

Monitoraggio delle acque sotterranee in aree industriali

Estratto dal Convegno “Esperto nella gestione dei siti contaminati”, 2005

Presentazione a cura di L. Alberti, V. Francani, P. Gattinoni, S. Lombi, P. Trefiletti

Presentazione divisa in due parti

PARTE I

Convegno *"Esperto nella gestione di Siti Contaminati"*

Il monitoraggio delle acque sotterranee delle aree industriali



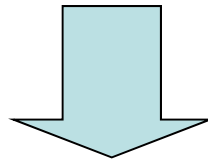
Luca Alberti Vincenzo Francani Paola Gattinoni Silvia Lombi Patrizia Trefiletti



Politecnico di Milano

OBIETTIVO

L'analisi di vari casi reali ha evidenziato che la mancata conoscenza di alcuni elementi fondamentali del sottosuolo può comportare errori di interpretazione dei processi d'inquinamento, nonché gravi inconvenienti nel sistema di monitoraggio e nel dimensionamento delle opere di bonifica/salvaguardia.



**E' NECESSARIO METTERE IN LUCE GLI
INCONVENIENTI CHE SI MANIFESTANO QUANDO NON
SI TENGA CONTO DI ALCUNE PARTICOLARI
STRUTTURE GEOLOGICHE, TALORA TRASCURATE
NEGLI STUDI APPLICATIVI A CAUSA DELLA
COMPLESSITÀ' DEL SISTEMA.**

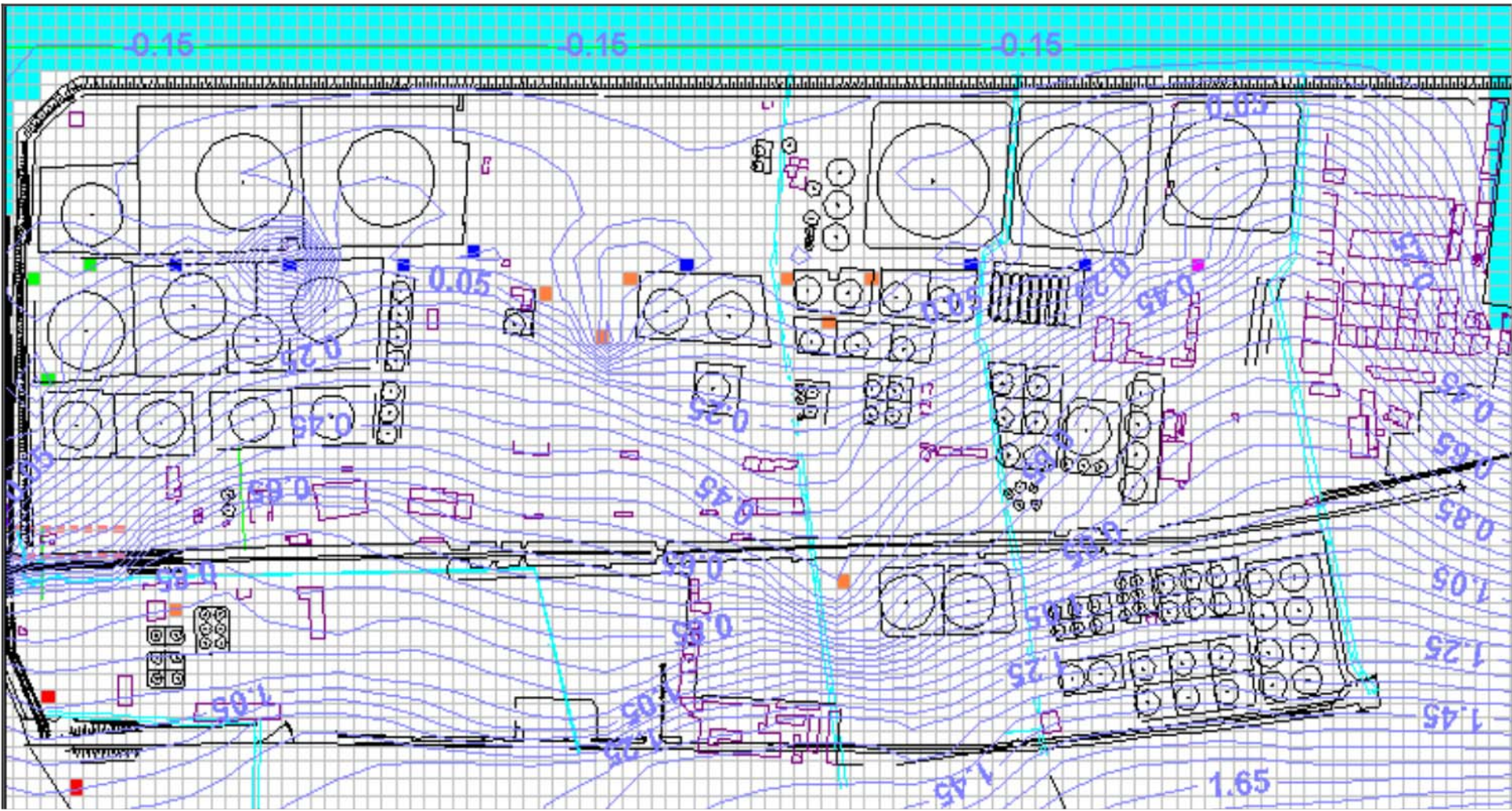
Procedure fondamentali

La predisposizione dei punti di monitoraggio viene a valle di una serie di adempimenti che portino a una buona conoscenza:

- a) Del modello concettuale degli inquinamenti in atto e del modello fisico del sottosuolo
- b) Della ripartizione dei flussi idrici sotterranei e dei parametri chimico-fisici degli inquinanti esistenti
- c) Dei valori di fondo dei contaminanti presenti.

Per tale motivo sono indispensabili:

- a) La cartografia idrogeologica locale, con il posizionamento di tutti i punti d'acqua che possono essere oggetto di inquinamento
- b) La costruzione di modelli anche approssimativi del flusso idrico sotterraneo e del trasporto dei contaminanti che giustificano la distribuzione delle concentrazioni delle sostanze sotto controllo



Principi delle reti di monitoraggio

Sono costruite secondo due criteri essenziali:

Reti di monitoraggio **statico**

Reti di monitoraggio **dinamico**

Monitoraggio statico

Si stabilisce una rete di piezometri disposti in modo da garantire omogeneità di distribuzione e distanza reciproca ottimale per l'identificazione di inquinamenti diffusi, concentrati o strutturati in pennacchi

Monitoraggio statico

la rete di monitoraggio deve soddisfare requisiti minimi di omogeneità rispetto alla complessità della struttura geologica del dominio di studio. L'UE (Grath et al., 2001) definisce un indice rappresentativo dell'omogeneità della rete di rilevamento R_U :

$$R_U = \frac{37.7}{dist_{ave} \sqrt{k / Area}} [\%]$$

k è il numero di punti di osservazione, $dist_{ave}$ la media delle distanze minime tra un qualsiasi punto del dominio e il più vicino punto di misura. Una rete di rilevamento può essere considerata omogenea per **$R_U \geq 80\%$** .

Criterio per la distanza massima fra piezometri :Triangolazione di Delaunay

Regola : il vertice opposto di un triangolo adiacente non deve mai essere contenuto nel cerchio circoscritto a ciascun triangolo della rete

Fattore di forma di ogni punto di monitoraggio:

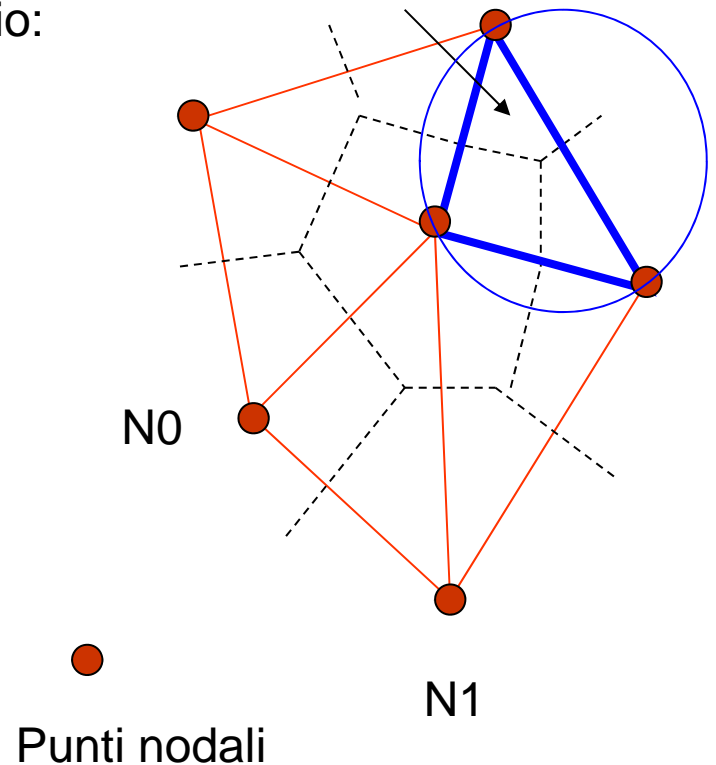
$$SF = \left| \frac{EC_{N_0} - C_{N_0}}{\text{Max}(EC_{N_0}, C_{N_0})} \right|$$

Dove

EC_{N_0} è la concentrazione stimata

C_{N_0} è la concentrazione misurata

Triangolo di Delaunay



Il fattore di forma SF varia da 0 a 1.

Un SF di 0 significa che la concentrazione in un punto può essere stimata con esattezza dai punti circostanti.

Un SF >0 indica errori di stima, quindi punti con un SF grande non possono essere eliminati da una rete di monitoraggio

La concentrazione stimata è calcolata come media pesata dell'inverso della distanza delle concentrazioni dei punti vicini

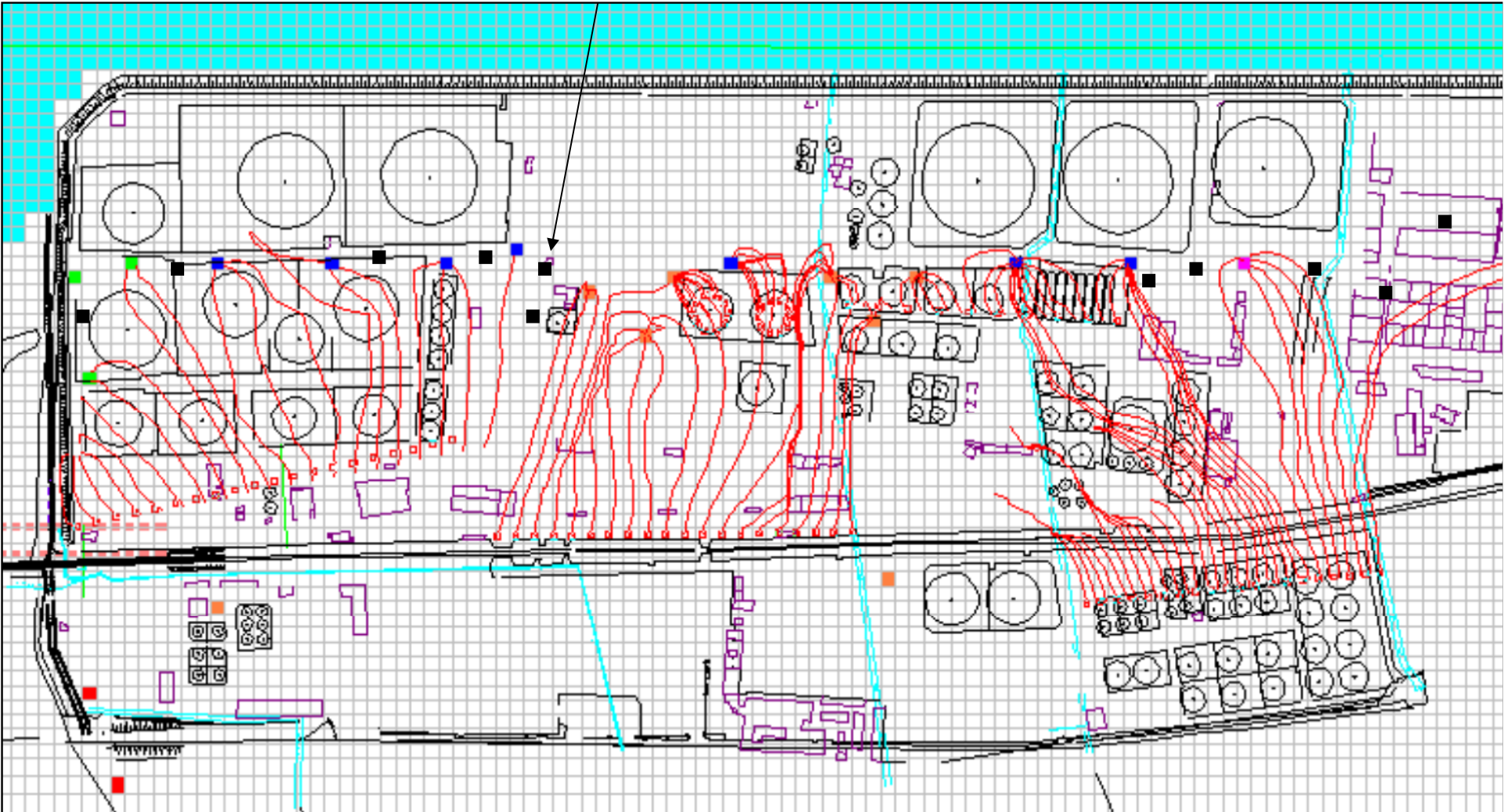
$$EC_{N_0} = \frac{\sum_{i=1}^n \left(C_{N_i} \cdot \frac{1}{d_{0i}} \right)}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{d_{0i}}}$$

n è il numero di punti vicini

C_{N_j} è la concentrazione misurata al nodo N_j in scala logaritmica

d_{0i} è la distanza tra il punto N_0 ed N_i

Piezometri di monitoraggio statico

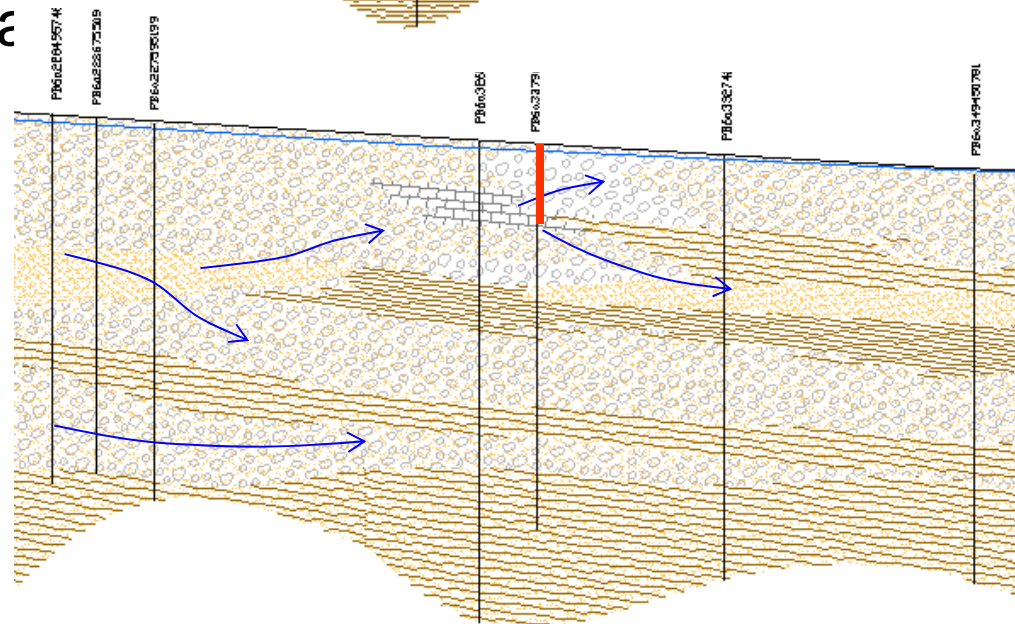
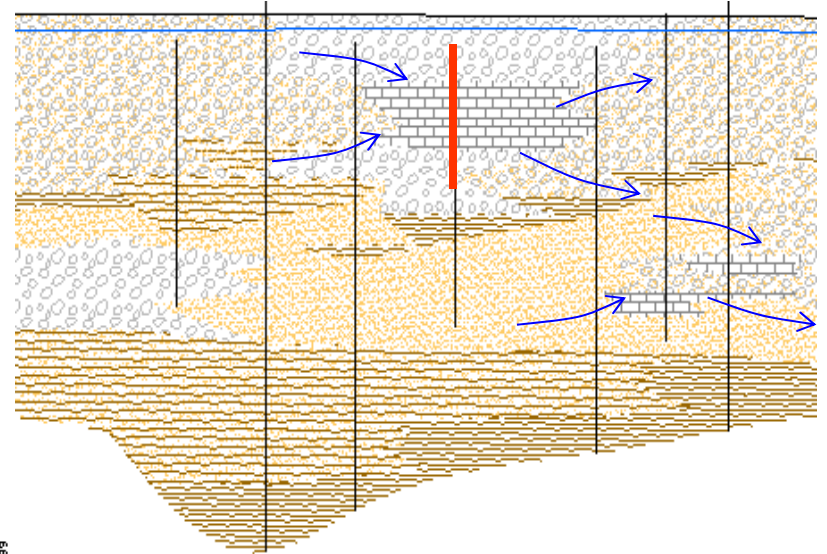




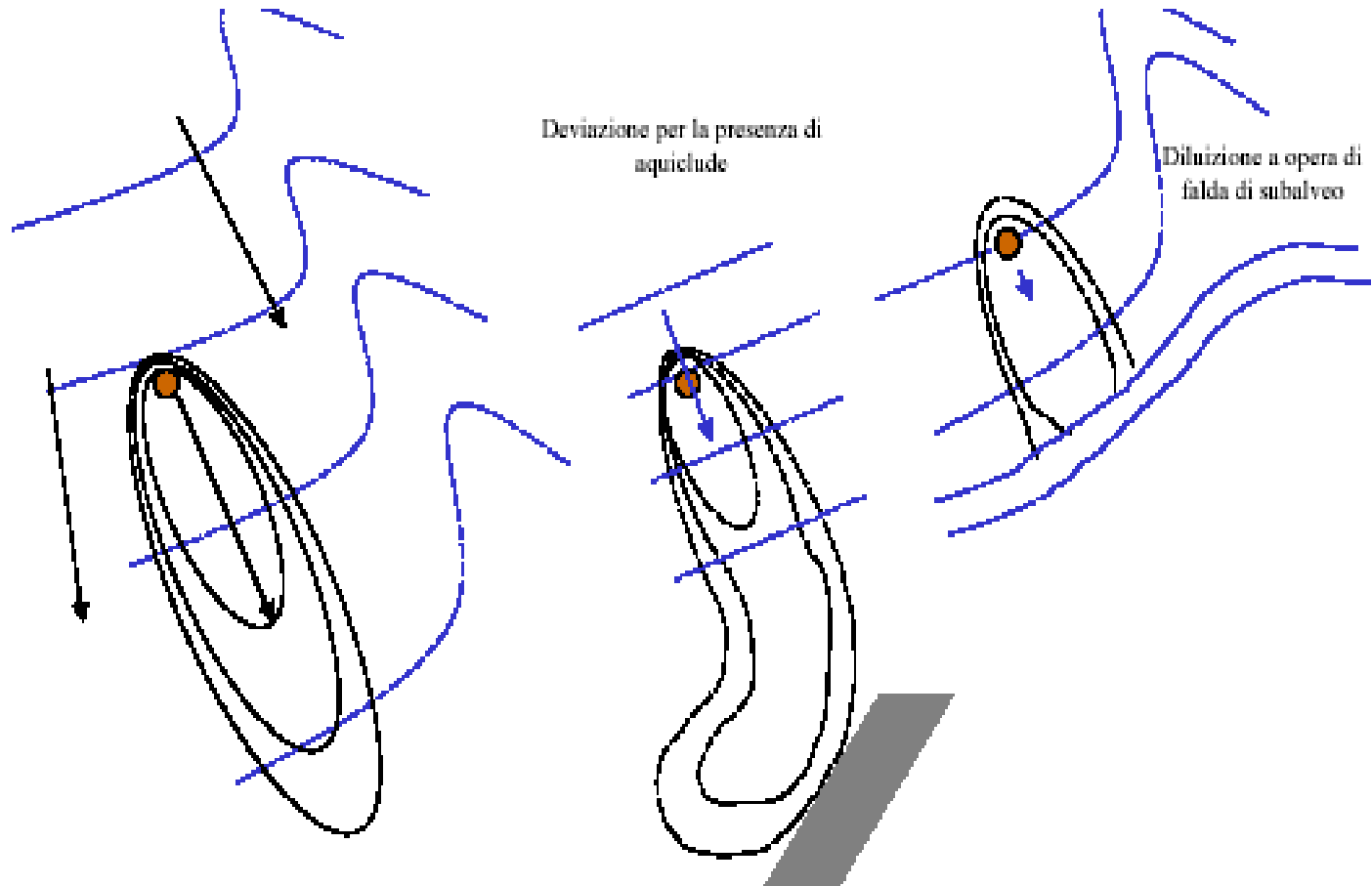
INFLUENZA DELL'ETEROGENEITA'

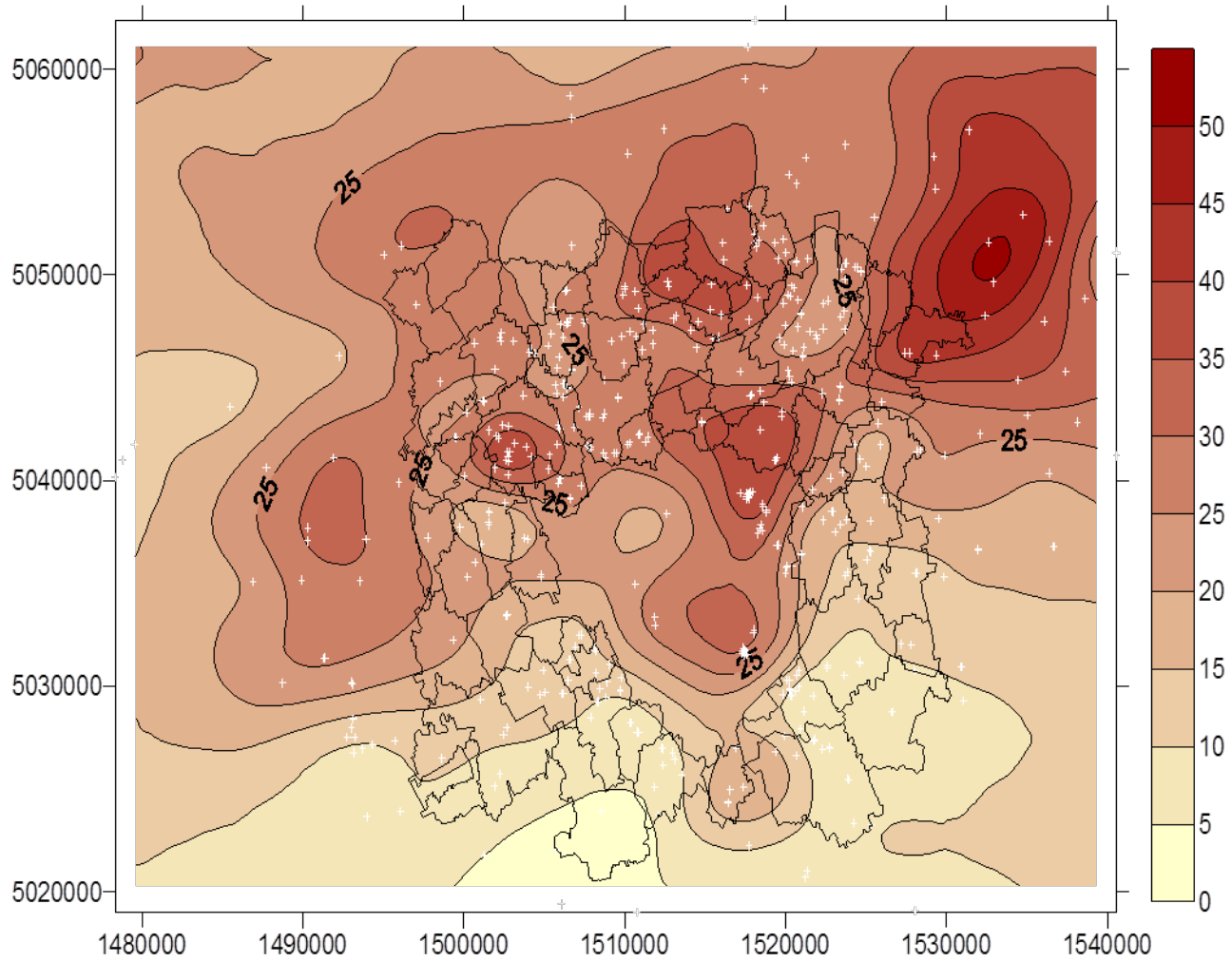
La presenza di eterogeneità nel sottosuolo, determina l'afflusso di contaminanti verso le porzioni dell'acquifero dotate di maggiore trasmissività.

La posizione dei filtri nei piezometri deve quindi tener conto, anche nel caso di acquifero monostrato, di questa particolarità, predisponendo campionamenti idonei a restituire la reale distribuzione dei contaminanti.

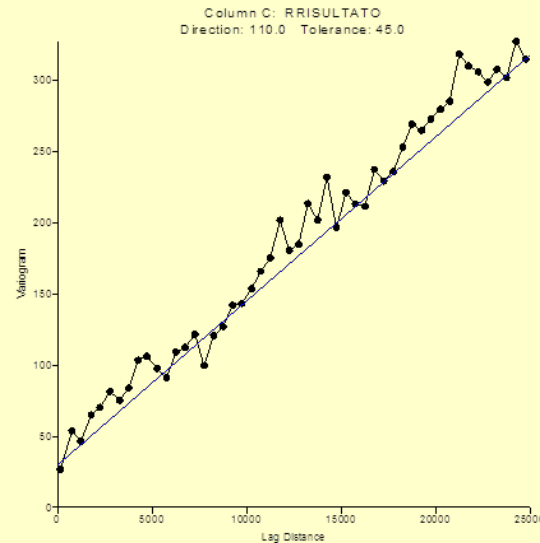


Effetti analoghi si manifestano in presenza di livelli impermeabili (quali ad esempio aquiclude), che impedendo il deflusso in direzione ortogonale alla loro superficie, finiscono con il determinare una orientazione del flusso (e quindi della propagazione dei contaminanti) pressoché coincidente con il livello impermeabile stesso .



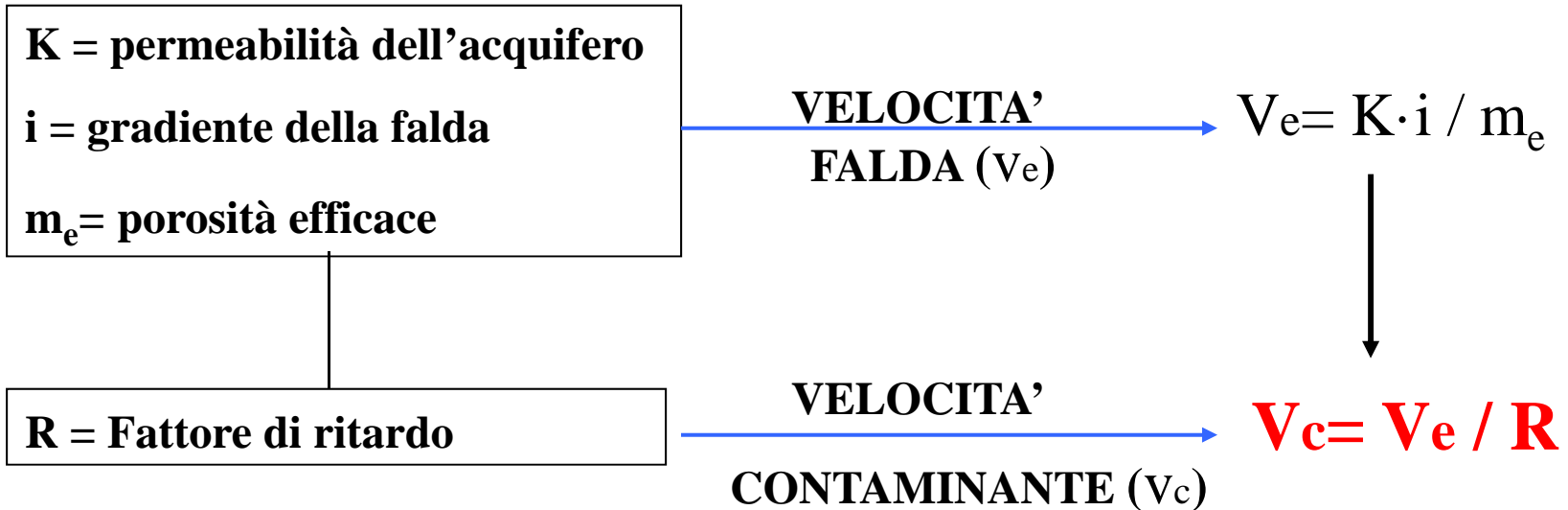


Qualora sia presente nella falda acquifera un plume di contaminazione, questo può essere identificato attraverso l'analisi variografica della struttura spaziale delle concentrazioni. Nella figura è riportato l'andamento della variogramma della concentrazione dei nitrati nell'acquifero di Milano, orientato nella direzione di deflusso della falda; è evidente la presenza di una buona correlazione spaziale tra i dati, dovuta all'esteso stato di contaminazione dell'acquifero che da origine a plumes ben sviluppati nella direzione di flusso



Variogramma rappresentativo della struttura spaziale della concentrazione di nitrati nelle acque dell'acquifero milanese.

Velocità di un contaminante in falda



$$R \frac{\delta C}{\delta t} = \nabla(D \nabla C) - \nabla(vC) + \frac{C' q'}{n} - \lambda \left(C + \frac{\rho_b C_s}{n} \right)$$

Equazione advettivo-dispersiva

INQUINAMENTI CONCENTRATI

Nelle aree industriali, non tutte le contaminazioni risultano strutturate in “plumes”. Frequentemente, per motivi connessi con la lentezza del moto delle acque sotterranee, o per la scarsa permeabilità dei terreni o per il basso gradiente idraulico o, più spesso, per l'elevato fattore di ritardo dei contaminanti, i pennacchi non si possono formare.

In questi casi, si ha la tendenza degli inquinanti a espandersi verso il basso.

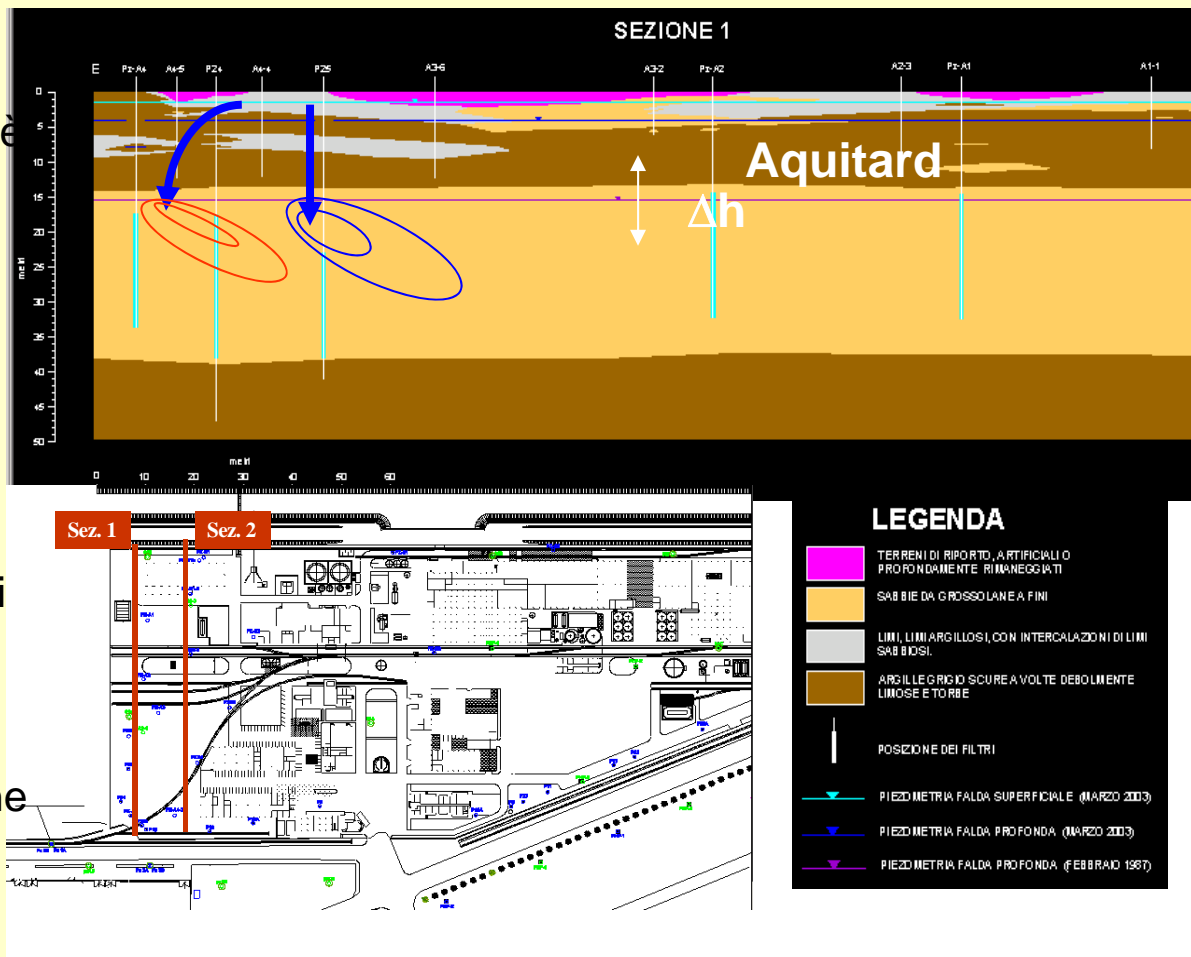
In terreni eterogenei, dove un aquitard separa due falde, è possibile il passaggio di contaminanti attraverso le vie di maggiore permeabilità dell'aquitard, in punti localizzati.

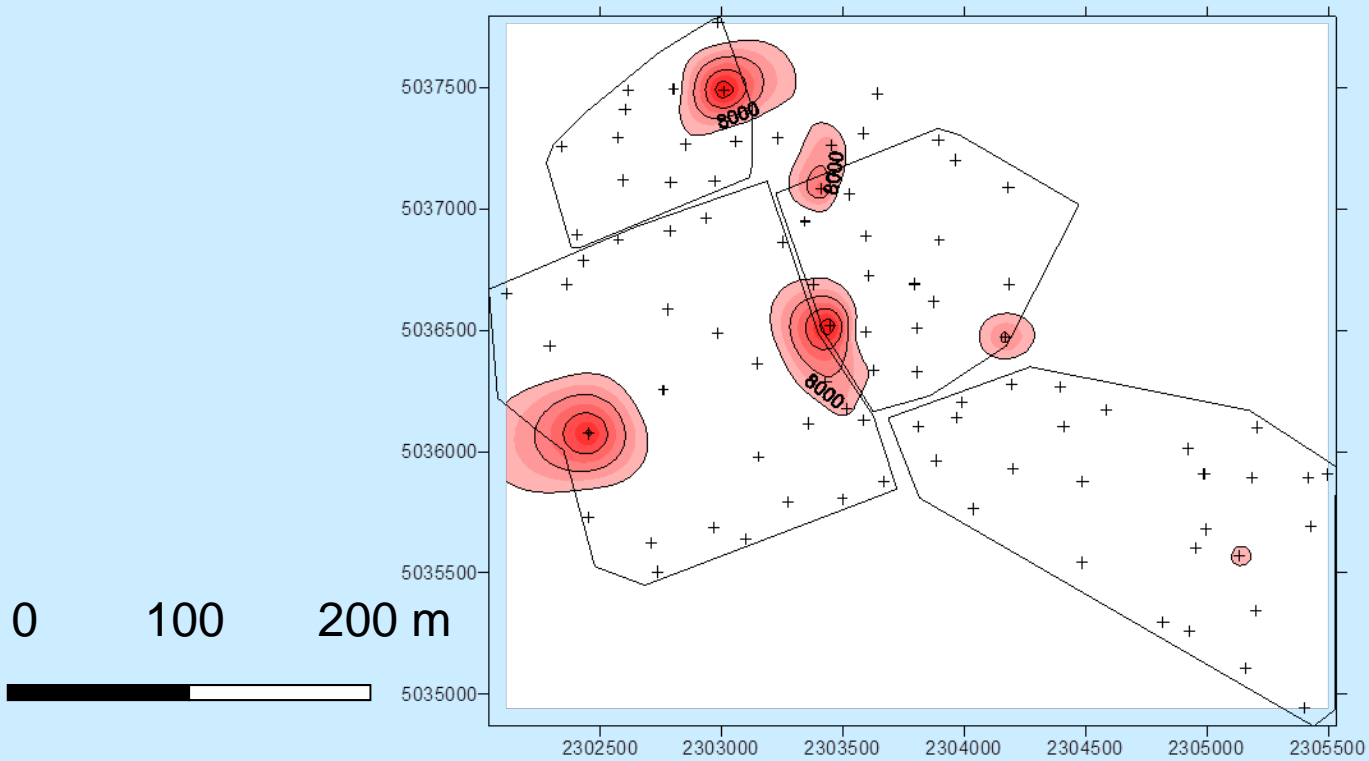
L'entità della drenanza è ricavabile dalla relazione:

$$D = kA(\Delta h)/b$$

in cui A è la superficie della depressione piezometrica della II falda e Δh il dislivello piezometrico medio. Nei punti di contatto con l'acquifero sottostante, hanno origine modesti nuclei di contaminazione tra loro separati, di localizzazione molto

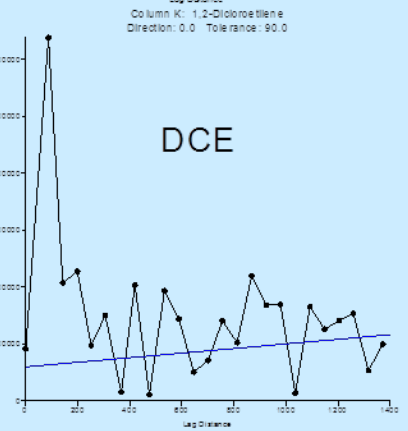
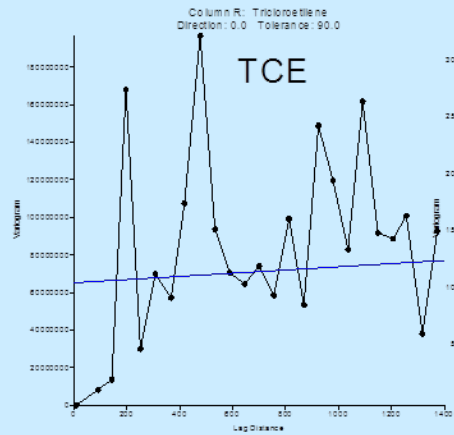
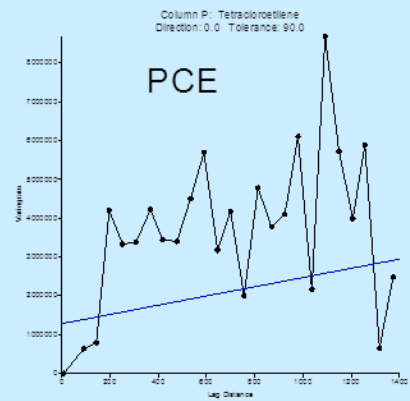
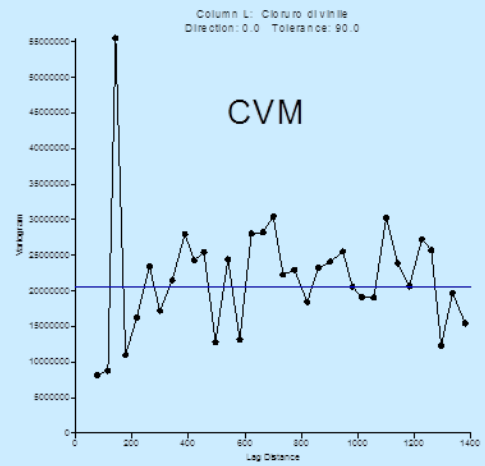
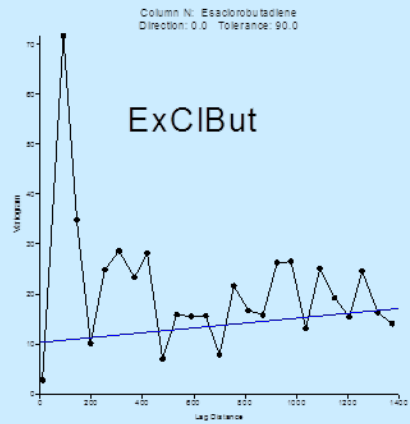
(inquin. concentrati)



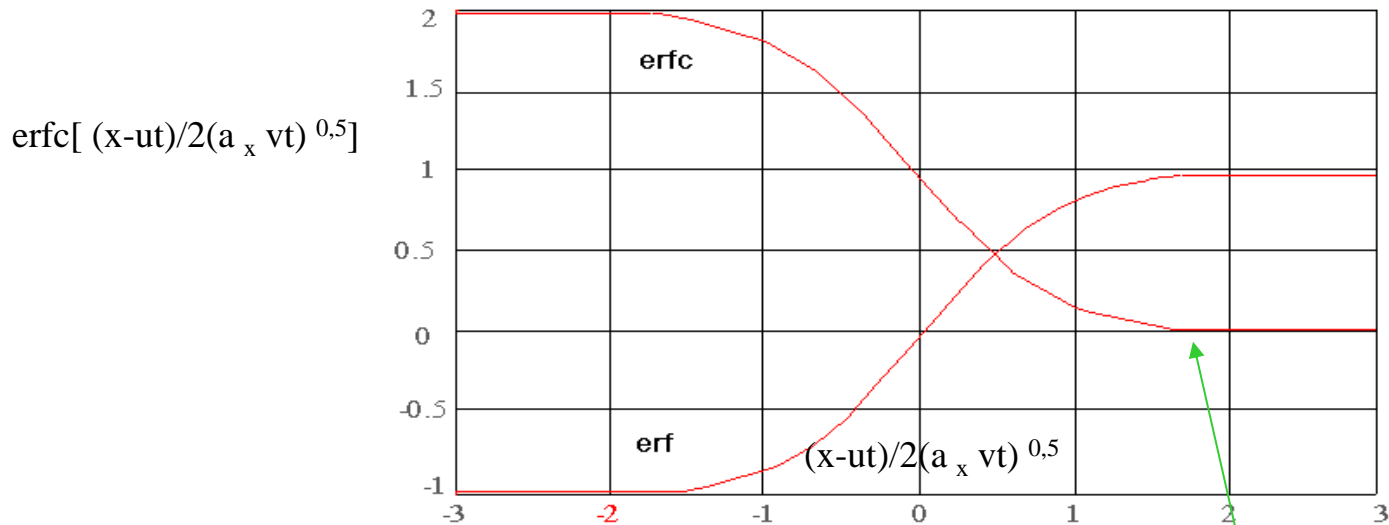


$$C(x,t) = \left(\frac{C_0}{2} \right) \operatorname{erfc} \left[\frac{(x-vt)}{2(\alpha_x vt)^{1/2}} \right] \longrightarrow C=0 \text{ già con } x \text{ molto piccolo}$$

Possiamo avere inquinamenti concentrati anche dove il moto del contaminante è molto lento



Relazione di Ogata& Banks: nella figura sono rappresentate in ordinate i valori delle funzioni erfc e erf, assunti per gli argomenti delle funzioni riportati in ascisse



$$C(x,t) = \left(\frac{C_0}{2} \right) erfc \left[\frac{(x-vt)}{2(\alpha_x vt)^{1/2}} \right]$$

Nel caso in cui x sia molto superiore a vt (quando x è molto grande o v molto ridotta) abbiamo $C = 0$ già a piccola distanza dalla sorgente (x prossimo a zero)

$$R = 1 + (\rho / m_e) K_d$$

IDROGEOLOGIA

ρ = densità dell'acquifero

m_e = porosità efficace

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$$

TERRENI

f_{oc} = contenuto di
sostanza organica

SOSTANZA

K_{oc} : Coeff ripartizione del
carbonio organico

LIPOFILIA *SOLUBILITA'*

$$K_{oc} = 0,41 \cdot K_{ow}$$

K_{ow} :: Coeff partizione
Ottanolo-Acqua

$$K_d = \delta C_s / \delta C_w$$

**Analoga condizione si sviluppa
quando gli inquinanti hanno un
fattore di ritardo elevato (es.
superiore a 10)**

Ammine **Diamminotoluene** 1,16 anilina 1,28, o.toluidina 1,73, p.toluidina 1,85

BTEX **Benzene** 4,23, etilbenzene 9,08, toluene 10,76, xilene 21,40

Fenoli **Fenolo** 2,45, clorofenolo 31,86, pentaclorofenolo 76,74

Solventi clorurati 1,2 Dicloroetano 2,19, Triclorometano(clorof.)4,71, 1,1,3-Tricloroetano 5,78, **Tricloretilene**6,49, 1,1,2,2-Tetracloroetano 10,99, Tetracloroetilene 18,77; Tetraclorometano 19,96

Clorobenzeni **Clorobenzene** 11,71, Diclorobenzene 16,47, 1,3,5-Triclorobenzene 48,80, 1,2,3,4 -Tetraclorobenzene 86,00

IPA **Naftalene** 47,75 Fluorene 426,94 Fenantrene 447,08 Antracene 1348,08 Pirene 3886,18

PCB **Bifenile** 121,02 , ,3-Clorobifenile (PCB-2) 3-5-Diclorobifenile(PCB-14) 1696,92 Aroclor-1016 4261,12 Aroclor-1260 223573,78

Diossine 2,3,7,8 **TCDD** 388525,97 , 2,3,7,8 TCDF 118088,19

Valori esemplificativi di R per terreni sabbioso-limosi

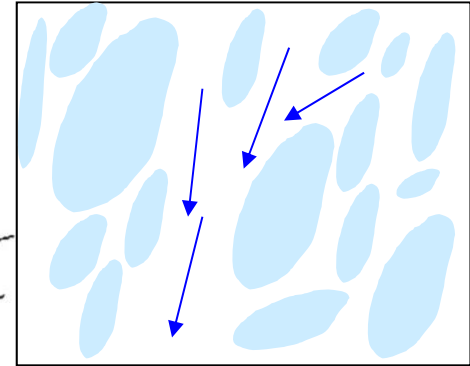
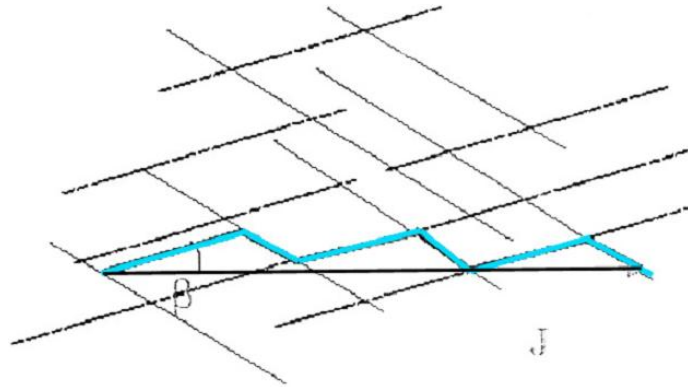
Influenza dell'anisotropia



Uno dei maggiori problemi del monitoraggio di pozzi, risulta il fatto che in alcune circostanze le vie percorse dagli inquinanti non seguono tragitti ortogonali alle superfici equipotenziali, per la presenza di uno stato di anisotropia dell'acquifero molto marcato.

I deflussi risultano condizionati dalla distribuzione della permeabilità e dalla sua direzione preferenziale:

- acquiferi in roccia



- nei depositi alluvionali, ad esempio in presenza di paleoalvei più permeabili e trasmissivi rispetto alla parte rimanente dell'acquifero
- in presenza di strutture meno permeabili all'interno dell'ammasso alluvionale, quali ad esempio depositi lacustri o fluvio-glaciali o glaciali

È evidente che in questi casi, che si presentano sia nei depositi alluvionali pseudostratificati, sia nelle rocce stratificate e fratturate (ma soprattutto in queste ultime) il senso nel quale si muove l'acqua non può essere sempre coincidente con quello della cadente piezometrica, come avviene nei mezzi omogenei.

Quando il mezzo presenta una spiccata permeabilità in una certa direzione, il flusso sarà fortemente condizionato da questa anisotropia, e tenderà a disporsi in modo da favorire il trasferimento di massa secondo tale direzione.

Granite exposed in the Black Hills, SD has low permeability



Per valutare quantitativamente il fenomeno conviene definire il **rapporto di anisotropia K_r** :

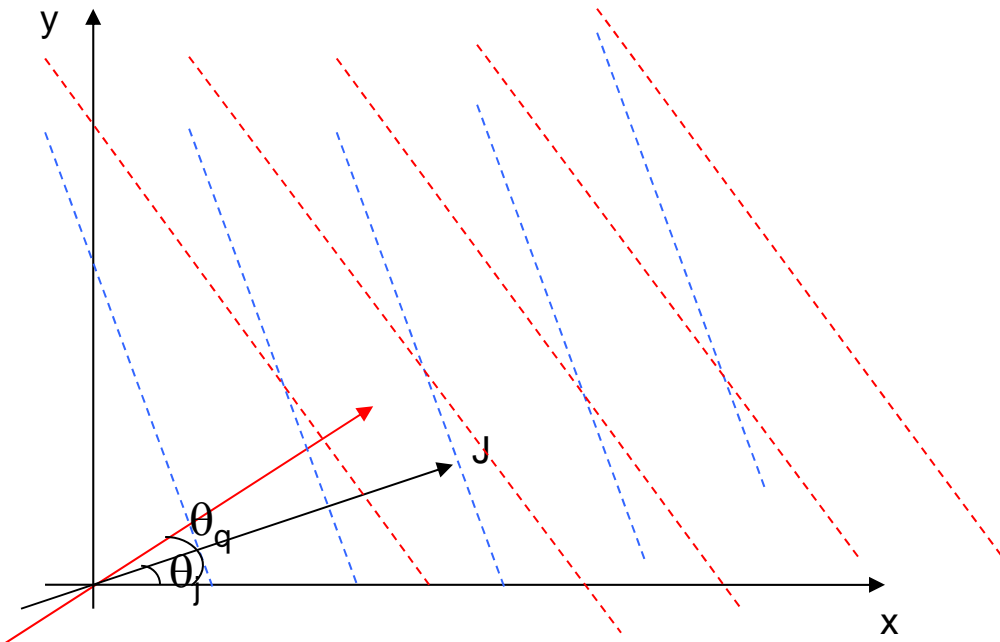
$$K_r = K_y/K_x$$

che indica il rapporto fra le permeabilità nelle due direzioni più significative, ottenute disponendo il sistema di riferimento cartesiano in modo che la direzione y corrisponda con quella di massima permeabilità e la x con quella di minima.

Direzione delle linee di flusso nel mezzo anisotropo:

$$\theta_q = \arctg(K_r \operatorname{tg} \theta_j)$$

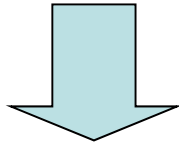
La velocità della falda è data dal prodotto della componente della cadente secondo la direzione prescelta con la permeabilità nel medesimo senso.



ESEMPIO

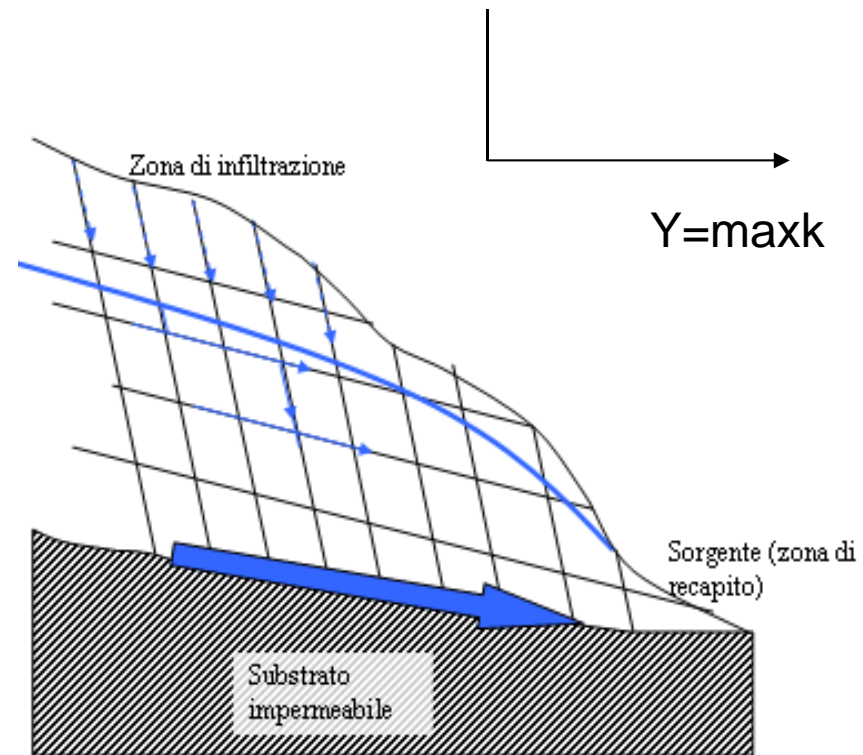
La freccia rossa indica la reale direzione di deflusso generata dal gradiente J in un mezzo anisotropo, caratterizzato da $K_y = 2K_x$.

In presenza di un livello impermeabile il valore di K_r diventa molto alto $\Rightarrow \theta_q$ risulta prossimo a $\pi/2$, cioè ortogonale all'asse di minima permeabilità e parallelo a quello di massima



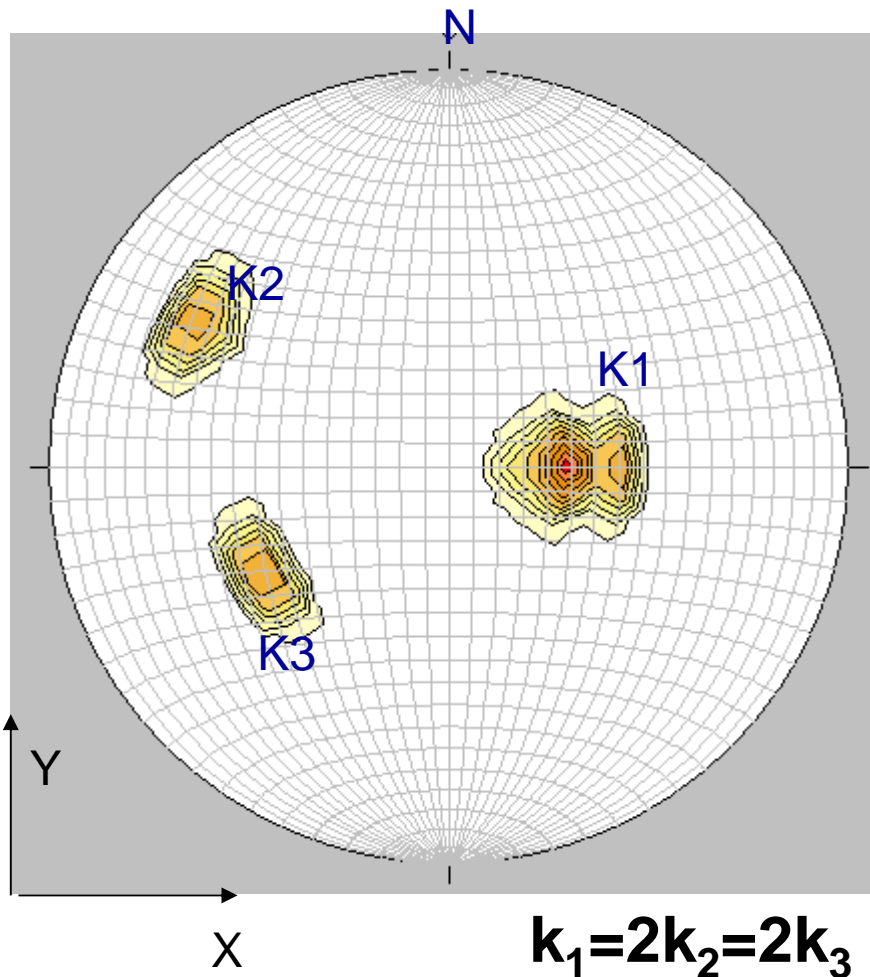
La direzione preferenziale di flusso risulta completamente diretta nel senso dell'asse y (in sostanza sarà parallelo al limite, al substrato impermeabile o comunque di bassa permeabilità), in quanto nel suo moto "a gradini", la falda si sposterà preferenzialmente lungo le discontinuità disposte secondo questo orientamento.

$$\theta_q = \arctg(K_r \operatorname{tg} \theta_j)$$





Il rilevamento geologico è rivolto alla cartografia delle zone di maggiore permeabilità, generalmente faglie o livelli grossolani poco cementati, e alla ricostruzione delle loro combinazioni per la determinazione della direzione di deflusso preferenziale. A tal fine utilizza i diagrammi strutturali...



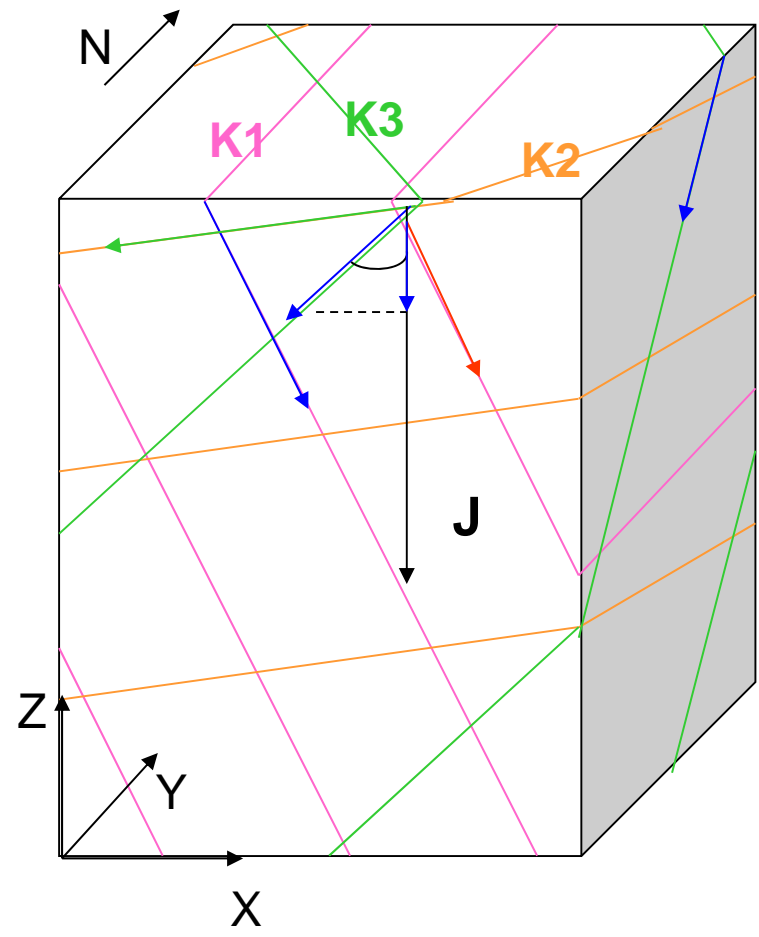
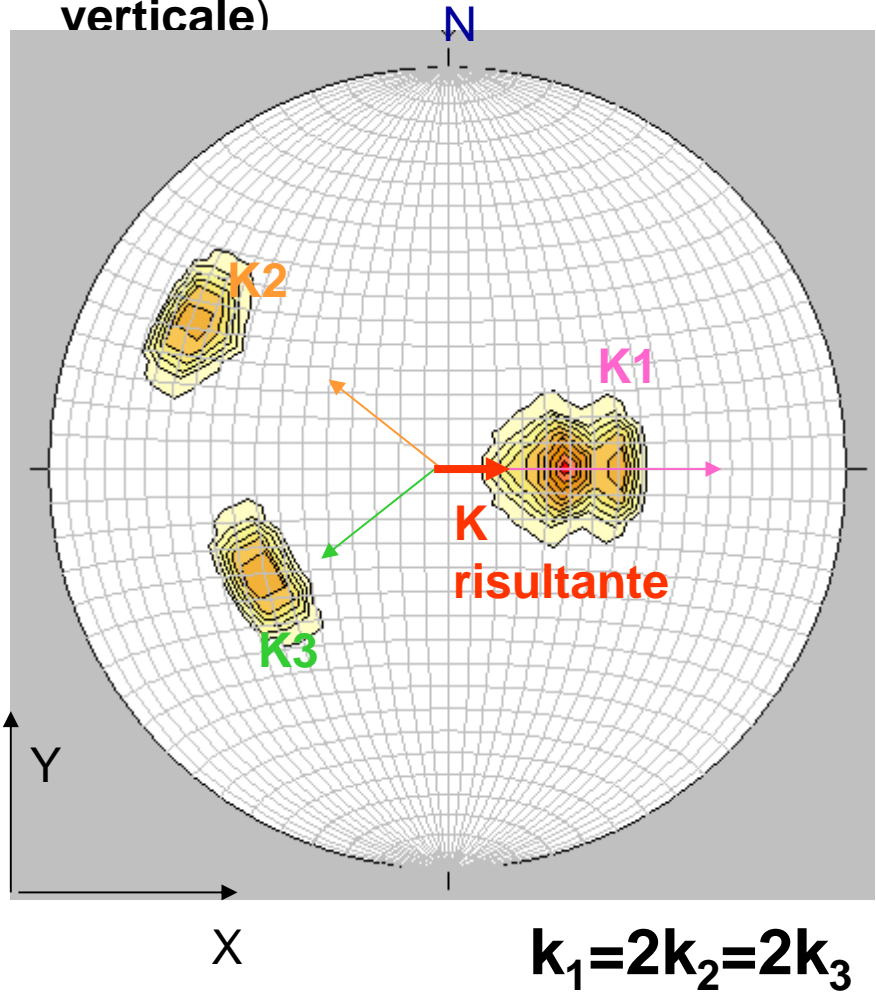
$$k_i = \frac{[e_i^3 g f_i]}{12\nu}$$

Sul diagramma strutturale è possibile rappresentare in modo sintetico l'informazione tridimensionale circa la giacitura del vettore permeabilità e, per esempio attraverso una scala cromatica, anche il suo modulo.



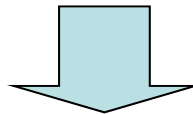
Nel non saturo, il moto è governato dalla gravità; il gradiente è quindi verticale; l'acqua tende a infiltrarsi in profondità seguendo l'immersione delle superfici di discontinuità caratterizzate da maggiore permeabilità.

Sul diagramma strutturale, le direzioni di moto dell'acqua durante la fase di percolazione coincidono quindi con i vettori permeabilità stessi \Rightarrow somma della componente efficace dei vettori (Σ del **prodotto dei vettori per il coseno con la verticale**)



DEFINIZIONE DELLE RETI DI MONITORAGGIO IN MEZZI FESSURATI

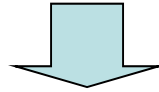
- Ricostruzione del sistema fessurativo, delle faglie e delle principali discontinuità (in particolare delle zone di frattura, costituite dagli ammassi rocciosi a maggior grado di fratturazione), delle permeabilità equivalenti dell'ammasso roccioso e dei limiti impermeabili
- Identificazione delle aree di alimentazione e delle loro caratteristiche idrogeologiche
- Identificazione dei livelli acquiferi, della loro profondità e della loro struttura geologica. Ogni livello acquifero deve essere caratterizzato nelle sue diverse parti (distinguendo zone di alimentazione, dalla superficie o da scambi con gli altri acquiferi, deflusso e sbocco, limiti con gli altri corpi acquiferi);
- Ricostruzione della depressione piezometrica indotta dai pozzi nei diversi acquiferi e, per le sorgenti, del bacino di alimentazione mediante ricostruzione della piezometria



MODELLI A SCALA REGIONALE E DI DETTAGLIO

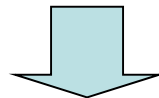
Esempio applicativo

1. Ricostruzione dell'assetto idrogeologico a scala di bacino

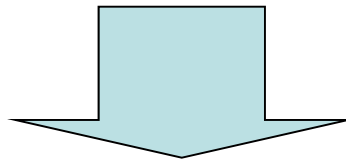


INDIVIDUARE LE ZONE DI ALIMENTAZIONE E DI RECAPITO DELLA FALDA E QUINDI LE CONDIZIONI IDRAULICHE AL CONTORNO

2. Rilevamento geologico-strutturale e geomeccanico di dettaglio in corrispondenza dell'area di studio



STIMARE IL MODULO E LA DIREZIONE DEI VETTORI CONDUCEBILITÀ IDRAULICA



MODELLAZIONE DELLA BARRIERA IDRAULICA TENENDO CONTO DI ETEROGENEITÀ E ANISOTROPIE

