semplice fra tutti i modelli considerati in questo studio. Il modello, infine, non è molto flessibile riguardo alla possibilità di utilizzare anche dati di precipitazioni orarie.

3.5.2 SWMN

Storm Water Management Model è uno dei modelli più largamente usati. E' stato sviluppato nel 1970 (U.S. EPA, 1971) ed è stato applicato ai problemi di qualità e quantità dell'idrologia urbana in diverse parti del mondo.

Il modello è di dominio pubblico, ha un'eccellente documentazione ed è continuamente aggiornato. Può analizzare singoli eventi meteorici su più zone. La quantità di dati necessari varia con lo scopo dell'applicazione e può essere anche molto ampia in alcune situazioni complesse. Le informazioni minime richieste riguardano pendenza, caratteristiche di scabrezza, falde e caratteristiche di infiltrazione.

3.5.3 HSPF

L'HSP-F è un modello a parametri *lumped* (costanti) utilizzato per i processi fisici all'interno di un bacino. L'*Hydrologic Simulation Program – Fortran* è un modello capace di simulare una serie storica idrologica delle quantità e qualità degli eventi di deflusso, che includono i deflussi e gli inquinanti convenzionali e tossici. L'*Hydrological Simulation Program-Fortran* (HSPF) ha tratto origine dallo *Stanford Watershed Model*, nel 1966, e combina, a scala di bacino, l'*Agricultural Runoff Model* (ARM) e l'*urban Nonpoint Simulator* (NPS) in una struttura che include destinazione e trasporto dei costituenti, in una rete di canali mono-dimensionale (Bicknell et al., 1993). Viene usato per modellare le fonti diffuse di inquinamento, sia di origine urbana, sia agricola (Tsihrintzis V.A. and Hamid R., 1997). Lo scopo del modello è quello di prevedere le concentrazioni chimiche e biochimiche nel deflusso e superficiale e sotterraneo. Il modello comprende anche il destino finale e il trasporto dei costituenti in una rete di canali mono-dimensionale. Il modello HSPF produce una serie storica della portata di deflusso, del carico di sedimenti e delle concentrazioni dei costituenti. Calcola, pure, una serie storica della qualità e quantità dell'acqua in ogni punto del bacino idrografico. Include processi di trasferimento e di

trasformazione, quali l'idrolisi, l'ossidazione, la fotosintesi, la biodegradazione e la volatilizzazione. HSPF è l'unico modello di qualità dell'acqua che effettua una simulazione integrata per i processi di contaminazione del deflusso con le cinetiche idrauliche, chimiche e dei sedimenti (Donigian and Huber, 1991). I dati di input sono numerosi, poiché si tratta di un modello continuo che, pertanto, necessita di dati di *input* continui, quali precipitazione, evapotraspirazione, temperatura, intensità dell'irraggiamento solare.

L'HSP-F contiene tre moduli di applicazione: PERLND, IMPLND e il RCHES.

- Il PERLND simula le porzioni di territorio permeabili con caratteristiche idrologiche e climatiche omogenee. Il movimento dell'acqua, così come avveniva per lo *Stanford Watershed Model* è modellato lungo tre percorsi di flusso:
 - *overland flows*
 - *interflow*
 - *ground-water flow*
- I costituenti della qualità delle acque possono essere simulati in maniera semplice attraverso fattori di potenza, oppure con il più complesso concetto dell'adsorbimento e deposizione. Il primo concetto di trasporto degli inquinanti è incluso nel modello *Nonpoint Pollution Source* (NPS), usato solitamente per le aree urbane, mentre il secondo era incorporato all'interno del modello *Agricultural Runoff Management* (ARM).
- Il modulo IMPLND simula la parte di territorio impermeabile senza infiltrazione. Il movimento dell'acqua è simile al PERLND, eccetto per il fatto che nessun movimento avviene nel deflusso sub-superficiale. I solidi sono simulati usando il concetto del *buildup-washoff*, in maniera simile agli altri modelli per le aree urbane. I costituenti della qualità delle acque sono simulati utilizzando relazioni empiriche.
- Il modulo RCHRES simula i processi che si verificano in un singolo tronco di un canale o in un lago completamente miscelato. Il comportamento idraulico è modellato attraverso il concetto del trasporto dell'onda cinematica.

Il risultato del modello è una serie storica della portata di deflusso, del carico di sedimenti, e delle concentrazioni di nutrienti e di pesticidi. Calcola, pure, una serie storica della qualità e quantità dell'acqua in ogni punto del bacino idrografico. Il programma simula i processi di sedimentazione e risospensione di tre diversi tipi di sedimenti: sabbia, limo e argilla.

Nel 1995, Donigian *et al.* usarono l'HSPF, con il suo recente sottomodello *Agrichemical (AGCHEM) soil nutrient*, per stimare i carichi della baia di Chesapeake. Per questo studio, i moduli AGCHEM sono stati usati per stabilire tipici bilanci di nutrienti per ciascuna delle principali tipologie di colture nel bacino della baia di Chesapeake. L'analisi è stata la prima estesa e dettagliata applicazione del modello HSPF/AGCHEM su un'estesa area di drenaggio (Donigian *et al.*, 1995). Sempre nel 1995, Al-Abed e Whiteley hanno usato Arc/Info GIS insieme all'HSPF per simulare gli effetti dei cambiamenti nell'uso del suolo e nelle strategie di gestione delle risorse sulla qualità e quantità dell'acqua di irrigazione, nella parte più a sud del bacino del *Grand River*, nel sudovest dell'Ontario, in Canada. In questo studio, Arc/Info è stato usato per suddividere il bacino in diversi segmenti, sulla base delle tipologie di suoli e di pratiche agronomiche esistenti sul territorio in esame. Per ciascun segmento del bacino, venivano calcolati la capacità di immagazzinamento, la capacità di infiltrazione, le pendenze e il contenuto iniziale di acqua nel suolo, che rappresentavano poi gli *input* del modello HSPF (Al-Abed and Whiteley, 1995). Nel 1997, Tsihrintzis *et al.* hanno utilizzato il *software* Arc/Info GIS insieme all'HSPF allo scopo di valutare i carichi inquinanti che raggiungevano le acque superficiali e sotterranee dell'Area Protetta Wellfield Interim, nel sud della Florida, ed al fine di valutare alternative che riducessero i livelli di inquinamento. La modellazione effettuata ha evidenziato che, rispetto alla situazione attuale della Florida, i carichi inquinanti potrebbero essere ridotti attraverso l'adozione di opportune misure preventive, quali l'applicazione di una quantità di nutrienti strettamente necessaria ai bisogni agronomici delle piante o sostituendo i fertilizzanti con i fanghi di supero, che hanno il vantaggio di un minor rilascio di nutrienti (Tsihrintzis V.A. *et al.*, 1997).

3.5.4 WASSP-QUAL

Il modello WASSP-QUAL è stato sviluppato in Gran Bretagna dall'*Hydraulic Research, Ltd.* Esso è il risultato della ricerca svolta dal *Water Research Centre* in collaborazione con altre istituzioni britanniche e consente di simulare (in maniera continua o basata sull'evento) i seguenti parametri di qualità (Henderson e Moys, 1987):

- Solidi sospesi, sia totali (TSS) sia volatili (VSS)
- Ossigeno disciolto
- Richiesta chimica e biochimica di ossigeno (COD e BOD)
- Azoto ammoniacale

- Solfuro di idrogeno
- Sedimenti

3.6 MODELLI PER LE AREE AGRICOLE

La massima parte dei modelli per le aree agricole presentati in questa sede appartiene al Livello IV e V. In maniera diversa rispetto ai modelli per le aree urbane, che solitamente utilizzano il concetto dei parametri costanti, i modelli per le aree agricole si servono di entrambi gli approcci: a parametri costanti e distribuiti. Il livello di complessità dipende essenzialmente dal numero di processi e di costituenti modellati.

3.6.1 ANSWERS

L'*Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation Model* (ANSWERS) è stato sviluppato nel Dipartimento di Ingegneria Agraria della *Purdue University*, negli anni '60 (Beasley e Huggins, 1981). E' un modello a parametri distribuiti ed *event-based* per la previsione della risposta idrologica e di erosione di bacini idrografici agricoli. L'approccio a parametri distribuiti permette di tener conto della variabilità spaziale delle variabili di *input*.

L'applicazione di ANSWERS richiede che il bacino venga suddiviso in una griglia a maglie quadre. Ciascun elemento della griglia deve essere sufficientemente piccolo in modo che tutti i parametri importanti al suo interno abbiano un valore uniforme. Per un'applicazione pratica, la grandezza delle celle dovrebbe variare tra uno e quattro ettari. In ognuna delle celle elementari, il modello simula i processi di intercezione, infiltrazione, immagazzinamento superficiale, deflusso superficiale, percolazione, e distaccamento, trasporto e deposizione dei sedimenti. L'*output* di un elemento diventa l'*input* dell'elemento adiacente. Durante un evento di pioggia, l'infiltrazione inizia quando il volume di intercezione viene saturato. Attraverso una interpolazione lineare, funzione dello livello di crescita e della tipologia vegetazionale, è valutato il massimo volume di intercezione. La crescita delle piante è rappresentata da un indice di copertura fogliare variabile e dalla zona radicale. L'evapotraspirazione potenziale è calcolata con l'equazione di Priestly-Taylor (Priestly e Taylor, 1972), utilizzando la radiazione solare netta e la temperatura media dell'aria. L'infiltrazione viene valutata col metodo di Green-Ampt. Al termine dell'evento, la redistribuzione dell'acqua nel suolo è determinata sulla base del flusso di gravità in condizioni di non saturazione. Poiché il modello è basato su una

struttura di tipo modulare, consente di modificare in maniera semplice il codice di calcolo esistente e di inserire di algoritmi definiti dall'utente. I valori dei parametri del modello possono essere variati in ogni cella elementare, in modo da rappresentare qualsiasi variazione spaziale all'interno del bacino idrografico. I nutrienti (azoto e fosforo) sono simulati usando equazioni di correlazione tra le concentrazioni chimiche, la produzione di sedimenti e il deflusso. ANSWERS consente anche la valutazione selettiva dell'*output* del bacino, invece che essere limitato alla sezione di chiusura (Donigian e Huber, 1991). Con tale modello un intero bacino viene discretizzato in celle quadrate, in cui le variabili di *input* sono costanti. I principali *input* sono: lo ietogramma, l'umidità del terreno e le caratteristiche fisiche e colturali del suolo in ciascuna cella. Gli *output* del modello sono un idrogramma dell'evento ed un diagramma che rappresenta la quantità di sedimento in funzione del tempo (Von EuW *et al.*, 1989).

Per quanto concerne le limitazioni, ANSWERS risulta estremamente sensibile alla pioggia fornita come *input*, ciò indica che la variabilità spaziale e temporale dell'evento deve essere scelta con estrema cura. Il modello è anche sensibile alle infiltrazioni, variabili per piccoli eventi. Essendo il modello basato sull'evento, inoltre, risulta complicata la compilazione del file contenente i dati di *input*. Esso non consente la simulazione dei processi di scioglimento della neve e dei pesticidi. Gli unici due componenti inquinanti simulati sono l'azoto e il fosforo, rappresentati da equazioni di correlazione e per i quali non vengono considerati processi di trasformazione.

Nel 1997, Bouraoui *et al.* hanno modificato ed applicato ad un caso di studio il modello ANSWERS, allo scopo di includere la simulazione del trasporto dell'acqua nella zona vadosa ed in quella satura. Il modello così modificato è stato successivamente applicato a "La Cote St André", nel sud-est della Francia, a diversi livelli di dettaglio: a scala locale, di campo e di bacino.

3.6.2 AGNPS

Il modello *Agricultural Nonpoint Source Pollution* (AGNPS) è stato sviluppato dall'*US Department of Agriculture, Agriculture Research Service*, in collaborazione con il *Minnesota Pollution Control Agency* (MPCA) ed il *Soil Conservation Service* (Young *et al.*, 1987, 1989), per ottenere una stima uniforme ed accurata della qualità del deflusso, con particolare interesse per i nutrienti e i sedimenti, e per confrontare gli effetti delle varie alternative di tutela che possono essere annesse alla gestione del bacino idrografico.

AGNPS simula i carichi di nutrienti e di sedimenti da bacini prevalentemente agricoli per

singoli eventi di pioggia o per dati di *input* di tipo continuo. I bacini idrografici sono discretizzati in una serie di celle quadrate, per le quali sono assegnate caratteristiche omogenee dei parametri.

AGNPS è suddiviso in due sotto-modelli:

- il primo si occupa dell'erosione della superficie del suolo e dei canali e dell'accumulo di sedimenti. Per tale calcolo utilizza una versione modificata dell'*Universal Soil Loss Equation* (USLE, Wischmeier and Smith, 1978), con la quale l'erosione viene scomposta in particelle di cinque categorie di grandezza: sabbia, limo, argilla, piccoli e grandi aggregati;
- l'altro sotto-modello riguarda il trasporto di inquinanti e nutrienti. Per gli inquinanti vi è una sezione per quelli in forma solubile ed un'altra per quelli adsorbiti sui solidi. I carichi dei nutrienti sono determinati usando relazioni tra le concentrazioni chimiche, la deposizione dei sedimenti e il volume di deflusso (Young et al., 1986), così come visto per il modello CREAMS.

I dati di input necessari a tale modello sono classificati in due categorie:

- dati riguardanti il bacino idrografico (*watershed data*), che comprendono informazioni applicabili all'intero bacino;
- dati collegati alle singole celle (*cell data*), che si basano sulle pratiche di gestione del territorio e sulle tipologie di suoli, in ogni cella della griglia di calcolo.

I valori di *output* del modello si possono ottenere per una specifica cella o per l'intero bacino. Essi includono la stima del volume di deflusso, la portata di picco del deflusso, l'area interessata dall'erosione sia superficiale che dei canali, la produzione di sedimenti, la stima dei carichi inquinanti e la conducibilità elettrica nel deflusso.

E' ben noto dalla letteratura che l'AGNPS è un modello popolare tra i ricercatori ed è stato spesso utilizzato insieme ad altri modelli e con alcuni GIS, quali: *Arc/Info*, *Grass*, *Idrisi* (Needham & Vieux, 1989; Lee & Terstriep, 1991; Panusca et al., 1991; He et al., 1993, Klagofer et al., 1993). AGNPS è stato utilizzato da Shi (1987) per effettuare una valutazione economica dell'erosione dei suoli e della qualità delle acque in Idaho. Setia e Magleby (1987) e Setia et al. (1988) hanno utilizzato il modello AGNPS per la valutazione degli effetti economici di alternative di controllo dell'inquinamento diffuso. Il modello è stato utilizzato anche da Koelliker e Humbert (1989) a scopo pianificatorio. Evans e Miller (1988) hanno utilizzato un GIS noto col nome di ERDAS (*Earth Resources Data Analysis System*), integrato con l'AGNPS. I due ricercatori hanno utilizzato un algoritmo

dell'ERDAS chiamato AGNPSIN per calcolare la media dei valori delle celle dell'AGNPS per la pendenza del terreno, dei canali, il *curve number*, il coefficiente di scabrezza, la costante di condizione superficiale, la granulometria del terreno, la richiesta chimica di ossigeno (COD) e il fattore di coltivazione. I valori medi calcolati sulla cella sono stati poi scritti in un file dati, che rappresenta l'*input* diretto all'AGNPS durante l'esecuzione del modello. AGNPS è stato utilizzato da Frevert e Crowder (1987) per analizzare le alternative di controllo dell'inquinamento diffuso nel bacino della baia di St. Albans.

Vieux e Needham (1993) hanno studiato la sensibilità del modello AGNPS alle variazioni della grandezza delle celle di un *grid* di Arc/Info. È stato utilizzato, come area di prova, un bacino idrografico di 282 ettari, coperto da aree boscate e coltivate, situato vicino alla città di Morris, in Minnesota. Variando, in Arc/Info, la grandezza delle celle del *grid*, da uno a sedici ettari, si è osservato come il percorso del flusso diminuisse all'aumentare della grandezza delle celle. Questa riduzione dei percorsi di flusso è stata attribuita ad una ridotta circolazione dei meandri dei canali all'aumentare della grandezza delle celle. Si è osservata una corrispondente variazione nell'accumulo di sedimenti nel modello AGNPS, che dipende dalla lunghezza dei percorsi di flusso. La ricerca ha mostrato che la scelta della grandezza delle celle per un'analisi di un bacino idrografico deve essere basata sulla scala necessaria a catturare la variabilità spaziale dei parametri all'interno del bacino.

M. A. Lenzi, M. Di Luzio (1997), del Dipartimento del Territorio e degli Ambienti Agro-Forestali, dell'Università di Padova, hanno sviluppato un'interfaccia *GIS/ AGNPS* servendosi del WODITEM, *Watershed Oriented Digital Elevation Model*, sviluppato da Cazorzi (1991). WODITEM è un pacchetto di programmi per la costruzione di modelli digitali del terreno in formato *raster*, specificamente orientati all'uso idrologico. In questo studio, il modello distribuito AGNPS è stato usato per simulare il deflusso, il carico di sedimenti e di nutrienti (azoto e fosforo) in un sottobacino montano del fiume Adige, localizzato in un area Pre-Alpina che si estende per 77,15 Km², nei pressi di Verona nella parte ad Ovest della Regione Veneto. Vigneti e territori boscati rappresentano le due maggiori utilizzazioni del suolo e comprendono, rispettivamente, il 42,9% ed il 24,2% dell'intero territorio. La pendenza media è del 18%. Il canale principale è lungo 22 Km, con una pendenza media dell'1%. Il suolo è prevalentemente argilloso con bassissima permeabilità. Dal confronto tra i dati misurati e quelli stimati con l'AGNPS è emerso che questi ultimi sono molto corrispondenti alla realtà. I risultati del bacino alpino hanno evidenziato la capacità del modello di stimare la produzione di sedimenti e di nutrienti e la

loro distribuzione spaziale, in particolare nel caso di eventi eccezionali, responsabili, come sottolineato da Bingner et al. (1992), della produzione di gran parte del carico totale di sedimenti e nutrienti dell'intero bacino.

L. F. Leon, D. C. Lam e G. J. Farquhar (1997), dell'Università di Waterloo, Ontario, e del *National Water Research Institute*, Burlington, presentano un'interfaccia per il modello AGNPS e il suo collegamento con un sistema di supporto alle decisioni, il RAISON (*Regional Analysis by Intelligent Systems On microcomputers*). Il RAISON è un *software* capace di analizzare dati geografici integrati con database e strumenti per l'interpretazione grafica. Non è un vero e proprio GIS ma è in grado di accettare *files* da molti GIS commerciali e sistemi *database*, consentendo inoltre l'adattamento del software ad ogni specifica applicazione. Con questo lavoro si è dimostrato come i modelli NPSP possano essere integrati con nuove tecnologie, in modo da migliorare la manipolazione dei dati per la creazione di *files* di *input* e simulare il controllo e l'interpretazione dei risultati. Il principale obiettivo era quello di creare un sistema integrato per la modellazione delle NPSP nelle acque superficiali. Ciò si è potuto realizzare attraverso il collegamento fra i modelli distribuiti e il sistema di supporto alle decisioni RAISON.

Christopher Corbett *et al.* (1997) hanno applicato il modello AGNPS a due bacini idrografici, l'uno forestale e l'altro urbanizzato, che drenano in estuari adiacenti. Il confronto fra i risultati è stato basato su dieci eventi di pioggia simulati per entrambi i bacini. Obiettivi dello studio erano: il confronto fra i volumi defluiti, le portate di picco e i carichi di sedimenti generati da entrambi i bacini; l'identificazione delle fonti e dei percorsi di flusso dell'acqua e dei sedimenti; la valutazione dell'influenza della grandezza e della forma delle superfici impermeabili sulla quantità di deflusso e sulla produzione di sedimenti. I risultati delle simulazioni hanno indicato che il volume di deflusso e la produzione di sedimenti erano in media $5,5\times$ maggiori per il bacino urbano che per quello prevalentemente boscato. Il coefficiente di deflusso per il bacino urbano è risultato essere in media $14,5(\pm 3,8)\%$ maggiore rispetto al bacino boscato. Si è notato, inoltre, che aumentando l'area delle superfici impermeabili, si riduce la variazione del coefficiente di deflusso, grazie all'eliminazione degli effetti variabili dell'infiltrazione e della traspirazione. Nel modello AGNPS, i volumi di deflusso erano condizionati dall'area totale impermeabile e sono risultati indipendenti dalle altre caratteristiche spaziali delle superfici impermeabili, quali forma, localizzazione, contiguità. I risultati delle simulazioni hanno indicato che i sedimenti erosi provengono per entrambi i bacini prevalentemente dall'erosione dei canali. Aumentando l'area delle superfici impermeabili, si incrementano

in maniera lineare i volumi di deflusso ed esponenzialmente le portate di picco. I carichi di sedimenti, invece, erano controllati dalle caratteristiche spaziali delle superfici impermeabili. Le maggiori differenze tra i due bacini si sono osservate nel caso di basse altezze di pioggia (75 mm).

Grunwald e Frede (1999) hanno applicato l'AGNPSm, una versione modificata dell'AGNPS (Grunwald S., 1997), allo scopo di simulare i deflussi e la produzione di sedimenti in tre diversi bacini idrografici, in Germania. Le principali modifiche apportate al modello originale sono state: la sostituzione del metodo del *Curve Number* del SCS con il metodo di Lutz (1984) per il calcolo dei deflussi; la sostituzione dell'algoritmo del fattore USLE LS con l'algoritmo di Moore e Burch (1986) basato sulla teoria della potenza della corrente; il collegamento dell'erosione del canale alla velocità del deflusso; la sostituzione della precipitazione di *input* uniforme su tutto il bacino con una precipitazione variabile in ogni cella del *grid*. Il metodo di Lutz utilizza, invece che un solo parametro come per il metodo del *CN*, quattro parametri ottenuti per calibrazione. Lo studio in esame ha mostrato come la simulazione del deflusso migliori molto con l'applicazione del metodo di Lutz, rispetto al metodo del *CN*. Il deflusso è stato simulato in maniera realistica in tutti e tre i bacini in studio. Le previsioni della produzione di sedimenti sono state eccellenti per i bacini del Glonn G1e del Glonn G2. Si sono verificate alcune incertezze nel calcolo della produzione di sedimenti per il bacino del Salzboede. Lo studio ha mostrato che un modello di erosione poco complesso quale è l'AGNPSm consente di produrre una valutazione realistica delle fonti diffuse di inquinamento a scopi pianificatori.

David Pullar e Darren Sprinter (2000), del *Geographical Sciences and Planning*, dell'Università di Queensland, Brisbane, Australia, integrano (*tightly coupled*) il modello AGNPS con il GIS Arcview. Lo scopo di tale integrazione è quello di produrre un sistema, che possa essere utilizzato da tecnici allo scopo di mostrare l'impatto di pratiche agronomiche alternative. Il modello idrologico è sviluppato come un'estensione di Arcview GIS. Tale integrazione non è esente da problemi, soprattutto relativi ai dati di *input*, che spesso derivano da stazioni di misura inefficienti oppure da un'errata interpretazione dei parametri. Un modo per ovviare a tali problemi è quello di calibrare ed applicare il modello ripetutamente con dati relativi a situazioni reali. Una soluzione migliore è offerta dall'integrazione completa (*fully integration*) tra modello e GIS, ma tale alternativa, per il modello in questione, richiederebbe complesse elaborazioni e tempi lunghi.

Nel 2000, S. Grunwald e L.D. Norton hanno verificato le prestazioni del modello AGNPS

e di due versioni modificate, confrontando i valori osservati e simulati del deflusso superficiale e della produzione di sedimenti alla sezione di chiusura, utilizzando 52 eventi (22 per la calibrazione e 30 per la validazione), monitorati in due piccoli bacini idrografici della Bavaria. Il confronto tra tre diversi metodi di valutazione del deflusso superficiale (metodo del *Curve Number* non calibrato, calibrato e metodo di Lutz) ha mostrato che il metodo del *CN* non calibrato sottostima in maniera considerevole il deflusso superficiale misurato, mentre il metodo di Lutz rende meglio del metodo del *CN* calibrato e non calibrato. Le modifiche effettuate sul metodo di calcolo della produzione di sedimenti hanno riguardato: (i) la sostituzione dell'algoritmo del fattore LS della *Universal Soil Loss Equation* con uno basato sulla teoria della forza della corrente (variante S2); (ii) il legame dell'erosione dei canali di categorie specifiche di dimensioni delle particelle alla velocità del deflusso (variante S3). Si è osservato come le simulazioni fornite dalle varianti S2 ed S3 forniscono risultati migliori delle previsioni effettuate col metodo *USLE*.

Chowdary V.M. *et al.* (2001) hanno utilizzato tecnologie GIS e *remote sensing* per fornire i dati di *input* al modello AGNPS, allo scopo di valutare le fonti diffuse di inquinamento delle acque superficiali in un bacino idrografico indiano. Finalità principale della modellazione è stata la valutazione dell'efficienza di diverse strategie di gestione per la riduzione dell'inquinamento da sedimenti nell'area in studio.

3.6.3 CREAMS

Il modello CREAMS (*Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management System*) è stato sviluppato dall'*U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service* (Knisel, 1980, 1985; Leonard e Knisel, 1986). CREAMS è un modello a scala di campo che utilizza sottomodelli separati per le componenti idrologiche, per l'erosione e per gli elementi chimici, raggruppati in *files*. Il calcolo delle componenti idrologiche è basato sull'applicazione di due metodologie, a seconda della disponibilità dei dati di pioggia: una stima la portata di deflusso, quando sono disponibili solo dati di pioggia giornalieri, con il modello dell'*SCS Runoff Curve Number*; l'altra stima il deflusso con l'equazione di *Green-Ampt*, quando sono disponibili dati di pioggia orari. La componente di erosione del modello, considera i processi base di distacco del suolo, trasporto e deposizione. Il distacco delle particelle di suolo è modellato attraverso la *Universal Soil Loss Equation* per un singolo evento di pioggia. I concetti base per la modellazione dei nutrienti considerano il loro trasporto come un processo separato nelle due fasi adsorbita (sui sedimenti) e in soluzione (nel deflusso). La componente "pesticidi" stima le

concentrazioni dei pesticidi nel deflusso e la massa totale trasportata in ogni precipitazione durante il periodo di interesse. CREAMS consente anche la valutazione delle migliori pratiche di gestione e la simulazione delle diverse attività agronomiche, quali applicazione di pesticidi, trattamento dei liquami di allevamento, operazioni di aratura e di terrazzamento. CREAMS calcola il volume di deflusso, la portata di picco, l'infiltrazione, l'evapotraspirazione, il contenuto d'acqua del suolo e la percolazione su base giornaliera. Vengono stimate anche l'erosione giornaliera e la quantità di sedimenti; sono calcolate, inoltre, le concentrazioni medie associate ai sedimenti e le sostanze chimiche disciolte e presenti nelle acque di deflusso, i sedimenti, e l'acqua percolata (Leonard e Knisel, 1984). CREAMS consente, inoltre, di simulare le pratiche gestionali definite dall'utente, quali aspersione nell'aria o sul suolo di pesticidi, utilizzo di concime di origine organica e le migliori pratiche agronomiche (terrazzamento, aratura, etc.). I dati necessari per il modello CREAMS sono abbastanza dettagliati. Dal momento che si tratta di un modello continuo, sono necessari dati giornalieri per le precipitazioni, valori mensili di radiazione solare e di temperatura dell'aria. Sono necessari, inoltre, dati relativi all'utilizzazione del suolo ed alle tipologie di suolo presenti. Dal manuale d'uso possono essere evinti i valori medi dei diversi parametri del modello stesso.

Le maggiori limitazioni del modello riguardano nella sua ridotta capacità di gestione ed elaborazione dei dati e la non buona possibilità di simulare i processi di accumulo e scioglimento della neve e l'impatto idrologico del terreno ghiacciato (Knisel *et al.*, 1983).

Il modello CREAMS è stato applicato con un buon successo in una grande varietà di bacini idrografici (Smith e Williams, 1980; Morgan e Morgan, 1982; Knisel *et al.*, 1983; Jamieson e Clausen, 1988). Crowder *et al.* (1985) hanno utilizzato CREAMS insieme ad un modello economico per valutare gli effetti di pratiche agronomiche di tipo conservativo.

3.6.4 GREAMS

Il modello GREAMS (*Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems*) è stato sviluppato dall'USDA-ARS per utilizzare le pratiche gestionali individuate dal modello CREAMS e per includere una componente che valuti il flusso verticale dei pesticidi nella zona radicale (Leonard *et al.*, 1987). Tale modello è suddiviso in tre componenti denominate *idrologia*, *erosione/sedimenti* e *pesticidi*. La pioggia è ripartita in deflusso superficiale ed acqua di infiltrazione, usando il metodo del *Curve Number* del *Soil Conservation Service* (SCS), così come modificato da Williams e Nicks (1982). Il suolo è suddiviso in strati di diverso spessore, da un minimo di tre ad un massimo di dodici strati,

utilizzati per la circolazione dell'acqua e dei pesticidi (Knisel *et al.*, 1989).

E' stata creata una versione per i bacini del CREAMS/GLEAMS, l'Opus. Opus è un modello che simula il processo di trasporto dei sedimenti, il trasporto chimico, i cicli del carbonio e dell'azoto nel decadimento microbiologico dei suoli.

Opus fa affidamento su algoritmi di altri modelli: le condizioni climatiche sono simulate attraverso un modello di generazione del tempo su base giornaliera (WGEN), il deflusso giornaliero è calcolato da un approccio del tipo SCS modificato e l'erosione del suolo viene modellata usando la *Modified Universal Soil Loss Equation* (MUSLE) (Williams J.R., 1975).

Diversi altri modelli sono stati sviluppati da adattamenti del modello CREAMS, tra essi ricordiamo il SWRRB e il PRS (*Pesticide Runoff Simulator*), oltre che lo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*).

3.6.5 SWRRB

L'SWRRB (*Simulator for Water Resources in Rural Basins*) è un modello sviluppato per simulare la qualità delle acque in bacini rurali (Williams, Nicks e Arnold, 1985). Il modello SWRRB opera su un lasso di tempo giornaliero e simula le condizioni meteorologiche, idrologiche, crescita delle colture, sedimentazione, avanzamento e regressione della piena, movimento dei nutrienti e dei pesticidi.

E' stato sviluppato come una versione modificata del CREAMS, reso applicabile a bacini rurali più estesi e complessi. Da esso deriva il modello SWAT (*Soil Water and Assessment Tool*, Arnold *et al.*, 1993).

3.6.6 PRZM

Il *Pesticide Root Zone Model* (PRZM) è stato sviluppato all'U.S. EPA's *Envirovmental Research Laboratory* di Athens, Georgia (Carsel *et al.*, 1984; Muelkey, Carsel e Smith, 1986). E' un modello monodimensionale e dinamico. Può essere usato per simulare il movimento di sostanze chimiche nella zona insatura all'interno ed immediatamente sotto l'apparato radicale delle piante. Il modello è diviso in due grosse componenti, denominate idrologia (ed idraulica) e trasporto chimico.

Le componenti dell'idrologia e dell'erosione utilizzano rispettivamente il metodo *runoff curve number* del SCS e la *universal soil loss equation*. L'evapotraspirazione è stimata direttamente dai dati di evapotraspirazione potenziale misurata o da equazioni empiriche. I termini che riguardano il suolo e l'acqua, quali capacità di campo, punto di appassimento e

contenuto d'acqua alla saturazione, vengono utilizzati per la simulazione del movimento dell'acqua attraverso la colonna di suolo nella zona insatura. Il modulo consente anche la simulazione dell'irrigazione.

Il modello considera pure l'applicazione di pesticidi sul suolo o sulla copertura fogliare. Le concentrazioni disciolte e adsorbite nel suolo sono stimate considerando simultaneamente i processi di *uptake* da parte delle piante, perdita nel deflusso superficiale, erosione, decadimento, volatilizzazione, dilavamento fogliare advezione, dispersione e ritardo.

PRZM è una parte integrante del modello RUSTIC (Dean *et al.*, 1989), *Risk of Unsaturated/saturated Transport and Trasformation of Chemicals Concentration*. Questo modello unisce tra modelli subordinati, allo scopo di prevedere il destino finale ed il trasporto dei pesticidi attraverso la zona radicale delle colture e la zona satura. I dati richiesti dal modello sono di tipo estensivo e le previsioni sono fatte su base giornaliera. Esso simula soltanto i composti chimici di tipo organico in processi di trasporto monodimensionali.

3.6.7 WATERSHED

Il modello per carichi puntuali e diffusi WATERSHED è stato sviluppato dalla *US Environmental Protection Agency* e dall'*US Soil Conservation Service* come sistema di gestione della qualità delle acque (Walzer, 1989). Il modello è costituito da una serie di fogli di calcolo. Il primo foglio di lavoro contiene le informazioni di base, quali nome del bacino, area e localizzazione. I fogli dal secondo al quarto contengono informazioni circa i carichi urbani, carichi da terreni rurali non coltivati e carichi da territori coltivati. Il quinto foglio di calcolo fa il totale dei carichi, mentre il sesto contiene informazioni concernenti il costo dei programmi di riduzione del carico inquinante. Il settimo, infine, calcola il costo effettivo del programma. Il modello comincia dividendo il bacino idrografico in sottobacini omogenei e inserendo i dati appropriati nei corretti fogli di lavoro. I carichi vengono calcolati nei fogli dal secondo al quarto per condizioni normali e di migliore pratica gestionale. Il modello WATERSHED è stato utilizzato, ad esempio, in uno studio condotto sul lago Delavan, nel bacino del Wisconsin. Il bacino è stato ripartito in sei bacini maggiori e 12 sotto-bacini più piccoli in funzione dell'uso del suolo. Sono state considerate quattro sorgenti di carichi: carichi dovuti alle coltivazioni agricole, carichi da allevamenti, carichi urbani diffusi e carichi urbani puntuali. Il modello è stato calibrato su cinque stazioni, usando il fosforo. E' stato applicato per condizioni normali e per due migliori pratiche di gestione. I risultati hanno mostrato che l'agricoltura contribuisce enormemente al carico di

fosforo nel lago Delavan, sebbene migliori pratiche agronomiche non riducano significativamente il carico nel lago.

3.6.8 MODELLI AD INTERFACCIA-GIS

Nel loro studio delle strategie alternative di gestione per la riduzione dell'inquinamento dovuto ai sedimenti, attraverso l'uso di un modello combinato AGNPS-Arc/Info, Tim e Jolly (1994) considerano tre livelli potenziali di integrazione dei GIS con i modelli HWQ. Per il primo livello di integrazione, noto come integrazione *ad-hoc*, il GIS ed il modello sono sviluppati separatamente ed eseguiti indipendentemente. Il GIS serve solo come *pre-processor* dei dati di *input* per il modello. Il secondo livello di integrazione, integrazione parziale, è il risultato dell'organizzazione di un'interfaccia interattiva tra GIS e modello. In questo livello di integrazione, il GIS consegna i dati di *input* al modello, ma accetta anche i risultati della modellazione dal modello per ulteriori processi e/o per la presentazione dei risultati finali. Il terzo livello di integrazione si riferisce solitamente ad un'integrazione completa o "modellazione con il GIS". Per questo livello di integrazione, la funzionalità del modello idrologico/di qualità dell'acqua è implementata o programmata direttamente nel GIS, così che il pre-processamento dei dati e le funzioni analitiche sono effettuate all'interno dello stesso sistema operativo. Questo livello d'integrazione è tecnicamente preferito dalla maggior parte dei ricercatori, ma è spesso difficoltoso da implementare, a causa dell'incompatibilità nelle strutture dei dati del modello e del GIS, o perché i proprietari dei software in commercio limitano l'introduzione di ulteriori *routines*, o, infine, a causa della limitata capacità di calcolo numerico all'interno dell'ambiente di programmazione del GIS.

3.6.9 BASINS 2

Il programma BASINS (*Better Assessment Science Point and Nonpoint Sources*), sviluppato dalla *Environmental Protection Agency* (EPA), è un programma basato sul GIS, usato per analizzare i bacini e la qualità delle acque. Il programma è scaricabile dal sito Internet <http://www.epa.gov/OST/BASINS>. Esso permette di definire il bacino di interesse, calcola i carichi da fonti diffuse, analizza i carichi da fonti puntiformi ed integra modelli di valutazione ambientale. BASINS include tre strumenti di valutazione: *TARGET*, *ASSESS*, e *Data Mining*. Questi tre strumenti valutano i dati del bacino a grande e piccola scala. I carichi da fonti diffuse sono calcolati usando il *Non-Point Source Model* (NPSM) che utilizza il modello HSPF. L'*output* dal modello NSPM e dall'analisi delle sorgenti

puntiformi può essere inserito nei modelli TOXIROUTE e QUAL2E per verificare la qualità delle acque nel corpo idrico ricettore. L'analisi delle sorgenti puntuali e diffuse viene eseguita nel programma BASINS con elaborazioni in ambiente GIS, mentre i modelli TOXIROUTE e QUAL2E vengono chiamati dal programma BASINS, ma girano in una propria interfaccia. L'*output* dai modelli TOXIROUTE e QUAL2E può essere valutato in un'opzione di *post processing* nel programma BASINS. La maggiore limitatezza di tale software è da ricercare nel fatto che esso è stato sviluppato in modo da trovare applicazione solo con dati forniti dalla stessa EPA. Ci si è imbattuti, tuttavia, in notevoli difficoltà durante il tentativo di applicazione del modello con dati di bacini idrografici italiani. Si è intrapresa, tuttavia, una collaborazione con il *Computing Centre for Water Research*, in Sud Africa, centro che ha già avviato un programma di ricerca dal titolo *BASINS 3.x in South Africa*.

3.6.10 SWAT

In quest'ultima categoria si può inserire anche il *Soil Water and Assessment Tool* (SWAT; Arnold *et al.*, 1993), sviluppato originariamente come estensione del *Simulator for Water Resources in Rural Basins* (SWRRB; Williams *et al.*, 1985) dal *Texas Water Resource Institute in College Station*. SWAT è un modello di bacino continuo e spazialmente semi-distribuito, che opera su spazi di tempo giornalieri. Esso simula il movimento del deflusso, dei sedimenti, dei nutrienti e dei pesticidi attraverso un bacino idrografico e consente di valutare le risorse idriche e l'inquinamento da fonti diffuse in grandi bacini (Arnold *et al.*, 1993). Una descrizione dettagliata delle principali componenti del modello SWAT viene fornita nel

3.7 ALTRI MODELLI PER LE FONTI DIFFUSE

Nei paragrafi successivi si riportano alcuni dei numerosi modelli per le fonti diffuse, sviluppati dai ricercatori di tutto il mondo negli ultimi anni.

3.7.1 MODELLI SEMIDISTRIBUITI (SWIM)

Nel 1998, V. Krysanova *et al.*, del *Posdam Institute for Climate Impact Research, Germany*, hanno sviluppato un nuovo modello, denominato SWIM, allo scopo di fornire uno strumento completo per la valutazione delle variabili idrologiche e di qualità delle acque in bacini idrografici di medie dimensioni (da 100 a 10.000 km²). Il modello SWIM è

basato su due modelli di letteratura: SWAT e MATSALU. Il modello integra i processi riguardanti l'idrologia, la vegetazione, l'erosione e le dinamiche dell'azoto, a scala di bacino. Il modello possiede uno schema di suddivisione del bacino a tre livelli (di bacino, di sottobacino e di area elementare di inquinamento) ed è stato accoppiato al *software* GRASS.

3.7.2 MODELLI DISTRIBUITI

Un procedura semplificata di definizione dei carichi inquinanti di origine diffusa è stata sviluppata da Ha *et al.* (1998). La relazione topologica esistente tra le fonti di inquinamento è stata identificata utilizzando le mappe di uso del suolo. Successivamente, i carichi inquinanti generati da ciascuna fonte sono stati stimati applicando un fattore di carico unitario convenzionale all'informazione digitale ottenuta dalle fonti inquinanti. Per la valutazione dei carichi resi disponibili dalle fonti diffuse alle stazioni di monitoraggio, è stato sviluppato un modello empirico, che introduce la tecnica del modello digitale del terreno. In tale modello, la funzione di degradazione dei carichi inquinanti è stata semplificata, in modo che ciascun bacino possieda una propria capacità autodepurativa, la quale produce un ritardo nel trasporto degli inquinanti dalle fonti alle acque fluviali.

Rossi Pisa *et al.* (1998) hanno sviluppato un nuovo modello per la stima del deflusso, dell'erosione e delle fonti inquinanti di origine agricola a scala di bacino. Il modello schematizza le dinamiche idrologiche e chimiche, sulla base di una discretizzazione del bacino in celle elementari, considerate come riserve interagenti. Il modello è stato calibrato con dati sperimentali, ottenuti attraverso una campagna di monitoraggio appositamente progettata, ed è stato confrontato con le prestazioni di altri due modelli di letteratura: CREAMS e KINEROS.

Un modello di tipo concettuale, per lo studio della qualità (BOD, Fosforo e ciclo dell'Azoto) delle acque superficiali a scala di bacino è stato sviluppato ed applicato a quattro bacini dell'Emilia tributari del Po (Ferraresi e Longo, 2002). Il modello considera una forma integrale e semplificata delle equazioni che regolano i fenomeni di distacco, mobilitazione e trasporto in sospensione e soluzione delle sostanze chimiche, cercando di concentrare in un numero limitato di parametri le molteplici influenze delle condizioni ambientali. Manca, tuttavia, la procedura di calibrazione e di validazione del modello stesso.

3.8 ALTRI MODELLI PER LA VALUTAZIONE DEL CARICO DEI NUTRIENTI

Un grande sforzo è stato compiuto da ricercatori di tutto il mondo per la definizione di nuove metodologie di valutazione del carico di nutrienti che raggiunge i corpi idrici dalle fonti diffuse. I paragrafi seguenti descrivono i principali modelli sviluppati a tale scopo, suddividendoli in due grandi categorie: modelli semi-distribuiti, di gran lunga i più numerosi, e modelli distribuiti.

3.8.1 MODELLI SEMIDISTRIBUITI

PULSE

La suddivisione delle fonti di inquinamento, ossia la stima dell'effetto di ciascuna fonte inquinante sul trasporto verso la foce, è un passo molto importante da compiere per la scelta delle migliori pratiche di riduzione del carico inquinante che raggiunge il mare. Il modello semi-distribuito e semi-empirico PULSE, accoppiato con un modulo "azoto", è stato utilizzato per eseguire tale ripartizione delle fonti inquinanti per il bacino idrografico (882 km²) del fiume Soderkopingsan, in Svezia (Wittgren e Arheimer, 1996). La routine dell'azoto utilizza il deflusso giornaliero calcolato in ciascun sottobacino, al quale assegna una concentrazione di azoto totale, funzione dell'uso del suolo e delle condizioni idrologiche antecedenti, attraverso un'equazione empirica.

INCA

Il modello INCA, fisicamente basato, utilizza equazioni cinetiche per la simulazione dei principali processi. E' stato sviluppato da Whitehead *et al.* (1998a) e consente la simulazione del *plant uptake* e del deflusso superficiale sub-superficiale per più di sei usi del suolo simultaneamente. E' un modello semi-distribuito, operante su spazi temporali di un giorno, e considera, quali fonti di azoto, la deposizione atmosferica, le fonti di origine antropica (l'agricoltura, la lisciviazione dai sistemi forestali, etc.), le aree urbane e lo scarico diretto proveniente dalle reti fognarie o dalle singole aziende agricole. Il modello è stato utilizzato per la simulazione del bilancio idrologico e della concentrazione di azoto per due grandi bacini idrografici del Regno Unito.

3.8.2 MODELLI DISTRIBUITI

NTT

Considerato che i bacini idrografici rispondono in maniera non lineare ad una eventuale riduzione del carico di azoto, Nikolaidis *et al.* (1998) hanno sviluppato il modello NTT (*Nutrient Transport and Transformation*), allo scopo di simulare il destino ed il trasporto dell'azoto. Il modello è di tipo distribuito ed è in grado di simulare sia l'idrologia che le caratteristiche chimiche di un bacino idrografico. Esso comprende tre moduli: il modulo idrologico e del bilancio energetico, il modulo del trasporto ed il modulo delle reazioni chimiche di trasformazione. I principali processi inclusi nel modulo idrologico sono i seguenti: infiltrazione, deflusso superficiale, subsuperficiale e profondo. L'infiltrazione è stata valutata attraverso una versione modificata dell'equazione di Green-Ampt. Quando il layer superficiale viene saturato, la pioggia è suddivisa in due parti: l'infiltrazione, che è pari alla capacità di infiltrazione e la pioggia in eccesso, che diviene deflusso superficiale. La teoria dell'onda cinematica mono-dimensionale è utilizzata per la modellazione del deflusso superficiale. Il modello di trasporto è rappresentato da una convenzionale equazione di advezione-dispersione. Le principali forme di azoto prese in considerazione dal modello sono le seguenti: nitrato, azoto organico e ione ammonio.

Il modello è stato calibrato, per due diversi scenari, per il piccolo bacino idrografico del fiume Muddy Brook (Connecticut, USA). Il primo scenario ha previsto la riduzione del carico di azoto attraverso l'eliminazione delle fosse settiche. Il secondo, invece, è stato sviluppato attraverso una drastica riduzione del 100% nell'utilizzo di fertilizzanti e concimi.

TRANS

Nel 1999 è stato presentato il modello TRANS, che simula il trasporto, la rimozione e l'accumulo di nutrienti in fiumi, laghi e aree ripariali (Kronvang *et al.*, 1999). Il modello combina informazioni riguardanti i tipi di suolo e l'uso del suolo con un sistema di modellazione idrodinamica e diversi modelli empirici di diffusione e ritenzione di nutrienti in fiumi, laghi e aree ripariali. Il modello è stato applicato al bacino idrografico del fiume Gjern (115 km² di superficie), in Danimarca, combinando tre diversi scenari: miglioramento dell'efficienza dei sistemi di depurazione, 2,2% di *set-aside* per i terreni agricoli, riabilitazione del sistema fluviale. La combinazione di tali scenari ha prodotto una riduzione del 53% dell'esportazione di azoto durante il periodo compreso tra il 1994 e 1995.

TNT

Allo scopo di studiare le relazioni spaziali esistenti tra le acque superficiali e sotterranee, che possono essere condizionare il trasporto verso le aste fluviali in bacini rurali, è stato sviluppato un modello integrato per il ciclo idrologico e l'azoto (Beaujouan *et al.*, 2001). Il modello idrologico TNT è basato sulle ipotesi del modello TOPMODEL, ma è completamente distribuito. E' stata distinta una componente profonda del flusso per tener conto del trasporto dei nitrati verso la falda profonda. La crescita delle colture e i processi di trasformazione biochimica dell'azoto sono stati simulati utilizzando il modello STICS. Entrambi i modelli sono fisicamente basati, ma il più possibile semplici. Il modello così sviluppato è stato applicato a bacini teorici, allo scopo di esaminare l'effetto combinato della geomorfologia e della distribuzione delle colture sul bilancio globale dell'azoto.

CAPITOLO 4

IL MODELLO SWAT (*SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL*)

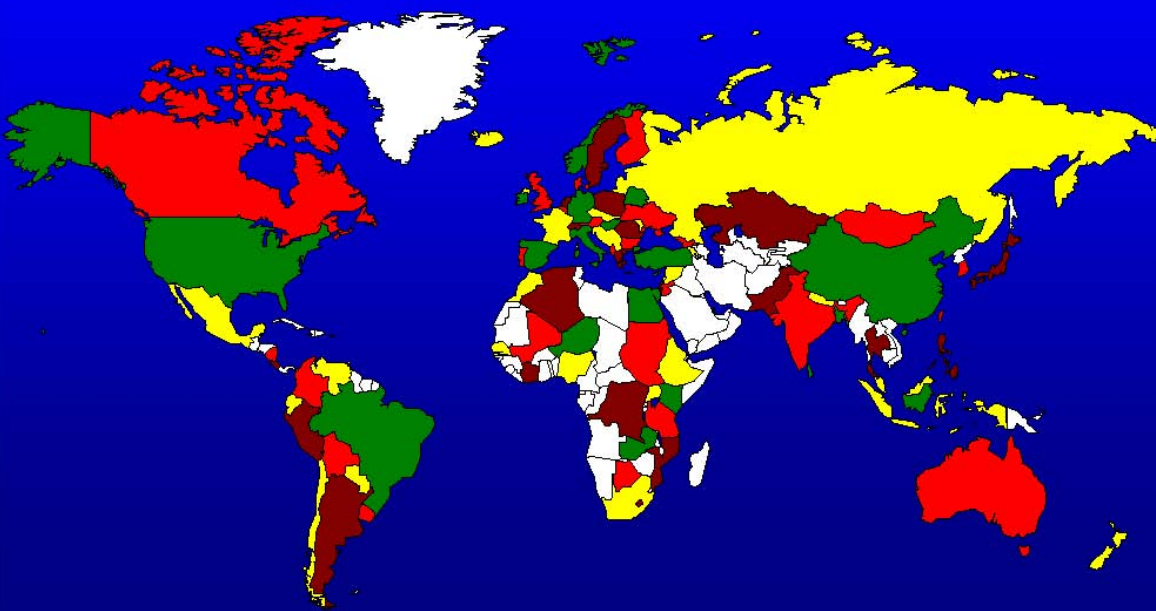
4.1 CARATTERISTICHE GENERALI DEL MODELLO

Le difficoltà intrinseche all'analisi delle interazioni *uso del suolo – qualità delle acque* in un territorio a vocazione prevalentemente agro-forestale e, quindi, allo studio dei fenomeni di inquinamento da fonti diffuse, hanno evidenziato la necessità dell'applicazione di modelli idrologici e di qualità a scala di bacino. Questi, infatti, consentono di valutare le fonti ed i processi di generazione delle sostanze inquinanti, nonché il trasporto, le trasformazioni e le interazioni che si verificano prima che queste vengano recapitate dai bacini a valle, spesso utilizzati per esigenze irrigue, ed a volte anche idro-potabili.

Al termine di un attento confronto fra i diversi modelli gestionali presenti in letteratura si è scelto di utilizzare per il presente lavoro di tesi il modello SWAT (acronimo di Soil and Water Assessment Tool), sviluppato negli anni '90 dal Dr. Jeff Arnold per l'USDA Agricultural Research Service (ARS). SWAT produce risultati di buona attendibilità quando si ha a disposizione un nutrito set di dati (morfologici, pedologici, di uso del suolo, climatici, idrologici), permette la simulazione del bilancio idrico e dei nutrienti a scala giornaliera, consente la valutazione di differenti scenari di gestione del territorio, è un modello integrato con i GIS e, non ultimo, possiede un diffusissimo network internazionale di utenti e sviluppatori.

In aggiunta al vasto *range* di applicazioni effettuate negli Stati Uniti, infatti, il modello è correntemente utilizzato in 90 nazioni sparse in tutto il mondo (fig. 4.1). A supporto di questo utilizzo “globale” del modello, il team dell'ARS-USDA e della Texas A&M University, in collaborazione con vari centri di ricerca europei, oltre ad un forum telematico permanente, sinora ha organizzato tre conferenze internazionali sull'utilizzo e lo sviluppo SWAT, una delle quali (la seconda) si è tenuta a Bari nel 2003 grazie all'organizzazione dell'IRSA-CNR.

SWAT Global Users



A world map with a blue background, showing the distribution of SWAT users across various countries. The countries are color-coded: red (USA, Canada, Australia, India, parts of Africa and South America), green (Brazil, China, parts of Europe and South America), yellow (Russia, Mexico, parts of Africa and South America), and dark red/brown (Russia, China, parts of Europe and South America). Many other countries are colored white or light blue, indicating no data or no users. The map is centered on the Atlantic Ocean.

Fig. 4.1. Paesi che attualmente utilizzano SWAT

4.1.1 Sguardo d'insieme sul modello

SWAT può essere definito un modello a scala di bacino di tipo gestionale (Brandmeyer J. E., Karimi H. A., 2000); la sua applicazione, infatti, permette di verificare preventivamente le attuali scelte di gestione del territorio, attraverso la stima degli elementi del ciclo idrologico, dell'erosione e delle fonti diffuse di inquinamento.

- SWAT è l'acronimo per Soil and Water Assessment Tool; è un modello a scala di bacino sviluppato dal Dr. Jeff Arnold per l'USDA Agricultural Research Service (ARS). Il modello SWAT è nato per prevedere l'impatto delle pratiche gestionali sulla variazione delle variabili idrologiche e sulla produzione di sedimenti e sostanze chimiche di origine agricola in bacini estesi e complessi, caratterizzati da diversi tipi di suolo, diversi usi del suolo e diverse condizioni gestionali, su lunghi periodi di tempo. Per soddisfare questi obiettivi, il modello presenta le seguenti caratteristiche:
- il procedimento di simulazione si fonda su basi fisiche. Non vengono utilizzate equazioni di regressione per descrivere le relazioni tra le variabili di *input* ed *output*, ma sono richieste informazioni specifiche riguardanti variabili climatiche, proprietà del suolo, topografia, vegetazione e pratiche agronomiche comprese nell'area di

studio. I processi fisici associati al movimento dell'acqua e dei sedimenti, alla crescita delle colture, al ciclo dei nutrienti, ecc., vengono modellati direttamente da SWAT, attraverso i parametri di *input*;

- richiede dati ambientali di *input* relativamente semplici e quindi facilmente reperibili lì dove è presente una valida rete di raccolta dati;
- è efficiente dal punto di vista computazionale e consente di operare agevolmente anche su bacini di elevata estensione;
- opera un'analisi continua del tempo, servendosi di osservazioni giornaliere;
- consente di studiare impatti a lungo termine, poiché è dotato di un generatore del clima che permette di simulare lunghi periodi anche in assenza di osservazioni (Neitsch S. L., Arnold J. G. Williams J. R., 1999);
- non è indicato per simulare singoli eventi di pioggia;
- utilizza un approccio di tipo semi-distribuito.

4.1.2 Sviluppo di SWAT

Il modello SWAT ingloba le caratteristiche di molti modelli dell'ARS (Agricultural Research Service), ed è stato sviluppato come un'estensione del modello SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins) (Williams et al., 1985, Arnold et al., 1990) al Texas Water Resource Institute. In particolare, i modelli che hanno contribuito significativamente allo sviluppo di SWAT sono: il CREAMS (Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems) (Knisel, 1980), il GREAMS (Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems) (Leonard et al., 1987) e l'EPIC (Erosion-Productivity Impact Calculator) (Williams et al., 1984).

Lo sviluppo del modello SWRRB comincia con delle modifiche apportate al CREAMS, tra le quali ricordiamo:

- l'espansione del modello, per consentire calcoli su numerosi sottobacini;
- aggiunta della componente relativa al flusso di ritorno dell'acqua dalla falda;
- inserimento della componente relativa al calcolo degli effetti della presenza di invasi naturali o artificiali sulle portate di deflusso e sulla produzione di sedimenti;
- aggiunta di un modello per la simulazione delle condizioni climatiche che comprende al suo interno dati di precipitazione, radiazione solare e temperatura, allo scopo di facilitare le simulazioni a lungo termine e fornire, nel contempo, variabili

climatiche rappresentative dal punto di vista spaziale e temporale;

- miglioramento del metodo per la previsione dei picchi di deflusso;
- inserimento del modello di crescita colturale, EPIC, per tenere conto della variazione annuale delle colture;
- inserimento di una componente per la valutazione degli eventi di piena;
- inserimento di componenti per simulare il trasporto dei sedimenti negli invasi e nella rete idrografica;
- inserimento del calcolo delle perdite per trasmissione.

Il principale campo di applicazione del modello CREAMS (negli anni '80), ha riguardato la valutazione della qualità delle acque e verso tale applicazione si è indirizzato lo sviluppo del modello SWRRB. In seguito anche l'SWRRB è stato modificato nei seguenti punti:

- inserimento della componente relativa ai pesticidi del GLEAMS;
- utilizzo del metodo del SCS (*Soil Conservation Service*) per stimare i picchi di deflusso;
- sviluppo di nuove equazioni per la stima della produzione dei sedimenti.

Queste modifiche resero il modello capace di gestire una grande varietà di problemi relativi ai bacini idrografici.

Nel 1980, il Bureau of Indian Affairs, dovendo utilizzare un modello per stimare l'impatto della gestione della risorsa idrica, nei territori della riserva Indiana in Arizona e New Mexico, si servì del modello SWRRB per i bacini che si estendevano per qualche centinaio di chilometri. Per bacini di estensione maggiore (migliaia di chilometri) si rese necessaria la suddivisione dell'area di studio in centinaia di sottobacini.

La suddivisione permessa dall'SWRRB era limitata a dieci sottobacini ed inoltre valutava le portate e il carico di sedimenti direttamente alla sezione di chiusura del bacino. Queste limitazioni portarono allo sviluppo di un modello chiamato ROTO (Routing Outputs To Outlet) (Arnold et al., 1995), che utilizzava l'output delle molteplici elaborazioni del modello SWRRB e indirizzava i flussi attraverso canali e serbatoi.

Il modello ROTO forniva un approccio basato sul trasporto del deflusso e superava la limitazione dei sottobacini dell'SWRRB eseguendo più elaborazioni successive. Nonostante questo approccio fosse efficiente, i molteplici file di input e di output dell'SWRRB erano molto ingombranti e richiedevano, pertanto, molta memoria nel calcolatore. Inoltre, tutte le elaborazioni dell'SWRRB dovevano essere fatte

indipendentemente e poi inserite come input nel ROTO.

Per superare questi inconvenienti si pensò di unire l'SWRRB ed il ROTO in un unico modello, SWAT. Il modello SWAT ha conservato tutte le caratteristiche dell'SWRRB, che lo hanno reso un valido modello di simulazione, in grado di lavorare su aree più estese. Dalla sua creazione (anni '90) ad oggi SWAT ha subito molte revisioni e perfezionamenti. SWAT fa in modo che, in un bacino, possano essere simulati diversi processi fisici. In funzione del risultato che si vuole ottenere, un bacino può essere suddiviso in un numero variabile di sottobacini. L'uso dei sottobacini, in una simulazione, è particolarmente utile quando molte delle aree incluse all'interno del bacino principale sono caratterizzate da diversi usi del suolo o da suoli con proprietà idrologiche diverse.

La suddivisione del bacino in più sottobacini consente all'utente di riferirsi con precisione ad un'area specifica. Le informazioni di input per ciascun sottobacino sono raggruppate nelle seguenti categorie:

- clima;
- unità di risposta idrologica (*Hydrologic Response Units, HRUs*), in cui sono racchiuse aree del sottobacino che contengono un'unica combinazione tra: copertura del suolo, tipo di suolo, e pratica gestionale;
- laghi;
- falde;
- rete idrografica principale e secondaria.

A prescindere dal tipo di problema che con SWAT si intende analizzare, il filo conduttore per tutto ciò che accade nel bacino è sempre il bilancio idrico. La simulazione idrologica del bacino può essere divisa in due grandi gruppi: al primo gruppo appartiene il *land phase of the hydrologic cycle*, in cui si controlla la quantità di acqua, il carico di sedimenti, nutrienti e pesticidi, trasportati dall'asta principale in ogni sottobacino; al secondo gruppo appartiene la *routing phase of the hydrologic cycle*, ovvero, il movimento dell'acqua, dei sedimenti, pesticidi, ecc. attraverso tutta la rete idrografica del bacino fino alla sezione di chiusura.

4.2 CICLO IDROLOGICO – LAND PHASE

Il *land phase* del ciclo idrologico, così come simulato da SWAT, è basato sulla seguente equazione del bilancio idrico, i cui termini sono descritti nella seguente tabella 4.1:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - w_{seep} - Q_{gw})$$

Termine	Descrizione	Dimensioni
SW_t	contenuto finale di acqua nel suolo	mm H ₂ O
SW_0	contenuto iniziale di acqua nel suolo giornaliero	mm H ₂ O
T	Tempo	giorni
R_{day}	l'ammontare della precipitazione nel giorno i-esimo	mm H ₂ O
Q_{surf}	l'ammontare del deflusso superficiale nel giorno i-esimo	mm H ₂ O
E_a	l'ammontare dell'evapotraspirazione nel giorno i-esimo	mm H ₂ O
W_{seep}	l'ammontare di acqua entrata nella zona vadosa dal profilo del suolo nel giorno i-esimo	mm H ₂ O
Q_{gw}	l'ammontare del flusso di ritorno nel giorno i-esimo	mm H ₂ O

Tab. 4.1. Le componenti del ciclo idrologico.

La suddivisione del bacino rende il modello capace di riflettere le differenze nell'evapotraspirazione per i diversi tipi di suolo e di uso del suolo. Il deflusso è valutato separatamente per ogni HRU e diretto ad ottenere il deflusso totale del bacino. Tutto ciò incrementa l'accuratezza del modello e dà una migliore descrizione fisica del bilancio idrico. I molteplici dati di input processati in questa fase del ciclo idrologico sono di seguito descritti.

4.2.1 Il clima

Il clima del bacino fornisce gli input dell'umidità e dell'energia che controllano il bilancio idrico e determinano l'importanza relativa delle diverse componenti del ciclo idrologico. Le variabili climatiche, richieste da SWAT, consistono in:

- *Precipitazioni giornaliere.* La precipitazione è il meccanismo attraverso il quale l'acqua entra a far parte del *land phase of the hydrologic cycle*. Poiché le precipitazioni controllano il bilancio idrico, la loro distribuzione è simulata nel modello in maniera molto accurata in termini sia spaziali sia temporali. La precipitazione che arriva al suolo in un dato giorno può essere letta da un *database* di

input, oppure può essere generata dal modello. Il modello SWAT permette di inserire delle stazioni generatrici WXGEN (Sharpley e Williams, 1990) per generare dati climatici per l'intero periodo della simulazione oppure riempire eventuali vuoti presenti nei *file* dei dati misurati.

- *Temperature massime e minime.* La temperatura influenza un notevole numero di processi fisici, chimici e biologici. La produzione delle piante è fortemente dipendente dalla temperatura così come lo sono i processi di mineralizzazione e di decomposizione della sostanza organica. Nel modello, i dati giornalieri di temperatura possono essere inseriti dall'utente, oppure possono essere generati sulla base dei valori medi mensili. La temperatura del suolo e quella dell'acqua sono derivate dalla temperatura dell'aria.
- *Radiazione solare.* L'energia delle radiazioni solari è in pratica l'unica fonte energetica che impatta sui processi climatici che hanno luogo sulla Terra. I dati della radiazione solare richiesti da SWAT sono dati giornalieri che devono essere scritti nei *file* di *input*, oppure fatti generare dal modello
- *Velocità del vento.* I dati giornalieri della velocità del vento sono richiesti dal modello nel caso in cui si utilizzi l'equazione di Penman-Monteith per stimare l'evapotraspirazione potenziale e la traspirazione. Il modello assume che i dati della velocità del vento siano riferiti ad una stazione di misura posta ad un'altezza da terra di 1,7 metri.
- *Umidità relativa.* I dati dell'umidità relativa sono richiesti da SWAT se si utilizzano l'equazione di Penman-Monteith o di Priestley-Taylor per stimare l'evapotraspirazione potenziale.

4.2.2 L'idrologia

Gli afflussi al bacino idrografico, che sono costituiti da precipitazioni di diverso tipo, ma nella gran maggioranza dei casi da pioggia, in parte si infiltrano nel suolo, per riversarsi nella rete di drenaggio superficiale, a monte della sezione di chiusura, oppure, per lasciare il bacino scorrendo sempre sotto terra, in parte scorrono sul terreno e raggiungono la sezione di chiusura attraverso la rete di drenaggio, in parte ritornano all'atmosfera sotto forma di vapore, per evaporazione dagli specchi d'acqua e dalle superfici bagnate e per traspirazione delle piante.

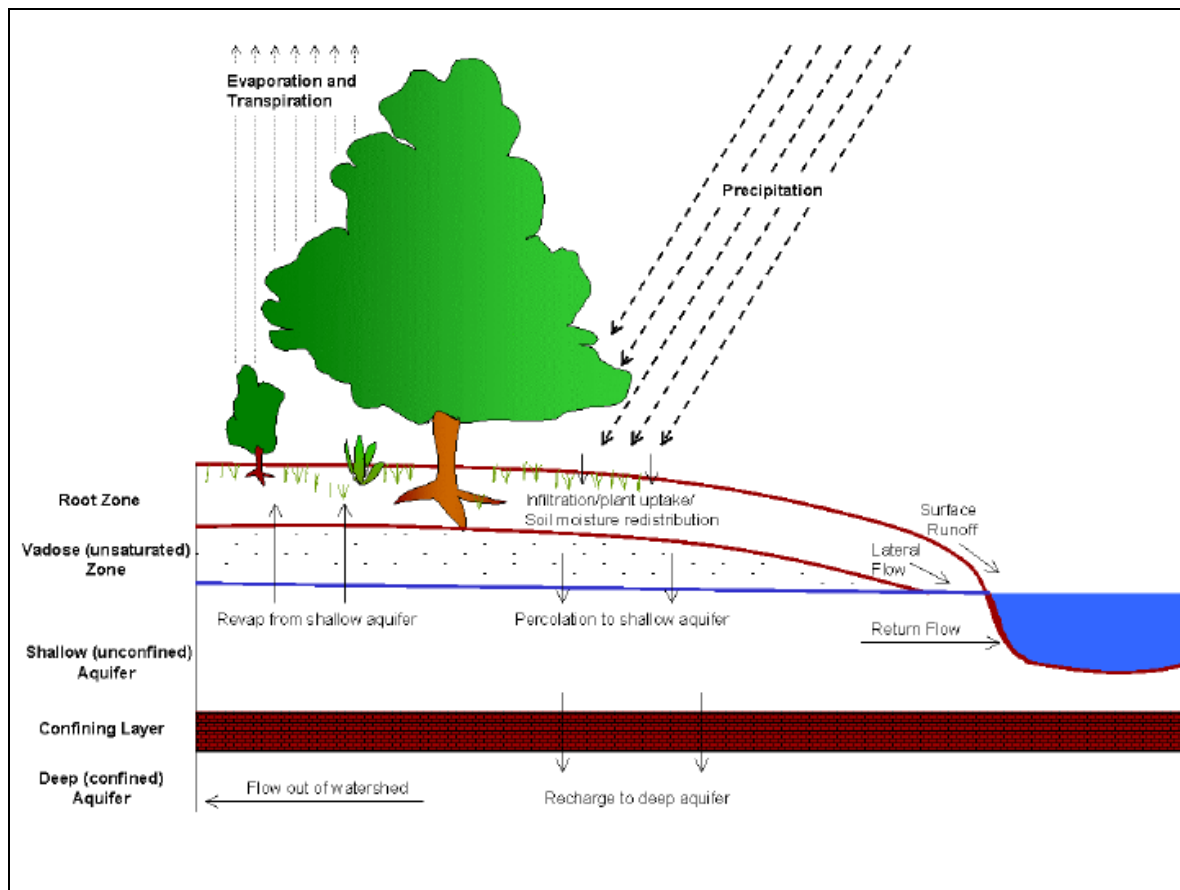


Fig. 4.2. Rappresentazione schematica del ciclo idrologico.

Il potenziale percorso seguito dall'acqua in movimento può essere simulato da SWAT in ogni HRU tenendo in considerazione i fenomeni descritti di seguito.

Canopy storage

Il fenomeno del canopy storage (intercezione sulla copertura vegetale) può influenzare significativamente l'infiltrazione, il deflusso superficiale e l'evapotraspirazione. Quando la pioggia cade, l'intercezione della copertura vegetale riduce l'energia di erosione delle goccioline e ne blocca su di essa una parte. L'influenza esercitata dalla canopy storage su questi processi è funzione della densità della copertura fogliare e della morfologia della specie della pianta. Quando si calcola il deflusso superficiale, il metodo del Curve Number del SCS (Soil Conservation Service) considera l'intercezione fogliare in termini di sottrazione iniziale. Questa variabile include anche l'immagazzinamento superficiale e l'infiltrazione prima del deflusso, ed è stimata come il 20% del valore del parametro di ritenuta per un dato giorno. SWAT permette agli utenti di inserire la quantità massima di acqua che può essere intercettata dalla copertura vegetale, variandola giorno per giorno in

funzione dell'indice di area fogliare, calcolata con la seguente espressione:

$$can_{day} = \frac{can_{mx} \cdot LAI}{LAI_{mx}}$$

i cui parametri sono specificati nella seguente Tab. 4.2.

Termine	Descrizione	Dimensioni
can_{day}	quantità massima di acqua che può essere intercettata dalla copertura fogliare in un dato giorno	mmH_2O
can_{mx}	ammontare massimo di acqua che può essere trattenuta dalla copertura fogliare quando è al massimo del suo sviluppo	mmH_2O
LAI	indice dell'area fogliare per un dato giorno	
LAI_{mx}	indice massimo dell'area fogliare per la pianta.	

Tab. 4.2. Parametri per il calcolo della massima quantità di acqua intercettata.

In questo modo il modello riesce a calcolare l'immagazzinamento massimo che si ha per tutto il periodo del ciclo di crescita delle piante.

Infiltrazione

Si riferisce all'acqua che si infila dalla parte superficiale nel profilo del suolo. Il tasso di infiltrazione iniziale dipende dalle condizioni di umidità del suolo prima dell'arrivo dell'acqua in superficie. Il tasso finale di infiltrazione è equivalente alla conducibilità idraulica saturata del suolo. Dal momento che il metodo del Curve Number usato per la valutazione del deflusso superficiale opera su spai di tempo giornalieri, non è in grado di modellare direttamente l'infiltrazione. La quantità di acqua che entra nel profilo di suolo è calcolata come differenza tra la quantità di acqua piovuta e quella defluita superficialmente. Il metodo di infiltrazione di Green & Ampt è capace di modellare direttamente l'infiltrazione, ma richiede dati di precipitazione per intervalli di tempo inferiori al giorno.

Redistribuzione

Si riferisce al continuo movimento dell'acqua (di precipitazione o di irrigazione) attraverso

il profilo del suolo. Tale fenomeno è dovuto alle differenze esistenti tra i contenuti d'acqua nel profilo del suolo. Difatti, non appena il contenuto d'acqua si uniforma, tale movimento si arresta. La componente di redistribuzione di SWAT usa il metodo del ciclo di immagazzinamento per prevedere il flusso attraverso ogni strato di suolo nella zona radicale. Si ha flusso discendente, o percolazione, quando la capacità di campo dello strato di suolo è elevata e lo strato sottostante non è saturo. Il meccanismo della redistribuzione è funzione della temperatura del suolo; se, infatti, la temperatura in un particolare strato del suolo è pari a 0°C o anche meno, in questo strato non è consentita la redistribuzione.

Evapotraspirazione

E' un termine collettivo che ingloba tutti i processi attraverso i quali l'acqua in fase liquida o solida diventa vapore acqueo e passa nell'atmosfera; include l'evaporazione da fiumi e laghi, suolo nudo, superficie vegetale (traspirazione), superfici ghiacciate o innevate (sublimazione). L'evapotraspirazione è, in particolare, funzione della temperatura, al crescere della quale cresce, almeno fino a quando la temperatura non sia tanto alta da causare la morte della vegetazione. Inoltre aumenta all'aumentare della disponibilità d'acqua, ma non indefinitamente. Il modello valuta separatamente l'evaporazione dei suoli e dalla vegetazione. L'evaporazione potenziale dal suolo è stimata come una funzione dell'evapotraspirazione potenziale e dell'indice di area fogliare (rapporto tra l'area fogliare e la superficie dell'HRU). L'evaporazione reale dal suolo è stimata attraverso funzioni esponenziali della profondità del suolo e del contenuto d'acqua. La traspirazione è simulata come una funzione lineare dell'evapotraspirazione potenziale e dell'indice di area fogliare. Il valore limite, dato dall'altezza d'acqua effettivamente evaporata quando la quantità d'acqua disponibile è almeno uguale a quella che può essere trasformata in vapore dal complesso dei fattori atmosferici e dalla vegetazione, prende il nome di evapotraspirazione potenziale. L'evapotraspirazione potenziale (ETp) è un concetto introdotto per la prima volta da Thornthwaite (1948) come parte di uno schema di classificazione climatica. Egli definisce la ETp come il tasso al quale l'evapotraspirazione può verificarsi da una grande area uniformemente coperta da vegetazione in fase di crescita che ha accesso ad una quantità illimitata di acqua presente nel suolo e che non è esposta agli effetti dell'advezione e delle escursioni termiche. Poiché il tasso di evapotraspirazione è fortemente influenzato dalle caratteristiche della vegetazione, Penman (1956) ridefinì la ETp come "l'ammontare di acqua traspirata da un prato che ricopre completamente il terreno, di altezza uniforme e sempre saturo d'acqua".

Numerosi metodi sono stati sviluppati per stimare la ETp, tre di questi sono incorporati in SWAT e sono: il metodo di Penman-Monteith (Monteith, 1965; Allen, 1986; Allen et al., 1989) il metodo di Priestley-Taylor (Priestley e Taylor, 1972) e il metodo di Hargreaves (di Hargreaves et al., 1985). Se l'utente preferisce applicare un metodo diverso per il calcolo dell'evapotraspirazione potenziale, il modello SWAT è anche in grado di leggere i valori giornalieri dell'ETp, calcolati all'esterno del modello. I tre metodi presenti in SWAT differiscono per la quantità di dati di input richiesti.

Il metodo di Penman-Monteith richiede come dati di input la radiazione solare, la temperatura dell'aria, l'umidità relativa e la velocità del vento.

Il metodo di Priestley-Taylor richiede la radiazione solare, la temperatura dell'aria e l'umidità relativa. Il metodo di Hargreaves richiede soltanto la temperatura dell'aria. Una volta che l'evapotraspirazione potenziale è stata determinata si deve calcolare l'evapotraspirazione reale. SWAT per primo considera l'evaporazione della pioggia intercettata dalla copertura vegetale, fattore molto importante soprattutto nelle aree forestate dove la copertura fogliare intercetta una notevole quantità di acqua. In seguito calcola l'ammontare massimo della traspirazione e della sublimazione dal suolo, dalla parte di suolo direttamente esposta.

Deflusso laterale o sub-superficiale

È il contributo al deflusso in alveo che si origina al di sotto dello strato più superficiale ma al di sopra della zona satura d'acqua. Il suo contributo è significativo nelle aree con suoli caratterizzati da una elevata conducibilità idraulica negli strati superficiali, e da strati impermeabili o semipermeabili a piccole profondità. Tale sistema consente al deflusso di percolare verticalmente fino a che non incontra lo strato impermeabile, qui l'acqua ristagna formando una zona satura di acqua, che diventa la fonte per il deflusso laterale-subsuperficiale. Per prevedere il flusso laterale, in ogni strato di suolo, SWAT si serve di un modello cinematico, i cui parametri variano in funzione della conducibilità idraulica, della pendenza e del contenuto di acqua nel suolo.

Deflusso superficiale e metodo del Curve Number (SCS-CN)

Si tratta del deflusso che si verifica su una superficie di scorrimento. Utilizzando dati di piogge giornaliere o di durata inferiore al giorno, SWAT simula i volumi del deflusso superficiale e i valori di picco per ciascun HRU. SWAT prevede due metodi per valutare il deflusso superficiale: la procedura del Curve Number dell'SCS (Soil Conservation Service,

1972) e il metodo dell'infiltrazione di Green & Ampt (1911).

L'equazione del deflusso utilizzata dall'SCS è un modello empirico diventato di uso comune nel 1950. E' il risultato di più di venti anni di studio sulle relazioni che intercorrono tra precipitazioni e deflusso su piccoli bacini nei pressi degli Stati Uniti. Il modello è stato sviluppato per fornire una base consistente per stimare la quantità di deflusso relativa a diversi usi del suolo e a diversi tipi di suolo (Rallison e Miller, 1981). L'equazione dell'SCS Curve Number (SCS, 1972) è la seguente:

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day} - I_a)^2}{(R_{day} - I_a + S)}$$

i cui termini sono descritti nella Tabella che segue.

Termine	Descrizione	Dimensione
Q_{surf}	Ammontare del deflusso o eccesso di pioggia	mm H ₂ O
R_{day}	Altezza di pioggia giornaliera	mm H ₂ O
I_a	sottrazione iniziale che include: immagazzinamento superf., intercezione, e infiltrazione prima del deflusso	mm H ₂ O
S	parametro di ritenzione	

Tab. 4.3. Termini che descrivono il deflusso superficiale.

Il parametro di ritenzione (S) varia spazialmente con il tipo di suolo, con l'uso del suolo, con le pratiche di gestione, con la pendenza e il contenuto d'acqua nel suolo. E' definito come:

$$S = 25,4 \cdot \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right)$$

dove CN è il *curve number* per il dato giorno.

La sottrazione iniziale (Ia) è comunemente approssimata come 0,2S.

Si verifica il deflusso soltanto quando Rday è maggiore di Ia. Una soluzione grafica dell'equazione per diversi valori del Curve Number è rappresentata nella seguente figura.

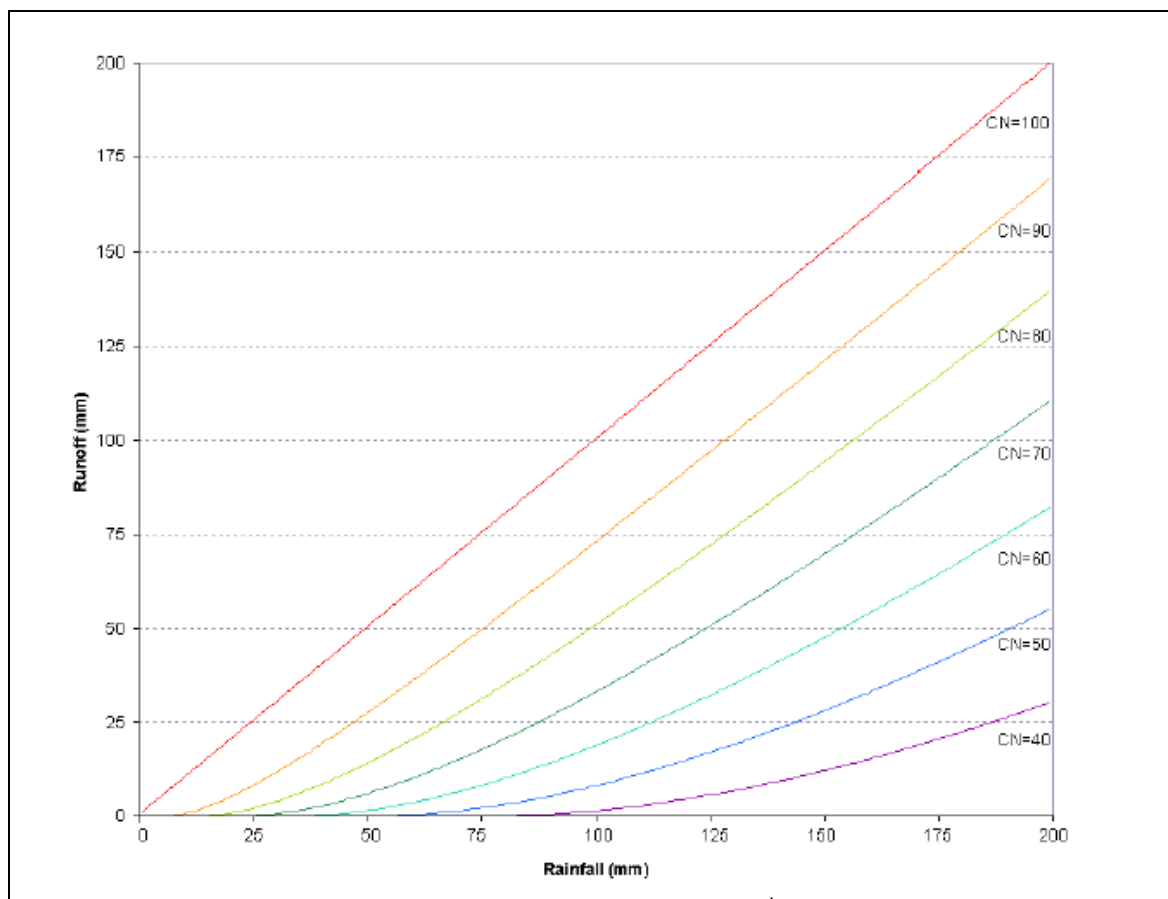


Fig. 4.3. Relazione tra precipitazione e deflusso nel metodo del SCS curve number.

Cover			Hydrologic Soil Group			
Land Use	Treatment or practice	Hydrologic condition	A	B	C	D
Fallow	Bare soil	-	77	86	91	94
	Crop residue cover	Poor	76	85	90	93
		Good	74	83	88	90
Row crops	Straight row	Poor	72	81	88	91
		Good	67	78	85	89
	Straight row w/ residue	Poor	71	80	87	90
		Good	64	75	82	85
	Contoured	Poor	70	79	84	88
		Good	65	75	82	86
	Contoured w/ residue	Poor	69	78	83	87
		Good	64	74	81	85
	Contoured & terraced	Poor	66	74	80	82
		Good	62	71	78	81
	Contoured & terraced w/ residue	Poor	65	73	79	81
		Good	61	70	77	80
Small grains	Straight row	Poor	65	76	84	88
		Good	63	75	83	87
	Straight row w/ residue	Poor	64	75	83	86
		Good	60	72	80	84
	Contoured	Poor	63	74	82	85

		Good	61	73	81	84
	Contoured w/ residue	Poor	62	73	81	84
		Good	60	72	80	83
	Contoured & terraced	Poor	61	72	79	82
		Good	59	70	78	81
	Contoured & terraced w/ residue	Poor	60	71	78	81
		Good	58	69	77	80
Close-seeded or broadcast legumes or rotation	Straight row	Poor	66	77	85	89
		Good	58	72	81	85
	Contoured	Poor	64	75	83	85
		Good	55	69	78	83
	Contoured & terraced	Poor	63	73	80	83
		Good	51	67	76	80
Pasture, grassland, or range—continuous forage for grazing ¹		Poor	68	79	86	89
		Fair	49	69	79	84
		Good	39	61	74	80
Meadow—continuous grass, protected from grazing and generally mowed for hay		-----	30	58	71	78
Brush—brush-weed-grass mixture with brush the major element ²		Poor	48	67	77	83
		Fair	35	56	70	77
		Good	30	48	65	73
Woods—grass combination (orchard or tree farm)		Poor	57	73	82	86
		Fair	43	65	76	82
		Good	32	58	72	79
Woods ³		Poor	45	66	77	83
		Fair	36	60	73	79
		Good	30	55	70	77
Farmsteads—buildings, lanes, driveways, and surrounding lots.		-----	59	74	82	86

Tab. 4.4. Schematizzazione dei possibili valori assunti dal CN.

L'SCS curve number è una funzione che mette in relazione la permeabilità del suolo, l'uso del suolo e le precedenti condizioni di umidità del suolo.

Nella tabella 4.4 sono elencati i possibili valori del CN per la condizione II di umidità.

Il Natural Resource Conservation Service (NRCS) classifica i suoli in quattro gruppi idrologici, sulla base delle caratteristiche di infiltrazione. Il Soil Survey Staff (1996) definisce il gruppo idrologico come un insieme di suoli che hanno deflussi potenziali molto simili tra loro, in presenza delle stesse condizioni di precipitazioni e di copertura del suolo. Un determinato suolo può essere pertanto rappresentato con uno dei quattro gruppi di seguito descritti:

Gruppo A, (basso deflusso potenziale). I suoli che appartengono a questo gruppo hanno un elevato tasso di infiltrazione anche quando sono completamente saturi. Sono costituiti principalmente da sabbia e ghiaia. In essi vi è una elevata velocità di trasmissione dell'acqua.

Gruppo B, in questo gruppo vanno inseriti i suoli che hanno un moderato tasso di infiltrazione quando sono completamente saturi. La loro velocità di trasmissione dell'acqua

è pertanto moderata.

Gruppo C, i suoli di questo gruppo sono caratterizzati da un lento tasso di infiltrazione quando sono completamente saturi. In essi è presente, in genere, o uno strato che impedisce il movimento dell'acqua verso il basso, o sono caratterizzati da una tessitura moderatamente fine. Hanno una bassa velocità di trasmissione dell'acqua.

Gruppo D, (elevato deflusso potenziale). I suoli di questo gruppo hanno una velocità di infiltrazione molto bassa quando sono completamente saturi. Sono principalmente suoli argillosi, con un elevato rigonfiamento potenziale, suoli che sono permanentemente bagnati e delimitati da uno strato quasi impermeabile. La velocità di trasmissione dell'acqua è per essi molto lenta.

Il metodo *Green & Ampt* per l'infiltrazione

L'equazione di *Green & Ampt* è stata sviluppata per per predire l'infiltrazione assumendo un eccesso d'acqua in superficie in ogni istante di tempo (*Green ed Ampt*, 1911). L'equazione considera il profilo di suolo omogeneo e la condizione d'umidità antecedente uniformemente distribuita nel profilo. Quando l'acqua inizia ad infiltrarsi, il modello assume che il suolo al di sopra del fronte umido sia completamente saturo e che ci sia una netta variazione del contenuto d'umidità lungo il fronte. La figura 4.3 mostra la differenza fra la distribuzione dell'umidità nel suolo con la profondità nel caso reale e secondo l'equazione di *Green & Ampt*.

Mein and Larson (1973) hanno sviluppato una metodologia per determinare il tempo di imbibizione durante l'infiltrazione usando l'equazione di *Green & Ampt*. Il metodo *Green-Ampt Mein-Larson* della pioggia in eccesso è stato incorporato in *SWAT* per offrire un'opzione alternativa per il calcolo del deflusso superficiale. Questo metodo richiede i dati di precipitazione sub-giornalieri.

La velocità d'infiltrazione di *Green-Ampt Mein-Larson* è definita come:

$$f_{inf,t} = K_e \cdot \left(1 + \frac{\Psi_{wf} \cdot \Delta\theta_v}{F_{inf,t}} \right) \quad (4.1)$$

dove f_{inf} rappresenta la velocità d'infiltrazione al tempo t (mm/h), K_e è la conducibilità idraulica effettiva (mm/h), Ψ_{wf} è il potenziale matriciale del fronte umido (mm), $\Delta\theta_v$ è la

variazione del contenuto volumetrico di umidità lungo il fronte umido (mm/mm) e F_{inf} è l'infiltrazione cumulata al tempo t (mm H₂O).

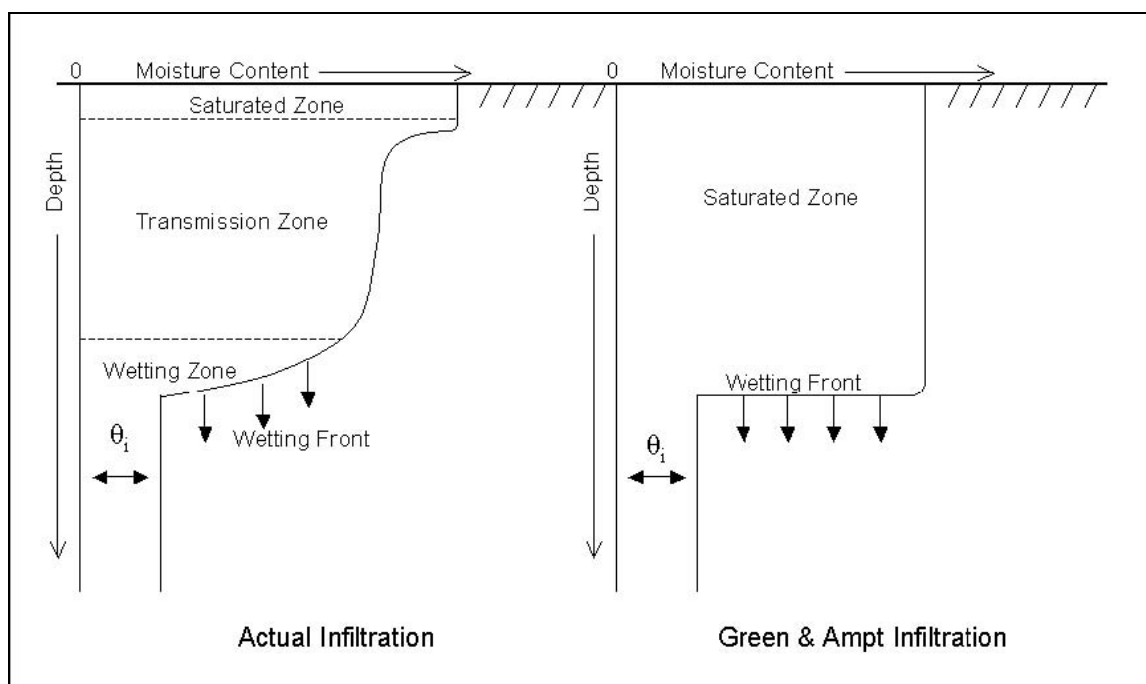


Fig. 4.3. Confronto fra distribuzione del contenuto d'umidità secondo Green & Ampt e quella tipicamente osservata.

Quando l'intensità di pioggia è minore della velocità d'infiltrazione, tutta l'acqua caduta si infiltrerà durante l'intervallo di tempo e l'infiltrazione cumulata per quel periodo risulterà essere pari a:

$$F_{inf,t} = F_{inf,t-1} + R_{\Delta t} \quad (4.2)$$

dove $F_{inf,t}$ è l'infiltrazione cumulata in un dato intervallo di tempo (mm H₂O), $F_{inf,t-1}$ è l'infiltrazione cumulata nell'intervallo di tempo precedente (mm H₂O) e $R_{\Delta t}$ è l'altezza di pioggia caduta nello stesso periodo di tempo (mm H₂O).

La velocità d'infiltrazione definita dall'equazione 4.1 è una funzione del volume infiltrato, che è a sua volta funzione della velocità d'infiltrazione nell'intervallo di tempo precedente. Al fine di evitare errori numerici per intervalli temporali troppo lunghi, nell'equazione 4.2, f_{inf} è sostituita da dF_{inf}/dt ed integrata per ottenere:

$$F_{inf,t} = F_{inf,t-1} + K_e \cdot \Delta t + \Psi_{wf} \cdot \Delta \theta_v \cdot \ln \left[\frac{F_{inf,t} + \Psi_{wf} \cdot \Delta \theta_v}{F_{inf,t-1} + \Psi_{wf} \cdot \Delta \theta_v} \right] \quad (4.3)$$

L'equazione (4.3) deve essere risolta iterativamente per $F_{inf,t}$, l'infiltrazione cumulata alla fine dell'intervallo di tempo, tramite una serie di sostituzioni successive.

La conducibilità idraulica effettiva di Green-Ampt, K_e , equivale approssimativamente ad un mezzo della conducibilità idraulica a saturazione del suolo, K_{sat} (Bouwer, 1969). Nearing et al. (1996) hanno sviluppato un'equazione per calcolare la conducibilità idraulica effettiva in funzione della conducibilità idraulica a saturazione e del *curve number*. L'equazione è:

$$K_e = \frac{56.82 \cdot K_{sat}^{0.286}}{1 + 0.051 \cdot \exp(0.062 \cdot CN)} - 2$$

dove K_e è la conducibilità idraulica effettiva (mm/hr), K_{sat} è la conducibilità idraulica satura (mm/hr) e CN è il *curve number*.

Il potenziale matriciale del fronte umido, Ψ_{wf} , è calcolato in funzione della porosità, della percentuale di sabbia e della percentuale di argilla (Rawls and Brakensiek, 1985):

$$\begin{aligned} \Psi_{wf} = 10 \cdot \exp \big[& 6.5309 - 7.32561 \cdot \phi_{soil} + 0.001583 \cdot m_c^2 + 3.809479 \cdot \phi_{soil}^2 + \\ & 0.000344 \cdot m_s \cdot m_c - 0.049837 \cdot m_s \cdot \phi_{soil} + 0.001608 \cdot m_s^2 \cdot \phi_{soil}^2 + \\ & 0.001602 \cdot m_c^2 \cdot \phi_{soil}^2 - 0.0000136 \cdot m_s^2 \cdot m_c - 0.003479 \cdot m_c^2 \cdot \phi_{soil} - \\ & 0.000799 \cdot m_s^2 \cdot \phi_{soil} \big] \end{aligned}$$

dove ϕ_{soil} è la porosità del suolo (mm/mm), m_c è il contenuto percentuale di argilla e m_s è il contenuto percentuale di sabbia.

La variazione volumetrica del contenuto di umidità lungo il fronte umido è calcolato all'inizio di ogni giorno come:

$$\Delta \theta_v = \left(1 - \frac{SW}{FC} \right) * (0.95 * \phi_{soil})$$

dove $\Delta\theta_v$ è la variazione volumetrica del contenuto di umidità lungo il fronte umido (mm/mm), SW è il contenuto idrico del suolo nell'intero profilo escludendo quello contenuto al punto di appassimento (mm H₂O), FC è il contenuto idrico alla capacità di campo (mm H₂O) e ϕ_{soil} è la porosità del suolo (mm/mm). Se l'evento di pioggia avviene a cavallo della mezzanotte, $\Delta\theta_v$ viene calcolata come:

$$\Delta\theta_v = 0.001 * (0.95 * \phi_{soil})$$

Per ogni intervallo di tempo SWAT calcola la quantità di acqua che entra nel suolo. Quella che non si infiltra diventa ruscellamento superficiale.

Variable Name	Definition	Input File
IEVENT	Rainfall, runoff, routing option.	.bsn
IDT	Length of time step (min): $\Delta t = IDT/60$	file.cio
PRECIPITATION	R_{dt} : Precipitation during time step (mm H ₂ O)	.pcp
SOL_K	K_{sat} : Saturated hydraulic conductivity of first layer (mm/hr)	.sol
CN2	CN: Moisture condition II curve number	.mgt
CNOP	CN: Moisture condition II curve number	.mgt
SOL_BD	ρ_b : Moist bulk density (Mg/m ³): $\phi_{soil} = 1 - \rho_b / 2.65$	.sol
CLAY	m_c : % clay content	.sol
SAND	m_s : % sand content	.sol

Tab. 4.5. Variabili di input di SWAT utilizzate nel calcolo dell'infiltrazione con Green & Ampt

4.3 CICLO IDROLOGICO – ROUTING PHASE

Una volta che SWAT ha determinato i carichi di acqua, di sedimenti, nutrienti e pesticidi nei canali principali, prosegue con l'analisi del trasporto di tali carichi attraverso la rete idrografica in tutto il bacino. Oltre a questo, SWAT è in grado di modellare le trasformazioni chimiche che si verificano nel fiume. Nella seguente Fig. 4.4 sono illustrati i diversi processi modellati da SWAT all'interno delle aste fluviali.

I fenomeni di trasporto che hanno luogo all'interno dell'asta principale possono essere raggruppati in quattro componenti:

Trasporto di deflusso: l'acqua che scorre all'interno del fiume, in parte potrebbe essere persa per evaporazione e trasmissione attraverso il fondo dell'alveo, in parte potrebbe essere persa a causa del prelievo di acqua per usi umani o agricoli. Potrebbe, inoltre, verificarsi un incremento di volume di tale acqua, dovuto alla pioggia caduta direttamente sul fiume o a scarichi da fonti puntuali. Il movimento del flusso attraverso i canali è

studiato nel modello, usando un coefficiente di accumulo variabile (Variable Storage), sviluppato da Williams (1969), oppure utilizzando il metodo di Muskingum.

Trasporto dei sedimenti: il trasporto dei sedimenti nel fiume è controllato dall'azione simultanea di due processi, deposizione e degradazione. Nel modello SWAT si considera che il carico massimo di sedimenti che può essere trasportato da una parte del fiume è funzione della velocità di picco nel fiume stesso. L'energia del canale disponibile è utilizzata per ristabilire i materiali persi e depositati fino a quando tutto il materiale viene rimosso. L'energia in eccesso provoca la degradazione del greto fluviale. Tale degradazione viene modificata in base alla copertura e all'erodibilità del fondo dell'alveo.

Trasporto dei nutrienti: la trasformazione dei nutrienti nel corso d'acqua è controllata dalle componenti del modello relative alla qualità dell'acqua. Il modello distingue tra i nutrienti disciolti e quelli adsorbiti dai sedimenti. Quelli disciolti vengono trasportati dall'acqua, mentre quelli adsorbiti si depositano con i sedimenti sul letto del fiume.

Trasporto dei pesticidi: anche per i pesticidi, come per i nutrienti, si distingue tra quelli disciolti e quelli adsorbiti. I primi vengono portati via dall'acqua i secondi si depositano con i sedimenti.

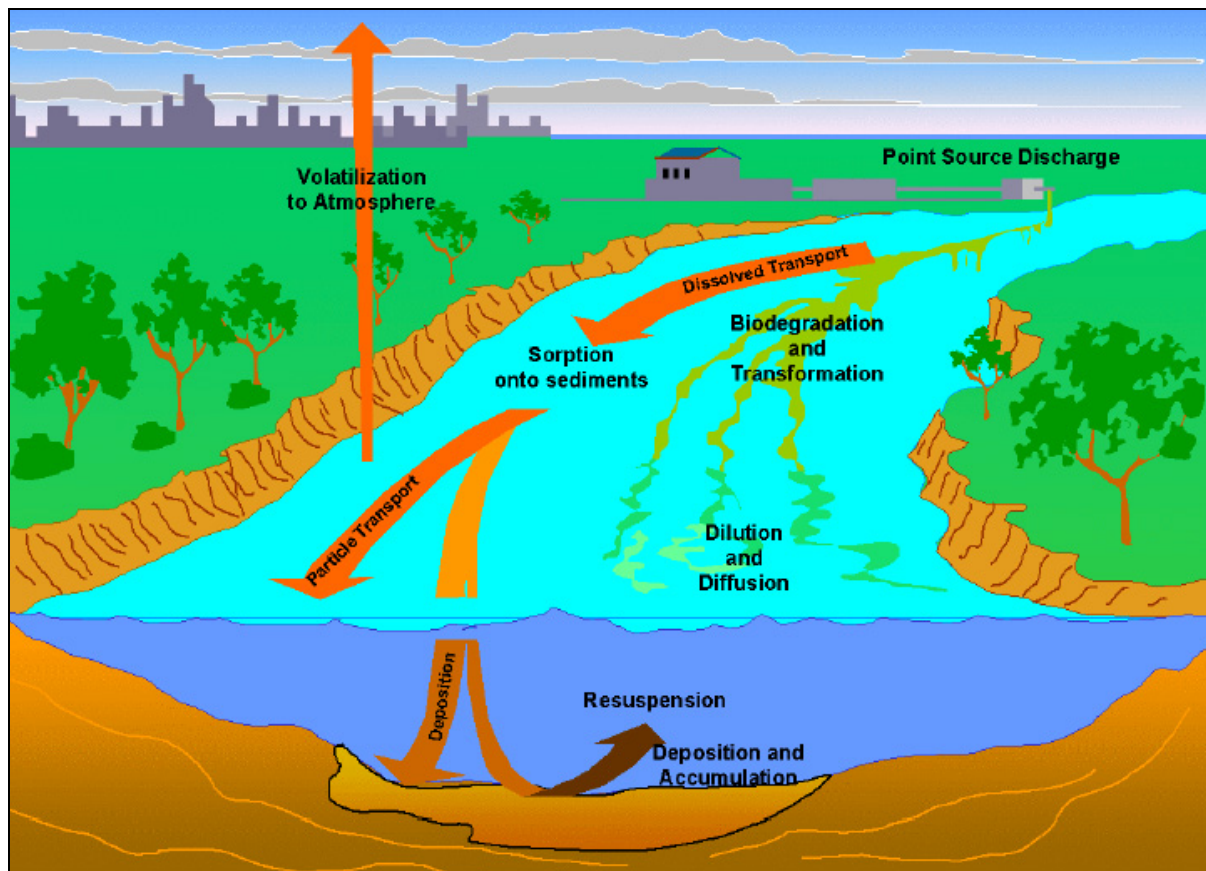


Fig. 4.5: Schematizzazione dei processi in-stream modellati da SWAT.

4.4 COPERTURA DEL SUOLO E CRESCITA DELLE PIANTE

Il modello SWAT è capace di distinguere tra piante annuali e piante perenni. Le piante annuali crescono dalla data della piantagione fino a quella del raccolto o fino a che la pianta ha accumulato la sua unità di calore potenziale. Le piante perenni conservano il loro apparato radicale attraverso gli anni, diventando inattive nei mesi invernali. Esse ricominciano poi a crescere quando la media giornaliera della temperatura dell'aria eccede quella minima richiesta.

La simulazione per la crescita delle piante usata da SWAT è una versione semplificata di quella adottata dal modello EPIC. Nel modello EPIC il processo di sviluppo delle piante è basato sull'accumulo giornaliero di unità di calore, la biomassa potenziale è basata su un metodo sviluppato da Monteith, il calcolo della produzione si basa su un indice di raccolta, e la crescita delle piante è considerata funzione della temperatura, della quantità d'acqua, della quantità di nitrati e di fosfati. Le parti del modello EPIC che non sono incluse in SWAT riguardano la crescita dettagliata dell'apparato radicale, il ciclo dei micronutrienti, le reazioni tossiche e la crescita simultanea di diverse specie di piante nello stesso HRU. Nel modello SWAT il ciclo di crescita delle piante è controllato dagli attributi raggruppati nel database relativo alla crescita delle piante e dal calcolo delle operazioni elencate nel file delle pratiche gestionali.

4.4.1 Unità di calore

La temperatura è uno dei fattori più importanti che governano la crescita delle piante. Ogni pianta ha il suo range di temperatura minima ottimale e massima. Per alcune piante la temperatura minima o di base, deve essere raggiunta prima della crescita. Una volta che si è raggiunta la temperatura di base, le temperature più alte permettono un tasso di crescita più rapido alla pianta. Raggiunta la temperatura ottimale la crescita della pianta rallenta e alla temperatura massima si ferma completamente. La teoria dell'unità di calore afferma che le piante necessitano di una quantità di calore che può essere valutata insieme al tempo di maturazione. Una pianta non può crescere quando la temperatura media è minore della sua temperatura base, pertanto gli unici valori della temperatura del giorno che contribuiscono allo sviluppo della pianta sono quelli che superano il valore della sua temperatura di base. Per misurare la quantità di calore totale richiesta dalla pianta, viene registrata, durante il periodo di crescita della pianta ed espressa in termini di unità di calore, la somma dei valori medi giornalieri di temperatura dell'aria che superano il valore della temperatura di base della pianta. Per esempio, assumendo che i piselli crescano ad

una temperatura base di 5°C, si ha che, se la temperatura media su un dato giorno è di 20°C, le unità di calore accumulate su quel giorno sono 15 ovvero 20-5. Conoscendo la data di piantagione di una determinata coltura, la data di maturazione, la temperatura di base e le temperature medie giornaliere, si può calcolare il numero totale di unità di calore richieste per portare la coltura alla maturazione. L'indice di calore usato da SWAT è un indice di sommatoria diretta. Ogni grado della temperatura media giornaliera al di sopra della temperatura di base è un'unità di calore. Questo metodo assume che il tasso di crescita è direttamente proporzionale all'incremento di temperatura. E' importante tenere in conto che la teoria delle unità di calore non considera l'impatto dannoso che le alte temperatura potrebbero avere sulle colture. Il numero totale di unità di calore potenziali richieste da una pianta per raggiungere la maturazione è calcolato con la seguente espressione:

$$PHU = \sum_{d=1}^m HU$$

dove HU è il numero di unità di calore accumulate nel giorno d, indicando con d=1 il giorno della piantagione e con d=m il numero di giorni richiesti dalla pianta per la maturazione.

Per calcolare dunque le unità di calore potenziali per una pianta, è necessario conoscere il numero di giorni in cui raggiunge la maturazione. Per molti tipi di colture questo numero è facile da quantizzare, per altre, come ad esempio le foreste e i boschi, è meno immediato. Pertanto, si può considerare come data di piantagione l'inizio della stagione di crescita e come data di maturazione la fine della stagione di crescita. SWAT permette di schedare le operazioni di gestione per giorni o per frazione di unità di calore potenziale. Per ogni operazione il modello consente di specificare il mese e il giorno. Se questi non vengono specificati, il modello richiede di specificare la frazione dell'unità di calore potenziale. Come regola generale, se si conoscono le date esatte per la schedulazione delle operazioni è consigliabile usare queste. La schedulazione per unità di calore permette al modello di calcolare le operazioni come una funzione della temperatura.

Questo metodo di calcolo è usato soprattutto quando si ha a che fare con dei bacini molto estesi, dove il clima varia molto da una parte all'altra. Tale metodo è anche valido da usare quando gli anni della simulazione presentano notevoli differenze climatiche. Usando le unità di calore è necessario un solo file con le pratiche gestionali che può essere applicato a

tutto il bacino.

4.4.2 Crescita potenziale

Per ogni giorno della simulazione, viene calcolata la crescita potenziale della pianta, cioè la crescita in condizioni ottimali. Le condizioni ottimali riguardano un'adeguata disponibilità di acqua e di nutrienti e condizioni climatiche favorevoli. La crescita delle piante è trattata dal modello con la simulazione dello sviluppo dell'area fogliare e dell'assorbimento di luce e con la conversione di quest'ultima in biomassa. L'ammontare della radiazione solare intercettata dall'area fogliare della pianta è calcolata usando la legge di Beer (Monsi e Saeki, 1953):

$$H_{phosyn} = 0.5 \cdot H_{day} (1 - \exp(-k_l \cdot LAI))$$

i cui termini sono descritti nella tabella 4.6, riportata di seguito.

Termine	Descrizione	Dimensioni
H_{phosyn}	quantità di radiazione fotosinteticamente attiva intercettata in un dato giorno	MJ m^{-2}
H_{day}	incidenza solare totale	MJ m^{-2}
k_l	coefficiente di estinzione della luce che SWAT assume pari a – 0,65 per tutte le piante	
LAI	indice di area fogliare	

Tabella 4.6 . Termini dell'equazione di Beer.

La radiazione fotosinteticamente attiva è quella radiazione con una lunghezza d'onda compresa tra 400 e 700 nm (McCree, 1972). La radiazione diretta dei raggi solari contiene circe il 45% della radiazione fotosinteticamente attiva, mentre la radiazione diffusa ne contiene all'incirca il 60% (Monteith, 1972; Szeicz, 1974; Stanhill e Fuchs, 1977). L'efficienza della radiazione utilizzata è pari all'ammontare di biomassa prodotta per unità di radiazione solare intercettata. SWAT definisce tale efficienza nel database della crescita delle colture e la considera indipendente dalla loro crescita.

4.5 EROSIONE

Il processo erosivo prodotto dalle piogge e dal deflusso viene valutato attraverso la Modified Universal Soil Loss Equation (MUSLE) (Williams, 1975). MUSLE è una versione modificata della Universal Soil Loss Equation (USLE), sviluppata da Wischmeier e Smith (1965, 1978).

La USLE considera l'erosione media annuale come una funzione dell'energia della precipitazione. Nella MUSLE, invece, il fattore "energia della precipitazione" viene sostituito con un fattore di deflusso. Questo migliora la previsione della produzione di sedimenti, elimina la necessità di inserire rapporti di distribuzione, e rende possibile l'applicazione a singoli eventi meteorici. La previsione della produzione di sedimenti è migliorata poiché il deflusso è una funzione delle precedenti condizioni di umidità, così come l'energia della precipitazione. Per l'utilizzo della USLE sono richiesti i rapporti di distribuzione (ossia la produzione di sedimenti in una sezione lungo la rete idrografica, rapportata alla fonte di erosione a monte del punto specificato), poiché il fattore di pioggia rappresenta l'energia utilizzata solo nella fase di distacco. I rapporti di distribuzione non sono richiesti per l'uso della MUSLE, dal momento che il fattore di deflusso rappresenta l'energia utilizzata nella fase di distacco e di trasporto del sedimento.

4.5.1 La MUSLE

La Modified Universal Soil Loss Equation (Williams, 1975) è la seguente:

$$sed = 11.8 \cdot (Q_{surf} \cdot q_{peak} \cdot area_{hru})^{0.56} \cdot K_{USLE} \cdot C_{USLE} \cdot P_{USLE} \cdot LS_{USLE} \cdot CFRG$$

Nella tabella 4.7 sono riportati i parametri dell'equazione.

4.5.2 Fattore di erodibilità del suolo

Alcuni suoli vengono erosi più facilmente di altri, anche in presenza di uguali condizioni al contorno. Tale differenza è definita erodibilità del suolo ed è funzione dalle proprietà del suolo stesso. Wischmeier e Smith (1978) hanno definito il fattore di erodibilità del suolo come la velocità di perdita di suolo in presenza di un indice di erosione unitario per uno specifico suolo, su di una superficie unitaria. Wischmeier e Smith (1978) hanno notato che una tipologia di suolo diventa solitamente meno soggetta ad erosione quando si riduce la sua frazione limosa, a prescindere dalle corrispondenti variazioni delle frazioni sabbiosa e

argillosa.

Denominazione	Descrizione	Dimensioni
<i>Sed</i>	Produzione di sedimenti in un dato giorno	ton
Q_{surf}	Volume del deflusso superficiale	mm H ₂ O/ha
q_{peak}	Portata di picco del deflusso	m ³ /s
$area_{hru}$	Area dell'HRU	ha
K_{USLE}	Fattore USLE di erodibilità del suolo	0.013 ton m ² hr/(m ³ ton cm)
C_{USLE}	Fattore USLE di copertura e gestione del suolo	
P_{USLE}	Fattore USLE di supporto	
LS_{USLE}	Fattore topografico USLE	
$CFRG$	Fattore dei frammenti grossolani	

Tab. 4.7. I parametri della MUSLE.

Misure dirette del fattore di erodibilità sono molto dispendiose. Wischmeier et al. (1971) hanno sviluppato un'equazione generale per il calcolo del fattore di erodibilità del suolo quando la percentuale della frazione limosa e di quella sabbiosa non superano il 70% della distribuzione dimensionale delle particelle:

$$K_{USLE} = \frac{0.00021 \cdot M^{1.14} \cdot (12 - OM) + 3.25 \cdot (c_{soilstr} - 2) + 2.5 \cdot (c_{perm} - 3)}{100}$$

in cui KUSLE è il fattore di erodibilità del suolo, M è il parametro che tiene conto della grandezza delle particelle, OM è la percentuale di sostanza organica, $c_{soilstr}$ è il codice di struttura del suolo utilizzato nella classificazione del suolo, e c_{perm} è la classe di permeabilità del profilo.

Il parametro di grandezza delle particelle viene calcolato con la seguente equazione:

$$M = (m_{silt} + m_{vfs}) \cdot (100 - m_c)$$

in cui m_{silt} è il contenuto percentuale di limo (particelle di diametro compreso tra 0.002 e 0.05 mm), m_{vfs} è il contenuto percentuale di sabbia fine (particelle di diametro compreso

tra 0.05 e 0.10 mm), e m_c è il contenuto percentuale di argilla (particelle di diametro minore di 0.002 mm).

Il contenuto percentuale di sostanza organica, OM, di un layer può essere calcolato con la seguente espressione:

$$OM = 1.72 \cdot orgC$$

dove orgC è il contenuto percentuale di carbonio organico del layer .

La struttura del suolo si riferisce all'aggregazione delle particelle elementari di suolo in particelle componenti, che sono separate dagli aggregati attraverso superfici di debolezza. Un aggregato naturale e individuale di suolo viene definito *ped*. Una descrizione della struttura di un suolo tiene in conto la forma e la distribuzione dei ped, la grandezza dei ped e la distinzione e durabilità dei ped visibili. La terminologia dell'USDA Soil Survey per la struttura, consiste in set separati di termini che definiscono ciascuna di queste tre qualità. La forma e la struttura dei ped vengono definiti come "struttura del suolo"; la grandezza dei ped come classe; e il grado di distinzione come grado. I codici della struttura del suolo per l'equazione della KUSLE sono definiti dal tipo e dalla classe di struttura del suolo presente nel layer. La permeabilità è definita come la capacità del suolo di trasmettere l'acqua e l'aria attraverso il layer più restrittivo, in condizioni di umidità. Le classi di permeabilità del profilo sono basate sulla conducibilità idraulica più bassa del profilo.

4.5.3 Fattore di copertura e gestione

Il fattore USLE di copertura e gestione, CUSLE, è definito come il rapporto tra la perdita di suolo, coltivato in specifiche condizioni, e la corrispondente perdita di suolo dai terreni in cui è stato effettuato il raccolto. La copertura vegetale, poiché intercetta parte della pioggia, riduce l'energia erosiva. Il tasso di riduzione dipende dalla densità della copertura fogliare, e poiché tale densità varia con il ciclo di crescita della pianta, SWAT permette di calcolare giornalmente la CUSLE usando la seguente equazione:

$$C_{USLE} = \exp \left\{ \ln(0.8) - \ln(C_{USLE, mn}) \right\} \cdot \exp(-0.00115 \cdot rsd_{surf}) + \ln(C_{USLE, mn}) \right\}$$

dove $C_{USLE, mn}$ è il valore minimo per il fattore di copertura e gestione per i terreni coltivati, mentre rsd_{surf} è l'ammontare del residuo sulla superficie del suolo [kg/ha]. Il fattore minimo C può essere stimato dalla conoscenza della media annuale del fattore C

con la seguente equazione:

$$C_{USLE, mn} = 1.463 \cdot \ln(C_{USLE, aa}) + 0.1034$$

dove $C_{USLE, aa}$ è il fattore C medio annuale per la copertura del suolo.

4.6 CICLO DELL'AZOTO

La complessità del ciclo dell'azoto e l'importanza dell'azoto nella crescita delle piante rende questo elemento oggetto di numerose ricerche. Il ciclo dell'azoto è un sistema dinamico che include l'acqua, l'atmosfera ed il suolo. Le piante richiedono l'azoto più di altri elementi, a parte il carbonio, l'ossigeno e l'idrogeno.

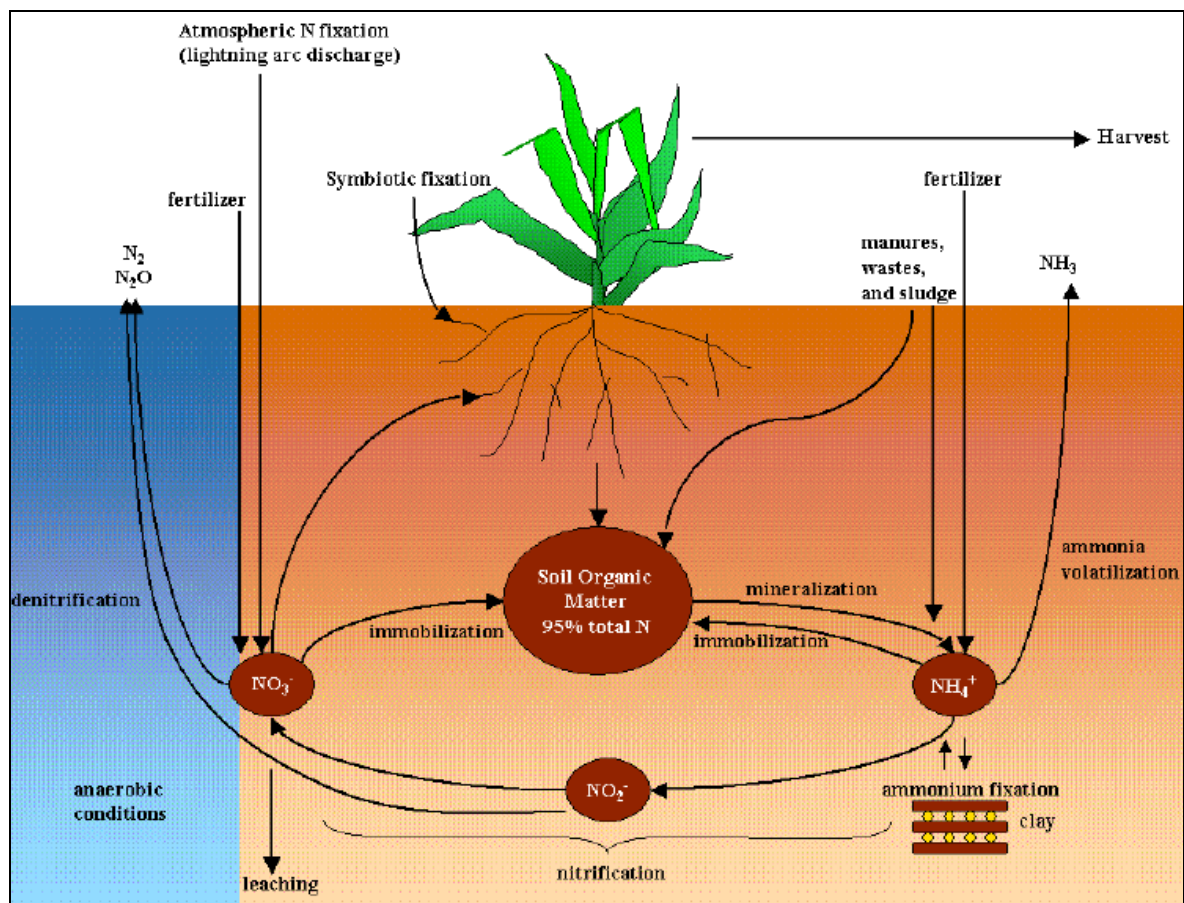


Fig. 4.6 . Il ciclo dell'azoto.

La forma di azoto che prevale nel suolo è quella organica, che viene lentamente convertita nelle forme inorganiche più facilmente disponibili (ammoniaca e nitrati). Il nitrato è molto solubile e facilmente si infila al di sotto della zona radicale delle colture o può essere

asportato dalle acque di ruscellamento. L'azoto organico e l'ammoniaca, d'altro canto, sono adsorbiti dalle particelle di suolo e quindi tendono a permanere se non asportati dall'erosione. Tre processi di tipo microbico si esplicano nel bilancio dell'azoto, e sono: ammonificazione, nitrificazione, e denitrificazione. I primi due (ammonificazione e nitrificazione) sono parte del processo di mineralizzazione che trasforma l'azoto dalla forma organica a quella inorganica, rendendolo disponibile per le piante. L'altro (denitrificazione) è causa delle perdite in atmosfera e può ridurre la quantità di azoto perduto per percolazione e dilavamento. L'azoto può essere disperso in atmosfera in forma gassosa anche per processi chimici, senza richiedere la presenza di microrganismi, come nel caso di pesanti applicazioni di fertilizzanti a base di urea e di ammonio. Le pratiche che aumentano l'ossigenazione o il drenaggio, aumentano la mineralizzazione e quindi consentono la formazione di nitrati disponibili per le piante, ma anche per il dilavamento delle acque meteoriche e per la percolazione. Nel terreno il contenuto di composti azotati aumenta normalmente fino ad una trentina di centimetri circa, per poi diminuire sotto l'azione delle acque di circolazione. Il periodo di applicazione del fertilizzante è importante in quanto un uso prossimo al periodo di massimo sviluppo vegetativo favorisce una riduzione delle perdite. In particolare, per le acque sotterranee è riconosciuto che, in alcuni casi, gran parte della responsabilità della migrazione dei nitrati è dovuta all'abuso dei fertilizzanti, sia chimici che organici, in relazione alle eccessive quantità applicate, e all'uso non ottimale rispetto al ciclo germinativo delle piante; un fattore che favorisce tale migrazione è rappresentato inoltre dalla mineralizzazione della sostanza organica presente nel suolo, connessa a pratiche agricole non idonee.

SWAT permette all'utente di definire la quantità di nitrati ed azoto organico contenuta nella sostanza umica per tutti gli strati di suolo all'inizio della simulazione. Se l'utente non specifica la concentrazione iniziale di azoto, SWAT inizializza il livello di azoto delle diverse forme. Il livello iniziale di azoto nel suolo varia in funzione della profondità con la seguente relazione:

$$NO_{3conc,z} = 7 \cdot \exp\left(-\frac{z}{1000}\right)$$

dove $NO_{3conc,z}$ è la concentrazione di azoto nel suolo alla profondità z in [mg/kg oppure ppm], mentre z è la profondità dalla superficie del suolo in [mm].

L'andamento della concentrazione di azoto, calcolata con questa equazione per diverse

profondità, è illustrata nella figura 4.6.

I livelli di azoto organico sono assegnati assumendo che il rapporto C:N per la sostanza umica sia di 14:1. La concentrazione dell'azoto organico umico in uno strato di suolo è calcolata con:

$$orgN_{hum,ly} = 10^4 \cdot \left(\frac{orgC_{ly}}{14} \right)$$

dove $orgN_{hum,ly}$ è la concentrazione di azoto organico umico nello strato [mg/kg oppure ppm], e $orgC_{ly}$ è la percentuale di carbonio organico nello strato.

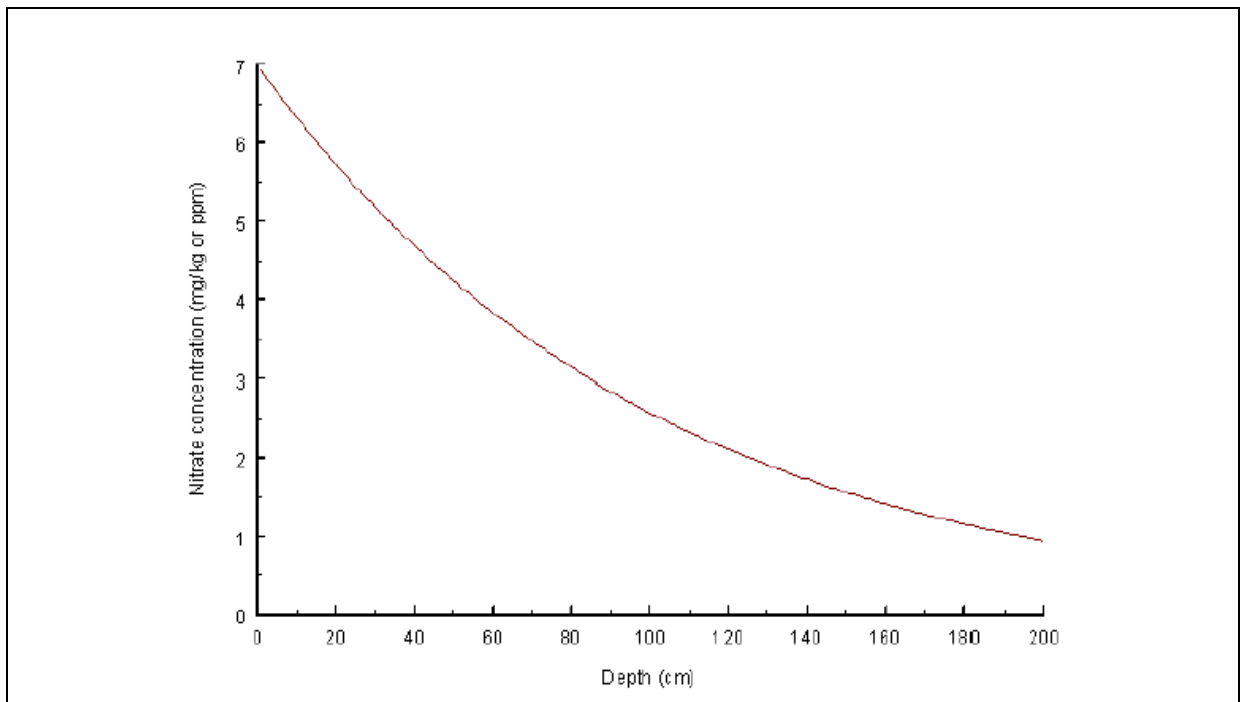


Fig. 4.6. Variazione della concentrazione di nitrati nel suolo in funzione della profondità.

I livelli di azoto organico sono assegnati assumendo che il rapporto C:N per la sostanza umica sia di 14:1. La concentrazione dell'azoto organico umico in uno strato di suolo è calcolata con:

$$orgN_{hum,ly} = 10^4 \cdot \left(\frac{orgC_{ly}}{14} \right)$$

dove $orgN_{hum,ly}$ è la concentrazione di azoto organico umico nello strato [mg/kg oppure

ppm], e $orgC_{ly}$ è la percentuale di carbonio organico nello strato.

L'azoto organico umico è distinto in una parte attiva ed una parte stabile usando le seguenti equazioni:

$$orgN_{act,ly} = orgN_{hum,ly} \cdot fr_{actN}$$

$$orgN_{sta,ly} = orgN_{hum,ly} \cdot (1 - fr_{actN})$$

dove $orgN_{act,ly}$ è la concentrazione di azoto allo stato organico attivo [mg/kg], $orgN_{hum,ly}$ è la concentrazione di azoto organico umico nello strato, [mg/kg], fr_{actN} è la frazione di azoto umico in fase attiva, e la $orgN_{sta,ly}$ è la concentrazione di azoto organico in fase stabile [mg/kg].

La frazione di azoto umico in fase attiva, fr_{actN} , viene settata dal modello al valore 0,02.

L'azoto organico fresco viene posto pari a zero in tutti gli strati tranne che nei primi 10 millimetri di suolo dove assume il valore pari al 0,15% dell'ammontare iniziale di residuo presente sulla superficie del suolo, ovvero:

$$orgN_{frsh,surf} = 0.0015 \cdot rsd_{surf}$$

dove $orgN_{frsh,surf}$ è la quantità di azoto organico fresco nei primi 10 mm [kg N/ha], e rsd_{surf} è il materiale residuo presente sulla superficie del suolo [kg/ha]. L'azoto ammoniacale $NH4_{ly}$, per il suolo è inizializzato a 0 ppm.

4.7 CICLO DEL FOSFORO

Sebbene la richiesta di fosforo per una pianta sia notevolmente minore di quella dell'azoto, esso è necessario per molte funzioni vitali. Il ruolo più importante è svolto nell'accumulo e trasferimento dell'energia ottenuta con la fotosintesi e nel metabolismo dei carboidrati.

Il fosforo interviene anche nei processi riproduttivi e di crescita. Le tre forme in cui il fosforo è maggiormente presente nei suoli sono: quella organica associata con l'humus, quella insolubile in forma minerale e quella in soluzione nel suolo, facilmente utilizzabile dalle piante. Il fosforo è un importante nutriente per gli ecosistemi acquatici, ma una sua eccedenza causa una accelerata eutrofizzazione, dovuta a una crescita accelerata di alghe,

macrofite ed altri organismi contenenti clorofilla. Il tasso di eutrofizzazione in parecchi corpi idrici può essere esclusivamente regolato dalla concentrazione di fosforo dato che gli altri nutrienti non risultano fattori limitanti. I quantitativi di fosforo provenienti da sorgenti diffuse cambiano considerevolmente al variare di fattori pedologici, meteorologici ed ambientali. Il fosforo, al contrario dell'azoto, non è particolarmente mobile nei suoli e gli ioni fosfato non percolano facilmente. Il fosforo è fissato dalle argille e dal materiale organico ed è in gran parte rimosso dai processi erosivi. I principali fattori che controllano i processi di fissazione del fosforo sono:

- gli ossidi di Al e di Fe sono responsabili della ritenzione nei suoli acidi;
- i composti di calcio controllano la solubilità nei suoli calcarei;
- la percentuale di argilla e di materiale organico contribuisce all'adsorbimento.

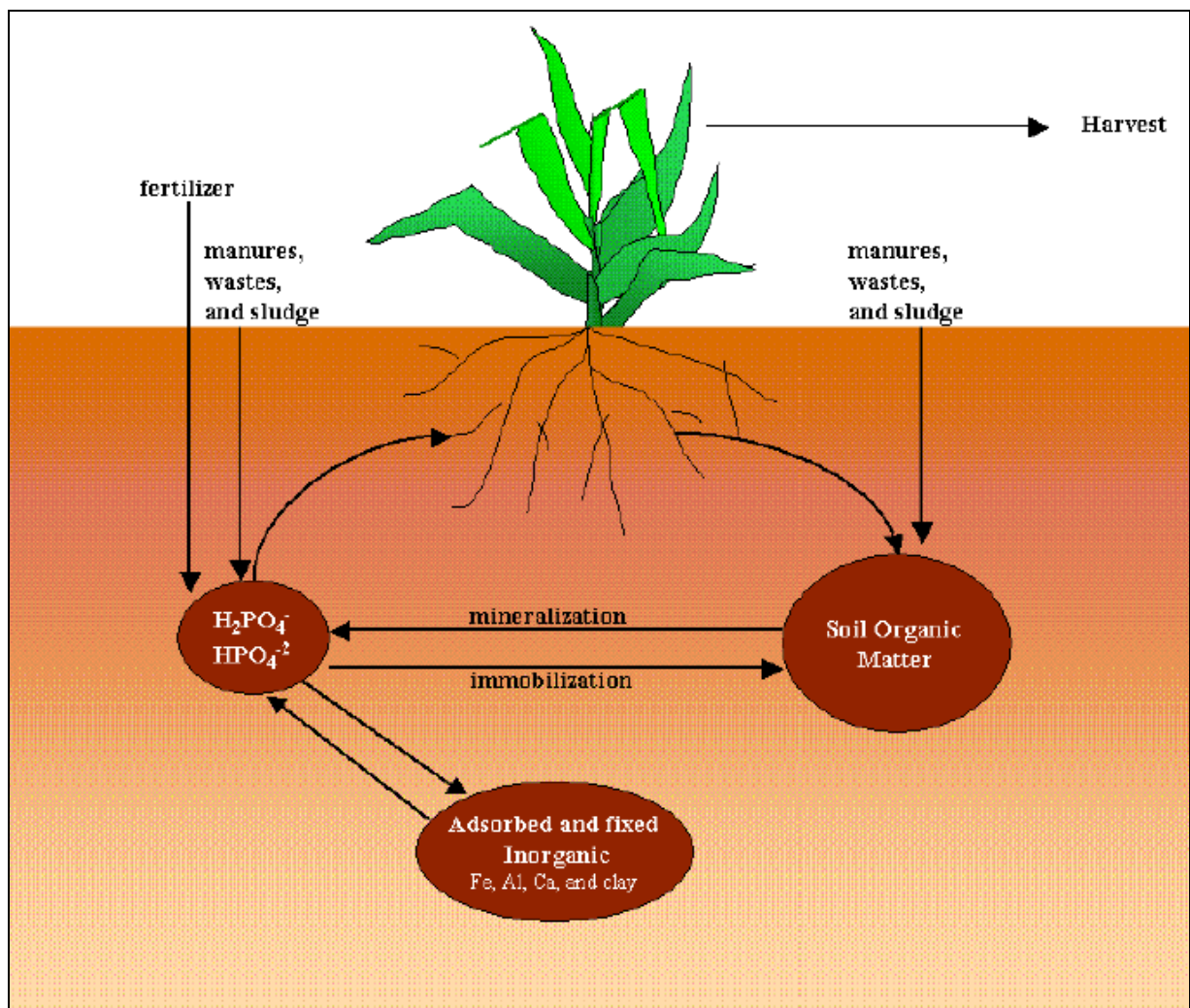


Fig. 4.7. Il ciclo del fosforo.

L'adsorbimento non è un processo istantaneo e avviene in una fase iniziale rapida seguita da una più lenta. Le caratteristiche dell'adsorbimento risultano diverse nei suoli piuttosto

che nei sedimenti trasportati, caratterizzati da una superficie specifica maggiore. Si osserva che la maggior parte di fosforo non è disponibile per le piante e rimane nel suolo in forma adsorbita dalle particelle solide. Una parte del fosforo inorganico particolato (frazione labile) costituisce la fonte per la forma disciolta, ma il passaggio è molto lento e in presenza di continua sottrazione da parte dell'apparato radicale e, pertanto, la concentrazione di fosforo disciolto è sempre inferiore a quella che si potrebbe ottenere sulla base del fosforo totale presente. Si ritiene che anche il fosforo applicato come fertilizzante possa essere difficilmente perduto in forma disciolta. Il trasporto dell'elemento ai corpi idrici avverrebbe in larga misura sotto forma particellata o adsorbita. Anche l'equilibrio tra la forma particolata labile e quella disciolta dipende dalle caratteristiche chimiche e biologiche dell'ambiente; pertanto la quantità di fosforo disciolto può variare durante il trasferimento dal suolo agricolo ai corpi idrici ricettori e, in seguito, entro questi ultimi. Analogamente, una diminuzione nel ruscellamento può comportare una minore perdita di fosforo totale, ma può avere scarso effetto sui livelli del fosforo disponibile nelle acque del ricettore, a causa della variazione del tasso di trasformazione della frazione labile nelle forme disciolte. Proprio per le sue peculiarità di comportamento, il fosforo appare di specifico interesse nel degrado della qualità dei corpi idrici superficiali, costituendo il fattore principale dell'eutrofizzazione soprattutto delle acque interne. SWAT permette all'utente di definire la quantità di fosforo solubile e organico contenuto nella sostanza umica, per tutti gli strati del suolo dall'inizio della simulazione. Se l'utente non specifica la concentrazione iniziale di fosforo, SWAT inizializza i livelli di fosforo nei diversi strati. La concentrazione del fosforo in soluzione in tutti gli strati è inizialmente settata al valore 5 mg/kg di suolo.

4.8 PESTICIDI

Nonostante SWAT non simuli i problemi che possano interessare la crescita di una pianta a causa della presenza di malerbe, insetti dannosi ed altri infestanti, fa in modo che ad ogni HRU possano essere applicati i pesticidi. SWAT simula il movimento dei pesticidi nella rete idrografica (in soluzione e adsorbiti dai sedimenti trasportati dal deflusso), nel profilo del suolo e negli acquiferi attraverso la percolazione (in soluzione). L'equazione usata dal modello per il movimento dei pesticidi nella fase del ciclo idrologico del suolo è stata adottata dal GLEAMS (Leonard et al., 1987). Le modalità con cui gli inquinanti agricoli (in particolare i pesticidi) pervengono ai corpi idrici superficiali e sotterranei sono legate

essenzialmente al moto dell'acqua, che rappresenta quindi il vettore primario. I processi che presiedono al trasferimento sono l'erosione e la sedimentazione delle particelle di suolo, il ruscellamento superficiale, il deflusso sub-superficiale, l'infiltrazione e la percolazione nel suolo. Nel trasferimento di un inquinante al corpo idrico si possono individuare più fasi: la disponibilità della sostanza, l'estrazione, il trasporto e l'impatto sul corpo idrico ricettore. Durante lo svolgimento di queste fasi, gli inquinanti subiscono trasformazioni fisiche, chimiche e biologiche che determinano le modalità di trasferimento. Per le sostanze che sono fortemente adsorbite sulle particelle di suolo, prevalgono i processi di erosione e sedimentazione, anche se successivamente possono distaccarsi dalla particella e diventare disciolte. Per le sostanze moderatamente e debolmente adsorbite prevalgono i processi di trasporto in soluzione per ruscellamento superficiale o percolazione profonda.

4.9 PRATICHE GESTIONALI

Quantificare l'impatto delle pratiche agronomiche sull'approvvigionamento e la qualità dell'acqua è uno degli interessi primari della modellistica ambientale. Il modello SWAT permette di fare uno studio particolareggiato di tale aspetto, perché include nella simulazione informazioni molto dettagliate sulle pratiche di gestione. SWAT permette di definire le pratiche gestionali che si utilizzano in ogni HRU. L'utente deve indicare l'inizio e la fine della stagione di crescita, specificare il tipo e la quantità di fertilizzante, così come, deve definire l'applicazione dei pesticidi, le pratiche irrigue e le operazioni di coltivazione. In aggiunta a queste pratiche gestionali di base, sono inoltre disponibili operazioni come pascolo, fertilizzazione e irrigazione. Nel seguito, vengono descritte le operazioni che è possibile inserire all'interno delle pratiche agronomiche di ogni HRU.

4.9.1 Planting/beginning of the growing season

Con questa operazione ha inizio la crescita della pianta. Tale operazione può essere usata per indicare l'effettivo periodo di piantagione delle colture agrarie o per rappresentare il risveglio primaverile di quelle piante che sono già state piantate nel terreno però richiedono molti anni prima di arrivare alla maturazione (come foreste, frutteti ecc.). Il modello SWAT permette l'inserimento di tale operazione solo se nel terreno non vi è nessun tipo di piantagione precedente, in caso contrario è necessario applicare un'operazione per rimuovere la precedente coltura. Se vengono inserite due operazioni di piantagione consecutive, la seconda delle operazioni sarà ignorata dal modello. Le

informazioni richieste nell'operazione di piantagione includono il periodo temporale dell'operazione (il mese, giorno, oppure la frazione dell'unità di calore potenziale), il numero totale di unità di calore richiesto dalla coltura per raggiungere la maturazione e quale tipo di coltura deve essere simulato nell'HRU. Se la coltura viene trapiantata deve essere inserito anche il valore dell'indice dell'area fogliare e la quantità di biomassa presenti nella coltura al momento della piantagione. Anche, per le colture trapiantate, può essere inserito il numero totale delle unità di calore necessario per portare la pianta alla maturazione non da quando viene generato il seme ma dal momento in cui viene trapiantata. L'utente può variare a sua scelta il *curve number* nell'HRU durante tutto l'anno per ogni operazione effettuata. I valori del *curve number* relativi alle diverse operazioni sono funzione delle condizioni di umidità. Per simulazioni in cui è richiesta la quantità specifica del raccolto e della biomassa da ottenere, l'utente può forzare il modello ad ottenere i risultati desiderati.

4.9.2 Harvest operation

Si tratta dell'operazione di raccolta che può rimuovere la biomassa della pianta senza eliminare completamente la pianta. Questa operazione è comunemente usata per tagliare l'erba o il fieno. Le uniche informazioni richieste da questa operazione sono: la data e un indice di efficienza di taglio. L'indice di efficienza specifica la frazione di biomassa che deve essere rimossa dall'HRU, la restante parte viene convertita in residuo e lasciata sulla superficie del suolo.

4.9.3 Grazing operation

Questa operazione è usata per simulare i pascoli. In essa devono essere specificati il numero e la specie degli animali che rimuovono la biomassa della pianta e depongono concime naturale per uno specifico periodo di tempo. Le informazioni richieste riguardano: il periodo dell'anno in cui si incomincia a pascolare (mese, giorno o frazione di unità potenziale di calore della pianta), lunghezza del periodo di pascolo, l'ammontare di biomassa rimossa ogni giorno e di concime depositato.

4.9.4 Harvest and kill operation

Questa operazione blocca la crescita della pianta nell'HRU. La frazione di biomassa specificata nell'indice dell'efficienza di raccolto (nel database della crescita delle piante) è rimossa dall'HRU come produzione. La frazione rimanente è convertita in residuo e

lasciata sulla superficie del suolo. L'unica informazione richiesta è la data dell'operazione (mese e giorno oppure la frazione di unità di calore potenziale della pianta). In questa operazione, l'utente ha anche la possibilità di aggiornare il *curve number* in base alle condizioni di umidità.

4.9.5 Kill/end of growing season

Questa operazione blocca la crescita della pianta nell'HRU. Tutta la biomassa è convertita in residuo. L'unica informazione richiesta è il periodo di applicazione (giorno e mese, oppure la frazione dell'unità di calore della pianta).

4.9.6 Tillage

Con l'operazione di tillage si ha una redistribuzione dei residui, nutrienti, pesticidi e batteri nel profilo del suolo. Le informazioni richieste includono il periodo di applicazione (giorno e mese, oppure la frazione dell'unità di calore della pianta), e il tipo specifico di pratica di coltivazione. L'utente ha l'opzione di poter variare il *curve number* all'interno dell'HRU attraverso gli anni. Un nuovo *curve number* può essere inserito nell'operazione di piantagione, operazione di coltivazione ed operazione di raccolta e blocco della crescita, a seconda delle diverse condizioni di umidità.

4.9.7 Fertilizer application

Con questa operazione si considera l'applicazione di fertilizzante o concime di origine naturale al suolo. Le informazioni richieste riguardano il periodo di applicazione (mese e giorno, oppure la frazione di unità di calore potenziale della pianta), il tipo di fertilizzante da applicare, la quantità e la profondità di distribuzione. L'applicazione del fertilizzante, oltre ad essere schedata manualmente dall'utente può anche essere applicata automaticamente da SWAT in base alla frazione di nutriente richiesta dalla crescita potenziale dalla pianta.

4.9.8 Pesticide application

Questa operazione permette di applicare i pesticidi all'HRU. Le informazioni richieste includono il periodo di applicazione (mese e giorno oppure la frazione dell'unità di calore potenziale della pianta), il tipo e la quantità di pesticida. Studi di campo hanno mostrato che, anche in giorni poco ventilati o per niente ventilati, una porzione di pesticida viene persa. La frazione di pesticida che arriva sulle foglie o al suolo è definita dall'efficienza di

applicazione del pesticida, calcolata con:

$$pest' = ap_{ef} \cdot pest$$

dove

$pest'$ = effettiva quantità di pesticida applicato [kg_{pst}/ha]

ap_{ef} = l'efficienza di applicazione

$pest$ = la reale quantità di pesticida applicato [kg_{pst}/ha].

4.9.9 Irrigation

L'irrigazione in un HRU può essere schedata dall'utente oppure applicata automaticamente da SWAT. L'utente, oltre a specificare il periodo di irrigazione, deve anche specificare la fonte dell'acqua irrigua. L'acqua applicata ad un HRU può essere presa da uno dei cinque tipi di fonti d'acqua modellate da SWAT, che sono: fiumi, riserve, acquiferi superficiali, acquiferi profondi, oppure fonti esterne al bacino. Oltre al tipo di fonte, il modello deve conoscere anche l'ubicazione di tale fonte (a meno che non sia fuori dallo spartiacque). Nel caso di acquiferi profondi o poco profondi e nel caso di riserve, SWAT ha bisogno di sapere il numero del sottobacino in cui ricadono. Una riserva è un serbatoio localizzato sulla rete del canale principale di un bacino. Nessuna distinzione è fatta tra invasi naturali e artificiali. Le caratteristiche di un invaso sono quelle mostrate nella figura 4.8:

Il bilancio idrico dell'invaso è dato da :

$$V = V_{stored} + V_{flowin} - V_{flowout} + V_{pcp} - V_{evap} - V_{seep}$$

i cui termini sono descritti nella tabella che segue.

Termine	Descrizione	Dimensioni
V	volume presente alla fine del giorno	$m^3 H_2O$
V_{stored}	volume immagazzinato all'inizio del giorno	$m^3 H_2O$

V_{flowin}	volume affluito	$m^3 H_2O$
$V_{flowout}$	volume defluito	$m^3 H_2O$
V_{pcp}	volume precipitato	$m^3 H_2O$
V_{evap}	volume perso per evaporazione	$m^3 H_2O$
V_{seep}	volume perso per infiltrazione	$m^3 H_2O$

Tab. 4.8: Termini del bilancio idrico.

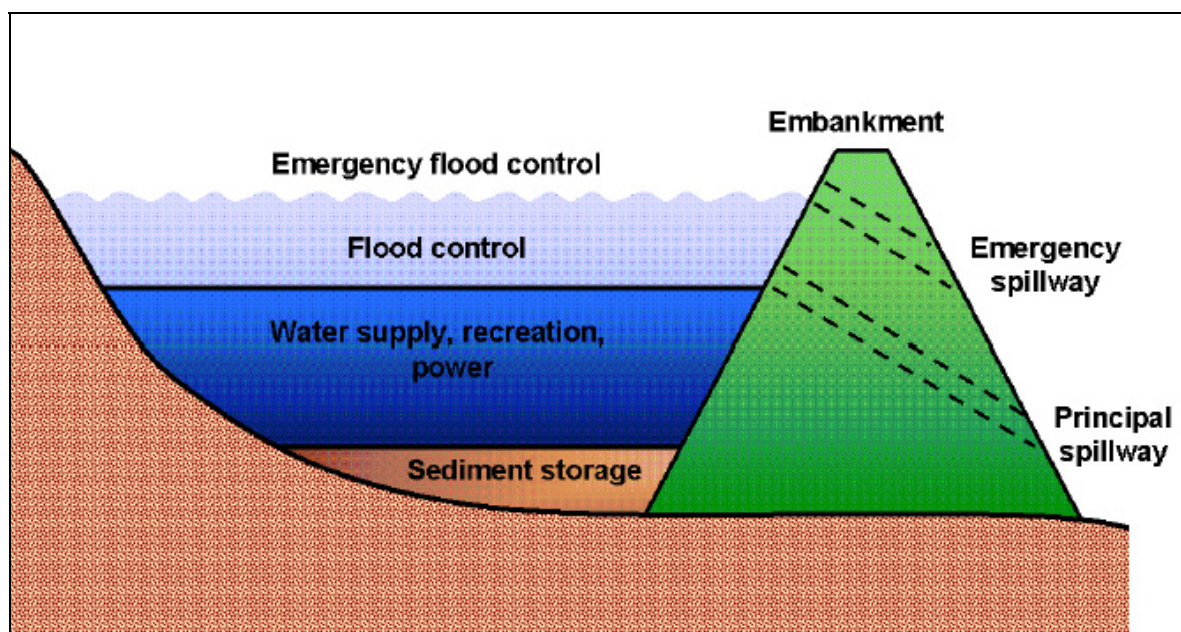


Fig. 4.8. Esempio di invaso.

Se la fonte irrigua è la portata di un fiume, SWAT permette di aggiungere altri parametri di input. Questi parametri sono usati per evitare che il flusso nel canale sia ridotto a zero a causa del prelievo di acqua per l'irrigazione. Pertanto gli utenti possono definire un valore di minimo deflusso necessario al fiume e la quantità massima di acqua che da esso può essere prelevata per l'irrigazione. Per un dato evento irriguo, SWAT determina la quantità d'acqua disponibile nella fonte e la confronta con la quantità d'acqua necessaria per l'irrigazione. Se l'acqua disponibile è minore di quella necessaria all'irrigazione, SWAT prende solo quella disponibile. L'acqua applicata ad un HRU viene usata per riempire gli strati di suolo fino alla capacità di campo partendo da quello più superficiale e discendendo

fino allo strato più profondo. Se la quantità d'acqua specificata in un'operazione irrigua eccede quella necessaria a riempire gli strati di suolo fino alla capacità di campo, l'acqua in eccesso ritorna alla fonte. Se l'utente seleziona l'opzione di auto-applicazione dell'acqua di irrigazione in un HRU, deve specificare il limite minimo di acqua, inteso come una frazione della crescita potenziale delle piante. In questo modo, ogni volta che il valore dell'acqua scende al di sotto di tale limite, il modello applica automaticamente acqua all'HRU. Se nella fonte vi è abbastanza acqua disponibile, il modello fornirà acqua al suolo fino alla capacità di campo.

CAPITOLO 5

AREA DI STUDIO : IL BACINO DEL FIUME ENZA

5.1 CONTESTO FISICO E AMBIENTALE

5.1.1 Inquadramento geografico

Il torrente Enza, affluente di destra del fiume Po, già nel Diploma di Carlo Magno del 781 sta a segnare approssimativamente i confini tra le diocesi di Parma e Reggio Emilia.

Il suo bacino idrografico è delimitato a sud dalla sezione dell'alto crinale appenninico che va dal Monte Paitino (1815 m) al Monte Alto (1904 m). Dalla linea di crinale si staccano i due contrafforti che lo separano rispettivamente dalla Val Parma e dai bacini del fiume Secchia e del torrente Crostolo.

Il t. Enza nasce in provincia di Massa Carrara, tra il Passo del Giogo (1262 m) e il Monte Palerà (1425 m) e, dopo un breve percorso nella Valle dei Paduli, a quota 1166 m subisce uno sbarramento che forma il Lago Paduli o Lagastrello.

Il torrente ha una lunghezza di 112 km e convoglia in Po le acque di drenaggio di un bacino di 887,5 km², con una pendenza media del 7% e una portata media annua alla foce di circa 14 m³/s.

Tra gli affluenti di destra della zona collinare sono da ricordare: il torrente Liocca, che sbocca a quota 657 m; il torrente Lonza, emissario del Lago del Ventasso, che sbocca a quota 340 m; il torrente Tassobbio che sottende un bacino di dimensioni discrete (102 kmq) e sbocca a quota 258 m.

Più a valle, in località Cerezzola (Comune di Canossa), il Canale d'Enza, voluto da Borso d'Este nel 1462 e capace di una portata di 8 m³/s, consente la derivazione d'acqua a scopo irriguo; nel periodo estivo la captazione può derivare tutta l'acqua che proviene da monte. In località Partitore, a valle di Ciano, il Canale si divide, cedendo circa metà della sua portata al Canale della Spelta che, in galleria, sottopassa l'Enza in direzione Traversetolo-Montecchio, per ritornare in territorio reggiano a monte della via Emilia, presso S. Ilario.

Il Canalazzo di Brescello (Canale artificiale del Consorzio Bentivoglio-Enza) ha origine in Comune di Gattatico e si getta, sempre in destra idraulica, tra Coenzo e la foce.

In sinistra idraulica l'Enza riceve: il torrente Cedra, che sbocca a quota 456 m, riportando nel corso principale le acque del Lago Paduli e della captazione di Nirone, utilizzate per la produzione di energia elettrica; il torrente Bardea, che sbocca a quota 385 m; il torrente Termina, che sottende un bacino denso di insediamenti agroalimentari e sfocia poco a valle

di Traversetolo. Quasi in chiusura del bacino naturale a monte della via Emilia, giungono in Enza le acque salso-bromo-iodiche delle Terme di Monticelli. Infine, tra Sorbolo e Coenzo, si gettano in Enza i canali Cavo Gambalone, Cavo Parmetta ed il Canalazzo Naviglio Terrieri.

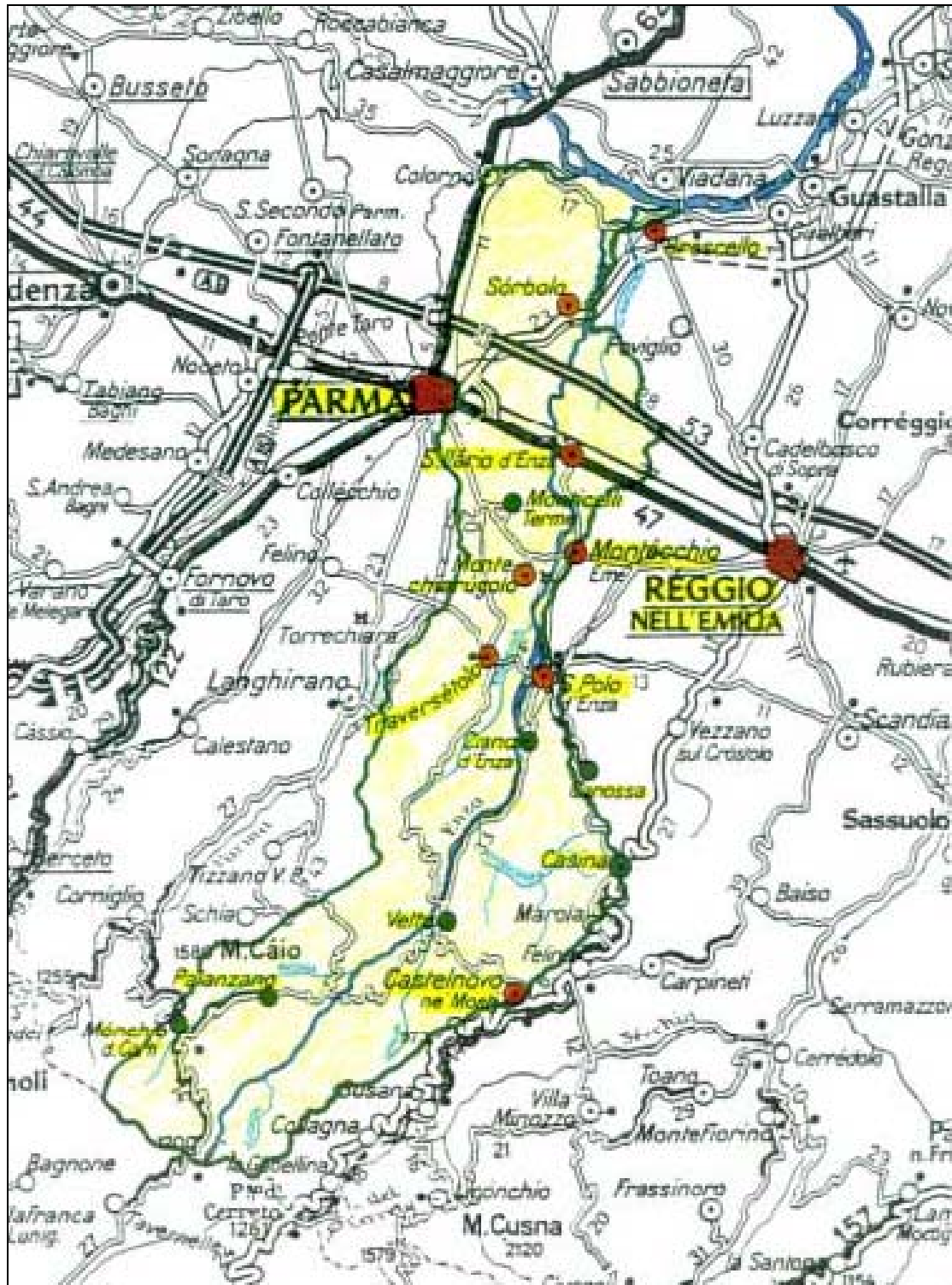


Fig. 5.1 . Area di studio

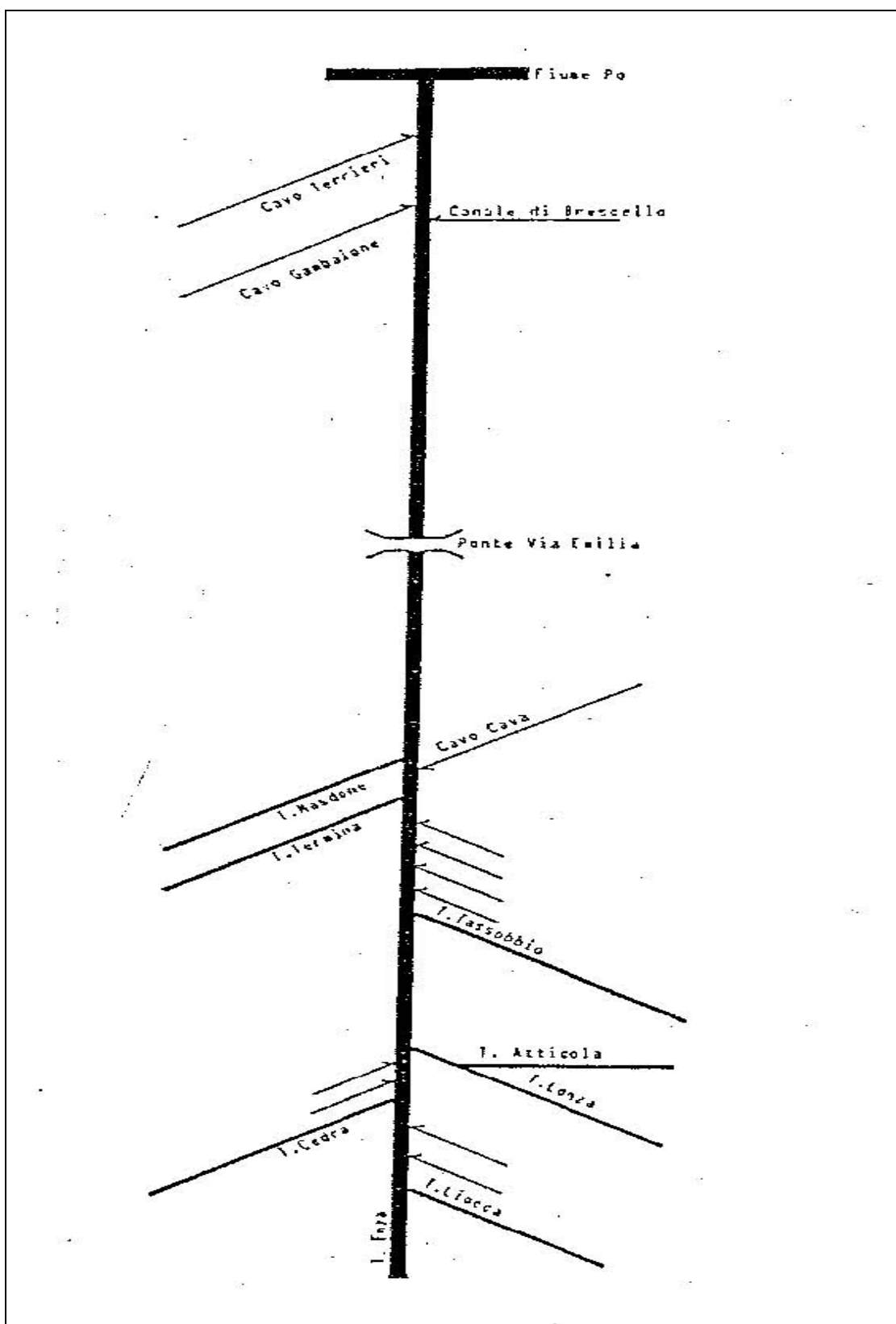


Fig. 5.2 . Asta fluviale rettificata del T. Enza

N°	DENOMINAZIONE	SUP (Km²)	COMUNI INTERESSATI TERRITORIALMENTE	ENTI DI BONIFICA
1.	Torrente Enza	185	Traversetolo Montechiarugolo Brescello Sorbolo Parma Ramiseto Vetto Montecchio Gattatico Palanzano Neviano A. S.Polo d'Enza Monchio delle Corti Casina Ciano d'Enza S. Ilario d'Enza	Reggiana Bentivoglio Bassa Pamense
2.	Torrente Liocca	21,2	Ramiseto	
3.	Torrente Andrella	12,2	Ramiseto	
4.	Torrente Cedra	84,8	Palanzano Monchio delle Corti	
5.	Rio Romiolo	9,2	Tizzano Val Parma Palanzano	
6.	Torrente Lonza	61,2	Ramiseto Vetto Busana Cast. Monti	
7.	Torrente Tassobbio	99,4	Cast. Monti Vetto Ciano d'Enza Casina	
8.	Torrente Bardea	22,3	Tizzano Val Parma Neviano A. Palanzano	
9.	Rio Cerezzola	12,6	Casina Ciano d'Enza	
10.	Torrente Termina	81,3	Traversetolo Neviano A. Montechiarugolo Lesignano Bagni	Bassa Pamense
11.	Rio Masdone	24,9	Traversetolo Montechiarugolo Lesignano Bagni	Bassa Pamense
12.	Rio Zola Rio Arianazzo	29,7	Traversetolo Montechiarugolo Lesignano Bagni	Bassa Pamense
13.	Cavo Gambalone	48,9	Traversetolo Sorbolo Montechiarugolo Parma Lesignano Bagni	Bassa Pamense
14.	Cavo Naviglia	37,9	Sorbolo Parma	Bassa Pamense
15.	Canalazzo Brescello 2°	24,7	Montecchio S. Ilario d'Enza Campegine	Reggiana Bentivoglio
16.	Canalazzo Brescello 1°	49,5	S. Ilario d'Enza Gattatico Campegine Poviglio Brescello	Reggiana Bentivoglio
17.	Cavo Fumolenta	24,8	Sorbolo Parma	Bassa Pamense
18.	Canalazzo Terrieri 1°	18,2	Sorbolo Mezzani Parma Torreile	Bassa Pamense
19.	Canalazzo Terrieri 2	4	Sorbolo	Bassa Pamense
20.	Bonifica Meccanica	33,6	Sorbolo Mezzani Parma Torreile Colorno	Bassa Pamense
TOTALE 887,5				

Tab. 5.1 . Suddivisione nei sottobacini di scolo.

5.1.2 Climatologia e meteorologia

Una prima descrizione della realtà fisica del territorio in esame è fornita dal clima, che contribuisce alla formazione del paesaggio influenzando sul modellamento dei rilievi, sull'idrografia, sulla formazione del suolo e sulla distribuzione della vegetazione. I parametri più significativi considerati per la caratterizzazione climatica dell'area sono la temperatura e le precipitazioni, sia liquide che solide. Le informazioni sono tratte principalmente da Moroni et al. (1993) e da AAVV (1992).

Temperatura.

Dal punto di vista termico il clima dell'area in esame varia in funzione del rapporto di dipendenza della temperatura dell'aria dall'altitudine (il gradiente altimetrico è stimato nell'ordine di 0,55°C per ogni 100 m di quota): si passa gradatamente dal tipo temperato subcontinentale dell'area di pianura e della bassa collina, al tipo temperato fresco dell'alta collina e della media montagna, fino al tipo temperato freddo delle aree di crinale e delle cime più elevate oltre i 1700 m, al di sopra del limite zonale della vegetazione arborea.

Si osserva che procedendo dalla pianura verso la collina e la media montagna, le temperature medie annue decrescono dapprima lentamente, poi più rapidamente in corrispondenza dei rilievi. Ciò è dovuto al fatto che, nel periodo più freddo dell'anno, tra le prime propaggini dell'Appennino e la pianura si verifica un fenomeno di inversione del gradiente termico. Questa inversione è dovuta alla elevata frequenza della nebbia, in pianura e all'imbocco delle valli, che impedisce in queste aree il soleggiamento, mentre i primi rilievi montuosi usufruiscono di un maggior riscaldamento dell'aria. Per questo le località di collina registrano, nella maggioranza dei casi, temperature medie superiori a quelle delle località di pianura: per esempio, la temperatura media di gennaio risulta di 0,5°C a Montechiarugolo (120 m) mentre è di 1,4°C a Vedriano (590 m).

In genere le temperature medie annue raggiungono i 13-14°C in pianura, oscillano tra 9 e 12 °C nella fascia compresa tra 500 e 1000 m di altitudine e possono scendere fino a 6°C in prossimità del crinale.

Il mese più freddo è sempre gennaio; in questo periodo l'isoterma 0°C passa presso lo spartiacque sopra i 1000 m, ed in tutte le stazioni la media delle temperature minime risulta inferiore a 0°C. Un dato significativo che caratterizza il periodo invernale, soprattutto alle quote più elevate, è la frequenza dei giorni di gelo, cioè quelli in cui la temperatura minima scende sotto gli 0°C: essi si registrano già nel mese di ottobre ed aumentano fino a gennaio e febbraio, dove possono rappresentare più della metà dei giorni del mese.

La primavera risulta generalmente più fresca dell'autunno.

In tutto l'Appennino il mese più caldo è luglio. In questo periodo la temperatura dell'aria diminuisce abbastanza regolarmente dalla pianura, dove si raggiungono valori assai elevati, andando verso la montagna: le temperature medie si mantengono generalmente al di sotto dei 23°C nelle stazioni di fondovalle e collina, intorno ai 20°C nella media montagna e tra i 10 e i 20°C sopra i 1000 m di quota. Questo periodo è anche caratterizzato dalla massima escursione termica.

Precipitazioni.

L'esame della distribuzione delle precipitazioni nell'arco dell'anno permette di classificare il regime pluviometrico del bacino del torrente Enza nel tipo sub-litoraneo appenninico, con due cuspidi in primavera e in autunno, intercalati da due minimi (estivo ed invernale), dove il massimo autunnale e il minimo estivo sono più accentuati.

L'autunno risulta infatti la stagione più piovosa (30-35% del totale annuo), seguita dalla primavera, dall'inverno e dall'estate (11-19%).

La distribuzione spaziale delle isoiete annue mostra un andamento che segue a grandi linee quello del crinale: gli importi di precipitazione aumentano rapidamente dai 1000 mm della fascia collinare, agli oltre 2000 mm in corrispondenza dello spartiacque appenninico. Un caso di forte piovosità è rappresentato da Paduli (1139 m), con 2544 mm.

Il numero medio annuo di giorni piovosi oscilla tra 70 (nella fascia di collina) e 130 (al di sopra dei 1000 m).

Nevosità.

Di notevole interesse anche per i riflessi che possono avere sui regimi dei corsi d'acqua, sulla vegetazione e sugli aspetti turistici, sono i dati riguardanti le precipitazioni nevose e la permanenza della neve al suolo. La neve è un evento meteorologico caratterizzato da marcata variabilità, sia interannuale che spaziale, con valori medi che si discostano spesso vistosamente dai minimi e dai massimi.

Nel nostro Appennino la neve cade normalmente da ottobre a maggio: il mese più nevoso è generalmente gennaio (febbraio alle quote più alte) e la primavera risulta ovunque più nevosa dell'autunno. La quantità media annua di neve caduta varia da 50-90 cm a quote inferiori ai 500 m, a 100-160 cm nella fascia 500-1000 m, a 170-380 cm oltre i 1000.

La durata del manto nevoso oscilla dai 25-30 giorni, al di sotto dei 500 m di quota, fino agli oltre 150 giorni sopra i 1500 m. La maggiore durata del manto nevoso si riscontra in gennaio.

5.1.3 Geomorfologia

Dal punto di vista geomorfologico la Val d'Enza presenta caratteristiche tipiche del nostro Appennino: risalendo la valle dal basso, si passa dalle alluvioni argillose, sabbiose, ghiaiose del Quaternario recente ai primi rilievi dove l'erosione torrentizia ha messo allo scoperto le diverse formazioni geologiche.

L'interpretazione della curva ipsometrica porta alla considerazione che il bacino dell'Enza si trovi nel suo complesso in uno stadio maturo tendente al senile, mentre in alcune particolari aree esiste ancora una forte propensione al dissesto idrologico.

Le caratteristiche forme glaciali comuni a molte vallate Appenniniche in alta Val d'Enza sono poco evidenti a causa della forte incisione fluviale dei versanti, mentre buone testimonianze del glacialismo Wurmiano risultano evidenti nelle alte Valli del t. Cedra e t. Liocca, con apparati morenici relativamente completi.

L'alta valle compresa tra il Lagastrello e la confluenza del Cedra è caratterizzata da notevole incisione torrentizia; l'alveo scorre spesso incassato tra ripidi versanti. La curva di fondo dell'Enza in questo tratto presenta un andamento irregolare, con continue variazioni locali di pendenza in relazione alla diversa consistenza delle rocce attraversate.

A valle di Selvanizza l'alveo si allarga e la pendenza diminuisce, indicando una fase evolutiva di maggior equilibrio, per ritrovare nuovamente una breve "strettoia" nella zona di Vetto.

Quindi, poco prima della confluenza con il torrente Tassobbio, la valle diviene più ampia, a versanti poco acclivi, l'alveo si allarga e diminuisce la pendenza; tale andamento si mantiene sino a San Polo, dove si apre sulla pianura.

Il greto ghiaioso, in questo tratto, tende ad allargarsi, la pendenza a diminuire ulteriormente. A questo punto infatti l'Enza corre nei terreni alluvionali dell'ampia e bassa Paleoconoide incassato fra alte scarpate, corrispondenti agli orli dei terrazzi Pleistocenici. In questa zona l'alveo ha subito un ulteriore abbassamento a causa dell'intensa attività estrattiva di materiali ghiaiosi, che ha determinato la formazione di gradini di erosione alti 3-4 metri.

Tale morfologia si mantiene sino all'altezza dell'Autostrada del Sole, dove si rastrema il greto ghiaioso, che diviene limo-argilloso (a questa altezza infatti sfuma anche la Paleoconoide) e l'alveo assume le caratteristiche tipiche dei corsi d'acqua della Bassa Pianura Emiliana. Nel tratto terminale, all'altezza di Sorbolo, l'Enza presenta andamento meandriforme, con meandri di pianura alluvionale divaganti. Fattore di primaria importanza per la formazione di meandri di questo tipo è la scarsa pendenza dell'alveo,

calcolata nello 0,47%. In questo tratto le alluvioni sono costituite da materiali molto fini, granulometricamente assimilabili a “limi argillosi”.

5.1.4 Litologia

La costituzione litologica del bacino è quella tipica della regione appenninica padana, in cui spesso le formazioni geologiche più antiche si trovano sovrapposte tettonicamente ad altre più recenti.

La zona sommitale di crinale è modellata in rocce di arenaria stratificata in grosse bancate di età oligocenica (il cosiddetto “Macigno” Toscano), ai cui piedi si estende una linea quasi continua di depositi morenici a litologia prevalentemente arenacea.

A parte i rilievi arenacei del M. Ventasso (arenarie omonime) e quelli del M. Campastrino (arenarie di Groppo Sovrano) la parte alta del bacino è comunque impostata nella formazione indifferenziata argilloso-calcareo, caratterizzata dalla presenza di versanti particolarmente dissestati o propensi al dissesto.

La media valle è caratterizzata dalla presenza di formazioni sedimentarie stratificate prevalentemente arenaceo-marnose (Bismantova) e da affioramenti di Flysch di tipo M. Caio (Flysch calcareo).

Nella parte bassa del bacino attorno ai numerosi affioramenti di Flysch, si trovano estesissimi affioramenti di argille caotiche, appartenenti a numerose e diverse formazioni, che danno a queste zone il caratteristico aspetto dissestato, con presenza di numerosi versanti calanchivi in cui sono attivi processi di denudazione molto accentuati.

Il torrente Enza scorre quindi in un territorio prevalentemente degradato, o potenzialmente degradabile in concomitanza di manifestazioni idrologiche intense e poco frequenti.

La parte collinare del bacino, essenzialmente argillosa e intensamente coltivata, partecipa sensibilmente all'alimentazione limosa delle acque di piena, in quanto i rimaneggiamenti agricoli a cui è sottoposta favoriscono l'azione demolitrice del suolo da parte delle acque meteoriche e di quelle di scorrimento superficiale.

Le condizioni litologiche generali del bacino concorrono dunque ad elevare il volume di materiale solido che viene convogliato verso il mare, così come gli interrimenti della parte inferiore del torrente: il trasporto solido apportato dal t. Enza infatti, quantificabile intorno agli 858 m³/km², è il più alto in assoluto tra tutti gli affluenti del Po.

5.1.5 Idrologia

Il torrente Enza si presenta come un corso d'acqua a regime spiccatamente appenninico torrentizio, con portate massime mensili nei periodi primaverile (febbraio, marzo, aprile) e autunnale (novembre). I volumi principali di deflusso anche in questi mesi sono sovente concentrati in archi temporali limitati, a causa della prevalenza dei deflussi superficiali o ipodermici rispetto a quelli profondi, in ragione della natura prevalentemente argillosa e scarsamente permeabile di gran parte dei suoli che compongono l'area montana del bacino (Regione E.R., 1997 a).

Nel periodo estivo gli esigui deflussi naturali determinano spesso, a valle delle principali derivazioni del tratto pedemontano, notevoli problemi sia di ordine quantitativo che qualitativo delle acque. La scarsa disponibilità di risorsa nell'alveo è infatti imputabile anche ai continui prelievi che da monte a valle diversi Enti esercitano per i propri compiti di istituto: le prese dell'ENEL alle dighe dei laghi Paduli e Nirone favoriscono prolungate secche dell'alveo principale per diversi chilometri, mentre l'incile dal Canale d'Enza a Cerezzola, capace di derivare fino a 8.000 l/s produce, con il prelievo, secche estive fino oltre Montecchio (Spaggiari et al., 1995).

Il regime idrologico ed idraulico del t. Enza è stato ulteriormente compromesso negli anni passati da due interventi antropici in netto contrasto con il mantenimento od il ripristino dell'ecosistema naturale: l'asportazione di materiale litoide dall'alveo e la rettificazione delle sponde. Ciò ha comportato l'abbassamento repentino dell'alveo, una volta che l'acqua sia stata condotta a scorrere sulle argille scoperte; la diminuzione dei tempi di corrivazione nei rettilinei risagomati in sostituzione dei meandri; la cancellazione delle golene.

Per rimediare a tali inconvenienti, che provocano da un lato lo scalzo dei ponti e dall'altro problemi di tenuta degli argini di valle a causa della violenza della massa d'acqua che preme su di loro in caso di piena, sono stati costruiti manufatti ben individuabili e sistemi di sicurezza contro le esondazioni chiamati "casce di espansione", la cui realizzazione ha comportato ulteriore asportazione di materiale nelle golene a valle di Montecchio (Spaggiari et al., 1995).

I corsi d'acqua della zona montana e collinare del bacino idrografico dell'Enza sono tutti di origine naturale a prevalente regime torrentizio, mentre quelli della zona pedecollinare e di alta pianura sono per lo più canali artificiali derivatori ad uso prevalentemente irriguo. I canali artificiali della zona di pianura a valle della via Emilia sono invece ad uso promiscuo. Il torrente Enza, quindi, svolge alternativamente le funzioni di recettore delle

acque di scolo (nel periodo invernale) ed in modesta parte di adduttore di acque irrigue (nel periodo estivo).

5.1.6 Il sottosuolo e gli acquiferi

Il sistema acquifero della pianura Parmense-Reggiana, cui fa riferimento il bacino dell'Enza, è costituito da un insieme di falde che trovano sede nei sedimenti alluvionali (ghiaiosi, sabbiosi, siltosi e argillosi) di età Quaternaria, per la maggior parte di origine fluviale. In prossimità del margine appenninico, dove sono depositati i materiali più permeabili, le falde che permeano i sedimenti si trovano a diretto contatto con la superficie e l'acquifero può essere pertanto definito a pelo libero. Procedendo verso la medio-bassa pianura l'acquifero profondo si divide in più livelli, diviene isolato dalla superficie per effetto di coperture limo-argillose a bassa permeabilità ed è caratterizzato quasi ovunque da una falda in pressione; essa emerge in superficie, in corrispondenza di variazioni di permeabilità dell'acquifero, sotto forma di risorgive o "fontanili" (Zavatti, 1990).

Nella zona di conoide avviene la principale ricarica dell'acquifero, attraverso una rapida e diretta infiltrazione delle acque piovane e di quelle presenti nei corsi d'acqua, favorita dalla particolare composizione litologica dei suoli. Per questo motivo essa risulta anche la zona più vulnerabile del sistema, cioè quella che presenta la maggiore sensibilità naturale rispetto all'immissione di eventuali elementi inquinanti. Dal punto di vista qualitativo le acque potenzialmente migliori sono quelle dell'acquifero libero dell'alta pianura; procedendo verso valle i lunghi tempi di permanenza, le reazioni chimiche con le sostanze naturali presenti, i fenomeni di soluzione e di precipitazione e altro ancora peggiorano progressivamente lo stato delle acque profonde, rendendole non idonee all'uso potabile (Regione E.R., 1997 a).

L'unità idrogeologica del t. Enza è la più ricca di acque e la più importante per l'approvvigionamento di acqua potabile della zona.

La conoide presenta il suo apice presso S Polo ed aumenta rapidamente di spessore verso valle fino a raggiungere la profondità di 250 m presso la via Emilia. Nel tratto S: Polo - Montecchio il torrente è prevalentemente drenante nei confronti della falda, tranne che in condizioni di piena, probabilmente a causa dell'approfondimento degli alvei conseguente all'attività di escavazione. Oltre Montecchio l'Enza alimenta le falde in sponda destra e drena in sponda sinistra. La zona del Ghiardo, grazie alla presenza di una dorsale sepolta che funziona da soglia, diventa un serbatoio di accumulo delle acque di infiltrazione

laterale dell'Enza. A nord della via Emilia il flusso sotterraneo si dirige verso est, dando vita, al fronte della conoide, al fenomeno delle risorgive (Marconi et al., 1995).

5.1.7 Fontanili della conoide dell'Enza

La zona dei fontanili si colloca nella fascia di transizione tra la pianura pedemontana e la media pianura alluvionale. Qui l'intersezione tra le conoidi fluviali e i sedimenti argillosi determina il fenomeno delle risorgive, vere sorgenti idriche di pianura, dove sgorgano acque limpide e ricche di ossigeno, caratterizzate da modeste escursioni termiche nell'arco annuale.

Queste peculiarità conferiscono ai fontanili una notevole valenza sul piano naturalistico ed ecologico, in quanto molte specie vegetali e animali trovano in questi ambienti il luogo ideale per la loro stessa sopravvivenza o lo svolgimento di determinati cicli biologici (ad es. il Luccio per la riproduzione). Questi luoghi costituiscono inoltre un rifugio per molte specie spontanee tipiche delle zone umide, qui confinate dalla massiccia antropizzazione cui la nostra pianura è stata oggetto (bonifiche, inquinamento idrico, ecc.).

L'interesse ecologico dei fontanili è infatti legato all'esistenza di una elevata diversità biologica, associata alla presenza di un patrimonio genetico relitto della antica vegetazione planiziale, che la pressione antropica ha ormai drasticamente semplificato in tutta la pianura reggiana (Gilli et al., 1994).

I fontanili erano diffusamente presenti nella nostra pianura fino a poche decine di anni orsono: nella sola conoide dell'Enza, considerando anche quelli scomparsi o ormai inattivi, se ne possono contare 29. La loro individuazione cartografica mostra una fascia pressochè continua, compresa tra l'attuale percorso del torrente Crostolo e la sponda sinistra dell'Enza (in territorio parmense, loc. Casa Aiella), per una estensione di circa 4 km a valle della Via Emilia. Purtroppo è doveroso rilevare come le profonde modificazioni operate all'assetto idrogeologico della conoide dell'Enza ed al torrente stesso, connesse ad un forte incremento dei prelievi idrici dal sottosuolo, ne abbiano provocato la massiccia scomparsa o la drastica riduzione dei livelli di artesianesimo. Nella maggior parte dei fontanili residui, il fenomeno di risorgiva si manifesta in modo stagionale con punte minime, e talora il totale disseccamento, verso la fine del mese di agosto.

Fontanili di particolare interesse naturalistico sono presenti nel Comune di Gattatico , Fontane Passarinaro e Fontane dei Laghetti e nel Comune di Reggio Emilia in località Casaloffia.

Del massimo interesse naturalistico e scientifico, in quanto unico per il territorio della provincia di Reggio Emilia e raro nell'ambito regionale, è invece il complesso di fontanili posti a nord-ovest di Corte Valle Re, nel Comune di Campegine, divenuto nella storia recente una Riserva naturale orientata, ai sensi della L.R. n. 11 del 1988. Dal momento che l'evoluzione fisica e biologica di questa zona è direttamente influenzata dalle condizioni di contorno dell'area ed in particolare di una significativa parte del bacino dell'Enza, "risulta evidente che la tutela dei fontanili di Corte Valle Re non possa prescindere dalla tutela dell'intera unità idrogeologica della conoide del t. Enza" (Gilli, 1994).

5.1.8 Uso del suolo

La porzione meridionale (area appenninica) rappresenta la zona meno antropizzata del bacino in cui si rinviene la presenza di aree naturali costituite principalmente da boschi, pascoli arbustati ed, in misura minore, da praterie spontanee. Le formazioni forestali sono rappresentate principalmente dal querceto mesofilo in cui prevale l'associazione cerro - roverella - carpino nero. Alle quote più alte non è difficile rinvenire la consociazione querce - faggio, e più raramente la presenza del pino silvestre, spontaneo secondo alcune fonti, relitto dell'era post glaciale, introdotto secondo altre. Alle specie appena citate, nel piano dominante, possono aggiungersi gli aceri e la robinia. Il piano dominato invece ospita salice caprea, sorbo, nocciolo, prugnolo, perazzo, corniolo, sanguinella, ecc, presenti anche nei pascoli arbustati. Nell'area montana del bacino si registrano anche i tipici fenomeni di ricolonizzazione dei coltivi marginali in disuso da parte degli arbusti pionieri, indice di abbandono più che di rinaturalizzazione del territorio.

Lungo i corsi d'acqua è massiccia la presenza delle formazioni ripariali a salice bianco, pioppo nero e bianco, olmo campestre, acero campestre, canne e giunchi.

In questa zona sono presenti anche diverse aree protette: il Parco di Vezzano, il Parco di Roncolo, l'Area dei Gessi Messiniani, l'Area del Monte Duro, l'Area del Rio Fiumicello, che ospitano numerose specie di mammiferi ed uccelli.

5.2 APPROVVIGIONAMENTO ED USI DELLE ACQUE DEL BACINO

5.2.1 - Le derivazioni di acque superficiali

I prelievi di acque superficiali dal bacino del torrente Enza ammontano a circa 50.000 l/s, ripartiti in base alle diverse destinazioni d'uso come mostrato in tab. 5.2 (*Rapporto Ambiente Provinciale* – Provincia di R.E., 1994).

	Grandi derivazioni	Piccole derivazioni	Complessivo
Uso	l/s	l/s	l/s
Civile	-	182	182
Irriguo	5800	5360	11160
Industriale	-	946	946
Zootecnico	-	15	15
Ittico	-	173	173
Idroelettrico	23790	1110	24900
Molitorio	1000	6399	7399
Irriguo/Molitorio	1500	2218	3718
Totale	32090	16405	48495

Tab. 5.2 . Derivazioni idriche autorizzate in acque superficiali

Facendo riferimento al T.U. del 1933 delle disposizioni di legge sulle acque, si considerano piccole derivazioni quelle che non eccedono i seguenti limiti:

- per forza elettromotrice: potenza nominale media annua 3.000 Kw;
- per uso idropotabile 100 l/s;
- per uso irriguo 1.000 l/s, o anche meno se si irriga una superficie al limite dei 500 ha;
- per bonificazione per colmata 5.000 l/s;
- per gli usi non contemplati nel T.U. (industriale, ittico, zootecnico, etc.) i limiti sono riferiti all'uso potabile.

La distinzione tra grandi e piccole derivazioni ha un interesse amministrativo in quanto le prime sono autorizzate dallo Stato e le seconde dalla Regione, a norma del D.P.R. n. 616/77. In fig.5.3 viene evidenziata l'incidenza percentuale delle diverse destinazioni d'uso.

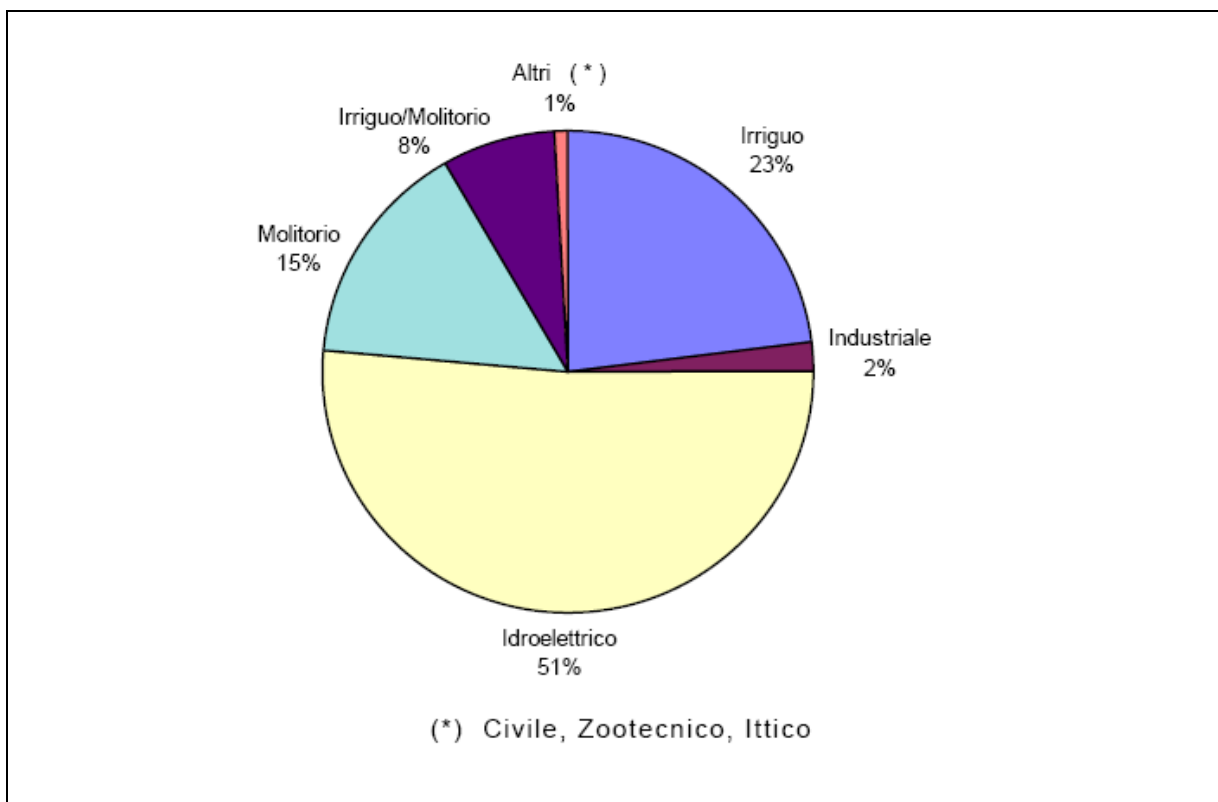


Fig. 5.3 . Destinazioni d'uso delle derivazioni idriche autorizzate

Come si può notare gli usi fortemente predominanti rispetto agli altri sono quello per la produzione di energia elettrica e quello irriguo, oltre a quello molitorio per quanto riguarda la parte di bacino in territorio parmense.

Va osservato che le acque destinate agli usi idroelettrico, ittico e molitorio, dopo l'utilizzo vengono restituite al corso d'acqua e sono quindi potenzialmente riutilizzabili. Ciò avviene però generalmente più a valle del punto di prelievo, determinando comunque una carenza idrica nel tratto intermedio (Marconi et al., 1995).

Per quanto riguarda la distribuzione territoriale dei punti di derivazione, si può osservare che essi risultano concentrati in parte nell'alto bacino ed in parte nella zona di pedecollina e di alta pianura. Il torrente Enza concorre da solo al prelievo di circa il 45% del totale di acqua prelevata dall'intero bacino (AAVV, 1986).

I forti quantitativi utilizzati a fini idroelettrici provengono dal t. Enza (15.745 l/s), nella zona montana e presso Canossa (dal Canale d'Enza), e dal t. Cedra (8.220 l/s), in più località.

Il prelievo a scopo irriguo più consistente è quello realizzato sul Canale d'Enza dal Consorzio di Bonifica Bentivoglio-Enza (5.000 l/s), a cui si aggiungono numerose derivazioni minori sia in territorio reggiano (Gattatico, S.Polo, Ciano d'Enza), che

parmense (Neviano degli Arduini, Traversetolo, Montechiarugolo, Parma Est, Sorbolo). Scendendo verso le zone di pianura, l'uso irriguo diviene la destinazione quasi esclusiva delle derivazioni di acque superficiali.

L'utilizzo a scopo molitorio avviene nella zona montana di Vetto (951 l/s) e presso Ciano d'Enza (244 l/s), nonché in territorio parmense, in cui è presente un grande numero di derivazioni a vari usi, probabilmente oggi in parte rinunciate (AAVV, 1986).

Si osservano prelievi ad uso potabile da alcuni affluenti di destra Enza, in territorio reggiano: a Succiso dal t. Liocca (20 l/s); presso il Lago Calamone dal t. Lonza (20,8 l/s); a Marola dal Rio di Leguigno (0,6 l/s) e a Casina (0,6 l/s). Ad uso potabile è destinata anche la galleria filtrante di Cerezzola, gestita da AGAC - Energia e Ambiente di Reggio Emilia, ma non ancora operativa, di 90 l/s con previsione di raddoppio (Autorità di Bacino del Po, 1997 a).

Soltanto nella parte alta del bacino si verificano prelievi ad uso ittico: a Palanzano (125 l/s) e Monchio delle Corti (48 l/s).

5.2.2 Gli emungimenti di acque dal sottosuolo

La ricchezza di risorsa idrica dell'alta pianura del bacino dell'Enza, per altro a basso costo e di ottima qualità, ha incentivato storicamente gli emungimenti di acqua dal sottosuolo sia da parte degli Enti acquedottistici che di numerosi privati (AAVV, 1986).

La conoide del t. Enza costituisce per la pianura reggiana la zona strategica per l'approvvigionamento idrico: qui sono localizzati i campi pozzi più produttivi (Quercioli, Roncocesi e Caprara) e da quest'area deriva il 55-60% della risorsa idropotabile della provincia (Marconi et al., 1995).

Il quantitativo estratto nel settore acquedottistico ammonta a circa 30 milioni di mc/anno in sponda destra e a circa 2,5 milioni di mc/anno in sponda sinistra del torrente, nei comuni di Traversetolo e Montechiarugolo (Autorità di Bacino del Po, 1997 a).

Il territorio interessato dai prelievi di risorse idriche sotterranee comprende le zone di pianura fino al margine collinare di S. Polo, Canossa e Traversetolo. Da un'analisi cartografica circa l'ubicazione attuale dei pozzi si individua una zona di conoide intensamente sfruttata, posta in prossimità e a monte della via Emilia, che interessa i comuni di Campegine, S. Ilario, Montecchio, Cavriago, Quattro Castella e la parte più ad ovest di Reggio Emilia. Le maggiori concentrazioni degli emungimenti sono ubicate, nella parte reggiana, intorno a Montecchio e Bibbiano, dove peraltro insistono i più importanti punti di prelievo ad uso idropotabile in gestione pubblica.

Nella stessa zona le acque dei pozzi utilizzati dai privati sono destinate per la maggior parte all'agricoltura. Più a valle un'altra concentrazione, sia pure arealmente più ristretta, si rileva intorno a S. Ilario, con destinazioni prevalentemente industriali. Proseguendo verso la media pianura gli emungimenti di acque sotterranee diminuiscono, sia per la presenza del Consorzio di Bonifica che risponde alla domanda ad uso irriguo con acque superficiali, sia per la scarsa potenzialità dell'acquifero nella media pianura. In sponda parmense la distribuzione dei prelievi si presenta più uniforme almeno in tutta la parte medio-alta. (AAVV, 1986).

Sostanzialmente la maggior parte delle acque estratte dal sottosuolo del bacino è destinata all'uso agricolo; gli usi industriali, sia pur modesti rispetto a quelli irrigui e zootecnici, prevalgono nella zona parmense rispetto a quella reggiana ed aumentano numericamente a nord della via Emilia e nella media pianura, più carente di risorsa (AAVV, 1986).

5.2.3 Il sistema infrastrutturale di approvvigionamento idrico

Sul territorio del bacino dell'Enza sono presenti infrastrutture idriche di ambito intercomunale sia per il settore acquedottistico che per quello irriguo. Mentre le reti acquedottistiche sono sempre delimitate dai confini provinciali, nel settore irriguo esistono anche strutture sovraprovinciali, come quella connessa al prelievo alla traversa di Cerezzola, destinato all'approvvigionamento di areali sia Reggiani che Parmensi.

La rete acquedottistica.

La tipologia e la gestione delle infrastrutture acquedottistiche risultano nettamente diverse nelle due province a cui appartiene il bacino del t. Enza. Per il territorio reggiano esiste un unico organismo, l'A.G.A.C. (Consorzio tra Comuni per la Gestione dei Servizi Energetici e Ambientali), che gestisce sia l'approvvigionamento e l'adduzione primaria, sia la distribuzione all'utenza. Per il territorio parmense sono presenti due aziende che provvedono alle forniture di gran parte dell'areale di pianura (A.S.C.A.A. e A.M.P.S.) e due consorzi acquedottistici che alimentano porzioni limitate della zona montano-collinare, mentre il restante territorio dispone di reti di tipo comunale (Regione E.R., 1997 a).

Per quanto riguarda la provincia di Reggio Emilia, le reti acquedottistiche intercomunali sono generalmente costituite da più schemi interconnessi, soprattutto nell'area di pianura, e alimentati da fonti "diffuse", cioè da campi pozzi o da gruppi di sorgenti.

Tutto il territorio a nord della via Emilia è servito da due estesi acquedotti facenti capo alle centrali di Roncocesi (375 l/s) e di Caprara (235 l/s), che assicurano l'approvvigionamento idrico a tutti i comuni della zona ad eccezione di Guastalla e Luzzara. Nella bassa pianura

non esistono livelli permeabili superficiali e le perforazioni devono raggiungere i 100 m. Le acque si arricchiscono in questa zona di alcune sostanze indesiderabili come ferro e manganese, per cui sono spesso necessari trattamenti di deferromangанизazione.

L'area di media pianura, che comprende il comune capoluogo e richiede dunque il maggiore rifornimento idrico, è servita dalla adduttrice Quercioli-Reggio Emilia, dalle ultime propaggini dell'acquedotto della Gabellina e da numerosi pozzi localizzati nel bacino idrografico del t. Crostolo ma ricadenti nell'unità idrogeologica del t. Enza (AAVV, 1986).

Tutta l'area montana è servita dell'acquedotto principale della Gabellina nonché da 25 piccoli acquedotti; la rete adduttrice in questa zona è alimentata quasi esclusivamente da acque sorgive.

Per quanto riguarda la provincia di Parma, l'area di pianura compresa nel bacino dell'Enza è servita da due sistemi acquedottistici principali e indipendenti, approvvigionati con acque di falda, non tutte ricadenti nell'unità idrogeologica della conoide dell'Enza. Nella zona montana esiste una maggiore integrazione acquedottistica che permette il rifornimento di aree a valenza non solo municipale (sistema Neviano degli Arduini-Traversetolo), tranne nella parte più alta del bacino in cui i comuni sono serviti da sistemi acquedottistici locali. L'approvvigionamento è qui realizzato in massima parte attraverso la captazione di sorgenti, in misura più consistente che nel reggiano (AAVV, 1986).

La rete irrigua.

Le informazioni sulla rete irrigua del bacino sono tratte principalmente da Autorità di Bacino del Po, 1997 a.

Sull'area in esame operano due principali consorzi di bonifica e irrigazione: il Consorzio della Bonifica Parmense tra il t. Ongina e il t. Enza e il Consorzio Bentivoglio-Enza tra il t. Enza e il t. Crostolo.

Il primo dispone di numerose concessioni di prelievo di acque superficiali sui principali torrenti dell'area, anche se allo stato attuale i volumi effettivamente impiegabili risultano ridotti a causa della modesta entità delle portate prelevabili alla chiusura dei bacini montani. Per ovviare a questa carenza il Consorzio ha attivato un certo numero di pozzi in prossimità della via Emilia, da cui vengono prelevati dai 2 ai 5-6 milioni di mc/anno. Altri pozzi sono stati perforati da privati. Altri provvedimenti adottati per rimediare alla penuria d'acqua sono stati: la trasformazione dei metodi di irrigazione, da quello a scorrimento a quello a pioggia, per consentire un maggior risparmio della risorsa, nonché l'adozione di

colture più idonee a questo metodo, riducendo la presenza del prato stabile che origina i foraggi tipici per la produzione del Parmigiano-Reggiano.

Il secondo Consorzio dispone di due fonti di approvvigionamento superficiale: il fiume Po e il t. Enza. Dal Po, a Boretto, vengono prelevati per sollevamento circa 36 milioni di mc/anno, che servono ad irrigare tutta l'area compresa fino all'altezza dell'autostrada A1, permettendovi colture di tipo prevalentemente industriale, oltre che medicaie e prati stabili. Il restante comprensorio del Consorzio, posto tra il limite pedecollinare e la via Emilia, utilizza invece le acque del t. Enza. La principale derivazione è quella connessa alla traversa di Cerezzola: qui vengono prelevati fino a 8 m³/s che vengono poi suddivisi in parti uguali tra il Canale d'Enza, che prosegue verso Reggio Emilia, ed il Canale della Spelta, che attraversa il torrente in galleria, andando a rifornire una fascia in sinistra Enza. Dal Canale d'Enza la Cartiera Sicem-Saga è autorizzata ad utilizzare per fini idroelettrici fino a 8 m³/s (Marconi et al.,1995).

I volumi prelevati a Cerezzola a scopo irriguo ammontano mediamente a circa 28-30 milioni di m³/anno.

La scarsità di acqua (specialmente nei mesi estivi) fa sì che nella zona siano presenti prevalentemente medicaie e prati stabili. Anche in quest'area sono stati perforati numerosi pozzi da parte di privati (circa 160-170), con massima concentrazione nella zona di Montecchio e Cavriago.

Complessivamente la quantità di risorsa richiesta per uso irriguo al t. Enza è stata stimata in 32 milioni di m³/anno, con deficit valutabile in 24 milioni di m³/anno attualmente soddisfatti in buona parte da falda, in destra idraulica ed in 10 milioni di m³/anno, con un deficit di circa 5 milioni di m³/anno, in sinistra idraulica.

5.2.4 Usi antropici della risorsa: consumi attuali e orizzonti previsionali

Questo paragrafo utilizza informazioni tratte principalmente da Marconi et al., (1995).

La valutazione dei consumi idrici è un elemento di fondamentale importanza per la programmazione dell'uso di una risorsa limitata come l'acqua e per la definizione di politiche di risparmio idrico.

Anche se in riferimento alle politiche nazionali e comunitarie si osserva che “le risorse idriche vanno assumendo via via una crescente rilevanza, nel senso che da *res nullius* o *res communis* si stanno trasformando in bene economicamente valutabile” (Ventresca,1992), la finitezza della risorsa acqua e la sua limitata rinnovabilità sono concetti che si stanno imponendo all'attenzione generale con grande lentezza.

Relativamente agli usi antropici della risorsa nel bacino del t. Enza e alle previsioni della domanda futura relativa ai diversi usi, si possono fare le seguenti considerazioni:

- Usi industriali -L'industria si approvvigiona per la quasi totalità tramite prelievi autonomi da falda: circa l'80% dell'acqua utilizzata a questo scopo nella provincia di Reggio Emilia proviene dagli acquiferi sotterranei. Al comparto industriale infatti, in assenza di altre disposizioni, risulta generalmente più semplice e conveniente prelevare acqua dal sottosuolo, anche se questa si configura come una scelta poco razionale dal momento che si utilizza una risorsa pregiata per impieghi che spesso richiederebbero requisiti di qualità molto inferiori. I prelievi da acque superficiali esistenti vengono normalmente effettuati dalle industrie per produrre forza elettromotrice; in seguito l'acqua viene restituita ai corpi idrici. In questo settore è molto difficile fare previsioni, non esistendo proiezioni affidabili sul trend di sviluppo nel lungo periodo; si è però ipotizzato che la pressione congiunta dell'opinione pubblica e delle amministrazioni condurrà, tramite misure normative e tariffarie, ad una riduzione dei consumi nei cicli produttivi.
- Usi irrigui - Dall'agricoltura deriva la più consistente richiesta d'acqua, dato confermato anche a livello regionale. Per questo uso si fa in prevalenza ricorso alle acque superficiali, in ragione dell'elevato fabbisogno e dei modesti requisiti di qualità richiesti, anche se a fronte della scarsità di risorsa è presente un elevato ricorso alle acque di falda nella zona di conoide. La tendenza generale prevista in questo settore è verso un contenimento dei consumi dovuto al miglioramento delle tecniche irrigue relative alla adduzione ed adacquamento; il trend evidenziato è infatti di una conversione dai metodi più idroesigenti verso metodi a più elevata efficienza.
- Usi acquedottistici - La voce di consumo principale risulta quella per uso domestico, seguita dagli usi produttivo e misto, che insieme rappresentano gli impieghi propri dell'acqua di rete. Lo sfruttamento di risorse sotterranee per uso idropotabile risulta una scelta quasi obbligata, nella quale però si registra un'inversione di tendenza verso il prelievo da acque superficiali (galleria AGAC a Cerezzola).
- Usi zootecnici - Per questo settore si fa ricorso principalmente ad acque di falda (tramite prelievi autonomi o attraverso la rete acquedottistica) e ciò è giustificato dagli elevati standards igienicosanitari richiesti. Il comparto zootecnico presenta una situazione consolidata per cui il suo fabbisogno idrico si prevede destinato a calare

già nel medio termine grazie all'introduzione di sistemi di allevamento meno idroesigenti.

In definitiva, la tendenza ipotizzata per il medio e lungo termine è alla generale riduzione dei consumi, cui si contrappone il dato relativo alla domanda per usi civili, in aumento nel medio periodo a causa dell'incremento dei consumi pro capite (ma tendente a stabilizzarsi nel lungo termine per un effetto di saturazione degli stessi). Attualmente la principale voce di consumo è rappresentata dall'uso irriguo, che manterrà probabilmente il primato, con la tendenza però alla diminuzione dell'incidenza percentuale.

5.2.5 Fattori critici quali-quantitativi delle acque superficiali e sotterranee

Analisi dei deflussi minimi vitali (DMV)

Le numerose captazioni di acque superficiali operate su un regime idrologico torrentizio come quello del t. Enza provocano spesso, soprattutto nel periodo estivo (caratterizzato anche dai maggiori prelievi per uso irriguo), riduzioni anche totali della portata, con conseguenze molto gravi per l'ecosistema fluviale ed in particolare modo per la vita acquatica. Per salvaguardare l'integrità ecologica del corso d'acqua è infatti necessario garantire il mantenimento in alveo di un valore minimo di deflusso, detto DMV.

I criteri proposti dalla Regione Emilia-Romagna per il calcolo del DMV utilizzano il metodo "Valtellina", modificato per adeguarlo ai corsi d'acqua emiliani. Il valore di DMV è ottenuto come prodotto tra la superficie del bacino sotteso dalla sezione fluviale (km²) e la portata limite unitaria (l s⁻¹ km⁻²), che viene definita tenendo conto dei fattori precipitazioni, altitudine, qualità ambientale (secondo il metodo IBE) e valore naturalistico (Regione E.R., 1997 b).

L'applicazione di tale metodo al bacino del torrente Enza ha portato ai risultati esposti in tab. 5.3.

In base a questi dati si può dedurre come almeno luglio e agosto, tipicamente caratterizzati da portate molto esigue o nulle, risultino mesi a rischio per l'intero corso d'acqua.

Un punto particolarmente critico è rappresentato dalla traversa di Cerezzola, che nei mesi estivi provoca a valle dello sbarramento un rilascio in regime di magra nullo o comunque inferiore alla portata auspicabile (Marconi et al., 1995).

Località	Superficie bacino (Km ²)	DMV unitario (l s-1 Km-2)	DMV totale (m ² s-1)
Temporia	197	5,51	1,09
Vetto	312	4,26	1,33
Cerezzola	488	3,00	1,46
S.Ilario	670	2,49	1,67
Brescello	670	2,30	1,54

Tab. 5.3 . Deflussi minimi vitali calcolati per alcune sezioni del t. Enza

Non esistono ancora conclusioni unanimemente condivise sui criteri di calcolo del DMV (Regione E.R., 1997 a); spesso gli approcci ingegneristici tendono a trascurare alcune valutazioni ecologiche determinanti al fine della reale salvaguardia della vita acquatica (Antonietti et al.,1995). Nel caso considerato, per esempio, il valore minimo di portata da mantenere risulta calcolato indipendentemente dalla sezione dell'alveo: più questo risulterà largo, minore sarà la lama d'acqua a disposizione della fauna ittica. Risulta comunque evidente che la decisione del livello di protezione da conseguire deve prendere in considerazione una molteplicità di fattori di tipo economico, sociale, ecologico ed ambientale (Antonietti et al.,1995).

Nel caso in esame, l'applicazione del DMV determinerebbe una minore disponibilità di risorsa per gli altri usi, in particolare quello irriguo; in tal caso la richiesta non soddisfatta tenderebbe a rivolgersi in buona parte verso la falda (Regione E.R.,1997 a).

Un secondo aspetto di criticità riguardante le acque superficiali è costituito dal peggioramento delle caratteristiche qualitative delle acque fluenti, soprattutto in concomitanza del verificarsi di basse portate, quando una percentuale rilevante della portata stessa è rappresentata da scarichi, anche se depurati (Regione E.R.,1997 a).

Inquinamento e sovrasfruttamento degli acquiferi

Qualità delle acque di falda.

Le caratteristiche idrodinamiche degli acquiferi sono studiate attraverso la “rete regionale di controllo dell'acquifero” gestita da ARPA, che dispone nella zona di una settantina di pozzi, maggiormente concentrati nelle aree di conoide, a cui si affianca una rete di controllo di 130 pozzi gestita da A.G.A.C., su cui si effettuano analisi fisico-chimiche e microbiologiche.

Dal punto di vista idrochimico le acque sono caratterizzate da media salinità, con concentrazioni degli anioni fondamentali relativamente bassa e quindi particolarmente adatta all'uso potabile. La durezza media si aggira intorno ai 40 F. L'ammoniaca è praticamente assente; tracce di ferro e manganese cominciano a comparire nella zona nord della conoide (zona di Roncocesi). In passato sono state rilevate, in pozzi oggi non più utilizzati, concentrazioni anomale di bario; la sua presenza risulta di origine naturale (Marconi et al.,1995).

Il principale fattore di rischio di inquinamento dell'acquifero sotterraneo è rappresentato dall'uso agro-zootecnico dei suoli nella zona di ricarica (concimazioni, spandimento di liquami) e dalla presenza di inquinanti di origine civile, agro-zootecnica e industriale nelle acque che scorrono, con le relative infiltrazioni, sul tratto di conoide ad elevata vulnerabilità: la conseguenza è la contaminazione da nitrati delle acque sotterranee che spesso ha portato al superamento del valore limite di potabilità (50 mg/l, in base al DPR 236/88) e per la quale la zona di conoide dell'Enza è stata dichiarata nel 1989 "Area ad elevato rischio di crisi ambientale" ai sensi della Legge n. 349/86 (Marconi et al.,1995).

Il rischio per la salute nell'assunzione di nitrati è dovuto alla formazione, nell'apparato digerente, di nitrosammine, composti ritenuti cancerogeni; il rischio è particolarmente elevato per i neonati. Le concentrazioni di nitrati nell'acquifero nel 1995, mostrate in fig. 5.4, confermano la presenza del problema nelle zone di alta pianura ed anche una maggiore criticità nella parte parmense rispetto a quella reggiana. In particolare concentrazioni superiori a 50 mg/l si riscontrano in una vasta area a monte di Parma, che mostra una tendenza al peggioramento; nel reggiano si ha comunque una diffusa presenza di nitrati, soprattutto a ridosso del margine pedecollinare e in una zona a sud-ovest della città, dove si raggiungono i 40 mg/l, ma la situazione è relativamente stabile e le concentrazioni si mantengono al di sotto del limite di legge (Regione E.R.,1997 a).

Variazione del livello di falda e subsidenza.

Per sovrasfruttamento delle falde acquifere si intende una situazione di bilancio idrico negativo, in cui la somma delle quantità estratte e di quelle perse per deflusso sotterraneo risulta superiore agli afflussi di acque dalla superficie. Le principali cause di questo fenomeno sono i massicci prelievi di risorsa tramite pozzi, le attività di escavazione in alveo, le alterazioni del regime idrologico e l'impermeabilizzazione di vaste superfici urbane, che impediscono il rifornimento dell'acquifero.

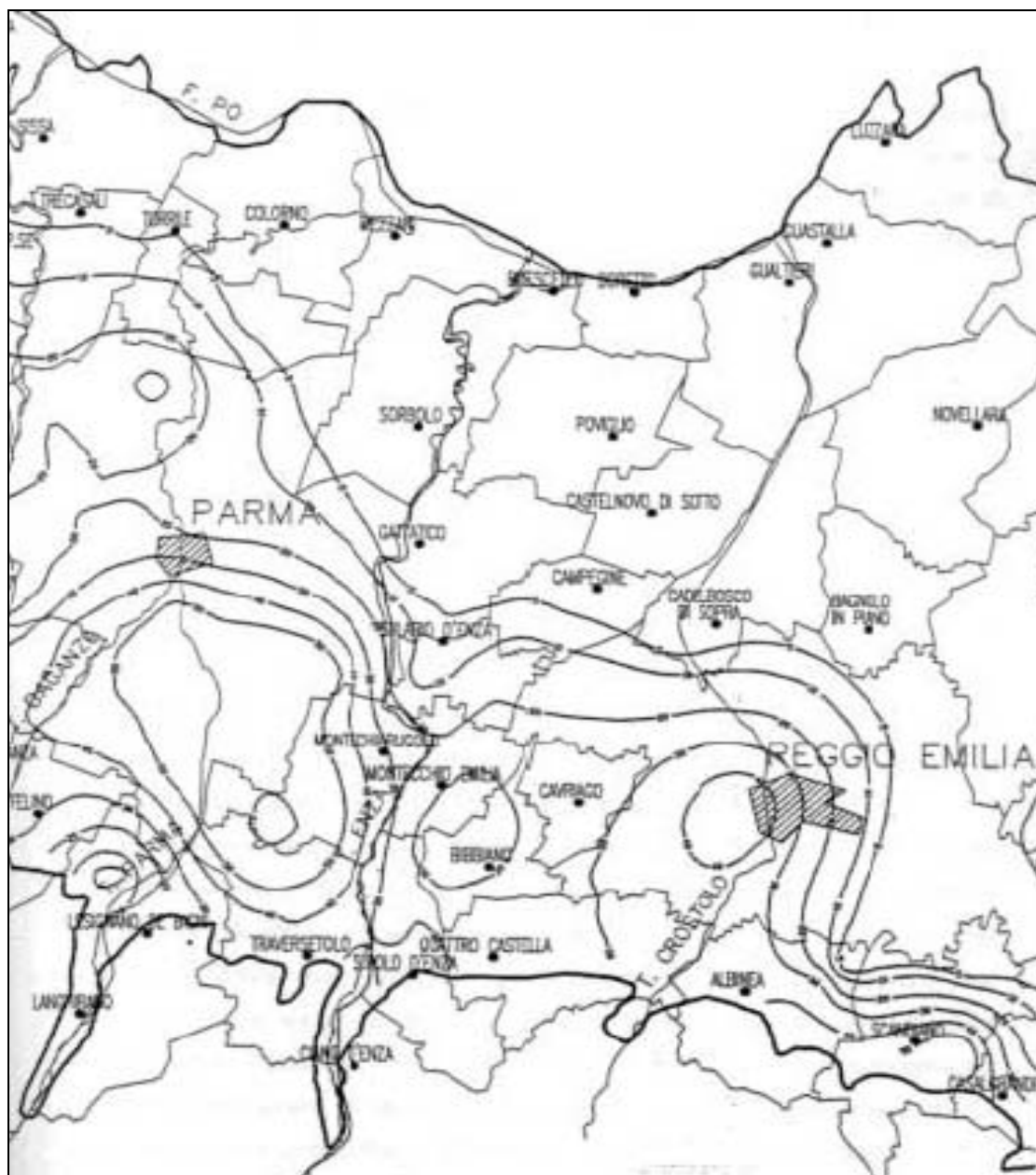


Fig. 5.4 . Concentrazione media annua di nitrati nel 1995 (1: 250.000).

Una situazione di sovrasfruttamento, oltre a configurare una tendenza all'esaurimento della risorsa idrica estraibile dal sottosuolo (ed un aumento dei costi di estrazione), comporta diverse conseguenze negative sull'ambiente, tra cui: il peggioramento della qualità delle acque sotterranee; i fenomeni di subsidenza; l'esaurimento di risorgive e fontanili (Marconi et al.,1995).

La ricostruzione delle serie storiche dei livelli di falda, relativa al ventennio 1976-1996, mostra nel territorio in esame un andamento discontinuo, probabilmente correlabile non solo ad eventi esterni ma anche ad oscillazioni naturali con ciclicità pluriennale (7-8 anni).

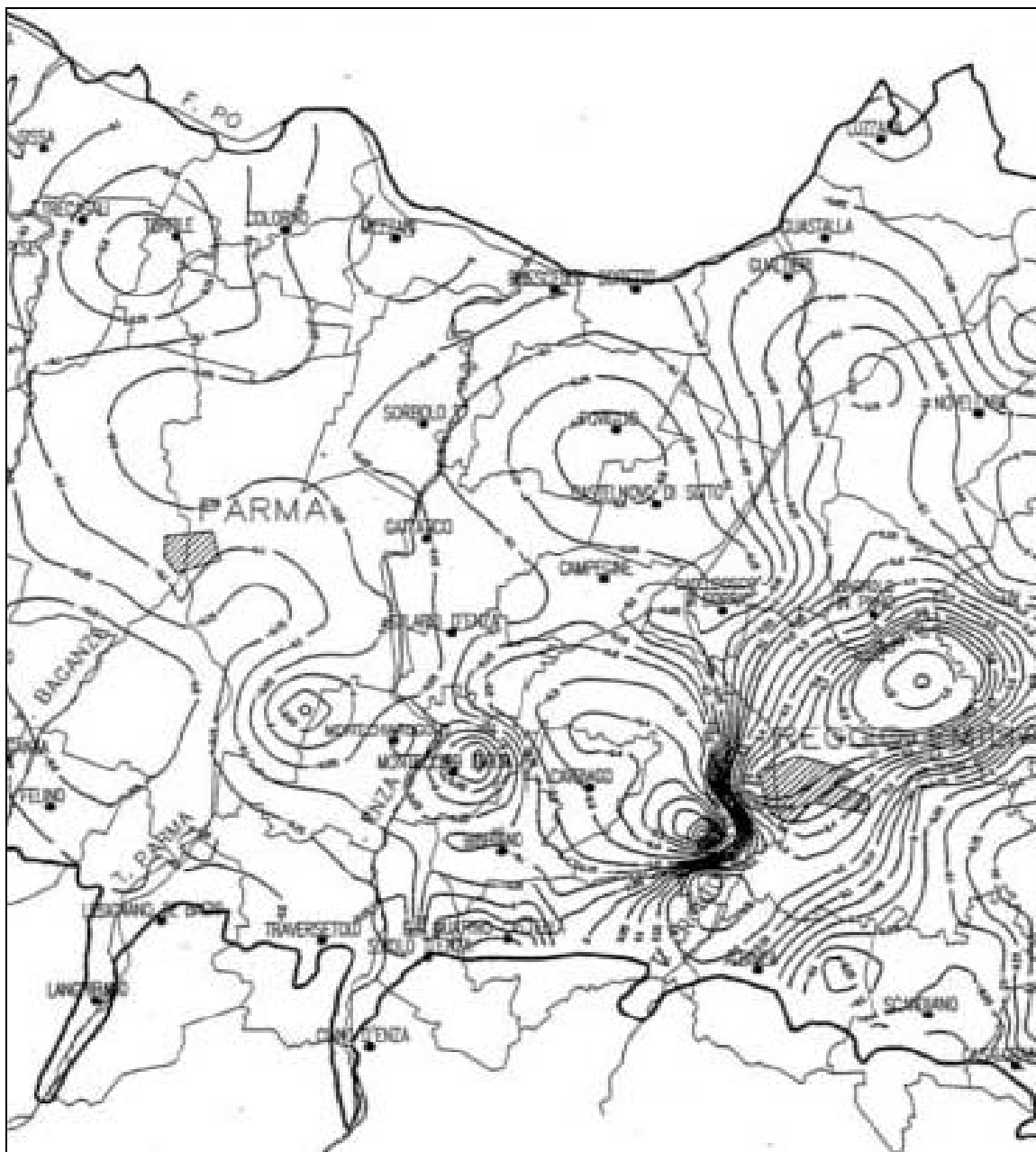


Fig. 5.5 . Variazione media annua della superficie piezometrica nel ventennio 1976-1996 (scala 1:250000).

Le tendenze di lungo periodo presentano comunque andamento medio negativo, con un recupero diffuso nei primi anni 90 ed una nuova flessione negli anni 1995 e 1996 (Regione E.R., 1997 a). La variazione media annua della superficie piezometrica nel periodo 1976-96, rappresentata in fig. 5.5, evidenzia un generale abbassamento dei livelli. Questo andamento risulta più regolare e costante nel parmense, dove non si hanno significative inversioni di tendenza; nel reggiano, se si esclude la zona di Montecchio dove si hanno trends leggermente positivi, si registrano diminuzioni relativamente contenute dei livelli di

falda, che solo tra Poviglio e Castelnovo Sotto si accentuano superando i 20 cm all'anno (Regione E.R., 1997 a).

Per quanto riguarda gli abbassamenti del suolo, i confronti fra livellazioni geometriche eseguite in tempi diversi (I.G.M.I 1949 -Catasto 1974) hanno consentito di rilevare un considerevole abbassamento del suolo in buona parte della pianura reggiana, con massimi in corrispondenza dei centri urbani (fino a 75 cm in corrispondenza del Palazzo Comunale di Reggio Emilia) e valori minori ma pur sempre apprezzabili (dell'ordine dei 15-20 cm), fuori dalle zone urbane. Il fenomeno si può ritenere dovuto a cause naturali, ma accelerato dalle attività antropiche (estrazione di acque di falda). I dati rilevati in modo puntuale lungo la via Emilia, possono essere ragionevolmente estesi alla pianura adiacente, considerando anche la natura del sottosuolo che fornisce indicazioni sulle aree potenzialmente subsidenti: il maggiore abbassamento del suolo si riscontra generalmente in corrispondenza dei sedimenti ad elevata compressibilità (limi e argille) mentre risulta minore nelle zone a sedimenti ghiaiosi delle conoidi (Ferretti et al., 1988).

CAPITOLO 6

FASI E RISULTATI DELLA RICERCA

La presente ricerca è stata interamente svolta presso la Sezione Territoriale di Bari dell'Istituto di Ricerca sulle Acque (IRSA–CNR) che ha reso disponibili competenze strutture e mezzi.

Il lavoro si è articolata nelle seguenti fasi :

- **raccolta ed archiviazione dei dati di input;**
- **parametrizzazione del modello ed avvio della simulazione;**
- **calibrazione e validazione del modello;**
- **analisi e rappresentazione dei dati di output.**

6.1 RACCOLTA ED ARCHIVIAZIONE DEI DATI DI INPUT

E' già stato messo in evidenza che l'efficienza di SWAT e la precisione dei risultati ottenuti al termine del processo di simulazione sono strettamente correlati alla quantità e alla qualità degli *input* che l'utente è in grado di fornire al modello.

La raccolta dei dati di input non è stata sempre agevole a causa dello notevole quantità di informazioni richieste dal modello, che ha comportato la necessità di attingere a più fonti di documentazione, rappresentate da organismi pubblici (Servizio Idrografico Nazionale, Consorzi di bonifica, ISTAT, Uffici Regionali, ecc.), da enti di ricerca (Università, CNR), ecc, che hanno procurato una mole enorme, quanto variegata, di dati. In questa fase, fondamentale è stata l'opera dell'ARPA–Emilia Romagna che ha agito da collettore per tutte queste informazioni ed allo stesso tempo ha effettuato un primo screening su di esse.

Nelle fasi iniziali della raccolta dati si è eseguito un censimento di tutte le informazioni disponibili e dopo averne attentamente valutato la completezza, si sono scelte quelle più idonee al nostro scopo; talvolta si è dovuto integrare informazioni in formati differenti: digitale, cartaceo, raster, vettoriale, ecc.

Le informazioni indispensabili per l'esecuzione delle simulazione sono: il modello digitale del terreno; la mappa e il database dei suoli; la carta di uso del suolo ed il database sulle pratiche colturali; il database dei parametri climatici e delle relative stazioni di misura; i dati sugli carichi puntuali e sulla loro ubicazione. In fine per effettuare la calirazione e a validazioe del modello sono indispensabili anche i dati di portata e qualità.

Il principale supporto per la realizzazione del Modello Digitale del Terreno (*DTM* o *DEM* – *Digital Elevation Model*) è rappresentato dalle curve di livello. Queste vengono digitalizzate manualmente o attraverso una scansione elettronica (*scanning*). I punti quotati, dopo essere stati convertiti in formato numerico, vengono manipolati con tecniche di interpolazione, che forniscono un'approssimazione della forma della superficie terrestre in ogni punto (matrici altimetriche), oppure con la costruzione di relazioni topologiche tra di essi (*Triangular Irregular Network*, TIN).

Il DTM del bacino dell'Enza è in formato *raster* ed è caratterizzato da una dimensione delle celle di 200 metri.

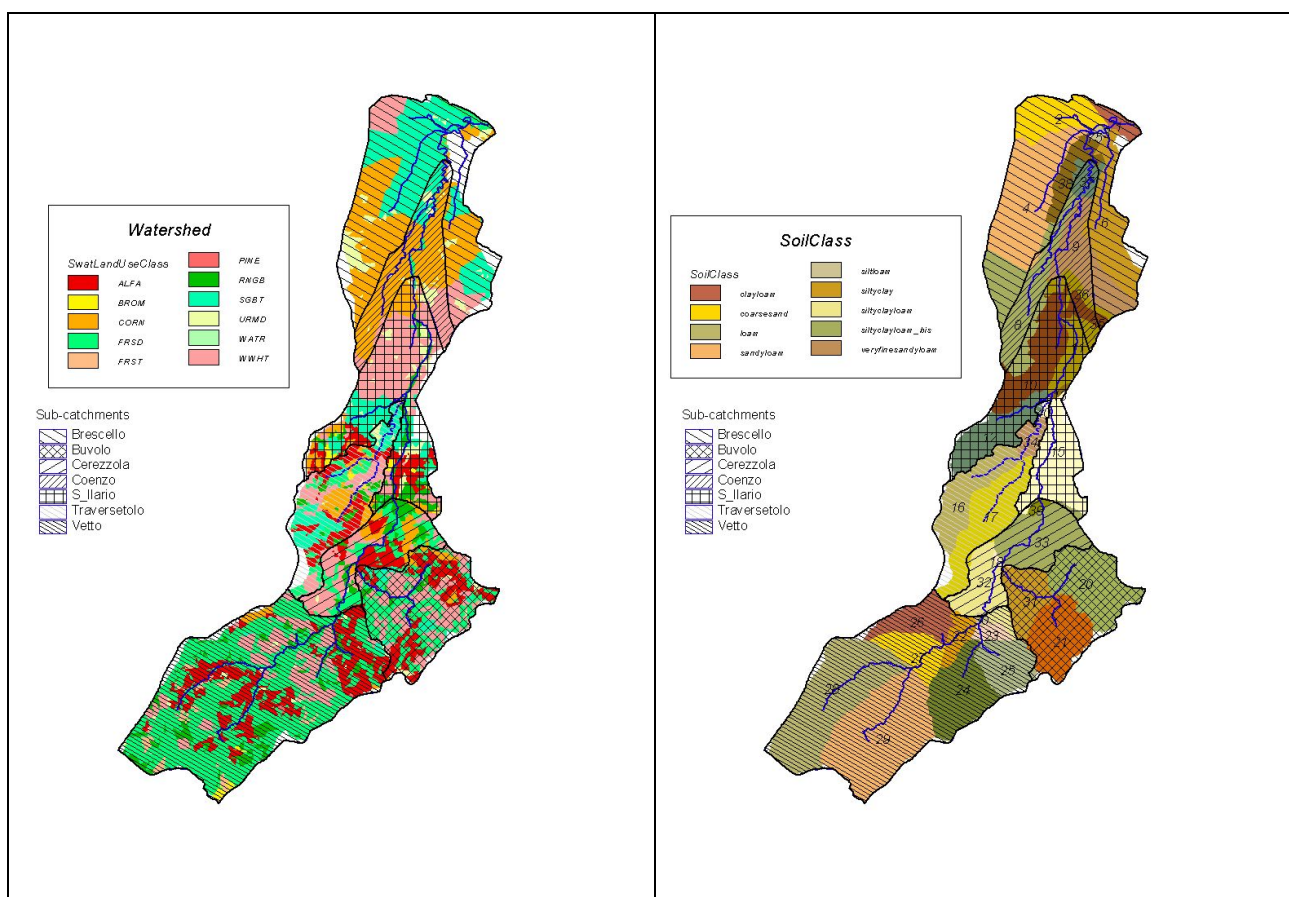


Fig. 6.1. Carta dell'uso del suolo

Fig. 6.2. Carta dei suoli

6.2 PARAMETRIZZAZIONE DEL MODELLO ED AVVIO DELLA SIMULAZIONE

Il primo passo nell'applicazione del modello è consistito nella delineazione del bacino idrografico (*watershed delineation*) attraverso il *processamento* del modello digitale del terreno DEM. In questa fase è stato necessario definire anche il sistema di riferimento utilizzato e la risoluzione della mappa. Nel caso in oggetto si è utilizzata la proiezione UTM – Zona 32 e l'unità di misura in metri.

Una volta processato il DEM, per ottenere una delineazione più accurata del reticolo idrografico, è stata condotta l'operazione di *burn-in*, ovvero è stato fornito un modello digitalizzato del corso d'acqua in formato *shape* ed è stata definita una soglia minima per la definizione dei sottobacini (1800 ha, corrispondenti 28800 celle), dalla quale dipende il grado di dettaglio ottenuto. Infine si è proceduto all'inserimento degli *inlet* e degli *outlet* lungo tutto il fiume.

E' stata così fornita la localizzazione degli impianti di depurazione, tramite una tabella in formato *dBase* e quella ulteriori outlet, sei in totale, corrispondenti ai punti di controllo di portata e qualità lungo l'asta del fiume. Questi sono stati aggiunti manualmente al fine di avere la possibilità di comparare i risultati della simulazione con i dati osservati. In totale al termine del processo di *watershed delineation* complessivamente i sottobacini/outlet individuati sono stati 40: 34 automatici + 6 manuali.

Completate queste operazioni e selezionata la sezione di chiusura del bacino, il modello procede al calcolo dei parametri geomorfologici dei sottobacini.

La mappa del bacino con i relativi sottobacini, il reticolo idrografico, gli *inlet* e gli *outlet* è rappresentata in figura 6.3.

In base alle diverse combinazioni di tipo ed uso del suolo, ogni sottobacino è stato successivamente suddiviso in diverse Unità di Risposta Idrologica Omogenea (HRU – *Hydrological Response Units*). Scegliendo l'opzione di unità idrologiche multiple, è stato possibile eliminare dal sottobacino *usi del suolo* e *tipi di suolo* che non superavano una soglia (%) prefissata. Questo procedimento ha consentito di ottenere una maggiore accuratezza nella previsione dei carichi ed una migliore descrizione fisica del bilancio idrologico.

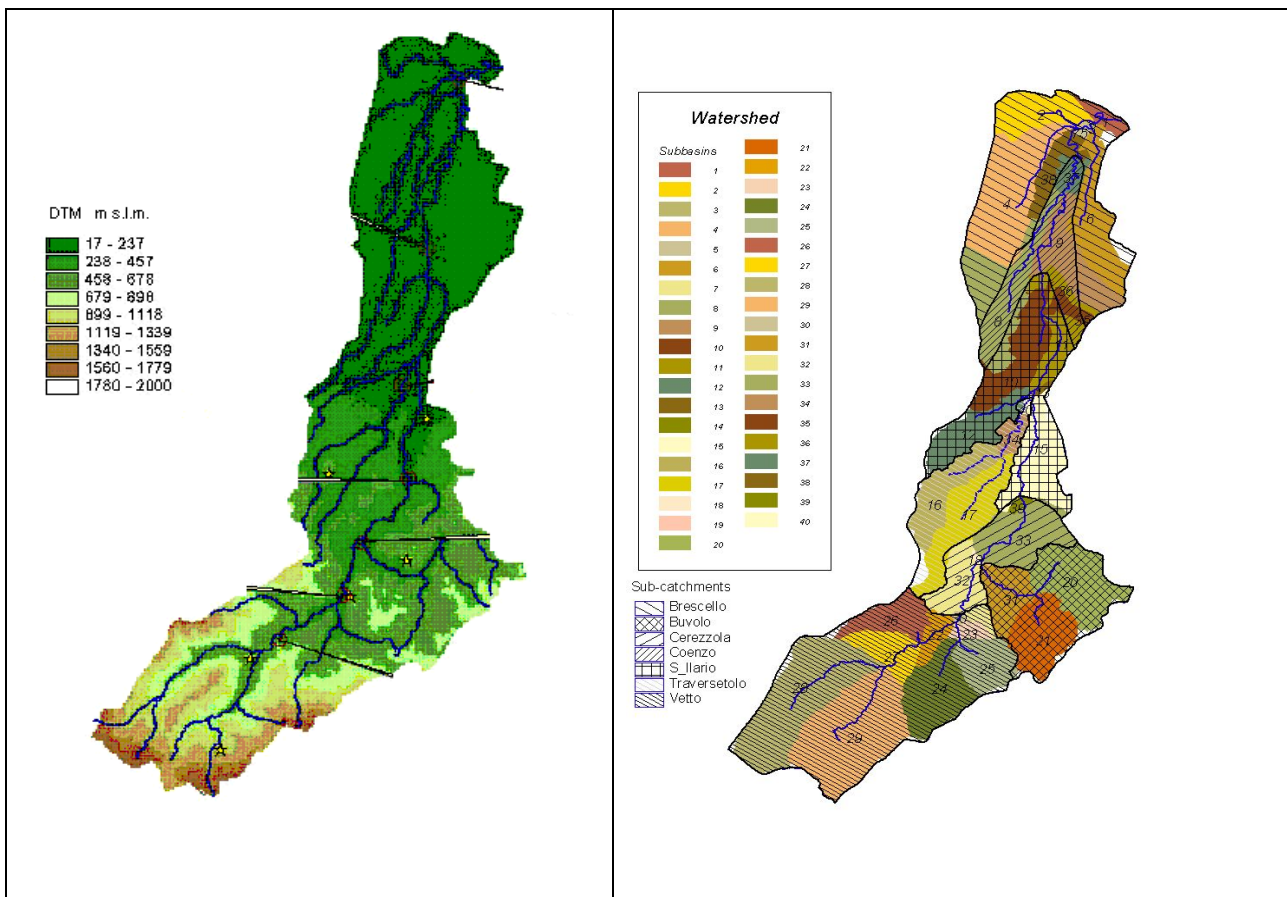


Fig 6.3. Andamento altimetrico del bacino

Fig. 6.4. Sottobacini, outlets e reticoloidrografico.

In particolare, fissata una soglia del 10% per l'uso del suolo e del 20% per i tipi di suolo, si sono ottenute 172 HRU, pari ad un rapporto di circa 4 HRU per sottobacino.

Una tabella di ArcView, *Distswat* viene creata ad hoc per rappresentare dettagliatamente la distribuzione delle HRU, delle classi di suolo e di uso del suolo all'interno del bacino. Le stesse informazioni sono contenute in un report creato ad hoc dal modello e facilmente consultabile denominato *hrulandusesoilreport* (fig. 6.5)

Prima di procedere all'inserimento degli input necessari al processo di simulazione, occorre completare i database *User Soil* e *User Weather Station* con i file definiti dall'utente contenenti le caratteristiche dei suoli (*file.sol*) e delle stazioni climatiche utilizzate dal *Weather Generator* (*file.wgn*).

I database dei suoli e delle stazioni generatrici, hanno l'aspetto mostrato nelle figure che seguono.

hruLanduseSoilRepSWAT - Blocco note

File Modifica Formato Visualizza ?

SWAT model simulation Fri Mar 18 18:24:56 2005

MULTIPLE HRUs Landuse/Soil OPTION THRESHOLDS : 35 / 10 [%]

Number of HRUs: 91

Number of Subbasins: 33

		Area [ha]	Area [acres]	%wat.Area
WATERSHED:		6467.0000	15980.2803	
LANDUSE:				
	Range-Brush-->RNGB	1348.5834	3332.4169	20.85
	Pasture-->PAST	2211.7155	5465.2595	34.20
	Range-Grasses-->RNGE	291.0000	719.0756	4.50
	Winter Pasture-->WPAS	2611.7011	6453.6441	40.39
	Forest-Mixed-->FRST	4.0000	9.8842	0.06
SOIL:				
	O1	28.4762	70.3661	0.44
	O2	262.0723	647.5939	4.05
	I1	77.3019	191.0168	1.20
	C1	108.4691	268.0327	1.68
	P1a	117.9104	291.3626	1.82
	P1b	68.2075	168.5443	1.05
	D1	37.5000	92.6644	0.58
	Q1	45.8125	113.2050	0.71
	Q2	286.9462	709.0583	4.44
	L3b	141.4875	349.6227	2.19
	E1	236.4748	584.3410	3.66
	E2	224.5252	554.8131	3.47
	R1	27.1885	64.8268	0.34
	L4a	248.2393	613.4117	3.84
	L1	199.6191	493.2688	3.09

Fig. 6.5. Tabella di distribuzione dei sottobacini e delle HRU.



Fig. 6.6. Database di SWAT.

User Soils

	By Soil	By Layer
a1	SNAM a1	SOL_Z 200.00 [mm]
a2	NLAYERS 2 [1 to 10]	SOL_BD 1.66 [g/cm3]
a3	HYDGRP C [A, B, C or D]	SOL_AWC 0.13 [mm/mm]
a4	SOL_ZMK 400.00 [mm]	SOL_K 16.90 [mm/hr]
b1	ANION_EXCL 0.500 [fraction]	SOL_C3N 1.37 [% soil weight]
BODINE	SOL_CRK 0.000 [m3/m3]	CLAY 20.83 [% soil weight]
c1	TEXTURE	SILT 15.80 [% soil weight]
c2		SAND 63.37 [% soil weight]
d1		ROCK 40.00 [% total weight]
DECATUR		SOL_ALB 0.17 [fraction]
		USLE_K 0.10 [0.013 t m ² hr/(m3 t cm)]
		SOL_EC 0.00 [dS/m]
		Up 1 Down
		Layer

Delete Load [Sol] Add New [Modify] Add New Help Exit

Fig. 6.7. Esempio di Soil Database.

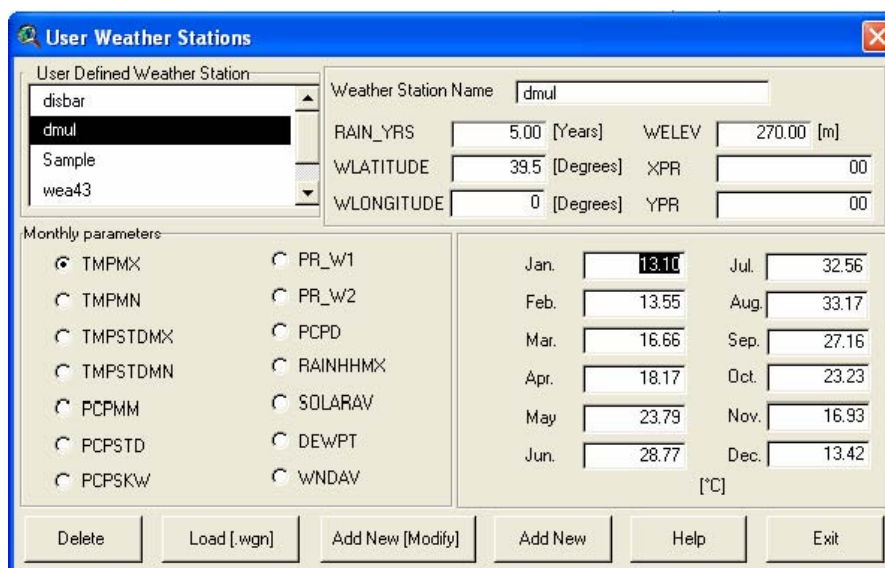


Fig. 6.8. Esempio di *Weather Generator Database*.

Dal menu Input della SWAT View si è proceduto all'importazione dei dati climatici, ovvero delle *location tables* delle stazioni meteorologiche. Con questo comando ad ogni sottobacino vengono assegnati i dati climatici della stazione più vicina.

A questo punto occorre definire tutti gli input iniziali necessari alla simulazione. Tramite il comando *write all* il modello setta automaticamente questi valori basandosi sulla delineazione del bacino, sulla caratterizzazione suolo-uso del suolo o utilizzando valori di default.

Per inserire i dati di input relativi agli impianti di depurazione e alle pratiche colturali si ricorre al menu *Edit Input* della SWAT View (fig. 6.7).



Fig. 6.9 . Menu Edit Input della “vista” di SWAT.

Selezionando il comando *Point Source Discharges* si inseriscono i dati corrispondenti agli impianti già localizzati durante la fase di discretizzazione del bacino idrografico.

Un'operazione particolarmente delicata è l'inserimento dei dati relativi alle pratiche agronomiche. Queste sono inserite dal menu *Edit Input/Subbasins data*, selezionando per ogni sottobacino, uso del suolo e tipo di suolo il relativo file.mgt.

Le pratiche colturali possono essere registrate in base alla data effettiva delle operazioni riportate nei quaderni di campagna oppure in base alle unità di calore riportate di default dal modello per ogni singola coltura. Nel nostro caso si è scelto di utilizzare l'inserimento per data per le colture agronomiche, mentre per boschi e prati naturali si è fatto riferimento alle unità di calore.

Dopo l'inserimento degli input, prima di iniziare la simulazione vera e propria, si è proceduto al *set-up* del modello. Dal menu *Simulation/run SWAT* si accede ad una finestra in cui occorre definire il periodo di simulazione; la scala di tempo dei dati di pioggia, il metodo di calcolo dei deflussi e l'intervallo temporale di calcolo del *routing*; il metodo di calcolo dell'evapotraspirazione potenziale e la frequenza di elaborazione degli output (giornaliera, mensile o annuale).

In base ai dati a disposizione sono stati scelti due periodi di simulazione, uno per la calibrazione (1991 – 1996) ed uno per la validazione (1997 – 2001).

In entrambi i casi sono stati aggiunti in testa alle serie delle precipitazioni alcuni anni fittizi, cinque per l'esattezza, i cui output sono stati ovviamente scartati, al fine di ottenere un rappresentativo periodo di *warm-up* per il modello. In tal modo è possibile ottenere una stima stabile di alcuni parametri di qualità e del bilancio idrologico.

Per entrambi i periodi di simulazione sono stati utilizzati dati giornalieri di pioggia, il metodo del Curve Number per il calcolo del runoff e gli output a scala giornaliera. L'Evapotraspirazione Potenziale (ETP) è stata calcolata con il metodo di *Penman-Monteith* e il *routing* con il metodo *Variable Storage*.

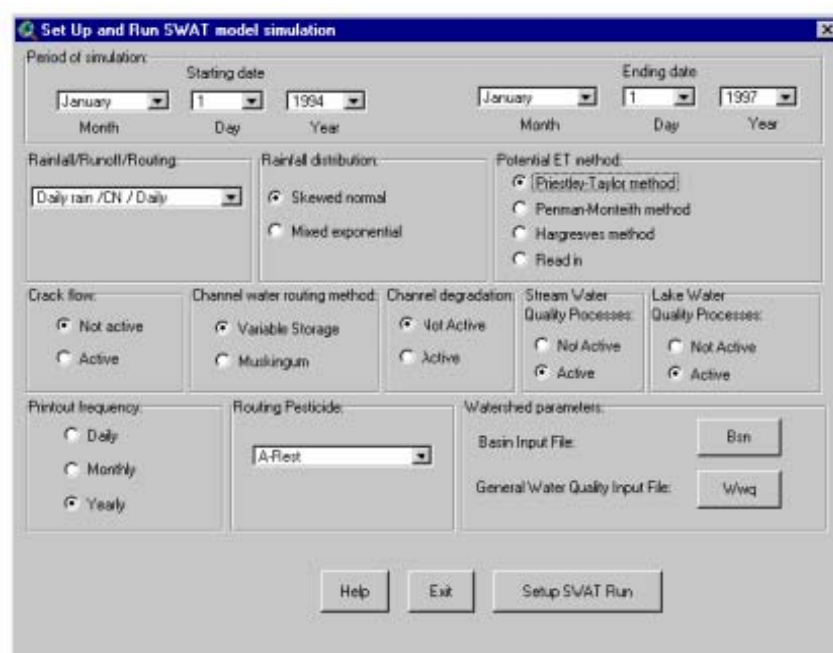


Fig. 6.10. Finestra di dialogo per il set up della simulazione.

6.3 CALIBRAZIONE E VALIDAZIONE DEL MODELLO

Per la calibrazione e la validazione del modello erano disponibili i dati di portata (m³/s) e di qualità di sei stazioni: Vetto, Buvolo, Cerezzola, Traversetolo, S. Ilario e Coenzo. Le osservazioni coprivano un lasso di tempo che andava dal 1991 al 2001. Mentre per i dati di portata si disponeva di osservazioni giornaliere, per i dati di qualità si disponeva di osservazioni mensili ed, in particolare, questi comprendevano le concentrazioni (mg/l) di: azoto totale, fosforo totale, nitrati ed ammoniaca.

Per la calibrazione si è fatto riferimento ai dati della stazione di Coenzo, la stazione posta più a valle all'interno del bacino, ed al periodo 1991 – 1996.

Va precisato che Coenzo pur rappresentando la stazione di monitoraggio situata più a valle, non coincide esattamente con la sezione di chiusura del bacino, che si pone, naturalmente, al punto di confluenza del Po. Ciò è stato voluto per evitare gli effetti del rigurgito del fiume principale che altererebbero notevolmente i valori delle osservazioni.

Per la validazione del modello, invece, si è fatto riferimento alle osservazioni della stessa stazione, ma ad un intervallo temporale differente, il quinquennio 1997 – 2001.

In fase di calibrazione sono stati modificati manualmente alcuni parametri afferenti sia alla componente idrologica del modello sia a quella dei nutrienti.

Si è agito sul coefficiente di recessione del *base flow* (ALPHA_BF) per attenuare la pendenza del ramo decrescente dell'idrogramma. Mentre per abbassare i picchi del

deflusso superficiale si sono modificati il *Curve Number* (CN2), il fattore di compensazione dell'evaporazione dal suolo (ESCO). Per la calibrazione del deflusso di base, inoltre, si è operato su alcuni parametri della falda, quali il livello dell'acqua nell'acquifero superficiale (GWQMN), la risalita per capillarità o suzione delle piante (REVAPMN; GW_REVAP). Altri parametri modificati per la calibrazione della componente idrologica hanno riguardato la capacità idrica dei suoli (SOL_AWC), la conducibilità idrica dei canali (CH_K), ed i fattori *P* e *C* della *USLE* (USLE_P; USLE_C). Per quanto riguarda la calibrazione dei nutrienti, va evidenziato che, rispetto al bilancio idrico, l'utente dispone di un numero inferiore di parametri su cui poter agire. Nel caso in esame sono stati modificati i coefficienti di percolazione di azoto e fosforo (N_PERCO; P_PERCO) ed il coefficiente di distribuzione del fosforo nel suolo. Va aggiunto, inoltre, che non è stato modificato alcun parametro di qualità del modulo *in-stream*.

In tabella si esegue il confronto dei principali dati di output, relativi al bilancio idrico ed al bilancio dei nutrienti, prodotti dal modello nei periodi di calibrazione e validazione.

	CALIBRATION	VALIDATION
WATER	PRECIP = 902.8 MM SNOW FALL = 79.12 MM SNOW MELT = 78.39 MM SUBLIMATION = 0.25 MM SURFACE RUNOFF Q = 95.22 MM LATERAL SOIL Q = 167.88 MM GROUNDWATER (SHAL AQ) Q = 115.09 MM REVAP (SHAL AQ => SOIL/PLANTS) = 1.34 MM DEEP AQ RECHARGE = 3.77 MM TOTAL AQ RECHARGE = 118.80 MM TOTAL WATER YLD = 376.75 MM PERCOLATION OUT OF SOIL = 123.20 MM ET = 515.5 MM PET = 1466.5MM TRANSMISSION LOSSES = 1.43 MM TOTAL SEDIMENT LOADING = 4.892 T/HA	PRECIP = 816.2 MM SNOW FALL = 71.53 MM SNOW MELT = 70.92 MM SUBLIMATION = 0.24 MM SURFACE RUNOFF Q = 66.73 MM LATERAL SOIL Q = 157.11 MM GROUNDWATER (SHAL AQ) Q = 96.32 MM REVAP (SHAL AQ => SOIL/PLANTS) = 1.12 MM DEEP AQ RECHARGE = 3.12 MM TOTAL AQ RECHARGE = 99.41 MM TOTAL WATER YLD = 318.97 MM PERCOLATION OUT OF SOIL = 96.93 MM ET = 503.8 MM PET = 1517.6MM TRANSMISSION LOSSES = 1.19 MM TOTAL SEDIMENT LOADING = 1.665 T/HA

NUTRIENTS	ORGANIC N = 6.882 (KG/HA)	ORGANIC N = 4.676 (KG/HA)
	ORGANIC P = 0.852 (KG/HA)	ORGANIC P = 0.581 (KG/HA)
	NO3 YIELD (SQ) = 0.507 (KG/HA)	NO3 YIELD (SQ) = 0.408 (KG/HA)
	NO3 YIELD (SSQ) = 3.361 (KG/HA)	NO3 YIELD (SSQ) = 3.264 (KG/HA)
	SOL P YIELD = 0.122 (KG/HA)	SOL P YIELD = 0.075 (KG/HA)
	NO3 LEACHED = 3.349 (KG/HA)	NO3 LEACHED = 2.963 (KG/HA)
	P LEACHED = 1.590 (KG/HA)	P LEACHED = 1.333 (KG/HA)
	N UPTAKE = 119.355 (KG/HA)	N UPTAKE = 132.290 (KG/HA)
	P UPTAKE = 15.737 (KG/HA)	P UPTAKE = 16.860 (KG/HA)
	N FIXATION = 22.819 (KG/HA)	N FIXATION = 19.120 (KG/HA)
	DENITRIFICATION = 125.061 (KG/HA)	DENITRIFICATION = 105.531 (KG/HA)
	NO3 IN RAINFALL = 9.021 (KG/HA)	NO3 IN RAINFALL = 8.156 (KG/HA)
	NO3 IN FERT = 48.487 (KG/HA)	NO3 IN FERT = 46.677 (KG/HA)
	AMMONIA IN FERT = 119.287 (KG/HA)	AMMONIA IN FERT = 119.890 (KG/HA)
	MINERAL P IN FERT = 23.126 (KG/HA)	MINERAL P IN FERT = 21.564 (KG/HA)
	N REMOVED IN YIELD = 69.474 (KG/HA)	N REMOVED IN YIELD = 75.811 (KG/HA)
	P REMOVED IN YIELD = 9.119 (KG/HA)	P REMOVED IN YIELD = 9.664 (KG/HA)
	AMMONIA VOLATILIZATION = 29.445 (KG/HA)	AMMONIA VOLATILIZATION = 28.202 (KG/HA)
	AMMONIA NITRIFICATION = 89.823 (KG/HA)	AMMONIA NITRIFICATION = 91.587 (KG/HA)

Tab. 6.1. Rappresentazione dei dati di output prodotti dal modello.

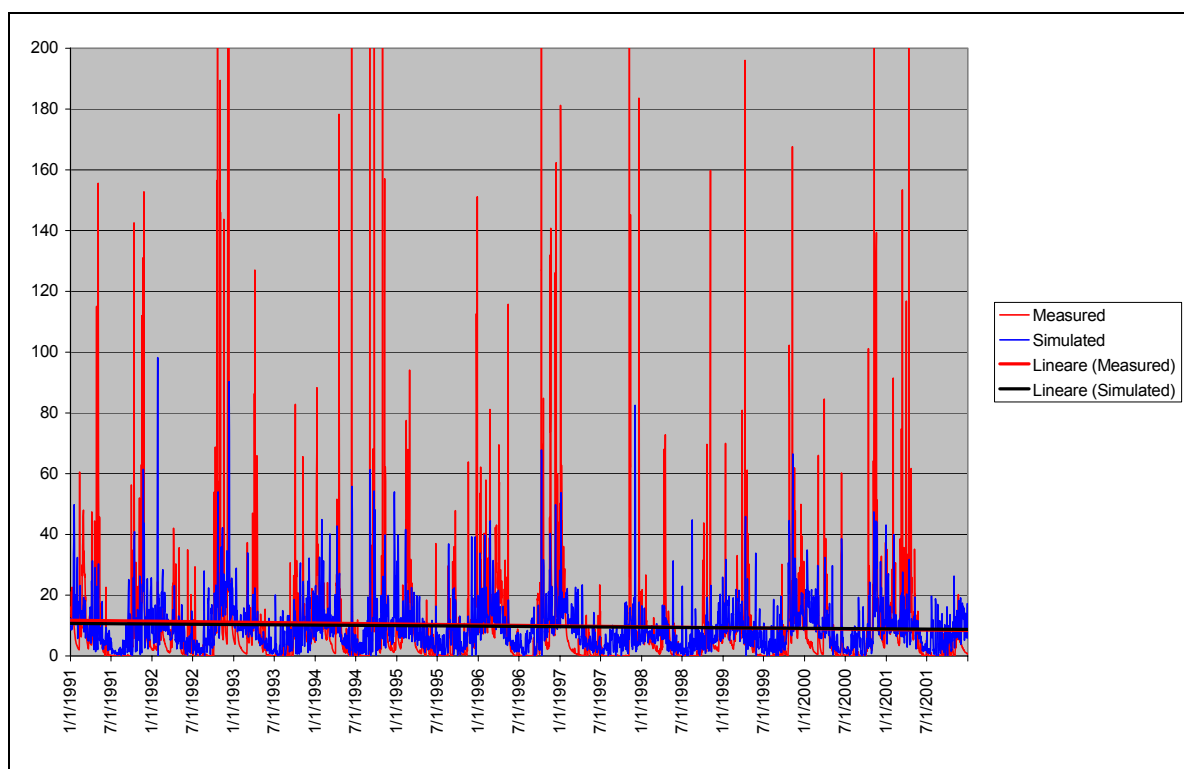


Fig. 6.11. Portata (m³/s).

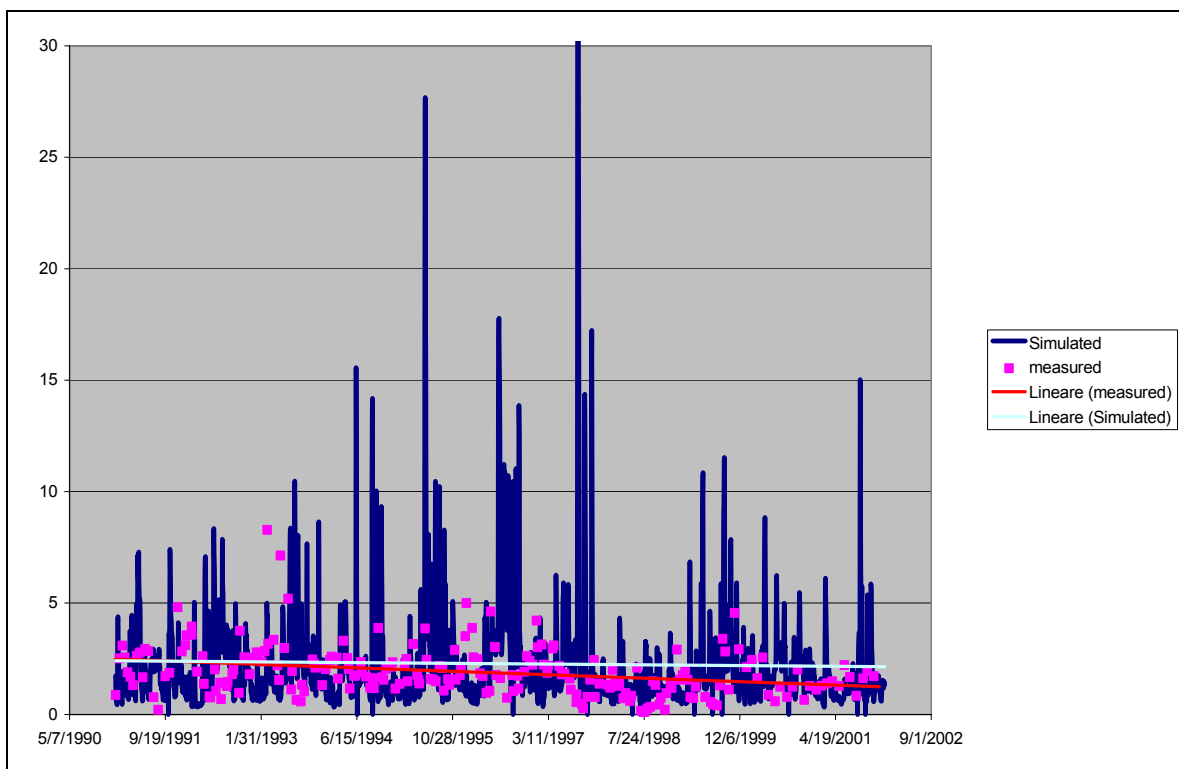


Fig. 6.12. Azoto totale (mg/l).

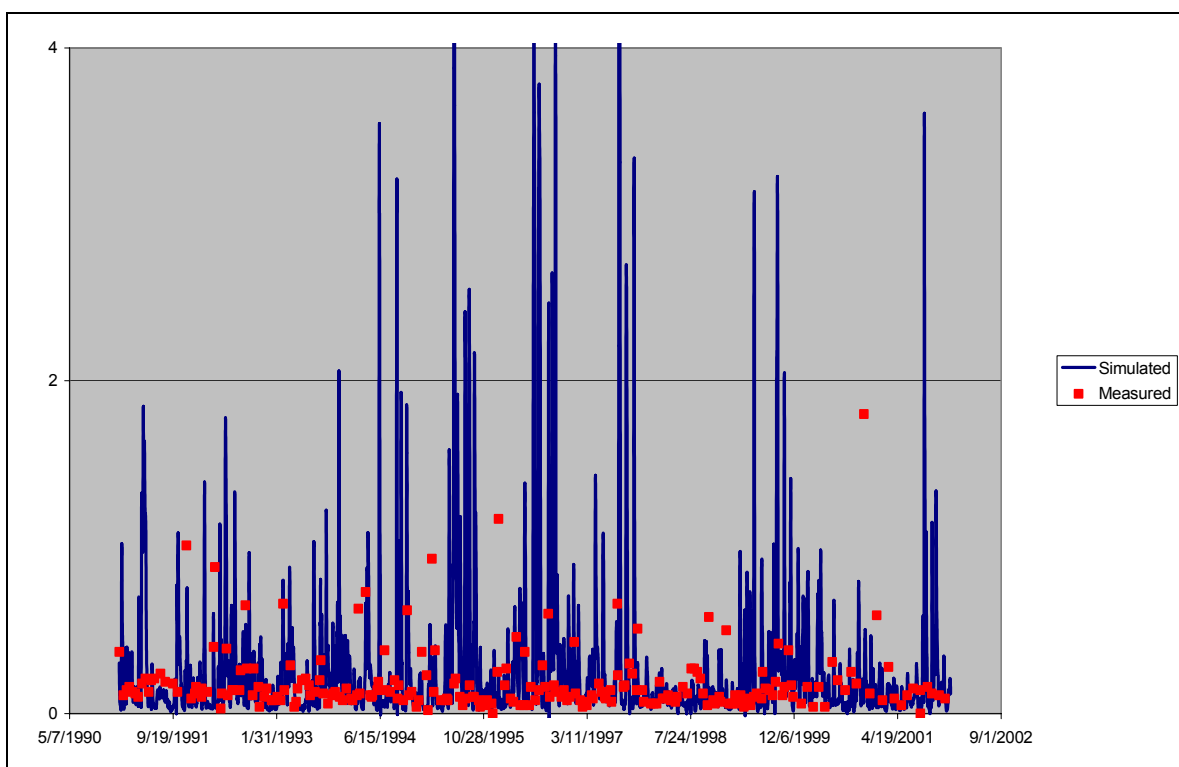


Fig. 6.13. Fosforo totale (mg/l).

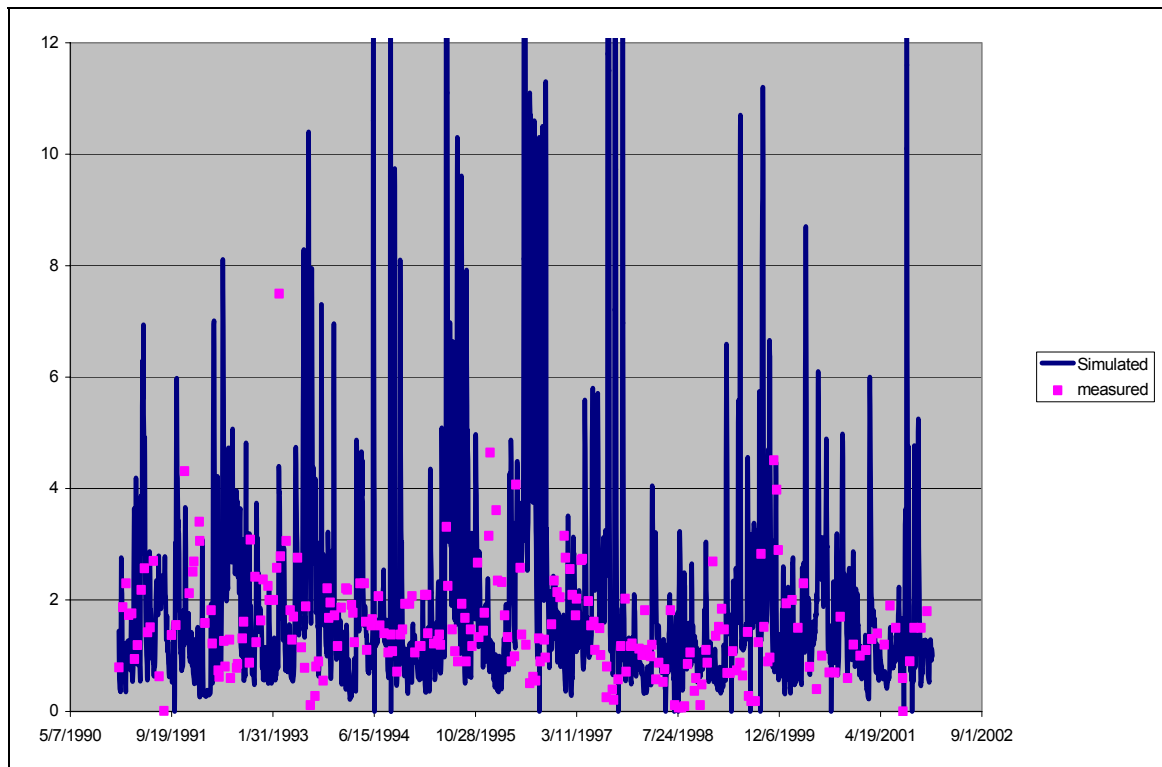


Fig. 6.14. Nitrati (mg/l).

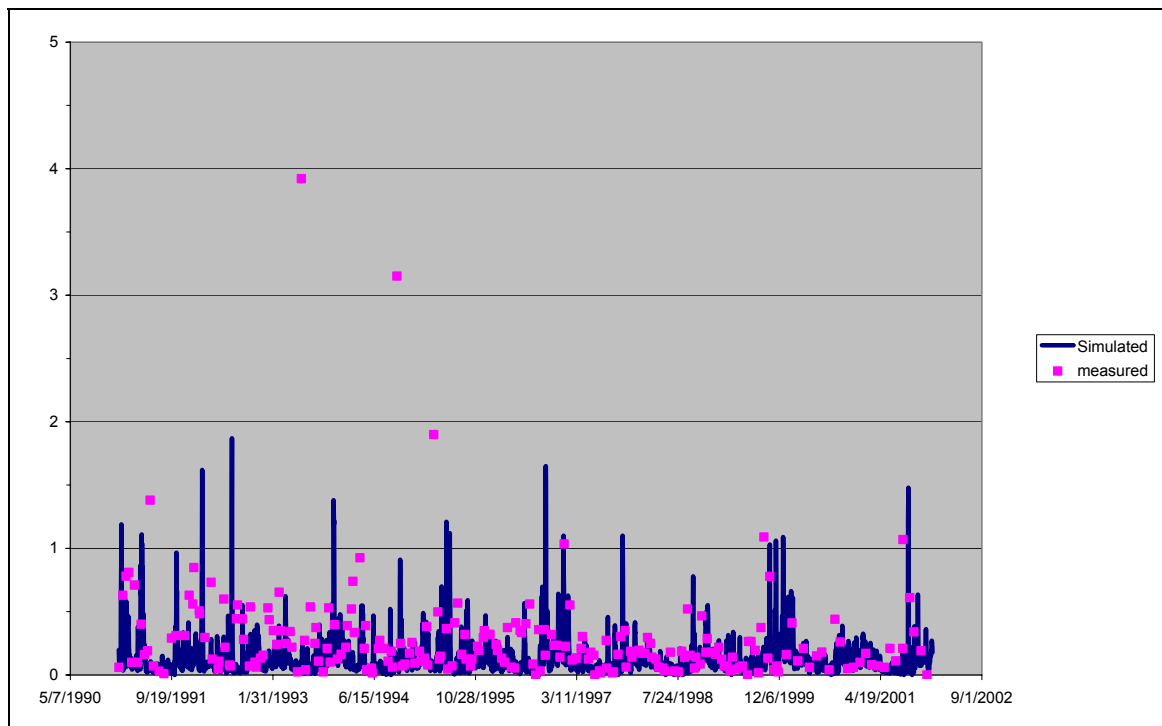


Fig. 6.15. Ammoniaca (mg/l).

La comparazione grafica evidenzia, un generale grado di coincidenza fra I valori osservati ed I valori simulati, a sottolineare il buon comportamento del modello e la validità della simulazione.

Risultato confermato anche dai test statistici effettuati sui di dati output di portata e qualità e che sono riassunti nella tabella che segue.

Test statistico	Portata	Azoto	Fosforo
MAE (mean absolute error)	0.5	1.1	0.78
ME (mean error)	0.1	0.2	0.18
RMSE (root mean square error)	0.5	1.2	1.1
NE (Nash-Suttcliff index)	0.8	0.8	--

Tab.6.2 . Analisi statistica della performance del modello (annuale).

Gli indici adottati per l'analisi statistica dei risultati sono quelli suggeriti dai *WP leader* del progetto *EuroHarp*, nel cui ambito è stato svolto il presente lavoro. Si può notare come oltre agli indici di errore comunemente utilizzati (ME; MAE; RMSE), che forniscono una stima quantitativa della grandezza di differenza fra simulazione e osservazione, è stato impiegato anche l'indice di *Nash and Suttcliffe*, che è invece un indice di efficienza del modello. In altre parole, esso stima quanto le serie simulate dal modello *fittino* con i dati osservati. La formula dell'indice è la seguente:

$$Efficiency\ factor = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - O)^2 - \sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - O)^2}$$

dove: O_i sono gli i dati puntuali misurati (o osservati); P_i sono gli i dati puntuali *modellati*; O è il valore medio dei dati misurati; n è il numero ei dati puntuali.

6.4 ANALISI E RAPPRESENTAZIONE DEI RISULTATI

I principali file di output, contenenti i risultati della simulazione, che SWAT produce al termine del suo *routing* sono i seguenti:

- *summary output file* (output.std);
- *HRU output file* (.sbs);
- *subbasin output file* (.bsb);
- *main channel o reach output file* (.rch)

L'intervallo temporale dei risultati, come accennato in precedenza, può variare da giornaliero a mensile, o annuale, dipende dalla scelta dell'utente in fase di *setup* del modello.

In particolare: l'*output.std* fornisce i carichi medi del bacino che giungono alla rete idrografica da ogni HRU; il *basin.sbs* contiene le informazioni riassuntive per ciascuna HRU presente nel bacino; il *basin.bsb* contiene informazioni riassuntive per ogni sottobacino (i valori riportati per le diverse variabili sono le quantità totali o le medie pesate di tutti gli HRU all'interno del sottobacino), mentre il *basin.rch* contiene le informazioni riassuntive relative alle portate trasportate attraverso la rete idrografica nello spartiacque.

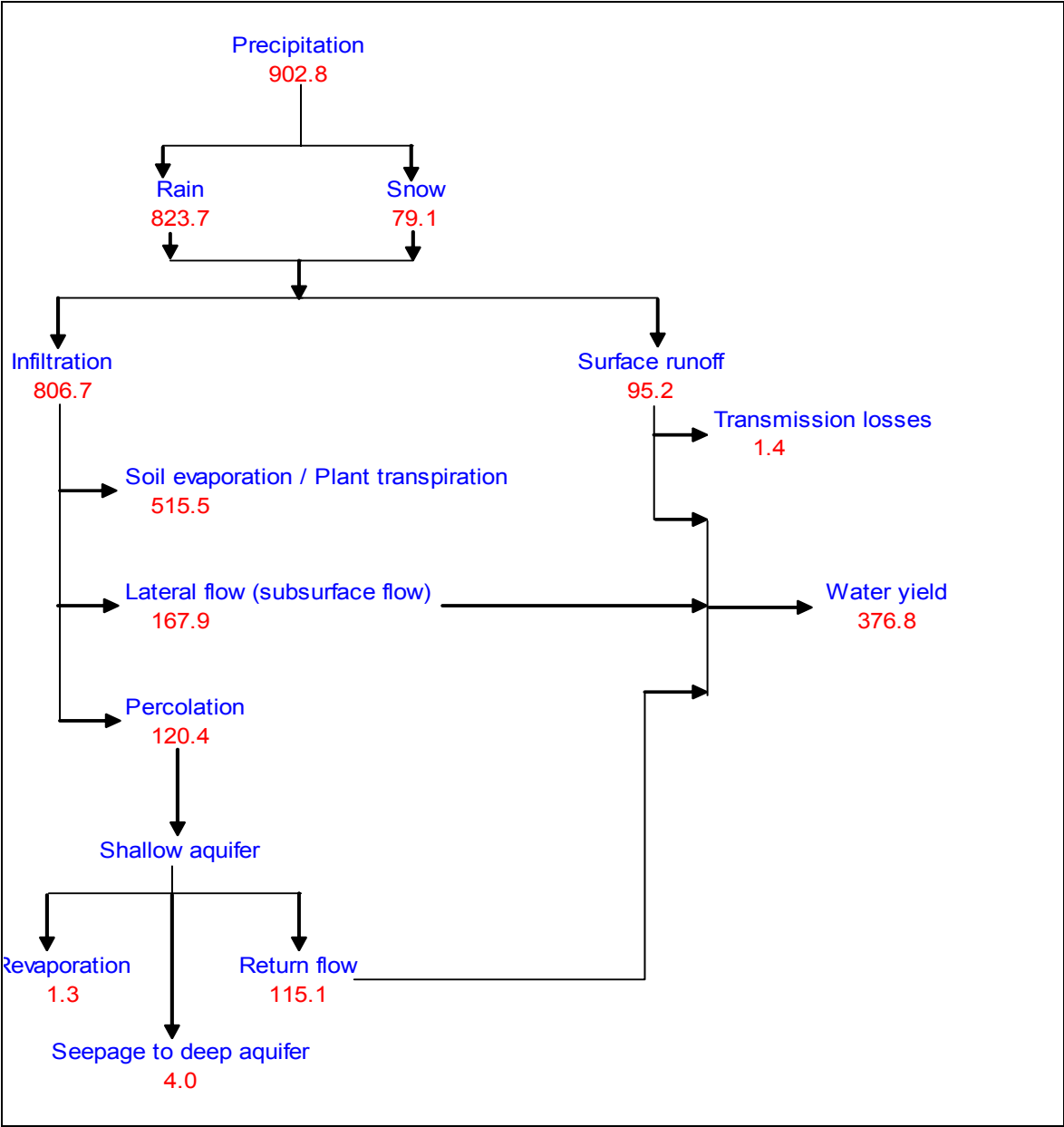
Si può notare, quindi, come il modello sia in grado di fornire all'utente una grande quantità di output; fra questi sono risultati particolarmente significativi ai fini del nostro studio: deflusso superficiale e subsuperficiale, infiltrazione, percolazione, evapotraspirazione, produzione di sedimenti, N organico (insolubile e movimentato dal trasporto solido), N nitrico (solubile presente nel deflusso superficiale), N ammoniacale (solubile), P solubile e P insolubile.

Si riportano di seguito i risultati ottenuti al termine della simulazione.

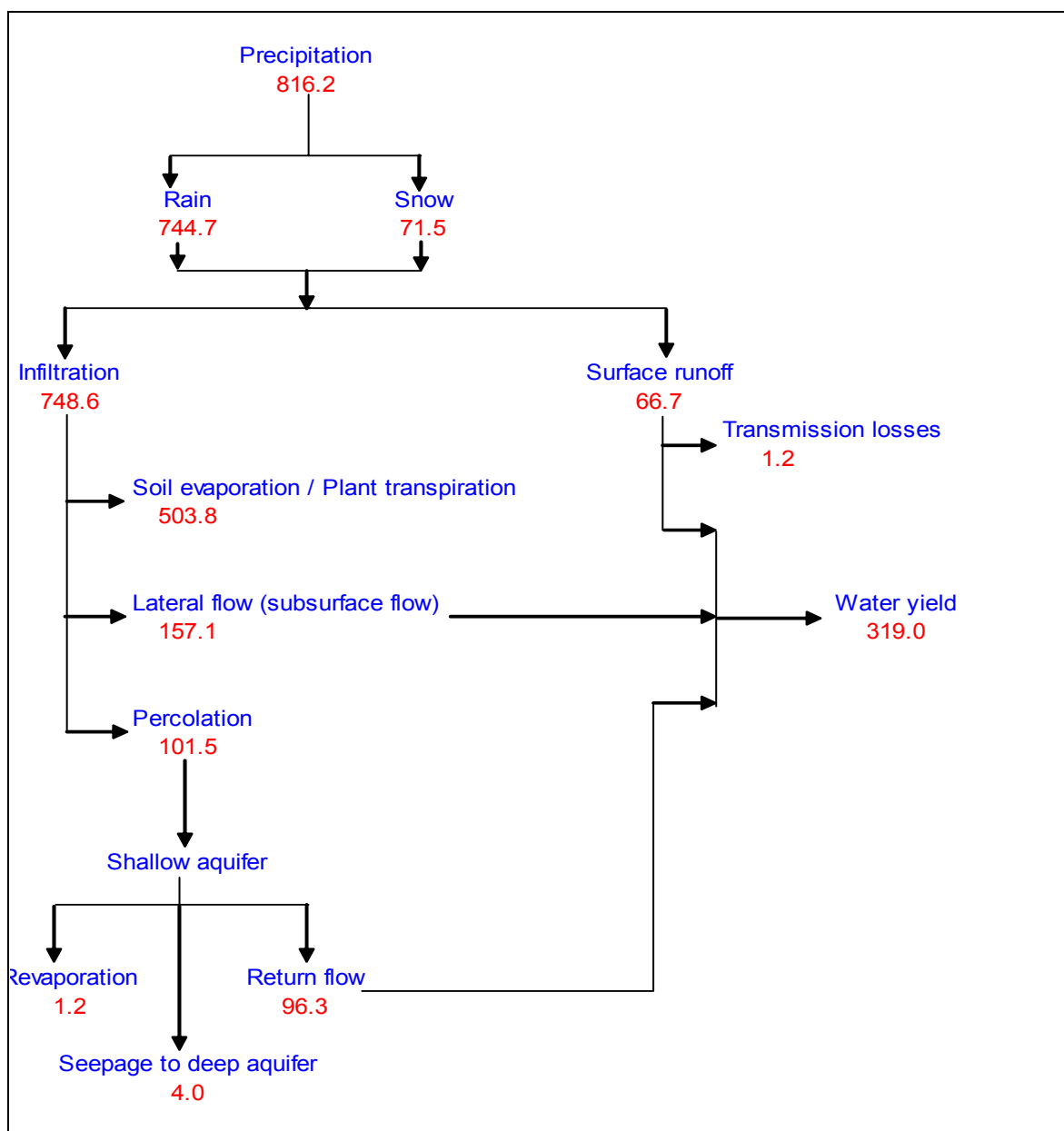
Bilancio idrologico

Dall'esame dei risultati emerge che il bacino dell'Enza è si presenta come un bacino a risposta relativamente rapida. Le sue portate infatti possono risultare pressochè nulle durante l'estate, per arrivare poi a superare i 200 m³/s durante la stagione piovosa (autunno-inverno). Il bacino inoltre è caratterizzato da un coefficiente di deflusso relativamente alto, circa 0.4, anche se in questo il deflusso superficiale (*surface runoff*) gioca un ruolo secondario rispetto al *lateral flow* ed al *return flow*, esso infatti contribuisce appena al 25 % del *water yield* totale

Nelle tabelle che seguono sono riassunti i valori delle componenti del bilancio idrologico elaborati dal modello, riferiti rispettivamente al periodo di calibrazione (1991 – 1996) ed a quello di validazione (1997 – 2001).



Tab. 6.3. Ciclo idrologico riferito al periodo di calibrazione (1991 – 1996).



Tab. 6.4. Ciclo idrologico riferito al periodo di validazione (1997 – 2001).

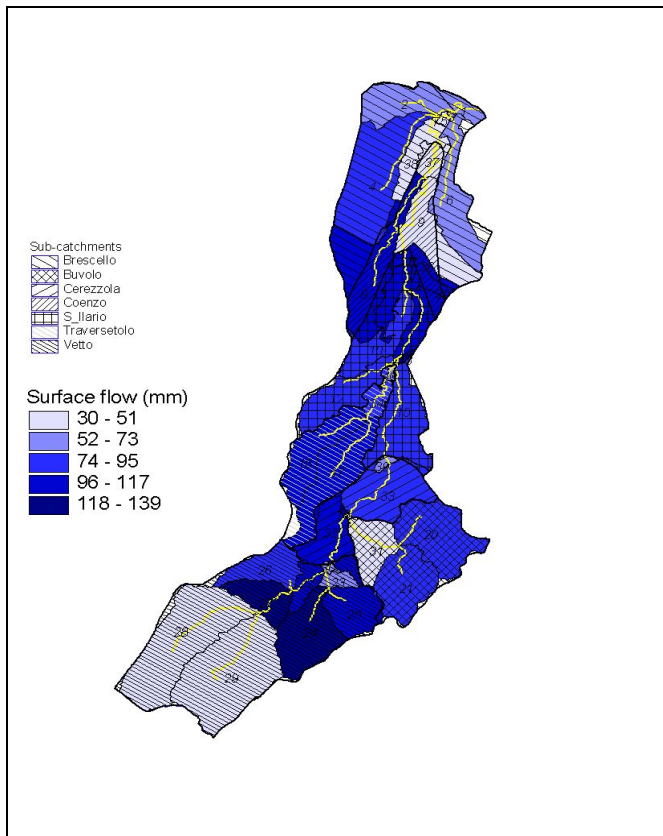


Fig. 6.16. *Surface flow.*

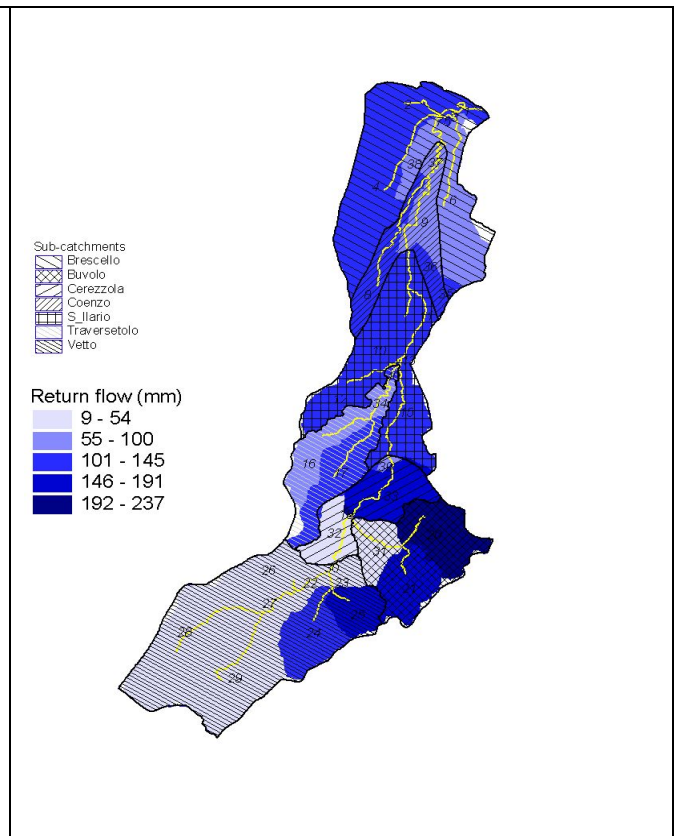


Fig. 6.17. *Return flow.*

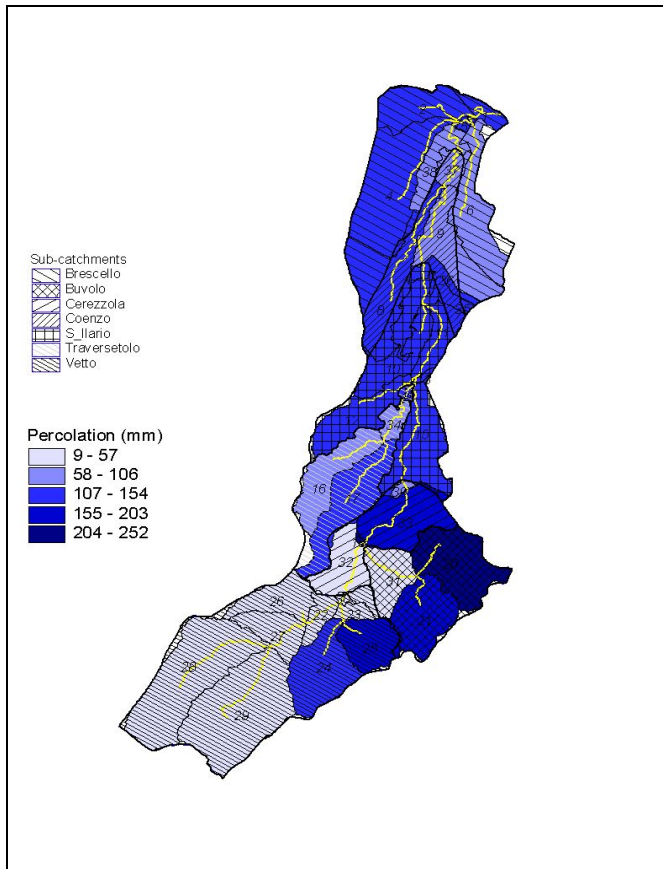


Fig. 6.18. *Percolazione*

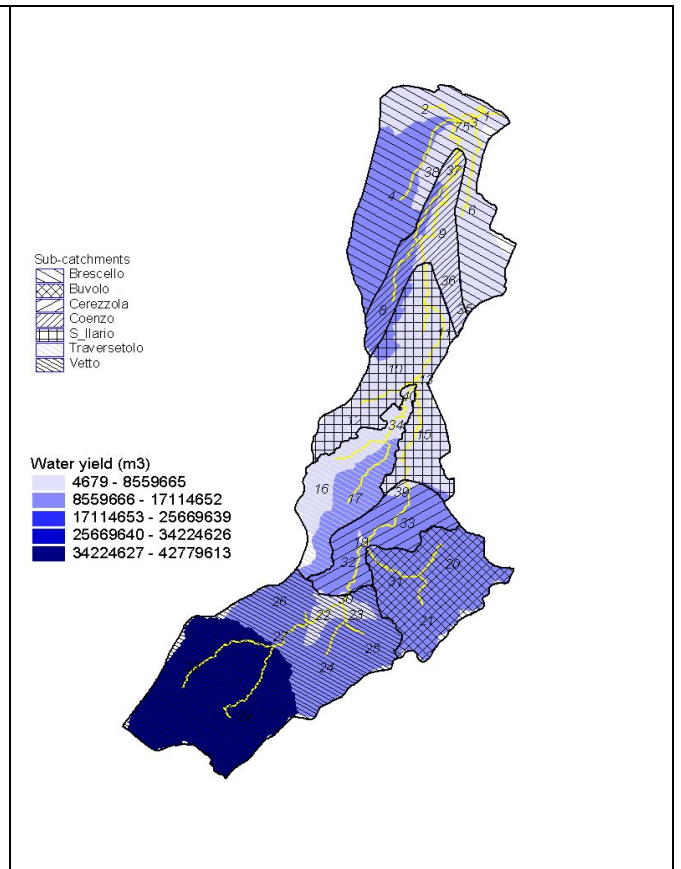


Fig. 6.19. *Water Yield.*

Produzione di sedimenti

Naturalmente le caratteristiche del ciclo idrologico si ripercuotono anche sui sedimenti che si attestano su valori relativamente contenuti se rapportati a quelli di altri bacini italiani.

Dall'esame della rappresentazione grafica dell'andamento nei singoli sottobacini emerge un dato interessante, e cioè a parità di condizioni di pendenza nella parte di montagna, maggiorente ricca di foresta, la produzione di sedimenti è minore, rispetto alla collina, in cui a prevalere sono gli incolti ed i pascoli arbustati.

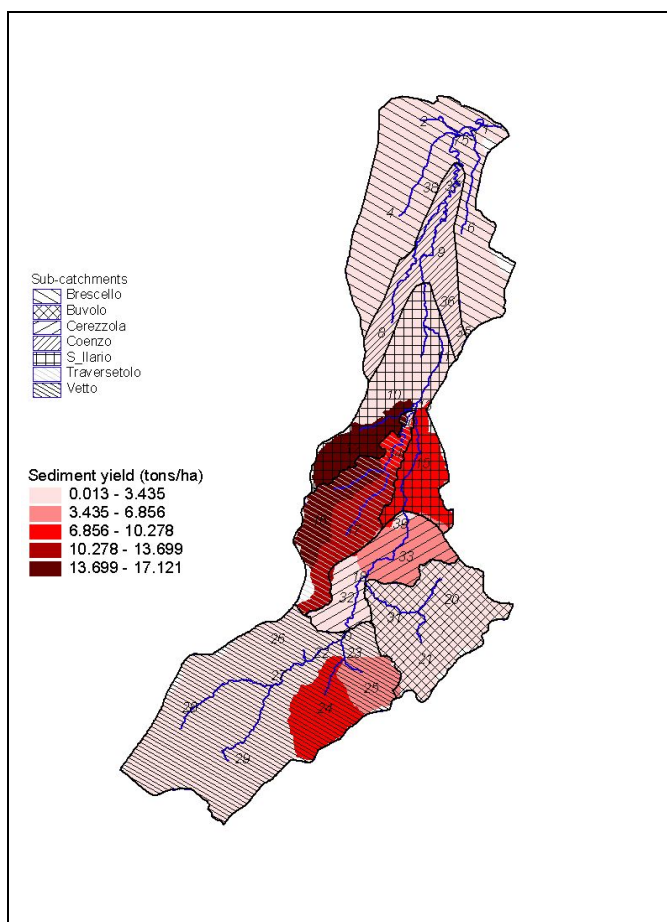


Fig. 6.20. Produzione di sedimenti.

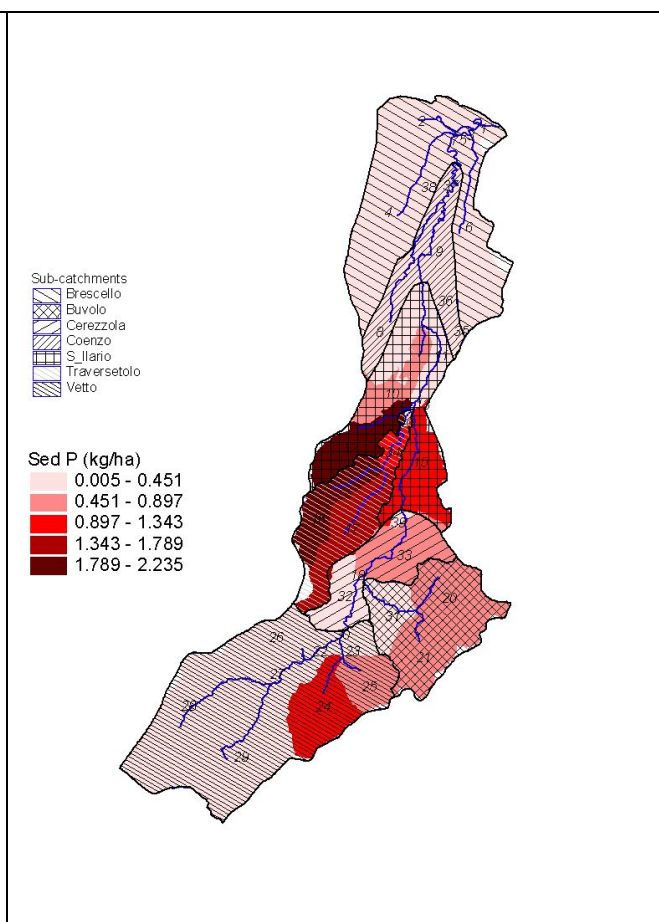


Fig. 6.21. Sediment P

Nutrienti

Le concentrazioni ed i carichi dei nutrienti, come si può evincere anche dalle rappresentazioni grafiche, non destano particolari preoccupazioni.

Ad esempio le concentrazioni di nitrati stimate nei corsi d'acqua risultano effettivamente basse (0-3 mg NO₃/l), ed il carico in superficie risulta da 6 a 8 volte più basso rispetto all'infiltrazione.

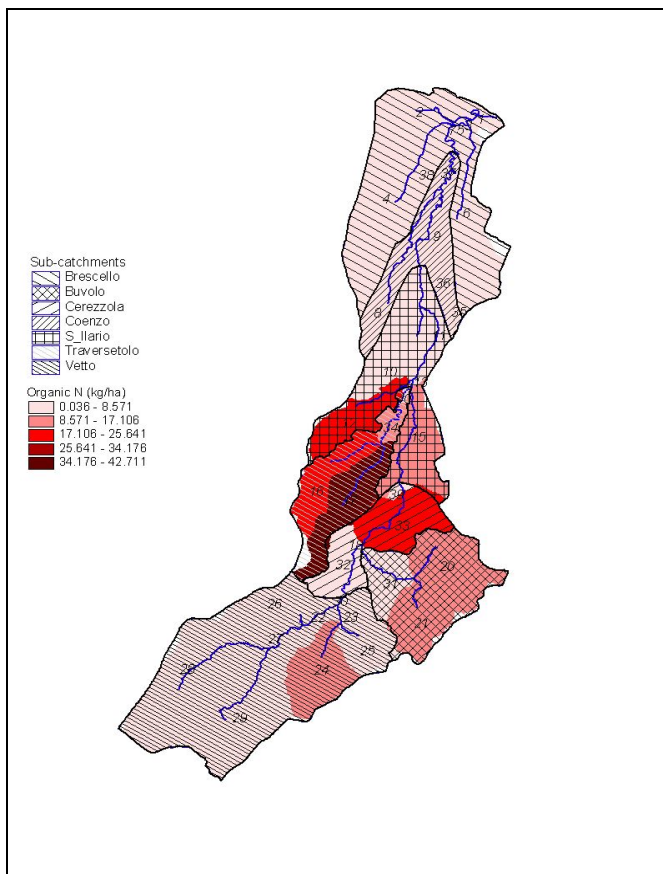


Fig. 6.22. N organico.

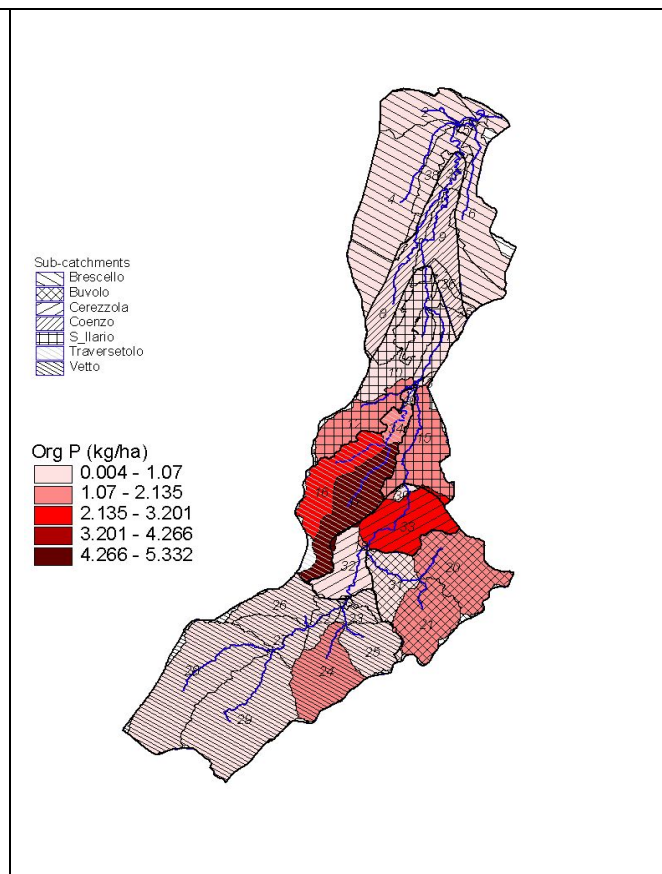


Fig. 6.23. P organico.

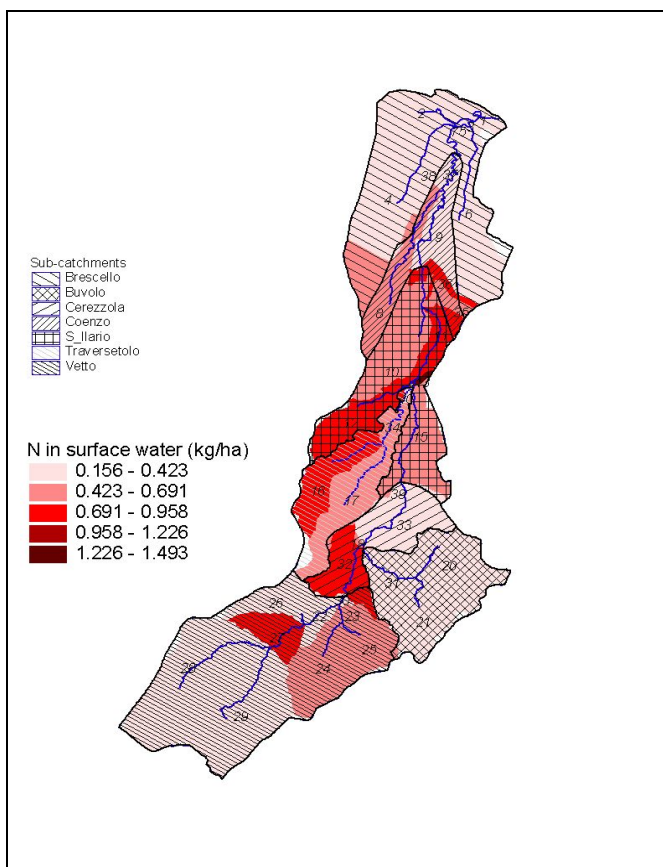


Fig. 6.24. N nelle acque di superficie.

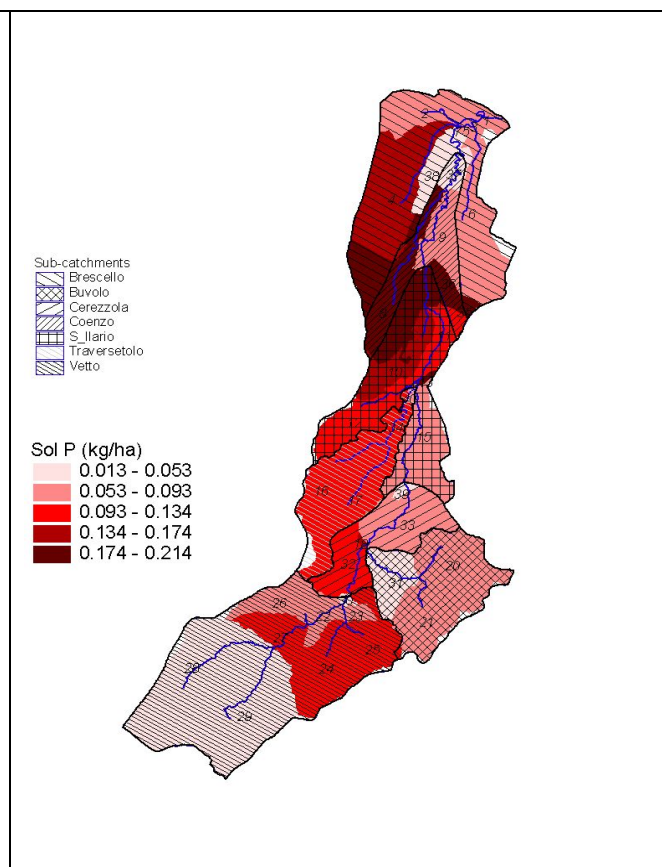


Fig. 6.26. P solubile.

Mentre le concentrazioni del fosforo totale scendono a 0-200 µg/l. Il fosforo solubile nelle acque superficiali risulta da 10 a 20 volte più basso rispetto a quelle che si infiltrano

CONCLUSIONI

Il persistere di sensibili livelli di inquinamento e di fenomeni di eutrofizzazione nei corpi idrici, nonostante l'evoluzione tecnologica degli impianti di trattamento delle sorgenti puntiformi e la capillarità dei controlli, ha mostrato l'importanza dell'impatto ambientale delle fonti d'inquinamento di tipo diffuso, ed in particolare di quelle di origine agricola.

L'entità e la diffusione del problema sono tali da aver attirato negli ultimi anni una crescente attenzione, a livello locale, nazionale ed europeo, da parte degli Enti preposti alla gestione del territorio e delle Istituzioni legislative, le quali hanno prodotto una notevole quantità di strumenti normativi e pianificatori (1991/696/CE; 2000/60/CE; L. 183/89; D.lgs. 152/99).

Considerata la complessità del fenomeno ed il suo stretto legame con la gestione del territorio, una strategia di contrasto efficace non può prescindere da un approccio ed un esame del problema di tipo integrato, pertanto, uno studio a scala di bacino idrografico può essere certamente proficuo, quando non necessario.

Il presente lavoro di tesi, svolto nell'ambito del progetto di ricerca europeo *EuroHarp* (EVK1-CT-2001-00096), è consistito nello studio e nell'applicazione di modelli matematici per l'analisi e la quantificazione a scala di bacino idrografico dei fenomeni di inquinamento da fonti diffuse e nell'analisi delle interazioni esistenti fra gestione del territorio e lo stato complessivo dei corpi idrici. Nel corso del nostro studio un'attenzione particolare è stata rivolta al comparto agro-forestale.

Dopo aver esaminato e confrontato fra loro i principali modelli di simulazione descritti in letteratura numerose ragioni, connesse alle sue caratteristiche, ci hanno indotto all'adozione del modello SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) nato dalla collaborazione fra lo *USDA-ARS* e la *A&M Texas University*.

Si è scelto di applicare il modello al bacino idrografico del fiume Enza (Emilia Romagna), poiché per la complessità delle caratteristiche (orografia, *land cover*, *land management*) del suo territorio e la completezza delle informazioni climatico-ambientali disponibili, si presentava particolarmente idoneo ai fini del nostro studio.

Trattandosi di un modello di tipo gestionale, SWAT ci ha permesso non solo di stimare l'apporto ai corpi idrici dei nutrienti di origine agricola (azoto e fosforo), sulla base dell'attuale uso e gestione del territorio, ma anche di simulare scenari di management differenti e quindi di valutare gli effetti di diverse pratiche di gestione e di uso del suolo.

SWAT inoltre ci ha consentito di eseguire anche una stima del bilancio idrologico, e delle

sue componenti (sotterranee e superficiali), oltre ad una valutazione del carico dei sedimenti prodotti, permettendo pertanto un'analisi complessa, quantitativa e qualitativa, dello stato del bacino. Analisi che abbiamo potuto approfondire a più livelli, ovvero a livello di corso d'acqua, di intero bacino, di sottobacini ed, in fine, di HRU (*Homogeneous Response Unit*), cioè di singole unità “*soil type – land use*”.

La possibilità di interfacciare il modello con il GIS *ArcView*, oltre a semplificarne le modalità d'impiego ed ampliarne la versatilità, ci ha permesso di elaborare una serie di carte tematiche in cui sono facilmente riconoscibili, ad esempio, le aree che contribuiscono maggiormente all'apporto di nutrienti o alla produzione di sedimenti oppure nelle quali è più elevato il *runoff* o la percolazione e così via.

Al termine delle operazioni di calibrazione e validazione, il confronto dei risultati simulati, riguardanti le portate e le concentrazioni di nutrienti, con quelli osservati è risultato particolarmente incoraggiante. Risultato evidenziato anche dai test statistici (ME; MAE; RMSE; N-S eff.) eseguiti sui dati di output. In questo modo l'applicazione del modello si è rivelata del tutto attendibile, oltre che utile.

Nello specifico i risultati hanno confermato l'importanza dei boschi nella regimazione delle acque e nella generale regolarizzazione delle componenti del bacino idrologico. E' risultato infatti che nei sottobacini in cui prevale la presenza del soprassuolo forestale (zona appenninica del bacino) i valori di *surface runoff* e di *return flow* risultano contenuti, ed allo stesso tempo il complessivo *water yield* è maggiore rispetto agli altri sottobacini.

Un risultato analogo a questo, anche perché ad esso collegato, è emerso dall'analisi della produzione di sedimenti. In condizioni di discreta pendenza nella parte di montagna, l'erosione risulta minore, rispetto alla collina, in cui l'uso del suolo prevalente non è rappresentato più dalle foreste, ma dagli incolti e dai pascoli arbustati. Ed in quest'area, conseguentemente, sono elevati anche i carichi degli inquinanti mobilitati proprio da sedimenti, quali N e P organico.

Per quanto riguarda gli scenari simulati, questi hanno confermato come le pratiche di gestione influenzino notevolmente la qualità delle acque. Infatti, lì dove si contenesse l'impiego di fertilizzanti chimici ed organici (riduzione del 20 %), come suggerito dalle *BMPs*, si ridurrebbe notevolmente l'entità dei carichi.

Particolarmente onerosa dal punto di vista ambientale risulterebbe un aumento dell'attività zootecnica, che attualmente conta già circa un milione di capi di bestiame, principalmente bovini e suini. Tale incremento andrebbe controllato con strategie ad hoc, essendo un'attività ad alto reddito; ricordiamo infatti che il bacino dell'Enza rappresenta la zona

d'eccellenza per la produzione del *Parmigiano Reggiano* e del *Prosciutto di Parma*, pilastri dell'agro-alimentare *made in Italy*.

Nel complesso comunque, a parte eventi isolati, non si riscontrano attualmente reali motivi di preoccupazione legati alle concentrazioni ed ai carichi dei nutrienti. A questo risultato ha certamente contribuito l'opera di monitoraggio e prevenzione svolta dall'ARPA dell'Emilia Romagna.

Dall'analisi dei risultati, pertanto, emerge l'idoneità del modello SWAT all'analisi delle pratiche di gestione del territorio e dei loro effetti sui corpi idrici in termini di qualità e quantità. A ciò si aggiunge una buona attendibilità dei risultati, confermata anche dall'analisi statistica che abbiamo effettuato. Inoltre, la possibilità di interfacciare il modello col GIS consente non solo di definire il tipo e l'entità dei problemi, ma anche di circoscrivere le aree a rischio; caratteristica, questa, particolarmente interessante ai fini dell'elaborazione di piani d'intervento mirati, che avrebbero efficacia maggiore, a fronte di costi ridotti.

La complicazione maggiore nell'uso di SWAT è rappresentata dalla consistente quantità di informazioni che vengono richieste, non sempre disponibili nel nostro paese. Ed anche, dalla complessità dell'operazione di calibrazione del modello, che solo personale esperto, profondo conoscitore dei processi di funzionamento del modello e delle dinamiche idrologiche del bacino, può effettuare con precisione.

Infine, nella logica del raggiungimento degli obiettivi di qualità per i corpi idrici, alla base del nuovo Testo Unico sulle acque (D.Lgs. 152/1999), che renderà sempre più centrale la questione della soluzione del problema delle fonti diffuse, SWAT, anche in Italia, potrebbe far parte ufficialmente di quegli strumenti da impiegare nella difesa delle acque che la stessa legge si prefigge di individuare (All. VI, parte B – III), come accade da tempo negli USA.

BIBLIOGRAFIA.

- AA.VV. – *Arcview GIS* – USA, Enviromental Systems Research Institute, 1996.
- AGRIMI M., LEONE A. - *Le opere di regimazione fluviale in rapporto all'ambiente* - in "Economia Montana", 1989.
- ANTONELLI R. - MARI G.M. - *Considerazioni su una studio idrogeologico di base per la realizzazione della Carta della vulnerabilità nella bassa valle del fiume Agno — Guà (Monti Lesini Orientali Vicenza)* - in "Atti 1° convegno nazionale Protezione e Gestione delle Acque Sotterranee Metodologia Tecnologia e Obiettivi", Modena, 1990.
- ARONOFF S., - *Geographic Information System. a management perspective*. Ottawa - WDL Publ., 1989.
- ARNOLD J.G., WILLIAMS J.R., SRINIVASAN R., KING K.W., – *SWAT (SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL)* – Blackland research center Texas Agricultural Experiment Station, Temple – Texas, 1999.
- ARUTA L., MARESCALCHI P. - *Cartografia l'uso e la lettura delle carte* - Dario Flaccovio editore, s.d.
- BARLUND I., GALBIATI L. – *Water balance, erosion and nutrient processes in SWAT and ICECREAM* – in "Rapporto CHESS (Climate, Hydrochemistry and economics of surface water sistems) ECN FP, Contract ENV 4 - CT 97 - 0440", 2000
- BEAR J. - *Hydraulics of groundwater* - New York, Mc Graw Hill, 1979.
- BECCHI I., CAPORALI E., FEDERICI G., PALMISANO E. - *Un modello distribuito per lo studio del bacino dell 'Arno: analisi idrologica della Sieve* – in "Acqua e Aria", 1990.
- BENINI G. - *Sistemazioni Idraulico-Forestali*- UTET, 1990.
- BONCIARELLI F. - *Fondamenti di agronomia generale* - Edizioni agricole, 1989.
- BRANDMEYER J.E., KARIMI H.A. – *Coupling methodologies for enviromental models* – in "Enviromental Modelling and Software" n.15 pp. 479-488, 2000.
- BROOKS C. E. P., CARRUTHER N. - *Handbook of statistical methods in meteorological office* -, Londra, 1953.
- BURKART M. R., KOLPIN D. W. -*Hydrologic and land use factors associated with herbicides and nitrate in near surface acquifer* - in Joulmal Environ Quality, 1993.
- CANIANI. – *models for the analysis of non-point soures pllution processes*. Tesi di dottorato Università vdegli Studi delle Basilicata.

- CAPORALI F. - *Ecologia per l'agricoltura* - Torino UTET Libreria, 1994.
- CARROZZO M. T., CHIRENTI A., LUZIO D., MARGIOTTA G., QUARTA T., ZUANNI F. - *Realizzazione di un archivio di Quote Medie* - Lecce, 1989.
- CASTAGNY G. - *Idrogeologia* - Floccovio, Palermo, 1987 XV, 243 p., 24cm.
- CAVALLIN A., CERUTTI P., LANZI R., MANCUSO M. - *Valutazione quantitativa della vulnerabilità degli acquiferi mediante sistema automatizzato* - in "Atti della riunione dei ricercatori di geologia", Milano, 1987.
- CAVALLIN A., CERUTTI P., LANZI R., MANCUSO M. - *Valutazione quantitativa della vulnerabilità degli acquiferi mediante* "Atti della riunione dei ricercatori di geologia", Milano, 1990.
- CIABATTI M. - *Elementi di idrologia superficiale* - Cooperativa Libreria Universitaria Editrice Bologna, Bologna, 1982.
- CIVITA M., GIULIANO G., PELLEGRINI M., ZAVATTI A. - *Vulnerabilità all'inquinamento delle falde idriche sotterranee: esperienze e programmi* - in "Atti convegno nuove tecnologie in ambiente urbano", 1986.
- CIVITA M. - *La valutazione della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento. Relazione generale* - in "Atti 10 convegno nazionale Protezione e Gestione delle Acque Sotterranee: Metodologia, Tecnologia e Obiettivi, Modena, 1990.
- CIVITA M., *Le carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento, teoria e pratica*. Bologna Pitagora Editrice, 1994.
- CIVITA M. - *Vulnerabilità delle falde idriche sotterranee: esperienze e programmi* - in "Atti convegno Nuove tecnologie in ambiente urbano, Torino, 1986.
- CNR GRUPPO NAZIONALE DIFESA CATASTROFI IDROGEOLOGICHE - *Atti del primo convegno nazionale sulla protezione e gestione delle acque sotterranee: metodologia, tecnologia ed obiettivi* - 1990.
- CNR GRUPPO NAZIONALE DIFESA CATASTROFI IDROGEOLOGICHE - *Studi sulla vulnerabilità degli acquiferi* - Bologna, Pitagora Edizioni, 1990.
- DE PHILIPPIS A. - *Ecologia forestale e Selvicoltura generale* - Università degli studi di Firenze.
- DE WRACHIEN D. - *Interpolazione statistica di grandezze ideologico — climatiche, rassegna di metodi statistici ed applicazioni* - Cagliari, 1981.
- DEIDDA R., MARROCU M., - *Prototipo di bollettino mensile di bilancio ideologico in atmosfera nella regione mediterranea: Analisi degli output del LAM e sviluppo dei codici dei bilanci ideologici atmosferici nei due periodi prototipali* - CRS4 — TECH-REP — OO/XX, CR54, Cagliari, Italy, 2000.

- DONATELLI M. – *Sistemi nella gestione integrata delle colture* – Appunti dalle lezioni. Pubblicazione speciale dell'Istituto Sperimentale Agronomico, ISA – Sezione di Modena. Progetto finalizzato PANDA. Serie Generale, Pubblicazione n.3, 1999.
- EASTMAN J. R., *IDRISI software versione 4.1*, Massachusetts, Clark University Graduate School of Geographic, Worcester 1993.
- FEHER J. - *Determination of the extent of regional subsurface water resources areas vulnerable to agricultural non point pollution* - Final research report, Budapest, Water Resources Research Centre, 1993.
- FRANCANI V. - *Idrogeologia generale e applicata* - Milano, Città Studi Edizioni, 1997.
- GIARDINI L. - *Agronomia generale ambientale e aziendale*, -Bologna, Patron, 1992.
- GISOTTI G. - *Geologia e pedologia nell'assetto del territorio* - Bologna, Edagricole, 1983.
- GIULIANO G., PELLEGRINI M., ZAVATTI A. – *Studi sulla vulnerabilità degli acquiferi 11* – Pubblicazione GNDCI-CNR n.1175, Bologna, Pitagora Editrice, s.d.
- GUSMAN A., LEONE A., BOCCIA L., MARUCCI A. - *Criteri di valutazione dei rischi derivanti dallo spargimento delle deiezioni zootecniche sul terreno* – in “Atti del VI Convegno Nazionale di Ingegneria Agraria”, Ancona, 1997
- HALLIDAY S. L. — WOLFE M. E. - *Assessing ground water pollution potential from nitrogen fertilizers using a Geographic Information System* - in “Water Resource Bulletin”, 1991.
- HAWKINS R. H., *A Comparison of Predicted and Observed Curve Numbers. Proceedings Speciality Conference* - “Water Today and Tomorrow” Flagstaff AZ, Amer Sol Civ Eng, New York, 67/76, 1984.
- HAWKINS R. H., - *Asymptotic Determination of Runoff Curve Numbers* - in “ Journal of Irrigation Drainage Engineering, Amer Sol Civ Eng, 119 (2), 344- 345, 1993.
- JOHNSON A. R., - *Diagnostic variables as predictors of ecological risk* - in “Journal of Environmental Management”, 1988.
- LEONE A. - GARNIER M. - LO PORTO A. - MARINI R. - *L'inquinamento da fonti diffuse di origine agricola: analisi critica delle metodologie di valutazione e controllo* - in “Acqua Aria” n. 5 pp. 511-518, Maggio 2000.
- LEONE A., LO PORTO A. - *L'importanza delle caratteristiche climatiche del territorio. Un modello per la stima delle temperature e delle piogge medie mensili della Puglia* - in “Atti del seminario Scientifico Tecnico di Lecce, Lecce, 1988.

- LEONE A., MARINI R. - *Assessment and Mitigation of the Effects of Land Use in a Lake Basin (Lake Vico in Central Italy)* - in *Journal of Environmental Management*, 1993, pag. 39\50.
- LEONE A., MARUCCI A., LO PORTO A. - *Un modello per la stima delle temperature e delle piogge medie mensili della Puglia* - *Ingegneria Ambientale*, vol. XXIV n. 7/8, luglio - agosto 1995.
- LEONE A. - MARUCCI A. - *L 'influenza dei parametri fisici del territorio sulle grandezze climatiche: il ruolo dell'esposizione nella stima indiretta della temperatura media mensile di un luogo* - in *"Rivista di Ingegneria Agraria "*, 1994.
- LEONE A., MARUCCI A. - *Metodi Automatici per la stima automatica della temperatura dell'aria di una regione* - in *"Genio Rurale"*, 1989.
- LEONE A., GARNIER M., LO PORTO A., MARINI R. - *L 'inquinamento da fonti diffuse di origine agricola: analisi critica delle metodologiche di valutazione e controllo* - in *Acqua Aria*, 1996, pag. 511\518.
- LEONE A. MARUCCI A., RIPA M.N., BURATTINI D. - *Integrazione fra cartografia ambientale e modelli gestionali per la definizione di vulnerabilità e rischio ambientale* - in *"Genio Rurale"* n. 6 pp. 51-62, 2000.
- LEONE A. - *Alcuni contenuti dell'analisi e della pianificazione territoriale* - Edagricole, 1991.
- LEONE A. - *Attività antropiche e fragilità degli equilibri ambientali* - Edagricole, 1988.
- LEONE A., - *Tutela del paesaggio agricolo e forestale e riassetto del territorio* - Istituto di Genio Rurale, Viterbo, 1995.
- LO PORTO A., GARNIER M., LEONE A., MARINI R. - *A first step in the assessment of agricultural non point pollution sources: the EPA — DRASTIC method application to Lucca plain aquifer (Italy)* - in *"Bouyoucos Conference"*, 1995.
- LOPEZ A., MAGGIORE M., MASCIOPINTO C., VURRO M., *Evolution of groundwater pollution in a coastal aquifer, in 1st International conference – The impact of the industry on groundwater resources*, Cemobbio, 1996.
- LOTTI G., GALOPPINI C. - *Guida alle Analisi Chimiche Agrarie: esercitazioni di chimica analitica, industrie agrarie e chimica agraria* - Bologna, Edagricole, 1980.
- LOTTI G., GALOPPINI C. - *Guida alle analisi chimico agrarie. esercitazioni di chimica analitica, industrie agrarie e chimica agraria* - Ed agricole, Bologna, 1980.

- MACELLA G., SCANDELLA P., *Il bilancio idrico per le aree sensibili, Convegno 5155 “ Il ruolo della pedologia nella pianificazione e gestione del territorio”*, Cagliari, 1995.
- MAGALDI D., FERRARI G. A. - *Conoscere il suolo introduzione alla pedologia* - ETAS LIBRI, 1984.
- MARCHETTI R. - *Ecologia applicata*- Milano Città Studi Edizioni, 1997.
- MARINI R., LEONE A., GARNIER M. - *La valutazione di impatto ambientale dei piani, con particolare riferimento ai piani di bacino* - in “Ingegneria Ambientale”, 1994.
- MICHAEL R., JANOS F. - *Estimation of regional ground water vulnerability to diffuse sources of agricultural chemicals* –
- NEITSCH S.L., ARNOLD J.G., WILLIAMS J.R. – *SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL 99.2 - User’s MANUAL* – Blackland research center Texas Agricultural Experiment Station, Temple – Texas, 1999.
- NEITSCH S.L., DILUZIO M. – *ArcView interface for SWAT 99.2. User’s guide* – Blackland research center Texas Agricultural Experiment Station, Temple – Texas, 1999.
- NOVOTNY V., OLEM H. – *Water quality (prevention, identification,, and management of diffuse pollution)* – New York, VAN NOSTRAND REINOLD, 1994.
- ONGLEY E.D. – *Control of water pollution* – FAO irrigation paper n. 55, FAO, 1996.
- PASSERA C.- *Chimica Agraria* - Patron Editore, Bologna. 1983.
- PEARCE D.W., KERRY TURNER R. - *Economia delle risorse naturali e dell’ambiente* -Bologna, il Mulino, 1991.
- PENNACCHIONI G., CICEREALE A., ANGELORO D., CALDARELLA M. – *Note preliminari sugli impatti temporanei causati dalla costruzione dell’invaso sul torrente Celone* – Foggia, BASTOGI, 1997.
- PERGOLA V., GALLIGANI P. L. - *Rappresentazione, Lettura ed Interpretazione del Territorio* - Bologna, Edagricole - Edizioni Agricole, 1997.
- PERSICANI D., DE SANTI M., GASPARETTI G., SIRO P. -*Rischio di inquinamento idrico da nitrati. Valutazione della pianura piacentina con il modello DRASTIC* - in “Geologia Tecnica”, 1991.
- PIGNATTI S. - *Ecologia de/Paesaggio* - Torino, UTET, c1994.
- PIUSSI G. - *Selvicoltura Generale* – UTET, 1994.

- PULLAR D., SPRINGER D. - *Towards integrating GIS and catchment models* – in “Environmental Modelling and Software” n. 15, 2000.
- Regione Puglia – Assessorato all’Agricoltura e alle Foreste, *Piano di Sviluppo Rurale (2000 – 2006)*.
- SEQUI P. - *Chimica del suolo* - Patron Editore, Bologna, 1989.
- STEINER F. - *Costruire il Paesaggio (un approccio ecologico alla pianificazione del territorio)* - New York, Mc Graw - Hill, 1994.
- THORNTHWAITE, C. W. - MATHER J.R. - *Instruction and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance* – in “Climatology” 1957.
- VIOLA F., CATTANEO D. - *Natura e uomo: una traccia per i ragionamenti intorno ai piani ambientali* - Rivista del Coordinamento Nazionale dei Parchi e delle Riserve Naturali. Ottobre 1996 numero 19. (Laboratorio I.D.E.A. Dipartimento territorio e sistemi agroforestali Agripolis, Università degli studi di Padova)
- VHBA J., ZAPOROZEC A. - *Guidebook on Mapping Groundwater vulnerability* Hannover, HEISE Editore, 1994.
- WISHMEYER W.D. - SMITH D.D. - *Predicting rainfall erosion losses, a guide to conservation planning* - Washington D.C., USDA Agricultural Handbook n. 278. 1978.

Un sentito grazie, a tutto il personale dell'IRSA-CNR di Bari, in particolare all'ing. Anna Maria De Girolamo e all'ing. Filomena De Luca, per il supporto morale e materiale.

Un ringraziamento speciale va al dott. Antonio Lo Porto – il cui contributo è stato fondamentale nella realizzazione di questo lavoro – per la competenza messa generosamente a disposizione e, soprattutto, per la fiducia dimostrata in questi anni.

Grazie anche al dott. Roberto Spaggiari e alla dott.ssa Silvia Franceschini della Sez. Prov. di Reggio Emilia dell'ARPA – Emilia Romagna per l'utile e sempre cortese assistenza.