

**MODELLAZIONE DEL MOTO E DEL TRASPORTO DELL'ACQUA  
SOTTERRANEA NELLA PIANA DE L'AQUILA-SCOPPITO:  
APPLICAZIONE DEL MODFLOW**

**Dr.ssa Raffaella Rufa**

**Tutor: Dr.ssa Stefania Nisio**

**Co tutor: Dr. Giancarlo Ciotoli**

**Con la collaborazione del Prof. Antonio Cenedese e della Dr.ssa Monica Moroni**

## **Prefazione**

Il presente lavoro è stato sviluppato nell'ambito del Progetto Sinkhole del Dipartimento di Difesa del Suolo dell'APAT (Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici) con lo scopo di analizzare dettagliatamente la situazione idrogeologica della Piana de L'Aquila-Scoppito (Abruzzo). L'area in esame è stata selezionata in quanto rappresenta una delle aree a rischio sinkholes più caratteristiche dell'Italia centrale.

I dati utilizzati per la ricostruzione della stratigrafia e dell'idrostratigrafia del dominio oggetto di studio sono stati ottenuti dalla consultazione della banca dati pozzi dell'APAT istituita nel rispetto della normativa vigente (Legge 4 agosto 1984, n. 464 "Norme per agevolare l'acquisizione da parte del Servizio geologico della Direzione generale delle miniere del Ministero dell'industria, del commercio e dell'artigianato di elementi di conoscenza relativi alla struttura geologica e geofisica del sottosuolo nazionale").

Lo scopo principale di questo lavoro è stata la modellazione del moto delle acque sotterranee al fine di ricostruire l'andamento della superficie piezometrica dell'acquifero superficiale e di conoscere la velocità delle acque sotterranee per valutare alcuni dei parametri che caratterizzano lo scenario geologico delle aree a sinkholes. Inoltre, poiché la Piana de L'Aquila-Scoppito rappresenta un esempio di conca intramontana ricca di attività umane in continuo sviluppo, è stato analizzato il comportamento di un contaminante (benzina super) in falda per valutare la vulnerabilità dell'acquifero superficiale.

Sono stati inoltre simulati tre scenari di bonifica del sito contaminato per valutare quale fosse il più efficace. Le tecnologie di bonifica applicate sono state il "Pump and Treat", la trincea drenante e la barriera permeabile reattiva del tipo "Funnel and Gate".

I risultati ottenuti dalla simulazione del moto delle acque sotterranee nel caso della modellazione della Piana de L'Aquila-Scoppito possono, in generale, essere considerati soddisfacenti in quanto confermano la direzione nord-ovest sud-est della falda superficiale già evidenziata in altri studi relativi all'idrogeologia della zona e citati nella bibliografia. La circolazione idrica sotterranea è diversa sui due versanti della piana: nella zona occidentale si ha infatti una direzione meridiana che piega ad est nel settore meridionale, mentre nella zona orientale si ha una direzione nord-ovest sud-est. La rapida variazione della direzione delle acque sotterranee nel settore meridionale, ha portato ad ipotizzare la presenza di una discontinuità tettonica con orientazione est-ovest che, insieme alla struttura del fiume Aterno, rende la zona sud della piana più debole e quindi a maggior rischio sinkholes.

Per quanto riguarda, invece, il modello di trasporto delle sostanze contaminanti presenti nella falda a causa di un ipotetico sversamento di benzina super, i risultati sono stati esattamente quelli attesi: il contaminante reattivo considerato, è risultato essere soggetto ad un'attenuazione naturale e ad un adsorbimento sui grani del terreno, quindi il suo plume è caratterizzato da dimensioni minori rispetto a quello del contaminante non reattivo.

Scopo dell'analisi delle possibili tecnologie di bonifica è stata la dimostrazione di come i modelli possano essere impiegati per aiutare nella scelta delle misure di bonifica da adottare in siti contaminati. Gli scenari di bonifica simulati sono risultati tutti e tre efficaci per la rimozione delle sostanze inquinanti considerate. Un possibile sviluppo futuro potrebbe essere un confronto in termini di efficacia-costi per poter valutare al meglio la più idonea tecnologia per la bonifica del sito in esame.

## **Abstract**

Tra le riserve naturali di acqua, le falde sono sicuramente quelle verso cui è rivolta una maggiore attenzione per quanto riguarda la loro tutela poiché costituiscono le principali fonti di approvvigionamento idrico potabile. In quest'ottica si collocano sempre più frequentemente gli studi sulla vulnerabilità degli acquiferi in siti fortemente antropizzati. La Piana de L'Aquila-Scoppito si presenta come un esempio di conca intramontana ricca di attività umane, sia a carattere industriale che urbanistico, in continua espansione che interagiscono continuamente con l'assetto idrogeologico superficiale e sotterraneo e che possono quindi essere potenziali fonti di contaminazione.

Per poter analizzare gli eventuali scenari di rischio e risanamento si devono poter individuare le sorgenti di contaminazione, i possibili bersagli e le vie di migrazione delle sostanze contaminanti. A tale scopo risulta quindi indispensabile conoscere le caratteristiche geologiche ed idrogeologiche del sito in esame: solo così si può infatti ricostruire sia il moto delle acque sotterranee, che rappresentano il veicolo che trasporta l'ipotetico contaminante, sia le modalità di trasporto stesso nei mezzi porosi.

Un metodo che consente la caratterizzazione dell'area oggetto di studio dal punto di vista geologico ed idrogeologico è, per esempio, l'interpolazione dei valori delle grandezze di interesse a partire da informazioni puntuali. In questo lavoro è stata però adottata una metodologia alternativa, costituita dalla simulazione del moto e del trasporto mediante un modello, inizialmente concettuale ed in seguito matematico, capace di schematizzare il problema senza perdere le caratteristiche di rappresentatività e verosimiglianza con la realtà. Utilizzando un modello matematico è dunque possibile risolvere le equazioni che governano il moto ed il trasporto in tutti i punti del dominio di interesse. Le caratteristiche geologiche del sottosuolo, invece, sono state ricostruite per interpolazione dei valori noti dai sondaggi puntuali poiché non esiste legge matematica che le rappresenti.

Le sostanze contaminanti analizzate e modellate sono state il BTEX (benzene, toluene, etilbenzene e xilene) ed il MTBE (metilterbutiletere) che rappresentano, rispettivamente, la frazione leggera e l'ossidante più utilizzato nella produzione di benzina super. Si è infatti ipotizzata la presenza di una sorgente puntuale di contaminazione rappresentata da uno sversamento nel sottosuolo di benzina super che contamina l'acquifero superficiale modellato. Il software utilizzato per la simulazione del moto dell'acqua sotterranea è il VISUAL MODFLOW, mentre per la simulazione del trasporto di contaminanti l'MT3D.

Nel presente lavoro, sono stati anche analizzati possibili scenari di bonifica della piana nel caso di inquinamento dovuto a BTEX o MTBE.

Scopo di quest'ulteriore analisi è la dimostrazione di come i modelli possano essere impiegati per aiutare nella scelta delle misure di bonifica da adottare in siti contaminati.

Analizzando i risultati ottenuti, si può affermare che il metodo della modellazione è più accurato ed affidabile rispetto ai metodi che si basano sull'interpolazione per la determinazione del moto delle acque sotterranee e per il trasporto di sostanze contaminanti. La modellazione, a differenza delle altre metodologie adottabili, consente infatti di considerare le reali caratteristiche geologiche ed idrogeologiche dell'acquifero analizzato e soprattutto permette di risolvere il problema tramite la ricerca della soluzione delle equazioni che governano il fenomeno. Un modello è utilizzabile quindi in ambito ingegneristico come un valido strumento per il monitoraggio della risorsa idrica sotterranea e per la valutazione di una previsione futura.

## **Indice**

1.	La Piana de L'Aquila-Scoppito .....	8
1.1.	Inquadramento geologico e idrogeologico regionale .....	9
1.2.	Inquadramento geologico e idrogeologico della Piana de L'Aquila Scoppito .....	10
2.	Modellazione delle acque sotterranee.....	14
2.1.	Modelli numerici .....	14
2.2.	Raccolta ed interpretazione dei dati.....	16
2.3.	Comprensione del sistema naturale .....	17
2.4.	Costruzione del modello concettuale.....	17
2.5.	Scelta del modello numerico .....	18
2.6.	Calibrazione e validazione del modello .....	18
2.7.	Applicazione del modello .....	19
2.8.	Presentazione dei risultati.....	19
3.	Il modello matematico per il moto .....	20
3.1.	Approccio macroscopico .....	20
3.2.	La legge di Darcy .....	20
3.3.	Estensione della legge di Darcy.....	21
3.4.	Conducibilità idraulica .....	22
3.5.	L'equazione generale del moto delle acque sotterranee.....	23
3.6.	Condizioni iniziali e condizioni al contorno.....	24
4.	Il modello matematico per il trasporto .....	29
4.1.	Descrizione del trasporto in diverse condizioni geologiche.....	29
4.2.	Analisi della qualità delle acque sotterranee .....	30
4.3.	Sorgenti di contaminazione delle acque sotterranee.....	30
4.4.	Classificazione delle sostanze contaminanti in base al trasporto .....	30
4.5.	Meccanismi di trasporto in mezzi saturi.....	32
4.6.	I contaminanti reattivi.....	36
4.7.	Condizioni iniziali e al contorno .....	42
5.	Modelli numerici del moto e trasporto: MODFLOW e MT3D.....	44
5.1.	Il MODFLOW .....	44
5.1.1	River package .....	45
5.1.2	Recharge package .....	46
5.1.3	Well package .....	47
5.1.4	Wetting capability .....	47
5.1.5	ZoneBudget .....	48
5.1.6	Parametri generali.....	48
5.1.7	Algoritmi di calcolo.....	49
5.2.	L'MT3D .....	50
6.	Modellazione della piana de l'Aquila-Scoppito .....	52
6.1	Modello concettuale .....	52
6.1.1	Definizione del dominio .....	52
6.1.2	Idrostratigrafia .....	52
6.1.3	Scambi della falda .....	56
6.2	Modello per il moto delle acque sotterranee .....	56
6.2.1	Modello monostrato.....	56
6.2.2	Modello multistrato .....	65
6.2.3	Calibrazione del modello.....	66
6.3	Modello di trasporto .....	67
6.3.1	BTEX.....	67

6.3.2	MTBE .....	69
6.3.3	Condizioni al contorno .....	70
6.3.4	Dispersività.....	71
6.3.5	Tecnologie di bonifica .....	71
7.	Analisi dei risultati .....	74
7.1	Modello per il moto delle acque sotterranee .....	74
7.1.1	Modello monostrato.....	74
7.1.2	Modello multistrato .....	77
7.2	Modello di trasporto .....	79
7.2.1	Modello monostrato.....	79
7.2.2	Modello multistrato .....	81
7.2.3	Valutazione degli interventi di bonifica .....	86
	Conclusioni.....	90
	BIBLIOGRAFIA .....	92

## **1. La Piana de L'Aquila-Scoppito**

La zona oggetto di studio del presente lavoro è la Piana de L'Aquila-Scoppito (Abruzzo) che rientra nel foglio n° 139 L'Aquila della cartografia 1:100.000 dell'I.G.M. (Istituto Geografico Militare).

La piana ha una forma triangolare con un'estensione di 30 Km<sup>2</sup>. È ubicata tra i rilievi dell'Appennino Centrale, a NO rispetto alla città de L'Aquila; la sua esatta posizione è mostrata in Figura 1.1.1. Questa conca intramontana è caratterizzata dalla presenza del fiume Aterno che nasce nella conca di Montereale a 984 m slm; discende poi verso Pizzoli e San Vittorino, dove la valle si allarga nell'ampia piana de L'Aquila. Il fiume attraversa e drena la piana di Montereale e, attraverso una stretta gola, perviene al centro de L'Aquila dopo aver attraversato numerosi e piccoli centri abitati. Qui riceve le acque del torrente Raio, affluente di destra che nasce dal laghetto di Cerasolo a 1460 m slm. Ad est de L'Aquila, dopo la confluenza con il torrente Raiale, il fiume Aterno si divide in due rami; presso Raiano, la sua portata aumenta considerevolmente a causa della confluenza con il fiume Sagittario e dell'apporto delle acque sorgive di Capo Pescara da cui prende il nome nel tratto successivo. L'Aterno-Pescara è lungo in totale 145 km e sottende un bacino di 3188 km<sup>2</sup>.

Nei paragrafi seguenti saranno analizzate le caratteristiche geologiche ed idrogeologiche della piana.





Figura 1.1.1 Ubicazione della piana de L'Aquila-Scoppito

## 1.1. Inquadramento geologico e idrogeologico regionale

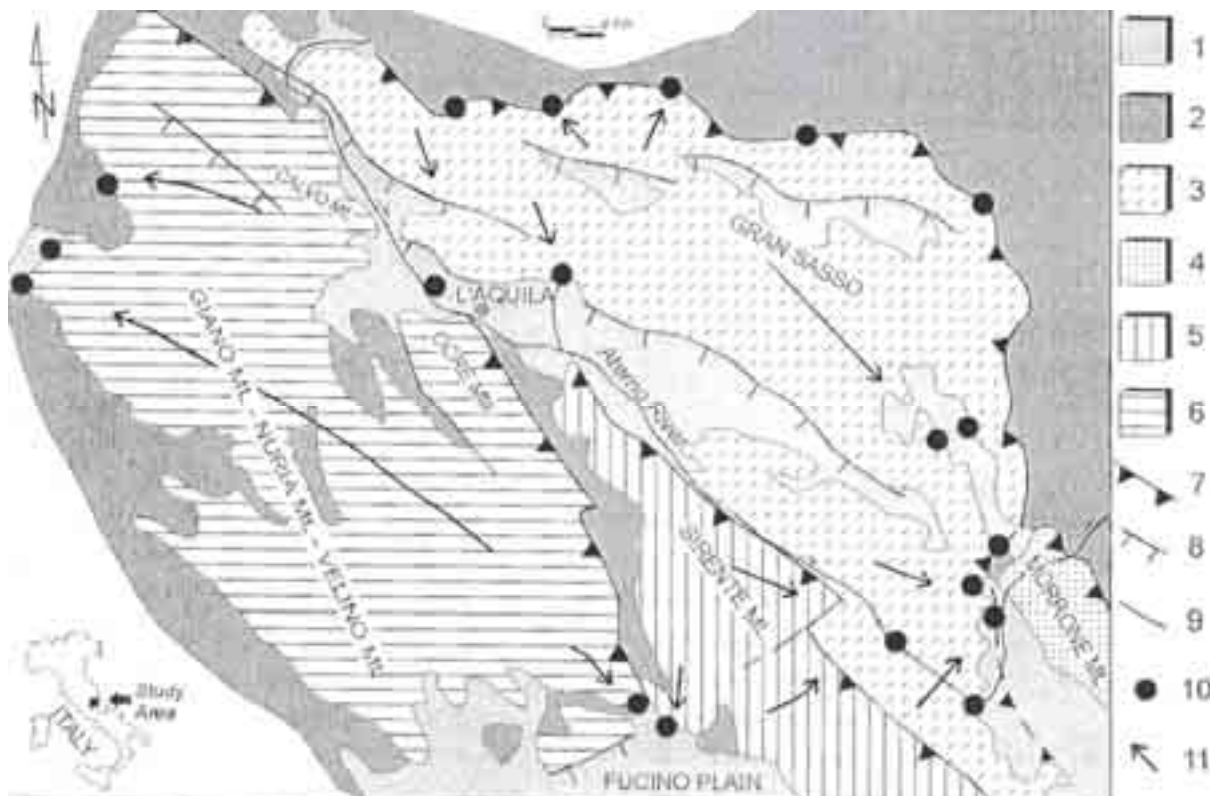
La struttura dell'Appennino Centrale è costituita da sovrascorrimenti vergenti a NE e formatasi a partire dal Miocene superiore, in relazione dell'apertura del Mar Tirreno. A partire dal Pliocene superiore-Quaternario, l'Appennino ha subito un regime geodinamico estensionale responsabile, tra l'altro, della nascita di una serie di conche intramontane la cui evoluzione, ancora in atto, è testimoniata dall'intensa sismicità della zona. Queste depressioni, condizionate dall'attività di faglie distensive principali orientate nelle direzioni NW-SE e E-W, immergenti a SW e connesse con altre faglie trasversali orientate NE-SW, sono state colmate da una spessa sequenza di depositi clastici continentali di ambiente lacustre, fluviale e di versante. Ai bordi sono presenti sistemi montuosi calcarei permeabili per fessurazione e carsismo che rappresentano i principali acquiferi a livello regionale. I massicci sono anche circondati da formazioni flyschoidi impermeabili che hanno il compito di contenere gli acquiferi carsici.

A bassa quota sono presenti delle sorgenti ad elevata portata che si originano dall'affioramento della falda basale contenuta nei suddetti massicci.

Le faglie principali presenti nei massicci carsici provocano l'accostamento di litologie a diversa permeabilità e, in alcuni casi, possono drenare o contenere il deflusso sotterraneo, in

funzione dello spessore delle fasce cataclastiche, della loro granulometria e del loro grado di cementazione.

Nella Figura 1.1.2 si può osservare lo schema idrogeologico dell'Appennino aquilano.



**Figura 1.1.2 Schema idrogeologico dell'Appennino aquilano**

1. Depositi di riempimento delle conche intramontane e delle piane tettono-carsiche, Quaternario; 2. Depositi terrigeni sinorogenici, Miocene superiore (acqui cludo regionale); 3. Sistema idrogeologico del Gran Sasso; 4. Sistema idrogeologico del M. Morrone; 5. Sistema idrogeologico del M. Sirente; 6. Sistema idrogeologico del M. Giovo-M. Nuria- M. Velino; 7. Sovrascorrimenti principali di interesse idrogeologico; 8. Faglie distensive principali di interesse idrogeologico; 9. Faglie principali di interesse idrogeologico; 10. Sorgenti principali; 11. Principali direzioni del deflusso sotterraneo.

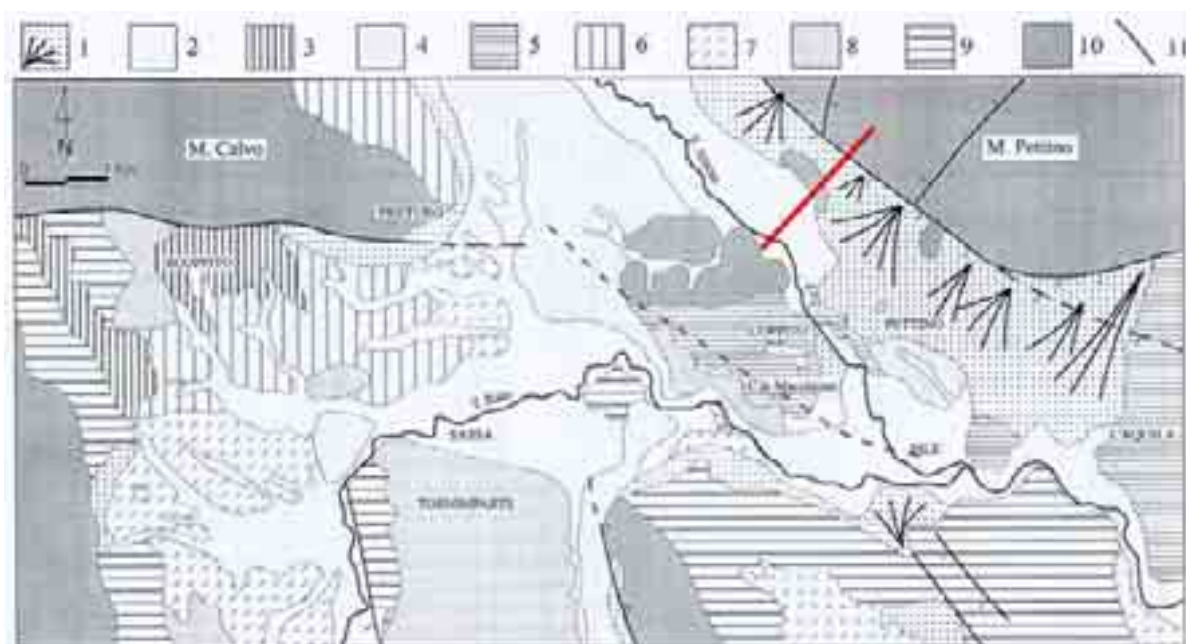
## 1.2. Inquadramento geologico e idrogeologico della Piana de L'Aquila Scoppito

La Piana de L'Aquila-Scoppito rappresenta uno dei bacini intramontani più tipici dell'Appennino Centrale. È una zona colmata da depositi continentali d'ambiente lacustre, fluviale e di versante appartenenti al Quaternario. Il riempimento, anche se presumibilmente veloce, è avvenuto con l'alternanza di periodi di intensa erosione con periodi di sedimentazione nei momenti di minor dinamica geomorfologica.

Le sequenze quaternarie di riempimento della conca possono essere riassunte in tre complessi litologici, che sono stati individuati grazie a sondaggi effettuati nella piana negli anni sessanta a fini minerari per ricerche di lignite. È stato così individuato, dal basso verso l'alto, un

complesso inferiore, direttamente appoggiato al substrato pre-quadernario, costituito da argilla a cui segue un complesso ghiaioso-sabbioso e, in ultimo, uno strato pelitico-sabbioso con diverse unità litologiche, mostrate in Figura 1.1.3, che possono essere così raggruppate:

- Unità di Madonna della Strada: situata nella zona più occidentale della piana, è caratterizzata dalla presenza di peliti a cui si intercalano orizzonti di lignite.
- Unità di Colle Cantaro: costituita essenzialmente da ghiaia e sabbia.
- Unità delle Breccie calcaree: si trova tra la località di Coppito e la città de L'Aquila ed è formata da breccie calcaree con grado di cementazione variabile.



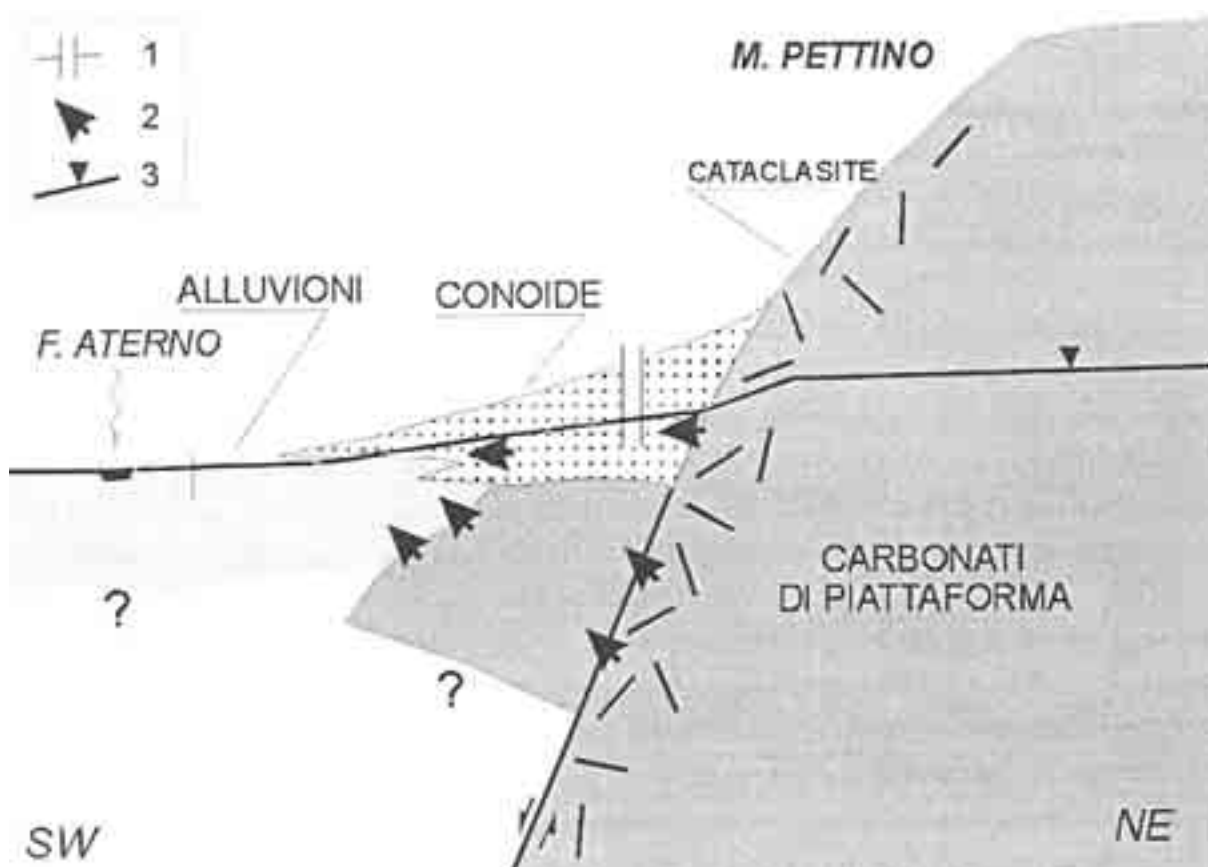
**Figura 1.1.3 Schema geolitologico della piana L'Aquila-Scoppito**

1. Detriti di falda e conoidi miste; 2. Alluvioni recenti; 3. Breccie; 4. Alluvioni antiche del paleo-Aterno; 5. Unità delle Breccie calcaree; 6. Unità di Colle Cantaro (ghiaie e limi calcarei); 7. Unità di Madonna della Strada; 8. Depositi silico-clastico torbiditici; 9. Alternanze di calcari marnosi e marne con calcari detritici; 10. Carbonati di ambiente scarpata-bacino e piattaforma interna; 11. Faglie principali.

La falda superficiale contenuta negli acquiferi della Piana de L'Aquila-Scoppito risulta alimentata quasi esclusivamente, tramite travasi sotterranei, dagli acquiferi carbonatici circostanti, essendo trascurabile la ricarica diretta.

Le portate erogate sono massime sul versante orientale grazie al contributo dell'acquifero del Gran Sasso; meno elevato, ma comunque apprezzabile, è il contributo dell'acquifero del Monte Calvo in direzione NE. Il deflusso sotterraneo proveniente dalla zona meridionale (Unità geologica dei Monti d'Ocre) è, invece, nullo a causa dei depositi terrigeni che fungono da acquicludo. Ora sarà analizzata con più dettaglio la situazione idrogeologica nella zona orientale della piana, considerato il suo contributo maggiore in termini di portate. A tale scopo

è riportata in Figura 1.1.3 l'ubicazione della sezione esaminata ed in Figura 1.1.4 la sequenza stratigrafica della sezione stessa.



**Figura 1.1.4 Profilo idrogeologico che illustra i rapporti tra la piana e il M. Pettino**

1. Sondaggio; 2. Direzione del flusso sotterraneo; 3. Traccia della superficie piezometrica.

Il contatto tra la struttura carbonatica del Monte Pettino, appartenente al sistema idrogeologico del Gran Sasso, con i depositi detritici quaternari della piana avviene tramite faglie dirette. Lungo la faglia principale del Monte Pettino lo spessore di materiale detritico cataclastico è considerevole.

La falda basale del sistema idrogeologico del Gran Sasso drena, nel settore di Pettino, verso il centro della piana raggiungendo il fiume Aterno che si comporta così da sorgente lineare con travasi attraverso le conoidi pedemontane del Monte Pettino.

A SE della piana, tra Coppito e L'Aquila, la falda basale alimenta inoltre importanti sorgenti puntuali come quella di Vetoio e di Boschetto, che erogano complessivamente una portata pari a 600 l/s e che interagiscono significativamente con il corso d'acqua principale, il fiume Aterno.

Le sorgenti di Vetoio e Boschetto, hanno portate differenti e ripetitive, testimoniando un'alimentazione proveniente dall'acquifero carbonatico. Il Boschetto, infatti, è caratterizzato

da portate minime in estate e massime in inverno, evidenziando un'alimentazione diretta dall'acquifero carbonatico, mentre il Vetoio non presenta grosse variazioni della portata con la stagione, anche se possono essere riscontrati dei massimi in estate.

Un altro aspetto interessante ai fini di una corretta caratterizzazione idrogeologica della zona in esame è l'interazione del fiume Aterno con il sistema idrico sotterraneo.

Il bilancio relativo al primo tratto di fiume, dopo la località di San Vittorino, delinea una diminuzione della portata durante tutto l'anno; nei mesi estivi si riscontra una totale assenza di acqua.

Nel secondo tratto del fiume, da Coppito fino a L'Aquila, si può individuare una zona in cui è la falda ad alimentare il fiume stesso.

## **2. Modellazione delle acque sotterranee**

Teoricamente i modelli numerici non impongono restrizioni sul tipo di condizioni al contorno. La modellazione delle acque sotterranee implica lo sviluppo di strumenti che riproducano i processi che si verificano nei sistemi idrogeologici e che possano essere sfruttati sia nella fase di monitoraggio della risorsa idrica che in quella di previsione. In ogni caso, migliore è lo strumento di modellazione e più attendibili risulteranno le previsioni sul comportamento del sistema.

I modelli applicabili nel campo delle acque sotterranee sono modelli di tipo concettuale, modelli matematici (numerici e analitici), modelli fisici (i.e. colonne e serbatoi di laboratorio) oppure modelli basati sull'analogia esistente tra flusso di corrente e flusso delle acque di falda. Attualmente quelli più utilizzati risultano essere i modelli numerici che hanno ormai surclassato tutti gli altri grazie al loro approccio molto versatile nei confronti del complesso sistema delle acque sotterranee.

La costruzione di un modello prevede l'effettuazione dei seguenti passi:

- individuazione del sito su cui applicare il modello;
- costruzione del modello concettuale come rappresentazione ideale del sistema reale;
- costruzione del modello matematico;
- calibrazione della soluzione adattando i valori simulati a quelli osservati;
- validazione dell'accuratezza delle previsioni del modello;
- simulazione basata sulla versione calibrata del modello concettuale.

### **2.1. Modelli numerici**

I modelli di tipo numerico sono stati sviluppati dall'inizio degli anni '70 a partire dai più semplici modelli a singola cella che si basano sull'applicazione dell'equazione di bilancio della massa.

Grazie ai grandi sviluppi raggiunti nel settore della tecnologia informatica, esistono attualmente software per risolvere molti problemi relativi al flusso ed al trasporto delle acque di falda, evitando la scrittura di righe di codice.

, sulle condizioni iniziali, sulle caratteristiche del sistema idrogeologico o sulle caratteristiche del soluto considerato.

L'ampia diffusione di questi modelli ha indotto a considerare l'espressione "modello delle acque sotterranee" come un sinonimo di "modelli numerici per le acque sotterranee".



Il codice numerico è uno strumento per risolvere le equazioni che governano il flusso ed il trasporto; questo viene poi trasformato in un modello per lo studio delle acque sotterranee grazie all'introduzione delle caratteristiche geometriche del sito in esame e delle relative condizioni al contorno, grazie all'introduzione dei parametri che caratterizzano il flusso ed il trasporto e grazie anche alla calibrazione e alla verifica del modello stesso.

Il processo di costruzione di un modello numerico prevede le seguenti fasi:

- raccolta ed interpretazione i dati;
- comprensione del sistema naturale;
- costruzione del modello concettuale;
- scelta del modello numerico;
- calibrazione e validazione del modello;
- applicazione del modello;
- presentazione dei risultati.

Nella Figura 2.1.1 sono rappresentate alcune delle fasi principali elencate precedentemente e descritte in dettaglio nei paragrafi seguenti.

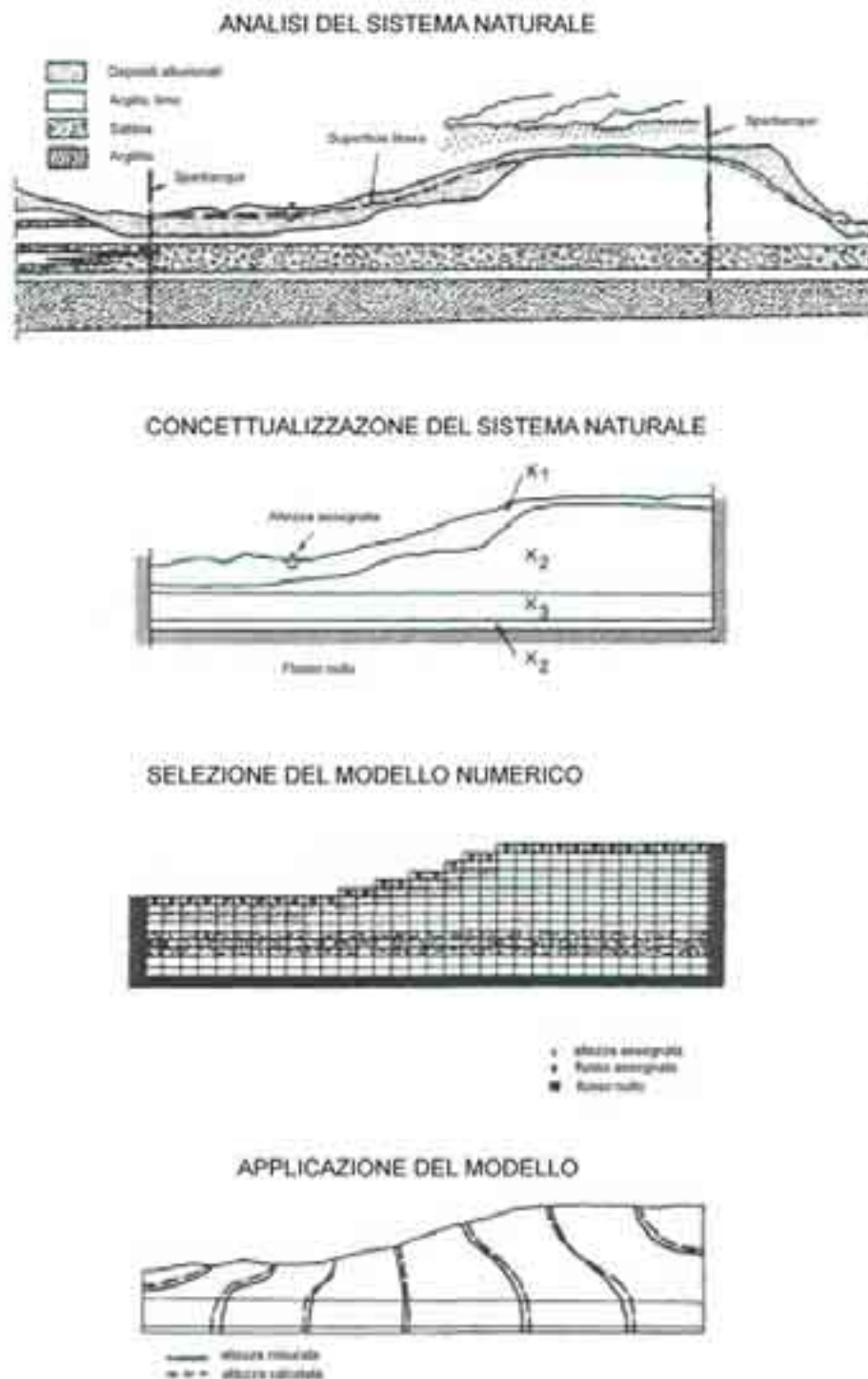


Figura 2.1.1 Esempi di alcune fasi del processo di modellazione

## 2.2. Raccolta ed interpretazione dei dati

La fase iniziale di raccolta dati assume un ruolo fondamentale per l'ottenimento di simulazioni e previsioni attendibili.



La qualità delle simulazioni, infatti, dipende soprattutto dalla validità del modello fisico e dalla natura dei dati di input; minore influenza hanno invece il codice numerico, la discretizzazione e il tempo scelto per la simulazione. Generalmente, i dati sperimentali non forniscono direttamente i parametri richiesti (i.e. la trasmissività o la ricarica) e queste grandezze devono essere estrapolate a partire dai dati di ingresso.

### **2.3. Comprensione del sistema naturale**

Per assicurare una modellazione accurata, il sito analizzato deve essere correttamente caratterizzato dal punto di vista della geologia, dell'idrogeologia e delle condizioni al contorno.

Si ha quindi la necessità di conoscere un considerevole numero di sondaggi verticali che consentano la ricostruzione della stratigrafia in sezioni appartenenti all'area oggetto di studio. All'aumentare del numero di sondaggi e della profondità degli stessi aumenta il grado di conoscenza della stratigrafia del sistema naturale; in realtà è molto importante anche l'ubicazione dei sondaggi perché, per una caratterizzazione più dettagliata, è necessario che questi siano rappresentativi dell'intera zona esaminata.

### **2.4. Costruzione del modello concettuale**

Dopo aver analizzato il sistema naturale, si passa alla fase di costruzione del modello concettuale che lo rappresenta. A tale scopo sono necessarie informazioni numerose ed esaustive, sia a livello geologico che idrogeologico. Come mostrato in Figura 2.1.1, il primo passo fondamentale è la caratterizzazione geologica dell'area di studio; una volta nota questa, si passa alla concettualizzazione del sistema vera e propria, che consiste nel definire i confini del dominio di studio e la loro geometria, nell'individuare il regime di flusso e le formazioni geologiche con le stesse caratteristiche idrogeologiche e nel rappresentare tutti gli elementi che si comportano come ricariche o perdite di portata nei confronti della falda. Questa fase è uno step cruciale nel processo di modellazione perché prevede il trasferimento delle caratteristiche di un sistema reale in un modello che può essere risolto utilizzando codici numerici.

## **2.5. Scelta del modello numerico**

La fase di costruzione del modello concettuale è seguita dalla fase di scelta del modello numerico da utilizzare nel problema specifico. I metodi numerici applicabili sono, infatti, diversi; tra questi si ricordano i metodi agli elementi finiti, in cui il dominio viene diviso in un numero finito di elementi di forma regolare, solitamente rettangoli o triangoli, oppure i metodi alle differenze finite, che si basano sulla sovrapposizione di un reticolo al dominio analizzato e sul considerare l'equazione da risolvere scritta su ogni nodo del reticolo stesso. Le derivate parziali che compaiono nell'equazione vengono approssimate con formule di derivazione numerica.

È stato dimostrato che alcuni modelli, come quelli che si basano sulla teoria degli elementi finiti, sono molto versatili. In generale, in ogni modello la scelta dello spazio e del tempo di discretizzazione controlla l'accuratezza dei risultati.

## **2.6. Calibrazione e validazione del modello**

La fase di calibrazione e validazione del modello è necessaria per superare la mancanza di dati, ma anche per verificare le ipotesi alla base della semplificazione del sistema naturale.

Durante la calibrazione i valori simulati dal modello, come la superficie piezometrica o le concentrazioni, vengono confrontati con valori misurati all'interno del dominio dello stesso. I parametri di ingresso del modello sono sottoposti a variazioni fino a quando i valori simulati ed osservati coincidono nel rispetto di una tolleranza prestabilita. La variazione può avvenire sia manualmente che automaticamente.

La calibrazione è una fase molto importante e delicata che richiede un certo tempo. Lo scopo è verificare che il modello delle acque sotterranee relativo al sito di interesse è in grado di riprodurre i valori osservati nel sistema naturale.

La validazione rappresenta una fase fondamentale per dimostrare che il modello può essere usato per fare previsioni. Non esistono, però, criteri standard per dimostrare l'accuratezza del modello.

Nella validazione si confronta generalmente il modello con dati non utilizzati nella fase di calibrazione. Questa procedura è adottata soprattutto quando le condizioni simulate differiscono significativamente da quelle usate nella calibrazione. Se il modello calibrato non riproduce accuratamente i risultati ottenuti con la validazione, lo stesso deve essere nuovamente calibrato servendosi di entrambe le serie di dati.

Le fasi di calibrazione e validazione si considerano terminate se sono stati simulati tutti gli scenari noti e possibili senza variare le proprietà dei materiali o le caratteristiche dell'acquifero.

## **2.7. Applicazione del modello**

L'applicazione del modello è la fase principale della modellazione di un sistema di acque sotterranee perchè consiste proprio nell'esecuzione del modello stesso che porta al conseguimento della soluzione numerica cercata.

## **2.8. Presentazione dei risultati**

I risultati restituiti dai modelli numerici sono numeri, come per esempio altezze idrauliche in punti discreti del dominio in un dato tempo. Questi risultati vengono generalmente resi più facilmente e velocemente comprensibili anche a chi non conosce perfettamente il software utilizzato tramite presentazione grafica degli stessi in due o tre dimensioni.

### **3. Il modello matematico per il moto**

#### **3.1. Approccio macroscopico**

I modelli numerici applicati allo studio delle acque sotterranee non risolvono le equazioni del flusso e del trasporto a livello microscopico. L'approccio che viene infatti adottato è di tipo macroscopico: le particelle solide che costituiscono i pori, vengono trascurate ed il mezzo è concepito come uno spazio continuo le cui proprietà hanno la particolarità di essere grandezze medie. Di conseguenza la porosità è definita in ogni punto ignorando il fatto che questo si trovi nella fase solida oppure in un poro (ipotesi del continuo). Le variabili che descrivono lo stato ed il moto dell'acqua attraverso il mezzo diventano anch'esse grandezze macroscopiche; viene così descritto il comportamento medio e non la "sorte" di una sola particella di fluido che si muove attraverso i vuoti del mezzo poroso.

Esistono diversi metodi per definire le grandezze macroscopiche, ma il primo ed il più popolare è il metodo del volume elementare rappresentativo (REV), sviluppato da Bear nel 1972, dove le grandezze macroscopiche vengono definite come grandezze mediate sul REV e attribuite al centro del volume rappresentativo. L'esatta dimensione del REV non è nota, ma si assume che questa sia maggiore della scala dei pori e minore della scala del mezzo poroso.

Il principale vantaggio del metodo del volume rappresentativo è quello di considerare grandezze macroscopiche con un chiaro significato fisico e misurabili in campo, mentre un grande svantaggio è la perdita delle informazioni alla scala dei pori e l'incertezza dovuta all'assunzione che i valori delle grandezze macroscopiche siano indipendenti dalla misura del REV.

#### **3.2. La legge di Darcy**

Il primo modello di laboratorio valido per le acque sotterranee è stato sviluppato nel 1856 da un ingegnere idraulico francese, Henry Darcy.

Nel suo esperimento, Darcy analizzò la portata attraverso una colonna verticale contenente un materiale poroso, generata dall'imposizione di valori di altezza piezometrica differenti in ingresso ed in uscita al modello.

La legge di Darcy, nella sua espressione più semplice, esprime la relazione tra  $q$ , che rappresenta la portata che transita attraverso la sezione ortogonale unitaria, il gradiente delle altezze piezometriche ed un coefficiente chiamato conducibilità idraulica  $K$  che dipende dalle

caratteristiche del materiale poroso e dell'acqua. Questa relazione è mostrata nell'Equazione 3.2.1:

$$q = -K \frac{\Delta h}{\Delta s} = -Ki \quad (3.2.1)$$

dove:

$q$  = velocità di Darcy o portata per unità di superficie [L/T]

$K$  = coefficiente di conducibilità idraulica [L/T]

$\Delta h$  = perdita di carico [L]

$\Delta s$  = lunghezza [L]

$i$  = gradiente idraulico [1]

La conducibilità idraulica è una misura della capacità del mezzo poroso di trasmettere acqua; ha le dimensioni di una velocità, poiché il gradiente idraulico è una grandezza adimensionale. La velocità effettiva lineare, definita come

$$v_e = \frac{q}{n_e} \quad (3.2.2)$$

dove  $n_e$  è la porosità effettiva, non coincide con la velocità darciana perché la prima tiene conto della sezione effettivamente disponibile al passaggio del fluido, mentre la seconda è pari alla portata che attraversa una sezione unitaria perpendicolare alla direzione del flusso. Questa differenza deve essere sempre presa in considerazione quando si deve stimare la vera velocità della falda ed il trasporto di soluto.

### 3.3. Estensione della legge di Darcy

La conducibilità idraulica  $K$  dipende dalla permeabilità  $k$  del mezzo poroso analizzato e dalle proprietà fisiche del fluido (densità  $\rho$ , viscosità dinamica  $\mu$  e cinematica  $\nu$ ):

$$K = \frac{\rho g}{\mu} k = \frac{g}{\nu} k \quad (3.2.3)$$

La permeabilità  $k$  è un parametro indipendente dalle proprietà dell'acqua perchè dipende infatti dalla forma dei passaggi attraverso cui scorre il fluido.

In un acquifero la permeabilità può variare da punto a punto e quindi l'acquifero è detto eterogeneo; inoltre, se la permeabilità dipende dalla direzione, l'acquifero è anisotropo. L'acquifero è invece definito omogeneo se  $k$  è indipendente dal punto in cui viene misurata; se risulta indipendente dalla direzione, l'acquifero è detto isotropo. Dal punto di vista matematico, la permeabilità, o la conducibilità idraulica, è un tensore del secondo ordine con nove componenti.

Sostituendo l'Equazione 3.2.3 nella formulazione della legge di Darcy ed esprimendo il gradiente idraulico in termini di pressione e quota, si ottiene la formulazione più generale dell'equazione di Darcy:

$$q_i = -\frac{k_{ij}}{\mu} \left( \frac{\partial p}{\partial x_j} + \rho g \delta_j \right) \quad (3.2.4)$$

dove:

$i, j = 1, 2, 3$  (direzioni principali)

$p$  = pressione  $[M/LT^2]$

$x$  = coordinata spaziale  $[L]$

$\delta_j = 0$  in direzione orizzontale del flusso

$\delta_j = 1$  in direzione verticale del flusso

Nella fase di modellazione di un sistema di acque sotterranee, poiché le proprietà della matrice porosa variano nello spazio e nel tempo, la formulazione numerica da utilizzare per il flusso è basata sull'espressione generale della legge di Darcy.

L'equazione di Darcy è anche applicabile nel caso di materiali fratturati o carsici, assumendo che la scala sia abbastanza grande da trascurare l'effetto delle singole fratture dell'acquifero e considerare così il loro effetto d'insieme.

### **3.4. Conducibilità idraulica**

La conducibilità idraulica di materiali non consolidati è generalmente più elevata di quella delle rocce. Nelle rocce,  $K$  dipende dalla porosità secondaria della roccia o, nel caso di arenaria, dal grado di cementazione dei pori.

In generale, la componente orizzontale della conducibilità idraulica in acquiferi sabbiosi risulta maggiore di quella verticale di un fattore compreso tra 10 e 100 a causa della stratificazione dei grani nel corso della formazione geologica dell'acquifero.

Non esiste una diretta relazione tra la porosità e la conducibilità idraulica, anche se generalmente rocce con bassi valori di porosità sono caratterizzate da bassa conducibilità idraulica. Nel caso opposto, invece, non è possibile affermare che rocce con elevata porosità abbiano anche valori di conducibilità idraulica elevati. La conducibilità idraulica dipende, infatti, oltre che dalla porosità, anche dalla geometria dei pori e dalle caratteristiche del fluido. L'argilla, per esempio, è comunemente considerata come un materiale impermeabile, anche se è dotata di un'elevata porosità, perché l'acqua è legata alla matrice solida da forze di attrazione molecolare. Nella ghiaia, o in sedimenti simili, le forze di attrazione molecolare tra acqua e grani solidi sono deboli quindi l'acqua è libera di muoversi sotto l'azione di una differenza di potenziale. L'elevata porosità, come per esempio quella di un acquifero carsico, produce valori elevati di conducibilità.

### **3.5. L'equazione generale del moto delle acque sotterranee**

La sola equazione di Darcy non è sufficiente a descrivere il campo di velocità delle acque sotterranee, a meno che non sia nota la distribuzione delle altezze piezometriche nel sistema analizzato. Nella modellazione, però, lo scopo è proprio la previsione della suddetta distribuzione a seconda delle condizioni al contorno.

L'equazione generale che descrive il moto delle acque di falda nasce dall'applicazione della legge della conservazione della massa ad un volume di controllo elementare dell'acquifero.

Il principio di conservazione della massa può essere espresso come

$$\frac{\partial}{\partial x_i} \left( K_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} + Q \quad (3.2.5)$$

dove:

$i, j = 1, 2, 3$  (direzioni principali)

$h$  = altezza piezometrica [L]

$S_s$  = coefficiente di immagazzinamento specifico [ $L^{-1}$ ]

$Q$  = sorgenti o perdite locali per unità di volume [ $1/T$ ]

$t$  = tempo [T]

La legge di Darcy è una relazione vettoriale, quindi è possibile scriverne una per ogni direzione. L'equazione del moto costituisce dunque la quarta equazione grazie alla quale è possibile ricavare i quattro parametri incogniti: le tre componenti della velocità e l'altezza piezometrica.

Il termine  $S_s$  rappresenta il coefficiente di immagazzinamento specifico definito dall'Equazione 3.1.2.

Il termine  $Q$  rappresenta sorgenti o perdite di acqua (i.e. pozzi di pompaggio o di immissione, corsi d'acqua che scambiano con l'acquifero, ricarica dovuta alle precipitazioni, o perdite per evapotraspirazione).

L'equazione generale del moto delle acque sotterranee (Equazione 3.2.5) può essere semplificata nel caso di flusso bidimensionale, stazionario e non stazionario:

$$\frac{\partial}{\partial x_i} \left( T_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j} \right) = S \frac{\partial h}{\partial t} + Q \quad (3.2.6)$$

con  $i = 1,2$  e  $j = 1,2$ .  $T$  è la trasmissività dell'acquifero ed è pari al prodotto tra la conducibilità idraulica per lo spessore saturo dell'acquifero (Freeze e Cherry, 1999). Le sue dimensioni sono quindi  $L^2/T$ .  $S$  rappresenta invece il coefficiente di immagazzinamento dell'acquifero ed è il prodotto tra il coefficiente di immagazzinamento specifico  $S_s$  per lo spessore dell'acquifero saturo. È un coefficiente adimensionale.  $Q$  è il termine che rappresenta sorgenti o perdite di portata locali integrate sulla profondità.

Per ottenere la soluzione dell'equazione del flusso per un dato problema, è necessario supporre le condizioni iniziali ed al contorno.

### 3.6. Condizioni iniziali e condizioni al contorno

Uno dei primi problemi da risolvere nella modellazione è l'identificazione dell'area del modello e delle condizioni al contorno. Le condizioni al contorno sono rappresentate dall'interfaccia esistente tra l'area del modello e l'ambiente circostante.

I criteri decisionali per selezionare le condizioni al contorno si basano sulla topografia, sulla geologia e sull'idrogeologia.

Le condizioni al contorno possono essere classificate in tre gruppi:

- a) Condizione di pressione o altezza piezometrica assegnata. È la condizione che più influenza la soluzione del modello.



- b) Condizione di flusso assegnato. È la condizione che influenza meno la soluzione del modello.
- c) Condizione di strato semipermeabile o di flusso dipendente dall'altezza piezometrica.

a) Condizione al contorno di altezza assegnata

La condizione più comunemente utilizzata è quella di altezza piezometrica fissata. È anche nota come condizione del primo ordine o condizione di Dirichlet e può essere scritta come:

$$h(x_b, y_b, z_b, t) = h_b(t) \quad (3.2.7)$$

dove  $(x_b, y_b, z_b)$  rappresenta il punto in cui è applicata la condizione al contorno e  $h_b$  è una funzione nota nel tempo.

La condizione di altezza piezometrica assegnata è utilizzabile nel caso in cui corpi idrici come fiumi, laghi, canali, riserve oppure dreni, aventi valore noto del potenziale  $h_b$ , interagiscono con l'acquifero (Figura 3.2.2).

L'utilizzo della condizione al contorno di tipo altezza assegnata facilita la convergenza della soluzione numerica e ciò costituisce chiaramente un vantaggio.

b) Condizione al contorno di flusso assegnato

La condizione al contorno di flusso assegnato è anche nota come condizione del secondo ordine o condizione di Neumann.

È applicabile quando si ipotizza nota la portata scambiata in determinati punti del dominio; tale portata è rappresentata dalla componente di flusso perpendicolare ai confini e quindi la condizione può essere espressa come:

$$q_n(x_b, y_b, z_b, t) = q_b(t) \quad (3.2.8)$$

dove  $q_n$  è proprio la componente del flusso perpendicolare al contorno e  $q_b(t)$  è una funzione nota nel tempo.

Per convenzione, si considera il flusso entrante nel dominio positivo e quello uscente negativo.

Se l'acquifero è a contatto, per esempio, con un materiale impermeabile il flusso normale ai bordi è nullo; questa condizione di assenza di flusso è un tipo particolare di condizione di flusso assegnato.

c) Condizione di confine semipermeabile

Questo tipo di condizione è nota anche come condizione del terzo tipo o condizione di Cauchy o Fourier e può essere impiegata nel caso in cui il dominio sotterraneo è in contatto con un corpo idrico ad altezza piezometrica costante  $h_b$ , ma gli scambi tra questo e la falda sono limitati a causa della presenza di materiale a bassa permeabilità tra i due. Dal punto di vista matematico:

$$q_n(x_b, y_b, z_b, t) = C_b [h_b(t) - h(x_b, y_b, z_b, t)] \quad (3.2.9)$$

dove è stata utilizzata la convenzione sui segni descritta precedentemente e dove  $C_b$  è la conduttanza idraulica del materiale a bassa permeabilità attraverso il quale il corpo esterno può alimentare la falda o, al contrario, esserne alimentato.

Una tale situazione si ha, per esempio, quando un fiume è in contatto con la falda, ma la loro interazione è vincolata alla presenza di uno strato semipermeabile nel letto del fiume stesso.

Il flusso viene approssimato utilizzando la legge di Darcy e il gradiente idraulico è calcolato sullo spessore del letto semipermeabile del fiume. La conducibilità idraulica  $K$  del letto del fiume ed il suo spessore  $d$  sono spesso incognite, quindi ambedue i parametri vengono legati da un terzo parametro chiamato perdita:

$$c = \frac{K}{d} \quad (3.2.10)$$

dove  $c$  è espressa in  $[T^{-1}]$ . Il confine semipermeabile è quindi del tipo

$$K \frac{\partial h}{\partial x} - c(h - h_b) = 0 \quad (3.2.11)$$

dove:

$h$  = altezza piezometrica [L]

$h_b$  = altezza della superficie dell'acqua [L]

$K$  = conducibilità idraulica dell'acquifero [L/T]

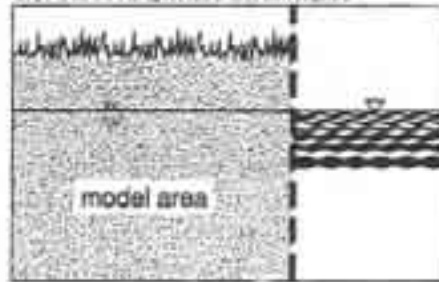
d) Condizioni iniziali

La scelta delle condizioni iniziali è fondamentale nella modellazione del flusso in condizioni non stazionarie. La condizione iniziale è rappresentata dalla distribuzione delle altezze piezometriche nell'area del modello all'istante iniziale e deve essere assegnata all'intera area. Nei punti in cui l'altezza piezometrica non è nota, deve essere comunque stimata.

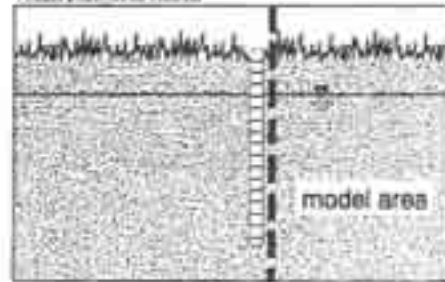
Nella figura seguente (Figura 3.2.1) sono rappresentati alcuni esempi di condizioni al contorno precedentemente analizzati.

CONDIZIONE AL CONTERNO DEL PRIMO ORDINE O CONDIZIONE DI ALTEZZA ASSEGNATA

Cogo libero che interagisce liberamente con l'acquifero

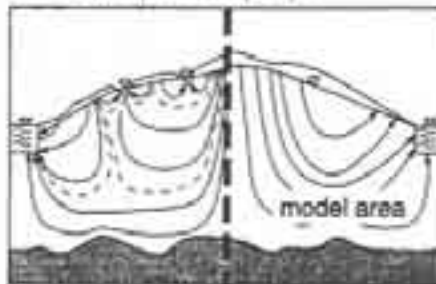


Altezza piezometrica assegnata

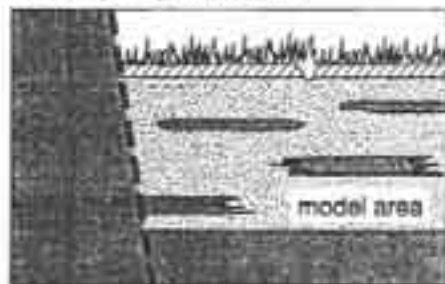


CONDIZIONE AL CONTERNO DEL SECONDO ORDINE O CONDIZIONE DI FLUSSO ASSEGNATO

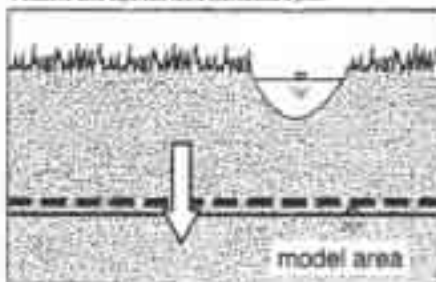
Flusso nullo in corrispondenza dello spartitore



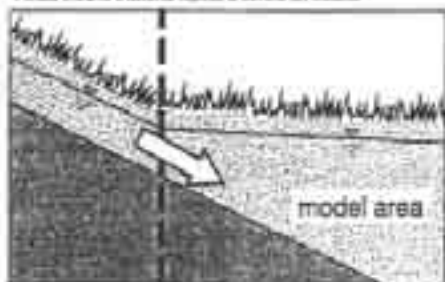
Flusso assegnato lungo il confine del modello



Posizione della superficie libera sconosciuta a priori

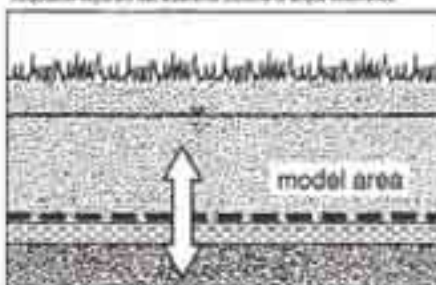


Portata entrante e uscente rispetto al confine del modello

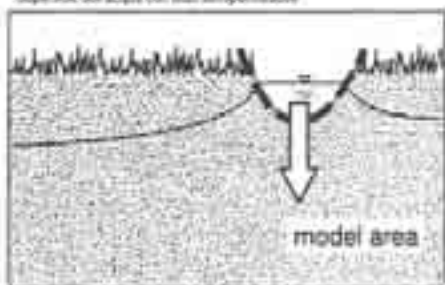


CONDIZIONE AL CONTERNO DEL TERZO ORDINE O CONDIZIONE DI CONFINE SEMIPERMEABILE

Acquedotti separati dall'edimento sistema di acque sotterranee



Superficie dell'acqua con letto semipermeabile



Confini del modello

Figura 3.2.1 Condizioni al contorno di un modello del flusso

## **4. Il modello matematico per il trasporto**

Nei seguenti paragrafi saranno analizzate le possibili sostanze contaminanti delle acque sotterranee, le loro fonti ed i loro meccanismi di trasporto all'interno dell'acquifero. Scopo di tali analisi è la valutazione della qualità delle acque sotterranee e la verifica degli impatti umani su di essa.

### **4.1. Descrizione del trasporto in diverse condizioni geologiche**

Il processo di diffusione del plume dipende da processi fisici come l'avvezione, la dispersione meccanica, la diffusione molecolare, la filtrazione, la volatilizzazione e il trasporto nella fase gassosa (nella zona insatura del terreno). La complessità di questi fenomeni, unita a quella di altri processi come la biodegradazione, il decadimento, la dissoluzione e l'assorbimento, limita la valutazione del problema della contaminazione ad un ristretto campo di indagine.

L'attento studio del tipo di fenomeni che generano il trasporto di un inquinante e della geologia della zona considerata, portano a trascurare quei parametri che poco influenzano la migrazione del plume e ciò facilita notevolmente il modello matematico.

Vengono di seguito riassunti gli scenari geologici più frequenti:

- Acquiferi porosi. In acquiferi di sabbia e ghiaia il movimento del plume è controllato soprattutto dall'avvezione. L'importanza della dispersione aumenta al diminuire delle velocità e causa l'allargamento del plume.
- Acquiferi fratturati o carsici. Le sostanze contaminanti migrano lungo le fratture ed i canali presenti. Se le fratture sono distribuite regolarmente, è possibile fare una valutazione teorica del trasporto medio avveztivo sfruttando l'ipotesi del continuo. Gli effetti della diffusione e della dispersione possono essere soltanto stimati. In un sistema con fratture irregolari, come un acquifero carsico, il trasporto dipende dai percorsi preferenziali delle particelle che normalmente non sono noti. Il trasporto di tipo avveztivo è quello più importante, ma è difficile da valutare. L'influenza della dispersione è, invece, secondaria.
- Acquiferi non fratturati e poco permeabili. Il processo di migrazione delle sostanze contaminanti è notevolmente ridotto a causa della bassa permeabilità.
- Acquiferi fratturati e porosi. Le fratture presenti nell'acquifero influenzano molto la migrazione della sostanza contaminante. Nella previsione della migrazione, quindi, si deve considerare sia il trasporto avveztivo attraverso le fratture che quello diffusivo

attraverso i pori. Attualmente non esistono modelli in grado di simulare il trasporto attraverso un acquifero con le suddette caratteristiche.

- Zona insatura. Il processo principale è la migrazione verticale dei contaminanti dovuta a meccanismi advettivi e diffusivi. In questa zona avvengono anche reazioni di assorbimento, dispersione e volatilizzazione.

## **4.2. Analisi della qualità delle acque sotterranee**

L'acqua che si trova nel sottosuolo non è acqua allo stato puro, ma contiene elementi disciolti e particelle sospese. La concentrazione ed il tipo di elementi contenuti dipende essenzialmente dalla composizione chimica delle rocce in cui l'acqua scorre e dal tempo di residenza. Se il deflusso delle acque sotterranee è lento e i minerali delle rocce sono solubili, il processo di dissolvimento porterà alla fine all'equilibrio tra l'acqua ed il minerale considerato.

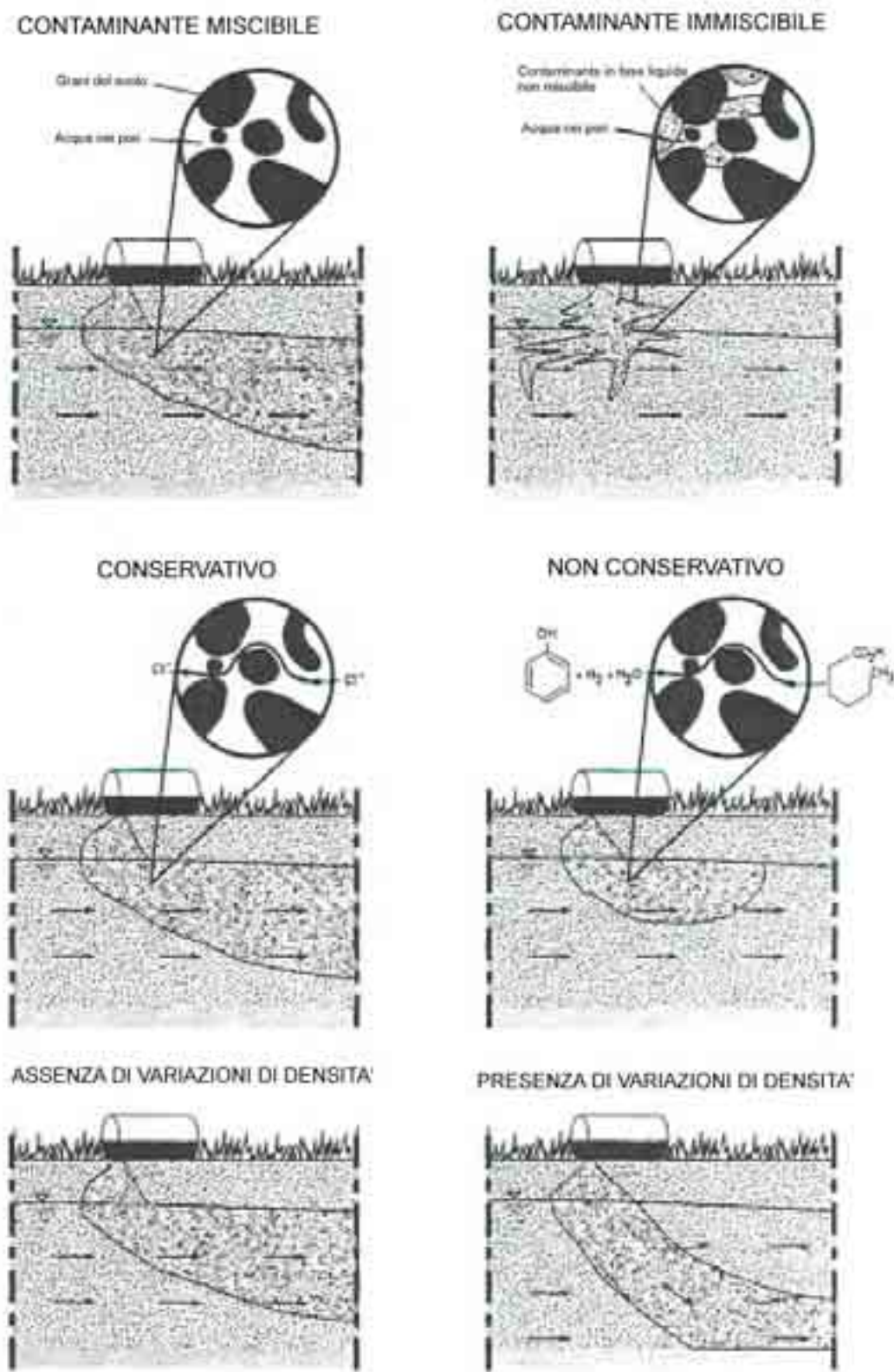
Generalmente nello studio della contaminazione delle acque sotterranee si considerano come sostanze contaminanti principali quelle chimiche; le più comuni sono: tetracloruro di carbonio (CTET), 1,1,1-tricloro etano (TCA) e tricloroetilene (TCE).

## **4.3. Sorgenti di contaminazione delle acque sotterranee**

Attualmente tutte le zone industrializzate sono potenziali emettitori di sostanze contaminanti. Classificare le sostanze contaminanti in base al tipo di fonte è utile al fine dell'identificazione del plume, infatti la geometria della sorgente influenza la sua evoluzione. Una sorgente di contaminazione può essere rappresentata con un punto, una linea o un'area in relazione quindi alla sua geometria ed al rapporto tra l'area della sorgente e l'area complessiva della zona oggetto di studio. La geometria della fonte di contaminazione influenza anche la dimensione della porzione di acquifero contaminata, il grado di diluizione della sostanza inquinante e la classificazione del fenomeno come monodimensionale, bidimensionale o tridimensionale.

## **4.4. Classificazione delle sostanze contaminanti in base al trasporto**

Il comportamento delle sostanze contaminanti è influenzato da molte caratteristiche del composto stesso, per esempio la densità, la viscosità, la solubilità, la stabilità chimica, etc., come mostrato in Figura 4.4.1.



**Figura 4.4.1 Effetti dei contaminanti sul flusso e sul trasporto**

Alcuni contaminanti possono raggiungere le acque sotterranee disciolti in acqua (contaminanti miscibili) oppure in fase liquida non miscibile con l'acqua, come mostrato nelle prime due immagini della precedente figura (Figura 4.4.1). I metalli pesanti, per esempio,

sono considerati miscibili perchè possono essere adsorbiti su particelle di piccole dimensioni e trasportati in sospensione. I liquidi miscibili migrano attraverso l'acquifero in modo differente rispetto alle sostanze immiscibili: i primi, infatti, formano un'unica fase con l'acqua presente nel sottosuolo ed il loro movimento può essere espresso dalla legge di Darcy; i secondi, invece, si muovono separatamente (flusso multifase). Modellare un flusso monofase è chiaramente più semplice che modellarne uno multifase.

Un'altra distinzione nel comportamento delle sostanze inquinanti nell'ambiente può essere fatta in base alla loro "reattività". Si possono quindi individuare due gruppi di sostanze:

- sostanze non reattive: non subiscono reazioni chimiche e biologiche e quindi si conservano (i.e. cloro); si muovono nel suolo e sottosuolo con le acque di percolazione e le acque di falda e sono influenzate solamente da reazioni di assorbimento e scambio con le matrici solide;
- sostanze reattive: oltre ad essere soggette ai fenomeni di migrazione nel suolo e sottosuolo, il loro ammontare totale è ridotto da reazioni di tipo chimico e biologico che possono aver luogo nell'acquifero o nella zona insatura.

I soluti conservativi, se non alterano la viscosità e la densità dell'acqua, possono essere utilizzati come traccianti in prove di laboratorio per la determinazione della direzione media, oltre che della dispersività dell'acquifero.

Nella contaminazione delle acque sotterranee il plume contiene generalmente molti contaminanti che possono migrare in modo diverso e possono anche reagire tra loro. Per valutare l'allargamento massimo del plume, si può utilizzare un contaminante conservativo come il cloro. Il tempo massimo di decontaminazione dipende dai contaminanti che sono adsorbiti ai grani della matrice solida.

Nei seguenti paragrafi verranno descritti i processi chimici, fisici e biologici che controllano il trasporto di sostanze contaminanti in un acquifero.

#### **4.5. Meccanismi di trasporto in mezzi saturi**

Il fenomeno del trasporto di un soluto disciolto nelle acque sotterranee è anche noto come trasporto di massa o di soluto. Questo fenomeno è basato sui seguenti meccanismi:

- avvezione;
- diffusione molecolare;
- dispersione meccanica;
- assorbimento;



- decadimento;
- idrolisi, volatilizzazione e biotrasformazione.

L'equazione che descrive il trasporto e la diffusione di sostanze contaminanti può essere scritta come

$$\underbrace{\frac{\partial c}{\partial t}}_I + \underbrace{\frac{(1-n)}{n} \rho_s \frac{\partial c_a}{\partial t}}_{IV} = - \underbrace{\frac{\partial}{\partial x_i} (v_i c)}_{II} + \underbrace{\frac{\partial}{\partial x_i} \left( D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right)}_{III} - \underbrace{\lambda c}_{V} - \underbrace{\sum Q c_{in}}_{VI} \quad (4.5.1)$$

Il termine I rappresenta la variazione della concentrazione del contaminante nel tempo.

Il termine II descrive il trasporto avveztivo, o convezione, che è il fenomeno di trasporto di solidi disciolti dovuto al moto delle acque sotterranee. È il più importante processo che causa la migrazione delle sostanze contaminanti nel sottosuolo e dipende dalla velocità effettiva lineare del fluido. La velocità effettiva lineare, come già evidenziato nel paragrafo 3.2.2, è uguale alla velocità darciana diviso la porosità effettiva:

$$v_e = \frac{q}{n_e} \quad (4.5.2)$$

In materiali caratterizzati da elevata permeabilità, come sabbia e ghiaia, l'avvezione è il processo di trasporto principale.

Il flusso avveztivo diviene più complesso quando la viscosità e/o la densità dell'acqua variano con la concentrazione di soluto. I soluti con elevato valore di densità introducono una significativa componente verticale del trasporto.

Il termine III rappresenta il processo di dispersione idrodinamica che è il risultato di due fenomeni:

- diffusione molecolare. Consiste nel movimento di soluto da una zona ad elevata concentrazione verso una zona con concentrazione minore. La diffusione interviene fino a quando esiste un gradiente di concentrazione, anche se il fluido non è in movimento. Il fenomeno della diffusione è irreversibile ed è generato dal movimento casuale di ioni e molecole dovuto alla loro attività cinetica (moti Browniani).

Il fenomeno della diffusione molecolare viene descritto dalla legge di Fick che esprime il flusso di massa di soluto come prodotto del gradiente di concentrazione e il coefficiente  $D_0$  in  $[L^2/T]$  detto coefficiente di diffusione molecolare:

$$q_0 = -D_0 \frac{\partial c}{\partial x} \quad (4.5.3)$$

I suoi valori tipici in soluzione sono dell'ordine di  $10^{-9} \text{ m}^2/\text{sec}$ ; nei mezzi porosi questo valore diminuisce a causa della presenza dei grani della matrice solida. In un materiale poroso, infatti, la diffusione non può procedere tanto velocemente quanto nell'acqua perchè gli ioni devono percorrere traiettorie più lunghe muovendosi intorno ai grani. Per tenere in considerazione questo fattore si parla di coefficiente di diffusione effettivo.

- dispersione meccanica. È il fenomeno che produce la diluizione del soluto durante l'avanzamento del fronte di contaminazione e questo è sicuramente un beneficio nel caso in cui i valori di concentrazione possano diventare un pericolo per la salute umana. In molti altri casi, però, la dispersione è un fenomeno indesiderato perchè causa l'incremento del volume di acqua inquinata.

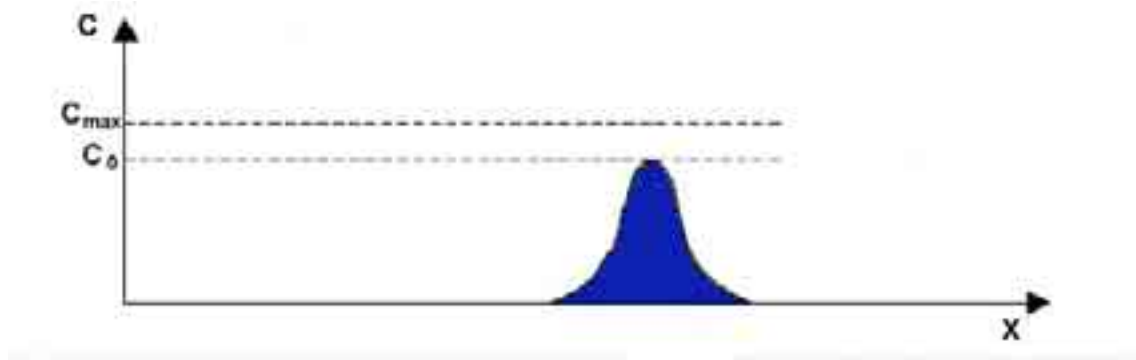
La dispersione meccanica è dovuta a tre fenomeni principali:

- a) differenza di scabrezza e di area delle pareti dei diversi pori; il fluido infatti si muove più velocemente nei pori con dimensioni minori;
- b) presenza di percorsi tortuosi che influenza la lunghezza delle traiettorie delle particelle di fluido;
- c) presenza di gradienti di velocità all'interno dei singoli pori in funzione della distanza.

Se la dispersione meccanica avviene lungo la direzione delle traiettorie del moto si parla di dispersione longitudinale; si parla invece di dispersione trasversale se le molecole di soluto tendono a propagarsi anche in direzione normale.

Il coefficiente di dispersione idrodinamica  $D_L$  combina, quindi, sia gli effetti della diffusione molecolare che quelli della dispersione meccanica e consente il recupero della struttura microscopica del mezzo poroso considerato.

Nella Figura 4.5.1 è rappresentata la distribuzione della sostanza contaminante al tempo  $t_1 > t_0$  in presenza dei fenomeni della avvezione e della dispersione. A differenza della presenza del solo fenomeno del trasporto avveztivo, la dispersione idrodinamica consente il raggiungimento di una concentrazione massima inferiore alla concentrazione iniziale  $c_0$ .



**Figura 4.5.1 Distribuzione del soluto nel caso di convezione e dispersione.**

I primi tentativi di quantificazione del coefficiente di dispersione risalgono al 1954 quando Scheiddegger sviluppò un modello statistico ed introdusse la grandezza dispersività media  $\alpha$ :

$$D = \alpha v \quad (4.5.4)$$

dove:

$D$  = coefficiente di dispersione [ $L^2/T$ ]

$\alpha$  = dispersività [ $L$ ]

$v$  = velocità effettiva lineare [ $L/T$ ]

Nel modello di Scheiddegger il coefficiente di dispersione è uno scalare e ciò è una conseguenza del fatto che gli spostamenti casuali delle particelle si assumono indipendenti dalla direzione.

Nei modelli sviluppati in seguito (De Josselin de Jong 1958; Saffman 1960), la dispersività meccanica è considerata maggiore nella direzione longitudinale rispetto a quella trasversale:

Coefficiente di dispersione longitudinale:

$$D_L = \alpha_L v$$

Coefficiente di dispersione trasversale:

$$D_T = \alpha_T v$$

dove:

$\alpha_L$  = dispersività longitudinale [ $L$ ]

$\alpha_T$  = dispersività trasversale [ $L$ ]

Esistono diverse relazioni empiriche per esprimere la dispersività longitudinale  $\alpha_L$ , trasversale  $\alpha_T$  e verticale  $\alpha_V$ . Generalmente si verifica che  $\alpha_V < \alpha_T < \alpha_L$  e  $\alpha_L$  è definita come

$$\alpha_L \approx 0.1x$$

dove  $x$  è la lunghezza del plume (Environmental Protection Agency).

I valori di  $\alpha_T$  e  $\alpha_V$  dipendono da  $\alpha_L$  e possono essere espressi con le seguenti relazioni:

$$\alpha_T/\alpha_L \approx 10\%$$

$$\alpha_V/\alpha_L \approx 1\%.$$

Sorgenti di sostanze inquinanti ed estrazioni sono rappresentate nell'equazione del trasporto dal termine VI e costituiscono in primo luogo le condizioni al contorno per il modello stesso. Esempi di sorgenti di sostanze contaminanti sono costituiti da discariche, scarichi di reflui di origine industriale, smaltimento di rifiuti in pozzi profondi e sversamenti di prodotti del petrolio a causa della presenza di punti vendita di carburanti.

#### **4.6. I contaminanti reattivi**

Nel precedente paragrafo sono stati esaminati i meccanismi di trasporto, come l'avvezione, la diffusione molecolare e la dispersione meccanica, che generano variazioni di concentrazione di una sostanza contaminante non reattiva.

Ora, invece, saranno prese in considerazione specie chimiche non conservative che possono essere soggette a processi chimici, fisici e biologici attraverso i quali possono essere rimosse dalla falda. Questi processi sono classificabili in due gruppi principali in base al rapporto tra la velocità di reazione e la velocità dell'acqua sotterranea:

- reazioni reversibili, per le quali la reazione raggiunge l'equilibrio chimico, cioè avvengono contemporaneamente la reazione diretta e quella inversa;
- reazioni irreversibili, per le quali avviene soltanto la reazione diretta, non potendosi più ricostruire i reagenti a partire dai prodotti.

Entrambe le classi citate si dividono ulteriormente in due sottoclassi: reazioni omogenee e reazioni eterogenee. Le prime avvengono all'interno di un'unica fase, nel caso delle acque

sotterranee la fase fluida, le seconde coinvolgono fasi differenti, nel nostro caso fase fluida e solida, ed avvengono all'interfaccia solido-liquido.

Nel presente lavoro ci limiteremo a descrivere le reazioni eterogenee di assorbimento considerate come reversibili, le reazioni omogenee irreversibili con cinetica del primo ordine e le reazioni di biodegradazione sia perchè sono quelle più comuni sia perchè sono quelle che possono essere modellate con il software utilizzato.

Il termine assorbimento si riferisce a due tipi di processi, l'adsorbimento e il desorbimento. L'adsorbimento descrive l'adesione di molecole o ioni alla superficie dei grani nell'acquifero, mentre il desorbimento è il processo di rilascio degli stessi dalla fase solida.

L'adsorbimento, rappresentato nell'equazione del trasporto (Equazione 4.5.1) dal termine IV, causa la diminuzione della concentrazione nella fase acquosa ed il ritardo del trasporto del contaminante rispetto al moto dell'acqua. Il grado di assorbimento dipende da molti fattori, tra cui la concentrazione e le caratteristiche delle sostanze contaminanti, il tipo di solido e la sua composizione, il valore del pH dell'acqua e la presenza di altri soluti nell'acqua. Ognuno di questi fattori può variare nello spazio e nel tempo.

Se il processo di adsorbimento è più veloce rispetto al trasporto advettivo, si arriva all'equilibrio tra la concentrazione adsorbita  $c_a$  e quella in soluzione  $c$ . La relazione tra  $c_a$  e  $c$ , all'equilibrio ed a temperatura costante, è descritta da una curva nota come isoterma di adsorbimento:

$$c_a = f(c) \quad (4.6.1)$$

Nel caso più semplice, l'isoterma è di tipo lineare e può essere espressa come:

$$c_a = K_d c \quad (4.6.2)$$

dove:

$c_a$  = concentrazione di soluto adsorbita, misurata come massa di contaminante per massa di matrice solida secca [1]

$c$  = concentrazione di soluto disciolto in fase liquida, misurata come massa di contaminante per volume d'acqua [ $M/L^3$ ]

$K_d$  = coefficiente di ripartizione [ $L^3/M$ ]

Il fenomeno dell'adsorbimento causa un ritardo nella migrazione della sostanza contaminante rispetto al trasporto advettivo. Questo ritardo, nel caso di isoterma lineare, è espresso dal fattore di ritardo R:

$$R = 1 + \frac{(1-n)\rho_s}{n} K_d \quad (4.6.3)$$

R può anche essere scritto come:

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{n} K_d \quad (4.6.4)$$

dove  $\rho_b$  è la densità della matrice solida priva di acqua.

Il coefficiente  $K_d$  è noto come coefficiente di ripartizione solido-liquido ed esprime la relazione che si stabilisce, all'equilibrio chimico, tra la concentrazione della specie inorganica in soluzione e la sua concentrazione sul solido.

Esistono molti modi per calcolare  $K_d$ . Una delle espressioni più utilizzate sfrutta un altro coefficiente, cioè  $K_{oc}$ :

$$K_d = K_{oc} f_{oc} \quad (4.6.5)$$

dove:

$K_d$  = coefficiente di ripartizione [ $L^3/M$ ]

$K_{oc}$  = coefficiente di ripartizione in carbonio organico [ $L^3/M$ ]

$f_{oc}$  = percentuale in peso di carbonio organico sul volume di materiale solido considerato

Il coefficiente di ripartizione in carbonio organico  $K_{oc}$  è utilizzabile nel caso di composti organici e rappresenta il rapporto tra la concentrazione del composto adsorbito al carbonio organico e la concentrazione del composto disciolto in acqua.

Uno dei metodi per stimare il valore di  $K_{oc}$  è quello di ricavarlo mediante una relazione di tipo matematico con il coefficiente adimensionale di ripartizione ottanolo-acqua,  $K_{ow}$ .

$$\log K_{oc} = a + b \log K_{ow} \quad (4.6.6)$$

dove a e b sono costanti (Karickhoff et al. 1979; Schwarzenbach e Westfall 1981).

Il valore di  $K_{ow}$  per un composto organico è dato dal rapporto tra le concentrazioni all'equilibrio rispettivamente nella fase ottanolo, solvente organico a bassa polarità, ed in acqua, solvente polare;  $K_{ow}$  viene quindi utilizzato per esprimere la tendenza con cui un composto organico si divide tra fase acquosa e fase solida organica.

Per comprendere il termine IV presente nell'Equazione 4.5.1 si può fare un bilancio di massa su un volume di controllo, considerando la massa totale di contaminante in un volume unitario dell'acquifero:

$$\Delta M = cn + c_a(1 - n)\rho_s \quad (4.6.7)$$

dove:

$\Delta M$  = massa totale di contaminante per volume unitario [ $M/L^3$ ]

$n$  = porosità totale [1]

$\rho_s$  = densità della matrice solida secca [ $M/L^3$ ]

$c$  = concentrazione di contaminante disciolto [ $M/L^3$ ]

$c_a$  = concentrazione di contaminante adsorbito [1]

Assumendo costante la massa nel volume di acquifero per un dato periodo di tempo, il trasferimento di massa tra la fase disciolta e quella adsorbita è:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\frac{(1 - n)\rho_s}{n} \frac{\partial c_a}{\partial t} \quad (4.6.8)$$

Per descrivere il fenomeno dell'adsorbimento, oltre all'isoterma di tipo lineare, possono essere utilizzate le isoterme di Freundlich e di Langmuir.

L'isoterma di Freundlich è stata ricavata mediante considerazioni empiriche ed è definita dalla relazione non lineare

$$c_a = Kc^\alpha \quad (4.6.9)$$

dove  $K$  e  $\alpha$  sono costanti ( $\alpha$  è pari a 1 nel caso di isoterma lineare). L'isoterma di Freundlich ha andamento curvilineo, ma può essere linearizzata tramite la seguente equazione:

$$\log c_a = \log K + \alpha \log c \quad (4.6.10)$$

L'isoterma di Freundlich, così come l'isoterma lineare, non presenta un limite superiore alla quantità di soluto che può essere adsorbita.

Il fattore di ritardo è espresso come

$$R = 1 + \frac{\rho_s K \alpha c^{\alpha-1}}{n} \quad (4.6.11)$$

L'isoterma di Langmuir è stata ricavata tramite considerazioni teoriche a partire dalle seguenti ipotesi:

- ogni sito attivo del materiale adsorbente è occupato da un'unica molecola di soluto adsorbito (adsorbimento monomolecolare);
- il materiale solido presenta ovunque la stessa capacità adsorbente;
- le molecole di soluto adsorbito presenti sulla superficie del materiale adsorbente non interagiscono tra loro;
- il meccanismo di adsorbimento è lo stesso in ogni sito attivo.

La forma dell'isoterma di Langmuir è

$$\frac{c}{c_a} = \frac{1}{\delta \beta} + \frac{c}{\beta} \quad (4.6.12)$$

dove  $\delta$  è la costante di adsorbimento legata all'energia di legame e  $\beta$  è la quantità massima di soluto che può essere adsorbita dal solido.

La precedente equazione può essere linearizzata ed espressa come

$$c_a = \frac{\delta \beta c}{1 + \delta c} \quad (4.6.13)$$

Se l'adsorbimento di un soluto sulla superficie del solido segue l'isoterma di adsorbimento di Langmuir, i valori di  $c_a$ , in funzione di  $c$ , avranno un andamento curvilineo che tende ad un valore asintotico.

Il fattore di ritardo è dato da



$$R = 1 + \frac{\rho_s}{n} \left( \frac{\delta\beta}{(1 + c\delta)^2} \right) \quad (4.6.14)$$

Il termine  $V$  dell'equazione del trasporto di soluti in acque sotterranee (Equazione 4.5.1) rappresenta il processo di decadimento che può essere modellato usando la formulazione più semplice, cioè una reazione del primo ordine nel caso di decadimento irreversibile, oppure una formulazione più complessa, cioè la cinetica di Monod.

Nel caso di cinetica del primo ordine, la velocità di decadimento è:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\lambda c \quad (4.6.15)$$

dove  $\lambda$  è una costante di decadimento in  $[T^{-1}]$ .

La concentrazione  $c$  è quindi espressa come

$$c = c_0 e^{-\lambda t} \quad (4.6.16)$$

dove

$$\lambda = \frac{\ln 2}{T_{1/2}} \quad (4.6.17)$$

$c$  = concentrazione al tempo  $t$   $[M/L^3]$

$c_0$  = concentrazione iniziale  $[M/L^3]$

$\lambda$  = costante che caratterizza il decadimento  $[T^{-1}]$

$T_{1/2}$  = tempo di dimezzamento degli isotopi radioattivi o del contaminante degradato  $[T]$

L'utilizzo della cinetica di Monod rappresenta l'approccio più generale per la modellazione delle reazioni di biodegradazione. La biodegradazione rappresenta l'insieme dei processi biologici con cui, in condizioni aerobiche o anaerobiche, batteri, funghi e protozoi modificano i composti organici trasformandoli in molecole con struttura e peso diversi. Le reazioni di biodegradazione sono sostanzialmente delle reazioni di ossido-riduzione: se l'agente ossidante è l'ossigeno sono aerobiche, altrimenti sono anaerobiche. Si basano sul consumo di sostanza

organica, come ad esempio di idrocarburi, che costituisce il substrato di cui i microrganismi si nutrono, accompagnato da un consumo dell'agente ossidante e dalla produzione di biomassa. La velocità di crescita dei microrganismi è espressa come

$$u = u_{\max} \frac{c}{K_s + c} \quad (4.6.18)$$

dove

$u$  = velocità di crescita microbica

$u_{\max}$  = velocità massima di crescita

$K_s$  = costante di semisaturazione

La costante di semisaturazione esprime il valore della concentrazione in corrispondenza della quale la velocità di reazione è pari alla metà del suo valore massimo.

La variazione della concentrazione del substrato è espressa tramite la cinetica di Monod come

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -Mu_{\max} \frac{c}{K_s + c} \quad (4.6.19)$$

dove  $M_t$  è la concentrazione microbica totale.

La cinetica di Monod si riduce ad una reazione del primo ordine quando  $c \ll K_s$ , per esempio quando le concentrazioni di soluto sono molto inferiori a quelle che determinano la crescita significativa della popolazione batterica.

#### 4.7. Condizioni iniziali e al contorno

Come nel caso dell'equazione del moto delle acque sotterranee, anche per risolvere l'equazione relativa al trasporto di sostanze contaminanti sono necessarie delle condizioni iniziali e al contorno.

Le condizioni iniziali sono le concentrazioni relative al tempo di inizio della simulazione.

Le condizioni al contorno, invece, possono essere classificate in tre gruppi come nel caso dell'equazione del moto: concentrazione assegnata (condizione del primo ordine), gradiente di concentrazione assegnato (condizione del secondo ordine) e una combinazione lineare delle due condizioni precedenti (condizione del terzo ordine).

La condizione del primo ordine (condizione di Dirichlet) assegna un dato valore di concentrazione a punti selezionati nel dominio di studio. Dreni, stagni, letti di infiltrazione possono essere rappresentate con una condizione al contorno di concentrazione assegnata per una data specie chimica. Allo stesso modo possono essere simulati anche pozzi di immissione.

La condizione del secondo ordine (condizione di Neumann) indica l'esistenza di un gradiente di concentrazione in una determinata zona.

Il terzo tipo di condizione al contorno (condizione di Cauchy) rappresenta una combinazione delle precedenti condizioni.

## **5. Modelli numerici del moto e trasporto: MODFLOW e MT3D**

Nel precedente capitolo sono stati descritti i modelli matematici alla base dello studio del moto e trasporto di acque sotterranee e sono state ricavate le equazioni differenziali alle derivate parziali che governano i due fenomeni. I metodi numerici che consentono di trovare una soluzione per le suddette equazioni sono diversi e si possono trovare già implementati in software per la modellazione delle acque sotterranee tra cui si ricorda il MODFLOW, per la modellazione del moto delle acque di falda, e l'MT3D, per la simulazione del trasporto.

Questi modelli numerici sono sicuramente i più diffusi nel campo della modellazione e sono proprio quelli che sono stati applicati nello studio della Piana de L'Aquila-Scoppito e che verranno analizzati in questo capitolo.

### **5.1. II MODFLOW**

Il MODFLOW è un modello che risolve, in tre dimensioni e con metodi numerici, l'equazione che governa il moto delle acque sotterranee; ha una struttura modulare e utilizza, con un procedimento iterativo, il metodo numerico delle differenze finite. Il modello fu ideato dalla U.S. Geological Survey; la prima versione, MODFLOW-88 (McDonald e Harbaugh 1988), era scritta in FORTRAN; a questa ne sono seguite altre più aggiornate, come MODFLOW 2000, che è proprio quella utilizzata nel presente lavoro.

Il programma è costituito da un modulo principale, il main, e da pacchetti aggiuntivi, i "packages", che servono per simulare particolari caratteristiche del sistema, come per esempio la presenza di pozzi, fiumi, dreni e qualsiasi altro tipo di scambio di portata tra l'acquifero e l'esterno.

Il primo passo per l'applicazione del MODFLOW consiste nella discretizzazione del dominio di interesse con una griglia rettangolare in cui vengono scelti dall'utente il numero di righe, di colonne ed i rispettivi passi. Il grigliato può essere georeferenziato andando ad attribuire ai suoi vertici le coordinate dei corrispondenti punti nel sistema di riferimento topografico. È anche possibile caricare mappe georeferenziate in formato raster o vettoriale. Il MODFLOW utilizza il metodo numerico delle differenze finite per trovare una soluzione all'equazione del moto nei nodi del grigliato che si trovano al centro di ogni cella.

Il dominio oggetto di studio viene inoltre suddiviso in vari strati, o layer, e, per ognuno, si devono inserire le superfici topografiche che lo delimitano inferiormente (bottom) e superiormente (top). Queste superfici vengono importate in MODFLOW come file del

software Surfer o come file ASCII. Ogni strato deve essere caratterizzato da uno spessore positivo perchè non sono ammessi dal modello spessori nulli o intersezioni tra strati.

I parametri di input inseriti nel modello, ma anche gli output dello stesso, sono espressi, per ogni strato, come matrici il cui numero di righe e di colonne equivalgono a quelli della griglia in cui è stato suddiviso il dominio, ed il valore corrispondente alla generica riga, colonna e strato è proprio il valore della grandezza considerata nella corrispondente cella del dominio.

Dopo aver definito il dominio di studio si devono assegnare delle condizioni iniziali ed al contorno per ottenere la soluzione, approssimata, dell'equazione del flusso delle acque sotterranee.

Le condizioni al contorno, già introdotte nella descrizione del modello matematico valido per il moto (Paragrafo 3.2.6), possono essere classificate in tre gruppi:

- altezza assegnata (specified head): condizione del primo tipo o di Dirichlet, utilizzata nel caso di celle con altezza piezometrica nota;
- portata assegnata (specified flux): condizione del secondo tipo o di Neumann, impiegata nel caso di portata assegnata attraverso un confine (i. e. confine impermeabile, pozzi, ricarica);
- condizione mista (head-dependant flux): condizione del terzo tipo o di Cauchy, adottata nel caso di flusso variabile con l'altezza piezometrica perchè mette in relazione altezze e portate sulle celle specificate (i. e. fiumi, laghi, dreni).

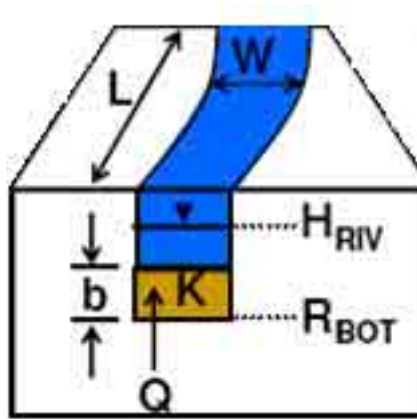
I packages di cui il modello MODFLOW è dotato vengono quindi impiegati per definire le condizioni al contorno.

Nel seguito saranno descritti dettagliatamente i pacchetti ed i parametri generali che sono stati utilizzati nella modellazione della Piana de L'Aquila-Scoppito.

### **5.1.1 River package**

La funzione del pacchetto "river" è simulare l'interazione tra un corpo idrico superficiale ed la falda sotterranea, nei casi in cui esiste una separazione fisica tra i due corpi, ad esempio un materiale a bassa permeabilità che rappresenta il letto del fiume.

Il fiume viene diviso in più segmenti, in modo che ogni segmento sia contenuto interamente in ogni cella. Lo scambio idrico con la falda viene simulato in ogni segmento e quindi in ogni cella. Nella Figura 5.1.1 è rappresentato un segmento con i relativi parametri (Mc Donald e Harbaugh, 1988), che sono: W, larghezza del fiume, L, lunghezza del segmento, b, spessore del letto del fiume e K, conducibilità idraulica del letto del fiume.



**Figura 5.1.1 Segmento del fiume e relativi parametri**

Le grandezze da specificare nell'apposita finestra di dialogo sono: la conducibilità del letto del fiume  $C_{riv}$ , la quota del pelo libero  $H_{riv}$  e la quota del bottom del letto  $R_{bot}$ .

La conducibilità del letto del fiume  $C_{riv}$  è definita come

$$C_{riv} = \frac{WL}{b} K \quad (5.1.1)$$

Quando l'altezza piezometrica  $h$  relativa ad una cella sottostante il fiume è maggiore di  $R_{bot}$  la portata di alimentazione della falda dal fiume è calcolata come

$$Q_{riv} = C_{riv} (H_{riv} - h) \quad [h > R_{bot}] \quad (5.1.2)$$

Se  $h < R_{bot}$  la portata di scambio sarà calcolata con la formula

$$Q_{riv} = C_{riv} (H_{riv} - R_{bot}) \quad [h < R_{bot}] \quad (5.1.3)$$

### **5.1.2 Recharge package**

La ricarica rappresenta la porzione di acqua che raggiunge la zona satura del sottosuolo dopo essersi infiltrata attraverso la superficie del suolo e aver attraversato la zona insatura.

Per stimare la ricarica viene utilizzata l'equazione del bilancio idrico:

$$r = P - R - ET \quad (5.1.4)$$

dove:

$r$  = ricarica

$P$  = precipitazione

$R$  = ruscellamento

$ET$  = evapotraspirazione

In realtà, nella modellazione del moto delle acque sotterranee della piana de L'Aquila-Scoppito, i termini relativi al ruscellamento e all'evapotraspirazione sono stati considerati trascurabili rispetto alla ricarica trasmessa alla piana dagli acquiferi carbonatici relativi ai sistemi montuosi circostanti.

Il pacchetto "recharge" simula quindi una ricarica distribuita, assegnando in input il valore del flusso di ricarica ad ogni cella della zona di ricarica selezionata dall'utente.

### **5.1.3 Well package**

Il "well package" permette di simulare pozzi di iniezione o di pompaggio, definendo per ogni cella la portata di estrazione (negativa) o di immissione (positiva) durante un dato intervallo di tempo.

Ad ogni singola cella può essere assegnato un unico pozzo. A causa dell'assenza di connessione verticale tra le celle, il modello MODFLOW "vede" un pozzo per ogni cella; per esempio, se viene inserito un pozzo che interessa verticalmente tre celle appartenenti a tre strati diversi, è come se fossero stati inseriti tre pozzi e quindi tre diverse portate di iniezione o pompaggio.

Nel caso in cui una cella diventasse asciutta, la portata di pompaggio effettiva si riduce.

Ogni volta che si utilizza il pacchetto "well" l'utente deve inserire nell'apposita finestra di dialogo i dati relativi al pozzo, che sono: nome del pozzo e posizione, periodo di pompaggio e portata pompata, fenestrate del pozzo.

### **5.1.4 Wetting capability**

È questa un'opzione che consente di simulare il reinumidimento delle celle che diventano asciutte e quindi inattive a causa del fatto che l'altezza piezometrica sia scesa al di sotto della quota del fondo della cella. Se si verificasse questa condizione e non fosse stata attivata tale

opzione, MODFLOW escluderebbe dal dominio tutte le celle asciutte che non potrebbero più riattivarsi, neanche a seguito della ricarica della falda o nell'ipotesi che l'altezza piezometrica relativa alle celle limitrofe aumentasse nuovamente.

In MODFLOW l'utente può stabilire se applicare il rewetting e con quale frequenza; inserita quest'ultima nell'apposita finestra di dialogo, infatti, il modello controlla le celle secche ogni n iterazioni per decidere se reidratare in base all'altezza delle maglie vicine. Nel caso di modelli monostrato (bidimensionali) si è obbligati a reidratare dalle celle laterali; in quelli multistrato (tridimensionali), invece, si possono considerare come celle di confronto anche quelle sottostanti. La soluzione può essere forzata limitando il numero di volte in cui il rewetting viene attivato.

L'altezza piezometrica che verrà assegnata alla cella secca è calcolata in base al confronto tra l'altezza delle celle vicine con un valore di soglia introdotto dall'utente.

### **5.1.5 ZoneBudget**

ZoneBudget è il pacchetto del modello MODFLOW grazie al quale si può effettuare un bilancio idrico in un insieme di maglie appartenenti al dominio del modello e definite dall'utente; questo pacchetto può essere utilizzato sia in regime stazionario che transitorio. Il bilancio idrico sub-regionale può essere calcolato per valutare gli impatti del pompaggio sul regime dei corsi d'acqua, per analizzare le portate di percolazione, per stimare le portate attraverso confini (i.e. confini politici) e per quantificare il carico di contaminanti.

ZoneBudget fornisce tutti gli input e gli output relativi alle maglie selezionate; nello specifico si intende:

“in” = verso la zona considerata

“out” = dalla zona considerata.

### **5.1.6 Parametri generali**

I parametri generali da inserire in input al modello sono:

- Tempo di simulazione: si deve indicare la durata della simulazione, il tipo di simulazione (regime stazionario o transiente) ed eventualmente gli intervalli temporali in cui suddividere il periodo di simulazione.



- Altezza idraulica all'inizio della simulazione: per le celle con condizione al contorno di tipo “altezza fissata”, tale valore rimarrà costante per l'intera durata della simulazione. Nel caso di simulazioni in transiente, tale valore è quello che effettivamente si verifica all'istante iniziale della simulazione, mentre in regime stazionario rappresenta solo il valore di partenza per il procedimento iterativo di soluzione del problema.
- Conducibilità idraulica: può essere assegnata dall'utente specificando, nell'area di interesse, i valori dei coefficienti  $K_x$ ,  $K_y$  e  $K_z$  oppure può essere importato in MODFLOW un file di estensione TXT che contiene dei valori della conducibilità idraulica i quali, dopo interpolazione, rappresentano un campo di conducibilità.
- Parametri dell'immagazzinamento: si possono assegnare zone di immagazzinamento specificando, nella finestra di dialogo, la porosità effettiva, la porosità totale e il coefficiente di immagazzinamento specifico.

### 5.1.7 Algoritmi di calcolo

Nel modello numerico MODFLOW è presente la possibilità di poter scegliere algoritmi numerici per la soluzione dei sistemi lineari derivanti dall'applicazione del metodo alle differenze finite per la risoluzione dell'equazione del moto.

I metodi implementati sono i seguenti:

- a) Metodo preconditionato del gradiente coniugato (PCG2): è un metodo molto veloce nella ricerca della soluzione delle equazioni, ma può fallire in sistemi molto complessi.
- b) Procedura implicita forte (SIP): è un metodo adatto a sistemi con un elevato numero di equazioni lineari. Ha il vantaggio di essere molto stabile, anche se converge alla soluzione più lentamente degli altri metodi.
- c) Metodo di sovrarilassamento (SSOR): richiede un'elevata quantità di memoria ed è anche molto lento.
- d) Risolutore per Visual Modflow (WHS): è un metodo che lavora iterativamente e calcola le soluzioni delle equazioni differenziali fornendo soluzioni approssimate. Anche se può portare ad instabilità, è fino a 10 volte più veloce di PCG.
- e) LMG solver: è più adatto a risolvere problemi con forti variazioni di conducibilità idraulica e, anche se richiede più memoria, è più veloce di PCG e WHS.

## 5.2. L'MT3D

Il modello numerico per il trasporto MT3D è stato sviluppato da Chunmao Zheng nel 1990 per uno studio privato (S. S. Papadopoulos & Associates) e risponde alle stesse caratteristiche di modularità già esposte per il MODFLOW. Questo modello consente di trovare una soluzione approssimata, in tre dimensioni, per l'equazione del trasporto con tutte le sue componenti, cioè quella convettiva, dispersiva e reattiva. MT3D utilizza come input i risultati ottenuti dal MODFLOW, infatti per risolvere l'equazione del trasporto è necessario conoscere la velocità effettiva lineare del flusso.

L'MT3D modella il comportamento di contaminanti miscibili nelle acque di falda nel caso di trasporto reattivo, mentre non è adatto alla modellazione dell'intrusione salina, di reazioni geochimiche complesse e del trasporto dipendente dalla densità.

Per costruire il modello di trasporto di un contaminante passivo è necessario stabilire le condizioni iniziali e al contorno, e fornire i parametri di dispersività.

Le condizioni al contorno per relative alla concentrazione di sostanza contaminante sono classificabili in tre gruppi:

- concentrazione assegnata: condizione del primo tipo o di Dirichlet, utilizzata nel caso di celle con concentrazione di sostanza contaminante nota;
- gradiente di concentrazione assegnato: condizione del secondo tipo o di Neumann;
- condizione mista: condizione del terzo tipo o di Cauchy, rappresenta una combinazione delle precedenti condizioni.

Le condizioni iniziali consentono di specificare una concentrazione iniziale che può essere direttamente introdotta in Visual MODFLOW, importata come file ASCII o da Surfer, oppure può provenire da una simulazione precedente.

Per quanto riguarda i parametri dispersivi, in MT3D deve essere specificata la dispersività longitudinale  $\alpha_L$ , il rapporto tra la dispersività trasversale e quella longitudinale  $\alpha_T/\alpha_L$ , il rapporto tra la dispersività verticale e quella longitudinale  $\alpha_V/\alpha_L$  ed il coefficiente di diffusione molecolare.

Il termine convettivo viene risolto con approccio lagrangiano, seguendo la variazione di concentrazione lungo le traiettorie delle particelle, mentre il termine dispersivo è risolto con approccio euleriano, considerando le variazioni di concentrazione nel tempo nei singoli nodi del dominio e utilizzando così un metodo alle differenze finite.

Il modello MT3D utilizza tecniche di soluzione diverse: i termini relativi alla dispersione, alle reazioni ed alle sorgenti/estrazioni sono risolti con approccio euleriano considerando le

variazioni di concentrazione nel tempo nei singoli nodi del dominio e utilizzando così un metodo alle differenze finite, mentre il termine avvevativo viene risolto con approccio lagrangiano, seguendo la variazione di concentrazione lungo le traiettorie delle particelle e adottando diversi metodi. Quelli implementati in MT3D sono delle varianti del metodo delle caratteristiche (MOC) che ha il vantaggio di essere uno schema quasi totalmente privo di dispersione numerica; tale metodo, inoltre, utilizzando la tradizionale tecnica del particle tracking, ha bisogno di un elevato numero di particelle. Il MOC è molto adatto ai modelli in cui domina la componente convettiva perchè offre per questi soluzioni particolarmente stabili. Un secondo metodo è il metodo delle caratteristiche modificato (MMOC), ideato per ridurre il costo computazionale del MOC; il MMOC, infatti, impiega un numero decisamente inferiore di particelle, considerandone solo una per cella. La dispersione numerica, però, tende ad aumentare soprattutto se si hanno fronti netti di concentrazione.

Il terzo schema numerico nasce per combinare i vantaggi dei due metodi precedentemente esposti; è definito come metodo delle caratteristiche ibrido HMOC ed è in grado di adattarsi automaticamente alla natura del campo di concentrazione, infatti dove sono presenti fronti netti di concentrazione si utilizza il MOC, altrimenti il MMOC.

Il quarto metodo (metodo delle differenze finite all'indietro) è valido solo nei problemi in cui prevale la componente dispersiva.

## **6. Modellazione della piana de l'Aquila-Scoppito**

### **6.1 Modello concettuale**

La fase di costruzione del modello concettuale, come già evidenziato nel Capitolo 1, è la più delicata dell'intero processo di modellazione in quanto consiste nella schematizzazione e semplificazione di realtà generalmente molto complesse. Questa operazione di riduzione del sistema reale ai suoi elementi essenziali non deve portare a trascurare gli aspetti che offrono contributi importanti al flusso dell'acqua sotterranea e, al contrario, a non considerare come predominanti fattori che invece influenzano in misura minore il fenomeno.

L'interpretazione e la semplificazione del sistema analizzato riguardano soprattutto le sue caratteristiche geologiche ed idrogeologiche, come la definizione dei confini del dominio di studio e la loro geometria, la ricostruzione della stratigrafia, il regime di flusso (laminare o turbolento), le proprietà della fase fluida, l'individuazione di tutti gli elementi che si comportano come ricariche o perdite di portata nei confronti della falda ed infine le potenziali fonti di inquinamento.

#### **6.1.1 Definizione del dominio**

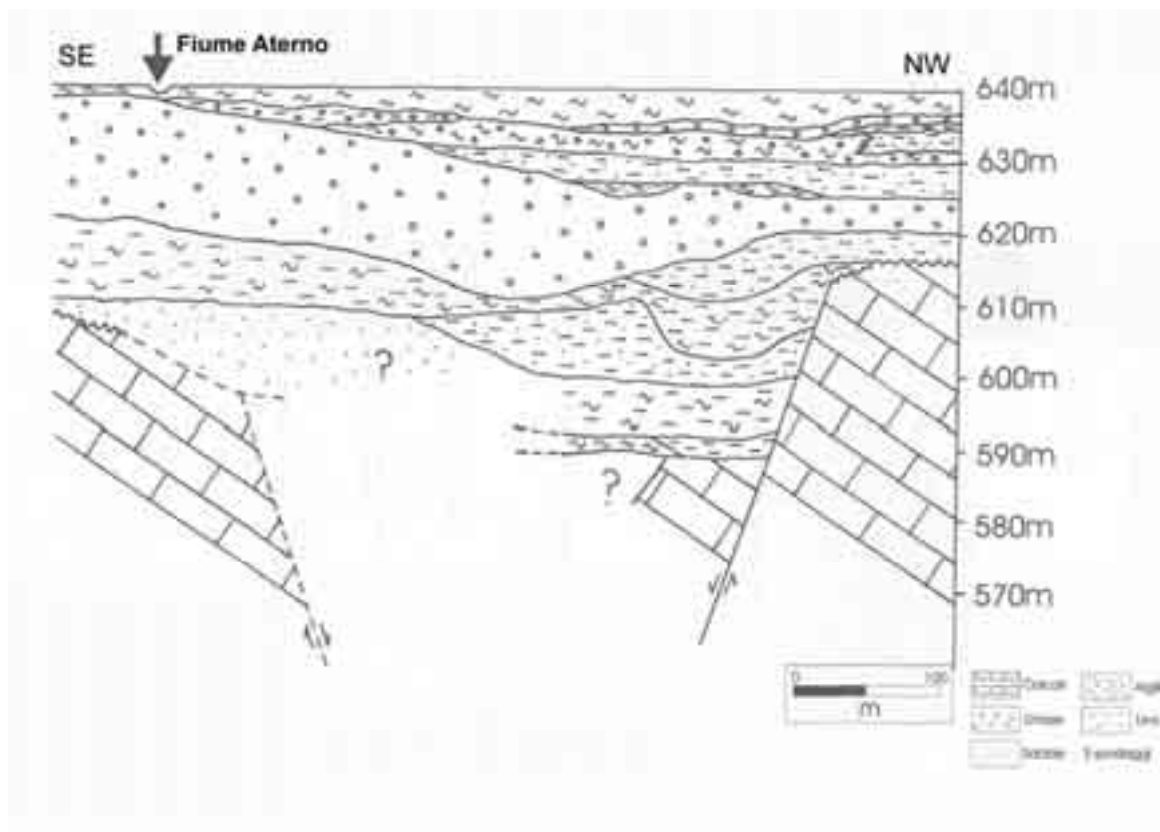
La modellazione della Piana de L'Aquila-Scoppito presentata in questo lavoro ha interessato la falda libera che si trova nei depositi alluvionali appartenenti alla zona pianeggiante, senza considerare le falde più profonde relative alle formazioni carbonatiche sottostanti.

Nel sistema U.T.M. fuso 32 il dominio analizzato si estende da 848208.43 m a 863308.43 in direzione est e da 4696474.9 m a 4704274.9 in direzione nord e racchiude l'intera piana.

#### **6.1.2 Idrostratigrafia**

La ricostruzione della stratigrafia è la fase più complessa che caratterizza il modello concettuale. Infatti, partendo dalle stratigrafie relative a 40 sondaggi, per la maggior parte di tipo edile, sono state individuate le formazioni geologiche principali presenti nello spessore del dominio e, dopo un attento studio delle loro caratteristiche idrogeologiche, sono state raggruppate in base al loro comportamento idrogeologico.

Questa è stata la fase di costruzione del modello in cui si sono incontrate le maggiori difficoltà sia perché la zona in esame è geologicamente molto complessa, sia a causa della scarsa presenza di sondaggi nel cuore della piana.



**Figura 6.1.1 Sezione geologica ricostruita a partire dai sondaggi**

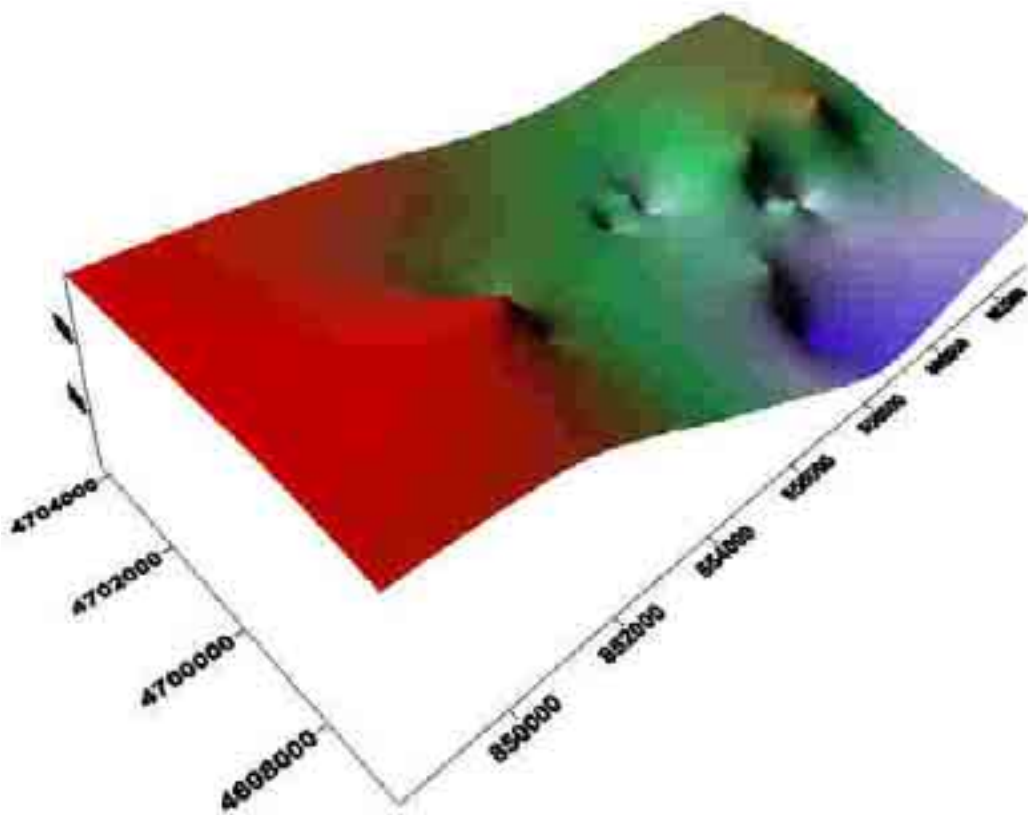
In base alla sezione geologica ricostruita e rappresentata nella Figura 6.1.1, sono state individuate due formazioni principali: l'argilla e la ghiaia. L'argilla costituisce la base impermeabile dell'acquifero superficiale, ma è anche presente in superficie nella zona orientale del dominio con altri depositi alluvionali (i.e. limo). Come si può notare dalla sezione, è infatti presente in affioramento per uno spessore di 4 m circa ad est che tende a diminuire e scomparire verso ovest dopo il fiume Aterno. Lo strato di argilla costituisce il letto impermeabile del fiume, mentre lo strato di ghiaia rappresenta la zona permeabile dell'acquifero ed ha uno spessore variabile su l'intera piana.

#### Interpolazione delle superfici

L'interpolazione delle superfici di contatto tra formazioni individuate, è stata effettuata grazie all'utilizzo del software Surfer. Questo software consente di costruire superfici di contatto

interpolando, con diversi metodi come per esempio il kriging o la regressione polinomiale, i punti di contatto tra le varie unità idrogeologiche considerate. Il file di input del programma Surfer è un file di Excel in cui sono riportate le coordinate del sondaggio e la quota dei punti di contatto espressa in m slm. In questo modo è stata ricostruita la base del dominio, che rappresenta il contatto tra lo strato di ghiaia e quello di argilla (Figura 6.1.2), ed il contatto tra ghiaia e materiale poco permeabile presente in superficie (Figura 6.1.3).

La superficie topografica è stata invece ricavata dal modello digitale delle quote (DEM, Digital Elevation Model) (Figura 6.1.4).



**Figura 6.1.2 Base del dominio**

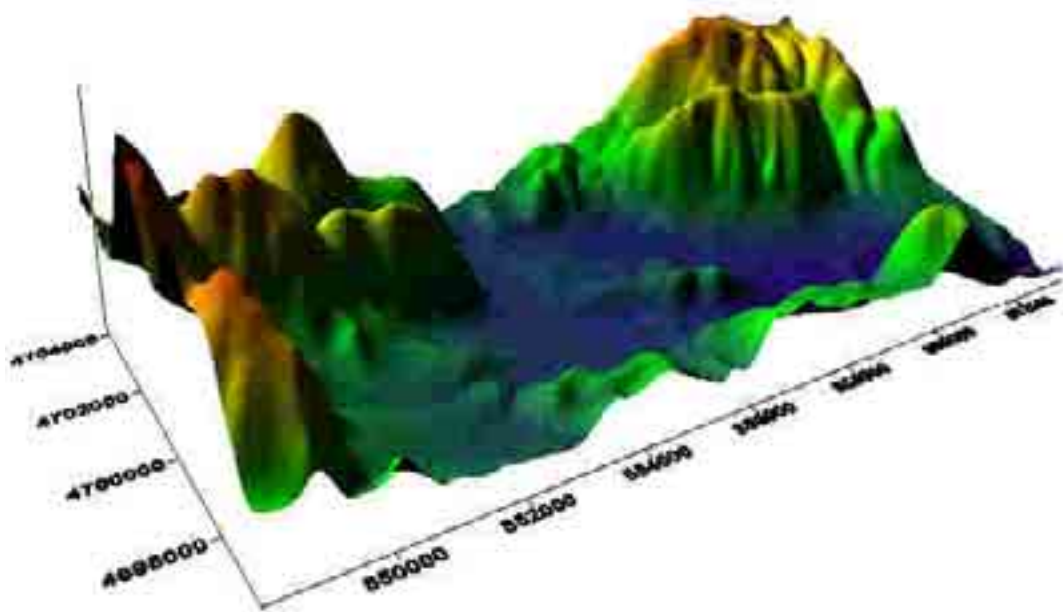


Figura 6.1.3 Contatto tra materiale poco permeabile superficiale e ghiaia.

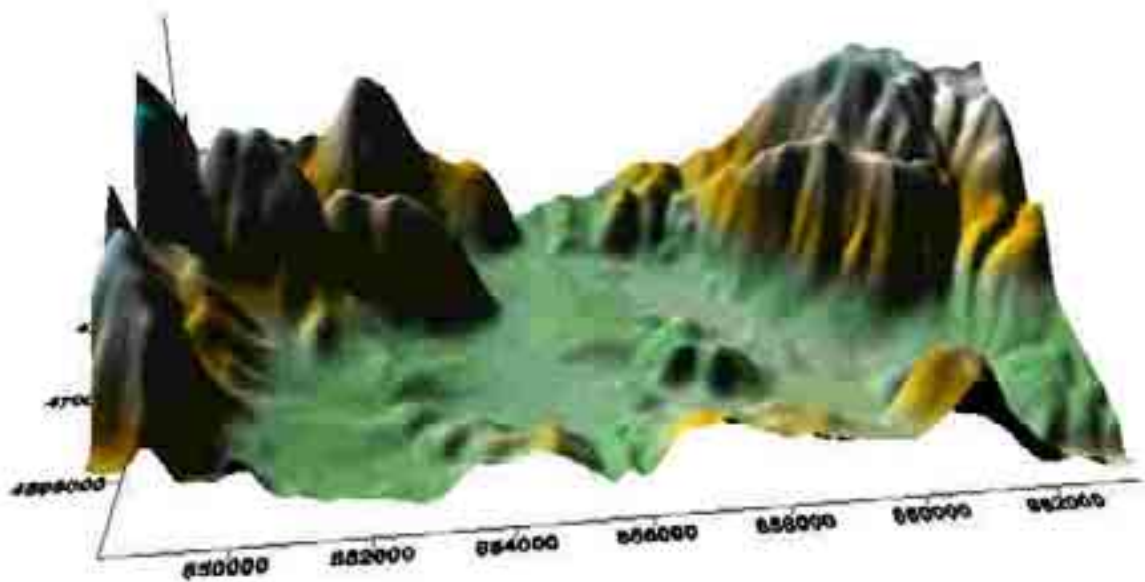


Figura 6.1.4 Superficie topografica

### **6.1.3 Scambi della falda**

La fase di costruzione del modello concettuale è caratterizzata anche dall'individuazione degli elementi che si comportano come ricariche o perdite di portata nei confronti della falda e che costituiscono quindi le condizioni al contorno del modello.

Nel caso della modellazione della Piana de L'Aquila-Scoppito gli elementi che interagiscono con la falda e che vengono implementati nella costruzione del modello di flusso sono: la ricarica proveniente dagli acquiferi carbonatici contenuti nei massicci che circondano la piana, la ricarica naturale dovuta alle precipitazioni, il fiume Aterno e le sorgenti di Vetoio e Boschetto.

Nei paragrafi seguenti sarà descritta la costruzione del modello di flusso e saranno introdotti i packages del software MODFLOW utilizzati per la simulazione del moto delle acque sotterranee nella Piana de L'Aquila-Scoppito.

## **6.2 Modello per il moto delle acque sotterranee**

La costruzione del modello che consente la simulazione del moto delle acque sotterranee della Piana de L'Aquila-Scoppito è stata eseguita per fasi successive, complicando di volta in volta la geometria. In particolare, è stato prima sviluppato un modello monostrato, in cui il moto delle acque di falda si riduce al caso bidimensionale, e successivamente un modello in cui lo spessore è stato diviso in tre strati per migliorare la definizione nella direzione verticale.

### **6.2.1 Modello monostrato**

#### **Definizione della griglia**

Il modello MODFLOW risolve, in tre dimensioni e con metodi numerici, l'equazione che governa il moto delle acque sotterranee utilizzando, con un procedimento iterativo, il metodo numerico delle differenze finite che si basa sulla discretizzazione del dominio con una griglia rettangolare. Nel presente lavoro è stato scelto un grigliato composto da 157 righe e 303 colonne con passo uguale tra righe e colonne e pari a 50 m. La griglia costruita è stata georeferenziata rispetto alle coordinate U.T.M. 32. Per poter visualizzare e caricare sotto la griglia un'immagine del sito in esame è stata esportata dal software ArcView Gis un'immagine bitmap del modello digitale delle quote.



Non tutte le celle appartenenti al dominio oggetto di studio sono attive, infatti la prima condizione al contorno applicata alle zone che circondano la piana è stata la condizione di tipo assenza di flusso. Nella Figura 6.2.1 è mostrato il dominio analizzato in cui le celle dal colore scuro sono quelle inattive.



**Figura 6.2.1 Dominio del modello**

### **Strati e conducibilità idraulica**

Il primo modello costruito è formato da un unico strato di ghiaia la cui conducibilità idraulica è dell'ordine di grandezza di  $10^{-1}$  m/s.

### **Interazione dell'acquifero con la rete idrica superficiale**

La Piana de L'Aquila-Scoppito è attraversata dal fiume Aterno che interagisce con la falda superficiale modellata nel presente lavoro. Come già evidenziato nel Paragrafo 1.2, il fiume alimenta la falda nella parte alta della piana fino a Coppito, mentre ne è alimentato nel secondo tratto fino alla città de L'Aquila. Ciò trova una valida giustificazione dall'analisi dei valori di portata del fiume Aterno relativi alla campagna di misure con idromulinello effettuate nel mese di Novembre 2000. Le misure sono state eseguite in quattro sezioni che vengono riportate in Figura 6.2.2.

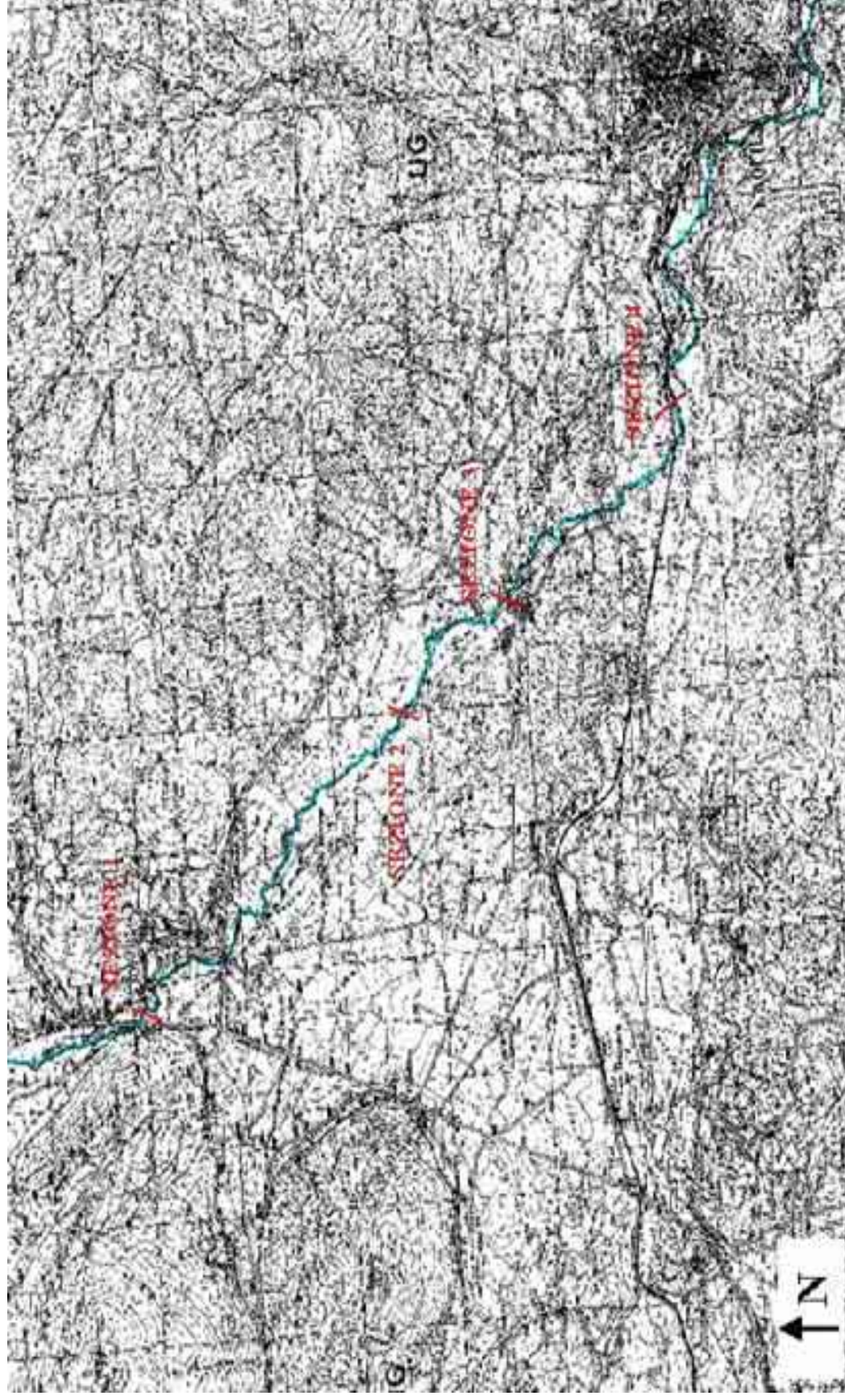


Figura 6.2.2 Ubicazione delle stazioni di misura sul fiume Aterno

La sezione 1 si trova al margine nord occidentale della zona oggetto di studio , nei pressi di San Vittorio; è disposta in un tratto rettilineo dell'alveo con fondale ghiaioso e profondità quasi costante. La seconda è situata in località Casale Santo Padre. Tra queste prime due sezioni vi è l'apporto di un piccolo torrente in riva destra, ma la sua portata è molto piccola, tanto da poter essere trascurata ai fini di una corretta valutazione del regime del fiume. La terza sezione è localizzata presso Coppito ed è caratterizzata dalla presenza di fondale limoso sabbioso. L'ultima sezione si trova in località Mulino di Pile, vicino al punto in cui il fiume Aterno si unisce al torrente Raio.

Nella Tabella 6.2.1 sono riportati i valori della portata nelle sezioni suddette.

SEZIONE	PORTATA (l/s)
1	332
2	233
3	266
4	907

**Tabella 6.2.1 Valori di portata del fiume Aterno nelle sezioni di misura (Novembre 2000)**

Analizzando la precedente tabella si può notare che la sezione 2 presenta un valore di portata minore rispetto alla sezione 1 e ciò consente di affermare che nella parte alta della valle il fiume alimenta la falda superficiale, visto che sono quasi inesistenti perdite di portate dovute per scopo irriguo. In riferimento alla campagna di misure effettuata a Novembre 2000, la portata persa dal fiume tra la sezione 2 e la 1 risulta essere di circa 100 l/s.

Tra la sezione 2 e la 3, al contrario, si nota un incremento nella portata del fiume pari a 30 l/s circa e quindi è il fiume a ricevere acqua dalla falda. Il comportamento drenante del fiume Aterno nella zona bassa della valle è confermato anche dall'ulteriore aumento della portata misurata nella sezione 4.

Per applicare il pacchetto “river”, come evidenziato nel Paragrafo 5.1.1, i parametri da attribuire alle celle del dominio sono: la conduttanza del letto del fiume  $C_{riv}$ , la quota del pelo libero  $H_{riv}$  e la quota del bottom del letto  $R_{bot}$ .

La conduttanza del letto del fiume viene calcolata come

$$C_{riv} = \frac{WL}{b} K$$

dove  $W$  è larghezza del fiume,  $L$  la lunghezza del segmento,  $b$  lo spessore del letto del fiume e  $K$  la conducibilità idraulica del letto del fiume.

Le altezze del pelo libero del fiume Aterno non sono disponibili se non nelle sezioni di ingresso e di uscita del dominio del modello. Viene quindi ipotizzato che queste decrescano linearmente tra le due sezioni. Il programma MODL FOW assegna direttamente le quote alle maglie del modello occupate dal fiume che vanno digitalizzate a tale scopo.

Le quote del fondo del fiume sono state ricavate ipotizzando una profondità del pelo libero del fiume ovunque pari a 2 m, mentre lo spessore del letto del fiume è stato supposto pari ad 1 m.

### **Ricarica**

Nella modellazione della Piana de L'Aquila-Scoppito la ricarica è stata assegnata in modo disuniforme al primo layer, quindi nel caso di modello monostrato all'unico layer esistente. La ricarica relativa al settore orientale del dominio oggetto di studio è nettamente superiore al contributo proveniente dal settore occidentale e dalle precipitazioni a causa della presenza dell'acquifero carbonatico del Gran Sasso. La portata proveniente dal Gran Sasso è pari a 1000 l/s circa; trasformando questo valore in  $\text{mm}^3/\text{anno}$ , si ottiene il valore della ricarica, cioè  $265 \text{ mm}^3/\text{anno}$  circa per ogni cella.

Il contributo dei massicci presenti nel settore occidentale della piana è stato stimato pari a 1/10 di quello del Gran Sasso, quindi è pari ad un valore basso, cioè  $26.5 \text{ mm}^3/\text{anno}$ .

La ricarica naturale assegnata alle rimanenti celle del dominio è dovuta alle precipitazioni ed è stata posta pari a  $40 \text{ mm}^3/\text{anno}$ .

### **Sorgenti**

La maggior parte delle sorgenti presenti nella Piana de L'Aquila-Scoppito è rappresentata da fontanili che costituivano fino al recente passato punti di primaria importanza per l'approvvigionamento idrico, sia per uso potabile e civile che per uso zootecnico. Molte di queste sorgenti si trovano all'interno di centri abitati. Attualmente versano in uno stato di profondo degrado, risultando molto spesso secche o invase da vegetazione. Nell'ambito del presente lavoro, la presenza di tali sorgenti è stata trascurata proprio a causa delle loro insignificanti portate.

Le sorgenti con portate più elevate sono concentrate nel settore sud orientale della piana, a ridosso della città de L'Aquila e risultano essere ancora attive.

Nella modellazione della Piana de L'Aquila-Scoppito sono state considerate solo le due sorgenti maggiori, cioè Vetoio e Boschetto. La loro presenza è sicuramente da attribuirsi a variazioni di permeabilità nei sedimenti quaternari della piana ed al conseguente affioramento della falda tramite laghetti.

Le caratteristiche delle due sorgenti sono riportate nella Tabella 6.2.2:

N°	NOME SORGENTE	QUOTA (m slm)	PORTATA (l/s)
1	Boschetto	622	200
2	Vetoio	635	400

**Tabella 6.2.2 Caratteristiche delle sorgenti**

Le sorgenti di Vetoio e Boschetto sono state inserite nel dominio del modello come condizione al contorno del primo ordine, cioè una condizione di altezza piezometrica assegnata (constant head), poiché è nota la loro quota rispetto al livello del mare. Oltre all'altezza all'inizio della simulazione ed alla fine della stessa, deve essere inserito nell'apposita finestra di dialogo anche il tempo di durata della simulazione che nel nostro caso è stato scelto pari a 50 anni, cioè 18250 giorni.

### **Pozzi di osservazione**

I punti di sondaggio con informazioni sulla piezometria sono localizzati, come si può osservare nella Figura 6.2.3, soprattutto ai margini della piana.



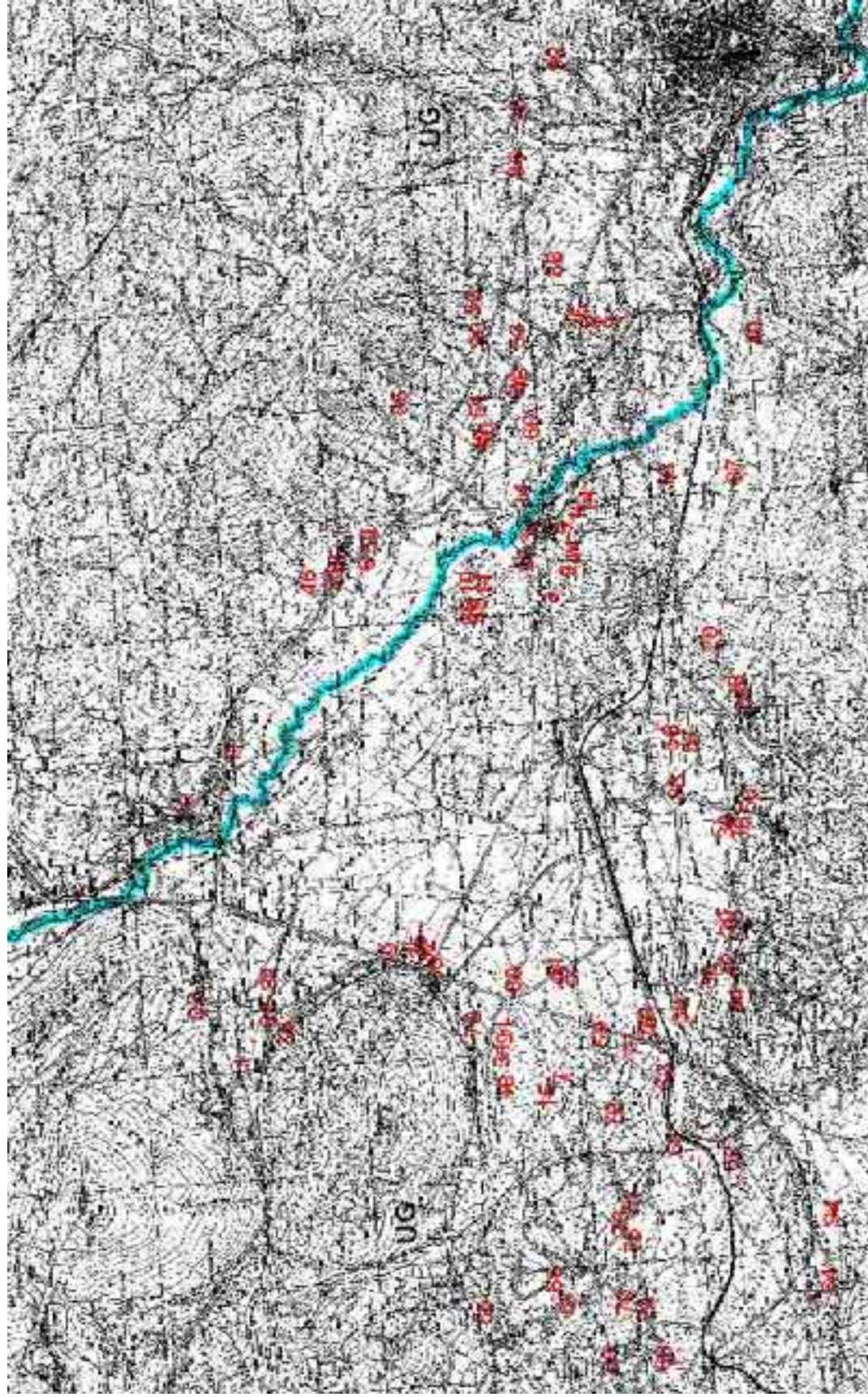


Figura 6.2.3 Ubicazione dei pozzi con quota della falda

Si conoscono, per quasi tutti i pozzi, la profondità, la quota del boccapozzo rispetto al livello del mare e la profondità a cui si trova la falda superficiale. (Tabella 6.2.3)

In base a quanto dichiarato dai proprietari dei pozzi idrici considerati, si può affermare che la maggior parte di questi è utilizzata per uso domestico, irriguo e zootecnico.

POZZO	LONGITUDINE	LATITUDINE	QUOTA (m slm)	PROFONDITA' (m)	FALDA (m)	QUOTA FALDA (m slm)
92	862189.1956	4699726.285	720	90	65	655
23	861704.4757	4700062.157	690		33.26	656.74
86	861219.7558	4700092.693	700	90	40	660
88	860303.7444	4699730.101	655	70	24	631
52	859952.6096	4700485.819	720	96	80.94	639.06
9	859773.2241	4699207.204	628	12	3.27	624.73
40	859673.9874	4697890.422	630	16	1.53	628.47
90	859662.5392	4700440.017	720	120	60	660
53	859647.2712	4700077.425	671	70	41.59	629.41
48	859235.0678	4700043.076	661	37	27.13	633.87
47	859170.1833	4700111.778	661	36	27.6	633.4
55	859032.7822	4701157.57	728	71	61.97	666.03
51	859002.2499	4700443.834	661	25	26.4	634.6
60	858807.5964	4699943.838	635	6	0.94	634.06
87	858406.8412	4698081.258	630	70	3.5	626.5
16	858357.2248	4698707.209	630		11.64	618.36
14	858120.5908	4699436.21	652	54	17.11	634.89
12	858036.6222	4699531.628	648	28	12.22	635.78
4	857899.2211	4699936.206	636		1.97	634.03
5	857876.3209	4699642.315	653	35	15.95	637.05
37	857841.9726	4699970.554	635	20	4.31	630.69
54	857761.82	4701436.193	648	57	18.4	629.6
44	857662.5871	4699569.797	680	54	38.12	641.88
27	857582.4345	4699989.639	658	33	15.47	642.53
2	857487.0177	4699607.962	678	93	46.67	631.33
21	857418.3172	4701775.885	645		9.48	635.52
46	857380.1489	4702004.89	653	22	11.55	641.45
10	857372.5168	4700527.803	662		20.5	641.5
11	857364.8808	4700375.132	652	40	9.97	642.03
3	857231.2996	4699760.633	682	122	30.3	651.7
43	857120.6148	4700420.933	682	48	40	642
20	856857.2607	4698294.995	668	23	3.9	664.1
28	856418.3411	4698065.99	683	200	100	583
26	856303.8402	4697997.288	683	23	15.78	667.22
58	855956.5174	4698657.588	668	150	87.91	580.09
57	855925.9852	4698482.019	668	15	9.01	658.99
83	855490.8816	4698615.607	660		12.25	647.75
56	855376.3807	4697951.487	670		38.67	631.33
89	855326.7643	4703134.653	705	81	40	665

39	855143.5589	4698157.592	665	20	11.78	653.22
38	855109.2106	4698004.924	665	60	13.21	651.79
29	854258.0838	4698142.327	677		12.4	664.6
35	854036.7179	4700981.998	667	22	5.99	661.01
32	853979.4655	4700913.297	669	22	12.9	656.1
19	853952.7493	4701252.989	674	26	17.21	656.79
42	853861.1485	4698134.691	693	10	2.31	690.69
41	853830.6123	4699714.832	662	10	2.44	659.56
30	853758.0957	4698314.08	673	11	4.97	668.03
22	853746.6476	4699623.23	664		0.65	663.35
80	853731.3795	4700107.958	668	15	1.46	666.54
84	853532.9099	4698062.174	693	60	34.28	658.72
34	853441.3092	4698569.805	667	22	5.99	661.01
82	853414.593	4702367.483	685		1.53	683.47
78	853364.9765	4698886.597	674		4.34	669.66
79	853322.9922	4700478.186	688		9.35	678.65
76	853284.8239	4698856.06	675		10	665
91	853246.6596	4700188.112	684	53	15	669
59	853231.3915	4699306.439	677	12	5.12	671.88
77	853128.3387	4699020.18	692	38	28	664
31	853040.5579	4700218.644	685	90	9.38	675.62
1	852964.2213	4702611.756	695	15	2.36	692.64
7	852830.6363	4699665.215	688	6	4.82	683.18
18	852742.8516	4700180.479	695	35	13.54	681.46
15	852655.0708	4699794.986	683		1.49	681.51
72	852490.9495	4699191.936	741	83	10.48	730.52
62	852094.0143	4698107.975	708		4.63	703.37
71	851674.175	4699024	710		15	695
94	851594.0263	4697176.685	700	112	11.5	688.5
75	851326.8561	4699020.18	704		13	691
66	850987.1694	4699730.101	760		15	745
64	850968.0853	4697203.401	720		5.85	714.15
67	850769.6157	4699611.782	733		2	731
70	850765.7996	4699077.433	741		2.45	738.55
65	850678.0149	4700378.948	785		10.8	774.2
69	850231.4633	4699226.285	778	20	6	772

**Tabella 6.2.3 Caratteristiche dei pozzi d'osservazione**

Le informazioni relative ai pozzi precedentemente elencati sono state utilizzate nella fase di assegnazione dell'altezza piezometrica iniziale e nelle fasi di calibrazione e validazione del modello che saranno accuratamente descritte di seguito.

### **Altezza piezometrica iniziale**

Per la modellazione della Piana de L'Aquila-Scoppito è stata scelta una simulazione in stato stazionario e quindi è stato inserito nel modello un valore di altezza piezometrica di partenza



per lo svolgimento del processo iterativo di risoluzione operato da MODLFOW. Il valore iniziale è stato stabilito pari a 670 m in base alle informazioni fornite dai pozzi elencati precedentemente.

### **Rewetting**

Per evitare che le celle attive del dominio diventino asciutte, ed essere così escluse dal modello, è stata attivata l'opzione "wetting capability" descritta nel Paragrafo 5.1.4. I valori utilizzati sono quelli di default, sia per la frequenza di reinumidimento che per la soglia ed il fattore di rewetting. Nel caso di modello monostrato (modello bidimensionale), si è obbligati a reidratare dalle celle laterali.

### **6.2.2 Modello multistrato**

Il modello monostrato è stato complicato con l'inserimento di altri strati e con la considerazione di eventuali variazioni orizzontali e verticali della conducibilità idraulica.

Nel seguito sono riportati soltanto i cambiamenti rispetto al modello monostrato descritto precedentemente.

### **Individuazione degli strati e relativi parametri generali**

Il dominio analizzato è stato diviso in cinque strati. Le superfici importate nel modello MODLFOW come file del programma Surfer ed impiegate come top e bottom degli strati, sono quelle descritte e mostrate nel paragrafo relativo alla costruzione del modello concettuale (Paragrafo 6.1.2):

- a) contatto ghiaia-argilla, che rappresenta la base del dominio e quindi il bottom del layer 5;
- b) contatto tra ghiaia e materiale poco permeabile presente in superficie, che costituisce il top del layer 2 ed il bottom del layer 1; questo contatto è stato anche impiegato per suddividere ulteriormente il layer 2 in 4 strati;
- c) superficie topografica, che costituisce il top del layer 1.

Anche se le formazioni poco permeabili presenti nello strato 1 non ricoprono tutta la superficie della piana ma soltanto il settore orientale, si è deciso di creare comunque uno strato continuo su tutto il dominio dello spessore di 9 m , poiché il modello MODLFOW non

accetta strati con spessore nullo. Per evidenziare la presenza delle suddette formazioni solo nelle celle appartenenti alla zona orientale, si è sfruttata la conducibilità idraulica: sono stati infatti assegnati nel layer 1 valori di conducibilità ridotti nella zona est della piana e valori caratteristici della ghiaia nella zona ovest.

Essendo il modello multistrato, viene richiesta sia la conducibilità idraulica orizzontale che quella verticale; quest'ultima è stata considerata essere ovunque dieci volte minore della prima. Non avendo a disposizione misure sperimentali, sono stati adottati per tutte le formazioni valori della conducibilità idraulica orizzontale di letteratura. Per la ghiaia si è scelto un ordine di grandezza pari  $10^{-1}$  m/s, come nel caso di modello semplificato monostrato, per il materiale poco permeabile  $10^{-3}$  m/s.

### **Rewetting**

L'opzione "wetting capability" è stata attivata anche nel caso di modello multistrato con la differenza, rispetto al monostrato, che il reinumidimento può avvenire sia dalle celle laterali che da quelle sottostanti.

### **6.2.3 Calibrazione del modello**

La calibrazione del modello del moto delle acque sotterranee è il processo mediante il quale vengono modificati dei parametri di input scelti dall'utente, in modo che le altezze piezometriche calcolate dal modello si avvicinino il più possibile ai valori osservati nei punti di sondaggio. La calibrazione è quindi un processo di ottimizzazione del modello e risulta necessaria soprattutto se il modello viene utilizzato per fare previsioni.

La calibrazione di un modello può essere fatta manualmente oppure utilizzando dei software. In questo ambito è stato utilizzato il programma PEST (non-linear Parameter ESTimation program) che consente di combinare l'intuizione dell'utente con le potenzialità di un algoritmo matematico.

Per procedere alla calibrazione vanno inserite nel modello le coordinate dei punti di osservazione con i corrispondenti valori di altezze piezometriche. In questo caso sono stati utilizzati 23 pozzi appartenenti all'insieme dei pozzi di osservazione introdotti nel Paragrafo 6.2.6. Molti sondaggi idrici riportati nella Tabella 6.2.3 sono stati però esclusi dal gruppo di pozzi adottati nella calibrazione perchè non appartenenti al dominio del modello.

La seconda fase dell'operazione di calibrazione consiste nel comunicare a PEST quali sono i parametri che può modificare (i.e. conducibilità idraulica, tasso di ricarica, dispersività). Si è scelto di modificare i valori della conducibilità idraulica perchè rappresenta il parametro più incerto inserito nel modello, in quanto è stata dedotta da valori di letteratura.

Il programma PEST consente di valutare il risultato della calibrazione tramite diversi tipi di grafici; il più significativo ed utile è caratterizzato dalla presenza dei valori osservati sull'asse delle ascisse e dei valori calcolati negli stessi punti d'osservazione sulle ordinate. Se la calibrazione fosse riuscita perfettamente, tutti questi punti dovrebbero trovarsi su una retta a quarantacinque gradi.

### **6.3 Modello di trasporto**

Lo scopo della costruzione di un modello di trasporto per la falda della Piana de L'Aquila-Scoppito è quello di simulare l'evoluzione di un plume di benzina verde nello spazio e nel tempo. La scelta del contaminante non è stata casuale; nel presente lavoro si è voluto infatti proseguire ed approfondire lo studio di alcuni composti presenti nella benzina super relativo alla tesi di laurea di primo livello in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio dal titolo "Adsorbimento su carboni attivi di idrocarburi leggeri provenienti da impianti di Soil Vapour Extraction".

È stato quindi simulato il trasporto di due componenti della benzina super: BTEX, sigla che indica un insieme di specie chimiche non conservative, e MTBE, che, al contrario, è una specie chimica conservativa.

Nei prossimi paragrafi verranno descritte e confrontate le caratteristiche principali delle sostanze oggetto di studio, saranno descritte le condizioni al contorno assegnate al modello di trasporto ed i possibili interventi di bonifica nel sito contaminato.

#### **6.3.1 BTEX**

Con la sigla BTEX viene rappresentata la frazione di idrocarburi aromatici leggeri del petrolio, composta da benzene, toluene, etilbenzene ed i tre isomeri dello xilene.

A seguito di uno sversamento di benzina i componenti della miscela possono distribuirsi nel sottosuolo in diverse forme:

- restare allo stato liquido (LNAPL, Light Non Aqueous Phase Liquid, cioè fase liquida non acquosa a densità inferiore all'acqua);

- formare un'unica fase con le acque sotterranee;
- adsorbirsi sui grani della matrice solida;
- restare “intrappolati” nei i pori non interconnessi della zona insatura;
- volatilizzare dalla fase liquida, trasformandosi in gas ed occupando i pori della zona insatura.

La ripartizione della benzina verde tra LNAPL, fase liquida completamente miscelata, fase adsorbita ai grani del terreno e fase gassosa è influenzata da quattro proprietà chimico-fisiche che sono: solubilità in acqua, pressione di vapore ( $P_v$ ), coefficiente di ripartizione solido-acqua ( $K_{oc}$ ), costante di Henry ( $K_H$ ).

La solubilità in acqua degli idrocarburi è generalmente bassa; i BTEX sono infatti caratterizzati da valori che variano tra 150 e 1800 mg/l. (Tabella 6.4.1)

La pressione di vapore di una sostanza è la pressione esercitata dalla fase gassosa quando questa è in equilibrio con la fase liquida; questa misura la tendenza del singolo componente a migrare dalla fase organica in galleggiamento sulla falda (LNAPL) alla fase gassosa presente nei pori della zona insatura. Il BTEX ha una pressione di vapore abbastanza elevata che varia tra 8 e 95 mmHg. (Tabella 6.4.1).

La sostanza organica contenuta naturalmente nei suoli è in genere la matrice preferita per l'adsorbimento dei componenti della benzina. I componenti della benzina disciolti nelle acque di falda con bassi valori di  $K_{oc}$  tenderanno a rimanere nella fase acquosa, mentre quelli con alti valori di  $K_{oc}$  (ad esempio il BTEX) avranno affinità maggiore nei confronti del terreno. Data la dipendenza del fattore di ritardo  $R$  dal coefficiente di ripartizione organico  $K_{oc}$  (Equazioni 4.6.3 e 4.6.4), è realistico supporre che il BTEX abbia bassa velocità di migrazione nelle acque di falda.

Per quanto riguarda i valori assunti dalla costante di Henry, quanto più questi sono elevati, tanto più il composto tenderà a volatilizzare negli interstizi della zona insatura del terreno, come nel caso del BTEX, caratterizzato da valori di  $K_H$  appartenenti all'intervallo  $0.22 \div 0.35$ . (Tabella 6.4.1).

La migrazione dei componenti della benzina disciolti nelle acque sotterranee è funzione della velocità nell'acquifero, della loro solubilità, dei processi di ripartizione sul solido e in atmosfera e della persistenza dei componenti nell'ambiente, che dipende dal grado di biodegradabilità.

Di particolare rilievo è la predisposizione del BTEX alla biodegradazione da parte dei microrganismi presenti nel suolo e nel sottosuolo.

### 6.3.2 MTBE

Il metilterbutiletere (MTBE) è un prodotto di sintesi largamente utilizzato, a partire dagli anni '80, come composto ossigenato con funzione antidetonante nella produzione della benzina verde in sostituzione del piombo. I composti ossigenati sono infatti composti ricchi di ossigeno che, aggiunti alla benzina, la fanno bruciare in modo più pulito, cioè riducendo notevolmente la quantità di sostanze tossiche prodotte dalla sua combustione. Quelli contenuti nella benzina sono di due tipi: alcoli (i.e. metanolo e alcol terziario butilico TBA) ed eteri (i.e. MTBE e ETBE, cioè etere etil terziario butilico). L'MTBE è quello più impiegato nella produzione della benzina per la sua economicità. È divenuto quindi un inquinante molto diffuso soprattutto a causa delle frequenti perdite di benzina dai serbatoi interrati dei punti vendita e dei depositi, ma non è considerato cancerogeno per l'uomo.

I composti ossigenati presentano valori elevati di solubilità: l'MTBE, per esempio, è 25 volte più solubile del benzene (Tabella 6.4.1). Anche la pressione di vapore dell'MTBE risulta superiore a quella dei BTEX ed è infatti pari a 250 mmHg a 25°C; si può quindi affermare che risulta essere un contaminante molto volatile.

Uno degli aspetti che rende l'MTBE un contaminante da monitorare attentamente è, oltre la solubilità, anche la sua elevata affinità alla fase liquida; presenta infatti valori ridotti della costante di Henry  $K_H$  ( $0.022 \div 0.12$ ), che implicano una bassa tendenza a volatilizzare quando è disciolto in acqua, ed anche un coefficiente di ripartizione acqua-solido  $K_{oc}$  basso, che evidenzia una ridotta affinità verso la fase solida.

La maggiore complessità della struttura chimica dell'MTBE riduce la biodegradabilità del composto al contrario del BTEX. Si è osservato che i trattamenti di biodegradazione in situ possono essere forzati con l'aggiunta di ossigeno o immettendo in falda microrganismi selezionati.

COMPOSTO	SOLUBILITÀ FASE PURA (mg/l)	PRESSIONE DI VAPORE (mmHg)	LOG $K_{oc}$	$K_H$
Benzene	1780	76÷95.2	1.5÷2.2	0.22
Toluene	535	28.4	1.6÷2.3	0.24
Etilbenzene	161	9.5	2÷3	0.35
m-Xilene	146	8.3	2÷3.2	0.31
MTBE	43000÷54300	245÷256	1.0÷1.1	0.023÷0.12

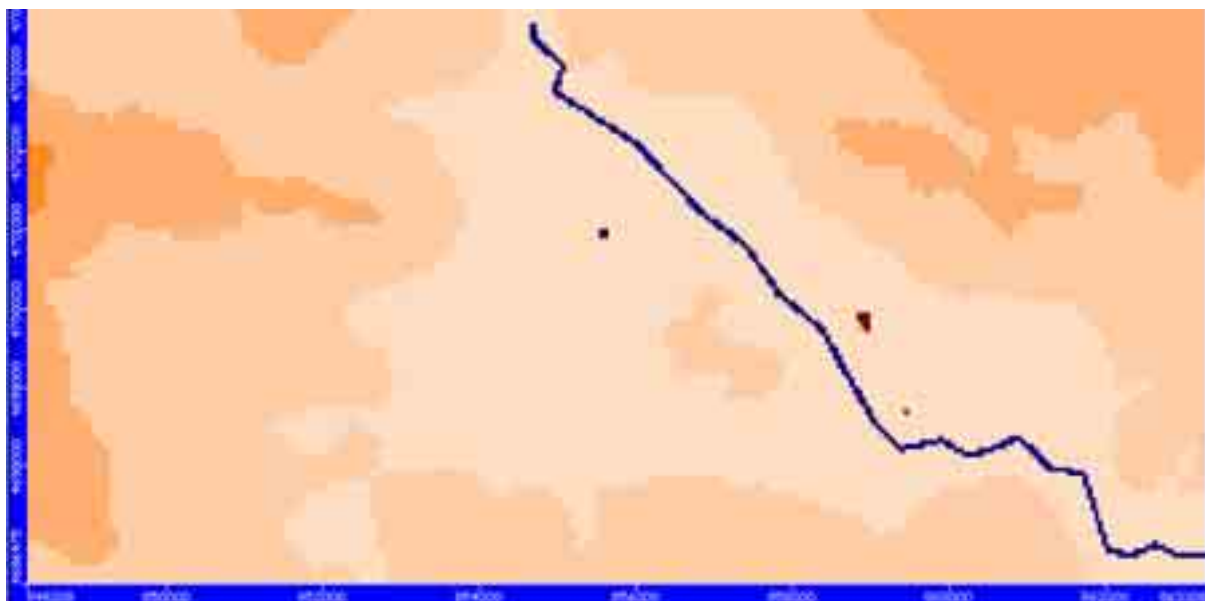
Tabella 6.4.1 Confronto tra le proprietà chimico-fisiche del BTEX e dell'MTBE

### 6.3.3 Condizioni al contorno

Le condizioni al contorno imposte al modello per risolvere l'equazione del trasporto rispecchiano quelle utilizzate in fase di costruzione del modello del moto delle acque sotterranee per la ricerca delle altezze piezometriche, avendo assegnato alle maglie che circondano la Piana de L'Aquila-Scoppito la condizione di cella inattiva. Nella piana alluvionale è stata attribuita una condizione di concentrazione assegnata in corrispondenza della zona di sversamento del contaminante perchè si è ipotizzato di conoscere la sua posizione esatta (Figura 6.3.1). La fonte di contaminazione è rappresentata, come precedentemente detto, da uno sversamento di benzina verde sulla superficie del terreno.

Nel caso di modello multistrato, non avendo la possibilità di modellare il trasporto di soluti relativo alla zona insatura del terreno, si è assegnata la condizione di concentrazione costante solo sul quarto strato. I valori delle concentrazioni di BTEX e MTBE sono stati scelti pari a 80mg/L.

Il tempo di simulazione è di 365 giorni.



**Figura 6.3.1 Modello monostrato. Ubicazione della sorgente di contaminazione rappresentata con colore blu. In rosso sono rappresentate le sorgenti (Vetoio e Boschetto)**

La sostanza contaminante MTBE è miscibile con la fase acquosa ed è conservativa, quindi nell'apposita finestra di dialogo del programma MT3D, che consente di specificare il tipo di soluto analizzato, non deve essere specificato alcun parametro relativo al trasporto reattivo.

Diverso è invece il caso del BTEX perchè risulta essere un inquinante non conservativo. Si è quindi ipotizzato che si verifichino due tipi di reazioni, ovvero l'attenuazione naturale e

l'adsorbimento ai grani solidi del terreno causato dalla scarsa affinità della sostanza con la fase acquosa.

Il fenomeno di attenuazione naturale, che consiste nella trasformazione e degradazione dei contaminanti senza l'attivazione di interventi antropici, è stato simulato con una reazione di decadimento del primo ordine. La velocità di decadimento è espressa da:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\lambda c$$

dove  $c$  è la concentrazione di BTEX e  $\lambda$  è la costante di decadimento in  $[T^{-1}]$ , assunta pari a  $0.005 \text{ giorni}^{-1}$  (valore di letteratura).

Per simulare il fenomeno dell'adsorbimento della sostanza contaminante alla matrice solida, devono essere forniti al modello MT3D i valori del coefficiente di ripartizione  $K_d$ , la densità media del mezzo poroso  $\rho_b$ , che tiene conto sia della densità della matrice solida che dell'acqua contenuta nei pori, la costante di reazione della fase disciolta RC1 e la costante di reazione della fase adsorbita RC2. Di seguito si riportano i valori adottati nella simulazione (valori di letteratura):

$$K_d = 3.02 \cdot 10^{-14} \text{ L/mg}$$

$$\rho_b = 1700 \text{ Kg/m}^3$$

$$RC1 = 0.005 \text{ giorni}^{-1}$$

$$RC2 = 0 \text{ giorni}$$

#### **6.3.4 Dispersività**

Non si hanno a disposizione nella zona in esame prove di dispersività in situ, perciò sono stati utilizzati dati di letteratura compatibili con le formazioni che costituiscono l'acquifero.

Il valore della dispersività longitudinale è stato scelto costante per tutto l'acquifero e pari a 5 m. Il rapporto tra la dispersività trasversale e longitudinale, invece, è pari a 0.1, mentre quello tra dispersività verticale e longitudinale a 0.01.

#### **6.3.5 Tecnologie di bonifica**

Per valutare le tecnologie di bonifica applicabili nel caso di contaminazione della falda dovuta alla presenza di BTEX e MTBE, è stato utilizzato il programma MODPATH che simula il

trasporto avvevativo delle particelle di soluto, trascurando i fenomeni della dispersione, dell'adsorbimento e del decadimento.

MODPATH utilizza uno schema di "inseguimento" delle particelle di tipo semi-analitico: si basa infatti sulle altezze calcolate numericamente da MODFLOW, ma sfrutta un'espressione analitica per determinare lo spostamento delle stesse tra le maglie del grigliato. L'inseguimento delle particelle può essere sia in avanti che all'indietro.

Gli scenari di bonifica simulati nel presente lavoro sono stati il "Pump and Treat", l'installazione di un dreno e di una barriera permeabile reattiva del tipo "Funnel and Gate".

Il metodo del "Pump and Treat" si basa sull'estrazione dell'acqua di falda contaminata tramite un sistema di pozzi. Le portate estratte devono essere tali da garantire l'intercettazione dell'intero plume di contaminazione o, comunque, il volume di acqua che si intende trattare. L'acqua estratta viene poi inviata ad un impianto di trattamento che, generalmente, è costituito da filtri a carboni attivi o membrane. Questi tipi di trattamento risultano però poco efficaci nel caso di acque contenenti MTBE poiché quest'ultimo si adsorbe difficilmente al materiale solido. Si preferisce quindi impiegare il metodo dell'ossidazione diretta dell'acqua di falda con sistemi ossidante/catalizzatore (i.e. reattivi di Fenton,  $H_2O_2/UV$ ,  $H_2O_2/O_3/UV$ ) perchè i radicali ossidrilici che vengono prodotti ossidano il MTBE.

Nel presente lavoro è stato applicato un pozzo di estrazione, fenestrato su quasi tutta la lunghezza, a valle della sorgente di contaminazione. La portata di acqua contaminata estratta è pari a  $8000\text{ m}^3/\text{giorno}$ , cioè  $92\text{ l/s}$  circa.

Il dreno, o trincea drenante, ha lo stesso scopo del "Pump and Treat", cioè l'intercettazione dell'acqua contaminata, la sua estrazione ed il successivo trattamento ex situ. Il programma MODFLOW è dotato di un pacchetto con cui è possibile assegnare una condizione di tipo "dreno" alle celle di interesse. Nell'apposita finestra di dialogo, devono essere specificati i seguenti parametri: durata della simulazione, altezza del dreno e conduttanza. Nella modellazione del trasporto di contaminanti nella Piana de L'Aquila-Scoppito, il dreno è stato applicato a valle della sorgente di contaminazione, in modo da poter intercettare l'intero plume di contaminante.

Le barriere permeabili reattive sono formate da una zona di trattamento, costituita da materiale reattivo, installata nel sottosuolo in modo da intercettare il pennacchio di contaminazione. Quando l'acqua contaminata attraversa la barriera viene in contatto con il materiale reattivo che ne costituisce il riempimento; si possono quindi avere due tipi di reazioni: la degradazione e l'adsorbimento al materiale solido. In base alla tipologia del materiale reattivo, le sostanze contaminanti presenti nella fase liquida vengono degradate per



via chimica o microbiologica. Nel caso di degradazione chimica il materiale reattivo più utilizzato è il ferro granulare, mentre nel caso di adsorbimento è il carbone attivo.

Le barriere di tipo “Funnel and Gate” sono costituite da una sezione a bassa permeabilità (funnel), generalmente costituita da uno o più diaframmi plastici che ha funzione di convogliare l’acqua contaminata verso la sezione permeabile (gate) costituita da una trincea contenente materiale reattivo.

Il sistema “Funnel and Gate” è stato introdotto nel modello grazie al pacchetto “wall” di cui è dotato MODLFOW. Questo pacchetto consente di inserire nelle celle desiderate un muro caratterizzato da valori di conducibilità idraulica molto bassi che, in tal caso, rappresenta il “funnel”. Per simulare invece il “gate”, si lascia semplicemente una o più celle libere tra i due “funnel” applicati.

I tre scenari di bonifica precedentemente descritti sono stati impiegati sia nel caso di modello monostrato che multistrato. Nel capitolo dedicato all’analisi dei risultati (Capitolo 7) verranno confrontati i risultati ottenuti in modo da poter stabilire quale delle tecnologie di bonifica applicate risulta essere la migliore per la rimozione dell’MTBE e del BTEX dalla falda.

## **7. Analisi dei risultati**

In questo capitolo saranno descritti i risultati ottenuti dalle simulazioni del moto delle acque sotterranee e del trasporto di soluti nella Piana de L'Aquila-Scoppito.

Si commenteranno prima i risultati relativi al modello monostrato ed in seguito quelli del modello caratterizzato dalla presenza di 5 strati.

### **7.1 Modello per il moto delle acque sotterranee**

#### **7.1.1 Modello monostrato**

##### **Altezze piezometriche**

In Figura 7.1.1 è riportato l'andamento delle isopieze calcolato dal software MODLFOW nel caso di modello semplificato monostrato.



**Figura 7.1.1 Andamento delle isopieze nel modello monostrato.**

Analizzando l'andamento delle isopieze si può affermare che le acque sotterranee si muovono da nord-ovest a sud-est, cioè in direzione opposta al gradiente idraulico.

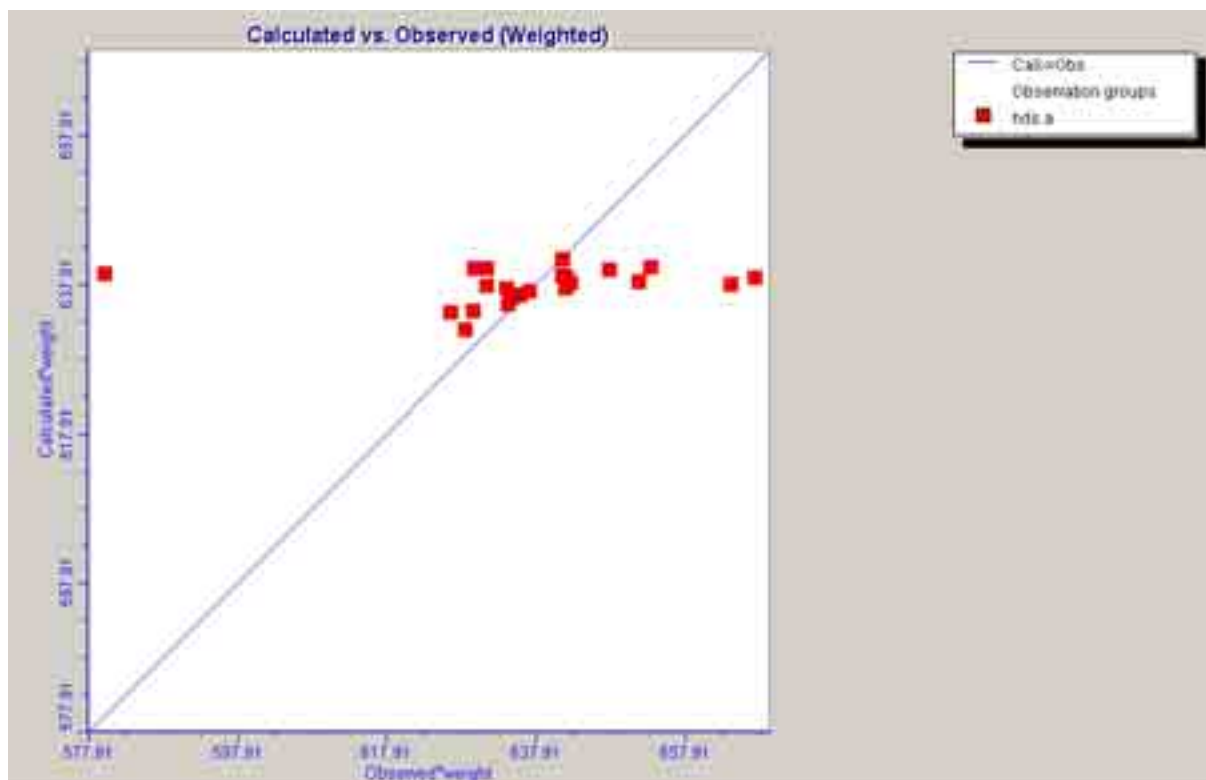
Dal punto di vista qualitativo i risultati ottenuti concordano con quelli trovati da studi effettuati precedentemente e già citati nel Paragrafo 6.1; dal punto di vista quantitativo, invece, i valori di altezza piezometrica trovati risultano spesso inferiori rispetto a quelli che si osservano nei pozzi impiegati nella fase di calibrazione ed elencati nel Paragrafo 6.1.2.

Nella Figura 7.1.2 è mostrata l'ubicazione dei pozzi utilizzati nella fase di calibrazione del modello.



**Figura 7.1.2 Ubicazione dei pozzi utilizzati per calibrare il modello**

Il grafico più rappresentativo ottenuto con il programma PEST, impiegato per calibrare il modello, è quello che confronta i valori delle altezze piezometriche misurate e calcolate dal modello nei 23 sondaggi idrici. Tale grafico è mostrato in Figura 7.1.3.

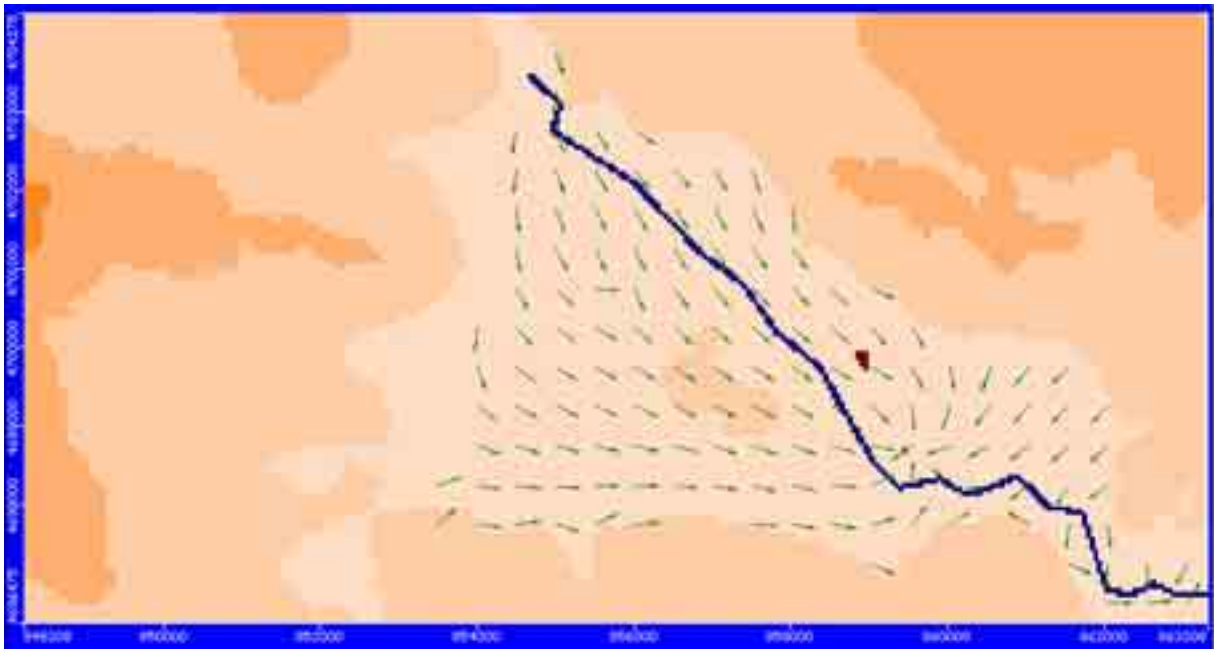


**Figura 7.1.3 Confronto tra valori di altezza piezometrica calcolati e misurati nei punti di sondaggio**

Per avere una perfetta corrispondenza dei valori tutti i punti rappresentati dovrebbero giacere sulla retta a 45 gradi. Nel caso in esame ciò non avviene e si è cercato di migliorare la calibrazione variando la conducibilità idraulica, ma i risultati ottenuti hanno confermato valori di conducibilità idraulica dello stesso ordine di grandezza di quelli assegnati come input al modello, cioè  $10^{-1}$  m/s. Una delle cause di scostamento dei valori misurati da quelli calcolati può essere individuata nelle diverse fonti di provenienza delle informazioni relative alla quota della falda e quindi dalla forte disomogeneità che caratterizza i metodi ed i criteri con cui la falda stessa viene individuata.

### **Distribuzione delle velocità**

Il software VISUAL MODLFOW consente di visualizzare come output della simulazione del moto delle acque sotterranee anche l'andamento dei vettori velocità, che viene riportato nella Figura 7.1.4.



**Figura 7.1.4 Direzione dei vettori velocità**

Analizzando le direzioni dei vettori della velocità nella zona orientale della Piana de L'Aquila-Scoppito si ha conferma del notevole contributo, in termini di ricarica, che l'acquifero carbonatico del Gran Sasso dà alla falda superficiale modellata. Dalla precedente figura può essere ricavata un'altra informazione utile e cioè la direzione della falda che, come già dedotto dalla piezometria, è quella nord-ovest sud-est.

I vettori velocità forniscono anche informazioni qualitative sulle zone di ricarica della falda dal fiume e viceversa. Osservando infatti la loro direzione in prossimità del fiume, si evince che l'acquifero superficiale è alimentato dal fiume nella zona più a nord della piana, mentre nella zona più a sud si verifica la condizione opposta. Per quanto riguarda l'ordine di grandezza della velocità delle acque sotterranee, si può affermare che questo è abbastanza basso e pari al cm/s.

## **7.1.2 Modello multistrato**

### **Altezze piezometriche**

Le altezze piezometriche degli strati del modello tridimensionale confermano l'andamento già evidenziato nel caso di modello monostrato. La falda superficiale della Piana de L'Aquila-Scoppito ha quindi direzione nord-ovest sud-est. Nelle Figure 7.1.5 e 7.1.6 sono rappresentate le isopieze relative agli strati più profondi del dominio, cioè gli strati 4 e 5:



**Figura 7.1.5 Andamento delle isopieze nello strato 4**



**Figura 7.1.6 Andamento delle isopieze nello strato 5**

Anche nel caso di modello multistrato non si è riusciti attraverso la fase di calibrazione a migliorare il risultato ottenuto perchè i valori di altezza piezometrica misurati risultano sempre maggiori di quelli calcolati dal modello.

## 7.2 Modello di trasporto

Le sostanze contaminanti analizzate sono state il BTEX e il MTBE, cioè, rispettivamente, un contaminante non conservativo ed uno conservativo. In seguito saranno quindi confrontati i risultati ottenuti dalle simulazioni relative al loro trasporto sia nel caso di modello monostrato che nel caso di modello multistrato.

### 7.2.1 Modello monostrato

Il modello monostrato è di tipo bidimensionale, quindi non è possibile analizzare l'evoluzione del plume di contaminante con la profondità. Si è invece potuta osservare la sua evoluzione nel tempo. La simulazione del trasporto è stata infatti impostata in modo da poter visualizzare l'andamento del plume non solo al termine della simulazione stessa (365 giorni), ma anche in steps intermedi, cioè dopo 100 e 200 giorni dal verificarsi dell'evento che causa la contaminazione.

Nelle seguenti figure (Figura 7.2.1, 7.2.2, 7.2.3 e 7.2.4) è mostrato l'andamento del plume di MTBE e BTEX e la sua evoluzione temporale dopo 100 e 365 giorni:

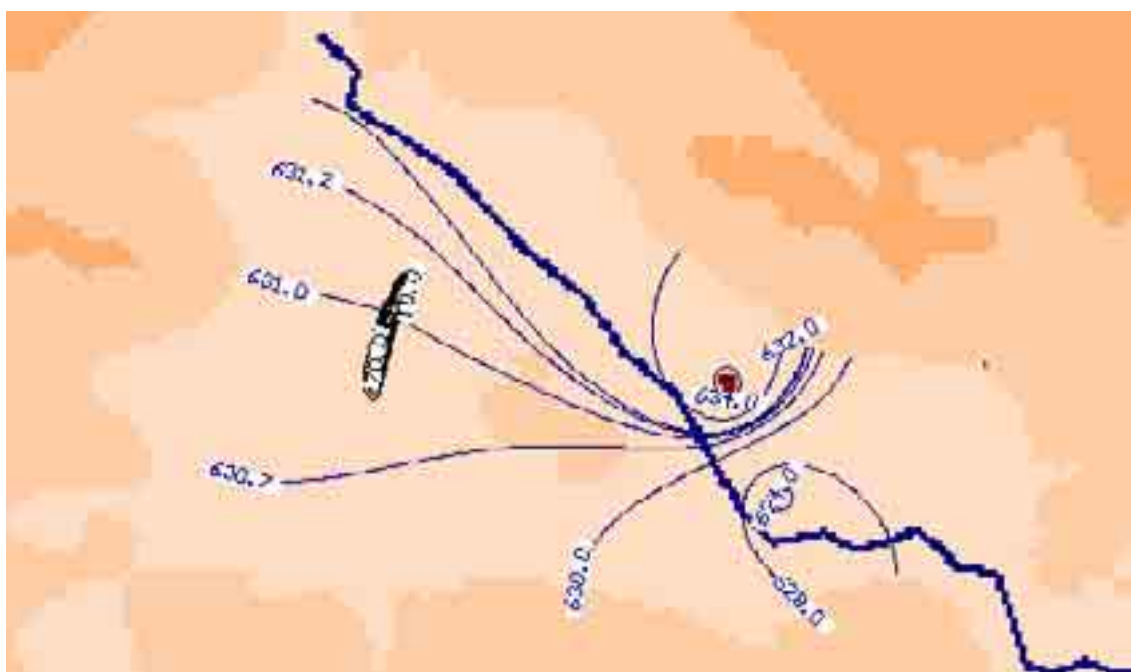
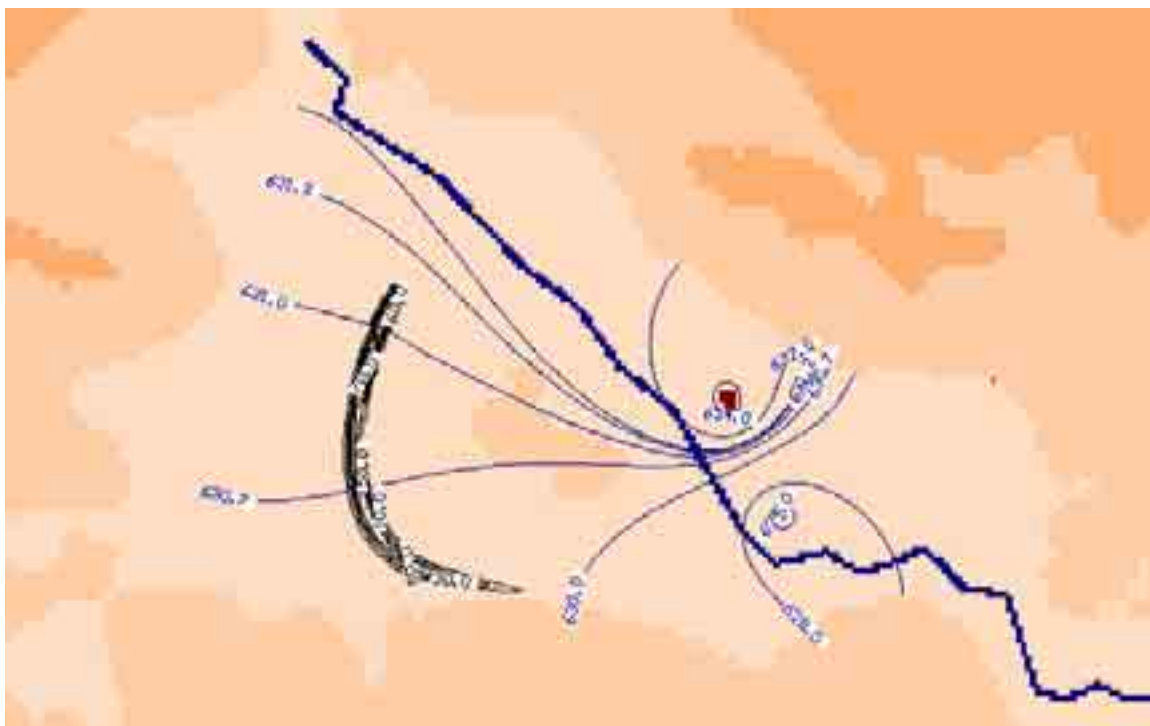
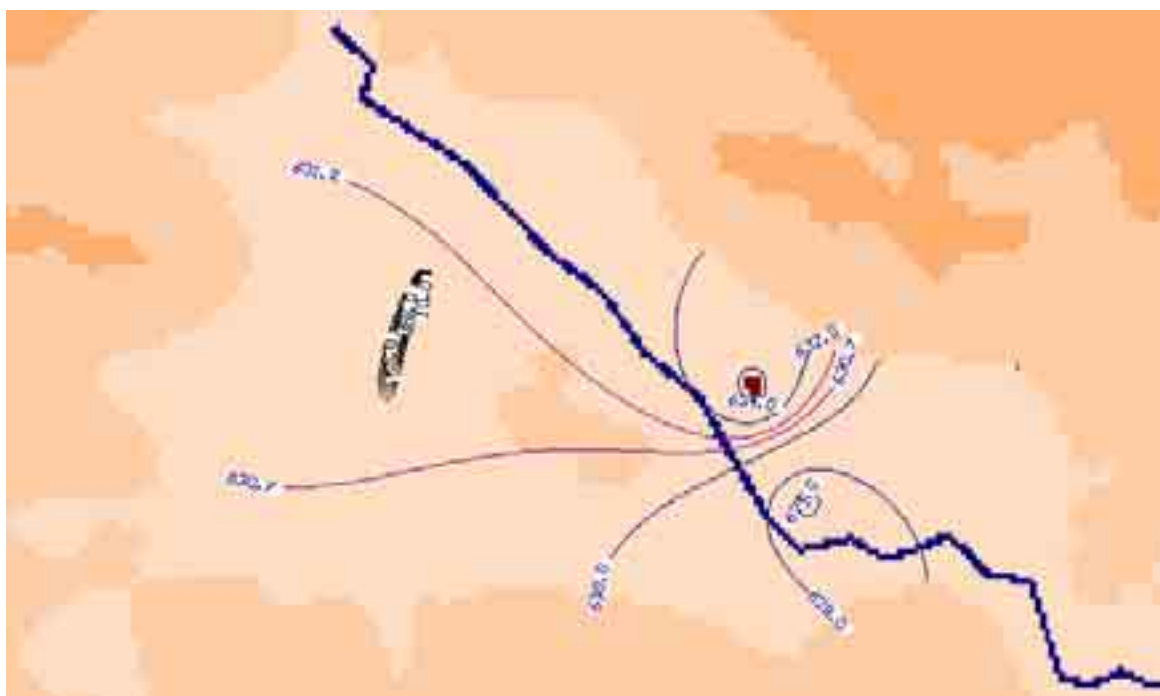


Figura 7.2.1 Andamento della concentrazione di MTBE dopo 100 giorni

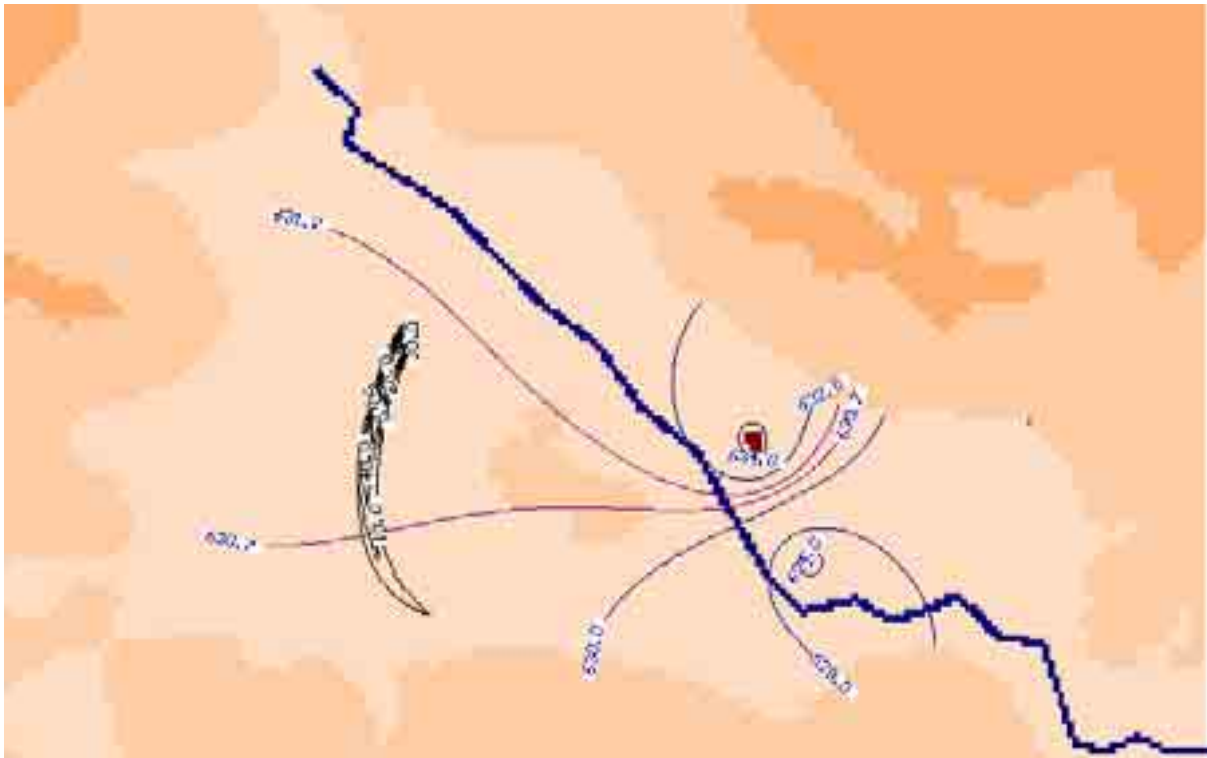


**Figura 7.2.2 Andamento della concentrazione di MTBE dopo 365 giorni**



**Figura 7.2.3 Andamento della concentrazione di BTEX dopo 100 giorni**





**Figura 7.2.4 Andamento della concentrazione di BTEX dopo 365 giorni**

Dal confronto delle figure precedenti si evince che il plume di sostanza contaminante segue l'andamento del gradiente idraulico con una tendenza ad allargarsi nel tempo.

Il plume della sostanza contaminante conservativa, cioè il MTBE, presenta dimensioni maggiori, perchè, oltre ad essere molto affine alla fase liquida, non subisce alcun tipo di reazione. Il BTEX, invece, è un inquinante che subisce sia un processo di attenuazione naturale, modellato con una cinetica del primo ordine, sia un fenomeno di adsorbimento ai grani del terreno; di conseguenza il plume di contaminante occupa una porzione di spazio inferiore rispetto all'altro contaminante.

### **7.2.2 Modello multistrato**

Il modello multistrato per il trasporto è stato costruito assegnando una condizione di concentrazione costante sul layer 4 perchè nel presente lavoro non è stato modellato il trasporto nella zona insatura del terreno. La principale differenza che si ha rispetto al modello monostrato è che in questo caso è possibile analizzare l'evoluzione del plume con la profondità dell'acquifero.

Nelle figure seguenti sono rappresentate le curve di isoconcentrazione relative all'MTBE ed al BTEX dopo 100 e 365 giorni dal verificarsi dello sversamento di benzina super sul layer 4 e 5.

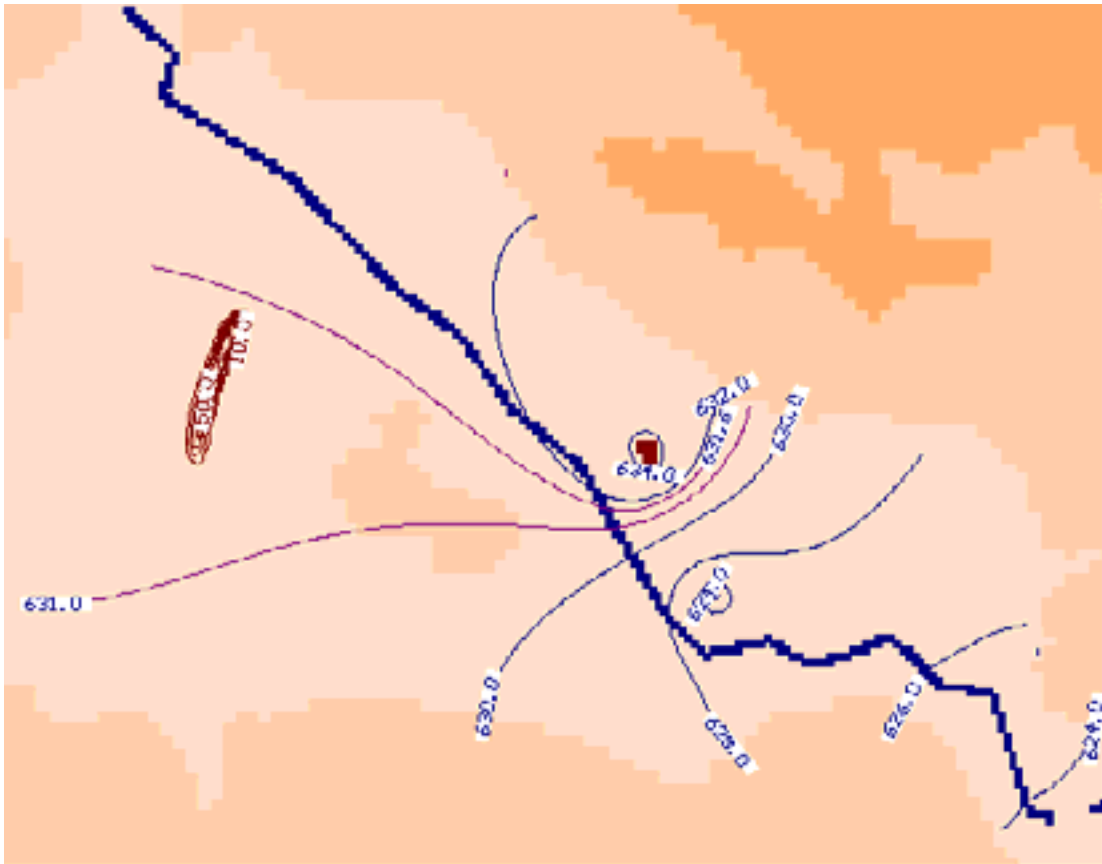


Figura 7.2.5 Andamento della concentrazione di MTBE dopo 100 giorni nel layer 4.

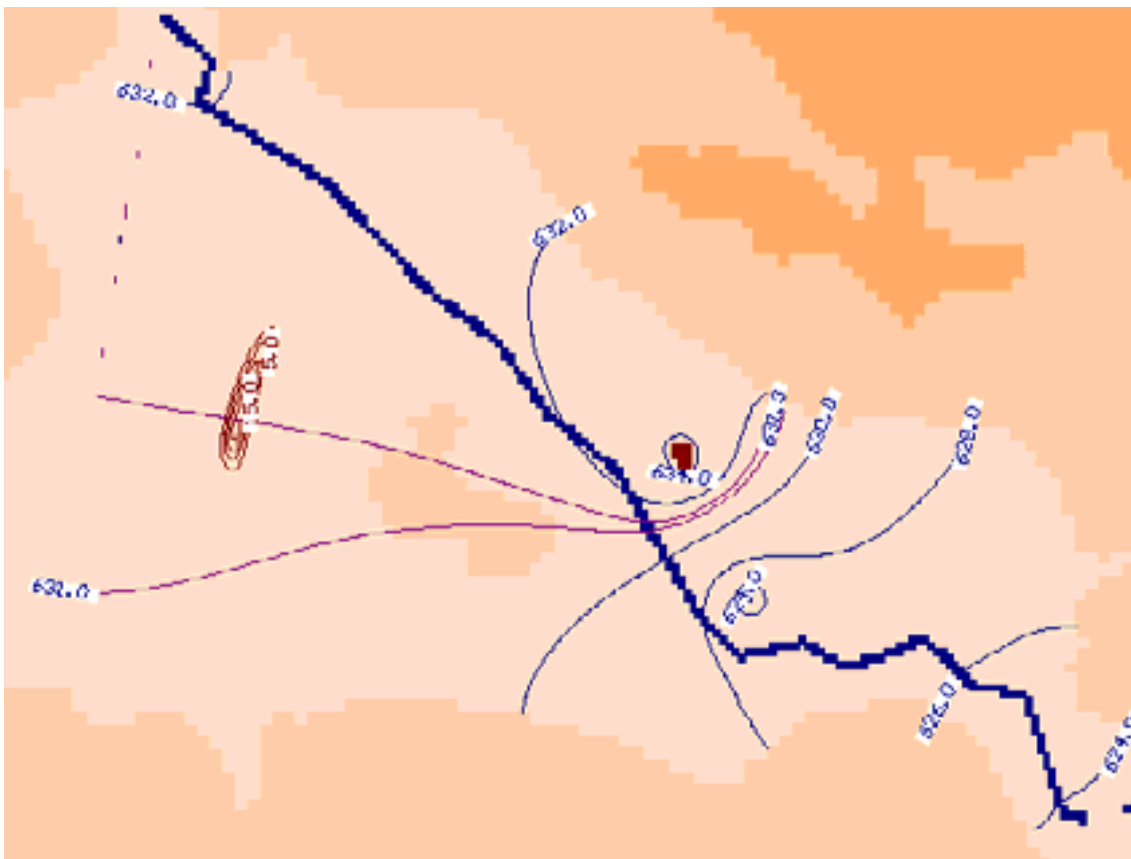


Figura 7.2.6 Andamento della concentrazione di MTBE dopo 100 giorni nel layer 5.

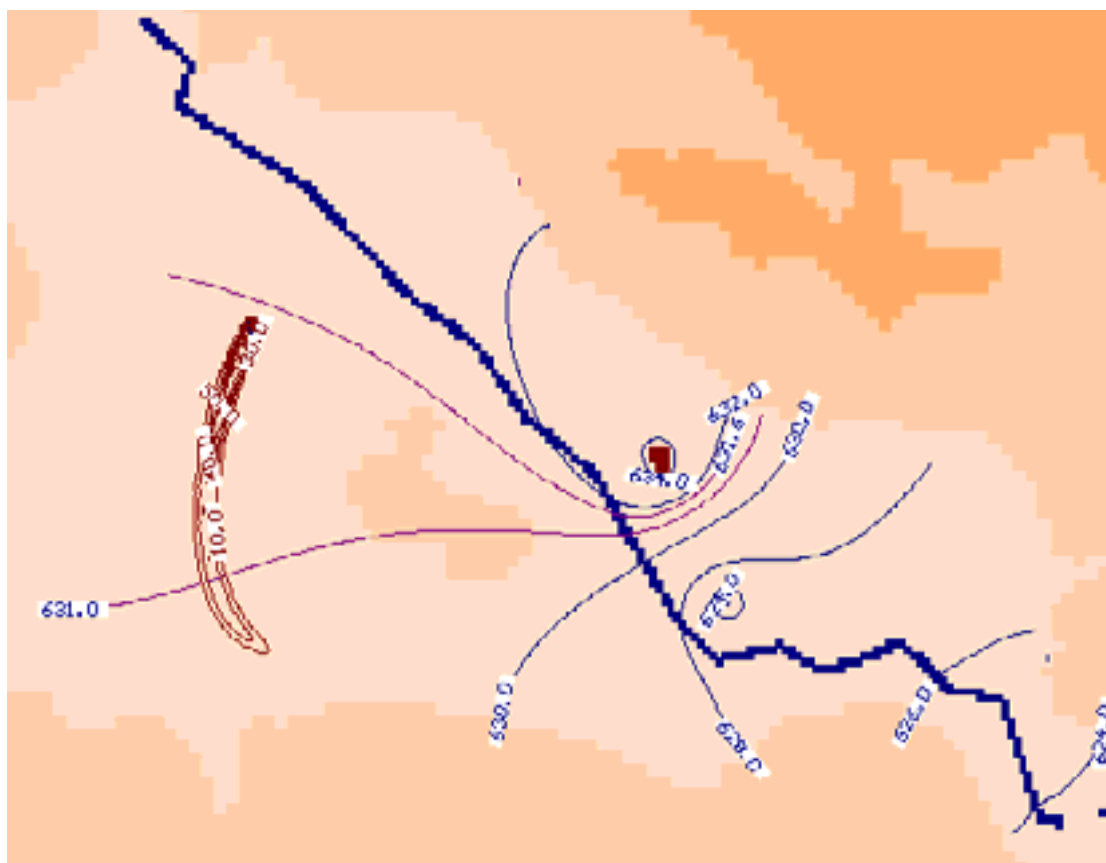


Figura 7.2.7 Andamento della concentrazione di MTBE dopo 365 giorni nel layer 4.

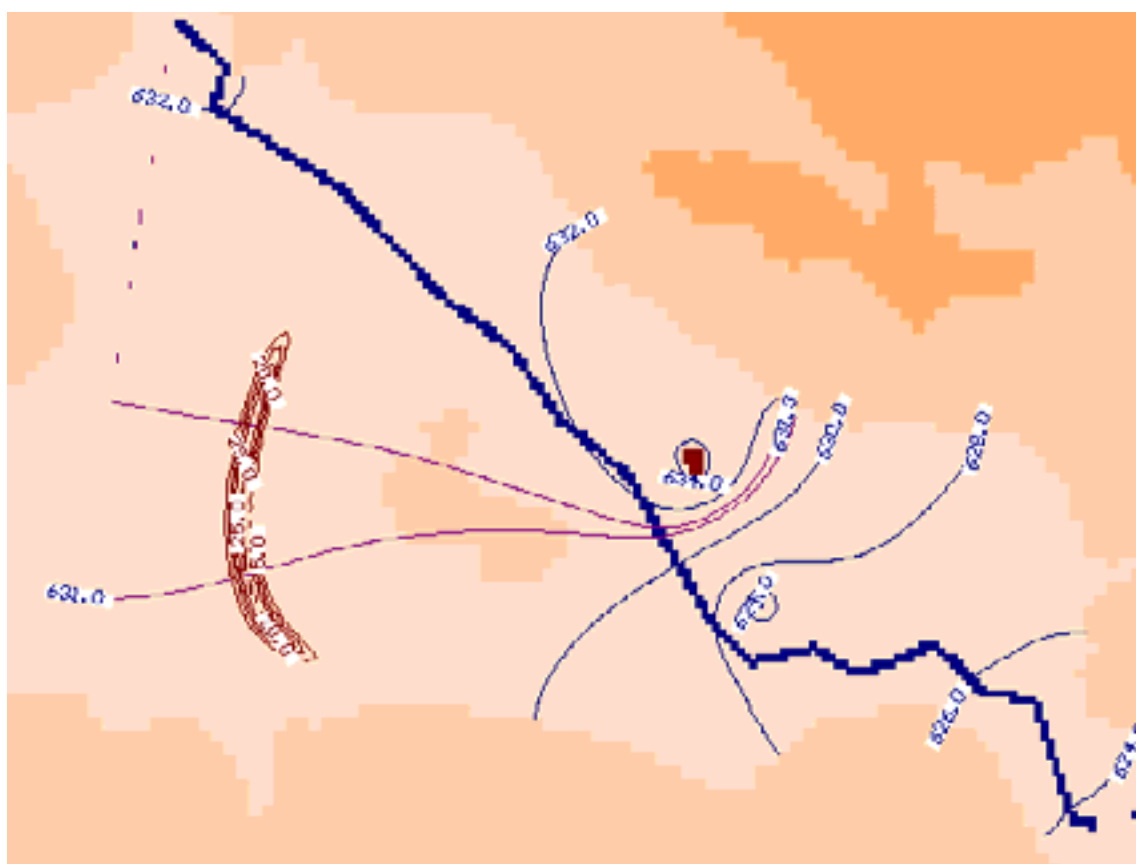


Figura 7.2.8 Andamento della concentrazione di MTBE dopo 365 giorni nel layer 5.

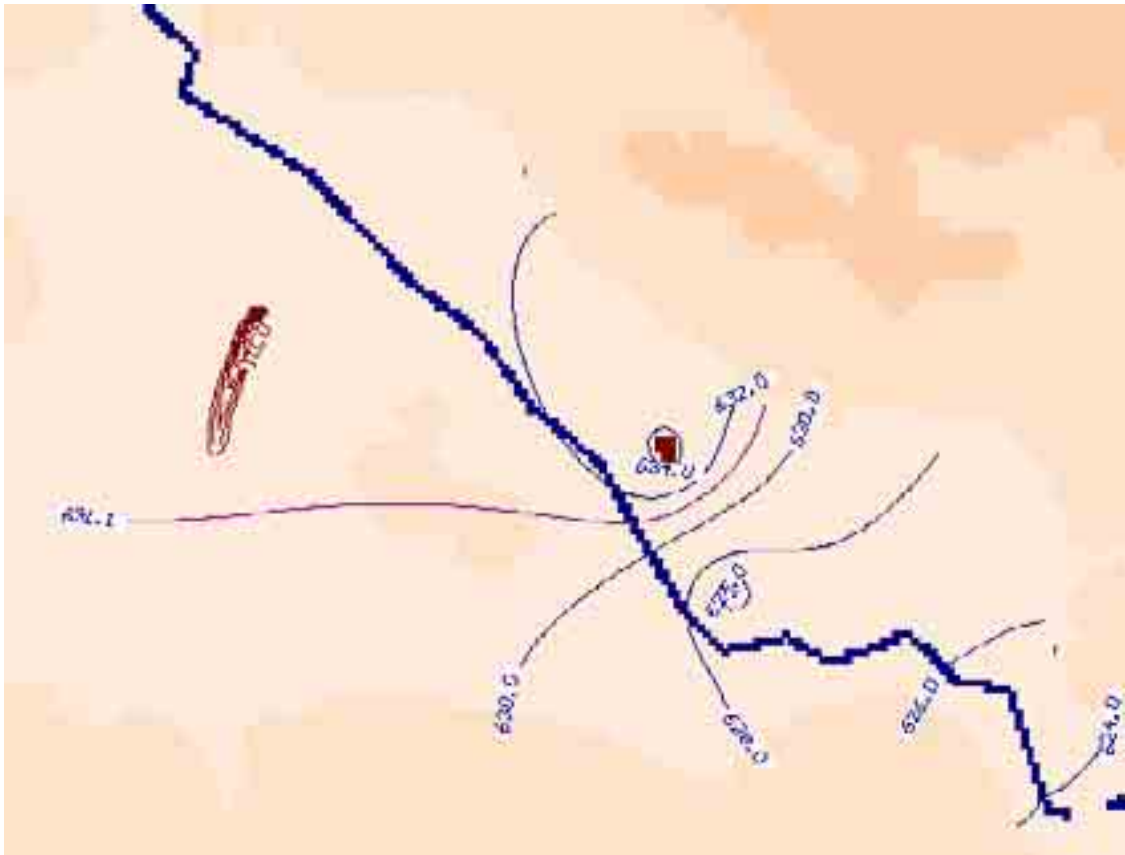


Figura 7.2.9 Andamento della concentrazione di BTEX dopo 100 giorni nel layer 4.

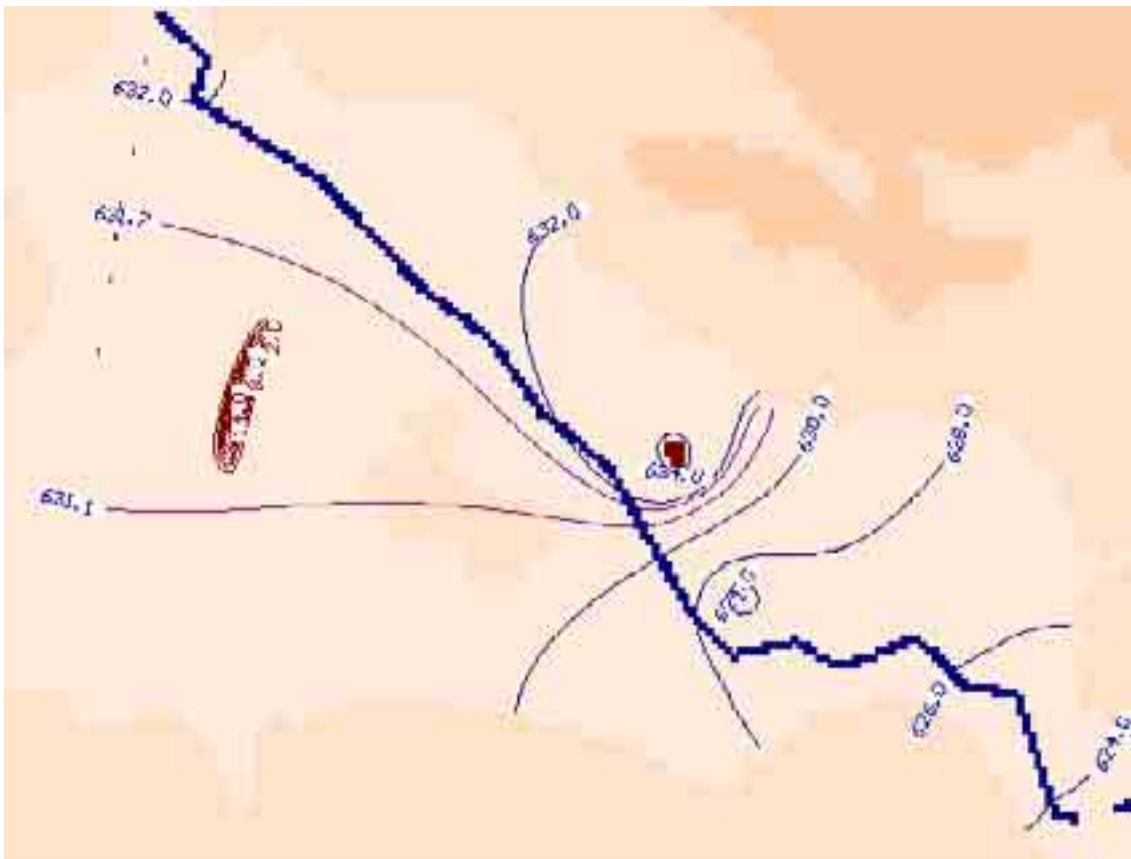


Figura 7.2.10 Andamento della concentrazione di BTEX dopo 100 giorni nel layer 5.

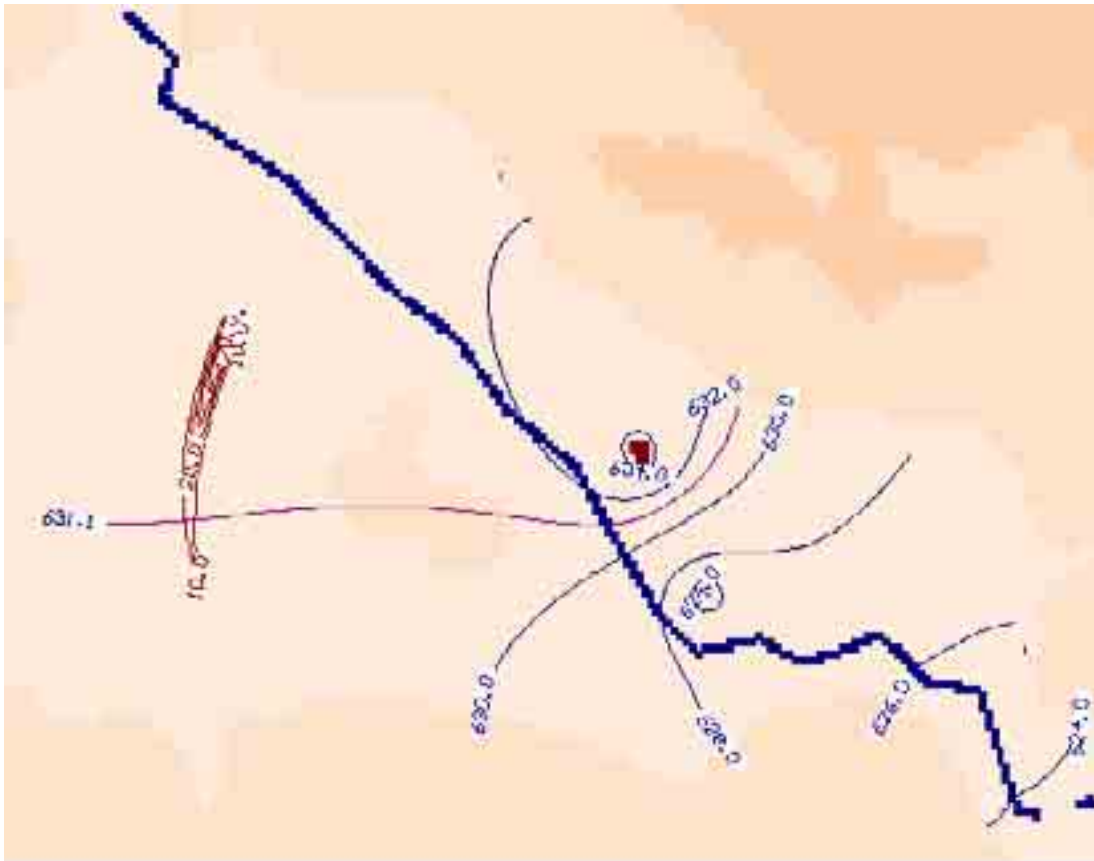


Figura 7.2.11 Andamento della concentrazione di BTEX dopo 365 giorni nel layer 4.

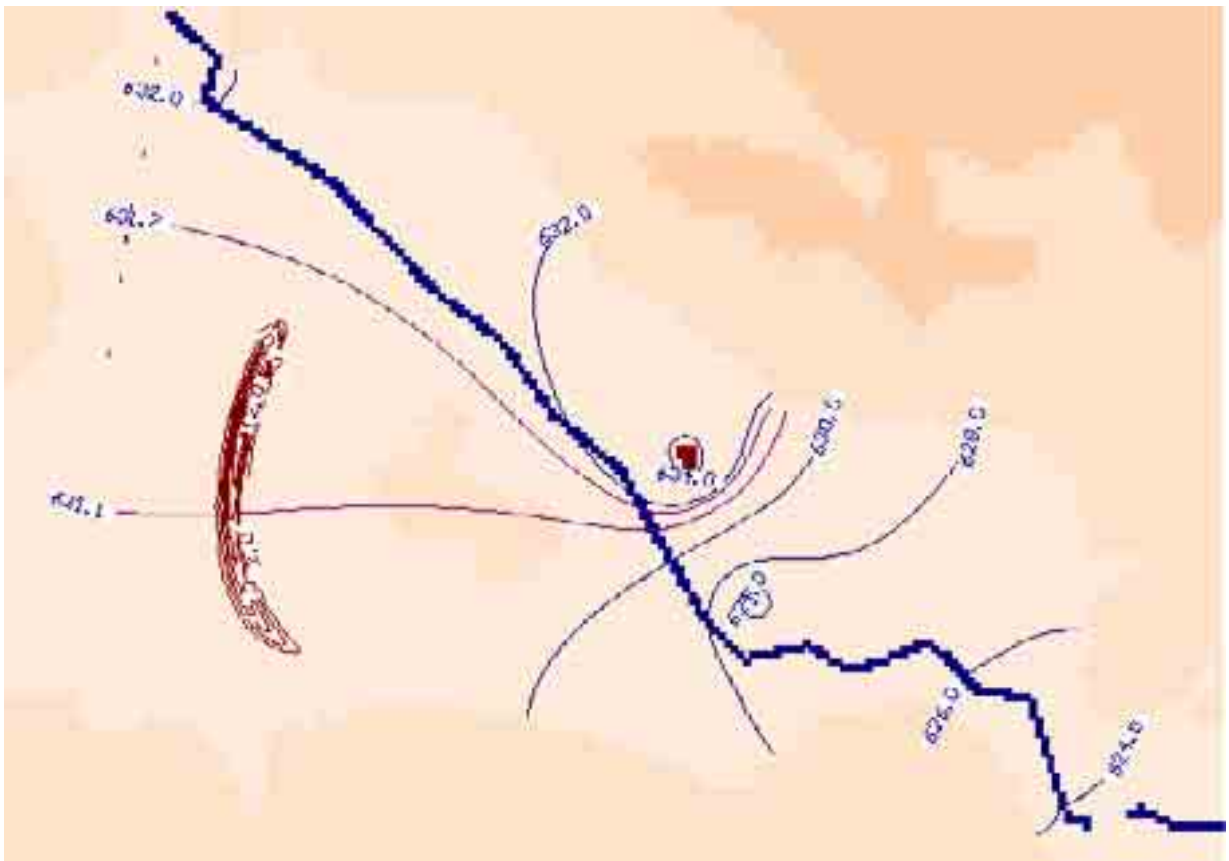


Figura 7.2.12 Andamento della concentrazione di BTEX dopo 365 giorni nel layer 5.

Anche nel caso di modello multistrato il plume di contaminante segue il gradiente idraulico ed ha infatti la stessa direzione del moto delle acque sotterranee.

Confrontando i risultati ottenuti per la sostanza inquinante conservativa (MTBE) con quelli relativi al contaminante non conservativo (BTEX), nel primo caso il plume presenta dimensioni maggiori, perchè, oltre ad essere molto affine alla fase liquida, non subisce alcun tipo di reazione. Nel secondo caso, invece, oltre al processo di attenuazione naturale, modellato con una cinetica del primo ordine, il contaminante è soggetto ad un fenomeno di adsorbimento ai grani del terreno; di conseguenza il plume occupa un volume inferiore rispetto all'MTBE.

È doveroso precisare che le curve di isoconcentrazione relative al layer 5 sono rappresentate in pianta e non è quindi possibile discriminarle lungo la direzione verticale.

### **7.2.3 Valutazione degli interventi di bonifica**

Come già spiegato nel Paragrafo 6.3.5, per simulare il trasporto avvevativo delle sostanze contaminanti e poterne stabilire le traiettorie, si è utilizzato il programma MODPATH. Sia nel caso di modello monostrato che multistrato e per tutte e tre le tecnologie di bonifica applicate, sono state assegnate delle particelle da “inseguire” vicino la fonte di contaminazione, in modo da poter conoscere il loro esatto percorso e decidere in prima approssimazione come intervenire per catturarle.

Il programma MODPATH utilizza i valori di altezza piezometrica calcolati da MODLFOW, quindi quando viene avviata una simulazione con MODPATH deve essere lanciato anche MODLFOW. Di conseguenza i valori delle altezze piezometriche calcolati da MODLFOW che compariranno nelle seguenti figure, saranno un po' diversi da quelli riportati nei Paragrafi 7.1.1 e 7.1.2 perchè per simulare gli scenari di bonifica si introducono condizioni al contorno che influenzano l'andamento delle isopieze.

Vengono di seguito mostrati i risultati ottenuti con l'applicazione del “Pump and Treat”, del dreno e della barriera permeabile reattiva del tipo “Funnel and Gate”. Dato che i risultati ottenuti nel caso di modello monostrato e multistrato sono molto simili, si riportano soltanto i quelli relativi al modello monostrato.

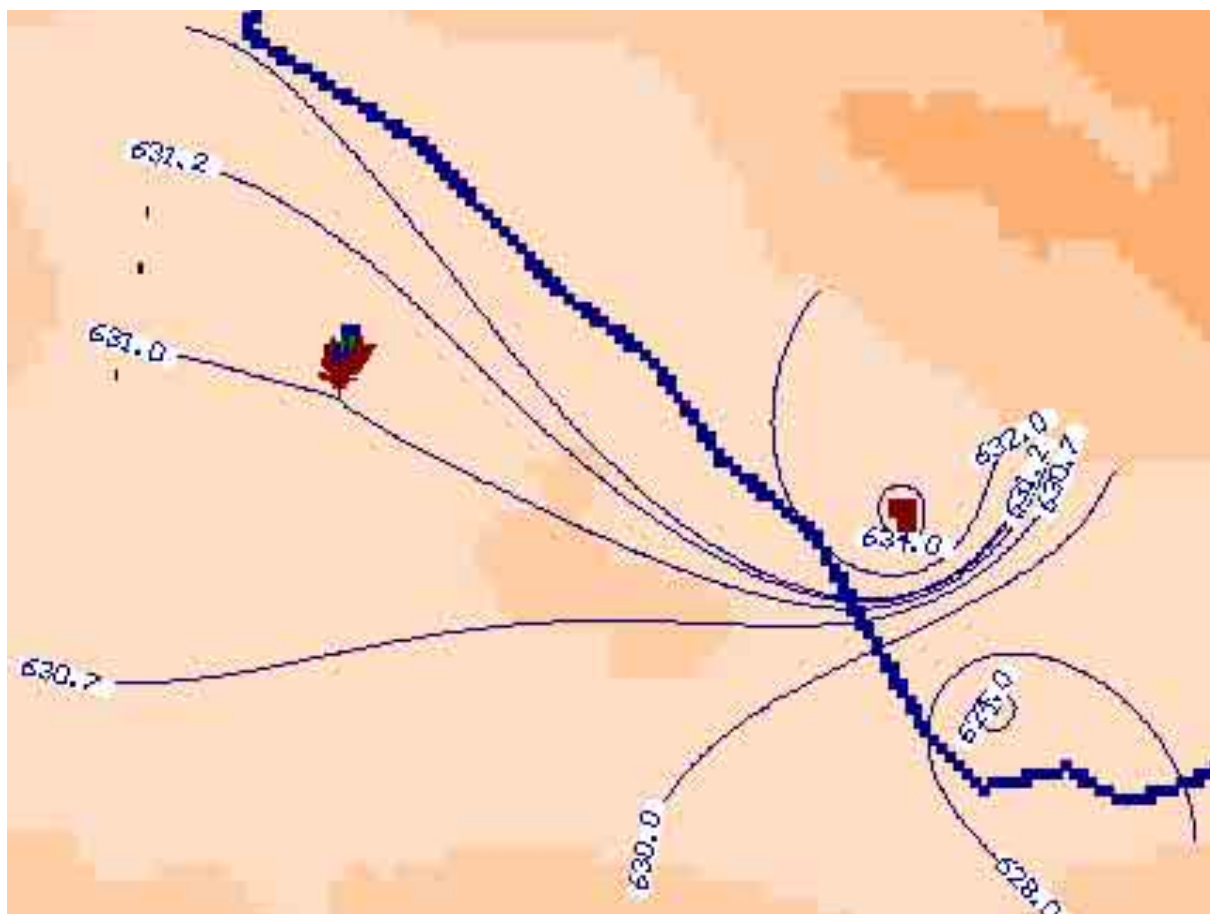


Figura 7.2.14 Applicazione del “Pump and Treat”

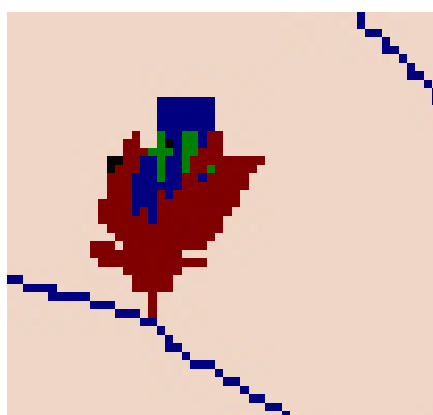
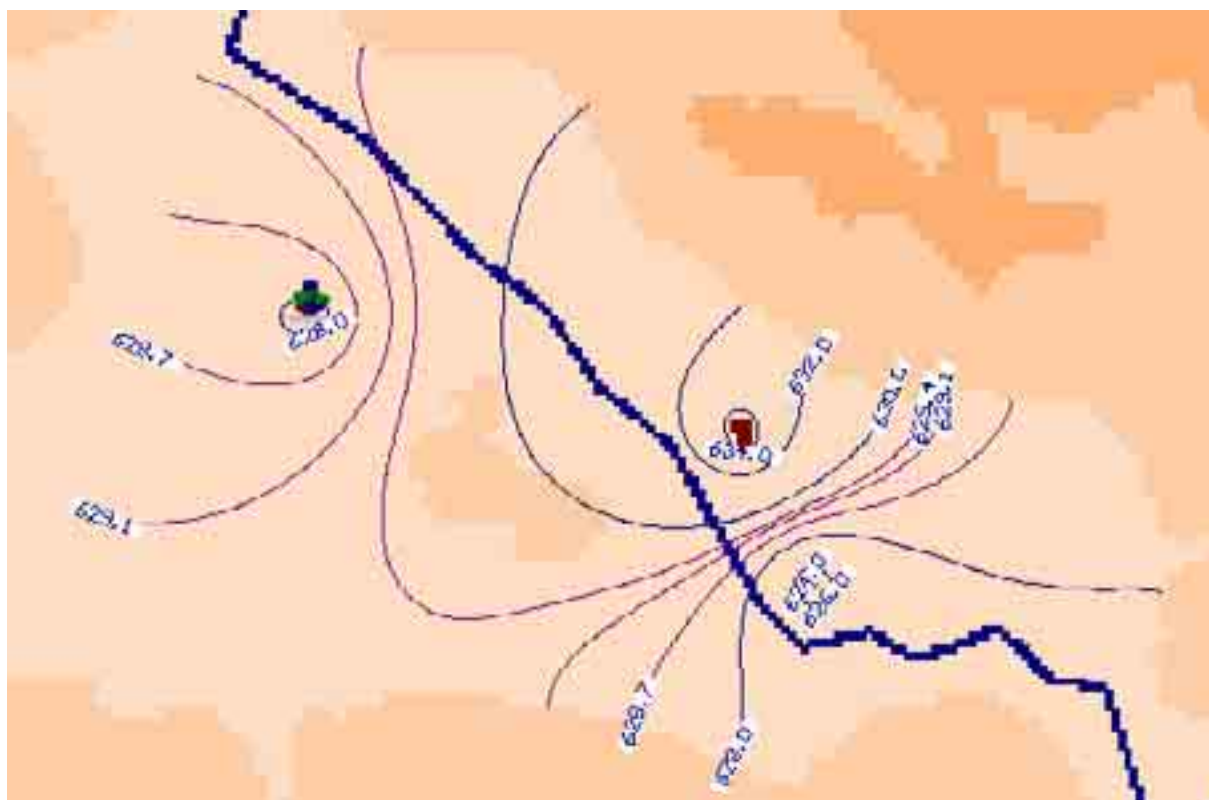
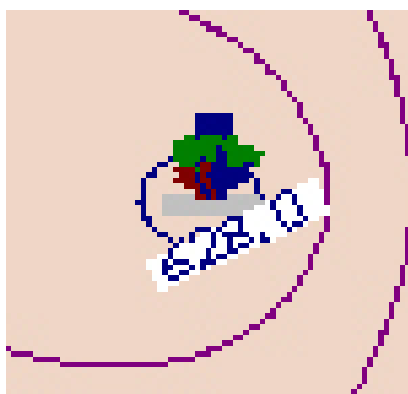


Figura 7.2.15 Particolare relativo all'applicazione del “Pump and Treat”: in blu è rappresentata la sorgente di contaminazione, in rosso il pozzo e le traiettorie delle particelle di contaminante.



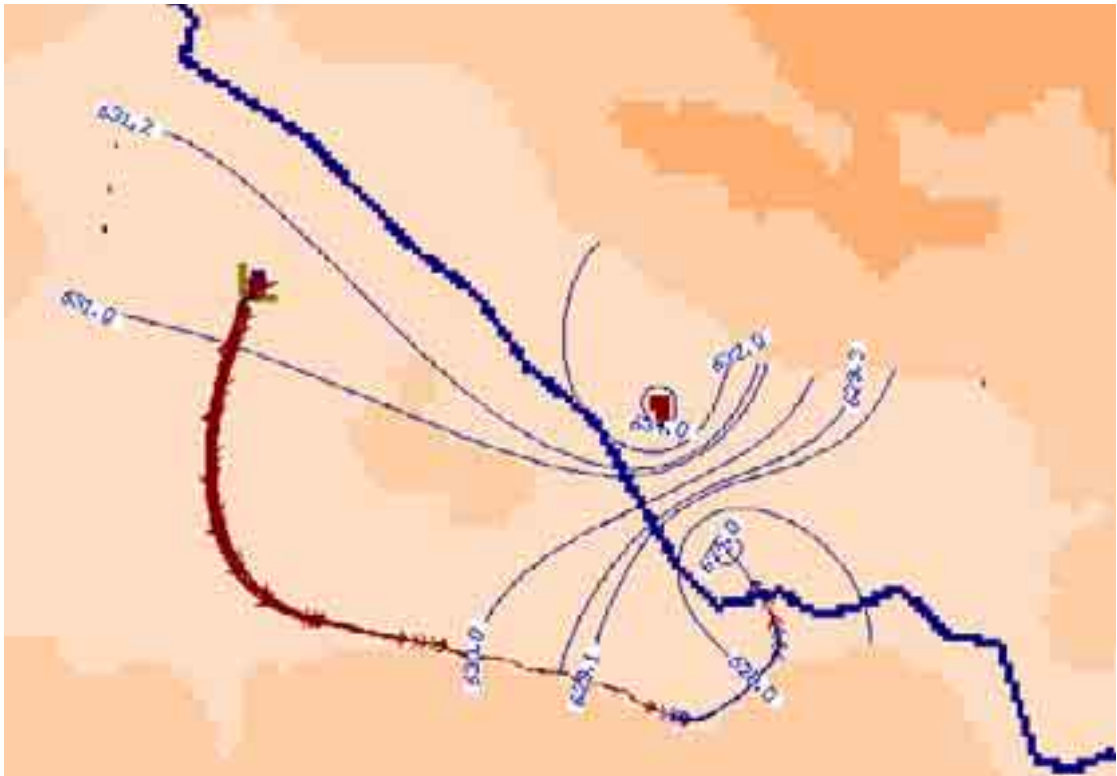


**Figura 7.2.16 Applicazione del dreno**

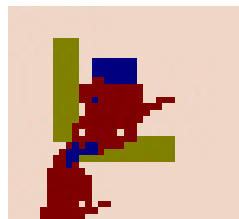


**Figura 7.2.17 Particolare relativo all'applicazione del dreno: in blu è rappresentata la sorgente di contaminazione, in grigio il dreno in verde e rosso le particelle di contaminante.**





**Figura 7.2.18 Applicazione del “Funnel and Gate”**



**Figura 7.2.19 Particolare relativo all’applicazione del “Tunnel and Gate”: in blu è rappresentata la sorgente di contaminazione, in verde la barriera permeabile reattiva e in rosso le particelle di contaminante.**

Come si evince dalle precedenti figure, lo scopo di bonificare il sito contaminato da MTBE e BTEX è raggiunto con tutti gli interventi applicati, infatti, seguendo le traiettorie delle particelle di soluto, si può facilmente verificare che queste vengono intercettate dal pozzo del “Pump and Treat”, dalla trincea drenante e dalla barriera permeabile reattiva.

La scelta della tecnologia di bonifica più appropriata deve essere quindi fatta basandosi anche su altri criteri e non solo su quello dell’efficienza del metodo. Per decidere l’intervento, è molto importante conoscere dettagliatamente il sito ed il tipo di sostanza contaminante da dover rimuovere, ma è anche molto influente l’aspetto economico, soprattutto perchè queste tecniche di bonifica implicano un trattamento ex situ dell’acqua contaminata.

## **Conclusioni**

La modellazione è sicuramente un metodo più accurato ed affidabile rispetto ai metodi che si basano sull'interpolazione per la determinazione del moto delle acque sotterranee e per il trasporto di sostanze contaminanti. La modellazione, a differenza delle altre metodologie adottabili, consente infatti di considerare le reali caratteristiche geologiche ed idrogeologiche dell'acquifero analizzato e soprattutto permette di risolvere il problema tramite la ricerca della soluzione delle equazioni che governano il fenomeno. Un modello si pone quindi in ambito ingegneristico come un valido strumento per il monitoraggio della risorsa idrica sotterranea e per la valutazione di una previsione futura.

Costruire un modello che rappresenti in modo verosimile la realtà è molto difficile perchè questa fase della modellazione prevede il trasferimento delle caratteristiche di un sistema complesso in un modello che può essere risolto utilizzando codici numerici. Nel presente lavoro, infatti, le maggiori difficoltà sono state incontrate nella fase di costruzione del modello concettuale ed in particolar modo nella caratterizzazione geologica ed idrogeologica della Piana de L'Aquila-Scoppito sia perché questa è una zona geologicamente molto complessa, sia a causa della scarsa presenza di sondaggi nel cuore della piana. Esistono comunque dei validi strumenti d'ausilio alla modellazione che consentono di confrontare i risultati ottenuti con misure in situ; possono per esempio essere utilizzati programmi che permettono di calibrare il modello, cioè di ottimizzarlo in modo che i valori simulati siano il più vicini possibile a quelli misurati in campo.

I risultati ottenuti dalla simulazione del moto delle acque sotterranee nel caso della modellazione della Piana de L'Aquila-Scoppito possono essere considerati soddisfacenti in quanto confermano le valutazioni contenute negli studi utilizzati come fonte di dati e citati nella bibliografia. Sebbene i modelli monostrato e multistrato costruiti non siano perfettamente calibrati, l'andamento delle isopieze è congruente con quello riportato negli studi suddetti e conferma la direzione nord-ovest sud-est della falda superficiale della Piana de L'Aquila-Scoppito. Ancora più soddisfacenti sono i risultati riguardanti le zone di ricarica dell'acquifero dal fiume Aterno perchè confermano i valori ottenuti nella campagna di misura condotta dal Dott. M. Di Lollo nel Novembre 2000.

Per quanto riguarda, invece, il modello di trasporto delle sostanze contaminanti presenti nella falda a causa di un ipotetico sversamento di benzina super, i risultati sono esattamente quelli attesi: il BTEX, contaminante reattivo, è soggetto ad un'attenuazione naturale e ad un

adsorbimento sui grani del terreno, quindi il suo plume ha dimensioni minori rispetto a quello del MTBE, contaminante non reattivo.

Nel presente lavoro, sono stati anche analizzati possibili scenari di bonifica della piana de L'Aquila-Scoppito. Scopo di quest'ulteriore analisi è stata la dimostrazione di come i modelli possano essere impiegati per aiutare nella scelta delle misure di bonifica da adottare in siti contaminati. Gli scenari di bonifica simulati grazie all'utilizzo del software MODPATH sono risultati efficaci per la rimozione delle sostanze inquinanti considerate. Un possibile sviluppo futuro potrebbe essere un confronto in termini di efficacia-costi per poter valutare al meglio la più idonea tecnologia per la bonifica del sito in esame.

## **BIBLIOGRAFIA**

- Civita M., 2005.  
“Idrogeologia applicata e ambientale”.  
Casa Editrice Ambrosiana.
- Enitecnologie e Agippetroli, 2001.  
“La bonifica biologica di siti inquinati da idrocarburi”.  
Ulrico Hoepli Editore S.p.A.
- Lorè A., Magaldi D., Reale E., Scozzafava M., Tallini M., 2002.  
“Geologia del Quaternario e pianificazione territoriale della piana in tramontana  
L’Aquila-Scoppito (Italia Centrale).  
Rivista GEAM (Geoingegneria ambientale e mineraria).
- Moreno J., Spitz K., 1996.  
“A practical guide to groundwater and solute transport modelling”.  
Wiley-Interscience Publication.
- Petitta M., Tallini M., 2000.  
“Studi idrogeologici preliminari ad una valutazione della vulnerabilità degli acquiferi  
della piana L’Aquila-Scoppito (Abruzzo)”.  
Pubblicazione DISTAT 2000/3, Università degli Studi dell’Aquila.
- Tunesi S., Napoleoni Q., 2003.  
“Tecnologie di bonifica dei siti inquinati”.  
Il Sole 24 Ore S.p.A..