

## Modellazione numerica del flusso e del trasporto di soluti ai fini dell'investigazione dei processi di trasporto dell'erbicida terbutilazina nel sistema acquifero della pianura di S. Alessio (Lucca).

Rudy Rossetto<sup>1</sup>, Bettina Bockelmann-Evans<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Centro di GeoTecnologie, Università degli Studi di Siena, Via Vetri Vecchi 34, 52027 S. Giovanni Valdarno (Ar), Italy, rossetto@unisi.it, fax: 00390559119439

<sup>2</sup>Hydroenvironmental Research Centre, Cardiff School of Engineering, Cardiff University, PO Box 925, Cardiff, U.K. CF24 0YF, bockelmann-evans@cardiff.ac.uk

*Groundwater flow and contaminant transport numerical modeling in order to investigate the transport process of the herbicide terbutylazine in the hydrogeological system of the S. Alessio plain (Lucca, Italy).*

**ABSTRACT:** Numerical modeling was applied to the S. Alessio municipal well field, located along the Serchio River embankment, in the S. Alessio Plain, Lucca (Italy) in order to investigate a herbicide groundwater pollution problem. The finite-difference code MODFLOW-2000 was used to simulate the flow regime of the hydrogeological system and the code MODPATH for particle tracking to define the wellhead protection areas. The code MT3DMS was then coupled to the calibrated flow model to simulate a worst case scenario for the transport of terbutylazine below the water table. The results revealed the existence of two main mechanisms of groundwater contamination: direct herbicide seepage through the unsaturated soil to the aquifer, and leakage of herbicide contaminated river water to the aquifer. Moreover it is shown that in condition of permanent river water contamination, the bulk of the aquifer contamination is supplied via contaminated river water.

*Key Terms:* flow and transport modeling, groundwater pollution, MODFLOW, MT3DMS

*Termini chiave:* modellazione del flusso e del trasporto, inquinamento delle acque sotterranee, MODFLOW, MT3DMS

### Riassunto

Lo sfruttamento delle risorse idriche sotterranee richiede una gestione sostenibile e la loro difesa dall'inquinamento così da permettere lo sviluppo socio-economico ed il mantenimento degli ecosistemi naturali. La modellazione idrogeologica può costituire un valido strumento per migliorare la gestione degli acquiferi, proteggere la qualità delle acque e accrescere la comprensione del trasporto e del destino dei contaminanti nei sistemi idrogeologici.

La modellazione numerica del flusso e del trasporto di soluti è stata applicata al campo pozzi di S. Alessio, situato lungo l'argine del Fiume Serchio, nella pianura di Lucca, per investigare un problema di inquinamento delle acque sotterranee causato da erbicidi. Report commissionati nel 2003 dal Comune di Lucca hanno evidenziato la possibilità che la principale sorgente di contaminazione risieda nell'uso dell'erbicida terbutilazina nelle coltivazioni adiacenti il campo pozzi. Valori di terbutilazina superiori ai limiti di legge (0.1 µg/l) sono stati inoltre rilevati nelle acque del Fiume Serchio nei pressi del campo pozzi. Per prevenire ulteriori episodi di contaminazione e valutare la fattibilità di azioni volte al contenimento di tale contaminazione è necessario determinare la sorgente

dell'inquinamento. La contaminazione delle acque sotterranee nell'area di studio pone l'accento sulla necessità di simulare il trasporto di soluti nel sistema fiume-acque sotterranee per tracciare il percorso di migrazione del contaminante.

Il codice MODFLOW-2000 è stato utilizzato per simulare il campo di moto in stato stazionario. I dati necessari all'implementazione del modello sono stati immagazzinati in un GIS utilizzando un approccio geostatistico per la loro regionalizzazione ed implementazione nel modello numerico. Il codice MODPATH è stato utilizzato per verificare la validità di una proposta di delimitazione dell'area di salvaguardia del campo pozzi. Il codice MT3DMS è stato fatto seguire alla soluzione calibrata e validata del modello del flusso in stato stazionario per simulare il movimento del contaminante nel mezzo saturo.

Le simulazioni effettuate hanno dimostrato l'esistenza di due meccanismi di contaminazione: uno legato all'infiltrazione diretta dell'erbicida attraverso l'insaturo verso la tavola d'acqua, l'altro dovuto alla ricarica di subalveo del Fiume Serchio. I risultati mostrano che nel caso di permanente contaminazione delle acque superficiali, la componente principale della contaminazione deriva dalle

acque del Fiume Serchio. Conseguentemente si ipotizza che la contaminazione non sia un fatto locale ed è proposto un modello secondo il quale questa è legata al dilavamento dell'erbicida dagli strati superficiali del suolo durante periodi di intense precipitazioni. Il successivo convogliamento di acque contaminate nel reticolo idrografico porterebbe l'erbicida a filtrare negli acquiferi attraverso la ricarica di subalveo. Il modello numerico implementato una volta validato in transitorio può costituire un'importante applicazione per la gestione del campo pozzi di S. Alessio.

## Introduzione

La pianura di S. Alessio (Lucca) è sede di un importante acquifero alluvionale sabbioso-ghiaioso, idraulicamente connesso con il Fiume Serchio, sfruttato attraverso il campo pozzi di S. Alessio sin dagli anni sessanta per soddisfare i fabbisogni idrici del Comune di Lucca e di altri importanti centri della Toscana quali Pisa e Livorno. A partire dal 1998, nell'estate 2002 ed in quella del 2003 fu rilevata nelle acque sotterranee emunte la presenza dell'erbicida terbutilazina con concentrazioni assai prossime o superiori

ai limiti di potabilità dell'acqua erogata ( $0.1 \mu\text{g/l}$  per il singolo pesticida). Inoltre, elevate concentrazioni di terbutilazina furono rilevate nelle acque del Fiume Serchio nell'estate 2003. Tale problema determinò, e ad oggi continua a suscitare, l'insorgere di notevoli preoccupazioni tra i gestori dei servizi allacciati allo schema idrico, per l'importanza e la vastità del bacino di utenza servito e l'impossibilità di reperire adeguate e alternative risorse locali.

La pianura di S. Alessio (Fig. 1), presenta un modesto gradiente da Est verso Ovest lungo la direttrice definita dal Fosso Freddanella che la separa in due aree: una a Nord, limitata dai rilievi collinari di M. S. Quirico-Carignano, l'altra, a Sud, limitata dal Fiume Serchio. E' un'area a prevalente vocazione agricola anche se non mancano alcuni impianti industriali e agglomerati urbani. L'area di studio è caratterizzata da un clima umido: il valore medio annuo delle precipitazioni è pari a  $1196 \text{ mm/anno}$  per il periodo 1921-2002 e  $1089 \text{ mm/anno}$  per il periodo 1993-2002, mentre la temperatura media annua nel periodo 1954-1974 è  $14.7^\circ \text{ C}$  (Comune di Lucca, 2003a).

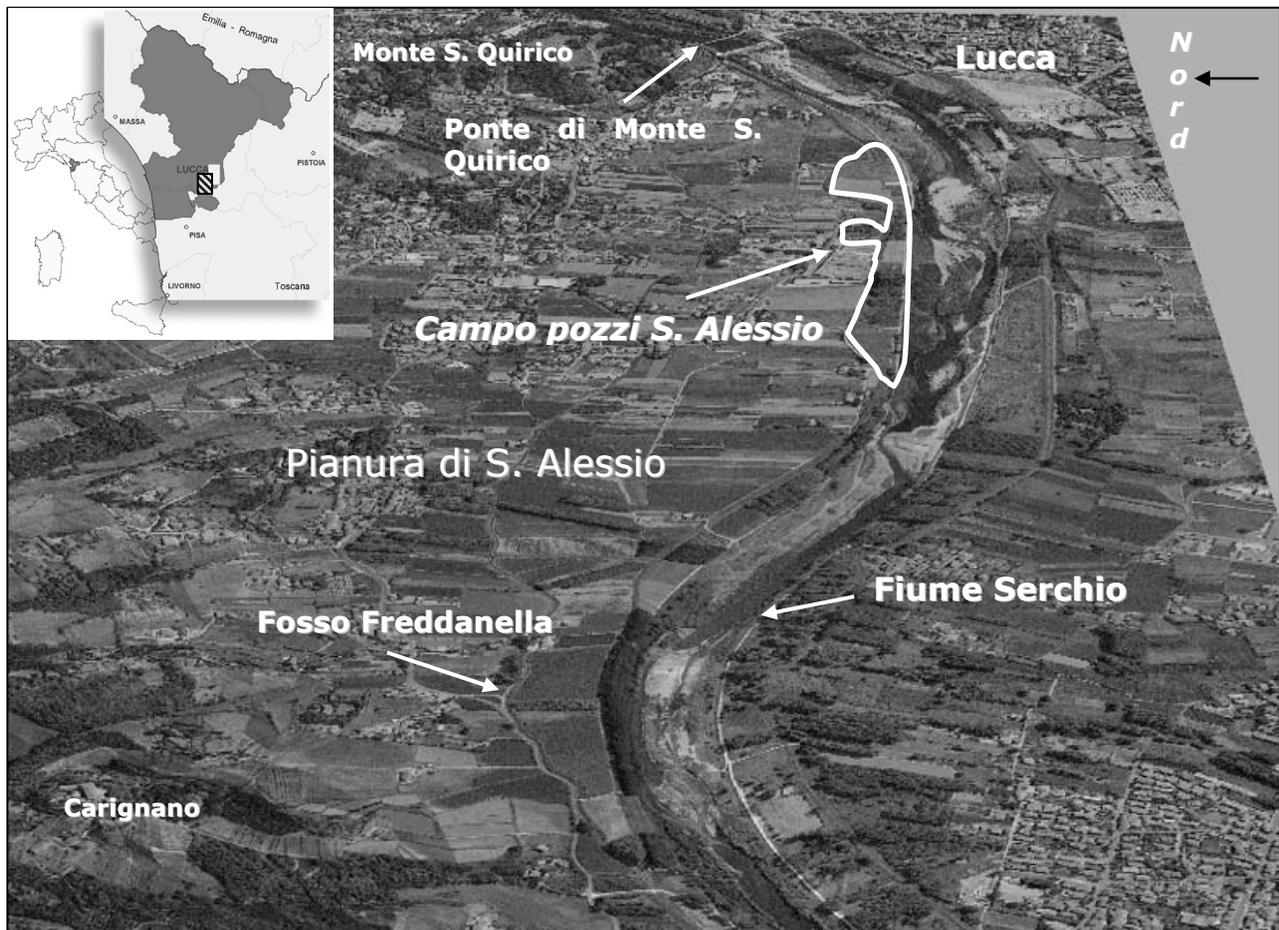


Figura 1. Inquadramento geografico e modello digitale del terreno dell'area di studio.  
*Geographical setting and digital terrain model of the study area.*

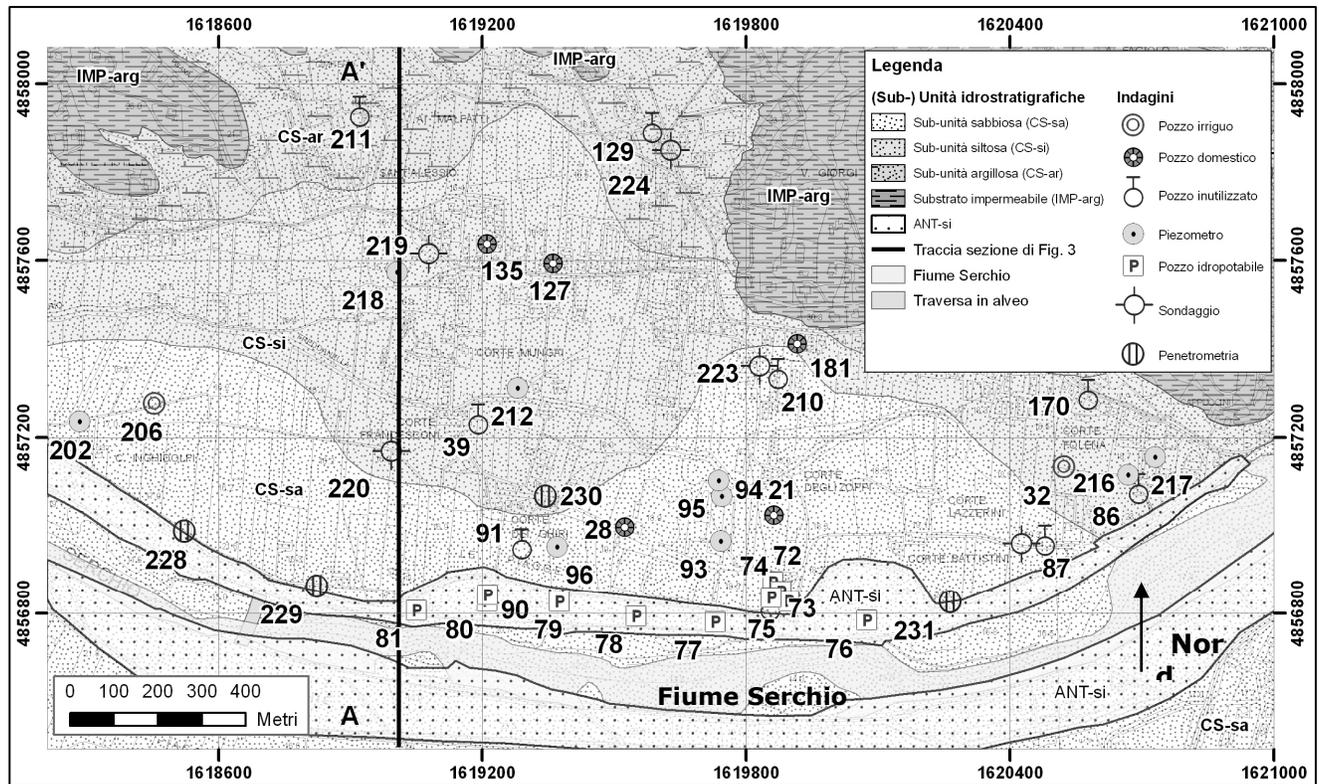


Figura 2. Carta geologica della pianura di S. Alessio con indicazione dei punti di indagine utilizzati nella realizzazione del modello numerico. La direzione di flusso del Fiume Serchio è da Est verso Ovest.  
*Geological map of the S. Alessio plain and location of wells and boreholes used in order to design the geometry of the numerical model. Serchio River flows from East to West.*

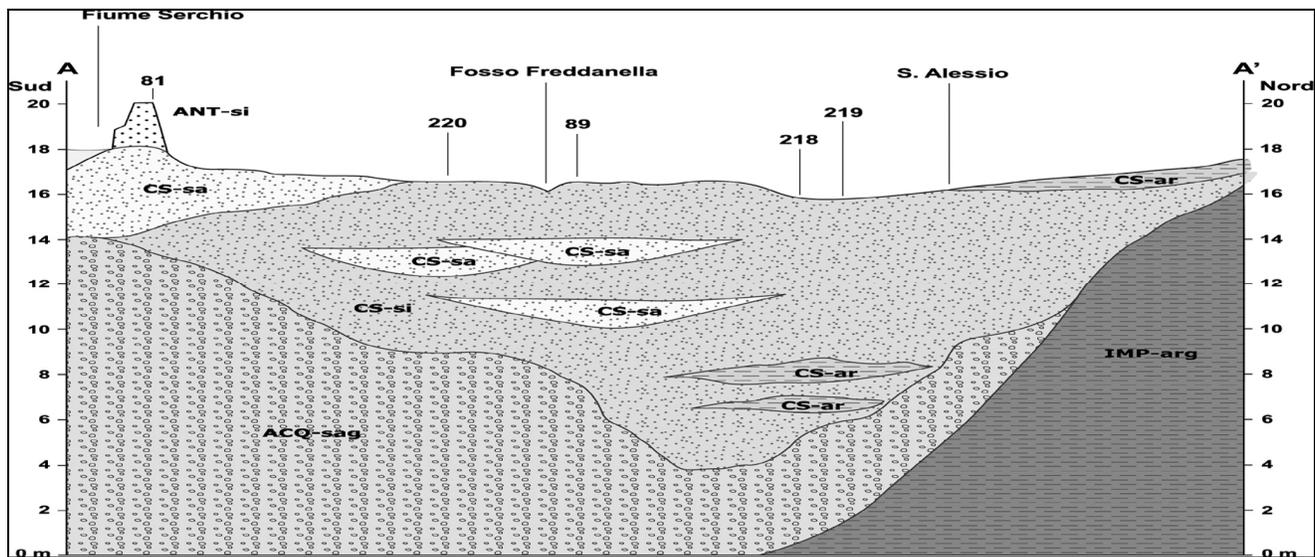


Figura 3. Sezione geologica A-A'.  
*Geological cross-section A-A'.*

### Inquadramento idrogeologico

Sulla base della tipologia dei depositi e dei valori dei parametri idrodinamici, i sedimenti presenti nell'area di studio sono stati divisi in quattro unità idrostratigrafiche

raffigurate nella Fig. 2 e nella sezione geologica di Fig. 3.

La più importante di esse è definita da un orizzonte acquifero molto permeabile (*ACQ-sag*) costituito principalmente da depositi grossolani, da sabbioso-ghiaiosi

a sabbiosi (corrispondente ai “*depositi ghiaiosi e ciottolosi di S. Pietro a Vico*”; Nardi et al., 1987), con conducibilità idrauliche variabili da  $10^{-2}$  m/s a  $10^{-5}$  m/s e spessore massimo intorno ai 22 m (Comune di Lucca, 2003a). La diminuzione della granulometria di questi depositi verso i rilievi collinari permette di distinguere due settori con sensibili differenze nei parametri idrodinamici: una porzione sabbioso-ghiaiosa s.s. (corrispondente ad un paleoalveo del Serchio) tra il Fiume Serchio ed il Fosso Freddanella ed una più interna prevalentemente sabbiosa che si esaurisce alla base dei rilievi collinari. In dipendenza delle variazioni granulometriche e della riduzione di spessore, questa unità idrostratigrafica mostra valori di trasmissività sempre maggiori di  $10^{-2}$  m<sup>2</sup>/s (Comune di Lucca, 2003a) che decrescono dal Fiume Serchio verso i rilievi collinari di M. San Quirico-Carignano.

Il limite inferiore dell’acquifero è definito da un livello impermeabile (*IMP-arg*), posto a profondità massime intorno ai 23/24 m nell’area del campo pozzi e affiorante sui rilievi circostanti, ed è costituito dai depositi a bassa permeabilità (argille e ghiaie, argille) del Ciclo di Montecarlo e dai “*depositi fluvio-lacustri di Ponte a Moriano-S. Macario*” (Nardi et al., 1987). Lo spessore di questi depositi non è noto, dato che le profondità investigate non hanno mai superato i 30/40 m dalla superficie topografica (Nardi et al., 1987).

Il limite superiore dell’acquifero è definito da una copertura superficiale (*CS*) costituita da sedimenti da

sabbiosi a siltoso-argillosi (“*Bellettone*” in Nardi et al., 1987), di spessore variabile tra i 4 ed i 12 m. Poiché i valori della conducibilità idraulica variano da  $3 \cdot 10^{-5}$  m/s nelle sabbie fini a  $1.2 \cdot 10^{-8}$  m/s nelle lenti siltoso-argillose (Comune di Lucca, 2003a), sono state definite tre sub-unità idrogeologiche: una sub-unità sabbiosa (*CS-sa*) che costituisce un livello continuo lungo il Fiume Serchio e mostra una conducibilità idraulica verticale che varia da  $10^{-5}$  a  $10^{-7}$  m/s; una sub-unità siltosa (*CS-si*) definita da un importante e continuo livello siltoso che presenta locali lenti di sabbie e sedimenti a granulometria più fine; una sub-unità siltoso-argillosa (*CS-ar*) costituita da sedimenti fini, definita da livelli di spessore modesto, la cui conducibilità idraulica verticale è minore di  $10^{-8}$  m/s. Sono infine presenti depositi antropici (*ANT-si*) a bassa permeabilità che costituiscono gli argini artificiali del Fiume Serchio.

Il Fiume Serchio nella pianura di S. Alessio è pensile, arginato e mostra un gradiente pari allo 0.4% nel tratto M. S. Quirico-Ripafratta (Nardi et al., 1987). L’alveo è caratterizzato da depositi recenti ghiaiosi in matrice limoso-sabbiosa ed è in continuità idraulica con le acque sotterranee.

Il campo pozzi di S. Alessio è costituito da 10 pozzi suddivisi in due sistemi acquedottistici: sei pozzi dell’Acquedotto sussidiario Pisa-Livorno sono situati lungo l’argine del Fiume Serchio, quelli dell’Acquedotto S. Alessio-Lucca (quattro pozzi) si trovano invece nella parte esterna all’argine stesso (Fig. 2).

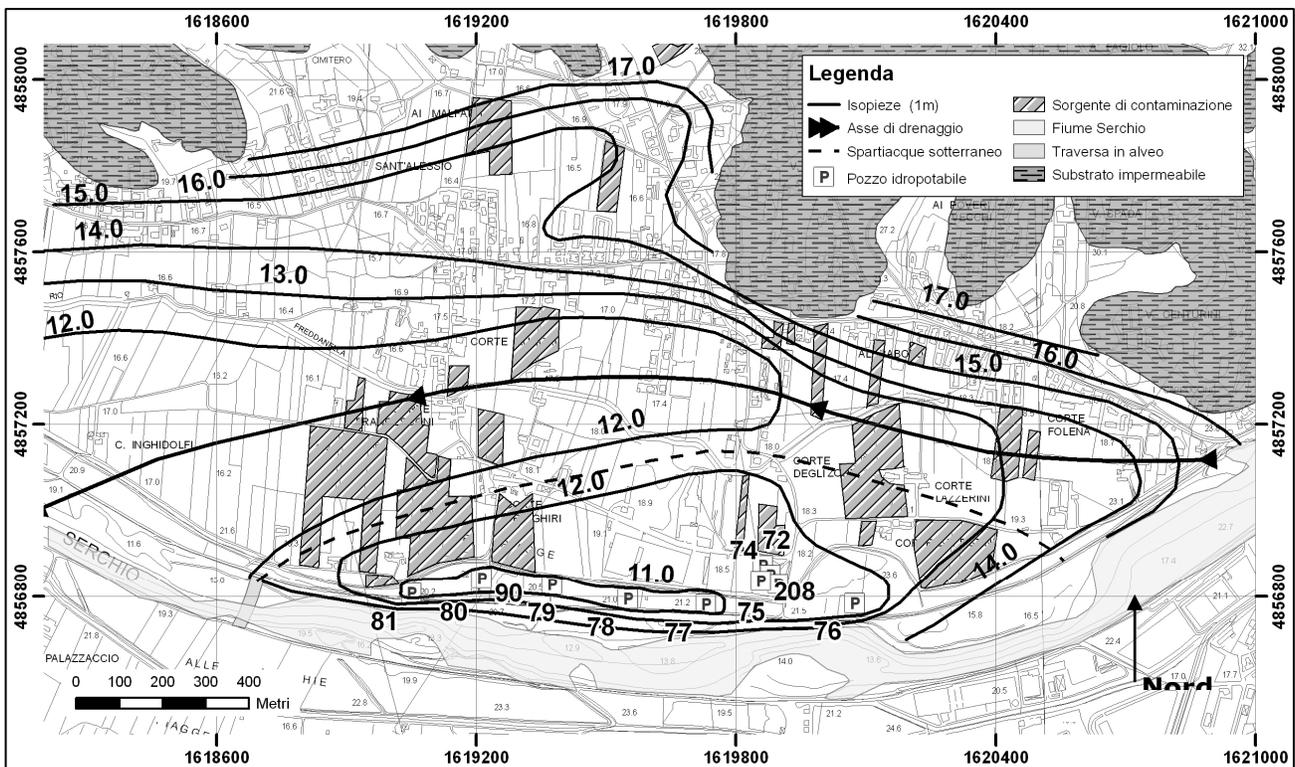


Figura 4. Carta piezometrica della pianura di S. Alessio relativa a Settembre 2003 (Comune di Lucca, 2003a modificata).  
*Potentiometric surface, S. Alessio plain, September 2003 (Comune di Lucca, 2003a modified).*

Tale posizione dei pozzi, oltre a favorire l'infiltrazione dal corso d'acqua superficiale e quindi aumentare fortemente la produttività dei pozzi (Todd, 1980), porta con sé anche problematiche legate alla qualità delle acque emunte (Verstraeten et al., 2002). Durante l'anno 2002, i quantitativi adottati attraverso i due schemi furono rispettivamente pari a 440 l/s (Acquedotto sussidiario Pisa-Livorno) e 65 l/s (Acquedotto S. Alessio-Lucca) per un totale complessivo delle risorse idriche captate pari a 505 l/s (Comune di Lucca, 2003b).

La direzione di deflusso delle acque sotterranee, come risulta dalla carta piezometrica di Fig. 4 (Comune di Lucca, 2003a modificata) relativa al Settembre 2003 e rappresentativa del periodo di magra, è da Est verso Ovest e coincide pressappoco con l'andamento del Fosso Freddanella, lungo il quale può essere approssimativamente individuato l'asse di drenaggio principale. Il campo di moto nel periodo di ricarica non differisce sostanzialmente da quanto raffigurato in Fig. 4, ma è caratterizzato dalla risalita della superficie piezometrica di circa 2-3 m, dallo spostamento dell'asse di drenaggio circa 100-150 m a Sud e dalla scomparsa dello spartiacque sotterraneo.

### Caratterizzazione della contaminazione

La contaminazione delle acque sotterranee causata da pesticidi costituisce una problematica di grande importanza in Europa Occidentale, poiché minaccia direttamente una importante risorsa di acqua potabile. Inoltre, la valutazione della contaminazione da sorgenti areali ed il conseguente disinquinamento pongono problemi che comportano un impatto economico e sociale maggiore rispetto ai problemi causati dalle sorgenti puntuali (Carpenter et al., 1998; Loague et al., 1998a; Loague et al., 1998b). Gli studi preliminari hanno individuato nell'erbicida terbutilazina, utilizzato per il diserbo del mais nelle aree adiacenti al campo pozzi (Fig. 4) nel periodo primaverile, la causa della contaminazione delle acque sotterranee (GEAL Spa, 2003). La terbutilazina, come l'atrazina, la simazina e la cianazina, è un erbicida selettivo appartenente alla famiglia delle s-triazine ed è commercializzata sotto forma di soluzione acquosa, singolarmente o in miscela con altri principi attivi con varie denominazioni (Lasso Micromix® Monsanto, Primagram® Gold Syngenta, Stomp TZ® BASF, Terb WG® Isagro). La presenza di residui di s-triazine nelle acque sotterranee è ben documentata (Milde e Friesel, 1987; Braun et al., 1990), e, sebbene l'atrazina sia la s-triazina più frequentemente monitorata, la terbutilazina è stata riscontrata in vari casi (Braun et al., 1990; de Barreda et al., 1991). Alti valori della concentrazione di s-triazine sono stati monitorati in Spagna, dove la terbutilazina è stata riscontrata in concentrazioni fino a 1.8 µg/l (de Barreda et al., 1991), mentre in varie aree della Germania concentrazioni di terbutilazina sono usuali tra 0.01-0.05 µg/l (Dörfler e Scheunert, 1997).

Il grafico di Fig. 5 presenta in un unico quadro i valori

di concentrazione di terbutilazina monitorati nelle acque sotterranee e quelli presenti nelle acque del Fiume Serchio nel periodo Gennaio-fine Dicembre 2003. Nessun dato sulla concentrazione di terbutilazina è disponibile in punti diversi da quelli dei pozzi idropotabili sia nell'insaturo che nel saturo. Concentrazioni di terbutilazina superiori ai limiti di legge sono state monitorate sia in pozzi prossimi alle aree coltivate a mais (e quindi potenzialmente soggette ad irrorazione dell'erbicida, Fig. 4), come nei pozzi 81, 90, 73 e 79, sia in aree distanti, come nel caso dei pozzi 77 e 78; di contro, valori più contenuti sono presenti nei pozzi 72, 74 e 75, prossimi alle aree ritenute essere la sorgente dell'inquinamento/contaminazione.

Per quanto riguarda il Fiume Serchio, si può notare come le concentrazioni nelle acque superficiali, monitorate all'altezza di Ponte di M. S. Quirico (Fig. 1) a monte dell'area di studio, siano superiori di un ordine di grandezza a quelle delle acque sotterranee, arrivando a picchi di 1.3 µg/l. Massimi di concentrazione si registrano nei mesi di maggio, luglio, settembre ed ottobre. Si può inoltre osservare dal grafico che ad un massimo della concentrazione nelle acque del Fiume Serchio corrisponde un massimo, di minore intensità, anche nelle acque sotterranee.

Sulla base dei dati sopra esposti si può presumere la presenza di una relazione tra gli andamenti delle concentrazioni nei due sistemi, avvalorata dai rapporti idraulici tra le acque superficiali e quelle di falda, e quindi ipotizzare una delle sorgenti di contaminazione nella ricarica di subalveo. Si può inoltre osservare che i campioni monitorati mostrano concentrazioni elevate indipendentemente dal periodo dell'anno.

Conseguentemente si può ritenere che nell'area di studio la terbutilazina possa essere utilizzata anche in altri periodi dell'anno oltre a quello primaverile e/o che di altra natura, ad esempio industriale, possa essere l'origine dell'inquinamento da terbutilazina del Fiume Serchio.

### Concettualizzazione del sistema idrogeologico

I dati utilizzati sono stati raccolti ed organizzati in un sistema informativo territoriale e sono stati elaborati per mezzo dell'approccio geostatistico. Il processo di elaborazione seguito è di tipo iterativo ed è essenzialmente costituito dalle seguenti fasi (Kitadinis, 1997): analisi esplorativa dei dati di partenza, definizione del variogramma sperimentale, definizione del modello geostatistico, cross-validazione del modello, stima dei parametri utilizzando come metodo di interpolazione il Kriging ordinario (Goovaerts, 1997).

L'analisi della letteratura (Trevisan et al., 1971; Nardi et al., 1987), dei dati derivanti dalle indagini geognostiche e dei parametri idrodinamici (Comune di Lucca, 2003a) ha permesso la ricostruzione geometrica del sottosuolo della pianura di S. Alessio, necessaria ai fini della definizione del modello concettuale e dell'implementazione dei parametri

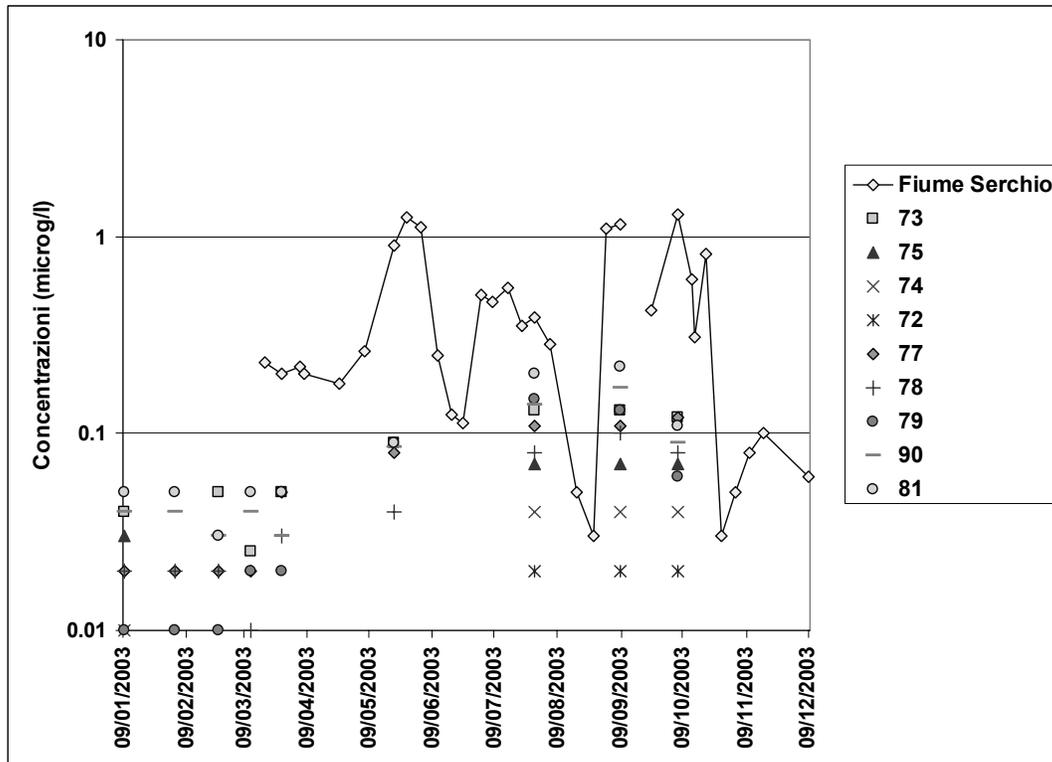


Figura 5. Valori di concentrazione della terbutilazina nel Fiume Serchio e nei pozzi idropotabili di S. Alessio durante l'anno 2003. *Terbutylazine concentration in the Serchio River and in S. Alessio pumping wells during 2003.*

del flusso e del trasporto nel modello idrogeologico. Sono state definite la superficie topografica, la superficie del tetto dell'acquifero e la superficie del letto dell'acquifero (Fig. 6).

Il modello concettuale ha lo scopo di rappresentare una sintesi del regime del flusso e dei possibili processi di trasporto dell'erbicida nel sistema idrogeologico ed è presentato nella forma di una sezione bidimensionale idrogeologica (Fig. 7), perpendicolare alla prevalente direzione del flusso (Est-Ovest). Nel modello concettuale sono ipotizzati due meccanismi principali di contaminazione: l'infiltrazione diretta attraverso l'insaturo dell'erbicida utilizzato nei coltivi adiacenti al campo pozzi e la ricarica di subalveo dell'acquifero con acque contaminate. I bersagli della contaminazione sono ovviamente definiti dai 10 pozzi dell'Acquedotto di S. Alessio-Lucca e dell'Acquedotto sussidiario Pisa-Livorno. Per quanto riguarda invece la sorgente di contaminazione si ipotizza la sorgente areale costituita dall'utilizzo per scopi agronomici dell'erbicida e la sorgente *s.l.* costituita dalle acque del Fiume Serchio. Si esclude qualsiasi tipo di inquinamento causato da sversamenti di erbicida (legati al lavaggio dei serbatoi utilizzati per l'irrorazione) nei pozzi in prossimità del campo pozzi.

### Implementazione del modello numerico del flusso

In questo studio è stato utilizzato un approccio di tipo

deterministico per investigare attraverso simulazioni numeriche l'inquinamento delle acque sotterranee causato da pesticidi. È stato quindi sviluppato un modello numerico del flusso applicando il codice di calcolo MODFLOW-2000 (Harbaugh et al., 2000) basato su di un approccio alle differenze finite per approssimare le soluzioni delle equazioni alle differenze parziali nelle tre dimensioni che governano il flusso delle acque sotterranee. A questo è stato successivamente accoppiato un modello numerico del trasporto realizzato utilizzando il codice MT3DMS (Zheng e Wang, 1998). I passi compiuti per la realizzazione di questo studio sono sintetizzati nella Tab. 1.

L'equazione nelle tre dimensioni per il flusso delle acque sotterranee in un dominio anisotropo ed eterogeneo, con le componenti dei principali assi di anisotropia disposte lungo gli assi di riferimento cartesiani, in cui si consideri la ricarica derivante dalle precipitazioni e l'emungimento di acque sotterranee è:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) + W = 0$$

dove  $K_i$  è la principale componente del tensore della conducibilità idraulica lungo gli assi  $x$ ,  $y$  e  $z$ ;  $h$  è il carico idraulico e  $W$  il flusso volumetrico, per unità di volume della porzione satura del mezzo poroso, che rappresenta la sorgente o il pozzo di acqua. La derivazione dell'equazione generale per il flusso in un mezzo saturo è presentata in

numerosi testi, come ad esempio in Bear e Verruijt (1987), ed è formulata applicando l'equazione di conservazione della massa ad un volume rappresentativo dell'acquifero situato nel campo di flusso.

La parte della pianura di S. Alessio definita per lo sviluppo del modello numerico è stata scelta sulla base dei dati disponibili e si estende su di un'area di forma rettangolare (Fig. 2) delle dimensioni di 1600x2800 m. Il dominio è stato discretizzato con una griglia orizzontale a spaziatura irregolare, raffinata nell'area intorno al campo

pozzi (celle di dimensione 10x10 m) si da ottenere una migliore rappresentazione dell'andamento del carico idraulico, riducendo le brusche variazioni del gradiente che si hanno ai pozzi. La scelta della griglia è stata effettuata sulla base delle dimensioni del dominio del modello, del grado di eterogeneità dei parametri idrodinamici e della variabilità delle condizioni al contorno. La discretizzazione verticale del dominio del modello è stata effettuata rappresentando la copertura superficiale e l'acquifero rispettivamente per mezzo di 6 e 4 layer (Tab. 2).

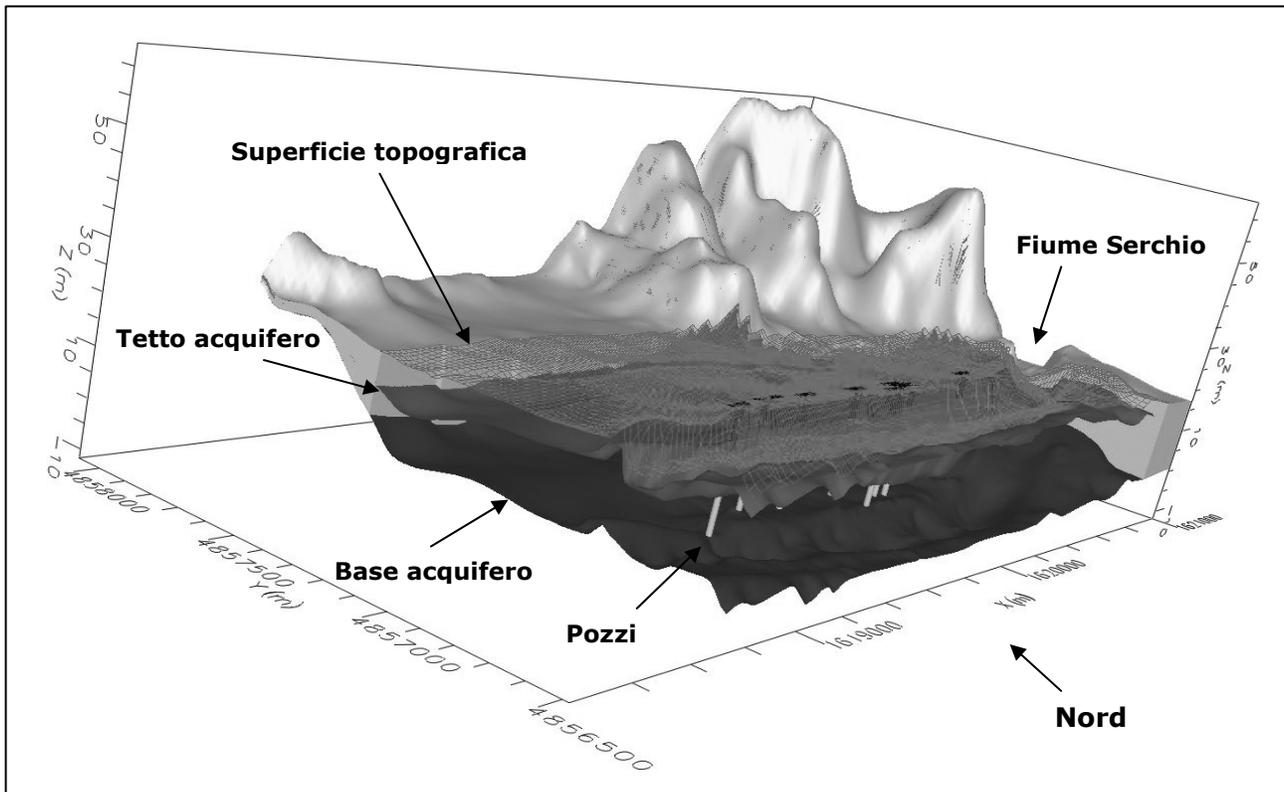


Figura 6. Modello tridimensionale del dominio studiato. Tre superfici a diversi toni di grigio rappresentano l'andamento rispettivamente della superficie topografica, del tetto e della base dell'acquifero.

3D model of the investigated domain. Three surfaces, in distinct gray tones, represent ground surface, and top and bottom of the aquifer.

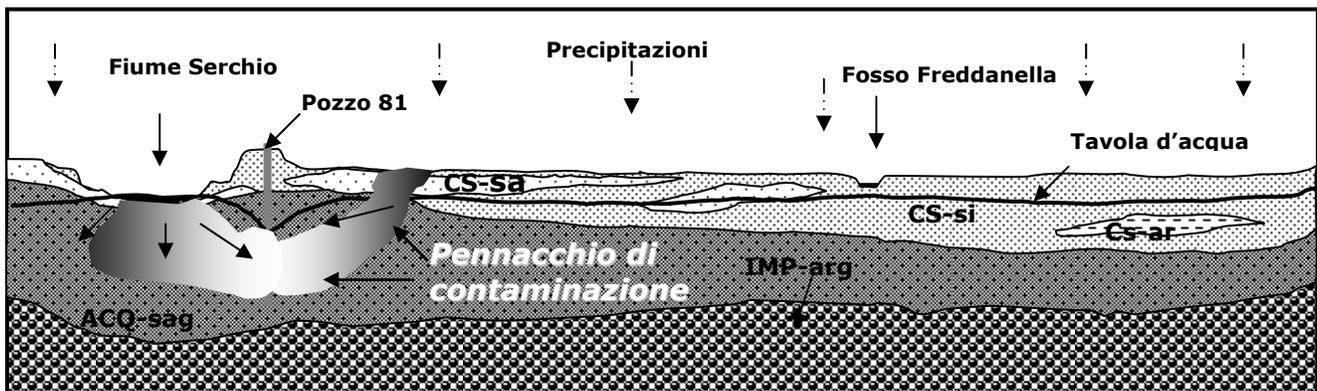


Figura 7. Modello concettuale bidimensionale dell'inquinamento della falda nella pianura di S. Alessio. Figura non in scala.

2D conceptual model of the groundwater pollution in the S. Alessio plain. Drawing not to scale.

Tabella 1. Passi compiuti per la realizzazione del modello numerico del flusso e del trasporto utilizzato nel presente studio.  
*Steps performed in building the numerical model of flow and transport.*

Step	Descrizione
1	Definizione delle unità idrostratigrafiche e del modello concettuale dell'area di studio a partire dalle stratigrafie di pozzi e sondaggi
2	Organizzazione dei dati in un GIS e definizione del dominio del modello
3	Analisi statistica e geostatica per la definizione della geometria del sistema idrogeologico e la regionalizzazione dei parametri idrodinamici ed idrodispersivi
4	Implementazione del modello numerico del flusso
4.1	Implementazione dei parametri idrodinamici
4.2	Implementazione delle condizioni iniziali
4.3	Implementazione delle condizioni al contorno
5	Validazione del modello numerico del flusso
6	Implementazione del modello numerico del trasporto
6.1	Implementazione dei parametri idrodispersivi
6.2	Implementazione delle condizioni iniziali
6.3	Implementazione delle condizioni al contorno
7	Utilizzo del modello numerico del flusso e del trasporto per la simulazione di diversi scenari della contaminazione

Tabella 2. Corrispondenza tra la idrostratigrafia del modello concettuale e la sua schematizzazione nel modello numerico.  
*Correspondence between the hydrostratigraphy, as shown in the conceptual model, and its translation in the numerical model.*

Unità idrostratigrafica	Layer
Copertura superficiale	1, 2, 3, 4, 5, 6
Acquifero	7, 8, 9, 10
Substrato impermeabile	E' rappresentato attraverso un limite a flusso nullo

Ai fini dell'implementazione del modello del flusso in stato stazionario è sufficiente attribuire a ciascuna cella i valori della conducibilità idraulica e specificare le condizioni al contorno del dominio modellato. Per ogni layer sono state create zone con differenti parametri idrodinamici legate ai diversi set di dati regionalizzati relativi a ciascuna unità (o sub-unità) idrogeologica (Fig. 8). Le zone create per l'attribuzione dei valori di conducibilità idraulica sono state utilizzate successivamente per l'assegnazione della porosità efficace e totale ai fini della simulazione rispettivamente delle traiettorie di flusso e del trasporto di soluti. Numerose celle sono state poste inattive nella parte Nord, Est ed Ovest del dominio del modello (Fig. 8). Le piezometrie relative alla campagna di misurazione effettuate nel Settembre 2003 (Comune di Lucca, 2003a) sono state inserite e interpolate per produrre un set di dati distribuito continuamente nel dominio del modello, nonostante non strettamente necessarie nella simulazione in stato stazionario, per ridurre la durata delle simulazioni.

La definizione dei limiti idrodinamici nel processo di modellazione consiste nell'assegnare una particolare assunzione matematica che specifica appropriate condizioni

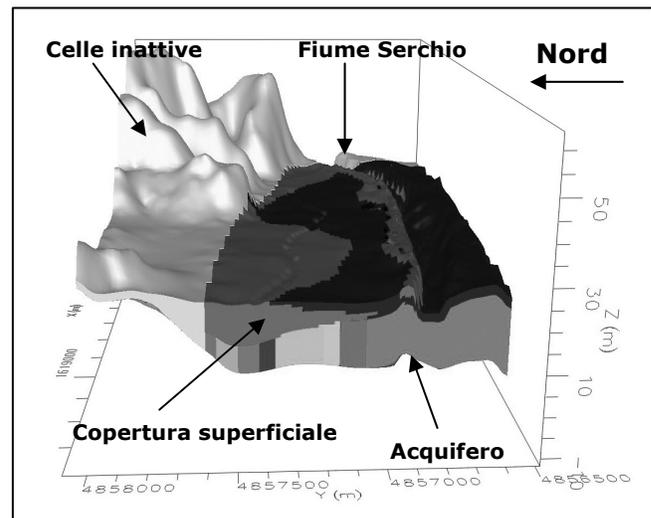


Figura 8. Distribuzione dei parametri idrodinamici nell'acquifero e nella copertura superficiale. Ogni zona, definita da un tono di grigio, presenta una diversa distribuzione dei parametri idrodinamici permettendo così la rappresentazione delle variazioni stratigrafiche. E' possibile osservare nella copertura superficiale la rappresentazione di una zona sabbiosa più permeabile (di colore scuro) lungo il Fiume Serchio.

*Hydrodynamics parameter distribution in the aquifer and surficial cover. Each zone, defined by a specific gray tone, represents a distinct distribution of the hydrodynamic parameters thus allowing the representation of stratigraphic changes. Along the Serchio River a more permeable (dark) sandy zone in the surficial cover may be noticed.*

idrauliche a ciascuno di essi (ad es.: potenziale imposto, flusso imposto, etc.). La definizione delle condizioni al contorno è necessaria per garantire l'unicità della soluzione e della risposta del modello all'equazione di flusso. I limiti settentrionale, orientale e occidentale del modello sono stati simulati utilizzando la condizione a potenziale imposto. Queste condizioni sono state definite assegnando loro i valori del carico idraulico derivanti dalle misure della superficie piezometrica effettuate nel Settembre 2003 (Fig. 4), essendo questi gli unici dati disponibili. La condizione di flusso nullo è stata posta alla base dell'acquifero.

MODFLOW-2000 (Harbaugh et al., 2000) attribuisce direttamente le precipitazioni alla porzione satura dell'acquifero come precipitazioni efficaci. Conseguentemente è necessario valutare la parte delle precipitazioni che effettivamente si infiltra in una certa area. Non essendo disponibili dati sui processi di infiltrazione nell'area di studio e in accordo con le approssimazioni citate in Nardi et al. (1987), si sono distinte le aree in cui si suppone possa verificarsi una maggiore infiltrazione (aree non urbanizzate) da quelle urbanizzate utilizzando una cartografia dell'uso del suolo (GEAL Spa, 2003). A queste aree è stato assegnato un valore iniziale arbitrario della ricarica pari rispettivamente al 10% e 1% delle precipitazioni totali, come anche suggerito in letteratura (Spitz e Moreno, 1996), utilizzando il valore delle precipitazioni medie annue relative al periodo 1993-2002. Si è così attribuito alla ricarica iniziale un valore pari a 11 mm/anno per le aree urbanizzate e 110 mm/anno per le restanti aree. Poiché tale valore iniziale, seppur ragionato, è sempre un valore arbitrario, l'influenza della ricarica sulla soluzione del modello numerico è stata oggetto di analisi di sensibilità.

Per simulare gli emungimenti in atto presso il campo pozzi si è posta la condizione di Neumann utilizzando il *Well Package* (McDonald e Harbaugh, 1988). La ricarica artificiale fornita dall'eccesso di acque irrigue non è stata considerata in quanto Nardi et al. (1987) stimano che il contributo fornito da questo termine al bilancio idrogeologico della pianura di Lucca sia inferiore al 5%.

L'influenza del Fiume Serchio sul sistema idrogeologico in studio è stata simulata ponendo una condizione di carico dipendente dal flusso utilizzando il *River Package* (McDonald e Harbaugh, 1988). Non esistendo dati disponibili sulla conducibilità idraulica verticale e sullo spessore del letto fluviale, è stata assunta una conducibilità verticale iniziale pari a  $1 \times 10^{-3}$  m/s ed uno spessore del letto fluviale pari a 1 m. Anche in questo caso tali valori sono stati oggetto di analisi di sensibilità.

### Validazione del modello del flusso

Scopo della validazione è quello di dimostrare che il modello è capace di riprodurre il sistema idrogeologico e quindi la sua applicabilità a fini predittivi. L'analisi di sensibilità, la calibrazione e la verifica del modello sono state effettuate per valutare le incertezze implicite nei dati di

ingresso, per raggiungere una corrispondenza soddisfacente tra i dati simulati e quelli osservati e per dimostrare che il modello calibrato costituisce una rappresentazione adeguata del sistema fisico. Nella fase di calibrazione di un modello i valori simulati (altezze piezometriche, portate, concentrazioni) vengono confrontati con i valori realmente osservati. I dati in ingresso vengono modificati, all'interno del campo di variazione osservato, fino a quando i valori calcolati non coincidono con quelli osservati con una certa tolleranza predefinita. La modifica dei dati in ingresso è un processo ragionevole, in quanto questi, essendo dati sperimentali, presentano un intrinseco livello di incertezza e di variabilità (Spitz e Moreno, 1996).

Il modello implementato è stato fatto girare in stato stazionario per l'effettuazione dell'analisi di sensibilità e per iniziare il processo di calibrazione; l'affidabilità del modello è stata verificata utilizzando un ulteriore set di dati.

Lo scopo dell'analisi di sensibilità è stato quello di osservare la risposta del modello alle variazioni determinate dall'incertezza dei parametri. È stata effettuata una serie di simulazioni variando ad ogni volta un singolo parametro fino ad un ordine di grandezza rispetto al dato di partenza. I parametri su cui si è concentrata l'attenzione e la cui variazione ha mostrato maggiormente di incidere sulla soluzione sono la conducibilità idraulica dell'acquifero, la conduttanza del letto del Fiume Serchio e le portate emunte dai pozzi idropotabili. Minore influenza sui risultati è derivata dalla variazione della conducibilità idraulica della copertura superficiale e della ricarica.

La calibrazione del modello del flusso in stato stazionario è stata raggiunta utilizzando un approccio di tipo *trial & error* (Spitz e Moreno, 1996) comparando i valori dei carichi idraulici calcolati con quelli osservati su 31 punti relativi alla campagna di rilevamento piezometrico del Settembre 2003 (Comune di Lucca, 2003a). Le statistiche di calibrazione, quali i residui di calibrazione, l'errore medio assoluto, la radice dell'errore quadratico medio etc. sono state utilizzate per il raggiungimento della calibrazione. Il valore del criterio di convergenza necessario a terminare il processo iterativo è stato posto a 0.01 m. Il processo di calibrazione è cominciato modificando i parametri più incerti, definiti attraverso l'analisi di sensibilità, entro un campo di variazione consistente con le ipotesi idrogeologiche iniziali. L'incertezza con la quale i carichi idraulici sono stati simulati è stata valutata utilizzando gli intervalli di confidenza. Il modello è stato stimato prossimo alla calibrazione e successivamente calibrato quando i punti relativi ai pozzi idropotabili sono ricaduti in prossimità o all'interno dell'intervallo di confidenza del 95%, l'errore medio assoluto ha raggiunto il valore di 0.174 e ulteriori variazioni dei parametri hanno portato solo a lievi modifiche, non significative, del risultato (Fig. 9).

L'andamento della superficie piezometrica simulata (Fig. 10) mostra una buona corrispondenza con l'andamento della superficie piezometrica misurata (Fig. 4). Il modello è stato verificato utilizzando un ulteriore set di dati

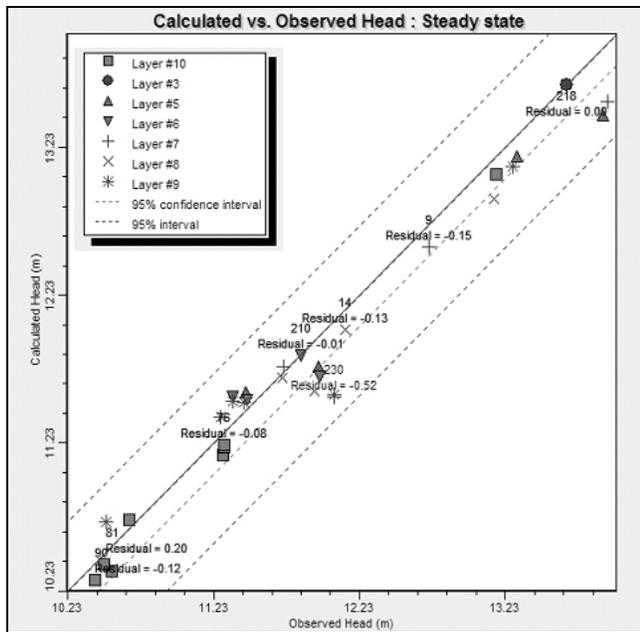


Figura 9. Grafico di comparazione tra i carichi piezometrici simulati e quelli osservati in condizioni stazionarie.  
*Calibration graph for steady state condition.*

consistente in misure della superficie piezometrica effettuate nel mese di Novembre 2000 (Comune di Lucca, 2003a). Per quanto riguarda i parametri più influenti sulla soluzione del modello, i valori adottati nella soluzione calibrata e validata dei parametri idrodinamici rientrano nel

range di variazione delle misure sperimentali effettuate nell'area di studio, mentre i valori delle portate variano tra il 10-15% dei valori iniziali, come anche indicato dall'Ente Gestore (GEAL, comunicazione personale). Circa i valori adottati per la conduttanza del letto fluviale (dell'ordine di  $10^{-5}$  m/s), essi sono consistenti con la tipologia dei depositi ghiaiosi in matrice sabbioso-limosa osservati direttamente sul fondo del fiume nell'area di studio.

### Definizione delle aree di salvaguardia del campo pozzi di S. Alessio

Le zone di rispetto costituiscono lo strumento basilare attraverso le quali si attua la "difesa di punto" per la salvaguardia delle captazioni delle acque destinate al consumo umano (Civita, 2005). In Comune di Lucca (2003a) viene presentata una proposta di delimitazione delle aree di salvaguardia per il campo pozzi di S. Alessio utilizzando il criterio idrogeologico (Conferenza permanente per i rapporti tra lo Stato e le Regioni e le Province Autonome, 2002). In questa proposta, la zona di rispetto ristretta (ZRR) è compresa da un lato dal Fiume Serchio e dall'altro dallo spartiacque sotterraneo individuato dalla piezometrica del Settembre 2003 (Fig. 4), mentre la zona di rispetto allargata (ZRA) si estenderebbe sino all'asse di drenaggio definito approssimativamente dal Fosso Freddanella (Fig. 4).

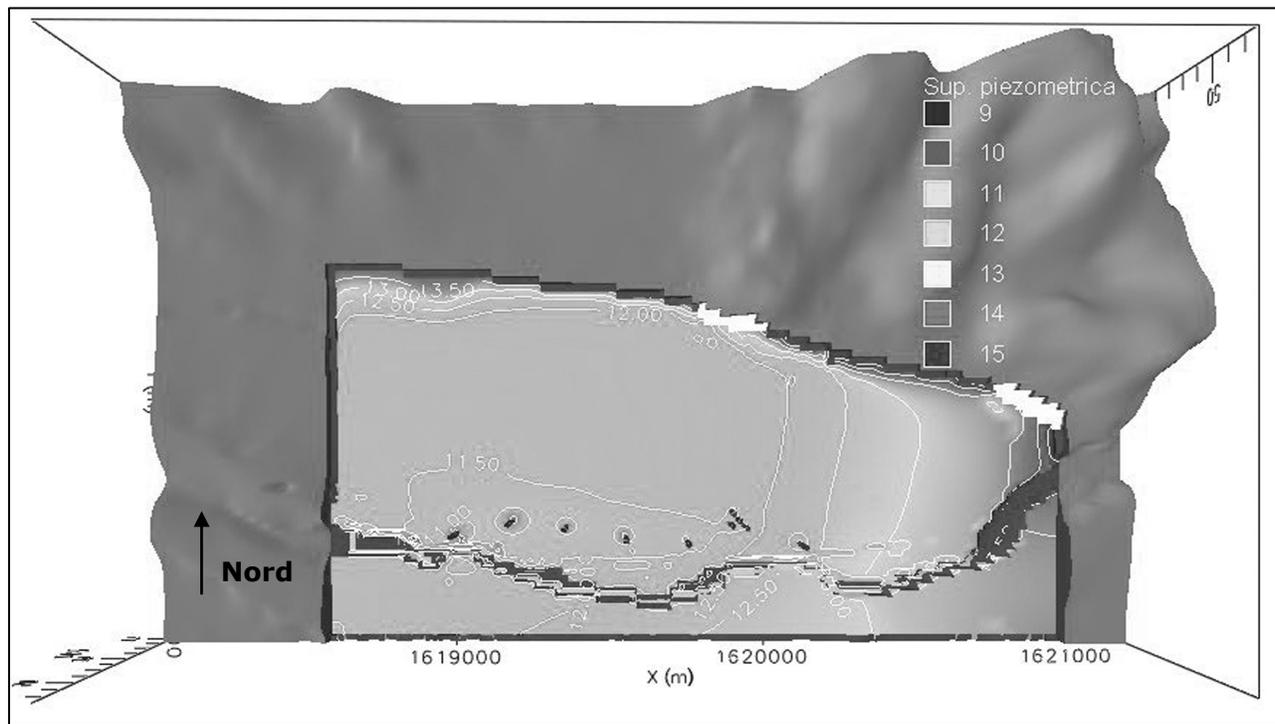


Figura 10. Superficie piezometrica simulata.  
*Simulated potentiometric surface.*

Le suddette misure di protezione dovrebbero essere completate da una serie di 7 piezometri collocati in prossimità dello spartiacque idrogeologico ad una distanza di circa 200 m dai pozzi idropotabili, con frequenza di monitoraggio per la qualità delle acque pari a 20-25 giorni, e da 3 pozzi posti sul fronte filtrante lungo il Fiume Serchio, da monitorare ogni 15 giorni (Comune di Lucca, 2003a).

Uno dei principali utilizzi dei modelli idrogeologici riguarda la definizione delle zone di rispetto intorno alle opere di captazione (*WellHead Protection Areas*, W.H.P.A.s). I limiti di salvaguardia proposti in Comune di Lucca (2003a) sono stati analizzati utilizzando il codice MODPATH (Pollock, 1989) per il calcolo delle traiettorie di flusso nelle tre dimensioni a partire dal campo di moto. La procedura per la definizione delle traiettorie di flusso consiste nell'introdurre particelle nei punti dai quali si

intende ottenere il percorso, a valle o a monte della direzione del flusso idrico, e valutare il corrispondente tempo di percorrenza. Nel caso di studio le particelle sono state posizionate nello strato saturo dell'acquifero: 1) oltre la ZRA, 2) sul limite della ZRA, 3) sul limite della ZRR, 4) intorno ad ogni pozzo idropotabile con raggio di circa 15 m.

Le simulazioni effettuate dimostrano che nei casi 1, 2, 3 la misura di protezione dinamica sopra definita sia una misura sufficiente a consentire un margine di preavviso in caso di contaminazione. Di contro, la serie di 3 piezometri disposti tra i pozzi ed il Serchio monitorati ogni 15 giorni (caso 4) potrebbe rivelarsi non sufficiente allo scopo, dato che, come è possibile osservare nella Fig. 11, i tempi minimi di transito dal subalveo ai pozzi sono compresi tra 5 e 15 giorni.

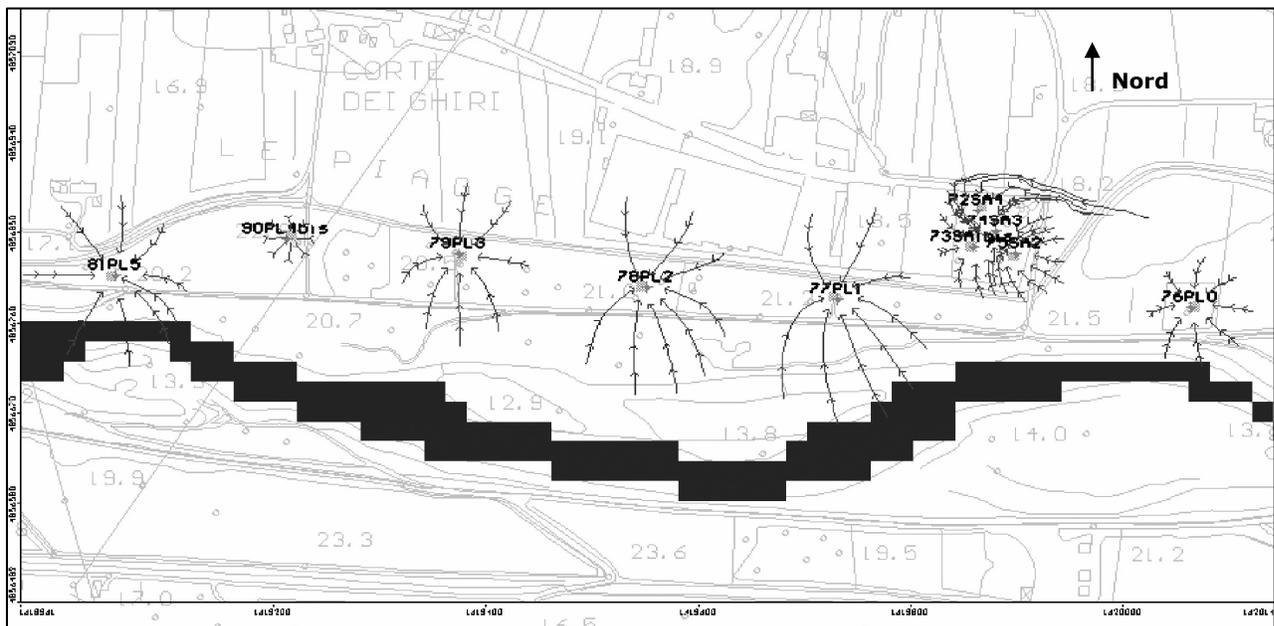


Figura 11. Traiettorie di flusso dai pozzi al Fiume Serchio per lo studio dell'isocrona 15 giorni. Ogni segmento compreso tra due frecce corrisponde ad un periodo di 5 giorni. Il fiume Serchio è indicato dalle celle di colore scuro. Si può osservare come i pozzi 81 (81PL5), 77 (77PL1) e 76 (76PL0) siano investiti dalla contaminazione in un periodo compreso tra i 5 ed i 15 giorni.

*Flow pathlines from the wells to the Serchio River in order to study the 15-day isochrone. Each segment records a 5-day time. The Serchio River is shown by the cells dark in colour. It may be noticed as the wells 81 (81PL5), 77 (77PL1) e 76 (76PL0) are contaminated within a time between 5 to 15 days.*

### Il modello numerico del trasporto

Al fine di migliorare la comprensione del meccanismo di trasporto della terbutilazina nel sistema idrogeologico della pianura di S. Alessio è stato implementato un modello del trasporto di massa utilizzando il codice MT3DMS (Zheng e Wang, 1998) e sono stati simulati alcuni scenari. Sebbene non esista una regola generale per determinare in una particolare situazione quali processi controllino l'estensione ed il movimento della contaminazione, si può ritenere che in un acquifero granulare di tipo sabbioso-ghiaioso il movimento del pennacchio sia guidato dall'advezione e la

dispersione ne determini la diluizione (Bear e Verruijt, 1987; Spitz e Moreno, 1996). Conseguentemente il problema della contaminazione è stato affrontato esclusivamente sulla base dei processi advettivi e dispersivi.

L'equazione in stato stazionario per il trasporto advettivo-dispersivo di soluti in un sistema saturo utilizzata in questo studio è la seguente:

$$\frac{\partial}{\partial x_i} \left( D_{ij} \frac{\partial C_w}{\partial x_j} \right) - v_i \frac{\partial C_w}{\partial x_i} + \frac{q_s}{n_e} C_p = 0$$

dove  $x_i$  è la distanza lungo i rispettivi assi cartesiani,  $D_{ij}$  è il

coefficiente del tensore di dispersione idrodinamica,  $C_w$ , è la concentrazione del soluto disciolto nella porzione satura dell'acquifero,  $v_i$  è il vettore della velocità effettiva,  $q_s$  è il flusso volumetrico d'acqua per unità di volume del mezzo poroso saturo,  $n_e$  è la porosità efficace del mezzo poroso,  $C_p$  è la concentrazione del soluto disciolto costituente la sorgente di contaminazione.

L'implementazione dei parametri del trasporto ha quindi riguardato l'assegnazione, ad ogni cella del dominio e per ogni (sub-)unità idrostratigrafica, di un valore della dispersività longitudinale e del rapporto tra la dispersività longitudinale e quella trasversale sia orizzontale sia verticale. Inoltre, poiché le analisi sulle acque della falda presentano una seppur minima, ma costante concentrazione di terbutilazina, è stata assegnata a tutte le celle dell'acquifero una concentrazione iniziale pari a 0.02 µg/l di terbutilazina. Quali concentrazioni iniziali dell'erbicida ai pozzi sono state invece assegnate alle celle nei *layer* 7, 8, 9 e 10, corrispondenti all'unità idrostratigrafica dell'acquifero

(*ACQ-sag*), le medie delle concentrazioni monitorate ai pozzi stessi.

Nel modello concettuale si sono ipotizzati due principali meccanismi di contaminazione: la ricarica di subalveo dell'acquifero e l'infiltrazione diretta dell'erbicida verso la porzione satura dell'acquifero. Per rappresentare le due condizioni al contorno postulate nel modello concettuale si è applicata rispettivamente una condizione a concentrazione costante alle celle soggiacenti al Fiume Serchio su tutti i *layer* del modello numerico, mentre la sorgente legata all'applicazione del pesticida a scopi agricoli è stata simulata associando inizialmente una concentrazione pari a 28100 µg/l ad un flusso imposto. Quindi, sono stati simulati sei casi per valutare l'importanza delle due condizioni al contorno sull'inquinamento delle acque sotterranee nei *layer* 7, 8, 9 e 10, sia separatamente che congiuntamente. I sei casi considerati sono riportati nella Tab. 3 e descritti di seguito.

Tabella 3. Scenari simulati per lo studio della contaminazione delle acque sotterranee nell'acquifero di S. Alessio.  
*Simulated scenarios in order to investigate groundwater contamination in the S. Alessio aquifer.*

Caso	Descrizione
a	Simula una sorgente di contaminazione posta lungo l'asta del Fiume Serchio con concentrazione costante pari a 0.37 µg/l
b	Simula una sorgente di contaminazione posta lungo l'asta del Fiume Serchio con concentrazione costante pari a 1.3 µg/l
c	Simula una sorgente di contaminazione legata all'irrorazione dell'erbicida nelle aree coltivate a mais alle quali è associata una concentrazione pari a 28100 µg/l
d	Simula una sorgente di contaminazione legata all'irrorazione dell'erbicida nelle aree coltivate a mais alle quali è associata una concentrazione pari a 28100 µg/l in combinazione con una sorgente di contaminazione posta lungo l'asta del Fiume Serchio con concentrazione costante pari a 0.37 µg/l
e	Simula una sorgente di contaminazione legata all'irrorazione dell'erbicida nelle aree coltivate a mais alle quali è associata una concentrazione pari a 2810 µg/l
f	Simula una sorgente di contaminazione legata all'irrorazione dell'erbicida nelle aree coltivate a mais alle quali è associata una concentrazione pari a 2810 µg/l in combinazione con una sorgente di contaminazione posta lungo l'asta del Fiume Serchio con concentrazione costante pari a 0.37 µg/l

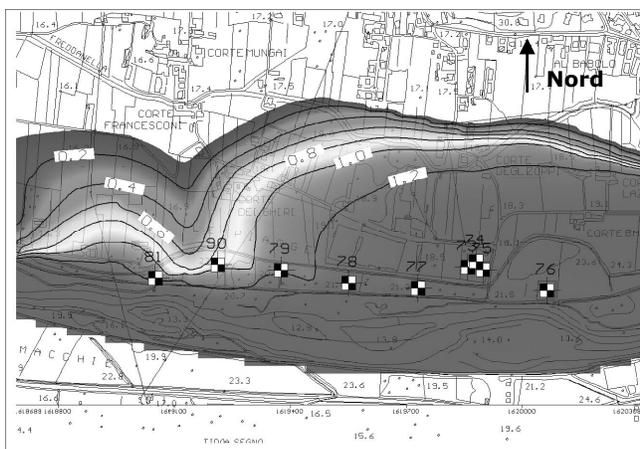


Figura 12. Andamento delle concentrazioni simulate nel caso b.  
*Simulated concentrations of the b scenario.*

Le prime due simulazioni hanno permesso di valutare l'influenza della ricarica dell'acquifero con acque contaminate di subalveo. Nel caso a è stata assegnata una condizione a concentrazione costante pari a 0.37 µg/l nei *layer* da 1 a 10, mentre nel caso b si è imposta una concentrazione pari a 1.3 µg/l con lo scopo di simulare un caso limite (Fig. 12). I successivi scenari c e d simulano la presenza di un limite di ricarica associato ad una concentrazione applicata agli appezzamenti agricoli nei quali si suppone venga utilizzato l'erbicida (Fig. 4). Nel caso c si è valutata l'importanza della contaminazione derivante dall'infiltrazione totale dell'erbicida irrorato, ponendo la condizione a concentrazione costante dell'erbicida nel Fiume Serchio ad un valore pari a 0.02 µg/l. Il successivo caso d presenta il caso in cui si ha una combinazione delle due sorgenti di contaminazione: alla condizione che impone l'infiltrazione totale dell'erbicida

irrorato è associata una condizione a concentrazione costante pari a  $0.37 \mu\text{g/l}$ .

Attribuendo alla porzione satura dell'acquifero il totale dell'erbicida irrorato non si tiene conto dell'importanza di processi che tendono a ridurre la concentrazione durante l'applicazione al suolo e l'infiltrazione nel mezzo insaturo. Ad esempio, le s-triazine, e quindi anche la terbutilazina, contaminano l'atmosfera per mezzo di numerosi meccanismi; tra questi si può ricordare lo *spray drift* durante l'applicazione, il sollevamento con le polveri operato dal vento e non ultima, un'alta volatilità nel periodo subito successivo alla sua applicazione (Dörfler e Scheunert, 1997). Inoltre, la terbutilazina può essere dilavata in seguito ad intense precipitazioni dal ruscellamento superficiale e recapitata al reticolo di drenaggio (Voltz et al., 2005); infine il processo di evapotraspirazione ne riduce ulteriormente il carico applicato al suolo. Per questo motivo sono state effettuate alcune simulazioni in cui si assume che solo il 10% della quantità iniziale dell'erbicida irrorato raggiunga la porzione satura dell'acquifero. Nel caso *e* si è valutata l'importanza della contaminazione dovuta esclusivamente a tale sorgente. Nel successivo caso *f* questa condizione è stata associata ad un limite a concentrazione costante posto a  $0.37 \mu\text{g/l}$  per simulare la ricarica di subalveo del Fiume Serchio, al fine di valutare l'effetto congiunto delle due condizioni. Il modello

del trasporto non è stato validato per la mancanza di un ulteriore set di dati che contemporaneamente presentasse dati relativi all'andamento della superficie piezometrica ed alle concentrazioni di terbutilazina nelle acque sotterranee, di conseguenza esso fornisce solo risultati di natura qualitativa.

### Discussione dei risultati

I valori delle concentrazioni calcolate ai pozzi nei vari casi simulati (Fig. 13) sono tutti superiori al limite di legge ( $0.1 \mu\text{g/l}$ ), ad eccezione dei valori calcolati nel caso *e* nei pozzi 73, 74, 75, 76, 77, 78 e 79. Poiché i casi simulati non considerano, escludendo la dispersione idrodinamica, alcun processo tendente a diminuire la concentrazione ed il movimento dell'inquinante nel mezzo saturo ed insaturo, possono essere considerati come simulazioni "*worst case scenario*" e possono fornire una stima conservativa della concentrazione della terbutilazina nel sistema idrogeologico.

Le simulazioni relative ai casi *b* (concentrazione pari a  $1.3 \mu\text{g/l}$  nelle acque del Fiume Serchio) ed ai casi *c* e *d* (in cui si assume l'infiltrazione completa dell'erbicida irrorato, rispettivamente non associata ed associata ad una concentrazione costante di terbutilazina nel Fiume Serchio) possono essere escluse dalla discussione dei risultati in

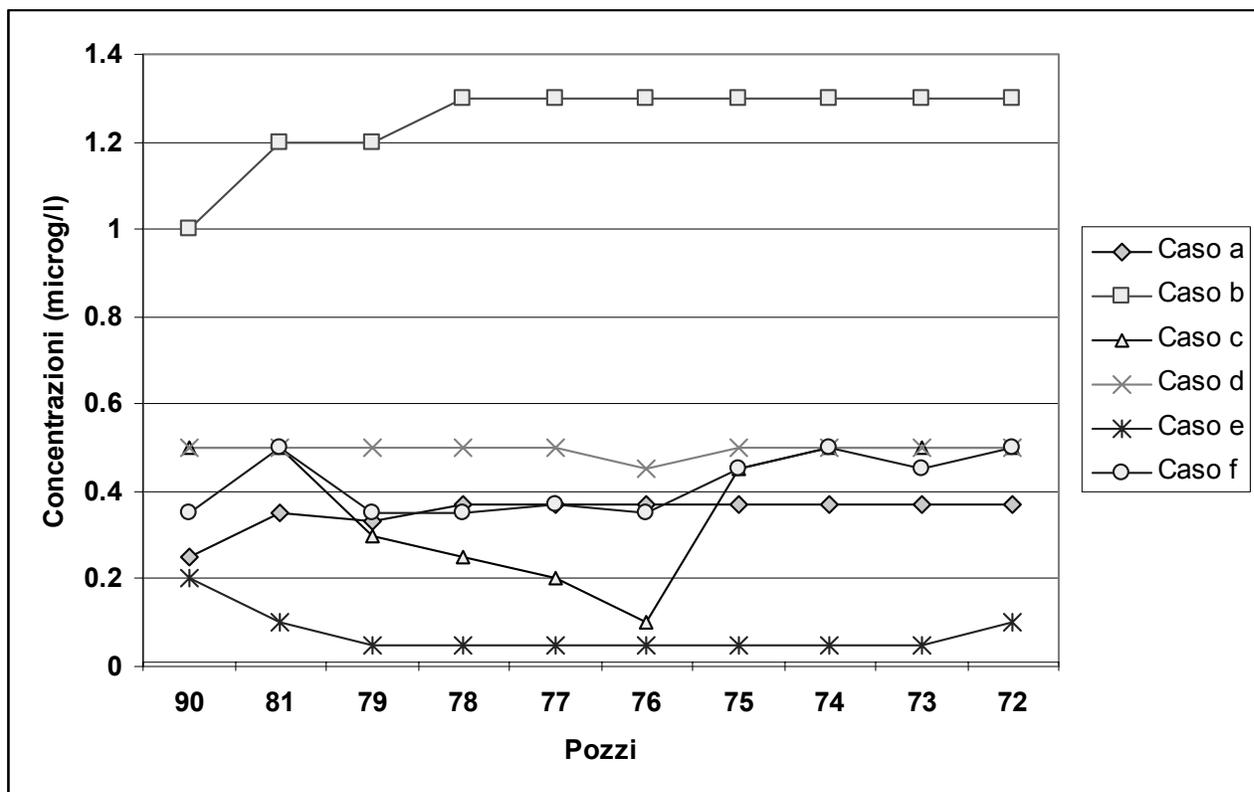


Figura 13. Grafico delle concentrazioni simulate ai pozzi nei diversi scenari.  
Well concentration chart for the different scenarios simulated.

quanto relative a casi limite, e quindi poco significative nello studio del processo di contaminazione. Esse possono essere considerate indicative solamente di fenomeni estremi di contaminazione quali quelli legati a sversamenti accidentali di terbutilazina in falda o nel Fiume Serchio.

Per quanto sopra detto circa i processi di trasporto considerati nel modello, si può ritenere che le concentrazioni calcolate nel caso *e*, poco superiori al limite di legge ai pozzi 72, 81 e 90, siano sovrastimate rispetto al caso reale. Si può pertanto rifiutare l'ipotesi che la contaminazione delle acque sotterranee sia esclusivamente legata all'infiltrazione diretta dell'erbicida irrorato (alle concentrazioni considerate) negli appezzamenti adiacenti al campo pozzi. Non è comunque possibile escludere la possibilità che l'erbicida venga applicato in concentrazioni molto maggiori rispetto a quelle consigliate dalle case produttrici.

Nelle simulazioni relative agli scenari *a* ed *f* la concentrazione costante delle acque del Fiume Serchio concorre prima singolarmente e quindi associata alla quantità di erbicida irrorato a definire il valore delle concentrazioni di terbutilazina ai pozzi. L'elevato valore di tali concentrazioni rispetto a quelle simulate nel caso *e* ed il confronto tra le concentrazioni simulate nei tre casi fa ritenere che esista un contributo rilevante alla contaminazione delle acque sotterranee legato alla ricarica di subalveo della falda con acque contaminate rispetto a quello derivante dall'infiltrazione diretta dell'erbicida.

## Conclusioni

I risultati delle simulazioni del trasporto di soluti in stato stazionario confermano, come postulato nel modello concettuale, l'esistenza di due meccanismi di contaminazione della falda nella pianura di S. Alessio. Considerando l'erbicida terbutilazina, i due meccanismi sono: a) l'infiltrazione diretta dell'erbicida fino alla porzione satura dell'acquifero dai coltivi adiacenti al campo pozzi, b) la ricarica di subalveo con acque contaminate.

Le simulazioni effettuate mostrano qualitativamente che in condizioni di permanente inquinamento delle acque superficiali la ricarica con acque di subalveo può costituire la principale sorgente di inquinamento della falda, ma ammettono il contributo legato all'infiltrazione diretta dell'erbicida.

Se la principale causa della contaminazione da terbutilazina dei pozzi di S. Alessio è da ricercare nell'infiltrazione di subalveo è allora necessario elaborare un nuovo modello concettuale che possa fornire un'ipotesi sul processo di contaminazione delle acque del Fiume Serchio. Una prima ipotesi circa la sorgente di contaminazione delle acque del Fiume Serchio può consistere nello sversamento di reflui contenenti terbutilazina utilizzata in processi di lavorazione industriale direttamente nel Fiume. Tale ipotesi potrà essere confermata o negata andando ad accertare se e quali industrie situate

lungo il corso del fiume utilizzino il principio attivo in questione effettuando un monitoraggio di tali scarichi.

Un ulteriore approccio al problema nel contesto dell'intero sistema idrologico della pianura di Lucca, vede ancora nell'applicazione della terbutilazina per scopi agronomici la sorgente della contaminazione. Si può ipotizzare (Fig. 14) che le elevate concentrazioni nelle acque del Fiume Serchio siano legate a due meccanismi entrambi legati alla disponibilità di terbutilazina nel suolo in periodi successivi a quelli dell'irrorazione.

Per il primo di essi, parte della terbutilazina fissata al suolo può infiltrarsi nel sottosuolo e raggiungere la falda in quelle aree dell'acquifero a Nord di Monte S. Quirico (zona di S. Pietro a Vico) ove è assente la copertura superficiale o essa presenta uno spessore molto limitato. In tali aree, laddove il Fiume Serchio drena le acque di falda, la contaminazione può passare dalle acque sotterranee a quelle superficiali. L'altro meccanismo è legato al dilavamento dell'erbicida in seguito a periodi di precipitazioni successive all'applicazione della terbutilazina nelle aree agricole della pianura alluvionale dell'intero bacino. La terbutilazina dilavata dal ruscellamento superficiale, è da questo conferita al reticolo di drenaggio, quindi ai corsi di rango superiore ed infine al Fiume Serchio. Una volta nelle acque superficiali la terbutilazina contamina gli acquiferi attraverso l'infiltrazione di subalveo nei tratti perpendenti del Serchio (Fig. 14) come nell'area di S. Alessio.

Si osserva inoltre che il tempo di dimezzamento della terbutilazina in acqua è circa 200 giorni, mentre quello nel suolo è pari a circa 100 giorni (Rahman e Matthews, 1997). Ne consegue che la terbutilazina che contamina l'acquifero di S. Alessio può provenire da altre aree del bacino idrologico configurando il problema della contaminazione delle acque sotterranee nella pianura di S. Alessio come un problema alla scala di bacino del Fiume Serchio piuttosto che locale. Si deve quindi considerare il fatto che se gli agricoltori della pianura di S. Alessio dovessero abbandonare l'uso di fitofarmaci il problema dell'inquinamento da pesticidi potrebbe non essere risolto.

Al fine di validare una di queste ipotesi è necessario condurre un'estesa campagna di monitoraggio della qualità delle acque nel mezzo saturo, nelle acque superficiali dei corsi d'acqua minori e del Fiume Serchio nella parte di bacino a monte di Ponte di M.S. Quirico e delle acque di prima pioggia. Come pure è necessario ottenere dati sulla eventuale presenza di terbutilazina nel mezzo insaturo. Il modello numerico sviluppato, una volta disponibili i dati sopra elencati, potrebbe fornire ulteriori informazioni attraverso l'implementazione dei processi geochimici non considerati in questo studio.

Inoltre, il modello numerico implementato può costituire un punto di partenza per la produzione di un importante strumento per le operazioni di gestione del campo pozzi di S. Alessio. Applicazioni pratiche possono essere trovate nella definizione delle portate ottimali dei pozzi, per simulare l'andamento della risorsa, valutare l'impatto di

opere antropiche, condurre analisi di rischio e conseguentemente prevenire fenomeni di contaminazione e, nell'evento indesiderato di episodi di inquinamento, costituire il supporto per pianificare le necessarie operazioni di disinquinamento.

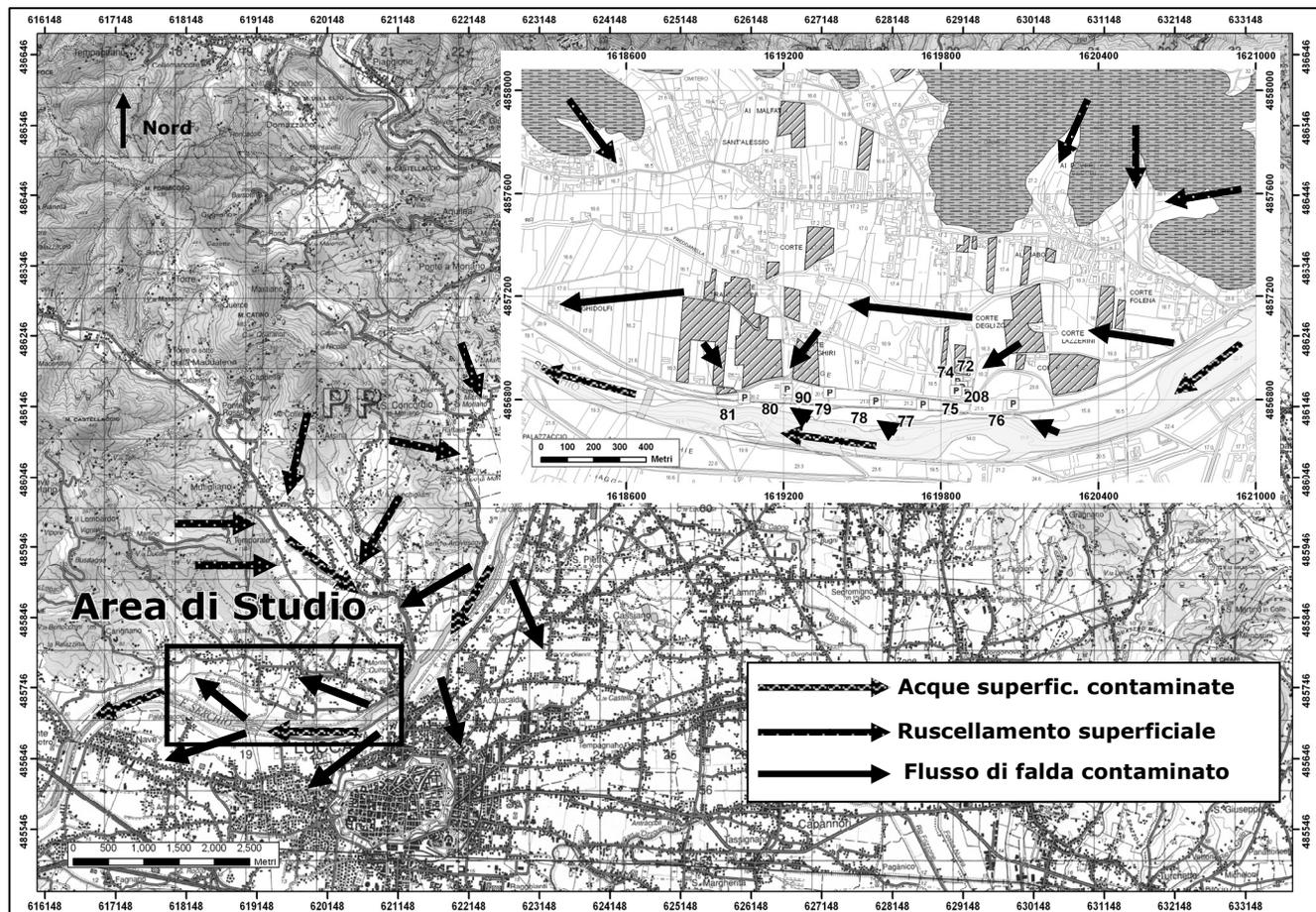


Figura 14. Modello concettuale per la rappresentazione del processo di contaminazione della falda della pianura di S. Alessio.  
*Conceptual model representing the groundwater contamination process in the S. Alessio plain*

## Ringraziamenti

Gli autori desiderano ringraziare il Prof. Luigi Carmignani che ha reso possibile questo studio, il Dott. Enrico Guastaldi

per la collaborazione nelle elaborazioni geostatistiche e la Dott.ssa Bruna Baldi per il valido supporto fornito nella preparazione delle figure.

## Bibliografia

BASF. Stomp TZ®. Foglio illustrativo.  
 Bear, J. e Verruijt, A., 1987. Modeling groundwater flow and pollution. Theory and applications of transport in porous media. Dordrecht, Holland: D. Reidel Publishing Company.  
 Braun, F., Schüssler, W., Wanzinger, M., Wehrle von Borzyskowski, R., van de Graaf, S., Gast, R., 1990. Untersuchungen zur Analytik und Verbreitung von Polychlorbiphenylen (PCB) und Pflanzenbehandlungsmitteln, Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, München.  
 Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correl, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A. N., 1998. Nonpoint

pollution of surface waters with phosphorous and nitrogen. *Ecological Applications*, 8 (3), 559-568. Ecological Society of America.

Civita, M., 2005. *Idrogeologia applicata e ambientale*. Milano: Casa Editrice Ambrosiana.

Comune di Lucca, 2003a. Indagini idrogeologiche finalizzate all'individuazione dell'area di salvaguardia del campo pozzi di S. Alessio - Lucca (art. 21 del D.Lgs. 152/99). Prima fase - Individuazione e caratterizzazione dell'area di rispetto. Studio Nollodi, Lucca (report non pubblicato).

Comune di Lucca, 2003b. Accordo di programma per la tutela delle falde del campo

pozzi di S. Alessio-Lucca aggiuntivo all'Accordo di programma integrativo per la tutela delle acque e la gestione integrata delle risorse idriche stipulato in data 19.12.2002. Protocollo 28262, 18 Giugno 2003.

Conferenza permanente per i rapporti tra lo Stato e le Regioni e le Province Autonome, 2002. Linee guida per la tutela della qualità delle acque destinate al consumo umano e criteri generali per l'individuazione delle aree di salvaguardia delle risorse idriche di cui all'art. 21 del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152. Accordo 12 Dicembre 2002. G.U., n. 303, 28 Dicembre 2002.  
 de Barreda, D.G., Lorenzo, E., Gamon, M., Monteagudo, E., Saez, A., de la Cuadra, J.D., del

- Busto, A., Ramos, C., Carbonell, E.A., 1991. Survey of herbicide residues in soil and wells in three citrus orchards in Valencia, Spain. *Weed Res.* 31, 143-151.
- Dörfler, U., Scheunert, I., 1997. S-Triazine herbicides in rainwater with special reference to the situation in Germany. *Chemosphere*, Vol. 35, Nos. 1/2, 77-85.
- GEAL Spa, 2003. Studio agronomico finalizzato all'individuazione ed istituzione dell'area di salvaguardia ai sensi dell'art. 21 D.Lgs. 152/99 per il campo pozzi di S. Alessio (Lu). STAFF Studio Associato, Lucca (report non pubblicato).
- Goovaerts, P., 1997. *Geostatistics for natural resources evaluation*, XIV. Oxford, U.K.: Oxford University Press. pp. 483.
- Harbaugh, A.W., Banta, E.R., Hill, M.C., McDonald, M.G., 2000. Modflow-2000, the U.S. Geological Survey modular groundwater model. User guide to modularization concepts and the groundwater flow processes. U.S. Geological Survey Open File Report 00-92.
- Isagro. Terb WG®. Foglio illustrativo.
- Kitadinis, P.K., 1997. *Introduction to geostatistics. Applications in hydrogeology*. Cambridge, U.K.: Cambridge University Press.
- Loague, K., Lloyd, D., Ngueyen, A., Davis, S.N., Abrams, R.H., 1998a. A case study of DBCP groundwater contamination in Fresno County, California 1. Leaching through the unsaturated subsurface. *Journal of Contaminant Hydrology* 29, 109-136.
- Loague, K., Abrams, R.H., Davis, S.N., Ngueyen, A., Stewart, I.T., 1998b. A case study of DBCP groundwater contamination in Fresno County, California 2. Transport in the saturated subsurface. *Journal of Contaminant Hydrology* 29, 137-163.
- McDonald, M.G., Harbaugh, A.W., 1988. A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model. United States Geological Survey, Openfile Report 83-875, Book 6. Modeling techniques.
- Milde, G., Friesel, P., 1987. Grundwasser beeinflussung durch Pflanzenschutzmittel. Schriftenreihe des Vereins für Wasser, Boden und Lufthygiene 68. Stuttgart/New York: Gustav Fischer Verlag.
- Monsanto. Lasso Micromix®. Foglio illustrativo.
- Nardi, R., Nollodi, G., Rossi F., 1987. Geologia e idrogeologia della pianura di Lucca. *Geogr. Fis. Dinam. Quat.*, 10, 1-30.
- Pollock, D.W., 1989. Documentation of computer programs to compute and display pathlines using results from the U.S. Geological Survey modular three-dimensional finite difference ground-water model. United States Geological Survey Openfile Report 89-381.
- Rahman, A., Matthews, L.J., 1997. Effect of soil organic matter on the phytotoxicity of thirteen s-triazine herbicides. *Weed Sci.* 27: 158-161.
- Rossetto, R., 2005. Modellazione numerica del flusso e del trasporto di solute ai fini dell'investigazione dei meccanismi di trasporto dell'erbicida terbutilazina nel sistema acquifero della pianura di S. Alessio. Tesi di Dottorato di Ricerca, XVII Ciclo, Università degli Studi di Siena. Siena, Italia.
- Spitz, K., Moreno, J., 1996. *A practical guide to groundwater and solute transport modeling*. New York, U.S.: John Wiley & Sons. Inc.
- Syngenta, 2004. Primagram Gold. Foglio illustrativo.
- Todd, D.K., 1980. *Groundwater Hydrology*. Second Edition. New York, U.S.: John Wiley & Sons. Inc.
- Trevisan, L., Brandi, G.P., Dallan, L., Nardi, R., Raggi, G., Rau, A., Squarci, P., Taffi, L., Tongiorgi, M., 1971. Note illustrative della Carta Geologica d'Italia alla scala 1:100.000 Foglio 105 Lucca. Ministero dell'Industria, del Commercio e dell'Artigianato, Direzione Generale delle Miniere-Servizio Geologico d'Italia.
- Verstraeten, I.M., Thurman, E.M., Lindsey, M.E., Lee, E.C., Smith, R.D., 2002. Changes in concentration of triazine and acetamide herbicides by bank filtration, ozonation, and chlorination in a public water supply. *Journal of Hydrology* 266, 190-208.
- Voltz, M., Louchart, X., Andrieux, P., Lennartz, B., 2005. Processes of water contamination by pesticides at catchment scale in Mediterranean areas. *Geophysical Research Abstracts*, Vol. 7, 10634, 2005.
- Zheng, C., Wang, P.P., 1998. A modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems. Documentation and User's Guide. Department of Geology and Mathematics, University of Alabama, U.S.