11. I TEST CON TRACCIANTE

11.1 Aspetti fisici del trasporto di un soluto in falda

Il trasporto di un soluto in falda è descritto dalla direzione del flusso ed alla sua velocità (avvezione). Se un volume noto di acqua contenente una massa di tracciante ideale si muove alla stessa velocità dell'acquifero, dopo un certo intervallo di tempo ci si aspetta che il tracciante immesso venga ritrovato nel punto scelto per il campionamento, con la stessa concentrazione a cui è stato immesso. La velocità effettiva determinata attraverso l'equazione di Darcy corrisponde ad una velocità media ed è data da:

$$v_a = \frac{K_f * i}{n_e} \qquad (11.1)$$

i = gradiente della falda

K_f = coefficiente di permeabilità

n_e = porosità effettiva della matrice solida

Le particelle di acqua che fluiscono nel sottosuolo seguono diversi percorsi a causa delle eterogeneità della matrice (***Figura 11-1***) solida che ne devia il cammino e ne fa variare la velocità localmente; pertanto si verifica una dispersione del tracciante, non solo in direzione del flusso medio, ma anche in direzione ortogonale; questo fenomeno dispersivo viene chiamato, nel caso dei mezzi porosi, *dispersione idrodinamica* ed è il risultato della sovrapposizione di più fattori:

gradienti di velocità all'interno dei singoli capillari;

- percorsi tortuosi del fluido che trasporta il tracciante, a causa della presenza dei grani;
- diffusione molecolare, che tende a ridurre le differenze di concentrazione, causate dai profili di velocità, all'interno dei capillari.

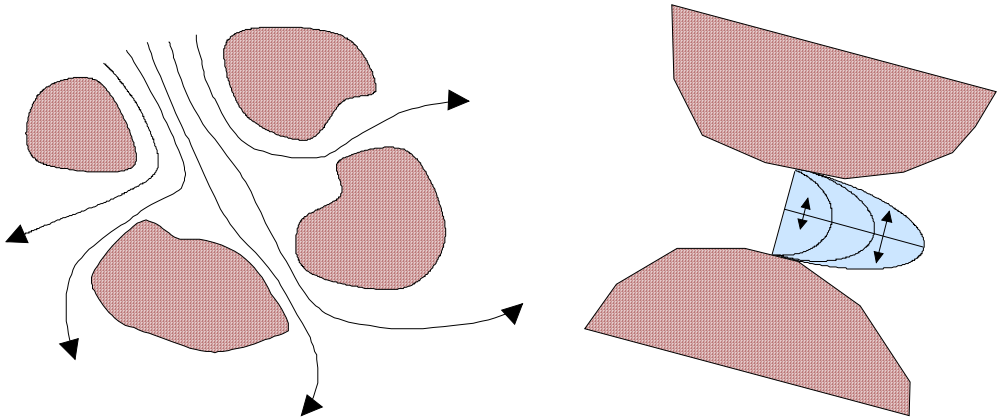


Figura 11-1Meccanismi della dispersione idrodinamica

La dispersione idrodinamica risulta dalla somma di due contributi: dispersione meccanica D^{mec} e molecolare D^{M}

$$D_i = D^M + D^{mecc}$$

11.2 Tipi e utilizzi dei test con tracciante

Nei mezzi eterogenei porosi, le simulazioni e la stima del flusso di falda e del trasporto del soluto (contaminante) richiede una dettagliata conoscenza dei parametri dell'acquifero e della loro distribuzione spaziale. Nella maggior parte dei casi queste informazioni non possono essere ottenute con metodi poco costosi. Le indagini geofisiche spesso offrono risultati insoddisfacenti a causa dei problemi legati alla risoluzione, e alla parametrizzazione; i test con tracciante, pertanto, offrono una alternativa economica ed efficace ai fini dello studio dei parametri degli acquiferi.

La varietà dei test con tracciante è numerosa se si considerano le combinazioni dei tipi di tracciante, le condizioni idrologiche locali, i metodi di iniezione, i metodi di campionamento e le condizioni geologiche. I test con tracciante sono utilizzati per due scopi: misurare uno o più parametri idrogeologici dell'acquifero ed identificare le sorgenti, la velocità, la direzione ed il movimento dei contaminanti. I test possono anche essere classificati in funzione delle condizioni di flusso, che possono essere a gradiente naturale oppure a flusso indotto da pompaggio o da altre tecniche (***Figura 11-2***;(a),(b),(c)).

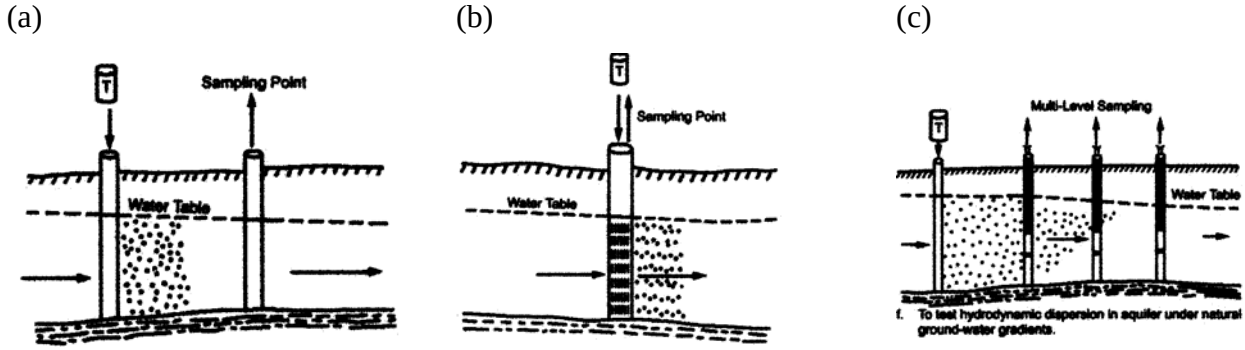


***Figura** 11-2-(a) Determinazione della velocità in regime di gradiente naturale - (b)Determinazione della velocità- (c) Determinazione della dispersione e della direzione del flusso.*

I traccianti possono essere usati per misurare o stimare la direzione e velocità del flusso, e la dispersione, ma in funzione del tipo di test e delle condizioni idrogeologiche, possono essere stimati altri parametri come la conducibilità idraulica e la porosità.

11.2.1 Considerazioni idrogeologiche

Il primo passo nella determinazione della flessibilità del test con tracciante è raccogliere la maggior quantità possibile di informazioni idrogeologiche concernenti l'area di studio.

I principali fattori idrogeologici che devono essere caratterizzati quando viene scelto il tracciante sono i seguenti:

LITOLOGIA: materiali a grana fine, in modo particolare l'argilla, hanno una elevata capacità di assorbimento rispetto a quelli a grana grossa. Questo fattore deve essere considerato quando si valuta la mobilità potenziale di un tracciante.

REGIME DI FLUSSO: la scelta di come eseguire il test dipende dalla matrice solida in quanto il flusso varia a seconda che l'acqua fluisca in mezzi porosi o fratture.

DIREZIONE DEL FLUSSO: la conoscenza della direzione del flusso è essenziale nel test in cui vengono utilizzati due o più pozzi ai fini dell'allineamento del sistema.

TEMPO DI ATTRAVERSAMENTO: la conoscenza del tempo di attraversamento è richiesta per la determinare la distanza tra i pozzi; l'equazione per la stima del questo parametro viene discussa in seguito.

DISPERSIONE: in un test con due pozzi alcune stime preliminari di questo parametro possono essere richieste per determinare la quantità di tracciante da immettere in quanto la dispersione influisce sul rinvenimento della massa iniettata.

I traccianti hanno un ampio range di caratteristiche chimiche, fisiche, biologiche, in funzione dell'interazione di queste proprietà con quelle idrogeologiche viene scelto il tracciante più idoneo.

E' inoltre importante considerare i seguenti aspetti:

Presenza di fondo del tracciante: se il tracciante è naturalmente presente in falda, la sua concentrazione di fondo deve essere bassa. Il grado di diluizione è funzione della modalità di iniezione, della dispersione, della porosità e della conducibilità idraulica. Una diluizione eccessiva può essere dannosa in quanto la concentrazione rinvenuta nei punti di campionamento potrebbe risultare più bassa della concentrazione di fondo.

Mobilità: un tracciante conservativo, usato per la determinazione dei parametri dell'acquifero, come direzione del flusso e velocità, dovrebbe essere stabile, solubile in acqua, avere una densità e viscosità simile a quella dell'acqua, e non essere soggetto a precipitazione ed adsorbimento. I traccianti non conservativi non tossici sono utilizzati per simulare il trasporto di contaminanti; essi dovrebbero avere delle proprietà di adsorbimento e chimiche simili a quelle del contaminante esaminato.

Tossicità: al fine di evitare la contaminazione della falda, andrebbero utilizzati traccianti non tossici. Se un tracciante può essere tossico ad una certa concentrazione devono essere considerati i limiti imposti da legge considerando il grado di diluizione che si desidera e la presenza di sorgenti idriche ad uso potabile.

11.2.2 Tipi di tracciante

I traccianti possono essere classificati come naturali, che sono composti naturalmente presenti nelle falde, e traccianti iniettati. In ***Tabella 11-1***vengono riportati 14 traccianti naturali e più di 40 traccianti iniettati.

Traccianti naturali	Traccianti iniettati		
Isotopi stabili	Radioattivi	Attivi	Inattivi
Deuterio	Tritium	Bromuro-35	Sostanze ioniche
Ossigeno-18	Bromuro-32	Iodio-39	Sali di cloro
Carbonio-12	Cromo-51	Manganese-25	Sali di bromuro

Carbonio-13	Cobalto-58	Lantanio-57	Sali di iodio
Nitrogeno-14	Cobalto-60	Disprosio-68	Sostanze non ioniche
Nitrogeno-15	Oro-198		Difluorobenzoato
Stronzio-88	Iodio-131		Fluorobenzene
Solfuro-32	Krypton-85 (gas)		Solfuro esafluoruro
Solfuro-34	Fosforo-32		Coloranti fluorescenti
Solfuro-36	Sodio-24		Fluoresceina
Isotopi radioattivi	Xeno-133 (gas)		Rodamina WT
Tritium			Acido Rosso 87
Carbonio-14			Reagenti ottici
Silicio-32			Tinopal 5Bm6x
Cloruro-36			Giallo 96
Argon-37			Acido Giallo 7
Argon-39			Amidorodamina 6
Krypton-81			Gas
Krypton-85			Elio Argon
Bromuro-32			Neon
Radon-222			Krypton
Gas			Xenio
Fluorocarbonio			Monossido di carbonio
			Ossido nitroso

Tabella 11-1Traccianti più utilizzati

Il potenziale chimico ed il comportamento fisico del tracciante in falda è il criterio di selezione più importante. Un tracciante viene definito *conservativo* nel caso in cui fluisca alla stessa velocità e direzione della falda, senza interagire con alcun materiale solido dell'acquifero. Il tracciante *non-conservativo* tende invece a procedere più lentamente a causa dell'interazione con la matrice solida, pertanto, può essere utilizzato per misurare i coefficienti di distribuzione e le zone di flusso preferenziale nella zona vadosa. Un tracciante dovrebbe essere non tossico, facilmente stoccabile a basse concentrazioni,

ampiamente disponibile, tecnologicamente semplice da gestire, e non deve modificare la conducibilità idraulica ed altre proprietà del mezzo studiato.

Nel caso in cui il tracciante sia naturalmente presente in falda, deve essere ben nota la concentrazione di fondo.

I traccianti più utilizzati possono essere raggruppati in sei categorie:

ioni;

coloranti;

gas;

isotopi;

temperatura dell'acqua;

traccianti particellari.

IONI

I composti ionici inorganici, come il comune sale, sono stati ampiamente utilizzati come traccianti in falda. Questa categoria comprende quei composti che, soggetti a ionizzazione in acqua, forniscono specie che possiedono carica positiva (cationi) o negativa (anioni).

La carica posseduta da uno ione ne influenza il movimento in acqua a causa di diversi meccanismi. In condizioni di pH basso gli anioni in presenza di minerali, tra cui l'argilla o detriti organici possono essere soggetti a scambio anionico. I cationi reagiscono più frequentemente con i minerali argillosi secondo il processo di scambio cationico, attraverso il quale si sostituiscono ad altri cationi come il sodio ed il calcio già presenti in soluzione. A causa di questa interazione con il mezzo, gli ioni non sono i traccianti più idonei anche se presentano il vantaggio di non decomporsi e non disperdersi nel sistema.

Un ampio numero di traccianti cationici è naturalmente presente in falda ad elevata concentrazione; se essi vengono scelti come traccianti è necessaria un'iniezione ad alta concentrazione il che può avere effetti negativi sulla qualità dell'acqua e sulla componente biotica dell'acquifero. Una concentrazione eccessiva può anche determinare un'elevata discrepanza tra le densità dei due fluidi alterando: il deflusso del tracciante, il grado di scambio ionico, la precipitazione chimica secondaria; tutti fattori che possono far variare la permeabilità del mezzo. Il bromuro è lo ione che generalmente è meno presente come concentrazione di fondo, pertanto viene utilizzato qualora sia necessario un tracciante conservativo.

Il cloruro di sodio è il tracciante generalmente più utilizzato. In acqua NaCl si scompone nel catione Na^+ e nell'anione Cl^-, entrambi questi ioni si trovano generalmente nelle acque di falda in concentrazioni che possono variare notevolmente.

Il primo test con il cloruro di sodio è stato condotto nel 1872 nel Canton Basselland in Svizzera.

La densità di diverse soluzioni di cloruro di sodio a 15° C sono riportate in ***Tabella 11-2***

Soluzione di NaCl in acqua (g/l)	Densità (Kg/l)
10	1,0071
100	1,0744
200	1,1525
365,5 (concentrazione di saturazione)	1,2024

Tabella 11-2-Densità di una soluzine in H_20 di NaCl ($T=15^0C$)

A causa della differenza di densità con l'acqua potrebbe essere necessario un tempo di miscelazione prolungato.

I campioni prelevati durante il test vanno analizzati sia per lo ione cloro che per il sodio poiché quest'ultimo è soggetto a scambio ionico. Il rapporto tra gli equivalenti dei due ioni nelle *curve di breakthroug* fornisce un indicazione sulla capacità di scambio ionico durante il passaggio del flusso. L'analisi più importante, durante un test con cloruro di sodio, riamane comunque quella effettuata sullo ione cloro.

Quando il sodio ed altri ioni alcalini sono scambiati con i sali presenti sulla matrice solida, il calcio ed il potassio diventano liberi e ciò può aumentare notevolmente la durezza dell'acqua.

Per ottenere una concentrazione di cloro che superi quella che si trova già nell'acquifero, bisogna iniettare una quantità notevole di NaCl; ciò provoca però un aumento del contenuto di ioni e quindi un incremento della conducibilità elettrolitica dell'acqua.

Quando si effettua un test con il cloruro di sodio la purezza del sale non influenza la buona riuscita dell'esperimento, ma, al fine di valutare i risultati del test, è importante conoscerne la composizione, deve inoltre essere noto il livello di fondo del cloruro e come vari nel sito la sua concentrazione; in tal modo è possibile determinare con esattezza il quantitativo di tracciante necessario.

Se il sale non viene immesso direttamente nell'acquifero, deve essere sufficientemente diluito in modo tale che riesca a fluire facilmente, pertanto, è consigliato iniettare la soluzione ad concentrazione di cloruro non maggiore di 3 g/l (Davis et al. 1980).

Per favorire il di scioglimento del sale è preferibile utilizzare, durante la diluizione, acqua calda, in modo da evitarne la precipitazione sul fondo del contenitore di stoccaggio.

Per quanto riguarda i contenitori da usare per il campionamento, possono essere utilizzate bottiglie di plastica o di vetro.

TRACCIANTI COLORANTI

Queste sostanze sono poco costose, semplici da utilizzare ed efficaci; possono essere fluorescenti o non fluorescenti. Generalmente vengono utilizzati traccianti fluorescenti in quanto sono facilmente reperibili, permettono rapide analisi in campo e sono economici.

Un problema legato a questo tipo di traccianti riguarda il non completo rinvenimenti della massa iniettata a causa della loro interazione con la matrice solida.

La classificazione viene generalmente fatta in funzione del colore (Smart et al., 1997) pertanto esistono: traccianti arancione (RhodaminaB, Rhodamina WT, Sulforhodamina B), verdi (Fluoresceina, Lissamina FF, Pyrannina) e blu, detti anche coloranti ottici luminosi.

I traccianti fluorescenti hanno molte delle proprietà di un tracciante ideale.

L'intensità della fluorescenza è sfruttata nei test per quantificare la concentrazione del tracciante, ma questa può variare per effetto di diverse variabili come: la temperatura, il pH, il contenuto di C_aCO_3, l'adsorbimento, il decadimento fotochimica e biologico.

NOME	Eccitazione massima (nm) λ	Emissione massima (nm) λ	Intensità di fluorescenza (%)	Limite di detenzione (μg/l)	Tendenza all'assorbimento
Fluoresceina	492	513	100	0,002	Molto bassa
Eosina	515	535	18	0,01	Bassa
Rhodamina B	555	582	60	0,006	Elevata
Rhodamina WT	558	583	25	0,006	Moderata

Solfo-Rhodamina G	535	555	14	0,005	Moderata
Solfo-Rhodamina B	560	584	30	0,007	Moderata
Tinopal CBS-X	355	435	60	0,001	Moderata
Phorwite BBH pura	349	439	2	?	?
Dypenyl Flavina 7GFF brillante	415	489	?	?	?
Lissamina Flavina FF	422	512	1,6	?	?
Pyrannina	460	512	18	?	?
	407	512	6	?	?
Acido amino G	359	459	1	?	?
Sodio Naptinato	325	420	18	0,07	Bassa

Tabella 11-3-Caratteristiche dei principali traccianti coloranti

I traccianti coloranti, essendo soggetti ad assorbimento, non si comportano come composti conservativi, infatti tendono ad assorbirsi su materiali organici, sull'argilla, sui limi, sulle piante ed anche sulle bottiglie di vetro utilizzate per il campionamento, ciò rende l'interpretazione dei test difficoltosa.

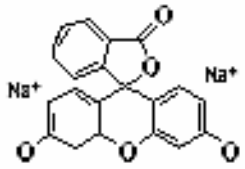


Figura 11-3-*Struttura chimica della Fluoresceina*

La fluoresceina, o uranina, o Acido Giallo 73 ($C_{20}H_{12}O_5Na_2$) è uno dei traccianti colorati più utilizzati, particolarmente in acquiferi Carsici; ma il suo utilizzo è complicato dalla naturale fluorescenza di fondo che può rendere difficile l'interpretazione dei risultati del test. Inoltre la fluoresceina è soggetta a fotodecadimento,

pertanto deve essere prestata particolare cura nel proteggerla dall'esposizione alla luce. Un altro fattore di cui si deve tener conto nella scelta dei traccianti fluorescenti è la tossicità. In uno studio condotto da Smart (1984) sulla tossicità di 12 traccianti, emerge che soltanto tre (Tinopal CBS-X, Fluresceina, Rodamina WT) risultano non cancerogeni. Smart sconsiglia l'utilizzo della Rodamina B, in quanto fortemente cancerogena e raccomanda che durante l'utilizzo degli altri traccianti si adottino le dovute misure di protezione.

Per evitare problemi di tossicità vengono forniti anche dei limiti di concentrazione. La U S Geological Survey ha adottato come limite massimo di concentrazione di immissione 0,01ppm, che rappresenta un limite non obbligatorio, ma cautelativo. Field et al. in uno studio del 1990 raccomandano che la concentrazione non ecceda 1ppm qualora il tracciante rimanga per più di 24 ore in falda; previa accurata scelta del tracciante in funzione della sensibilità dell'ecosistema in cui viene iniettato.

GAS

In falda si possono reperire numerosi gas naturali. In ***Tabella 11-4*** sono riportati alcuni dei gas che sono usati per realizzare i test.

GAS	Concentrazione di fondo naturale calcolata in condizioni di equilibrio con l'atmosfera (T=20^0 C) (mg_{gas}/l_{acqua})	Concentrazione massima in soluzione calcolata assumendo la pressione di 1 atm a 20^0C (mg_{gas}/l_{acqua})
Argon	0,57	60,6
Neon	$1,7 \times 10^{-4}$	9,5
Elio	$8,2 \times 10^{-6}$	1,5
Krypton	$2,7 \times 10^{-4}$	234
Xenon	$5,7 \times 10^{-5}$	658
Monossido di carbonio	$6,0 \times 10^{-6}$	28
Ossido di sodio	$3,3 \times 10^{-4}$	1100

Tabella 11-4-Gas usati come traccianti –Boulding (1991); Davis et al. (1985)

I *gas naturali inerti* sono generalmente utilizzati con successo grazie alla loro natura non tossica e non reattiva. Carter et al. hanno sperimentato l'uso dell'elio come tracciante ed hanno trovato che questo possiede una velocità di attraversamento leggermente inferiore a quella del cloruro, ma nell'uso di questo tracciante ci sono benefici e svantaggi. I vantaggi sono che: l'elio è sicuro, ha basso costo, richiede analisi abbastanza semplici, sono richieste basse concentrazione e possiede inerzia chimica. Gli aspetti negativi dell'elio, usato come tracciante, sono: elevati errori nelle analisi, difficoltà nel mantenere costante la portata di iniezione, notevole tempo richiesto per raggiungere l'equilibrio negli acquiferi non confinati e possibili perdite in atmosfera. Recentemente è stato condotto un test con l'elio in un acquifero basaltico nelle Hawaii (Gupta et al., 1994).

Il Neon, il Kripton e lo Xenio possono essere utilizzati in quanto la loro naturale concentrazione di fondo è generalmente bassa, inoltre non sono soggetti a reazioni chimiche e non partecipano allo scambio ionico. Questi gas, qualora sia nota la loro concentrazione di fondo, danno anche un'indicazione sulla temperatura dell'acqua in quanto la loro solubilità diminuisce all'aumentare della temperatura.

I *gas antropogenici,* ossia creati artificialmente, sono stati prodotti nell'ultima decade ed il loro utilizzo è stato tale che ne possono essere rinvenuti notevoli volumi nell'atmosfera. Il gruppo più interessante di questi gas è quello dei fluorocarboni poiché causano un rischio biologico molto basso, sono stabili per lunghi periodi, non reagiscono chimicamente con altri materiali e possono essere stoccati in bassa concentrazione. I fluorocarboni possono avere due applicazioni: la prima li vede utilizzati come indicatori di contaminazione poiché l'utilizzo di questi gas risale al 1950 e la loro presenza nelle acque sotterrane indica che l'acqua è stata in contatto con l'atmosfera negli ultimi 60 anni; il secondo utilizzo è quello di tracciante.

ISOTOPI

Un isotopo è un elemento che si può presentare in diverse forme aventi lo stesso numero atomico e le stesse proprietà chimiche, ma differente peso atomico e numero di neutroni nell'atomo. Gli isotopi possono essere stabili o radioattivi ed entrambe le forme possono essere utilizzate come traccianti in falda.

Gli isotopo stabili sono raramente utilizzati a causa dell'elevato costo che comportano le analisi e la difficoltà insita nella preparazione delle soluzioni.

Risulta, invece, generalmente efficace la misura degli isotopi di Deuterio e del $^{18}0$ in falda, ai fini della valutazione dell'andamento del flusso sotterraneo in ampia scala e nel localizzare la aree di ricarica, poiché sono presenti naturalmente nelle acque meteoriche.

L'utilizzo di isotopi radioattivi è invece limitata alle aree di produzione petrolifera o negli esperimenti di laboratorio a causa degli effetti nocivi che possono avere sull'uomo.

TRACCIANTI ALCOOLI

Gli alcooli alifatici sono applicati come traccianti nel sottosuolo per determinare l'estensione della contaminazione nella zona satura. Essi vengono diluiti in acqua e poi iniettati in falda e vengono generalmente utilizzati per quantificare la presenza di NAPL.

TEMPERATURA DELL'ACQUA

La temperatura dell'acqua può essere utilizzata come tracciante in quanto essa varia lungo il percorso del flusso nel sottosuolo, implicando variazioni di densità e viscosità che possono alterare la velocità e la direzione della falda. Ad esempio se viene iniettata acqua a 40^0C questa viaggerà ad una velocità doppia di un acqua alla temperatura di 5^0C iniettata nello stesso acquifero. Un comune utilizzo di questo tracciante ambientale si ha nella determinazione della correlazione idrologica tra un fiume ed una falda, infatti il fiume è soggetto ad elevate fluttuazioni stagionali di temperatura, pertanto se il fiume ricarica un acquifero si devono riscontrare le stesse fluttuazione nell'acqua della falda immediatamente adiacente al fiume.

PARTICOLATI

I materiali solidi in sospensione, come alcune spore, possono essere utilizzate come traccianti in acquiferi basaltici o dolomitici.

I batteri, i virus e le spore sono i traccianti particolati che vengono comunemente utilizzati, purché non siano patogeni per l'uomo.

Tecniche per realizzare un test con tracciante

Il test con tracciante è una tecnica di studio completa per stimare i parametri effettivi dell'acquifero ed i processi di trasporto reattivi e non reattivi nell'area delimitata tra il pozzo di iniezione del tracciante ed i punti di campionamento.

I test possono essere realizzati in scala di laboratorio (test in colonna) oppure in scala di campo; il primo è realizzato per studiare i processi di trasporto reattivi e non reattivi per verificare i risultati ottenuti da modelli matematici qualora ci siano incertezze causate da una elevata eterogeneità delle caratteristiche dell'acquifero. Il secondo tipo di test è quello realizzata in scala di campo, in tal caso, si ha una notevole convenienza da un punto di vista economico se si ha bisogno di molti dati di input necessari per fare delle simulazioni di tipo stocastico, e diventa indispensabile qualora i dati di input necessari non possano essere rilevati tramite indagini geofisiche.

Il test in scala di campo può anche essere realizzato qualora le autorità amministrative non sono disposte ad accettare la variabilità stocastica insita nei risultati dei modelli probabilistici.

Test con tracciante condotto in regime di gradiente naturale(NGTT)

In un test NGTT su scala di campo, la soluzione di tracciante è immessa in modo continuo, per un periodo di tempo prestabilito, oppure può essere immessa con modalità ad impulso all'interno del flusso di falda indisturbata. Le *curve di breakthrough* sono poi ottenute integrando i dati misurati nei punti di osservazione messi a valle del punto di iniezione in direzione del flusso. Ovviamente al fine di ottenere risultati reali è necessario conoscere esattamente la direzione di deflusso delle acque sotterranee e sapere la velocità media del flusso per pianificare le operazioni di campionamento.

Le difficoltà che implica questo tipo di tecnica sono essenzialmente imputabili alle eterogeneità dell'acquifero; ad esempio se a causa della variazioni delle condizioni al contorno la direzione del flusso è variabile, risulta difficile interpretare i risultati delle *curve di brakthrough*, inoltre se le eterogeneità sono elevate è necessario avere a disposizione un notevole numero di punti di campionamento al fine di seguire l'evoluzione del plume della soluzione iniettata.

Test condotto con gradiente forzato (FGTTs)

Questo tipo di test può essere realizzato secondo diverse modalità ossia: a flusso convergente, divergente, a dipolo, o secondo una sequenza del tipo *flusso divergente - flusso convergente.* Poiché il gradiente viene creato artificialmente le condizioni di campo in cui si opera sono note, pertanto non ci sono i problemi connessi alla variazione della

direzione di deflusso ed inoltre i tempi per la realizzazione del test sono notevolmente ridotti.

Nel caso di flusso divergente l'acqua della falda viene richiamata tramite pompaggio nel pozzo di iniezione, dopodiché raggiunte le condizioni di flusso quasi stazionarie viene iniettato il tracciante, in modo continuo o istantaneo, in modo tale che per tutta la lunghezza del pozzo di iniezione si raggiungano condizioni di perfetto mescolamento. Nei pozzi di campionamento vengono poi effettuate le misure che permettono di ricostruire le *curve di brakthrough.*

Nel caso di flusso convergente l'acqua viene estratta, tramite pompaggio, da un pozzo di estrazione, il tracciante viene quindi immesso in un pozzo vicino ed i campionamenti vengono effettuati nel pozzo di estrazione.

Con le due tecniche sopra descritte è buona norma, una volta iniettato il tracciante nel pozzo, immettere acqua pulita dopo l'iniezione in modo tale che il tracciante sia forzato a uscire completamente dal pozzo di iniezione ed a fluire in falda.

Nel caso di flusso a dipolo l'acqua è estratta da un pozzo e re-iniettata in un altro pozzo, in tale modalità il tracciante può essere iniettato nel pozzo di re-iniezione oppure in un pozzo di iniezione interno all'area investita dal dipolo e le misure vengono effettuate nel pozzo di estrazione e/o in punti di monitoraggio posti tra i due pozzi. In un sistema a dipolo simmetrico la portata di iniezione e di estrazione sono le stesse ma, in questo caso, il tracciante può impiegare molto tempo a raggiungere il pozzo di estrazione; se si verifica tale circostanza si può rendere il sistema asimmetrico estraendo l'acqua ad una portata maggiore di quella di iniezione.

Il vantaggio dei test a gradiente forzato è quello di rinvenire un'alta massa di tracciante.

Nei test con tracciante la scelta sulla modalità di immissione del tracciante (impulso di Dirac, impulso finito o immissione con funzione a gradino) dipende essenzialmente da considerazioni di tipo pratico. Se la distanza che il tracciante deve coprire e la velocità di trasporto sono elevate, immettere con un impulso di Dirac può essere sconsigliato poiché il tempo necessario all'immissione può essere significante se paragonato al tempo di attraversamento; in questo caso risulta preferibile utilizzare un immissione a gradino. Se la distanza percorsa dal tracciante è considerevole l'immissione a gradino non è la scelta migliore a causa degli elevati costi legati alla quantità di tracciante da immettere e ai lunghi tempi legati all'immissione continua.

Risulta comunque indicato fare delle simulazioni al fine di determinare la configurazione migliore. Sia nel NGTT che nell' FGTT diversi fattori (durata di iniezione, portata del flusso, effetti di diluizione e miscelazione nel pozzo di immissione, distorsioni locali del flusso in prossimità del pozzo, arresto del tracciante nel pozzo) possono causare uno scostamento del segnale di immissione che si verifica da quello considerato teoricamente. Variazioni nei parametri di iniezione (come il tipo di immissione o la quantità di iniettato) implicano due tipi di errore, ossia: i valori dei parametri fittati sulle curve di Breaktrough possono discostarsi da quelli reali (Rentier et al., 2002) e le informazioni sui processi di trasporto attivo possono essere errate.

Ad esempio, uno schiacciamento della *curva di brakthrough* sull'asse delle ascisse può far pensare, erroneamente, ad un processo di assorbimento o ad un effetto di una porosità duplice quando in realtà, è dovuto ad un ritardato rilascio del tracciante, che è stato trattenuto nel pozzo di iniezione.

Test multitracciante a gradiente forzato per lo studio delle proprietà strutturali del sottosuolo, dell' assorbimento e degli effetti di scala.

Questo tipo di test è stato inizialmente utilizzato per studiare l'assorbimento superficiale, il ritardo effettivo in scala di campo per distanze maggiori di 33 m e gli effetti di scala relativi al trasporto reattivo. Generalmente vengono utilizzati traccianti che interagiscono in modo diverso con l'acquifero ossia: un tracciante reattivo (come la Rodamina WT) ed uno non reattivo (Fluoresceina).

Utilizzando la Rodamina WT, come tracciante reattivo, si può studiare l'assorbimento sulle superfici dei minerali, che è un aspetto importante per il trasporto di contaminanti polari/ionizzabili, come ad esempio i pesticidi.

11.3 Procedure per effettuare il test

11.3.1 Iniezione del tracciante

Il tracciante può essere iniettato direttamente in un pozzo, in una fessura (nel caso di acquiferi carsici) o in un fiume purché siano connessi idraulicamente alla falda da monitorare.

Figura 11-4-Possibili punti di iniezione del tracciante

L'iniezione può essere effettuata in diversi modi: si può immettere il tracciante direttamente nel pozzo o può essere precedentemente miscelato con acqua. Se si decide di immetterlo già miscelato, la procedura da seguire prevede che si metta la quantità di tracciante desiderato in un contenitore insieme a pochissima acqua, quella necessaria a dissolverlo se è allo stato solido, poi va aggiunta l'acqua in modo da raggiungere il grado di diluizione desiderato, infine si chiude e si agita.

Un altro accorgimento da seguire è quello di immettere nel pozzo, prima dell'iniezione, acqua pura in modo da pulire lo stesso da eventuali sporcizie e favorirne la lubrificazione, e immettere acqua dopo l'iniezione per facilitare il passaggio del tracciante, ma facendo attenzione a non innalzare troppo il livello del pozzo.

11.3.2 Campionamento

La raccolta dei dati andrebbe effettuata con dispositivi automatici utilizzando bottiglie di vetro per minimizzare le perdite ed evitare fenomeni di assorbimento (Mull et al., 1988). I campionatori automatici possono essere programmati per prelevare campioni con una frequenza opportuna e permettono di ottenere i dati durante la notte.

Per determinare i punti di campionamento e la frequenza sarebbe meglio effettuare un test qualitativo preliminare; in tal modo si minimizzano i costi e si evita che non si abbiano i dati necessari per ricostruire con esattezza le BTCs.

Il test qualitativo può non essere condotto qualora si abbia una buona conoscenza delle condizioni idrogeologiche dell'acquifero e si utilizzi un campionatore automatico.

11.3.3 Miscelazione del tracciante nell'acquifero

Una completa miscelazione longitudinale e verticale è considerata una condizione ideale, ma non sempre possibile.

A volte un buon mescolamento laterale non viene raggiunto a causa delle eterogeneità del terreno, dell'interazione del tracciante con la matrice solida, nonché della distanza tra il punto di iniezione e quello di campionamento (Kilpatrick and Cobb, 1985), che, qualora risulti troppo breve, non garantisce un buon risultato(***Figura 11-5***).

Come verifica si possono prendere tre punti allineati sulla sezione trasversale rispetto alla direzione del flusso (***Figura 11-5***) e monitorare le relative curve di BTCs, quindi, per vedere se c'è stata una buona miscelazione si calcolano le aree sottese dalle curve e se queste hanno più o meno lo stesso valore il test si può ritenere soddisfacente (Mull et al., 1988).

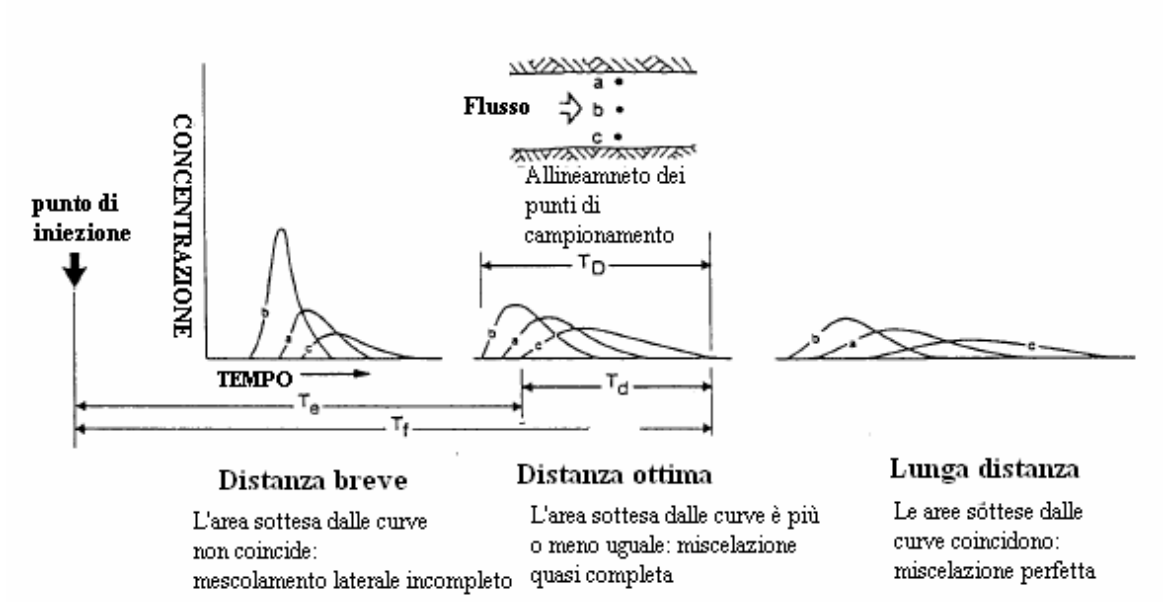


Figura 11-5-Curve di risposta di tre punti allineati trasversalmente e perpendicolari alla direzione del flusso.

11.3.4 Correzione del tempo per raggiungere la falda

In alcuni test, affinché si abbia una buona stima della velocità, della dispersione e del tempo di attraversamento del sistema, è necessario conoscere con esattezza il tempo che impiega il tracciante, una volta iniettato, a raggiungere la falda.

La velocità del tracciante nel sistema viene determinata sottraendo al tempo reale di attraversamento, il tempo impiegato a raggiungere il sistema secondo la seguente espressione (Dole, 1906):

$$v = \frac{x}{t - t_{\inf}} \qquad \textbf{(11-2)}$$

t= tempo impiegato dal tracciante a percorrere lo spazio esistente tra il punto di iniezione e l'ultimo punto di campionamento.

t_{inf}= tempo impiegato dall'iniettato per raggiungere la falda

v=velocità del tracciante

11.3.5 Correzione della concentrazione di fondo

Per ottenere una stima soddisfacente dei parametri idrogeologici è necessario che in tutte le misure di campo si sottragga alla concentrazione misurata del tracciante quella naturalmente presente nella falda.

Se, ad esempio, viene utilizzata la Fluoresceina, si deve tener conto che questa è impiegata per fare l'antigelo delle automobili, pertanto, eventuali perdite dai radiatori, possono far si che questo tracciante sia presente nel sottosuolo.

Prima di iniziare il test è quindi necessario fare delle misure sulla concentrazione di fondo (Cb_i), in diversi punti e periodi, e quindi fare una media ($\overline{C_b}$) che andrà sottratta a tutti i dati raccolti durante il campionamento (Ci_i).

$$\overline{C}_b = \frac{1}{n}\sum_{1}^{n} C_{bi} \qquad \textbf{11-3)}$$

$$C_{if} = Ci_i - \overline{C}_b \qquad \textbf{(11-4)}$$

11.4 Metodologia per effettuare un test quantitativo

Uno studio con tracciante di tipo quantitativo si basa sull'analisi dettagliata delle *curve di Breackthrough*, che si ottengono dai dati quantitativi ottenuti da una serie di campioni della falda oggetto di studio.

L'analisi delle *BTCs* fornisce la caratterizzazione dei parametri di avvezione e dispersione che governano il processo di trasporto, mentre la velocità media del flusso, può essere direttamente ricavata dalla distribuzione spaziale del tracciante in un determinato punto e ad un certo istante.

La forma delle curve, nei sistemi idrogeologici, dipende dai seguenti fattori:

- Caratteristiche del tracciante;
- Condizioni di flusso prevalenti;
- Struttura dell'acquifero (Smart, 1988°).
- Invece, il successo di un test con tracciante dipende da:
- Comportamento conservativo del tracciante;
- Precisa calibrazione degli strumenti di misura;
- Adeguata quantità di massa di tracciante iniettata;
- Un'adeguata frequenza di campionamento e di un sufficiente numero di punti di monitoraggio;
- Una precisa valutazione delle fluttuazioni dei livelli piezometrici;
- Sufficiente periodo di monitoraggio, al fine di rinvenire la totalità della massa immessa.

Questi fattori sono fondamentali per ottenere i parametri idrogeologici della falda e, qualora qualche punto di quelli sopra elencati non venga preso in considerazione, il test potrebbe risultare completamente inattendibile.

11.4.1 Stima dei parametri idraulici

I parametri idraulici possono essere calcolati tramite il metodo dei momenti. Il momento di ordine zero può essere usato per stimare la massa rinvenuta. Il momento di ordine uno da una stima del tempo di residenza idraulica medio e della velocità media. Il momento del secondo ordine serve ,invece, a stimare la dispersione (Field et al., 2000).

Il metodo dei momenti si basa semplicemente sulla determinazione delle aree sottese dalle BTCs, che si ottengono graficando le concentrazioni misurate sull'asse delle ascisse, contro il tempo trascorso dall'iniezione.

I parametri importanti per analizzare le curve sono i seguenti (***Figura 11-6***):

- T_L, tempo corrispondente al primo punto della curva.
- T_p, tempo a cui corrisponde il picco di concentrazione (C_p) in un punto.
- T_c, tempo corrispondente al baricentro della curva.
- T_t, tempo di arrivo della coda della curva di risposta in un punto.

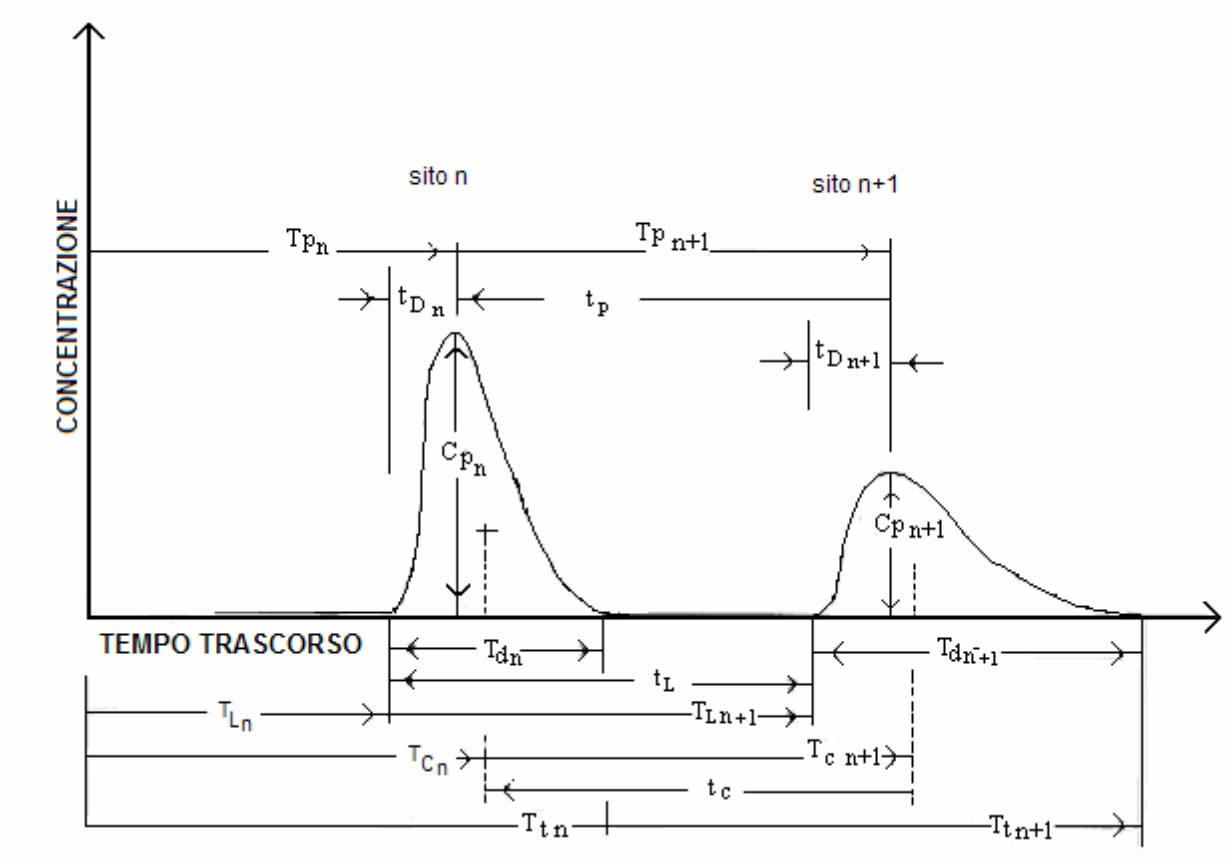


Figura 11-6-Definizione dei parametri relativi ad una BTCs ottenuta mediante iniezione del tracciante con segnale ad impulso

Il tempo di attraversamento medio è dato dalla differenza dei tempi corrispondenti al baricentri delle due curve, rispettivamente del primo punto di campionamento a valle del punto di iniezione e dell'ultimo, ed è dato quindi da:

$t_c = Tc_{n+1} - Tc_n$

In modo analogo possono essere definiti i tempi medi di attraversamento del picco della curva, del primo punto e della coda:

$t_c=Tc_{n+1}-Tc_n$

$t_L=T_{L_{n+1}}-T_{L_n}$

$t_t=T_{t_{n+1}}-T_{t_n}$

Il tempo Td, necessario alla massa di tracciante per attraversare il punto di campionamento analizzato è dato da:

$Td=Tt_n-T_{Ln}$

11.4.2 Rinvenimento della massa totale iniettata

La stima della massa in una stazione di campionamento è data dall'equazione (modificata da Gaspar, 1987b):

$$M_0 = \int_0^{\infty} C(t)Q(t)dt \qquad \textbf{(11-5)}$$

Pertanto la massa relativa a tutti i punti di campionamento è pari a:

$$M_T = \sum_{i=1}^{n} M_{Oi} \qquad \textbf{(11-6)}$$

Questi modelli assumono che ci sia completa miscelazione tra acqua e tracciante, che si possano trascurare gli effetti legati alla dispersione e che la massa iniettata esca completamente dal sistema in corrispondenza dell'ultimo punto di monitoraggio.

11.4.3 Qualità del test

La qualità del test può essere quantificata in termini di massa rinvenuta, tramite l'indice di Sukhondolov (1997)

$$A_I = \frac{M_{in} - M_T}{M_{in}} \qquad \textbf{(11-7)}$$

$A_I=0$ indica che l'esperimento è stato perfetto;

$A_I>0$ che la massa rinvenuta è minore di quella iniettata;

$A_I<0$ che la massa rinvenuta è maggiore di quella iniettata.

Un valore di questo indice molto lontano da zero indica che il test non è attendibile

La quantità di massa rinvenuta è un parametro fondamentale nei test con tracciante al fine di determinare i parametri di dispersione e di trasporto dei contaminanti e del corretto posizionamento dei punti di monitoraggio.

11.4.4 Tempo di residenza medio

Il tempo di residenza medio (HRT) è dato dal tempo che impiega il baricentro della curva a percorrere l'intera area dell'acquifero soggetta al test. Il baricentro generalmente non corrisponde al picco della curva

L'HRT in caso di segnale ad impulso è dato da (Gaspar, 1987°):

$$\bar{t} = \frac{\int_0^\infty tQ(t)C(t)dt}{\int_0^\infty C(t)Q(t)dt} \qquad \textbf{(11-8)}$$

Nel caso di immissione continua può essere espresso come (Sardin et al., 1991):

$$\bar{t} = \int_0^\infty [1 - F(t)]dt \qquad \textbf{(11-9)}$$

dove $$F(t) = \frac{C(t)}{Cp}$$

La varianza del tempo di attraversamento per segnale ad impulso è data dalla seguente espressione (Mull et al., 1988):

$$\sigma_t^2 = \frac{\int_0^\infty (t - \bar{t})^2 C(t)Q(t)dt}{\int_0^\infty C(t)Q(t)dt} \qquad \textbf{(11-10)}$$

Mentre nel caso di rilascio continuo del tracciante la varianza può essere espressa come (Sardin et al., 1991):

$$\sigma_t^2 = 2\int_0^\infty [1 - F(t)](t - t^2)dt \qquad \textbf{(11-11)}$$

11.4.5 Tempo di attraversamento di Skewness e Kurtosis

Lo Skewness è la misura della asimmetria laterale della curva, mentre il Kurtosis fornisce il picco.

Per segnale ad impulso lo Skewness può essere espresso come:

$$\gamma_t = \frac{\int_0^\infty (t-\bar{t})^2 Q(t)C(t)dt}{\int_0^\infty Q(t)C(t)dt} \qquad \textbf{(11-12)}$$

ed il Kurtosis da:

$$\kappa_t = \frac{\int_0^\infty (t-\bar{t})^4 Q(t)C(t)dt}{\sigma_t^4 \int_0^\infty Q(t)C(t)dt} \qquad \textbf{(11-13)}$$

Nel caso del rilascio del tracciante di tipo continuo o ad impulso prolungato il calcolo dello Skewness risulta difficile, ma si può utilizzare l'espressione di Ravi Subramaniam che è data da:

$$\gamma_t = \frac{\int_0^\infty \left[3 - F(t)t^2\right] t^2 dt - 6\bar{t}\int_0^\infty \left[1 - F(t)\right] t dt + 2\bar{t}^3}{(\sigma_t^2)^3} \qquad \textbf{(11-14)}$$

Il Kurtosis risulta invece pari a:

$$\kappa_t = \int_0^\infty \left[4t - 12\bar{t} - F(t)\right] t^2 dt + 12\bar{t}^2 \int_0^\infty [1 - F(t)] t dt - 3\bar{t}^4 - 3(\sigma_t^2)^2 \qquad \textbf{(11-15)}$$

Una curva simmetrica sarà tale che lo Skewness risulti pari a zero, mentre un γ_t positivo indica che la BTC presenta una asimmetria poiché più estesa sulla parte destra e si appiattisce molto più lentamente rispetto a come sale fino al picco.

11.4.6 Determinazione della velocità effettiva del flusso

Generalmente la velocità effettiva (v_a) si calcola una volta noto il tempo trascorso tra l'iniezione del tracciante ed il passaggio della concentrazione massima nel punto di campionamento prescelto e nota la distanza tra i due punti suddetti.

Specialmente nei casi di curve strette e alte con un picco ben definito questo metodo per determinare la velocità risulta adeguato, anche se non è matematicamente corretto; infatti il tempo trovato sulla curva risulta di poco superiore a quello corrispondente al passaggio della concentrazione massima, ma tale scarto può essere trascurato; nel caso di curve larghe e schiacciate la discrepanza tra i valori non è trascurabile.

Pertanto, a causa di queste incertezze legate alla determinazione del tempo corrispondente alla velocità effettiva si è soliti considerare delle velocità ricavate dalle curve con dei metodi standard. La velocità che corrisponde al primo rinvenimento del tracciante viene assunta come massima; la velocità prevalente è quella corrispondente al tempo in cui si verifica il passaggio della concentrazione massima nel punto scelto per il campionamento, la velocità media è quella relativa al tempo in cui si ha il rinvenimento del 50% della massa di tracciante immessa.

In (Figura 11-7) vengono riportate tre curve trovate sperimentalmente ed i tempi a cui corrispondono le diverse velocità sopra menzionate.

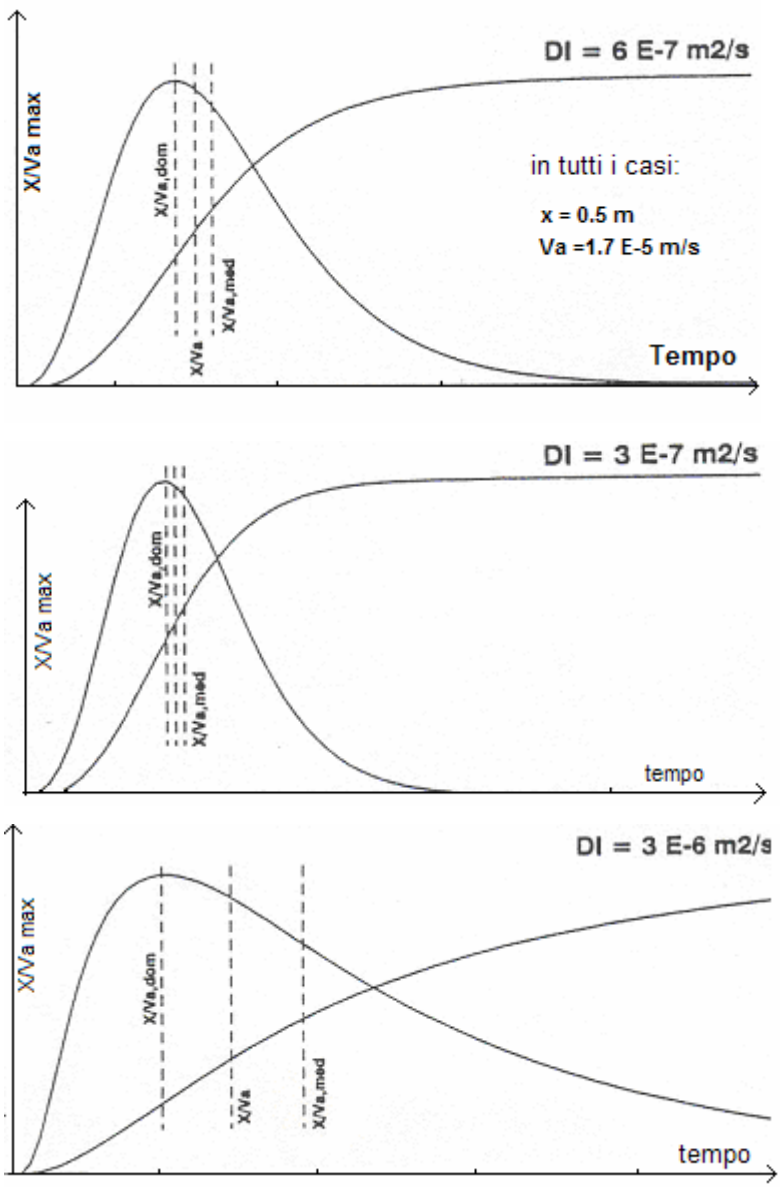


Figura 11-7-Curve di breakthrough con diversi valori di dispersione

In ogni curva sono segnati i tempi a cui corrispondono, sull'asse delle ascisse da destra a sinistra, le seguenti velocità: velocità prevalente, velocità reale effettiva e velocità media.

La velocità massima è quella definita con minor esattezza poiché direttamente correlata al primo rinvenimento del tracciante nel punto di campionamento prescelto. La velocità prevalente, che viene determinata attraverso il tempo a cui corrisponde il passaggio della

concentrazione massima, non corrisponde esattamente alla velocità effettiva, specialmente quando le *curve di breakthrough* sono schiacciate sull'asse delle ascisse.

Se si vuole determinare la velocità media con un metodo analitico (metodo dei momenti) si può utilizzare la seguente espressione, nel caso di rilascio istantaneo:

$$\bar{v} = \frac{\int_0^\infty \frac{x_s}{t} Q(t)C(t)dt}{\int_0^\infty Q(t)C(t)dt} \qquad \textbf{(11-16)}$$

La deviazione standard invece si può esprimere come:

$$\sigma_v = \sqrt{\frac{\int_0^\infty (\frac{x_s}{t} - \frac{x_s}{\bar{t}})^2 Q(t)C(t)dt}{\int_0^\infty Q(t)C(t)dt}} \qquad \textbf{(11-17)}$$

Nel caso di rilascio continuo la velocità media è data dall'equazione

$$\bar{v} = \frac{x_s}{\int_0^\infty [1 - F(t)]dt} \qquad \textbf{(11-18)}$$

X è la distanza tra il punto di iniezione e quello di campionamento in cui si sta studiando la BTC, nel caso in cui l'assunzione di linearità di tale distanza venga meno, questa deve essere corretta in funzione della sinuosità (Field et al., 1997)

$x_s = S_d x$

Sd è compreso in un range di valori che varia tra 1 e 3; nel caso di flusso in mezzi porosi si può assumere che Sd sia pari ad 1 e pertanto viene trascurata la tortuosità del percorso.

11.4.7 Dispersione longitudinale

Il coefficiente di dispersione longitudinale fornisce una misura di quanto la massa di tracciante si disperda rispetto al percorso del flusso di falda. In ***Figura 11-8*** viene mostrato

un esempio della risposa ad una iniezione di tipo istantaneo e si può vedere tratteggiato l'effetto della dispersione.

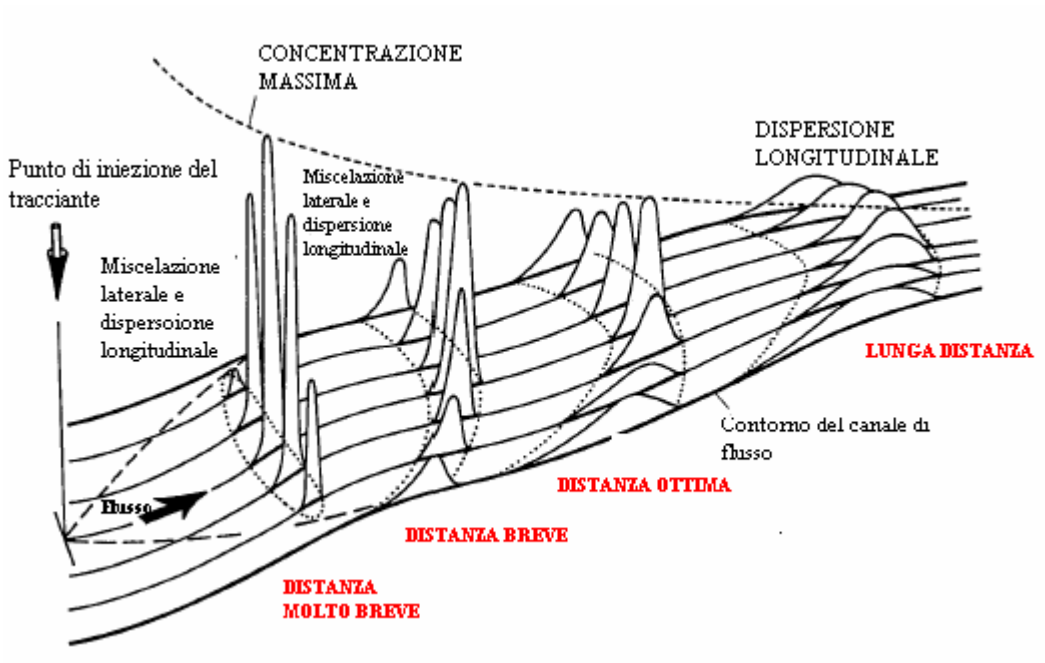


Figura 11-8-Esempio di mescolamento laterale e dispersione longitudinale di un tracciante immesso centralmente rispetto ad un teorico flusso di falda

L'equazione differenziale che descrive il trasporto e la dispersione del contaminante è data da:

$$\frac{dc}{dt} = D_l \frac{d^2c}{dx^2} + D_t \frac{d^2c}{dy^2} + Dv \frac{d^2c}{dz^2} - v_a \frac{dc}{dx} \qquad \textbf{11-19)}$$

D_l, D_v, D_t = coefficienti di dispersione longitudinale, verticale, trasversale

v_a = velocità effettiva

c = concentrazione del contaminante

Il coefficiente di dispersione è chiaramente dipendente dalla velocità, come si può vedere dalla seguente equazione:

$$D_l = \alpha_l v_a$$

La dispersività α_l rappresenta la disomogeneità nell'acquifero ed è caratteristica della matrice solida dell'acquifero.

I coefficienti di dispersione verticale e trasversale hanno generalmente dei valori inferiori rispetto al coefficiente longitudinale. In letteratura si possono reperire valori tra 1/400 ed ½ del valore di D_l (Josselin De Jong, 1985; Klotz, 1982c), ma di solito vengono presi valori tra 1/5 e 1/10.

La determinazione di questo coefficiente tramite le *curve di Brakthrough* non è una procedura immediata e non fornisce risultati molto affidabili.

In Figura 11-9 sono mostrate tre curve che differiscono rispettivamente del 20% per il coefficiente di dispersione. Come emerge dalla figura si può notare una apprezzabile differenza tra le curve soltanto nella zona del picco, pertanto fare una stima diretta di Dl dalla curva risulta difficile.

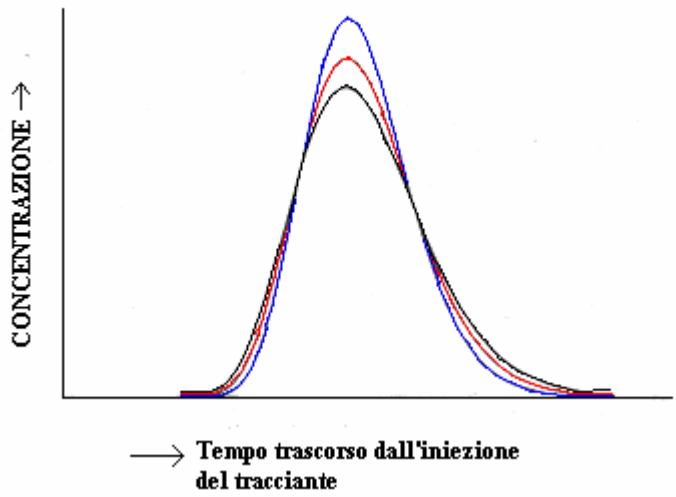


Figura 11-9-Curve di Breakthrough con diversi valori di dispersività

Un metodo, matematicamente corretto, che permette la determinazione della dispersione è stato pubblicato da Sauty (1977). Questo metodo consiste nel far sovrapporre le curve misurate con delle curve standard (Moench 1989). La differenza tra i valori di dispersività riscontrati nelle due curve è descritto dal numero di Peclet:

$$Pe=\frac{x}{\alpha_l}$$

x= distanza tra il punto di iniezione e punto prescelto per effettuare i campionamenti.

Le curve tipo in cui compaiono le variabili interdipendenti (c_r e t_r) vengono calcolate con diversi valori del numero di Pe, in caso di trasporto monodimensionale, con la seguente equazione:

$$C_r = \frac{A}{\sqrt{t_r}} \exp\left[-\frac{Pe}{4t_r}(1-t_r)^2 \right]$$

Le curve che differiscono per il numero di Peclet vanno normalizzate alla stessa concentrazione massima C_r secondo la seguente relazione

$$A = \frac{1}{C_{r\,\max}}$$

Le curve ricavate sperimentalmente sono poi graficate riportando in ascisse il tempo in scala logaritmica, ed anche in questo caso le concentrazioni vengono normalizzate in modo tale che la concentrazione massima risulti pari ad uno e la minima a zero.

A questo punto si vede quale delle curve tipo si avvicina di più a quella sperimentale e qualora non ci sia una buona corrispondenza con alcuna si ricorre all'interpolazione delle due curve più simili. Effettuata questa operazione si legge il valore dl tempo a cui corrisponde la concentrazione massima sia nella curva tipo ($t_{r,max}$) che in quella misurata (t_{max}) e, noti questi due valori, è possibile calcolare il tempo a cui corrisponde la velocità effettiva del flusso secondo la seguente relazione:

$\log t_k = \log t_{max} - \log t_{r,max}$

Noto t_k si può determinare la velocità effettiva per mezzo della semplice equazione che segue:

$$v_a = \frac{X}{t_k}$$

Poiché la sovrapposizione della curva sperimentale con una delle curve tipo ha permesso di determinare anche il numero di Peclet è possibile ricavare il coefficiente di dispersione:

$$D_l = \frac{v_a . X}{P_e}$$

La determinazione del coefficiente di dispersione per mezzo del metodo dei momenti prevede che questo coefficiente venga determinato utilizzando un momento del secondo ordine (Maloszewski et al., 1992).

Nel caso di rilascio del tracciante in modo continuo si può utilizzare la seguente espressione (Kreft et al., 1978):

$$D_L = \frac{\sigma_t^2 v^3}{2x_s} \qquad \textbf{(11-20)}$$

Se il segnale è ad impulso si può utilizzare l'equazione di Wolff (1979):

$$D_L = \left(\sigma_t^2 - \frac{t_2}{12}\right)\frac{v^2}{2x_s} \qquad \textbf{(11-21)}$$

Queste equazioni prevedono la validità della legge di Fick, pertanto nel caso in cui esistano zone di flusso morto si deve prestare attenzione nel loro impiego.

Nel caso di non validità della legge di Fick, è stato sviluppato un metodo per la determinazione della dispersione ad opera di Chatwin (1971). Questo metodo è valido soltanto nel caso di immissione ad impulso, ma se si utilizza nel caso di rilascio continuo, l'errore commesso non è eccessivo.

11.4.8 Volume dell'acquifero

Una stima del volume dell'acquifero coinvolto dal tracciante può essere effettuata usando l'equazione (Atkinson et al., 1973):

$$V = \int_0^{\bar{t}} Q dt \qquad \textbf{(11-22)}$$

In realtà una parte del volume è occupato dalla microporosità. Il contributo della microporosità può essere trascurato solo nel caso di acquiferi carsici.

11.4.9 Stima delle reazioni geochimiche

Le soluzioni analitiche delle equazioni che descrivono il trasporto in falda, sono possibili soltanto nel caso in sui il tracciante sia ideale (o conservativo) poiché questo, non interagisce con la matrice solida e con le altre sostanze disciolte in acqua.

Soltanto alcune sostanze si comportano in modo conservativo, pertanto nella maggior parte dei casi devono essere considerate le reazioni geochimiche. Tra le reazioni soltanto

alcune possono essere incluse nella soluzione analitica della equazione differenziale del trasporto e della diffusione.

Una delle reazioni più semplici che avviene tra le sostanze disciolte in acqua e la matrice solida è quella di assorbimento/desorbimento reversibile.

L'assorbimento rappresenta quel fenomeno fisico-chimico in cui si ha l'immobilizzazione della sostanza disciolta sulla superficie dei grani che costituiscono la matrice solida dell'acquifero; mentre il desorbimento è il processo inverso, per sui si ha il rilascio delle sostanze adese ai solidi nella fase liquida.

La tendenza di una sostanza ad essere assorbita è descritta dal *coefficiente di distribuzione*:

$$K_d = \frac{c_{ass}}{c_{diss}} \text{ [cm}^3\text{/g]}$$

Il coefficiente di distribuzione quantifica la porzione di tracciante che non partecipa al trasporto, in quanto intrappolato sulla matrice solida; ma poiché si deve tener conto che si può anche verificare il fenomeno di desorbimento, che fa si che il tracciante venga di nuovo trasportato, viene introdotto un altro coefficiente ossia il *fattore di ritardo:*

$$R_d = 1 + \frac{\rho}{n_e} K_d$$

Qualora il valore del fattore di ritardo risulti elevato si può dedurre che il fenomeno di assorbimento sia di tipo irreversibile.

Per quanto concerne lo scambio cationico, spesso viene sottostimata la quantità di sostanza in equilibrio con l'acqua di falda e assorbita sulla matrice solida; ad esempio nelle sabbie e nelle ghiaie, aventi una bassa capacità di scambio ionico (dell'ordine di 0,5-2 $mmol_{eq}$), si può avere, trattenuta sulla superficie dei grani, una quantità di sali da 30 a 50 volte maggiore di quella contenuta nell'acqua. L'equilibrio tra gli ioni trattenuti nei punti di scambio della matrice solida e la concentrazione in soluzione può essere espresso dal coefficiente di selettività $K_{Ca/Mg}$:

$$K_{Ca/Mg} = \frac{X_{Ca} . a_{Mg}}{X_{Mg} . a_{Ca}}$$

In questa equazione X_{CA} e X_{Mg} sono le frazioni equivalenti degli ioni assorbiti rispetto alla capacità totale di scambio ionico.

I coefficienti di attività degli ioni magnesio e calcio sono dati da : a_{Ca} *ed* a_{Mg}

I coefficienti di selettività degli ioni calcio/ sodio e calcio/potassio sono descritti, rispettivamente, dalle seguenti relazioni:

$$K_{Ca/Na} = \frac{X_{Ca}.a^2{}_{Na}}{X^2{}_{Ca}.a^2{}_{Na}} \qquad K_{Ca/Na} = \frac{X_{Ca}.a^2{}_{Na}}{X^2{}_{Ca}.a^2{}_{Na}}$$

In un acquifero indisturbato, i cationi in soluzione e quelli trattenuti nei punti di scambio sono in equilibrio, ma se si immettono cationi questo equilibrio può essere sensibilmente disturbato.

In un test effettuato in un acquifero a matrice sabbiosa-limosa, in cui è stato utilizzato il cloruro di potassio (KCl) come tracciante, si è osservato che dopo l'iniezione di KCl i siti di scambio, precedentemente occupati al 90% dallo ione calcio, sono stati sostituiti in gran parte dallo ione potassio iniettato. Dopo poco tempo si è inoltre rilevato un aumento della concentrazione di K^+ in acqua il che implica una nuova sostituzione degli ioni potassio con gli ioni calcio. Questo tipo di comportamento dipende dalla capacità di scambio delle roccia in contatto con l'acqua di falda.

12. REALIZZAZIONE DEL TEST CON TRACCIANTE

12.1 Simulazioni del test con tracciante

Il test con tracciante permette di ricavare alcuni parametri idrodispersivi ed idrogeologici del sistema che permettono di rendere il modello più vicino alle condizioni reali del sito e di verificare il funzionamento idraulico dello stesso.

La realizzazione del test con tracciante è stata preceduta da un'attenta modellizzazione finalizzata alla determinazione dei seguenti parametri progettuali:

- Durata del test;
- Quantità di tracciante necessario per l'iniezione;
- Portata di iniezione e/o estrazione;
- Numero e localizzazione dei pozzi per il controllo idraulico.
- Frequenza di campionamento.
- Concentrazione del tracciante;
- Configurazione idraulica del sistema.

Per ottenere queste informazioni è stato utilizzato il MODFLOW partendo dalla configurazione modellizzata per le simulazioni del test di campo (cfr. Capitolo 9).

Sviluppato il modello, sono state condotte una serie di analisi di sensitività variando la portata di iniezione, la possibile geometria del sistema e la concentrazione di iniezione.

Inizialmente è stata considerata una configurazione idraulica del sistema a flusso convergente che prevedeva un solo pozzo di iniezione ed uno di estrazione entrambi operanti alla portata di progetto pari a 2,6 m^3/d.

Poiché si ipotizza di iniettare il tracciante lungo la linea idraulica di ricircolo mediante una pompa peristaltica è necessario preparare una soluzione concentrata che verrà diluita, nell'acuquifero, alla concentrazione voluta. I valori risultanti dal bilancio di massa, nell'ipotesi di miscelamento completo, sono riportati in ***Tabella 12-5***.

La concentrazione della soluzione di tracciante è stata scelta pari a 10.000 mg/l. In ***Tabella 12-5*** è riportato il calcolo del bilancio effettuato per calcolare la concentrazione di iniezione.

	Test con tracciante
Qsf	2.736 L/d
Qtr	136 L/d
Qs	2.600 L/d
Cs	30 mg/L
Ctr	200.000 mg/L
Csf	10.000 mg/L
Massa reagente	5.7 kg
Durata immissione	5 0re
Tempo di svuotamento	-
Volume soluzione	28,42 l

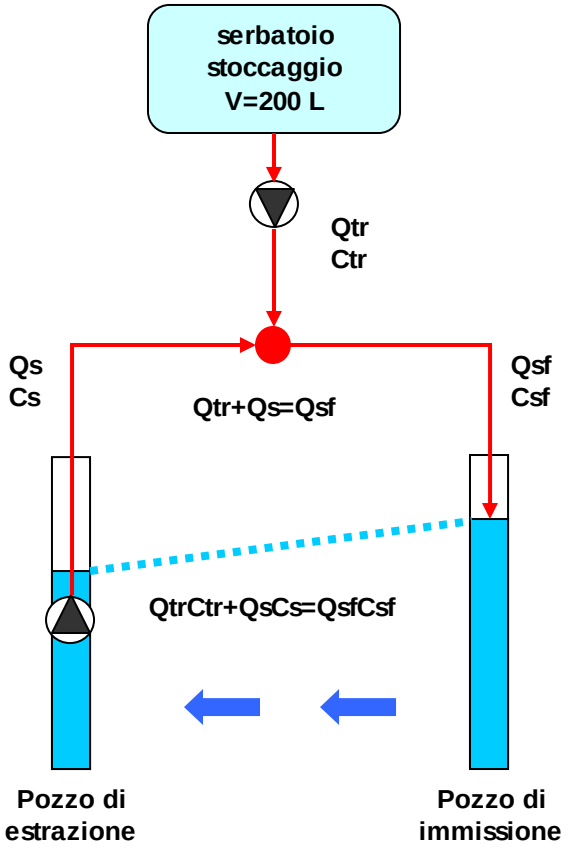


Tabella 12-5-Bilancio di massa per la determinazione della concentrazione di iniezione del tracciante.

Il modello è stato sviluppato considerando l'immissione di un tracciante conservativo, pertanto non sono state considerate possibili interazioni di questo con la matrice solida. Tra i possibili traccianti utilizzabili è stato considerato il Cloruro di Sodio. Questo è naturalmente presente in falda, pertanto nel modello è stata considerata una concentrazione di fondo pari a 30 mg/l; tale valore è stato ricavato mediando le concentrazioni relative ai piezometri limitrofi all'area modellizzata, rilevate nell'ultima campagna di monitoraggio.

I risultati della simulazione effettuata con tale configurazione sono riportate di seguito.

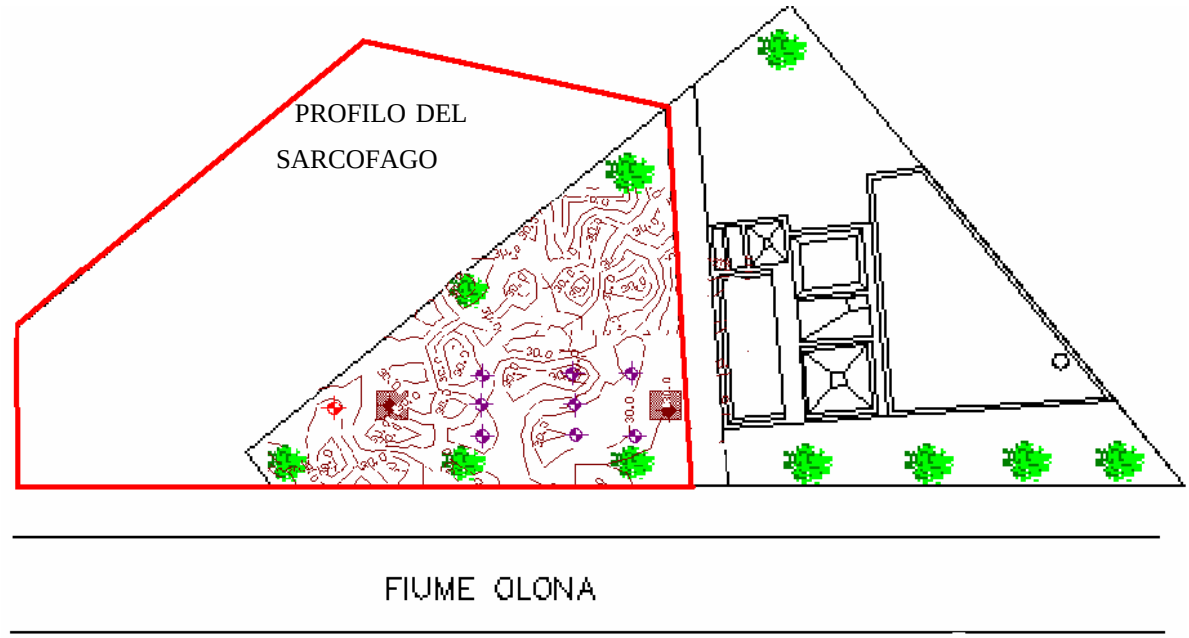


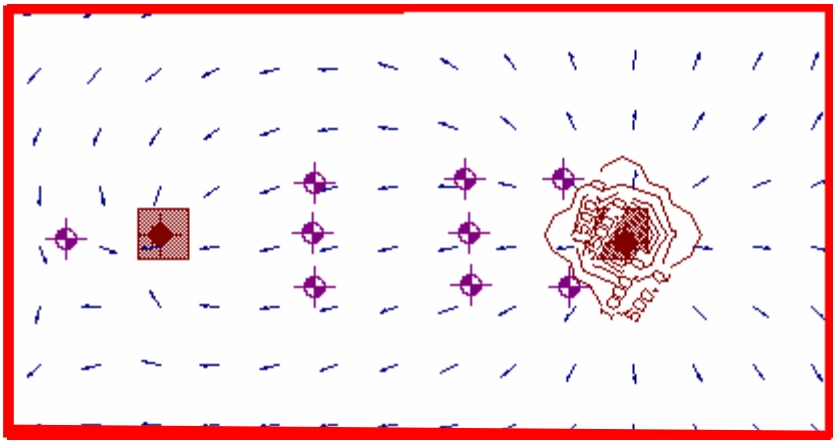
Figura 12-10-Andamento della concentrazione di fondo dei cloruri.

In ***Figura 12-10*** si può osservare l'effettiva collocazione dell'impianto rispetto al sarcofago (evidenziato in figura con una linea rossa) e l'andamento della concentrazione di fondo, che è stata assunta uniformemente distribuita nell'area.

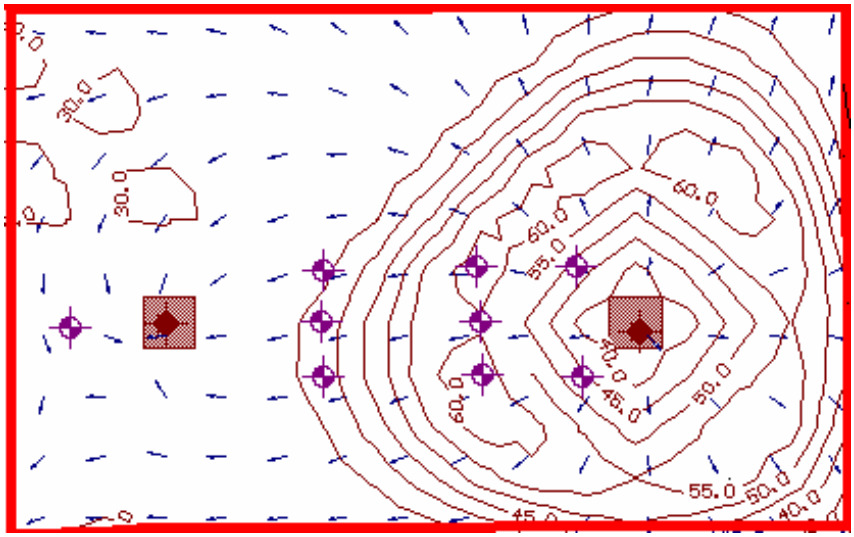
Nelle figure successive (***Figura 12-11***, (a)-(b)-(c)) sono invece riportati gli andamenti della concentrazione del cloruro in diversi istanti di tempo.

Come si può osservare il plume si muove lentamente verso i piezometri di controllo. Il sale raggiunge la prima fila di punti di monitoraggio quasi istantaneamente, infatti arriva nel PI1, PI2, durante le 5 ore in cui viene immesso il tracciante; mentre raggiunge il pozzo di estrazione, PE, dopo 20 giorni dall'inizio del test.

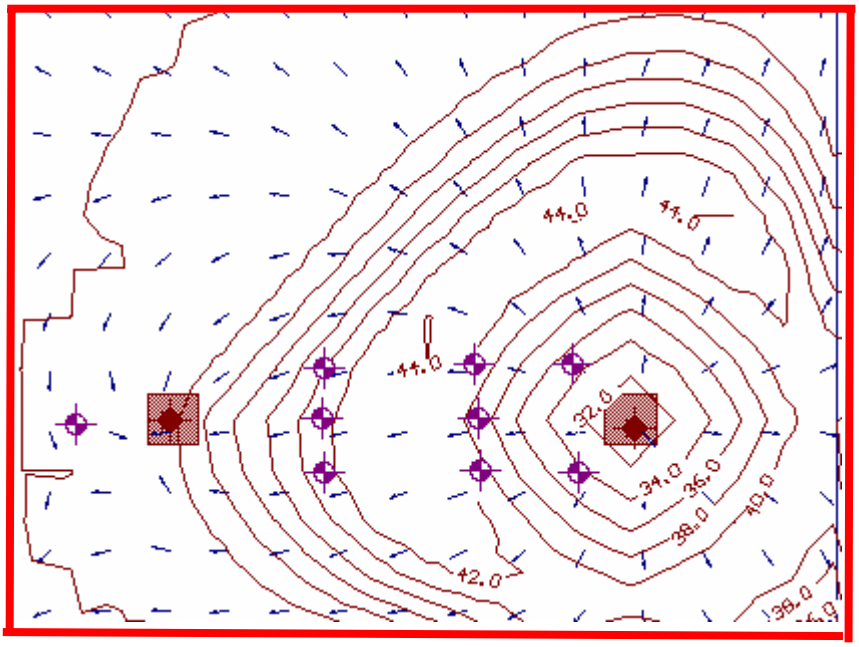
Oltre all'andamento della concentrazione, in tali figure si può osservare anche l'andamento delle velocità. Le velocità sono tali da rappresentare perfettamente un bipolo, che è stato ottenuto iniettando una portata di 2,6 m^3/d nel PIA ed estraendo contemporaneamente la stessa quantità dal pozzo PE. In tale configurazione i pozzi PI1 e PI2 vengono considerati dei punti di monitoraggio.



(a)-Andamento della concentrazione dopo 5 ore di immissione del tracciante



(b)- Andamento della concentrazione dopo10 giorni dall'immissione



(c)- Andamento della concentrazione dopo 17 giorni dall'inizio dell'immissione

Figura 12-11-Plume del tracciante in diversi istanti temporali. La concentrazione della soluzione di iniezione è di 10.000 mg/l iniettata nel PIA

Le curve di risposta, considerando un tracciante conservativo, per ogni punto di osservazione sono mostrate in ***Figura 12-12***.

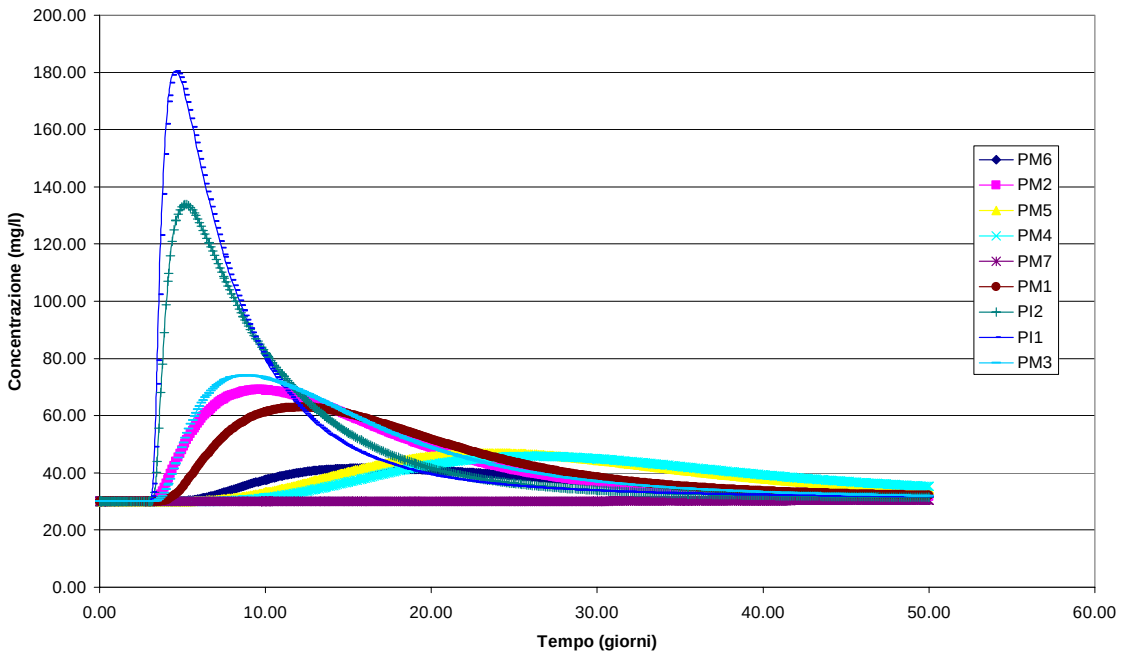
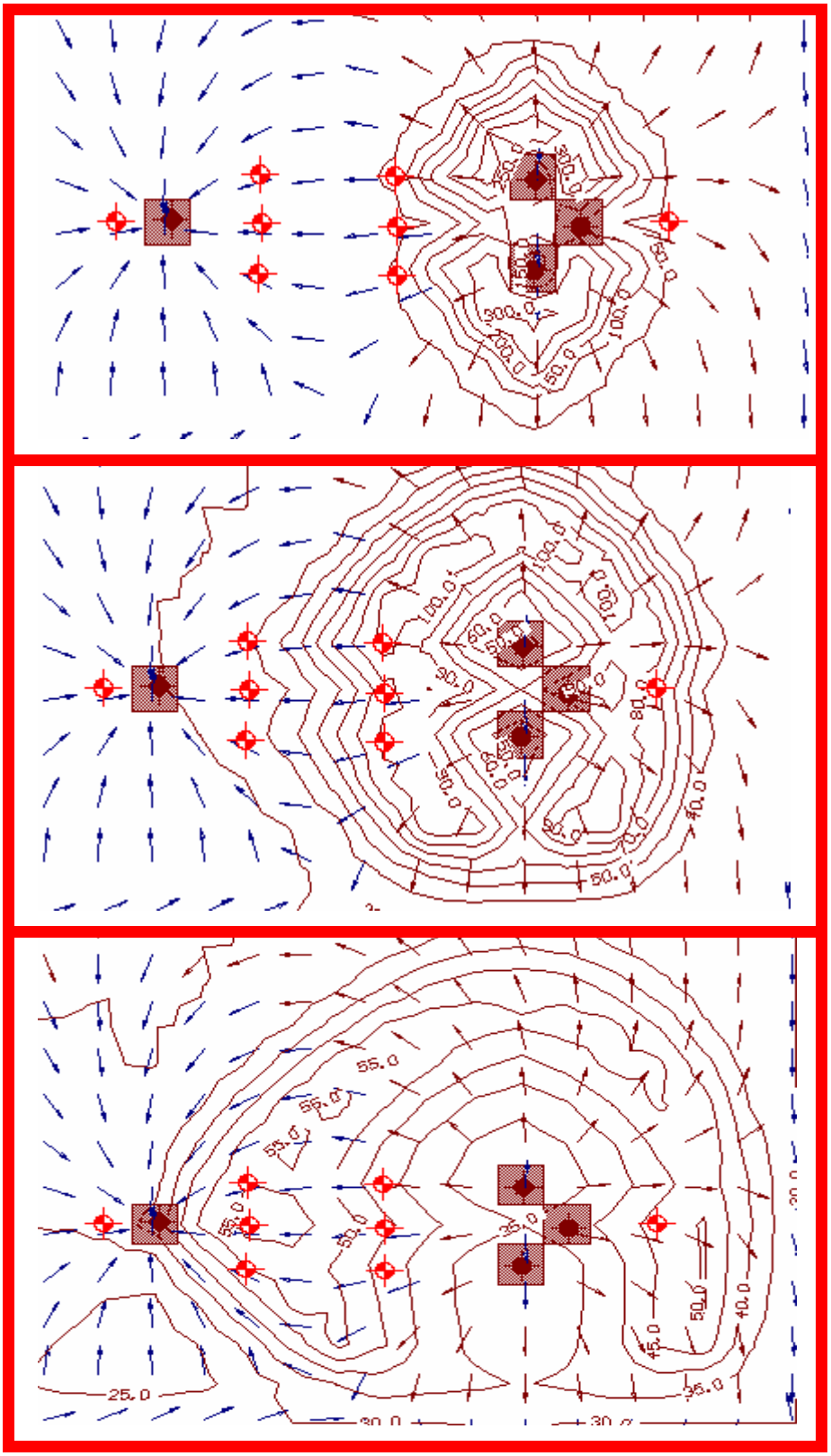


Figura 12-12-Curve di risposta nei piezometri con un solo pozzo di iniezione

Come si osserva dal grafico, iniettando una concentrazione di tracciante conservativo di 10000 mg/l si ottiene un picco nel PI1 di 180 mg/L mentre si può inoltre notare come il PM7 non venga raggiunto dal tracciante.

Oltre a questa configurazione è stata considerata la possibilità di effettuare l'iniezione nei pozzi PI1 e PI2. In questo caso il pozzo di estrazione lavora ad una portata di 2,6 m^3/d ed i due di iniezione a 1,3 m^3/d ciascuno.

La concentrazione nei due pozzi è di 10000 mg/l ciascuno. In ***Figura 12-13*** vengono riportati i risultati della simulazione.



(a)-Andamento del tracciante dopo 1 giorno di immissione

(b)-Andamento del tracciante dopo 15 giorno di immissione

(c)-Andamento del tracciante dopo 30 giorno di immissione

Figura 12-13-Andamento del plume di un tracciante conservativo iniettato nei due pozzi di iniezione PI1, PI2 ad una concentrazione di 10.000 mg/l ciascuno.

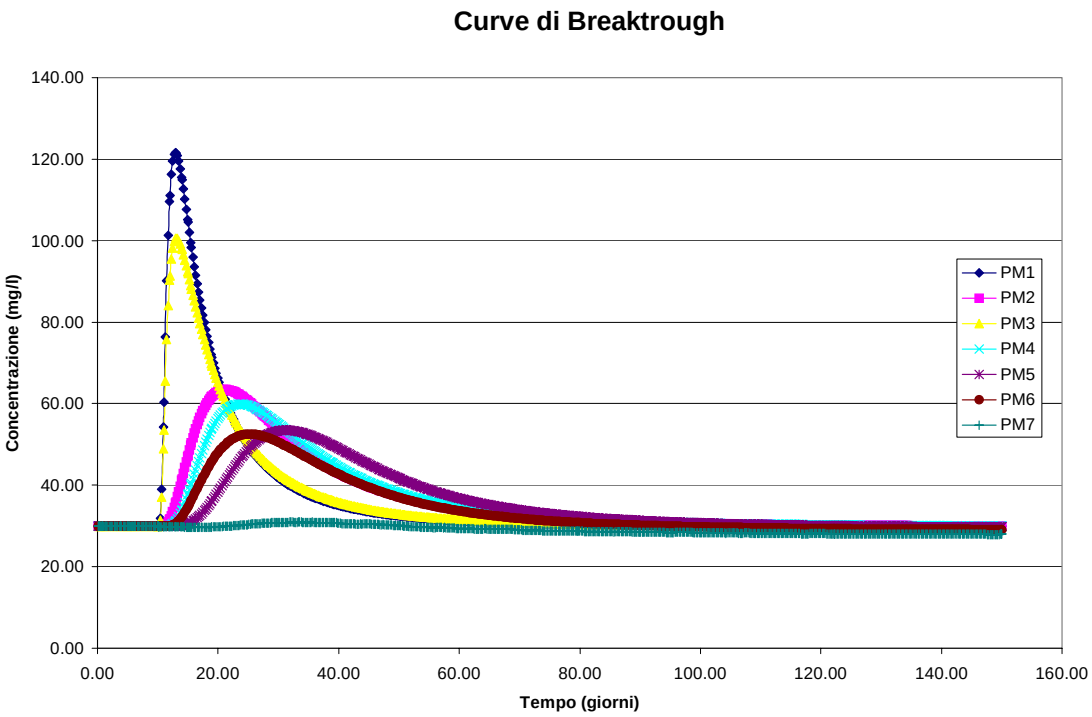


Figura 12-14-Curve di risposta della simulazione nei piezometri con due pozzi di iniezione

12.2 Realizzazione del test

La campagna di indagine presso il sito oggetto di studio è iniziata il 4 Ottobre 2004 ed ha previsto le seguenti fasi:

- Attivazione del sistema idraulico per portare il sistema a regime quasi stazionario;
- Analisi qualitativa mediante tracciante fluorescente;
- Analisi quantitativa mediante tracciante salino (NaCl);
- Prova di pompaggio;
- Circuitazione tra piezometri.

12.2.1 Fase 1: Raggiungimento del regime quasi-stazionario

La prima fase è durata 4 giorni, durante i quali si è provveduto ad effettuare delle analisi preliminari sul sito al fine di determinare le condizioni idrogeologiche e conoscere la concentrazione del tracciante scelto, presente in falda. Al fine di realizzare la fase successiva è stato attivato il pozzo PIA, pertanto, aprendo la saracinesca posta a monte dello stesso, l'acqua estratta dal PE è stata immessa in questo pozzo.

Durante questi giorni è stata monitorata la portata di esercizio per mezzo del contatore volumetrico posto sulla linea estrazione-iniezione verificando periodicamente i valori di portata manualmente, usando un cronometro ed un cilindro graduato.

L'acqua è stata campionata al fine di determinare la distribuzione spaziale dei cloruri naturalmente presenti nel sito. Il campionamento è stato di tipo puntuale, sfruttando i piezometri presenti nell'area, ed è stato effettuato con un campionatore statico, il *Bailer*.

(a) (b)

Figura 12-15-(a) Bailer-(b) Fase di campionamento

Il Bailer è costituito da un cilindro in PVC a sua volta legato ad un cavo necessario per immergere il campionatore nei piezometri. Durante il campionamento si deve immergere in acqua e sollevare con cura evitando urti contro le pareti laterali del piezometro e oscillazioni che potrebbero causare il rimescolamento della colonna d'acqua nonché lo svuotamento durante la risalita dello strumento. La scelta di questo tipo di campionatore è deducibile dai vantaggi che offre:

- Facilità del funzionamento;
- Economicità e reperibilità dello strumento;
- Non ha limitazioni dovute al diametro o alla profondità del pozzo;
- Non richiede fonti di energia esterna;
- Semplice da decontaminare;
- Non provoca forte perturbazione al flusso sotterraneo;

Gli unici svantaggi che offre riguardano: la possibilità di perdita dalle valvole finali e la dipendenza della qualità del campionamento dall'abilità dell'operatore.

E stato prelevato un campione ogni 24 ore che è stato successivamente analizzato in laboratorio per mezzo di un cromatografo ionico.

12.2.2 Fase 2:Realizzazione del test con tracciante qualitativo.

La scelta di immettere la Fluorescina è scaturita essenzialmente da due motivazioni:

Necessità di verificare il funzionamento idraulico del sistema;

Effettuare un test qualitativo.

Essendo la Fluoresceina un tracciante colorante, la sua iniezione nel pozzo PIA è stata effettuata per verificare che l'acqua ivi presente fosse effettivamente la stessa emunta dal pozzo di estrazione e quindi verificare la connessione idraulica tra il PIA ed il PE. Questa verifica è stata effettuata per essere certi del tempo di residenza del tracciante nell'acquifero, per determinare la velocità del flusso e la frequenza di campionamento.

Oltre che per il collaudo del sistema, la Fluoresceina è stata utilizzata per effettuare un test di tipo qualitativo al fine di calibrare il modello e quindi procedere con il test quantitativo con maggiori sicurezze circa i dati di input.

L' iniezione è stata effettuata con una pompa peristaltica, inserita sulla linea di iniezione, ad una concentrazione di circa 2 mg/l. Per quanto concerne la quantità da iniettare, non esistendo indicazioni precise la scelta è stata effettuata basandosi sui risultati di test realizzati in altri siti e modificando il quantitativo in funzione dei primi risultati ottenuti.

Ad esempio Quinlan (1987 a) ai fini della realizzazione di un test qualitativo suggerisce di iniettare da un minimo di 0.45 kg di Fluoresceina per un tracciamento lineare di 1 km ad un massimo di 2,5 kg. Molti studi suggeriscono di preparare la soluzione ad una concentrazione di 6 mg/l, ma l'esperienza in campo è il miglior metodo di quantificazione.

Aley and Flatcher (1976) hanno stabilito un'equazione per determinare la massa di tracciante da iniettare, ma è applicabile soltanto nel caso di acquiferi carsici, pertanto non è stato possibile considerarla nel caso in esame.

Come si può osservare dall'immagine la Fluorescina conferisce all'acqua una fluorescenza innaturale, pertanto è riconoscibile visivamente. Questa prova è stata condotta considerando come pozzo di iniezione il PIA.

Purtroppo non è stato possibile ottenere alcun risultato poiché, probabilmente, la concentrazione della soluzione non era tale da rendere apprezzabile il passaggio del tracciante nei punti di monitoraggio, tanto più che l'acqua di falda presenta una colorazione giallastra di fondo.

Alla luce di questo fallimento è stata effettuata una seconda prova di tracciamento; in questo caso la Fluorescina è stata immessa direttamente nei pozzi di iniezione PI1 e PI2 ad una concentrazione notevolmente superiore (***Figura 12-16***).

Figura 12-16-Quantità di soluzione iniettata e modalità di iniezione

La scelta di effettuare il secondo test attivando i due pozzi di iniezione è motivata dall'ipotesi che il pozzo PIA possa offrire una resistenza al deflusso dell'acqua. Tale ipotesi è avvalorata dai livelli freatimetrici registrati in quanto si crea un dislivello tra il pozzo di iniezione e di estrazione di 5,22m e iniettandovi acqua . Inoltre, come si può osservare in ***Figura 12-17***, il livello piezometrico a regime tende comunque ad aumentare.

Data	Variazione di livelli nel PIA
3-ott-04	0.035
4-ott-04	2.36
5-ott-04	2.67
6-ott-04	3.04
7-ott-04	3.39
8-ott-04	3.62

Tabella 12-6-Dati relativi ai livelli del PIA

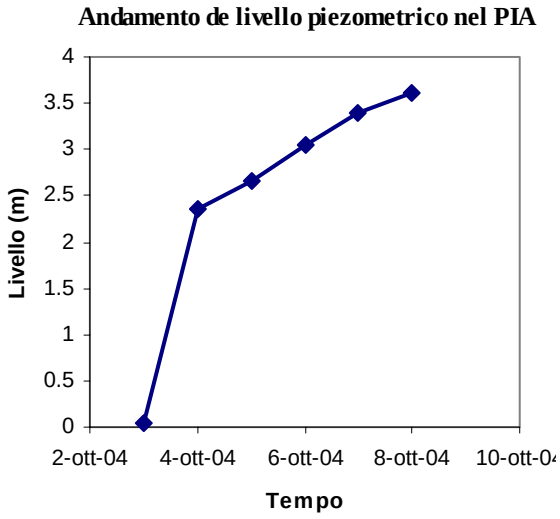


Figura 12-17 –Andamento dei livell

Ovviamente la soluzione è stata ugualmente distribuita nei due pozzi.

Tuttavia, anche in questo caso non è stata apprezzata alcuna colorazione significativa dell'acqua in nessuno dei piezometri. L'insuccesso è stato attribuito ad una insufficiente quantità di Fluoresceina iniettata; infatti la concentrazione della soluzione di iniezione risulta bassa se paragonata a precedenti studi effettuati su mezzi porosi. Inoltre questo tracciante interagisce ,adsorbendosi, con l'argilla e tende a perdere fluorescenza in acque aventi un pH minore di 5.5.

12.2.3 Fase 3: Realizzazione del test con tracciante quantitativo

In virtù dei risultati del test qualitativo si è deciso di procedere con un test di tipo quantitativo, utilizzando come tracciante il Cloruro di Sodio. La scelta del sale è motivata dalla possibilità di rilevarne la concentrazione analiticamente.

Il test è stato effettuato iniettando il tracciante direttamente nei due pozzi PI1, PI2 operanti alla portata di 1,3 m^3/d (0.9 l/min). Sono stati iniettati 200 g/l di Sale da cucina in ciascun pozzo.

La scelta di iniettare la soluzione di tracciante ad una concentrazione così elevata è giustificata dall'elevata diluizione che questo subisce all'interno del pozzo. Infatti considerando il bilancio di massa l'effettiva concentrazione iniettata nei pozzi risulta di circa due ordini di grandezza inferiore.

Volume soluzione (NaCl)	20	L
Massa (NaCl)	4	Kg
Concentrazione NaCl	200	g/l
Concentrazione Cl^-	121	g/l
Diametro pozzi	10,16	cm
H(PI1) Altezza colonna acqua nel pozzo	6.9	m
H(PI2) Altezza colonna acqua nel pozzo	7.7	m
V(PI1)	56	l
V(PI2)	62	l

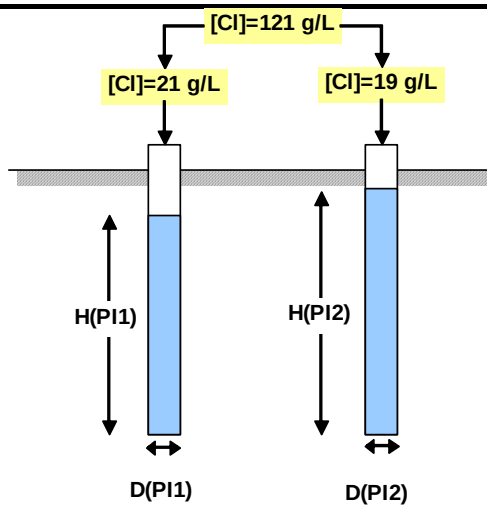


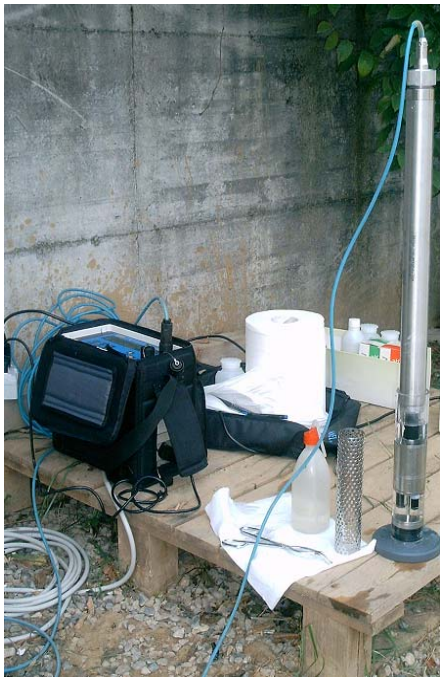
Tabella 12-7- Parametri considerati per il calcolo della diluizione.

La concentrazione dello ione cloruro che è stata effettivamente iniettata nella falda risulta pertanto pari a :

C_{Cl}(PI1) = 21.7 g/l **C_{Cl}(PI2)**= 19.44g/l

La soluzione del tracciante è stata preparata diluendo il sale in acqua calda, quindi è stato immesso nei pozzi il 18 Ottobre 2004. Dopo l'iniezione sono stati iniettati 3 litri di acqua pulita, in ciascun pozzo, al fine di favorire il mescolamento della soluzione salina e favorire la lubrificazione del pozzo.

Durante il test quantitativo oltre a prelevare i campioni manualmente è stata utilizzata una sonda multiparametrica (AMEL 345 *Acquamaster*) in modo da monitorare diversi parametri chimico-fisici dell'acquifero in modo continuo.



L'uso della sonda era stato inizialmente concepito per ridurre la necessità di raccogliere i campioni assiduamente e monitorare in campo l'andamento dei parametri in funzione della variazione della concentrazione dei cloruri in falda . La possibilità di sfruttare lo strumento come data logger si è resa necessaria per il monitoraggio nelle ore notturne. La sonda è dotata di sensori atti ad effettuare la misura di: pH, torbidità, temperatura in profondità, conducibilità, potenziale redox, ossigeno disciolto. Per monitorare i cloruri è stato aggiunto un elettrodo iono-selettivo (Modello 201-Cl) che è stato utilizzato in potenziometria diretta, ossia rilevando solamente gli ioni Cl^- liberi.

Vista la difficoltà di effettuare misure frequenti con la sonda nei vari punti di monitoraggio, lo strumento è stato posizionato stabilmente nel PM2.

Durante i primi campionamenti sono emersi problemi nella calibrazione dell'elettrodo iono-selettivo ed i risultati delle misure non sono stati soddisfacenti (***Figura 12-16***), pertanto è stata aumentata la frequenza di campionamento manuale per evitare di perdere le informazioni relative al passaggio dei cloruri nei piezometri.

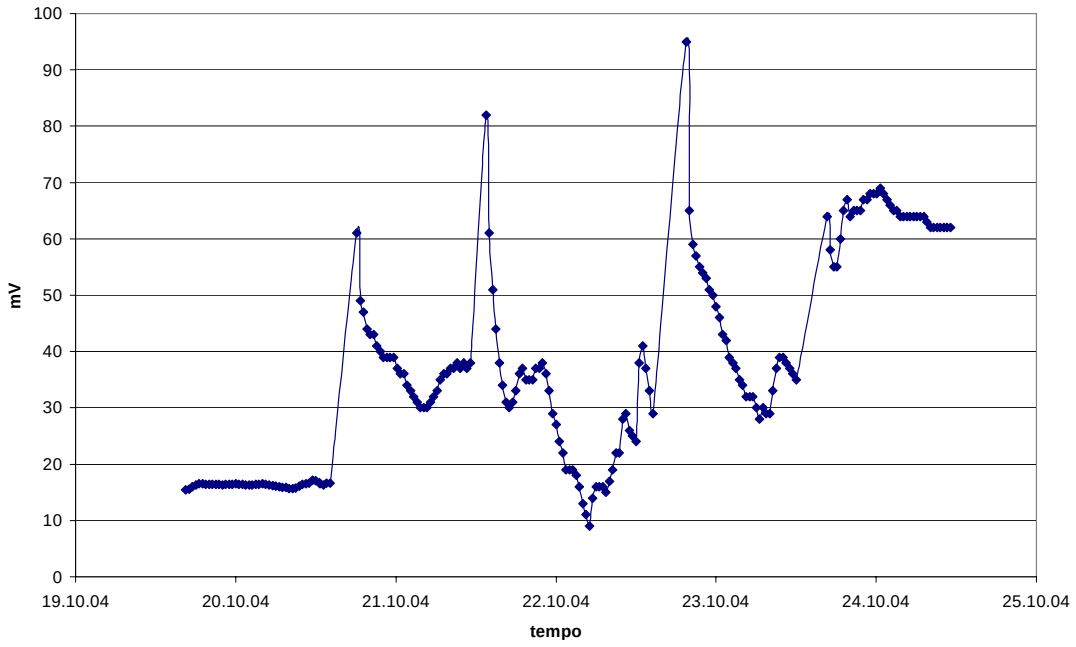


Figura 12-18- Andamento del potenziale ottenuto dalla sonda multiparametrica nel piezometro PM2

Come si può osservare dal grafico non è stato rilevato un andamento realistico del passaggio dei cloruri poiché ci sono delle oscillazioni eccessive. Non avendo la possibilità di monitorare direttamente i cloruri è stata quindi considerata la conducibilità. Le variazioni di tale parametro, infatti, risultano correlate alla variazione nelle concentrazioni degli ioni presenti in acqua.

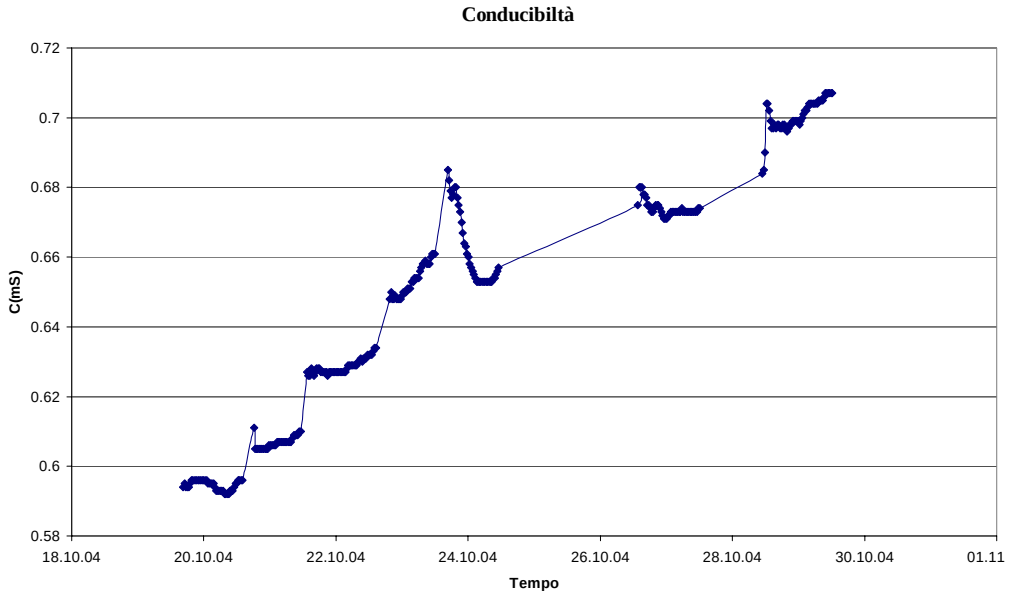


Figura 12-19-Andamento della conducibilità elettrica nel PM2

I valori misurati di conducibilità mostrano un andamento ipoteticamente possibile, tuttavia a causa dell'impossibilità di effettuare delle analisi di conducibilità sui campioni prelevati manualmente e per poter avere un raffronto, non sono stati presi in considerazione ai fini del test.

I risultati delle analisi effettuate sui campioni hanno mostrato risultati migliori.

Di seguito sono riportati i grafici relativi alla concentrazione dello ione cloruro rilevati con il cromatografo ionico, in laboratorio.

Come si può notare dalla ***Figura 12-20*** il picco di concentrazione nel PM2 è molto elevato, pari a **784,2 mg/l**, ma il valore del cloruro rinvenuto nel campione prelevato mezz'ora prima e dopo è basso e pari a circa **54 mg/l.** A causa di questa anomalia nei valori è riportato anche il grafico relativo allo stesso piezometro ma epurato del dato relativo al picco. In questo caso si osserva un aumento della concentrazione nel tempo, ma non è possibile osservare il decremento della curva a causa dell'interruzione della campagna di monitoraggio.

Nel PM1 si ha un picco di concentrazione, pari a **474.5 mg/l**, dopo 6 giorni dall'iniezione del tracciante. Il picco rilevato è relativo ad un campione singolo, ossia i campioni precedenti e successivi sono relativi a giorni diversi.

Nel PM3 non è possibile distinguere un picco effettivo, ma anche in questo caso si può osservare un andamento crescente delle concentrazioni.

Per quanto riguarda i restanti piezometri essendo distanti più di 5 metri dalla linea di iniezione, il picco del cloruro non ha avuto il tempo di raggiungerli.

Ciò che è comune a tutti i piezometri è una concentrazione di fondo dell'acquifero pressoché uniforme e oscillante intorno ad un range pari a 12-20 mg/l.

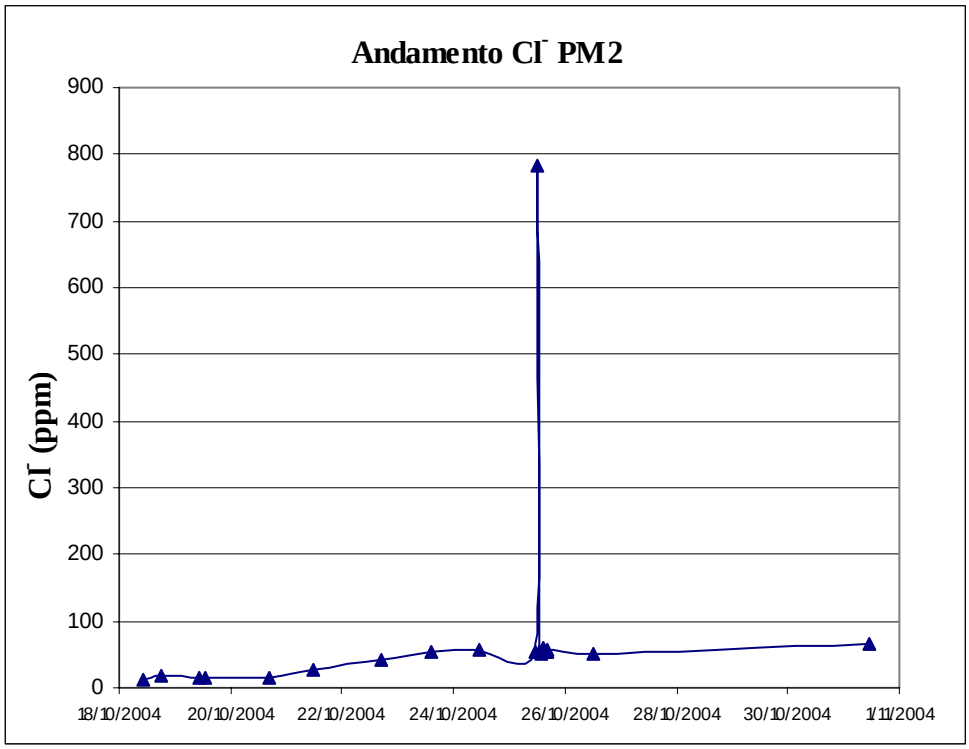


Figura 12-20-Andamento della concentrazione dello ione cloruro nel PM2

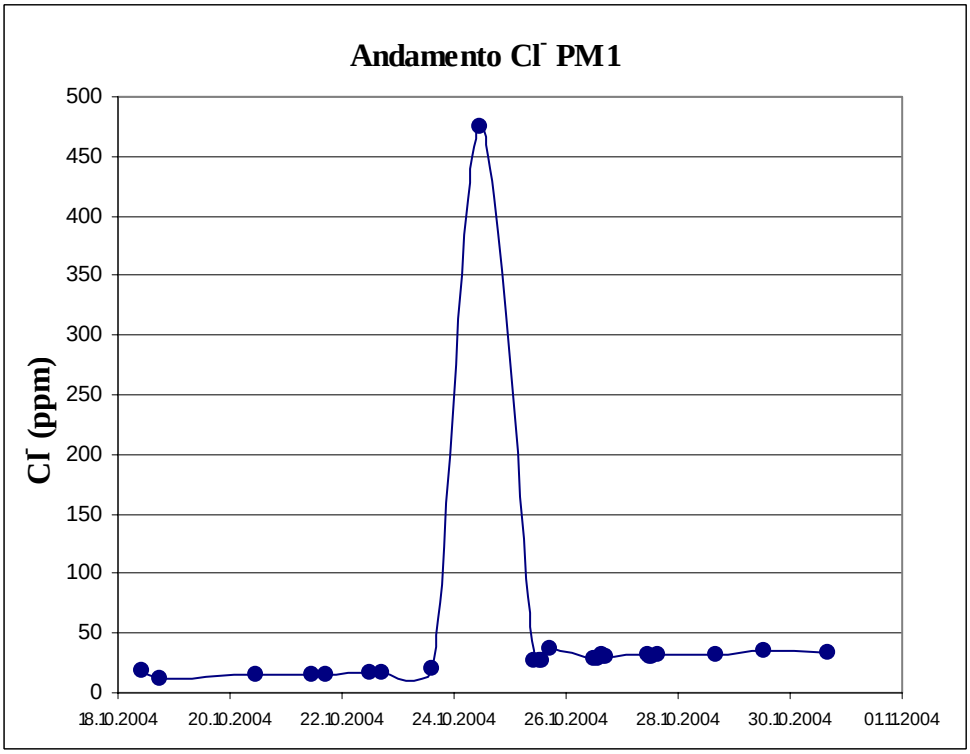


Figura 12-21-Andamento del cloruro nel PM1

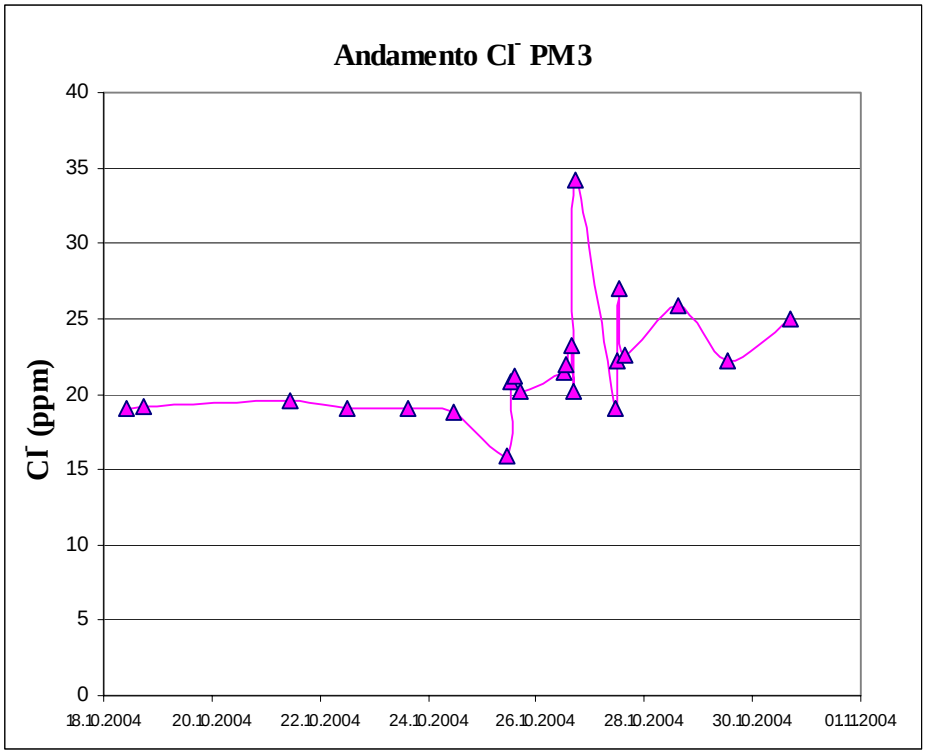


Figura 12-22-Andamento del cloruro nel PM3

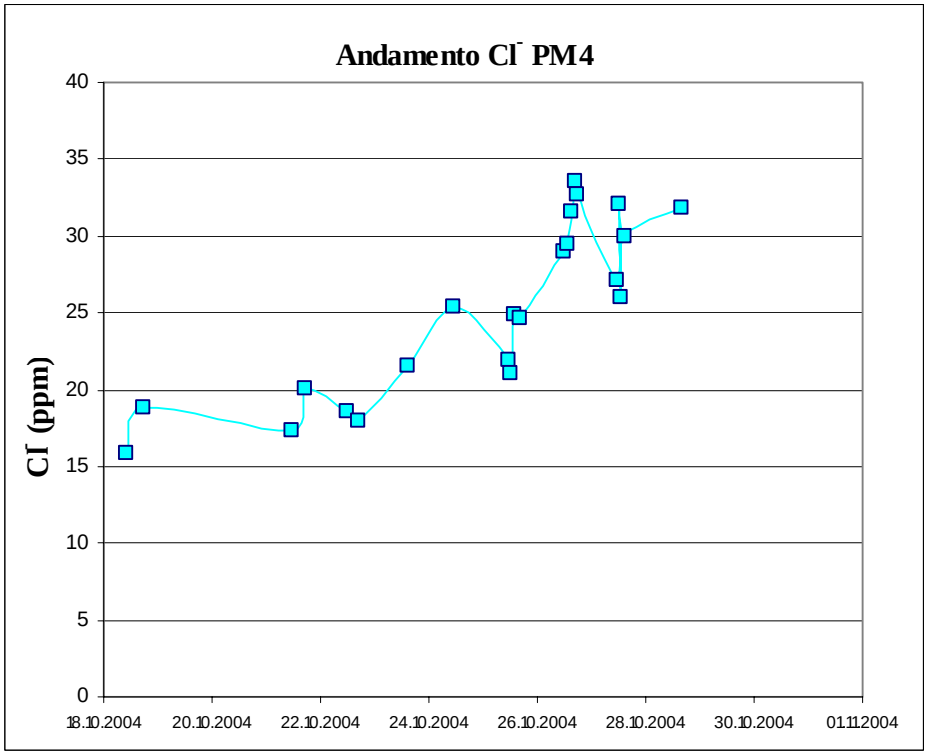


Figura 12-23- Andamento della concentrazione dello ione cloruro nel PM4

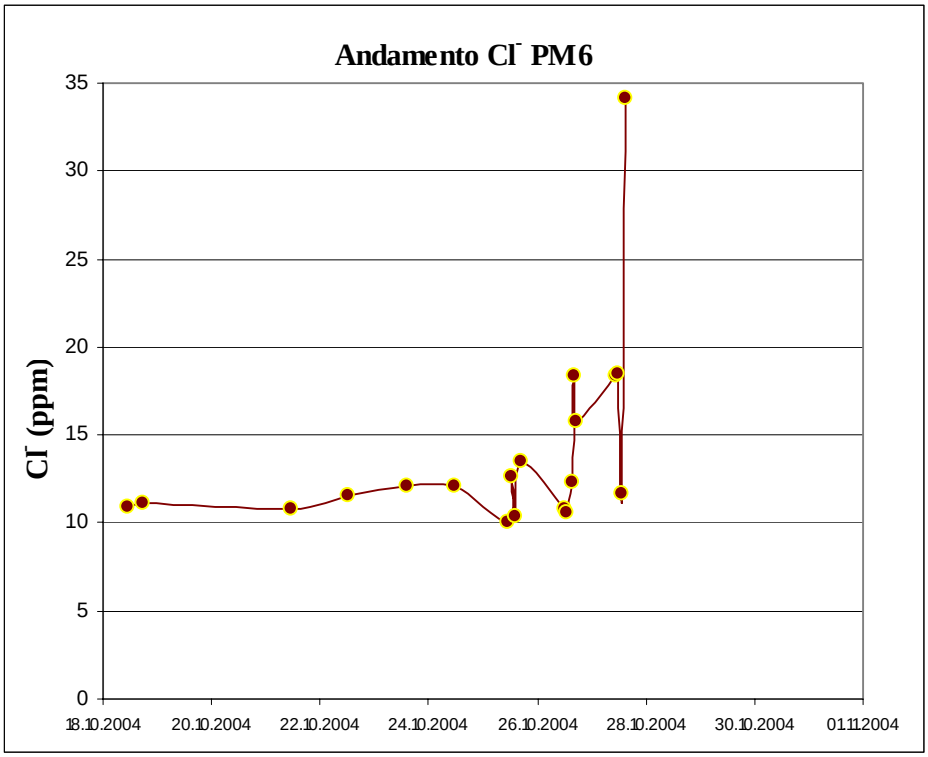


Figura 12-24-Andamento dello ione cloruro nel PM6

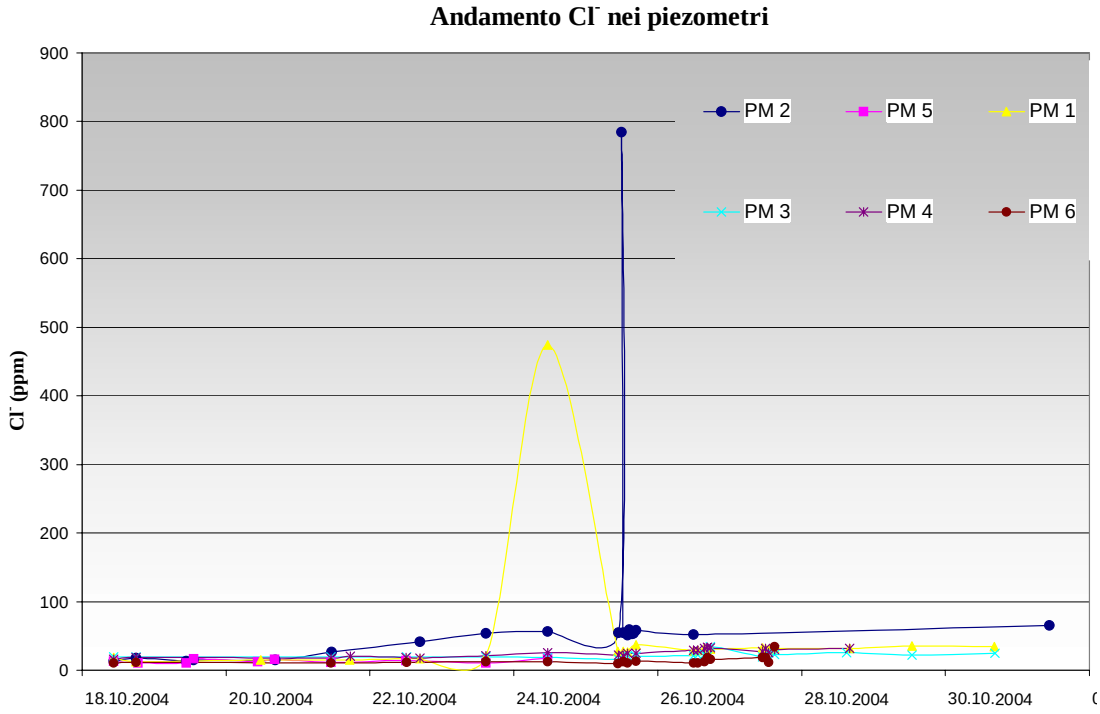


Figura 12-25-Andamento delle concentrazione in tutti i piezometri

Dal grafico (***Figura 12-25***) non è possibile osservare un andamento chiaro delle curve poiché il prelievo dei campioni è stato interrotto precocemente a causa dell'interruzione della campagna di monitoraggio. L'andamento della distribuzione del tracciante risulta più chiaro nel piano x,y.

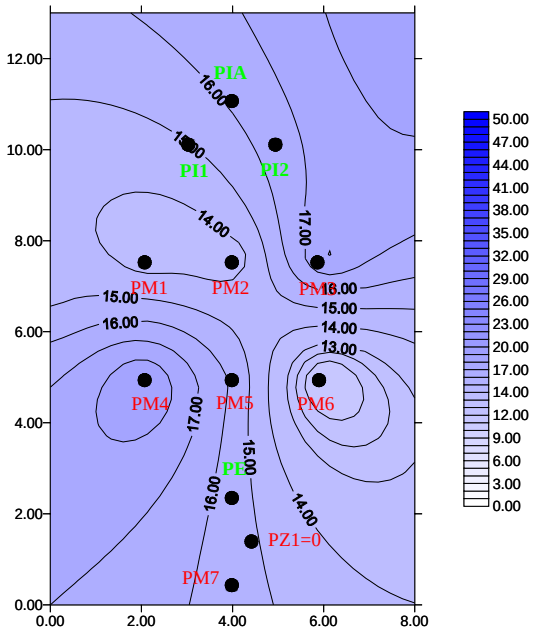


Figura 12-26-Andamento di Cl⁻ (18-10-2004, h:10:30)

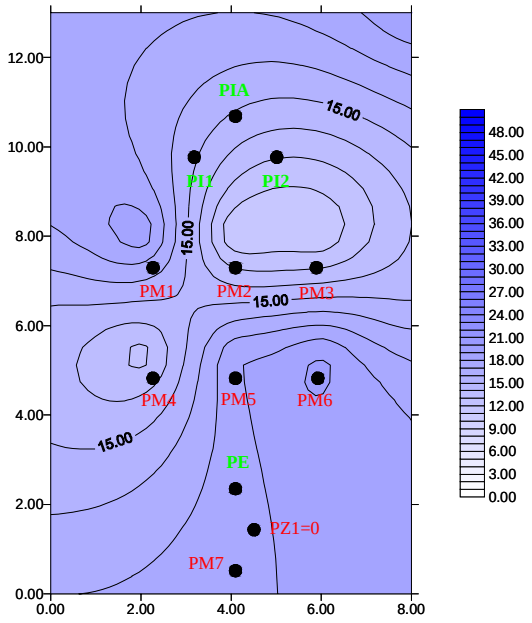


Figura 12-27-Andamento di Cl⁻ (18-10-2004, h:18:30)

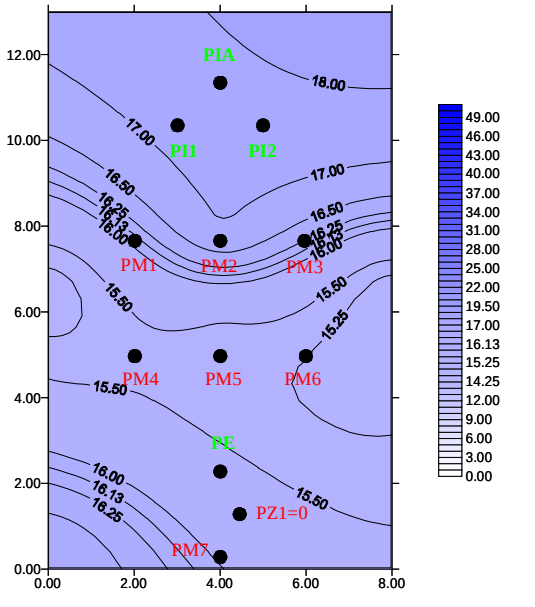


Figura 12-28- Andamento di Cl⁻ (19-10-2004, h:13:30)

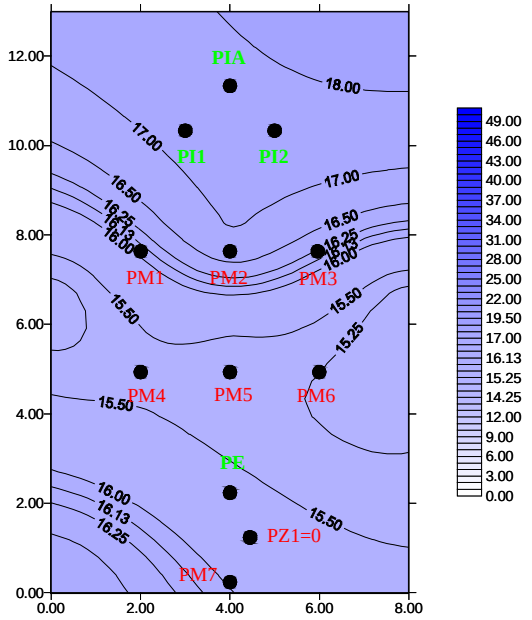


Figura 12-30-*Andamento di Cl⁻ (21-10-2004, h:11:16)*

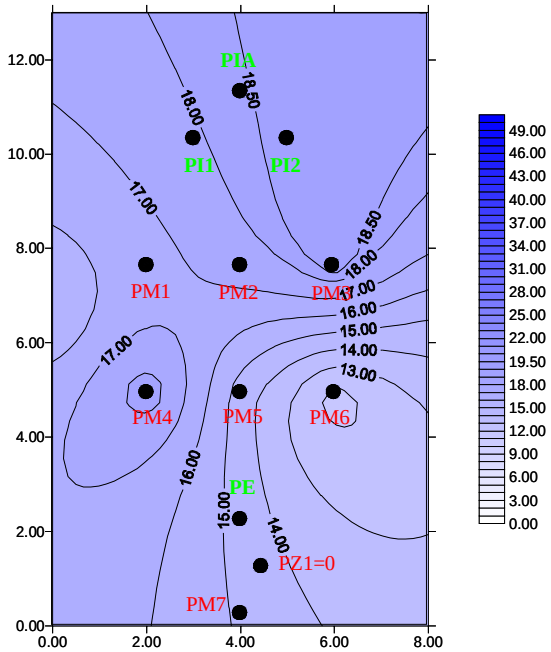


Figura 12-29- Andamento di Cl⁻ (22-10-2004, h:12:16)

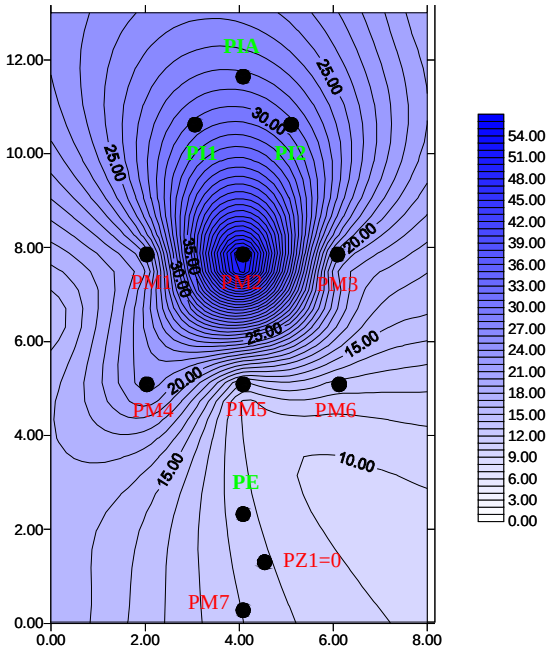


Figura 12-31-Andamento di Cl⁻ (23-10-2004, h:14:40)

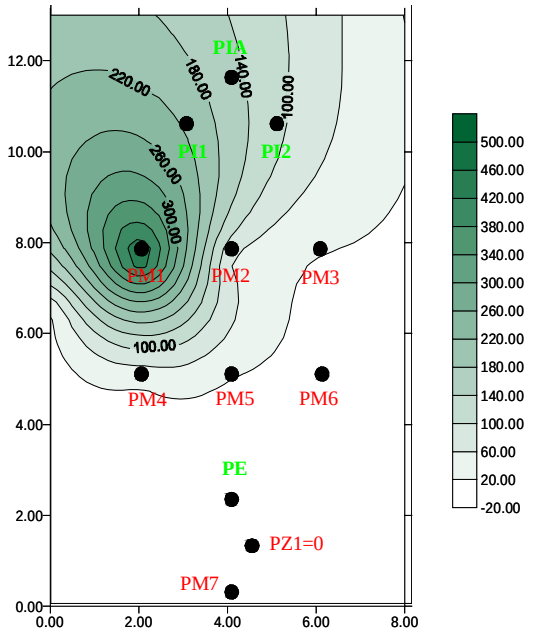


Figura 12-32- Andamento di Cl⁻ (24-10-2004, h:11:30)

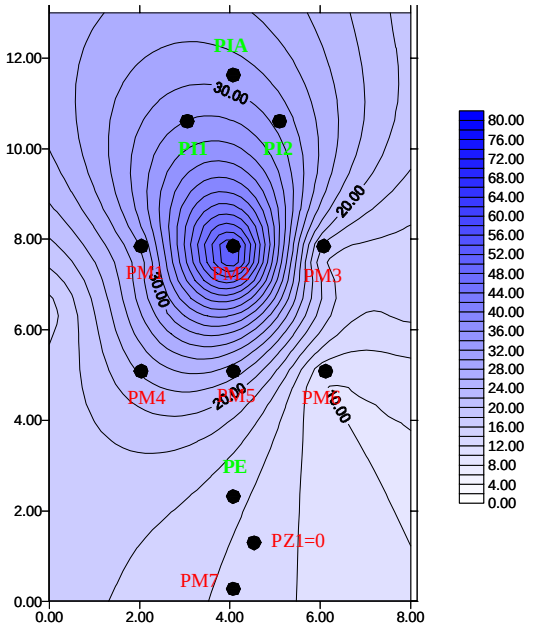


Figura 12-33-Andamento di Cl⁻ (25-10-2004, h:10:38)

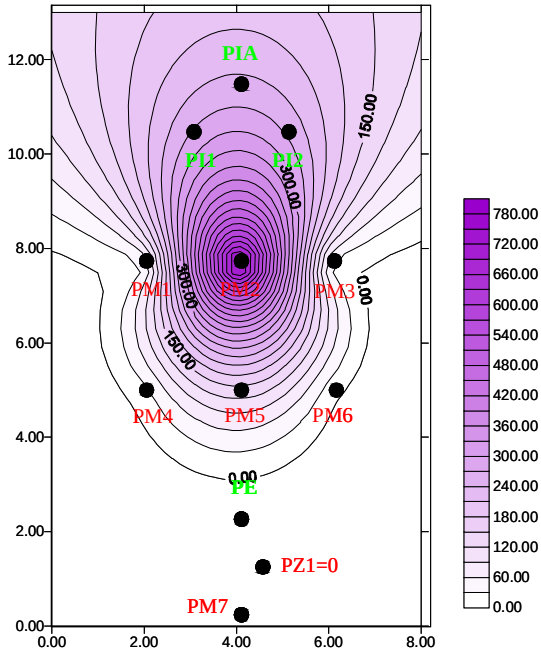


Figura 12-34- Andamento di Cl⁻ (25-10-2004, h:12:30)

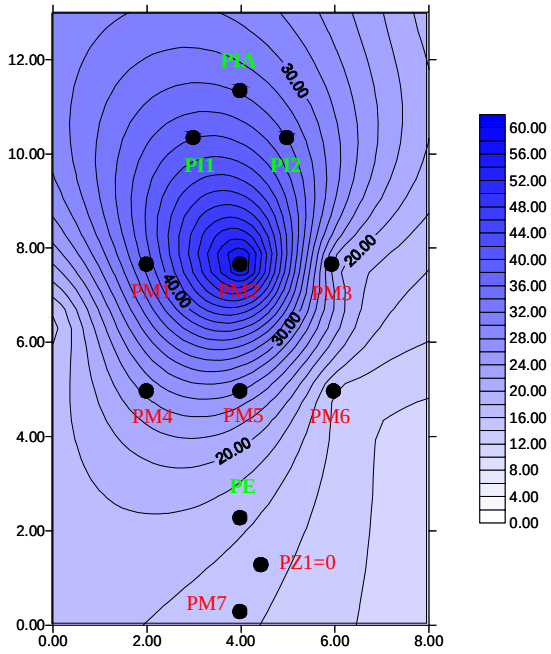


Figura 12-35-Andamento di Cl⁻ (25-10-2004, h:17:00)

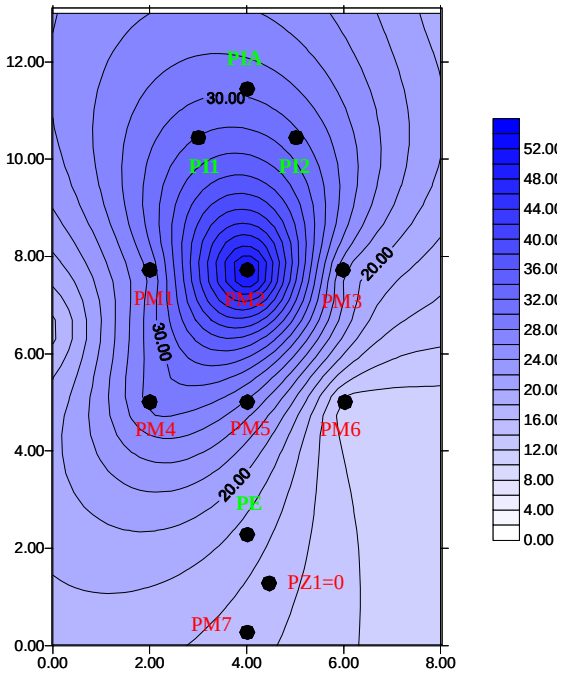


Figura 12-36 -Andamento di Cl⁻ (26-10-2004, h:12:00)

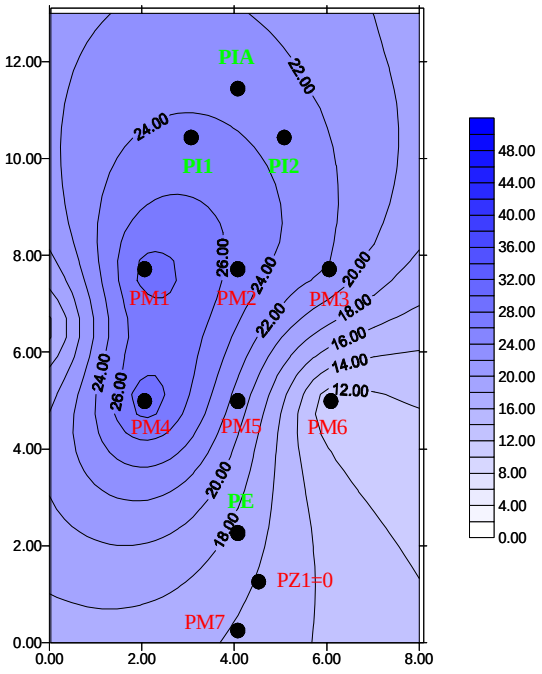


Figura 12-37-Andamento di Cl⁻ (26-10-2004, h:13:20)

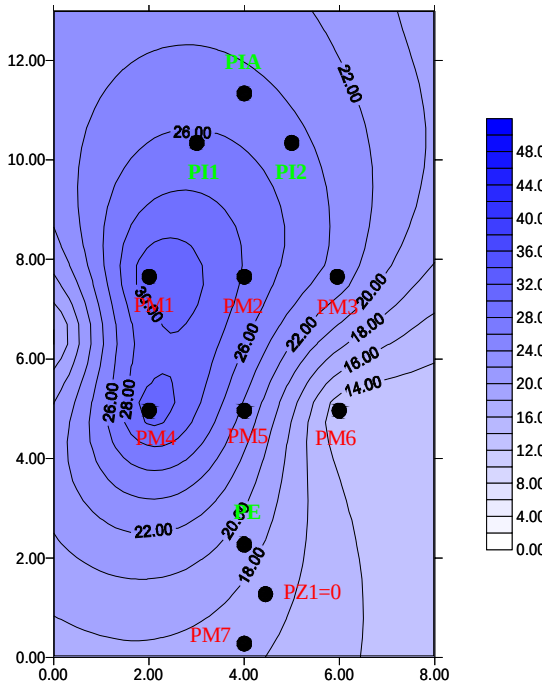


Figura 12-38-Andamento di Cl⁻ (26-10-2004, h:15:30)

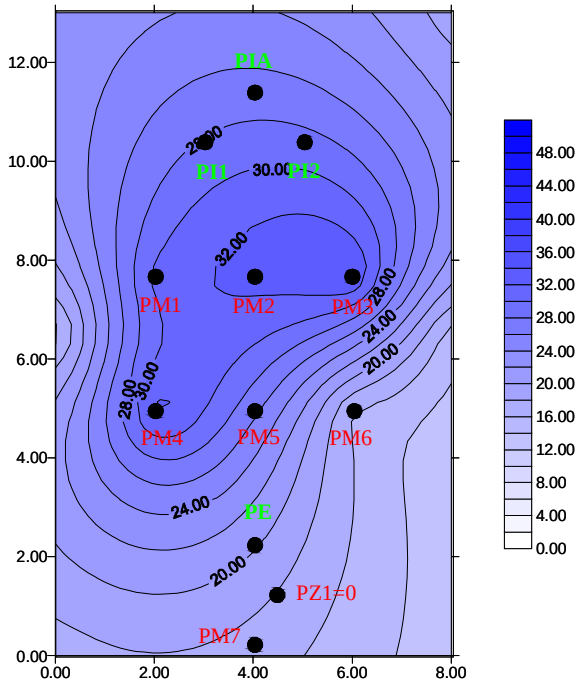


Figura 12-39- Andamento di Cl⁻ (26-10-2004, h:17:30)

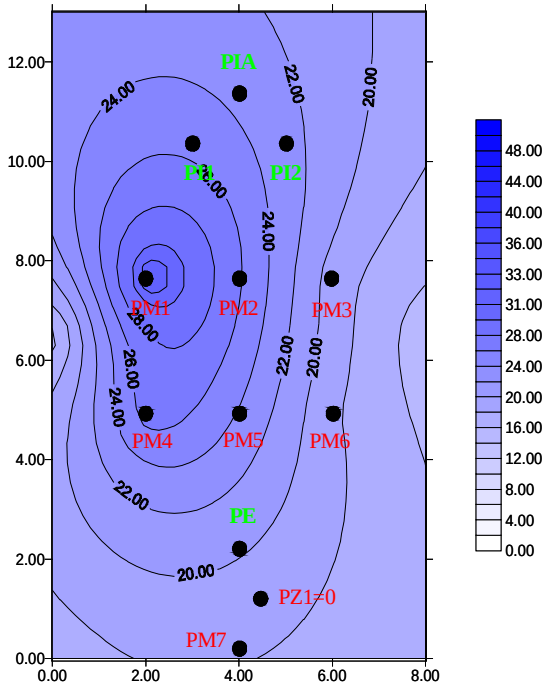


Figura 12-40 -Andamento di Cl .(27-10-2004, h:11:00)

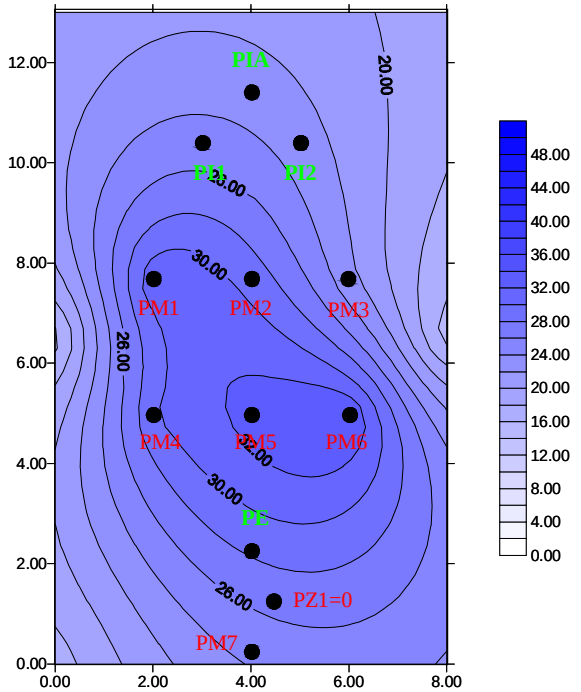
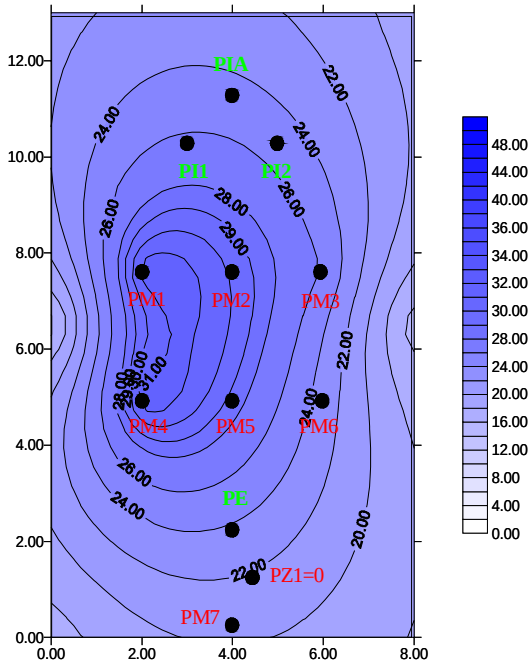


Figura 12-41-Andamento di Cl⁻ (27-10-2004, h:15:00)



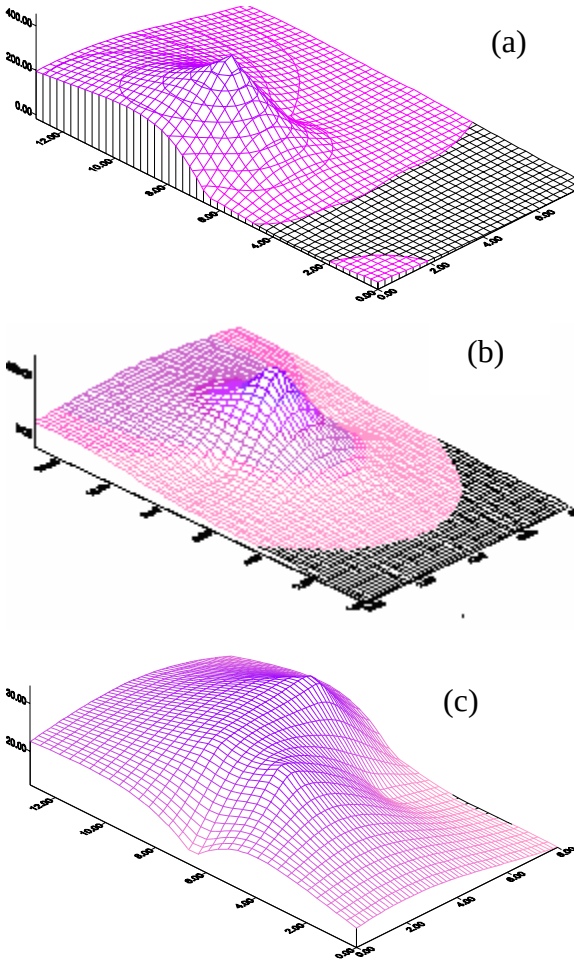


Figura 12-42-Andamento di Cl^- (28-10-2004, h:17:00)

Figura 12-43-Andamento tridimensionale della concentrazione del tracciante nei piezometri vicini alla linea di iniezione;

(a)- Andamento del picco nel piezometro PM1

(b)- Andamento del picco nel piezometro PM2

(c)- Andamento del picco nel piezometro PM3

Si può osservare dai grafici che c'è stato un movimento del tracciante nell'area in esame, ma non è certo che i picchi trovati siano effettivi oppure se siano punti vicino al picco che non è invece stato determinato a causa di una non adeguata frequenza di campionamento.

Alla luce dei risultati ottenuti, si è pensato di effettuare delle analisi di sensitività al fine di ricalibrare il modello del sistema, sulla base delle considerazioni di seguito riportate.

In ogni caso tale analisi sarà oggetto del prossimo stato di avanzamento della presente attività di ricerca.

Innanzi tutto è stata variata la concentrazione di fondo che non risulta pari a 30 mg/l, come ipotizzato, ma pari a 15 mg/l. Inoltre, per quanto riguarda l' idraulica del sistema, è stata introdotta una disproporzione tra le portate di iniezione in quanto, differentemente da quanto progettato, non è stato possibile suddividere equamente la portata di estrazione nei due pozzi di iniezione. Infatti oltre al fatto che nel pozzo PI2 arriva una portata maggiore rispetto al PI1, quest'ultimo offre resistenza al passaggio dell'acqua, pertanto il deflusso dell'acqua dal PI1 è minore rispetto all'altro.

Per quanto concerne la portata emunta, dopo circa 10 giorni di estrazione continua, ad una portata di 1,8 l/min, il sistema ha cominciato a lavorare ad una portata inferiore. I primi giorni la portata è scesa a 1,25 l/min e dopo 20 giorni si è abbassata drasticamente alla portata di 0,8 l/min. Il tentativo di riportare il sistema al regime di progetto, operando manualmente sulla saracinesca posta in linea, non ha avuto esito positivo a causa del controllo idraulico imposto dai sensori posti nel pozzo di estrazione. Aumentando la portata, la pompa di estrazione si è arrestata a causa della maggior lentezza della falda a riequilibrarsi durante il pompaggio. Questo fenomeno può essere interpretato ipotizzando una bassa trasmissività della falda oppure l'usura della pompa di estrazione.

In ***Tabella 12-5*** sono riportati i dati inseriti, che alla luce delle considerazioni sopra esposte, andranno inseriti per la ricalibrazione del modello.

Tipologia	Portata
Pozzo di estrazione (PE)	1,25 l/min
Pozzo di iniezione (PI1)	0.40 l/min
Pozzo di iniezione (PI2)	0.85 l/min

Tabella 12-8-Portate di input del modello

Al fine di ottenere degli output vicini ai risultati trovati durante il test, sarà necessario variare anche i valori ipotizzati per i parametri dispersivi ed i valori di permeabilità.

A valle dei risultati ottenuti, prima di avviare la fase sperimentale in campo, sono state effettuate una serie di prove atte a fornire maggiori indicazioni sui pozzi.

12.2.4 Fase 4: Prova di emungimento.

La prova effettuata sul sito in esame è stata condotta scegliendo come pozzo-pilota il piezometro PM2 e monitorando i piezometri circostanti (***Figura 12-44***). In tale pozzo è stata inserita una pompa GRUNDFOS MP1 per l'emungimento di una portata costante pari a circa 6,4 l/min.

L'emungimento di una portata costante (Q) induce una movimentazione della falda che si visualizza con la depressione del livello piezometrico nel pozzo di estrazione e nei piezometri circostanti che assume, nell'intorno del pozzo di estrazione, un profilo convesso con centro nel pozzo stesso. Dall'analisi della forma del conoide di depressione è possibile ricavare informazioni circa i parametri idrogeologici dell'acquifero (trasmissività, coefficiente di immagazzinamento, permeabilità).

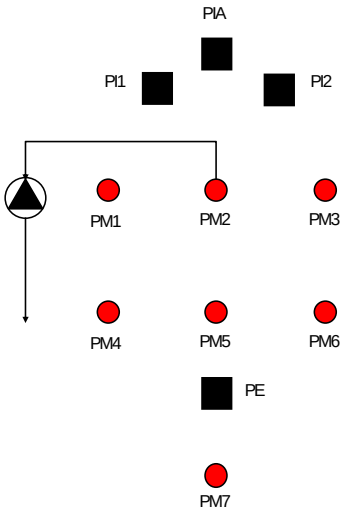


Figura 12-44-Schema della prova

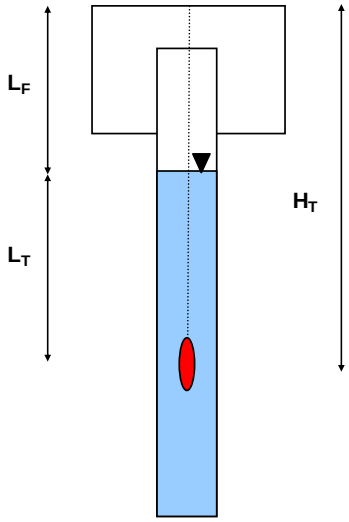


Figura 12-45-Schema del posizionamento dei trasduttori di pressione

Il monitoraggio è stato effettuato utilizzando dei sensori di livello, posizionati stabilmente nei due piezometri di controllo, PM1 e PM5, in modo da ottenere una misura in continuo

(***Figura 12-45***). La prova è stata condotta su un unico gradino, ossia pompando a portata costante ed aspettando la stabilizzazione della depressione. In tal caso l'interpretazione dei dati può essere effettuata seguendo la teoria di Theis.

In Figura 12-46 è possibile osservare la variazione di livello rilevata nel pozzo di emungimento.

Data	Ora	Livello	Portata (L/min)
29-ott-04	14.30	5.725	6.86
29-ott-04	16.23	5.77	6.46
29-ott-04	16.52	5.77	6.4
29-ott-04	17.40	5.778	6.3
29-ott-04	19.14	5.79	6.09

Tabella 12-9-Dati relativi al pozzo di emungimento

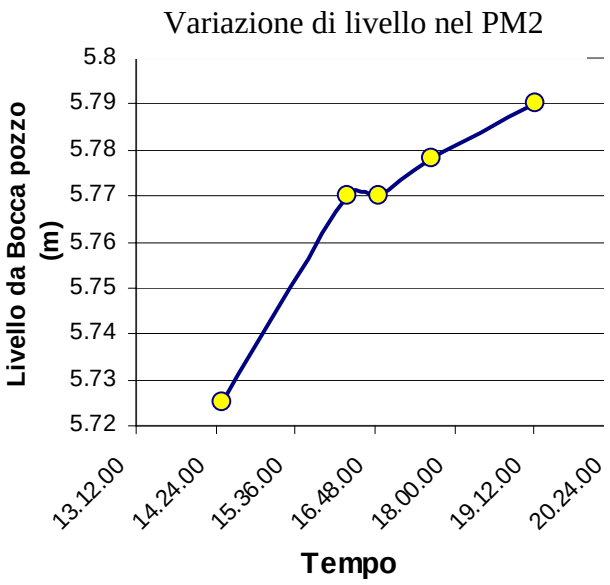


Figura 12-46-Andamento della variazione di livello nel PM2

Le rilevazioni effettuate dai trasduttori di pressione sono riportate in ***Figura 12-47***. Come si può osservare dal grafico è difficile distinguere nettamente i tratti di abbassamento e la curva di risalita.

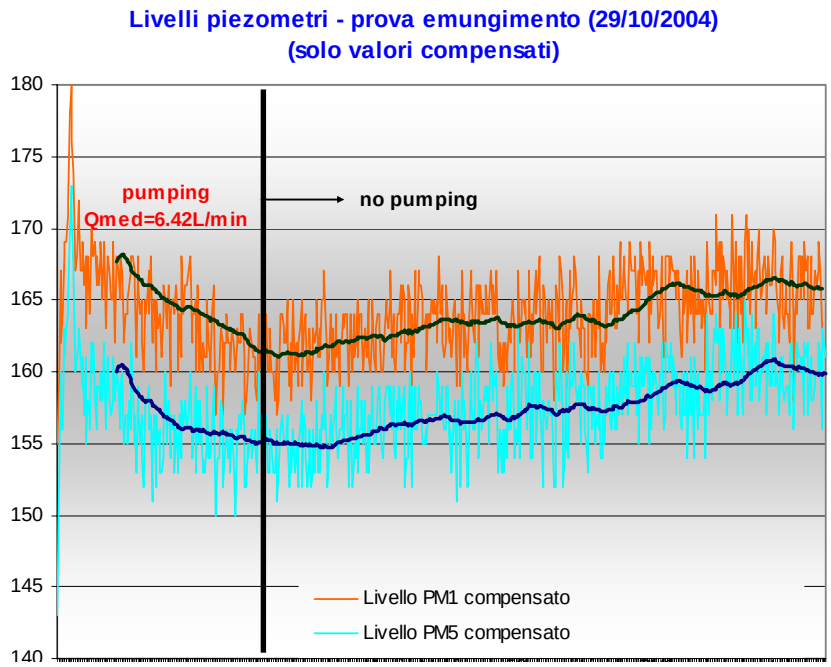


Figura 12-47-Andamento dei livelli nei piezometri PM1 e PM5

La variazione dell'abbassamento nei piezometri monitorati, provocata dall'emungimento è riportata in ***Figura 12-48***.

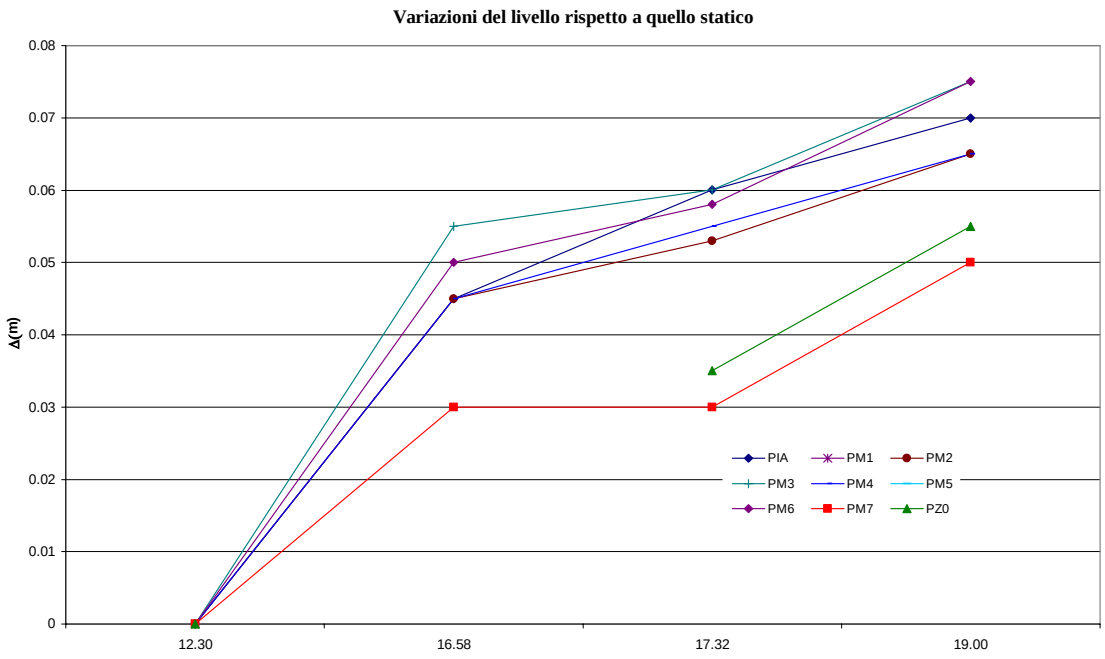


Figura 12-48-Variazione dell'abbassamento del livello piezometrico nei punti,monitorati. Misure rilevate con il freatimetro.

Avendo a disposizione pochi dati, si è scelto di utilizzare il diagramma “depressione - lg tempi” al fine di ottenere una stima grossolana dei seguenti parametri dell’acquifero:

- T = Trasmissività
- S = Coefficiente di immagazzinamento
- K = Permeabilità

Ricostruendo il diagramma “depressione - lg tempi” per tutti i piezometri vicini al pozzo di emungimento sono stati ottenuti i seguenti risultati:

T = 0.0005 m^2/s

S = 0,12

K=1,45 10^{-4} m/s

Il valore di permeabilità ottenuto è vicino a quello misurato con gli Slug - Test.

Il valore del coefficiente di immagazzinamento è relativo a quello di sedimenti costituiti da sabbie grossolane. Infatti, nel caso di un acquifero non confinato, il coefficiente di immagazzinamento coincide con S_γ (***Tabella 12-10***) che rappresenta l’ammontare d’acqua rilasciato per drenaggio gravitativo.

Materiale	Massimo	Minimo	Medio
Argilla	0,05	0	0,02
Sabbie argillose	0,12	0,03	0,07
Limo	0,19	0,03	0,18
Sabbie fini	0,28	0,10	0,21
Sabbie medie	0,32	0,15	0,26
Sabbie grossolane	0,35	0,20	0,27
Sabbie con ghiaie	0,35	0,20	0,25
Ghiaie fini	0,35	0,21	0,25
Ghiaie medie	0,26	0,13	0,23
Ghiaie grossolane	0,26	0,12	0,22

Tabella 12-10- Range di valori del Sg di un acquifero non confinato composto da sedimento sciolti. (Jhonson 1987)

12.2.5 Fase 5: Prova di circuitazione.

La prova di circuitazione è stata effettuata il 30 Ottobre 2004 creando un ricircolo del flusso tra i piezometri PM2 e PM5 e monitorando la variazione dei livelli piezometrici nei piezometri circostanti tramite un freatimetro. Questa prova è stata condotta per vedere se la fenestratura dei pozzi fosse adeguatamente dimensionata e se nei piezometri si creasse un abbassamento congruente con quello stimato nelle simulazioni del test di campo.

Essendo i tre pozzi di iniezione fenestrati per una lunghezza di 1m è sorto il dubbio che tale apertura non fosse sufficiente a convogliare l'acqua ivi iniettata nell'area del test. I piezometri sono fenestrati per 6 m, pertanto creando tra questi un flusso convergente bipolare, è stato possibile paragonare l'abbassamento provocato nei piezometri circostanti con quello che si è creato durante il test pilota.

E' stata emunta una portata di 8,11 l/m dal PM2 ed è stata reiniettata nel PM5. I dati relativi agli abbassamenti nei pozzi e nei piezometri sono riportati in Tabella ***12-11***.

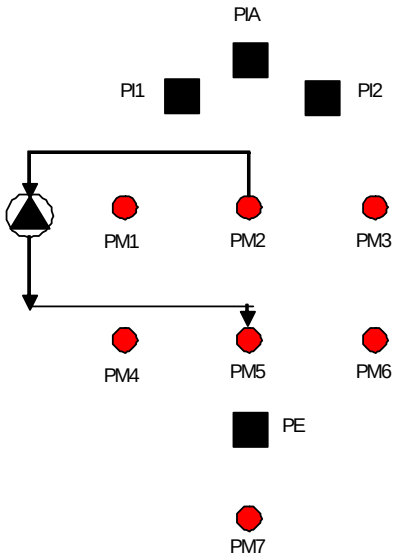


Figura 12-49-Schema dei pozzi e dei piezometri su cui è stato condotto il Test di circuitazione.La portata emunta dal PM2 è di 8 l/min.

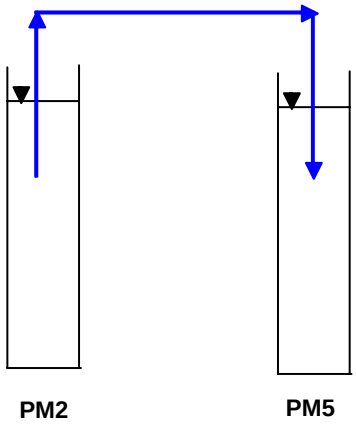


Figura 12-50-Schema della modalità di esecuzione del test.

data	PIA	PI1	PI2	PE	PM1	PM3	PM4	PM6	PM7	PZ0
30/10/2004 11.18	5.615	5.66	5.303	5.685	5.69	5.632	5.718	5.68	5.735	5.47
30/10/2004 13.00	5.64	6.68	5.375	5.7	5.7	5.64	5.69	5.65	5.73	5.45
30/10/2004 15.35	5.64	5.688	5.45	5.69	5.692	5.635	5.685	5.64	5.725	5.445
30/10/2004 17.11	5.638	5.683	5.44	5.69	5.69	5.635	5.682	5.64	5.72	5.44
31/10/2004 10.38	5.62	5.67	5.58	5.68	5.672	5.62	5.685	5.62	5.71	5.44
Abbassamenti	-0.005	-0.01	-0.277	0.005	0.00	0.012	0.033	0.06	0.025	0.03

Tabella 12-11-Valori dei livelli piezometrici durante la prova di circuitazione. Le misure sono relative alla distanza tra il livello di boccapozzo ed il p.c. (in metri).

Come si può osservare dai dati ci sono stati abbassamenti nei piezometri che si trovano a monte del PM2, da cui è stata emunta l'acqua, mentre negli altri piezometri si è verificato un innalzamento del livello. Dall'analisi dell'entità degli innalzamenti emerge tuttavia una probabile non omogeneità del mezzo poroso saturo che si accompagna ad una resistenza accertata al drenaggio in prossimità del PE.

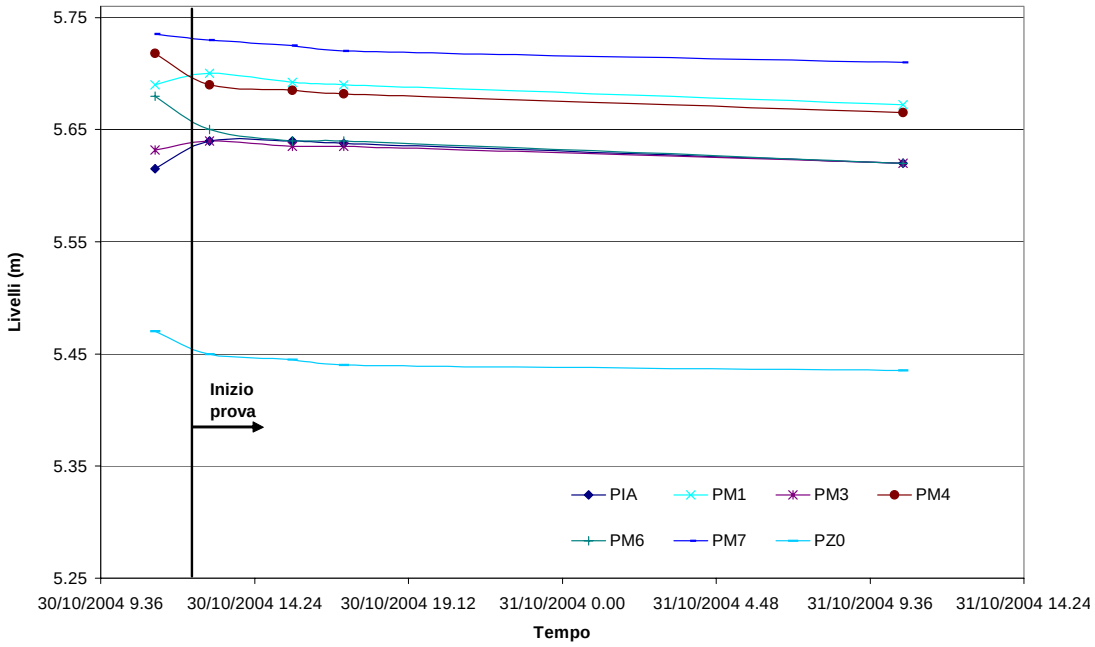


Figura 12-51-Andamento dei livelli piezometrici durante la prova.

Nelle successive figure (Figura 12-52; ***Figura 12-53***) è riportato l'andamento delle variazioni di livello nei piezometri direttamente interessati dal sistema di circolazione

indotta.

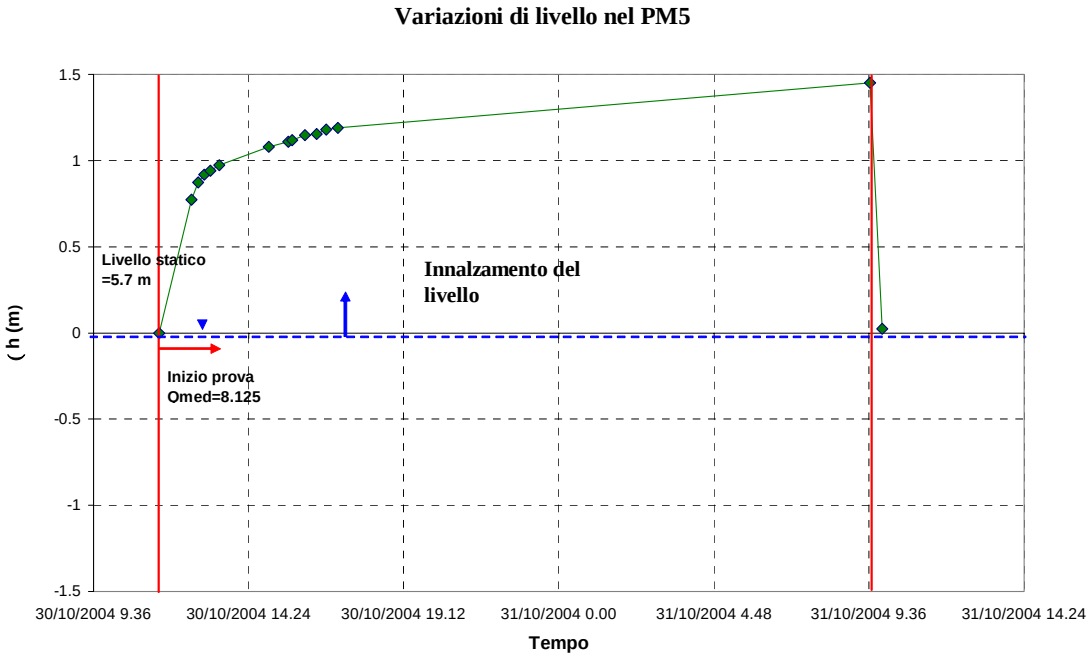


Figura 12-52-Variazioni del livello piezometrico rispetto al livello statico nel PM5.

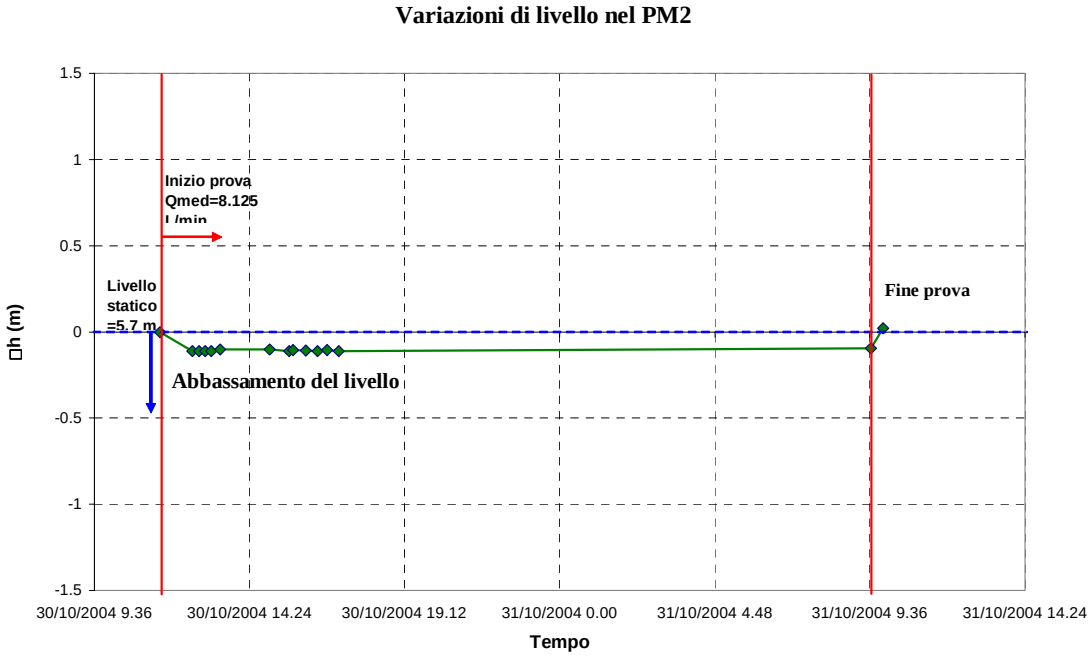


Figura 12-53-Andamento del livello piezometrico nel PM2.

E’ interessante notare che il raggiungimento di una condizione di equilibrio dinamico è molto più rapido nel piezometro di emungimento (PM2). Tale comportamento può ragionevolmente essere attribuito alla modalità con la quale viene indotta la variazione di carico idraulico, che nel PM5 viene smaltita per gravità.