

SCUOLA DI SCIENZE

Corso di Laurea Magistrale in Geologia e Territorio

Dipartimento di Scienze Biologiche, Geologiche ed Ambientali

Tesi di Laurea Magistrale

Modellazione numerica per la valutazione di un
progetto di bonifica di un acquifero contaminato
da Cromo esavalente (parte del Sito di Interesse
Nazionale "Brescia-Caffaro")

Candidato:
Carlotta Leoncini

Relatore:
Dott.ssa Maria Filippini

Correlatore:
Dott. Geol. Claudio Leoncini

Indice

Riassunto	1
1 Introduzione	2
2 Normativa di riferimento	4
3 Inquadramenti	5
3.1 Il SIN Brescia-Caffaro	5
3.2 Inquadramento geografico	6
3.3 Inquadramento geomorfologico e geologico	8
3.4 Inquadramento idrografico e idrogeologico	11
3.5 Storia del sito e della contaminazione	14
3.5.1 Caratterizzazione dell'inquinante	15
3.5.2 Limiti di concentrazione	17
3.5.3 Messa In Sicurezza d'Emergenza	17
3.5.4 Caratterizzazione del sito	18
3.5.5 Bonifica	20
4 Metodi	24
4.1 Stima dei parametri dell'acquifero tramite <i>slug test</i>	24
4.2 Interpolazione dei dati piezometrici e di concentrazione del contaminante	28
4.3 La modellazione numerica delle acque sotterranee	33
4.3.1 Descrizione del codice numerico <i>MODFLOW</i>	34
4.3.2 Descrizione del <i>software PEST</i>	37
5 Presentazione ed elaborazione dei dati raccolti	43
5.1 Analisi degli <i>slug test</i>	43
5.2 Interpolazione dei dati piezometrici e di concentrazione	46
5.3 Modellazione numerica	57
5.3.1 Implementazione del modello	57
5.3.1.1 Discretizzazione spaziale del dominio	57
5.3.1.2 Condizioni al contorno	58
5.3.1.3 Pozzi in pompaggio	58
5.3.1.4 Inserimento delle particelle di contaminante	59
5.3.2 Calibrazione del modello	60
5.3.2.1 Punti di controllo dei carichi piezometrici	60
5.3.2.2 Calibrazione manuale	61
5.3.2.3 Calibrazione tramite l'utilizzo di <i>PEST</i>	63
5.3.3 Validazione del modello tramite calibrazione di monitoraggi piezometrici precedenti	67
5.3.4 Inserimento delle modifiche apportate dall'integrazione del Progetto Operativo di Bonifica	69
5.3.5 Inserimento delle modifiche proposte per una variante del Progetto Operativo di Bonifica	70

6	Analisi dei risultati	72
6.1	Interpretazione	72
6.1.1	Distribuzione delle permeabilità	72
6.1.2	Distribuzione dei carichi piezometrici e delle concentrazioni del contaminante	74
6.1.3	Percorsi delle particelle nelle diverse configurazioni del POB	75
6.2	Discussione	78
6.2.1	Qualità della calibrazione e robustezza del modello	78
6.2.2	Efficacia della barriera idraulica	80
7	Conclusioni	83
	Bibliografia	I
	Sitografia	III
	Ringraziamenti	V
	Allegati	VII

Riassunto

Il presente elaborato di tesi illustra lo studio relativo alla costruzione di un modello numerico idrogeologico volto alla descrizione del trasporto avvertivo di Cromo esavalente in un acquifero freatico contaminato da questa specie chimica tossica. La contaminazione è stata rilevata nel 2008 a Brescia, nel quartiere industriale di Chiesanuova. La Ditta responsabile dell'inquinamento è una galvanotecnica tuttora in attività, che sta attualmente operando, in stretto contatto con le Autorità competenti, per eseguire la bonifica di suolo, sottosuolo e acque sotterranee. Gli apprestamenti relativi alla Messa In Sicurezza d'Emergenza, resa operativa a seguito dell'accertamento della presenza di elevate concentrazioni di Cromo esavalente nelle diverse matrici ambientali, sono, al presente, in esercizio e consistono in una barriera idraulica composta da 5 pozzi allineati e posizionati a valle della vecchia "sala bagni", prontamente dismessa poiché individuata come sorgente primaria di contaminazione. Lo scopo della modellazione effettuata in questo studio è la valutazione dell'efficacia di tale barriera per il contenimento della contaminazione all'interno del sito.

La simulazione è stata eseguita tramite il codice di calcolo *MODFLOW* (*MODular three-dimensional finite difference groundwater FLOW model*) in combinazione con il pacchetto *MODPATH*, ed è stata calibrata allo stato stazionario in maniera automatica grazie al programma *PEST* (*Parameter ESTimation*). Al fine di ottenere una calibrazione corretta, in primo luogo è stato necessario interpolare con metodi geostatistici i rilievi piezometrici e di concentrazione del contaminante, in modo tale da escludere eventuali errori di misura nei *dataset* utilizzati. In seguito, tramite l'utilizzo di alcune funzionalità di *PEST*, quali l'assegnazione di *pilot point* alla griglia di discretizzazione e l'utilizzo di tecniche di regolarizzazione, è stata effettuata un'interpolazione dei valori di conducibilità nell'area del dominio di modellazione. Le funzioni citate consentono di ottenere una distribuzione del parametro indagato omogenea e all'interno di limiti preimpostati. La stima della conducibilità idraulica dell'acquifero è stata quindi eseguita tramite l'approccio del problema inverso, vincolando la variazione dei valori di conducibilità sulla base dei risultati ottenuti da prove *in situ* pregresse e tramite la realizzazione di alcuni *slug test*. Tali risultati suggeriscono che l'acquifero in esame è caratterizzato da una marcata eterogeneità in termini di conducibilità idraulica.

La modellazione implementata e discussa in questa tesi mostra come, nell'attuale configurazione, la Messa In Sicurezza d'Emergenza sia efficace nel contenimento della contaminazione. Tuttavia, per motivi tecnici ed a seguito di 10 anni di emungimenti, si rende necessaria una diminuzione delle portate emunte da ciascuno dei pozzi-barriera. Tale diminuzione comporterebbe, secondo la simulazione effettuata, una perdita di efficacia del barriera della contaminazione. Si evidenzia quindi la necessità di operare una modifica nella configurazione della barriera idraulica. A tale fine, vengono suggerite, al termine di questo elaborato, due proposte di variante al Progetto Operativo di Bonifica. La Ditta, di buon grado, cogliendo l'importanza dei dati emersi e la necessità di garantire l'adeguatezza del presidio ambientale in esercizio sul sito, ha fatto proprie le indicazioni emerse dal presente studio, inserendole come parte integrante in una proposta di variante, attualmente in corso di redazione e che sarà sottoposta all'approvazioni degli Enti di controllo.

1 Introduzione

Il presente elaborato ha lo scopo di fornire, tramite modellazione idrogeologica di flusso, un contributo conoscitivo circa l'attuale efficacia offerta dalla barriera idraulica che presidia il sito contaminato di proprietà della Ditta Baratti di Eredi Inselvini S.r.l. Tale sistema è asservito ad una Messa In Sicurezza di Emergenza (MISE) di tipo *Pump & Treat*, il cui scopo è quello di scongiurare la dispersione di Cromo esavalente nelle acque sotterranee poste a valle del sito.

La Baratti di Eredi Inselvini S.r.l., ubicata nell'area industriale di Brescia e fondata nel 1912, nel corso degli anni si è specializzata nel settore dei riporti galvanici (Cromo, Nichel, Rame) e delle successive lavorazioni di finitura di elementi meccanici di grosse dimensioni. La Ditta è tuttora in esercizio e le attività che svolge prevedono, nello specifico, l'utilizzo di grandi vasche interrate in cui i materiali vengono immersi ai fini della cromatura degli stessi. In data 15 maggio 2008, il Nucleo Operativo Ecologico dei Carabinieri (NOE) di Brescia ha accertato una grave contaminazione della falda freatica sottostante ed immediatamente a valle della Ditta, determinando il sequestro degli impianti e delle vasche di cromatura in attività, quale presunta fonte di contaminazione di suolo, sottosuolo ed acque sotterranee da Cromo esavalente. Dal 29 giugno 2008 è presente sul sito un impianto di Messa in Sicurezza d'Emergenza di tipo *Pump & Treat*, costituito da una serie di pozzi (barriera idraulica) che penetrano l'acquifero freatico e nei quali sono posate delle elettropompe che emungono le acque sotterranee contaminate. La barriera idraulica ha assunto, per passi successivi, diverse configurazioni ed ubicazioni. Attualmente è composta da 5 pozzi allineati lungo una direzione circa E-O e posizionati sul confine Sud (valle idrogeologica) della Ditta oggetto di studio. Successivamente alle attività di caratterizzazione ambientale, l'azienda Progetti Servizi Verona S.r.l., consulente tecnico della Ditta Baratti di Eredi Inselvini, ai sensi del D.Lgs. 152/06, ha proposto di attivare un sistema di bonifica delle acque sotterranee che consiste nell'immissione in falda di prodotti che inducono la proliferazione di colonie batteriche, naturalmente presenti nel terreno, le quali sono in grado di instaurare un ambiente fortemente riducente, tale da consentire la desiderata conversione del Cromo esavalente in Cromo trivalente. Una volta ottenuta l'approvazione con Decreto del Ministero dell'Ambiente (il sito in esame è compreso nel Sito di Interesse Nazionale "Brescia-Caffaro"), la Ditta ha attivato i lavori relativi al Progetto Operativo di Bonifica (POB), a partire dal gennaio del 2012. Le attività proprie della bonifica vengono svolte con la barriera idraulica in esercizio, a fronte di una specifica prescrizione contenuta nell'atto autorizzativo ministeriale, sebbene la Ditta avesse espresso la volontà di interrompere l'emungimento in modo tale da far migrare anche a valle l'effetto riducente creato dai prodotti immessi in falda e che, di fatto, quando giungono ad essa, vengono emunti anch'essi assieme alle acque di falda ed avviati all'impianto di trattamento allestito ai fini della depurazione delle stesse. Nei 10 anni trascorsi dalla messa in opera, l'efficacia idraulica della barriera è andata diminuendo, conseguentemente alle mutate caratteristiche dell'acquifero, che è stato sottoposto ad un continuo emungimento e all'immissione periodica di prodotti riducenti.

La presente tesi ha lo scopo di valutare la fattibilità di una proposta avanzata dai consulenti della Ditta secondo cui è necessario adeguare il progetto di bonifica, con riguardo alla sezione che considera la portata complessiva del sistema *Pump & Treat*, dal momento che la portata precedentemente autorizzata non corrisponde più a quella che è possibile derivare nelle attuali condizioni idrauliche dell'acquifero. Viene qui verificata, pertanto, tramite modellazione numerica, la proposta di riduzione della portata complessiva derivabile, che dovrà comunque mantenere l'efficacia del barrieramento idraulico a presidio del sito.

In una prima fase del presente lavoro, considerata la normativa vigente e inquadrata l'area di studio, viene descritta in dettaglio la cronologia degli eventi che riguardano il sito e le pregresse indagini sito-specifiche. La successiva modellazione, svolta con il codice numerico *MODFLOW* ed oggetto di questa tesi, è stata preceduta da un'analisi statistica sui dati a disposizione poiché, come in tutta la ricerca scientifica sperimentale, anche nell'idrogeologia ambientale è necessario che la presentazione dei dati e la loro elaborazione seguano criteri riconosciuti come universalmente validi: una raccolta di dati non corretta, una loro presentazione inadeguata o un'analisi statistica non appropriata rendono impossibile la verifica dei risultati da parte di altri studiosi o decisori (Soliani, 2005). In seguito ad un'attenta selezione dei dati, si è proseguito con la creazione di un modello numerico atto a simulare il comportamento dell'acquifero in esame. In conseguenza di diversi tentativi di determinazione manuale della distribuzione delle proprietà idrogeologiche dell'acquifero, ci si è avvalsi di un *software* che permette la stima automatica di tali proprietà sulla base dei dati a disposizione. Il modello, una volta calibrato e validato, è stato poi impiegato per la simulazione di ipotetici scenari di modifica della barriera idraulica attualmente in esercizio.

2 Normativa di riferimento

Il D. Lgs n°152 del 3 aprile 2006, in vigore dal 29 aprile 2006 e ss.mm.ii assurge a Testo Unico recante “Norme in materia Ambientale”.

Il Titolo Quinto della Parte Quarta del succitato decreto titola “Bonifica di siti contaminati”; in particolare nella sezione Allegati si riportano le linee guida da seguire per la caratterizzazione dei siti inquinati, nonché per l’elaborazione dell’analisi di rischio sito-specifica finalizzata all’individuazione delle Concentrazioni Soglia di Rischio (CSR), il cui superamento determina la necessità di bonifica del sito ed al di sotto delle quali vanno riportate le concentrazioni dei contaminanti rilevati a seguito delle azioni di eventuale bonifica intraprese.

In base alla normativa descritta, è stata eseguita la caratterizzazione del sito in esame ed avviato il procedimento di bonifica di suolo e sottosuolo ed acque sotterranee; l’analisi di rischio sito-specifica non è stata ancora effettuata, in conseguenza dello stato di grave contaminazione riscontrato nel corso delle prime fasi di accertamento da parte degli Enti competenti, rimandando tale fase ad un momento successivo alle attività di bonifica in modo tale da poter confrontare la contaminazione residua con le CSR individuate dall’applicazione di tale metodologia.

Il caso in discussione vede l’applicazione di quanto previsto All'articolo 242, comma 7, del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, e successive modificazioni, dopo il primo periodo è inserito il seguente: *‘Per la selezione delle tecnologie di bonifica in situ più idonee, la regione può autorizzare l'applicazione a scala pilota, in campo, di tecnologie di bonifica innovative, anche finalizzata all'individuazione dei parametri di progetto necessari per l'applicazione a piena scala, a condizione che tale applicazione avvenga in condizioni di sicurezza con riguardo ai rischi sanitari e ambientali’*. A tale riguardo la Ditta ha messo in opera le attività di bonifica autorizzate con Decreto del Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare n. 4974 del 10/04/2014.

Inoltre, all'articolo 242, comma 7, si prevede che: *“ In deroga a quanto previsto dal comma 1 dell'articolo 104, ai soli fini della bonifica dell'acquifero, è ammessa la reimmissione, previo trattamento, delle acque sotterranee nella stessa unità geologica da cui le stesse sono state estratte, indicando la tipologia di trattamento, le caratteristiche quali-quantitative delle acque reimmesse, le modalità di reimmissione e le misure di messa in sicurezza della porzione di acquifero interessato dal sistema di estrazione/reimmissione. Le acque reimmesse devono essere state sottoposte ad un trattamento finalizzato alla bonifica dell'acquifero e non devono contenere altre acque di scarico o altre sostanze pericolose diverse, per qualità e quantità, da quelle presenti nelle acque prelevate”*. A tale riguardo la Ditta ha messo in opera le attività di bonifica autorizzate con Decreto del Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare n. 470 del 04/11/2016.

3 Inquadramenti

3.1 Il SIN Brescia-Caffaro



“Era il '94 e la città aveva deciso di regalarsi un "Termoutilizzatore". Sì, così lo chiamano. Una torre azzurrognola alta da far spavento che annuncia Brescia dalla palta di foschia dell'autostrada. Una torre che comprende due camini dalla fiamma perpetua che oggi ingurgitano 450 mila tonnellate di rifiuti solidi l'anno. Comune, Asl, Regione Lombardia, Provincia, dissero allora: "Prima che l'inceneritore venga acceso, è bene controllare i suoli. Fare un punto zero. Capire di che è fatta la terra di Brescia. Soltanto così, sapremo un giorno cosa costerà il nuovo camino all'aria e al terreno di questa città". Prima di sondare il terreno, i tecnici tirarono le linee di confine dei prelievi sul quadrante della città. Una simpatica pera. Il picciolo a nord, cimitero di Porta Milano, al ridosso del centro storico. La base a sud, nel quartiere delle Fornaci. E poi giù, per cinque centimetri di profondità, in minuscoli fazzoletti da mezzo metro di larghezza. I sacchi di terriccio e ghiaia partirono per i laboratori del Presidio multizonale di prevenzione di Milano. A Brescia, in quegli anni, macchinari in grado di leggere i prelievi non ce n' erano. E qualcuno finì anche per dimenticarsi quei sacchetti. Si sa come vanno le cose. Un anno di tempo per i risultati, la loro elaborazione, la loro valutazione... Certo, la domanda restava: di che diavolo era fatta la terra di Brescia? Cosa si nascondeva in quella spugna di ghiaia e argille alluvionali? Mercurio, piombo, rame, diossine e Pcb, Policlorobifenili.” (Bellu & Bonini, 2001).

L'attività industriale nell'area bresciana, iniziata nei primi anni del '900 e culminata nel periodo compreso fra le due guerre mondiali, si è sviluppata soprattutto nella zona sud-occidentale della città. In questo periodo sono stati realizzati alcuni grandi impianti produttivi, alcuni dei quali sono ancora oggi presenti, ad esempio Caffaro (1906), Breda, Ideal Standard, mentre altri sono stati dismessi negli ultimi 10-15 anni, come Bisider e Europa Metalli (Capretti & Ribolla, 2015).

L'attività di caratterizzazione chimica del suolo e del sottosuolo e delle acque sotterranee di questa zona è stata condotta dalla Azienda Sanitaria Locale (Asl di Brescia) e dall'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente (ARPA). Il risultato delle indagini ha evidenziato la presenza di una situazione di inquinamento del suolo e delle acque sotterranee la cui estensione e tipologia ha indotto il Comune di Brescia e gli Enti a richiedere al Ministero dell'Ambiente l'inserimento dell'area nei siti inquinati di interesse nazionale (SIN).

L'inserimento è stato formalizzato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio con il Decreto Ministeriale del 24 febbraio 2003 “Perimetrazione del sito di interesse nazionale di Brescia Caffaro” (Figura 1) per un'area pari a circa 22 km² per le acque sotterranee (ARPA, 2014). In tale area l'Autorità Competente, in materia di bonifica dei siti contaminati, è il Ministero dell'Ambiente e della tutela del Territorio, ai sensi dell'art. 252 del D.lgs. 152/06. La Ditta Baratti di Eredi Inselvini s.r.l., risulta inclusa nel territorio delimitato da tale SIN, in conseguenza della grave contaminazione riscontrata nei terreni e nelle acque sotterranee, causata dalle sciagurate modalità di conduzione delle attività produttive svolte nel secolo scorso su questi territori.

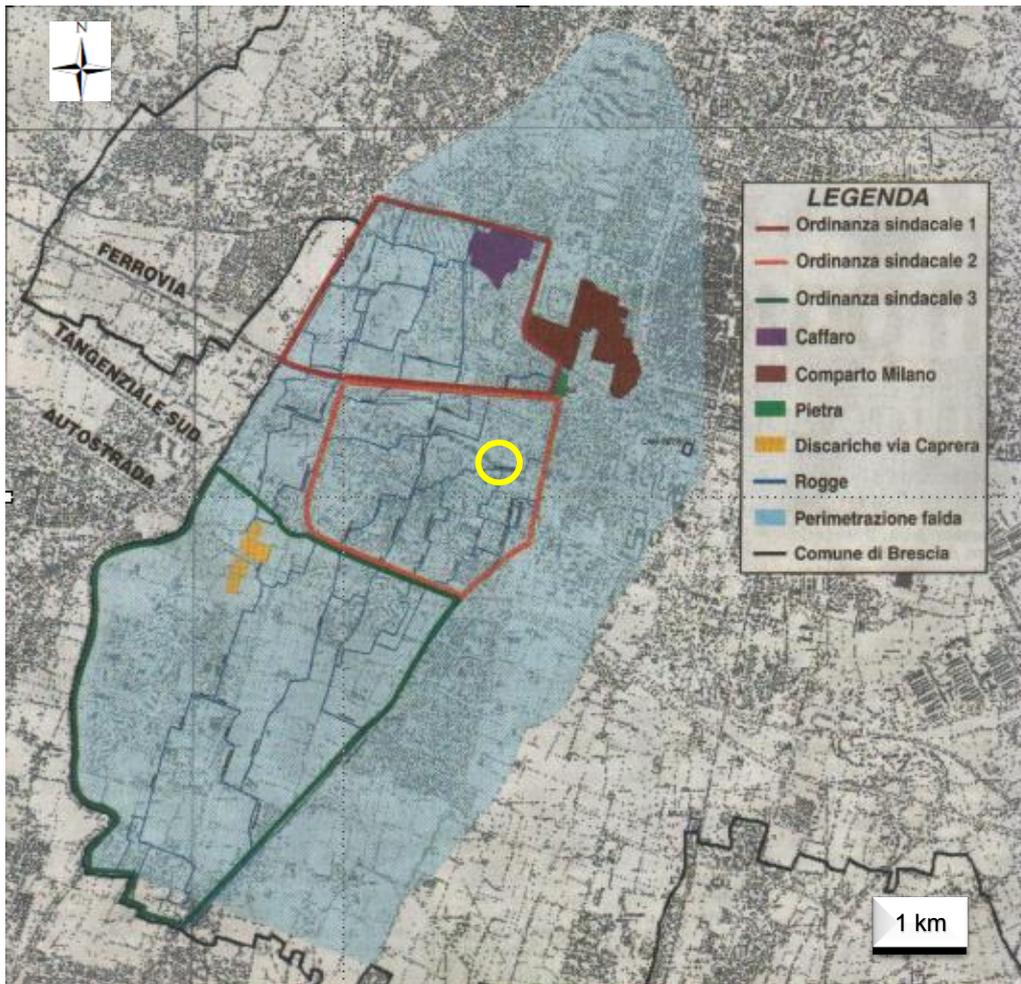


Figura 1. Perimetrazione del SIN Brescia-Caffaro (Decreto Ministeriale 24/02/2003; fonte: www.gazzettaufficiale.it); in azzurro la perimetrazione che riguarda le acque sotterranee; nel cerchio giallo l'ubicazione della sede della Ditta in esame.

3.2 Inquadramento geografico

L'area di studio è situata nella regione Lombardia, all'interno del comune di Brescia, in una zona pianeggiante con quote assolute che variano dai 130 ai 128 m s.l.m. Per l'ubicazione territoriale si fa riferimento alla cartografia I.G.M. (Istituto Geografico Militare), foglio n°47 "Brescia" alla scala 1:100.000 (Figura 2).

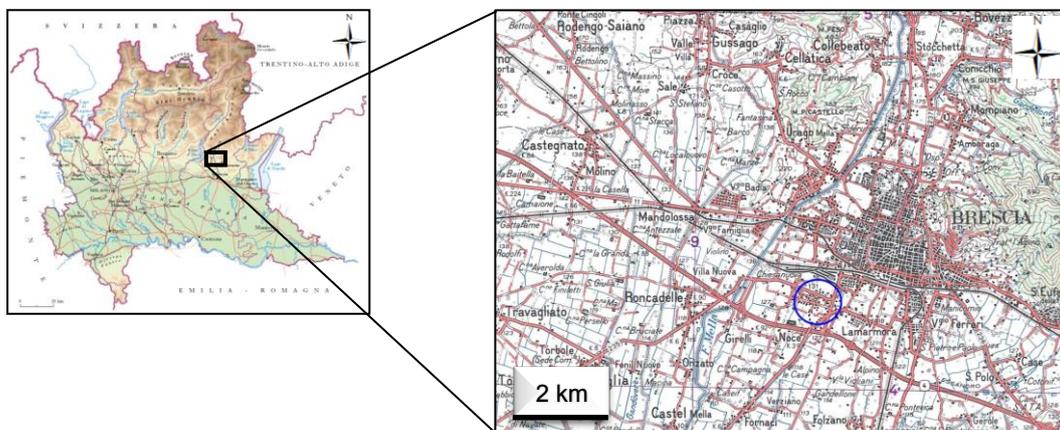


Figura 2. Estratto carta I.G.M. scala 1:100.000, Foglio n°47 "Brescia". Nel cerchio blu si visualizza la posizione della Ditta oggetto di studio (fonte: www.igmi.org).

Maggiore dettaglio è offerto dalla Carta Tecnica Regionale (C.T.R) alla scala 1:10.000 redatta dalla Regione Lombardia, elemento d6b1 (Figura 3).

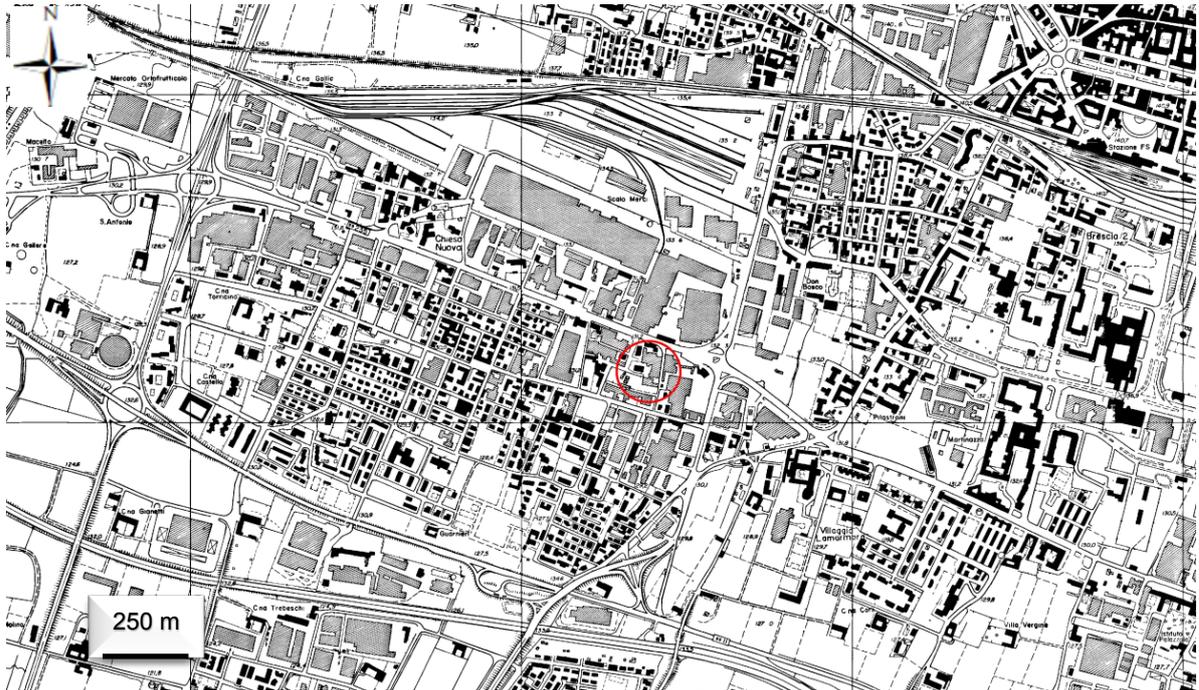


Figura 3. Estratto C.T.R. scala 1:10.000, elemento d6b1 con ubicazione del sito (fonte: www.geoportale.regione.lombardia.it).

La sede dell'azienda responsabile dell'inquinamento, di proprietà della Ditta Baratti di Eredi Inselvini, copre una superficie di circa 4980 m² (Figura 4) e si trova in Via Padova 7, nella parte N-E del quartiere residenziale di Chiesanuova (circa 7000 abitanti), compresa tra Via Orzinuovi a Nord e Via Fura a Sud, zona a storica vocazione industriale e commerciale.

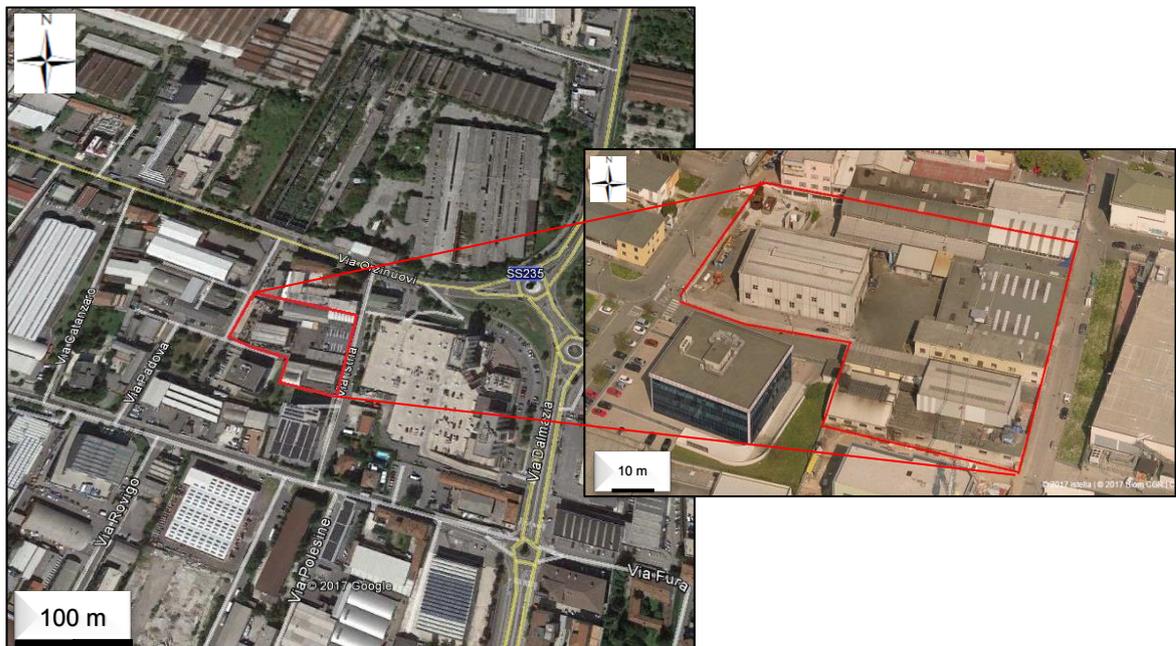


Figura 4. Localizzazione e perimetro dell'insediamento industriale tramite foto satellitare (fonte: Google Earth) ed aerea (fonte: www.mappe.istella.it).

3.3 Inquadramento geomorfologico e geologico

La città di Brescia si colloca nella pianura padana allo sbocco della Val Trompia; tale vallata, dall'andamento Nord-Sud, seppur molto articolato, deve la sua origine al passaggio del fiume Mella attraverso le Prealpi Bresciane. Di carattere torrentizio, il Mella percorre la valle per circa 50 km per poi confluire nell'alta pianura attraversando il centro urbano con direzione NNE-SSO ed infine immettersi nel fiume Oglio, altri 50 km più a Sud. Le acque del Mella sono state storicamente utilizzate a fini irrigui per le pratiche agricole, attraverso un fitto reticolo di canali e rogge. Il capillare e diffuso utilizzo di tali acque sul terreno ha contribuito, in modo sensibile, alla contaminazione dei terreni nell'area individuata precedentemente come SIN Brescia Caffaro.

Come spesso si osserva in ambienti morfologici analoghi, in corrispondenza dell'arrivo del corso d'acqua sopracitato nella zona di pianura, si è formato il vasto ed asimmetrico conoide su cui sorge la città e la periferia bresciana (Figura 5).

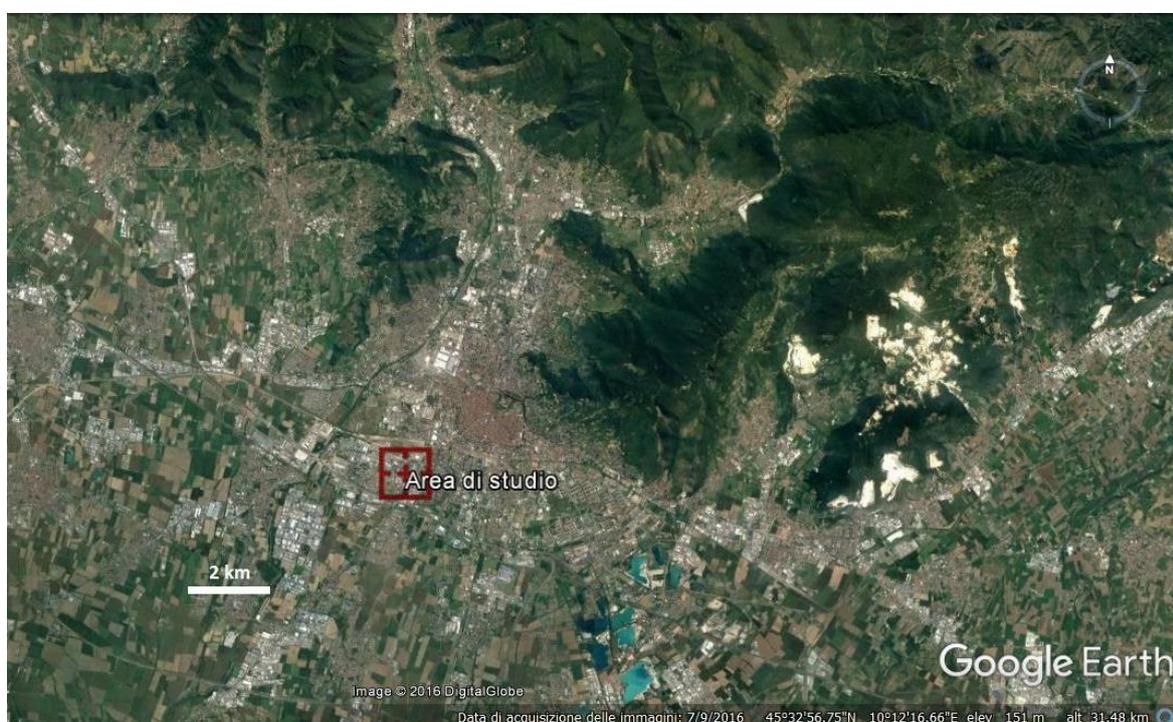
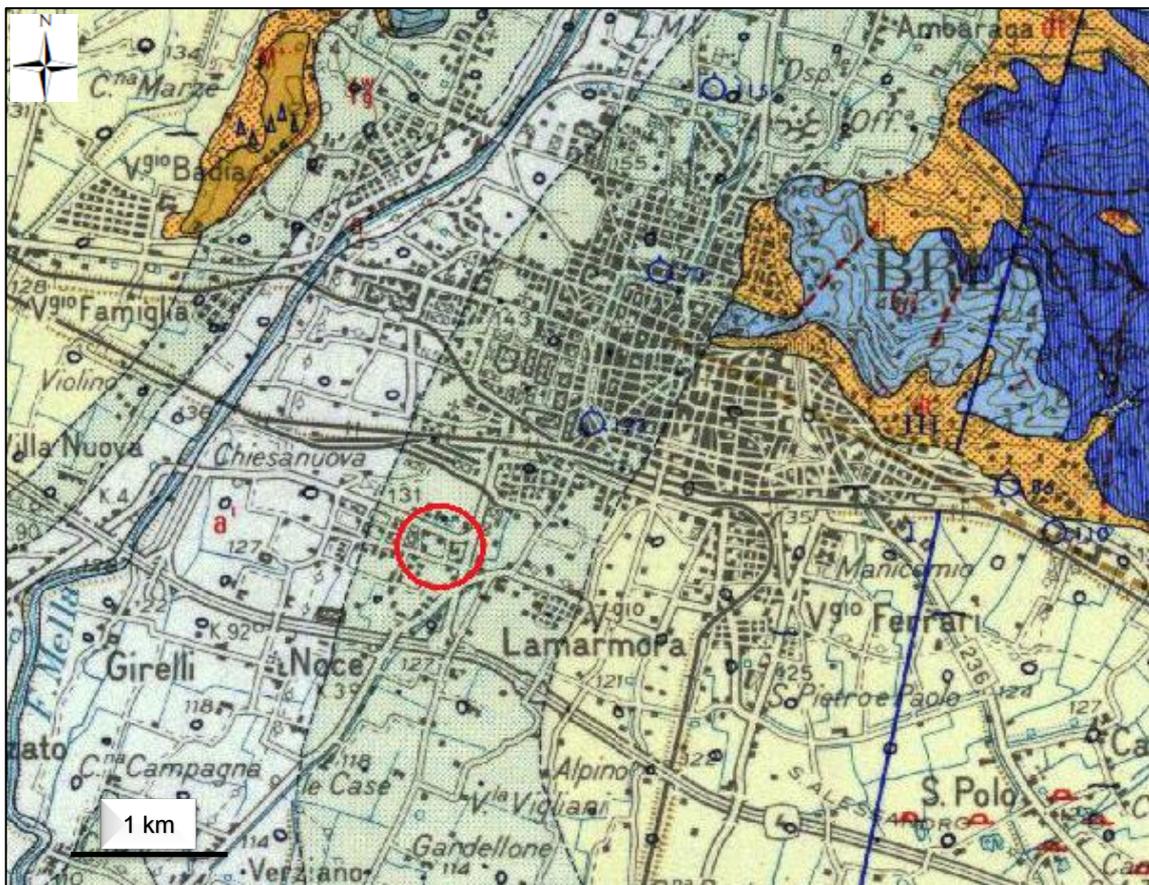


Figura 5. Foto satellitare del conoide bresciano creato dal Fiume Mella con ubicazione dell'area di studio (fonte: Google Earth).

Dal punto di vista geologico, la genesi della pianura bresciana è collegata all'alternarsi, nel Pleistocene, di periodi glaciali ed interglaciali che hanno portato alla sovrapposizione ed interazione di fenomeni deposizionali ed erosivi. I fiumi, alimentati dalle acque di fusione dei ghiacciai, accumularono i materiali morenici, formando conoidi di transizione che a valle sfumano nella vasta piana bresciana. Le alluvioni dei principali corsi d'acqua hanno in tal modo costruito un potente letto ghiaioso e sabbioso che si spinge verso Sud fino alla fascia delle risorgive. A partire da questa fascia, in relazione alla diminuzione di energia di trasporto dell'acqua, il materasso della pianura si differenzia rapidamente in una struttura caratterizzata da frequenti alternanze di livelli ghiaiosi sabbiosi e livelli limoso argillosi. Procedendo verso Sud le ghiaie sono quindi sostituite da sabbie e i depositi fini impermeabili divengono sempre più frequenti e potenti (Fasser, 2007).

All'interno della pianura bresciana si possono così distinguere tre settori con caratteristiche litologiche, morfologiche, pedologiche e idrogeologiche differenti, corrispondenti all'alta, media e bassa pianura. L'alta pianura è delimitata a Sud dalla linea delle risorgive ed è caratterizzata dalla presenza di depositi fluvioglaciali ghiaiosi grossolani o ciottolosi in matrice essenzialmente sabbiosa. Lo spessore dei sedimenti grossolani varia da oltre 100 metri verso Nord a 30-40 metri verso il limite della fascia delle risorgive e la pendenza media è compresa fra 0.8 e 0.4% (ERSAF, 2004). La media pianura corrisponde grosso modo alla fascia delle risorgive ed è caratterizzata da depositi alluvionali sabbiosi e ghiaiosi passanti a limosi sabbiosi. Infine, la bassa pianura è caratterizzata dalla prevalenza di depositi a granulometria più fine come sabbie e limi argillosi. Questi territori sono stati ormai quasi completamente rimaneggiati dall'intensa attività antropica e l'area di studio, morfologicamente posta nell'alta pianura, è ora costituita da una superficie pianeggiante (pendenza di circa 0.01 %), debolmente inclinata verso S-E e ad una quota topografica media di 129.5 m s.l.m.

Sebbene sia difficile stabilire limiti precisi in territori così urbanizzati, la Carta Geologica d'Italia (Figura 6) mostra una successione di depositi alluvionali via via più recenti da Est verso Ovest, nella fascia della pianura. In particolare, nella parte orientale, si trovano alluvioni fluvio-glaciali ghiaiose, al tetto delle quali è presente uno strato argilloso, che si alternano verso Ovest con alluvioni fluvio-glaciali e fluviali, prevalentemente sabbiose e limose, appartenenti al Pleistocene Superiore (glaciazione Würm); la parte occidentale, a ridosso del fiume Mella, rappresenta invece "alluvioni sabbioso-ghiaiose, terrazzate, post-glaciali antiche" che localmente possono comprendere alluvioni corrispondenti alle fasi glaciali tardo-wurmiane ed alluvioni recenti.



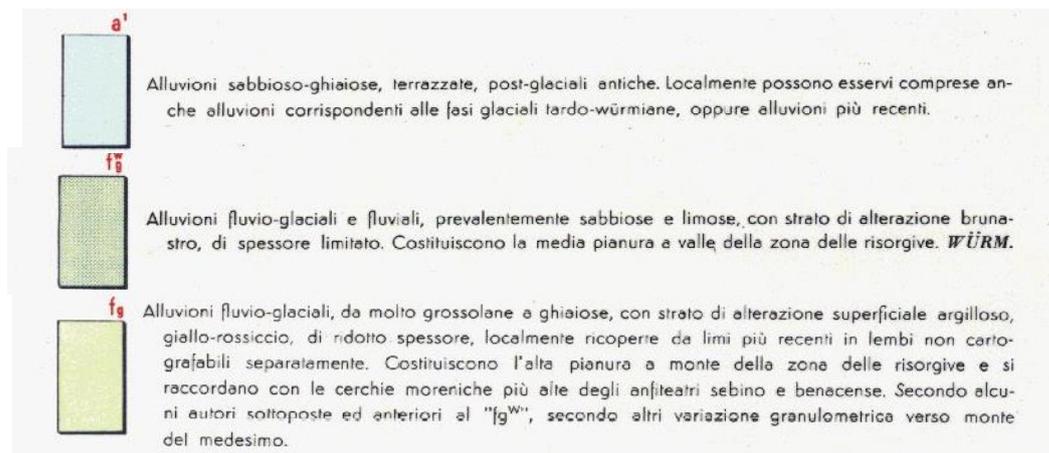


Figura 6. Estratto Carta Geologica d'Italia in scala 1:100.000, foglio n°47 "Brescia" con ubicazione del sito (fonte: www.isprambiente.gov.it).

Nel territorio in esame sono diffusamente presenti anche terreni di riporto. Si tratta di materiali eterogenei, spesso rappresentati dai rifiuti decadenti dalle attività industriali che, nel secolo passato sono stati accumulati al fine di ottenere interventi di regolarizzazione della superficie topografica, in fase di urbanizzazione, o per realizzare rilevati per le vie di comunicazione principali e secondarie.

Le considerazioni sopra esposte, valide a scala regionale, non tengono conto delle variazioni litologiche e morfologiche locali, specifiche del sito analizzato. Dalle numerose indagini geognostiche, condotte in fase di caratterizzazione ambientale, e dall'esame di una serie di stratigrafie e sezioni redatte in occasione della perforazione di alcuni pozzi esistenti in zona, nell'area di studio è stata osservata la prevalenza di orizzonti litologici ghiaioso-sabbiosi, con locali intercalazioni di livelli limosi e argillosi.

Denti et al. (1988) schematizzano la stratigrafia della zona di interesse secondo le seguenti litologie:

a - litozona ghiaioso-sabbiosa superficiale: ghiaie e sabbie più o meno limose, potenti mediamente 15 metri; localmente si osserva alla base un orizzonte lenticolare argilloso o limoso-argilloso, con sabbie, ciottoli e trovanti;

b - litozona ghiaioso-sabbioso-conglomeratica: ghiaie e sabbie più o meno cementate, localmente passanti a conglomerati compatti, potenti mediamente 10-15 metri;

c - prima litozona argillosa: argille e limi, talora sabbiosi, localmente più o meno ghiaiosi con ciottoli e trovanti, la cui potenza varia da pochi metri a più di 10 metri;

d - prima litozona conglomeratica e ghiaioso-sabbiosa: conglomerati, ghiaie e sabbie più o meno cementate passanti a conglomerati compatti, potenti mediamente 20-25 metri, interrotte localmente da lenti di argille e limi argillosi;

e - seconda litozona argillosa: argille e limi, talora sabbiosi, localmente più o meno ghiaiosi con ciottoli e trovanti, la cui potenza è inferiore a 10 metri; tale litozona sembra mancare di continuità;

f - seconda litozona conglomeratica e ghiaioso-sabbiosa: conglomerati con ghiaie e sabbie più o meno cementate, potenti mediamente circa 50 metri, interrotte localmente da lenti di argille e limi argillosi;

g - litozona ghiaioso-sabbiosa profonda: ghiaie e sabbie più o meno cementate con intercalazioni di argilla di potenza non nota.

3.4 Inquadramento idrografico e idrogeologico

Dal punto di vista idrografico, i principali corsi d'acqua che interessano la città di Brescia sono il Fiume Mella ed il Torrente Garza che scorrono ad una distanza dall'area tale da non influenzarla idrogeologicamente (rispettivamente circa 2 km ad Ovest e 3.5 ad Est). Il territorio urbano di Brescia è caratterizzato da una rete idrografica minore costituita da canali irrigui e di scolo in buona parte tombati (Ziliani, 2007).

In particolare, sul confine Ovest dell'area della Ditta in esame si segnala il Vaso Fiume Grande Inferiore (Figura 7 e 8), le cui acque derivano dal fiume Mella nei pressi di Fenili Belasi, frazione di Capriano del Colle, e attraversano il quartiere di Fornaci e Chiesanuova per poi spingersi a Sud verso il comune di Flero, dove questo intercetta il torrente Garza, anche detto Molone.

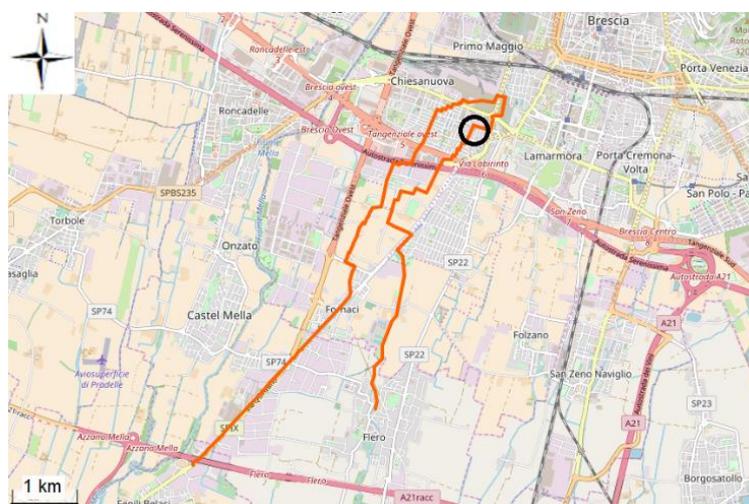


Figura 7. In rosso il percorso del canale denominato Vaso Fiume Grande Inferiore ad Ovest del fiume Mella; l'area di studio è localizzata nel cerchio nero (fonte: www.openstreetmap.org).

Poco più ad Est dell'area in esame scorrono poi il Vaso Fiume Grande Superiore, Garzetta delle Fornaci e Fossetta Canalone (Figura 8) che risultano, assieme al Vaso Fiume Grande Superiore, non influenti sull'idrodinamica dell'acquifero freatico.

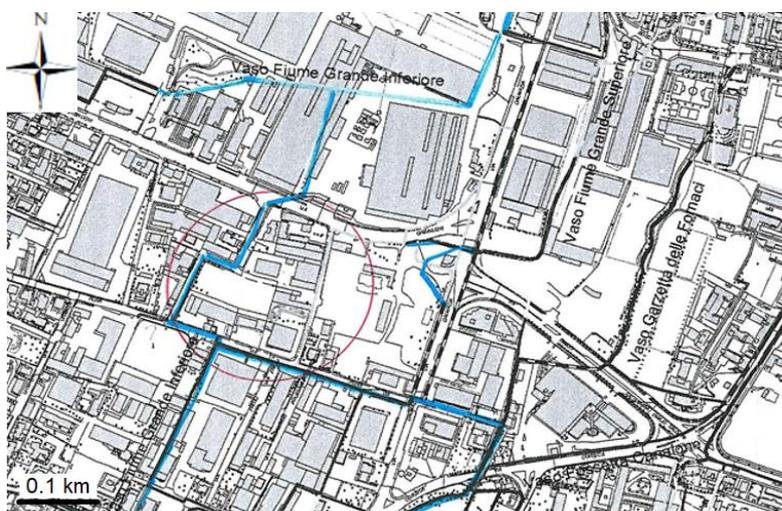


Figura 8. Localizzazione dei canali adiacenti all'area di studio, nel cerchio rosso (fonte: PGT del Comune di Brescia - Tavola PR08; www.comune.brescia.it).

La struttura idrogeologica del territorio bresciano ricalca ed è diretta conseguenza della suddivisione in litozone descritta nel precedente Paragrafo (3.3), le quali possono essere raggruppate nelle seguenti unità idrogeologiche (Denti et al., 1988):

a – falda freatica: è costituita da depositi ghiaioso-sabbiosi non cementati, caratterizzati da permeabilità nell'ordine di $10^{-3} \sim 10^{-4}$ m/s, o scarsamente cementati, caratterizzati da permeabilità minori. All'interno della presente litozona, orizzonti lentiformi impermeabili possono essere responsabili della formazione di locali lenti sospese. Da questa falda si attinge a scopo non potabile.

b - primo orizzonte impermeabile: corrisponde alla prima litozona argillosa e rappresenta un livello di isolamento continuo ed uniforme.

c - primo acquifero: costituito da depositi scarsamente cementati e cementati caratterizzati da permeabilità variabili. La falda che ospita questo acquifero ha carattere freatico prevalentemente nelle porzioni nord-occidentali mentre si trova in condizioni confinate nei settori meridionali. La soggiacenza varia da un massimo di 50 m da p.c. (settore settentrionale) ad un minimo di 20 m da p.c. (settore meridionale).

d - secondo orizzonte impermeabile: corrisponde alla seconda litozona argillosa; essa non presenta la stessa continuità areale della prima, infatti localmente mette in contatto le acque dell'acquifero sottostante con il primo acquifero.

e - secondo acquifero: costituito da depositi scarsamente cementati e cementati caratterizzati da permeabilità variabili. Tali sedimenti ospitano una falda acquifera in pressione.

Per quanto riguarda la struttura idrogeologica della porzione di pianura bresciana compresa tra il Fiume Oglio e il Chiese, si osserva che essa risente sensibilmente dell'influenza dei corsi d'acqua maggiori (Figura 9) mentre a scala provinciale, soprattutto in conseguenza delle perturbazioni locali dovute agli abbondanti emungimenti operati sia a scopo industriale sia irriguo, la direzione di flusso delle acque sotterranee dell'acquifero freatico si rivela molto articolata: seppur tendenzialmente orientata N-S, con alimentazione principale proveniente dalla Val Trompia, non è individuabile una direzione univoca di deflusso ipogeo.

Nella zona in studio, la falda è in condizioni freatiche e la tavola d'acqua è posta ad una profondità di circa 17-18 m dal piano campagna; il regime piezometrico evidenzia un periodo di piena in giugno e uno di magra in gennaio-febbraio. Non sono rare le variazioni locali nella direzione di flusso dovute alle perturbazioni indotte dagli abbondanti emungimenti nei numerosi pozzi presenti sul territorio, nonché dall'esercizio delle barriere idrauliche in corrispondenza dei siti sottoposti a Messa In Sicurezza d'Emergenza o bonifica (Figura 10). Per quanto riguarda la direzione di deflusso ipogeo dell'acquifero freatico nell'area di stretta pertinenza del sito, essa presenta un andamento NNE-SSW, mentre già a 500 metri dall'area in esame si osservano variazioni, passando ad una direzione di flusso NNW-SSE. Il gradiente idraulico stimato per l'area è nell'ordine dello 0.1%.

Allo scopo della modellazione numerica, è stata posta particolare attenzione all'individuazione dei pozzi presenti in un significativo intorno dell'area di studio; sono presenti numerosi pozzi nel raggio di 2 km dal sito in esame: la maggioranza è ad uso industriale, secondariamente vi sono pozzi ad uso irriguo (Allegato C.1).

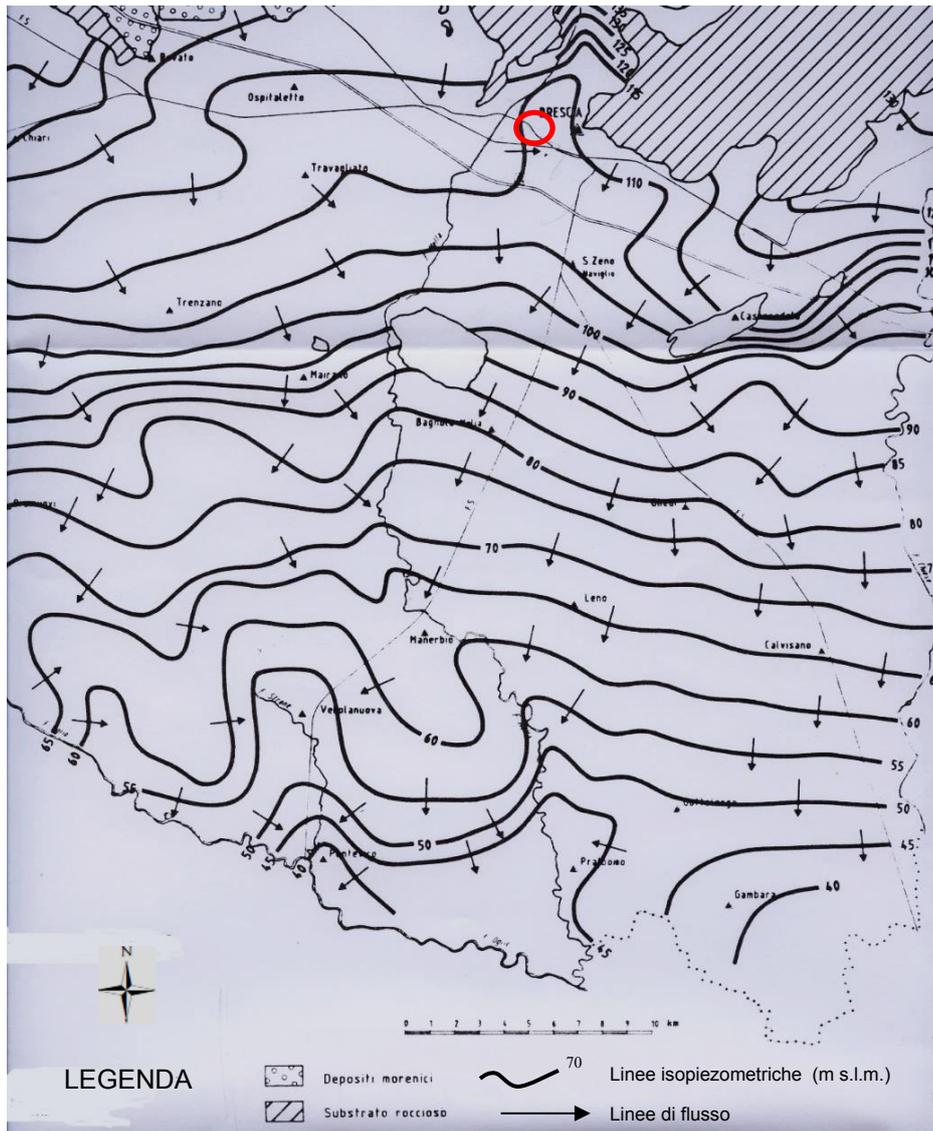
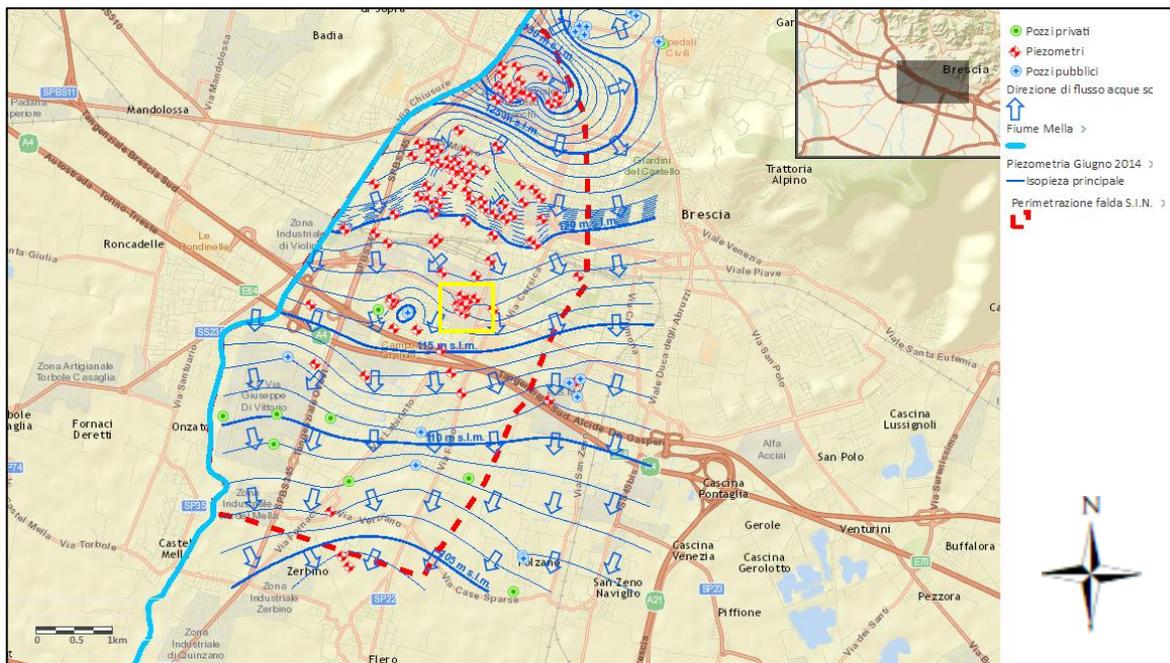


Figura 9. Carta delle linee isopiezometriche della porzione di Pianura Bresciana compresa fra il Fiume Oglio ed il Chiese (fonte: Denti et al., 1988). Area di studio individuata dal cerchio rosso.



← Figura 10. Mappa delle isofreatiche relativa a giugno 2014 con censimento dei pozzi e perimetrazione del SIN (fonte: ARPA, 2015). Area di studio evidenziata nel riquadro giallo.

L'idrogeologia locale è stata sottoposta a diverse indagini che hanno consentito di individuare la presenza di un acquifero libero superficiale e di uno confinato separato da esso da uno spesso strato impermeabile, il cui tetto risulta posto a circa 28 metri da piano campagna (Allegato B). Una piezometria di dettaglio del sito in esame, elaborata su dati freaticometrici del maggio del 2011, viene riportata in Figura 11; la direzione locale di deflusso della falda freatica presenta un andamento Nord-Sud, con gradiente idraulico nell'ordine dello 0.02%, anche se evidentemente condizionato dalla barriera idraulica presente nel sito, costituita in tale data da 4 piezometri in emungimento (Pz-01, Pz-02, Pz-E1 e Pz-E2).

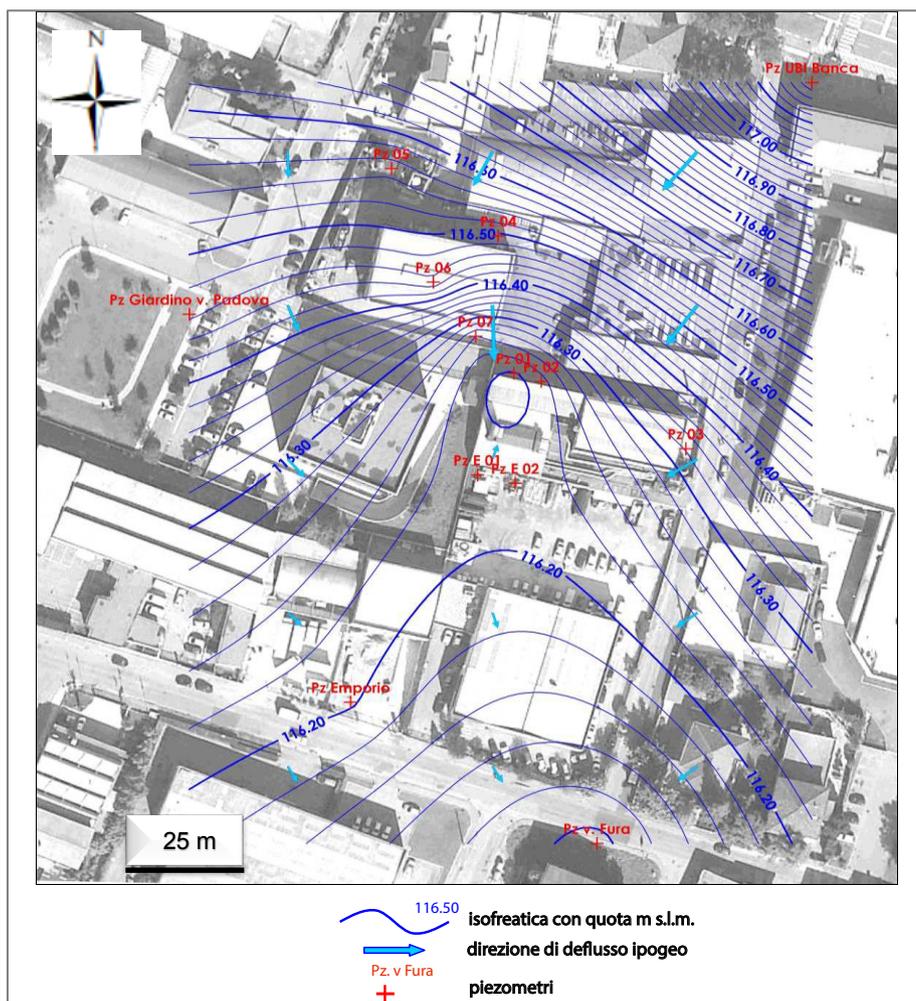


Figura 11. Mappa delle isofreatiche relativa ai dati osservati il 27/05/2011 (fonte: P.S.V. S.r.l., 2011).

3.5 Storia del sito e della contaminazione

Nel sito industriale considerato viene svolta, a partire dagli anni '50, un'attività artigianale di cromatura dura a spessore su manufatti di piccole, medie e grosse dimensioni; si tratta di un processo galvanico (elettrochimico) nel quale i manufatti vengono immersi in vasche rivestite e resistenti all'acidità, contenenti una soluzione elettrolitica composta da acqua, triossido di Cromo ed acido solforico, che viene mantenuta costantemente ad una

temperatura di circa 55° - 65° C. La separazione del Cromo dall'elettrolita avviene attraverso il passaggio di corrente continua.

Nel sito sono in corso attività di bonifica in conseguenza di quanto accertato in data 15 maggio 2008 dal Nucleo Operativo Ecologico dei Carabinieri (NOE) di Brescia, quando, a seguito di un sopralluogo in sito e da indagini condotte in siti posti a valle di quello di attuale interesse, si è messa in luce una grave contaminazione della falda, determinando il sequestro degli impianti e delle vasche in esercizio nel capannone B, quale presunta sorgente primaria di contaminazione di suolo, sottosuolo ed acque di falda da Cromo esavalente.

In Figura 12 si riporta una foto aerea, in cui si osservano i confini del sito produttivo, ed una da terra, che evidenzia il manifestarsi della contaminazione; in particolare, la sorgente primaria di contaminazione è stata individuata nelle 7 vasche interrato, di diverse forme e capacità, esistenti nel capannone B. Nel 2008, tali vasche sono state demolite e rimosse sotto la sorveglianza dell'Autorità giudiziaria operante, nell'ambito delle misure di Messa In Sicurezza d'Emergenza (MISE). L'unica vasca di cromatura attualmente in esercizio, di più recente costruzione, è posta all'interno del capannone A.

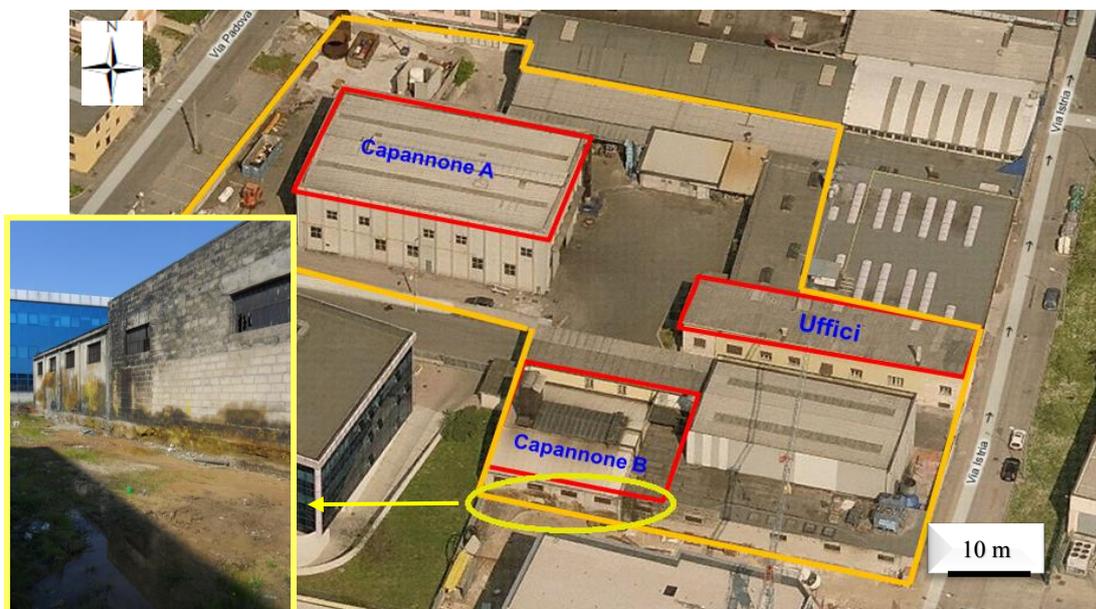


Figura 12. Foto aerea obliqua (fonte: www.mappe.istella.it) e da terra che mostrano la struttura della Ditta e la provenienza della contaminazione: i muri con incrostazioni giallastre indicano l'inequivocabile presenza di inquinamento da Cromo esavalente.

I titolari della Baratti di Eredi Inselvini, nel 2011, sono stati condannati per disastro colposo per il grave inquinamento riscontrato. Tuttavia, la Ditta è rimasta in attività e i responsabili, sottoposti a condizionale, si stanno adoperando per risanare il sito attraverso la bonifica dei terreni e delle acque sotterranee ai sensi del D.Lgs. 152/06, seguendo le procedure previste nei progetti approvati dagli Enti competenti.

3.5.1 Caratterizzazione dell'inquinante

Il Cromo è un elemento minore presente in diversi stati d'ossidazione, anche se la forma trivalente Cr^{3+} e quella esavalente Cr^{6+} sono le più abbondanti, perché più stabili nei comparti ambientali. In particolare, il Cr^{6+} è altamente solubile e mobile, nonché molto tossico, con effetti mutageni e cancerogeni. Nei suoli non interessati da attività industriali le concentrazioni di Cromo sono normalmente inferiori a 50 mg/kg, a meno che questo non provenga dalla disgregazione ad opera degli agenti atmosferici delle rocce in cui è contenuto,

nelle quali le concentrazioni variano dai 5 mg/kg per rocce granitiche ai 1800 mg/kg per rocce ultrabasiche e serpentiniti (Sbaffoni & Vaccari, 2009). Lo stesso vale per le acque, in cui la concentrazione massima di Cromo è generalmente inferiore a 50 µg/L in acque dolci superficiali e 1 µg/L in quelle marine (IPCS, 1988).

Nel ciclo naturale del Cromo interferiscono le industrie di produzione e consumo del metallo e dei suoi composti. I composti del Cromo sono utilizzati in numerose attività produttive: oltre che per le cromature, viene usato per le verniciature, per la concia del pellame, come catalizzatore e come ossidante nei laboratori chimici; non è quindi raro riscontrare contaminazioni in aree a vocazione industriale. I rilasci in natura dovuti ad attività antropiche sono caratterizzati da alte concentrazioni di Cromo esavalente.

Il Cromo è un metallo di transizione (N.A.=24) che esiste in tutti gli stati d'ossidazione da 0 a +6; tale condizione gli conferisce una grande possibilità di speciazione: tra i composti più frequenti contenenti Cromo si ricordano gli idrossidi, i clorurati ed i composti organo-metallici. Il Cromo trivalente, che in basse concentrazioni può essere considerato come oligoelemento, in condizioni riducenti è la forma termodinamicamente più stabile, anche se il Cromo esavalente può rimanere metastabile per lunghi periodi di tempo (Palmer & Wittbrodt, 1991).

Le reazioni a carico del Cromo in ambiente acquoso fanno sì che, a pH inferiori a 3, lo ione predominante in soluzione sia il Cr^{3+} (Figura 13). A pH maggiori l'idrolisi del Cromo trivalente porta alla formazione dei suoi ossidi ed idrossidi insolubili; al contrario, il Cr^{6+} si lega all'ossigeno della molecola d'acqua, inducendo l'allontanamento dell'idrogeno (U.S. EPA, 2000). Si formano così gli ossianioni mobili più pericolosi a livello ambientale (cromati CrO_4^{2-} e dicromati $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$).

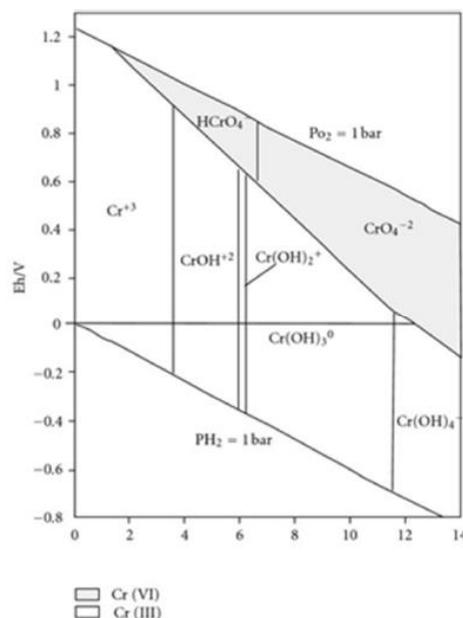
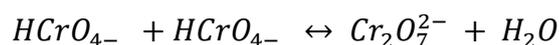


Figura 13. Diagramma Eh-pH del Cromo
(fonte: www.openi.nlm.nih.gov)

Per concentrazioni di Cromo inferiori a 10 mM o a pH neutro il Cromo esavalente esiste come H₂CrO₄, HCrO₄⁻ e CrO₄²⁻: la specie predominante è inoltre funzione del pH della soluzione; in condizioni acide e per concentrazioni di Cromo superiori a 10 mM lo ione HCrO₄⁻ polimerizza e forma lo ione Cr₂O₇²⁻ (Palmer & Puls, 1994) secondo la reazione:



La bonifica di un sito contaminato da Cromo, oltre a ridurre le concentrazioni totali del contaminante ($Cr^{3+} + Cr^{6+}$), deve quindi favorire reazioni di riduzione del Cromo dalla forma esavalente a quella trivalente (Sbaffoni & Vaccari, 2009).

3.5.2 Limiti di concentrazione

I limiti, fissati dalla normativa, per quanto riguarda la concentrazione degli inquinanti nelle matrici ambientali, sono specificati nel D.lgs. n. 152/2006, “Norme in materia ambientale”. In particolare, nell’Allegato 5 di tale testo, sono indicate le concentrazioni soglia di contaminazione nel suolo, sottosuolo e acque sotterranee (CSC). Per Cromo totale e Cromo esavalente nelle acque sotterranee i valori sono i seguenti (Tabella 1):

	Valore limite [$\mu\text{g/L}$]
Cromo totale	50
Cromo esavalente	5

Tabella 1. Concentrazione soglia di contaminazione nelle acque sotterranee (DLgs.152/2006)

mentre per i terreni in siti ad uso commerciale o industriale i limiti sono (Tabella 2):

	Valore limite [mg/Kg]
Cromo totale	800
Cromo esavalente	15

Tabella 2. Concentrazione soglia di contaminazione nei terreni in siti ad uso commerciale o industriale (DLgs.152/2006)

3.5.3 Messa In Sicurezza d’Emergenza

Gli interventi di MISE, eseguiti nel giugno 2008, sono consistiti, in primo luogo, nella demolizione e rimozione delle vasche di cromatura esistenti all'interno del capannone B, con scavo e smaltimento di una porzione di terreni al contorno delle stesse. Contestualmente, è stata installata la prima configurazione di barriera idraulica finalizzata ad evitare un’ulteriore migrazione della contaminazione nella falda posta a valle del sito. Il primo dimensionamento proposto dalla Ditta prevedeva la realizzazione di n. 4 pozzi di emungimento (due a monte e due a valle del Capannone B). Tuttavia, gli Enti hanno prescritto la realizzazione dei soli 2 punti di emungimento posti a monte dell’ormai “ex-sala bagni”, denominati Pz-01 e Pz-02 (Figura 14) ed ubicati in prossimità dell’ingresso dello stabilimento su di un allineamento Est-Ovest. In corrispondenza del Pz-02 sono state condotte una prova di portata a gradini, che ha individuato una portata ottimale di circa 1 L/s, ed una prova a portata costante al fine di assumere dati caratterizzanti la falda. La prova a portata costante, eseguita nel giugno 2008, è durata circa 5 ore, periodo insufficiente per una completa parametrizzazione dell’acquifero (i tempi di emungimento sono stati condizionati dalla disponibilità di stoccaggio delle acque). In ogni caso, i risultati della prova hanno consentito una prima stima sulla produttività dell’acquifero e hanno fornito indicazioni sul possibile cono d’influenza. L’abbassamento di circa 1 metro indotto nel Pz-02 ha prodotto un abbassamento di circa 0.05 m nel Pz-01, posto ad una distanza di 6.50 metri. Il valore di trasmissività stimato indicativamente con l’abbassamento su Pz-02 è pari a $T = 5 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$, che per uno spessore

saturo nel pozzo di circa 7 m, corrisponde ad una conducibilità idraulica $k = 7 \cdot 10^{-4}$ m/s (P.S.V. S.r.l., 2008).

In accoppiamento alla barriera idraulica è stato installato un impianto di Trattamento delle Acque di Falda di tipo chimico/fisico, verso il quale vengono da allora convogliate le acque contaminate emunte (Figura 14), le quali, una volta depurate, fino al luglio 2017, venivano scaricate nel Corso Idrico Superficiale (CIS), posto al confine Ovest della Ditta (Figura 8), previa verifica del rispetto delle concentrazioni ammissibili per lo scarico in CIS (tabella 3; Allegato 5 alla Parte Terza del D. Lgs. 152/06). Tale sistema di bonifica viene definito come “*Pump & Treat*”.

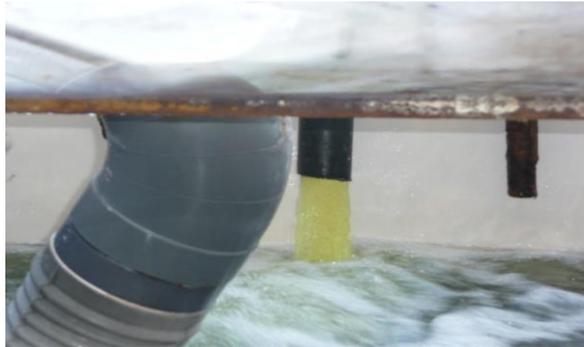


Figura 14. Particolare dell'impianto di Trattamento delle Acque di Falda nel quale è visibile l'ingresso di acque contaminate.

Successivamente, sulla base dei risultati di monitoraggio della MISE, gli Enti di controllo hanno richiesto la messa in opera di altri 2 pozzi (denominati Pz-E01 e Pz-E02), nell'area esterna alla proprietà, al confine Sud dell'insediamento Baratti di Eredi Inselvini, allo scopo di attivare una barriera idraulica costituita da 4 pozzi in totale (Pz-01, Pz-02, Pz-E01, Pz-E02), con portata edotta da ciascuno di 1 L/s.

3.5.4 Caratterizzazione del sito

La campagna d'indagine per la caratterizzazione del sito, svolta tra il 2008 e il 2010, ha visto la realizzazione di 14 sondaggi a carotaggio continuo, di cui 7 spinti ad una profondità di circa 10 m da piano campagna ed ubicati all'interno delle strutture produttive (Capannone A e Capannone B), ed altri 7 ad una profondità di 25-26 m da piano campagna, poi attrezzati con tubo piezometrico di diametro 4 pollici. Contestualmente alle attività di perforazione sono stati prelevati campioni di terreno ad ogni metro di approfondimento in ognuno dei 14 sondaggi. Successivamente all'installazione dei 7 piezometri, sono stati inoltre prelevati campioni di acqua sotterranea dagli stessi. Infine, si è proceduto al rilievo topografico e alla georeferenziazione dei punti di indagine.

In Figura 15 è visibile l'ubicazione delle indagini descritte. In Allegato A e B sono riportate rispettivamente le stratigrafie relative ai sondaggi e le sezioni derivate dalla correlazione degli stessi.

Le stratigrafie, redatte dai tecnici di P.S.V. S.r.l., indicano la presenza di una litozona di circa 28 m, composta da ghiaie sabbiose debolmente limose intercalate a lenti di limi sabbiosi con ghiaia, con alla base un letto di argilla compatta e limi dalla permeabilità molto bassa.

Inoltre, al fine di valutare lo stato qualitativo della falda profonda, nel settembre del 2009 è stato realizzato un piezometro profondo 70 metri da piano campagna, adiacente al Pz-02. La tratta superficiale di esso è stata rivestita con camicia a perdere in acciaio, cementata ed immersata nei materiali a bassa permeabilità che costituiscono la base dell'acquifero freatico. Successivamente, questa prima tratta è stata riperforata ed approfondita fino alla quota di progetto, al fine di posare il rivestimento definitivo di 4" (Allegato A.12). Tale piezometro ha consentito di escludere con certezza la contaminazione della falda profonda, in corrispondenza del sito, nonché di testimoniare la separazione dell'acquifero superficiale da quello profondo: in esso si osserva un livello piezometrico di circa un metro più elevato rispetto a quello superficiale (P.S.V. S.r.l., 2010).

Dal 2008 sono stati realizzati ulteriori sondaggi geognostici per incrementare la conoscenza della distribuzione verticale e orizzontale dell'inquinamento. Alcuni di questi sondaggi sono stati poi anche attrezzati a piezometro o cluster di iniezione/monitoraggio, utili ai fini della bonifica, descritta nel Paragrafo 3.5.5. Le stratigrafie di questi ultimi sono riportate in Allegato A ed il riferimento all'ubicazione nella planimetria della Ditta in Allegato C.2.

Il campionamento dei terreni ha rilevato la presenza di Cromo esavalente in elevata quantità (massima intorno ai 1760 mg/kg) in tutti i campioni prelevati nello storico Capannone B e nelle porzioni più a Sud di essa; lo stesso parametro nei campioni prelevati all'interno ed intorno al capannone A appare più modesto e supera la CSC solo sotto i 14 m da piano campagna (p.c.), confermando che vi è un unico *hot-spot* di contaminazione.

In Allegato D.1 sono riportati i risultati delle analisi sui campioni delle acque sotterranee (P.S.V. S.r.l., 2010).

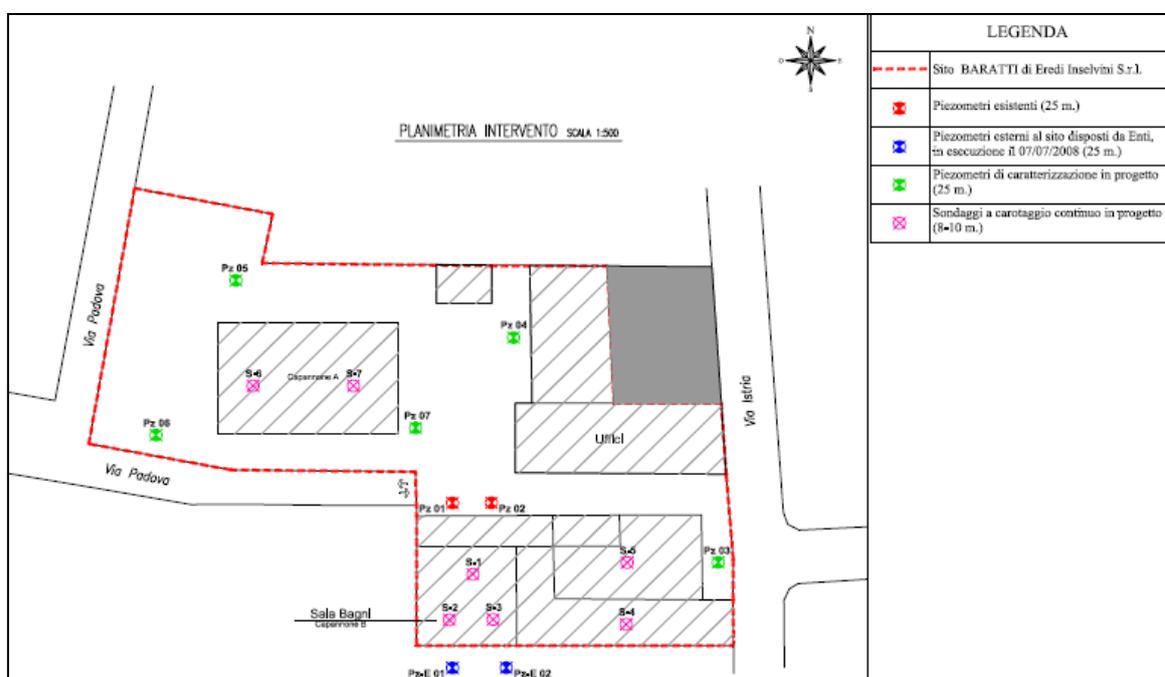


Figura 15. Planimetria della Ditta ed ubicazione della barriera idraulica e delle indagini svolte dalla P.S.V. S.r.l. per la caratterizzazione ambientale del sito.

3.5.5 Bonifica

Dal momento che la presente tesi tratta la sola contaminazione riscontrata nella falda freatica, verrà trattata solamente l'attività di bonifica che ha riguardato l'acquifero saturo, mentre non verranno discusse le operazioni di bonifica effettuate sul terreno insaturo.

A seguito di ripetute e frequenti campagne di monitoraggio delle acque sotterranee, la barriera idraulica è stata modificata rispetto alla configurazione descritta precedentemente (Paragrafo 3.5.3), incrementandola di 3 pozzi (Pz-E03, Pz-E04, Pz-E-05 posizionati come da Allegato C.3) e mantenendo le portate ad 1 L/s. Contestualmente, sono stati disattivati i pompaggi dal Pz-01 e dal Pz-02. Durante la realizzazione dei nuovi pozzi, sono state condotte delle prove di permeabilità in sito di tipo *Lefranc*, i cui risultati indicano un *range* di conducibilità idrauliche medie compreso fra $1.2 \cdot 10^{-4}$ e $2.6 \cdot 10^{-4}$ m/s per una profondità d'interesse fra i 14.8 e i 15 m. È stata inoltre realizzata un'altra prova a portata costante sul Pz-08 che ha prodotto una stima della conducibilità di $3 \cdot 10^{-4}$ m/s (P.S.V. S.r.l., 2012).

La metodologia di bonifica individuata dai consulenti della Ditta a seguito del piano di caratterizzazione, fu il "biorisanamento *in situ*". Tale processo consiste nel dosare sostanze nel sottosuolo saturo al fine di accelerare i processi di biodegradazione anaerobica a carico di microrganismi autoctoni. In altre parole, la flora batterica naturalmente presente nel sottosuolo, responsabile delle reazioni di ossido-riduzione che provocano la dissoluzione degli idrossidi, viene fatta proliferare attraverso l'iniezione di nutrienti, quali acido lattico, in falda. Il composto nutriente inizialmente utilizzato nel sito in esame, denominato *Metals Remediation Compound (MRC®)* è stato brevettato dalla Ditta *Regenesi Ltd*; si tratta di un materiale organico, commestibile, non tossico, costituito da un estere a cui sono legate molecole complesse di zucchero, aminoacidi e acido lattico. L'iniezione in falda di questo composto modifica le proprietà chimico-fisiche dell'acquifero abbassando leggermente il pH, per idrolisi data dall'azione enzimatica dei batteri, e portando il potenziale *RedOx* verso valori negativi (compresi fra -50mV e -200mV). Tali condizioni favoriscono anche la temporanea solubilizzazione degli ossi-idrossidi di Ferro e Manganese che compongono il terreno, rendendoli rilevabili come cationi liberi nella matrice acque sotterranee.

L'utilizzo del prodotto, ha avuto inizio nel gennaio del 2012 e ha visto l'iniezione in falda di migliaia di kg di *MRC®*, distribuiti con campagne settimanali, attraverso le due batterie di cluster denominate PR_Nord A e PR_Nord B in Allegato C.2 (20 perforazioni a carotaggio continuo allestite con 3 canne in PVC $\varnothing=2''$ e fessurate a quote diverse per permettere una distribuzione più omogenea possibile dei prodotti nello spessore saturo). Le autorità competenti non hanno permesso il blocco temporaneo dell'emungimento dei pozzi della barriera idraulica proposto dalla Ditta, che era stato pianificato in occasione dell'immissione del prodotto. Durante l'iniezione di *MRC®* la barriera ha quindi continuato a emungere acque di falda, miscelate al composto organico bioriducente.

Nel novembre 2012, dopo 10 mesi di iniezioni e monitoraggi, alcuni piezometri mostravano concentrazioni ancora molto elevate (nel Pz-01 si è rilevata una concentrazione di oltre 600'000 $\mu\text{g/L}$), mentre molti altri evidenziavano un significativo miglioramento rispetto alla condizione iniziale, con concentrazioni abbattute anche al di sotto del limite di rilevabilità (Allegato D.2).

Considerati i costi di *MRC®* e la difficoltà oggettiva nel far diffondere il prodotto omogeneamente in tutto l'acquifero (con conseguente instaurazione di condizioni riducenti), i consulenti della Ditta hanno suggerito l'utilizzo di un differente prodotto con caratteristiche riducenti/biostimolanti del tutto simili a quello della *Regenesi*. Il prodotto, che avrebbe

potuto abbattere i costi di bonifica del 90% (P.S.V. S.r.l., 2013), è stato individuato nel siero di latte in polvere, il quale è reperibile a bassissimo costo sul mercato come decadente dall'attività dei caseifici. La proposta, sottoposta all'approvazione degli Enti, è stata riconosciuta come percorribile e messa in atto a partire dall'aprile del 2014 (Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare n. 4974 del 10/04/2014).

Nello stesso anno, i monitoraggi chimici effettuati sulle acque inviate al TAF, mostravano evidenti ritardi, rispetto ai tempi attesi, nell'arrivo dei prodotti riducenti in corrispondenza della barriera idraulica. Pertanto, al fine di misurare sperimentalmente la velocità di deflusso della falda, è stata effettuata una prova volta con tracciante salino. Tale prova è consistita nell'introduzione di una soluzione salina nel piezometro Pz-05 (monte idrogeologico del sito), la cui migrazione è stata monitorata in corrispondenza del Pz-10 (piezometro bersaglio), realizzato a tale scopo e posto a 5 metri di distanza in direzione Sud rispetto al Pz.05. Le misurazioni nel Pz-10 hanno riguardato i parametri di resistività e conducibilità elettrica attraverso la registrazione effettuata in continuo da un cavo multipolare con spaziatura 0.5 m. Il tempo di percorrenza dei 5 metri esistenti fra il Pz-05 ed il Pz-10 è stato di 45 giorni (P.S.V. S.r.l., 2014). Da ciò, la velocità di deflusso della falda, nel luogo considerato, è stata calcolata essere di $1.3 \cdot 10^{-6}$ m/s; questo valore, circa 100 volte inferiore agli intervalli stimati con le altre prove su piezometri distanti meno di 50 m, dimostra l'elevata eterogeneità del mezzo poroso saturo oggetto di questa tesi.

Già nei primi mesi del 2015 le concentrazioni di Cr_{totale} e Cr^{6+} nelle acque sotterranee prelevate dalla maggior parte dei piezometri, seppur con molti oscillamenti, sono diminuite (Allegato E) mentre quelle di Cr^{3+} , Fe^{2+} e Mn^{2+} sono aumentate, a dimostrare che l'azione di bioriduzione stava avvenendo. Tuttavia, per alcuni piezometri la situazione permaneva immutata o addirittura le concentrazioni aumentavano. Un caso estremo è rappresentato dal Pz-07 che dopo una riduzione al di sotto dei valori della CSC (5 $\mu\text{g/L}$), in circa 2 anni ha registrato un aumento delle concentrazioni fino a 183000 $\mu\text{g/L}$ (vedi Figura 16).

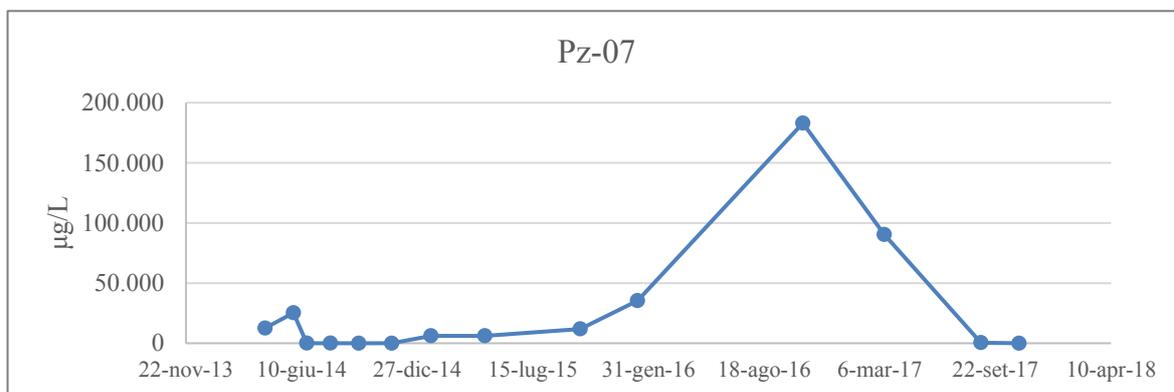


Figura 16. Evoluzione delle concentrazioni di Cromo esavalente rilevate nelle campagne dall'aprile 2014 all'ottobre 2016 nel Pz-07.

A seguito del rilevamento di tali valori si è proceduto ad attrezzare anche il Pz-07 come pozzo di pompaggio assieme agli altri 5 posti sul confine Sud della Ditta; i valori sono così repentinamente tornati sotto la soglia della CSC.

In conseguenza della lenta risposta dell'acquifero ad un generalizzato instaurarsi delle condizioni riducenti desiderate, i consulenti (P.S.V. S.r.l.) hanno proposto una ulteriore variante al Progetto Operativo di Bonifica (P.O.B.). La proposta, prendeva spunto da quanto già previsto dalla normativa, circa il trattamento delle acque provenienti dalle barriere idrauliche esistenti su siti in bonifica (D. Lgs. 152/06, art. 243, comma 5); infatti, si proponeva una variante che prevedeva che le acque emunte dalla barriera idraulica, una volta

depurate nell'impianto per il Trattamento delle Acque di Falda (T.A.F.), venissero sottoposte a reimmissione a monte idrogeologico nella batteria di cluster PR_Nord-A, previa miscelazione periodica con gli ammendanti (siero di latte in polvere), come consentito dal Testo Unico Ambientale (D. Lgs. 152/06, art. 243, comma 5).

La proposta di variante, volta a diminuire i tempi di bonifica in conseguenza della ricarica artificiale prodotta a monte del sito, è stata approvata dal Ministero dell'Ambiente e nel luglio 2017 è stata attivata, come da Figura 17 (Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare n. 470 del 04/11/2016).

La più recente proposta di variante al POB, avanzata dalla Ditta, mirava a far fronte alle continue contestazioni da parte degli Enti di controllo riguardanti il mancato rispetto della portata complessiva derivata dalla barriera idraulica, indicata nelle fasi iniziali della MISE in 5 L/s. Allo scopo di dimostrare con prove in campo la portata attualmente derivabile dalla barriera idraulica, la Ditta ha condotto nuove prove a gradini di portata sui 6 pozzi attualmente in pompaggio, conseguentemente alle mutate condizioni del mezzo poroso. Quest'ultimo infatti, per quasi 10 anni ha subito un'intensa attività di emungimento, la quale ha generato un effetto di trascinamento ed accumulo di particelle fini nella zona di richiamo, e per quasi 6 anni ha ricevuto l'immissione periodica di prodotti ammendanti, i quali hanno fatto proliferare una gran quantità di biomassa e hanno provocato una consistente produzione di ioni di Ferro e Manganese, depositatisi e fissatisi alla matrice solida. Tutti questi fattori, assieme alla nota crisi idrica che ha interessato tutto il territorio nazionale negli anni 2015-2017 (registrati i massimi valori di abbassamento dal 2008 per la falda in esame), diminuiscono sensibilmente la porosità efficace dell'acquifero.

Le portate di esercizio desunte dalle curve caratteristiche delle prove a gradini di portata sono riportate in Tabella 3 (P.S.V. S.r.l., 2017). Le portate attualmente autorizzate sono di 1 L/s per ogni pozzo-barriera.

Pozzo	Portata d'esercizio (L/s)
Pz - E1	0.10
Pz - E2	0.45
Pz - E3	0.60
Pz - E4	0.30
Pz - E5	0.45
Pz - 07	0.25
Totale	2.10

Tabella 3. Sintesi dei risultati delle prove a gradini di portata condotte sulla barriera idraulica.

I possibili effetti indotti dalle proposte di variante appena descritte saranno analizzati e discussi in questa tesi tramite modellazione numerica. In particolare, verranno valutate:

- La variazione nella dinamica della falda a seguito della reimmissione delle acque di falda a monte della barriera MISE;
- L'efficacia della barriera idraulica con le portate di emungimento individuate tramite prove a gradini.

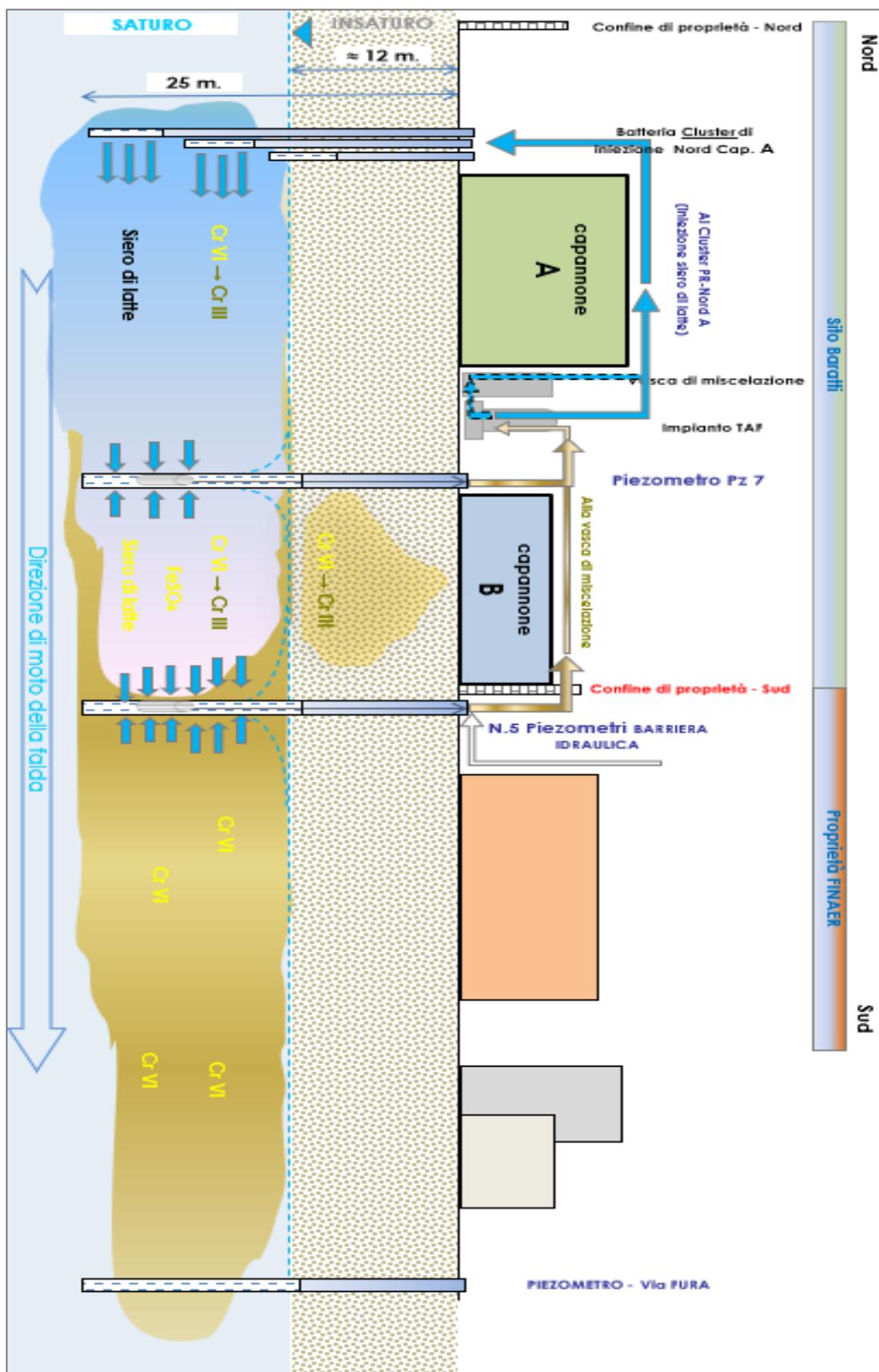


Figura 17. Sezione schematica della variante al POB con reimmissione delle acque di falda e attivazione del Pz-07 (P.S.V. S.r.l., 2016).

4 Metodi

Uno dei presupposti fondamentali per la riuscita di un'attività di bonifica delle acque sotterranee è la caratterizzazione delle proprietà dell'acquifero che ospita la contaminazione.

Nel caso in studio, solamente l'acquifero freatico, quindi più superficiale e non utilizzato a scopo idropotabile, risulta avere superamenti delle CSC per quanto riguarda Cromo esavalente e Cromo totale in diversi piezometri di monitoraggio. Le indagini sono state quindi focalizzate sulla definizione delle caratteristiche idrodinamiche del mezzo poroso saturo superficiale, acquisite tramite l'elaborazione di prove *in situ*, e lo sviluppo di un modello numerico idrogeologico, volto ad identificare una distribuzione rappresentativa della conducibilità idraulica dell'acquifero e successivamente il movimento della contaminazione al di fuori dell'area di proprietà della Ditta.

4.1 Stima dei parametri dell'acquifero tramite *slug test*

Data la disomogeneità dei risultati ottenuti nei vari test di acquifero realizzati precedentemente sui diversi piezometri della Ditta Baratti di Eredi Inselvini S.r.l., si è deciso, nell'ambito di questa tesi, di ricavare un'ulteriore stima della conducibilità idraulica tramite lo svolgimento di alcuni *slug test*.

Lo *slug test* è una prova di falda nella quale il livello dell'acqua in un pozzo/piezometro viene repentinamente "stressato" rispetto ad una condizione iniziale (statica) e monitorato nel tempo, in termini di variazioni di carico piezometrico, sino al ritorno al livello statico. Questa configurazione idrodinamica si può ottenere con vari metodi, ma quella operativamente più semplice consiste nell'introduzione (o estrazione) istantanea di un volume di acqua noto o di un cilindro solido nel perforo in esame. Le variazioni di carico piezometrico nel tempo, opportunamente elaborate, permettono di ottenere una stima della trasmissività e/o conducibilità idraulica del terreno, rappresentativa dell'immediato intorno del piezometro.

Nel caso in esame, si è optato per il metodo dell'introduzione di un volume di acqua noto all'interno di 4 piezometri interni al perimetro del sito in esame, denominati Pz-04, Pz-05, Pz-10 e Pz-11 e ubicati come in Allegato C.3. La collocazione delle prove è stata definita in modo da avere una buona distribuzione spaziale ed in maniera tale da non interferire con il cono di richiamo della barriera idraulica (la prova si è svolta a fine giugno 2017, antecedentemente all'attivazione del Pz-07).

Lo svolgimento del test è avvenuto secondo le seguenti fasi (Figura 18):

- Misura manuale del livello statico tramite sonda freatimetrica (l'adozione di un *data logger* non è stata ritenuta necessaria vista le permeabilità medio-basse rilevate nelle prove preesistenti);
- Sversamento repentino di una tanica da 20 L di acqua nel piezometro d'interesse con l'ausilio di un imbuto artigianale (cono stradale troncato dove il diametro corrispondeva al diametro interno del tubo piezometrico) e contemporaneo avvio di un cronometro;
- Misure del livello dinamico condotte sino al rilevamento del livello statico misurato inizialmente.



Figura 18. a) Materiali e allestimento di uno *slug test*; b) misura del livello dinamico.

L'interpretazione dei dati di uno *slug test* parte dalla misura dell'innalzamento iniziale del livello dell'acqua provocato dallo *slug* (in questo caso rappresentato da un volume d'acqua): se l'innalzamento massimo teorico (H_0 , calcolato per un cilindro con le stesse dimensioni dei piezometri in esame) differisce significativamente dal risultato osservato in campo, allora la successiva interpretazione della prova è da considerarsi dubbia.

È necessario considerare anche il tipo di risposta del livello dell'acqua all'inserimento dello *slug*. Secondo van der Kamp (1976) esistono genericamente di due tipi di risposte:

- *overdamped*, dove l'iniziale variazione del livello è seguita da un recupero graduale del livello dell'acqua;
- *underdamped*, quando invece la variazione è seguita da una sequenza di oscillazioni.

In Figura 19 sono mostrate le due tipologie di risposta, ottenute graficamente con *Excel* plottando i dati di abbassamento nel tempo per due tra i piezometri della Ditta sottoposti alla prova.

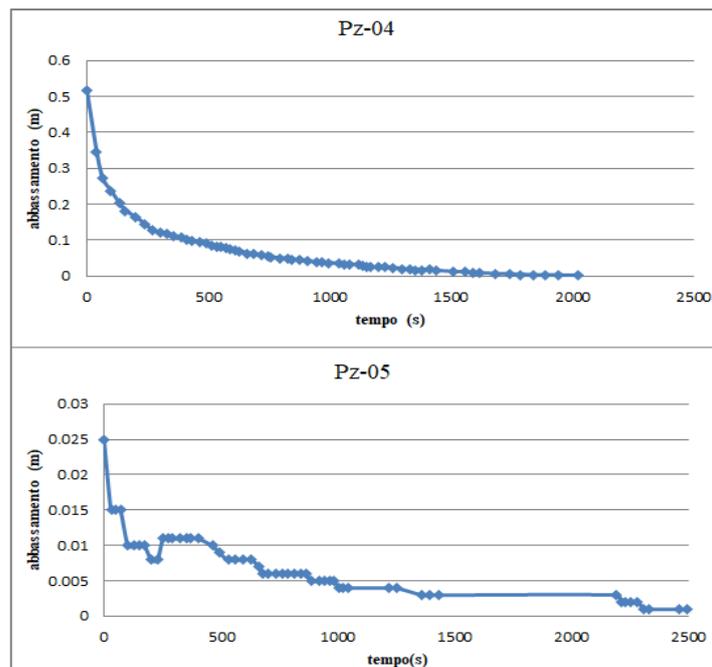


Figura 19. Risposte *overdamped* e *underdamped* ottenute rispettivamente per il Pz-04 e il Pz-05.

La risposta cosiddetta *overdumped* è quella “classica” e la maggior parte dei metodi di elaborazione sono stati sviluppati per elaborare questo tipo di andamento (Hvorslev, 1951; Bouwer & Rice, 1976). Diversamente per l’analisi dei piezometri che rispondevano in maniera *underdamped* è stata necessaria l’applicazione della soluzione sviluppata dalla *Kansas Geological Survey*, conosciuta come soluzione *KGS* (Hyder et al., 1994). Vengono di seguito descritte le formulazioni analitiche per l’elaborazione delle due tipologie di risposta. Uno schema grafico di un pozzo sottoposto all’immissione di uno *slug* è visualizzato in Figura 20, con indicazione delle misure utili all’analisi.

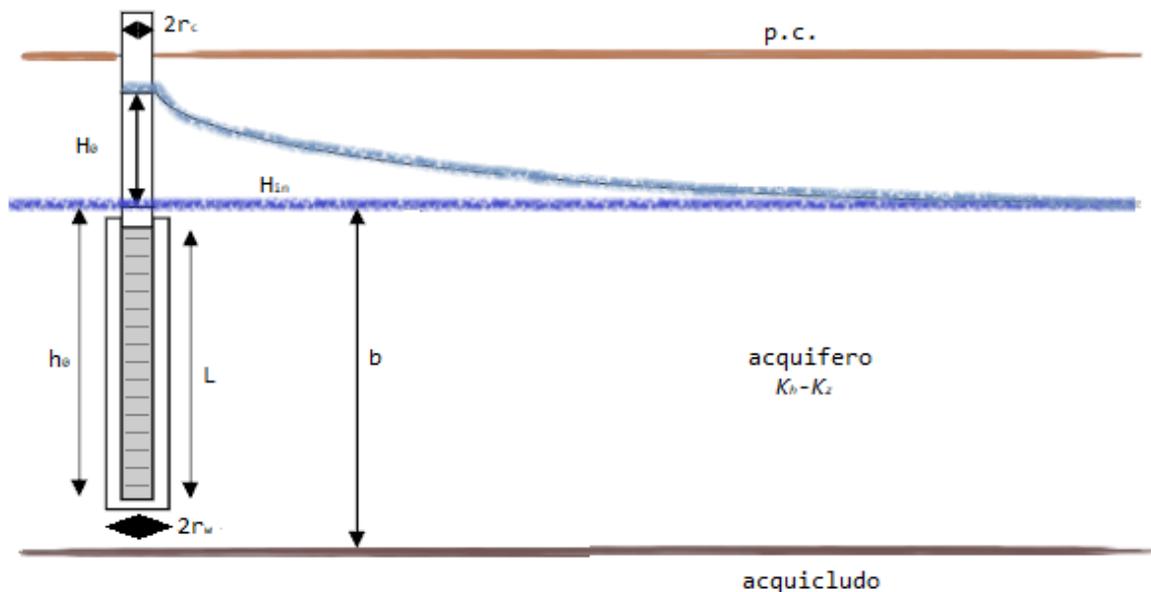


Figura 20. Schema di un piezometro inserito in un acquifero freatico con indicazione delle misure utili all’analisi degli *slug test* (fonte: www.aqtesolv.com, modificata).

Il metodo di Hvorslev (1951) e di Bouwer & Rice (1976) partono dall’equazione che descrive il bilancio del flusso, $Q(t)$, fra il pozzo e il piezometro:

$$Q(t) = -A_c \frac{d[\Delta H(t)]}{dt} \quad (1)$$

dove A_c è l’area di una sezione del tubo del piezometro, $A_c = \pi r_c^2$ (L^2) e $\Delta H(t)$ è la variazione di livello nel tempo dal livello statico H_0 (L).

Entrambi inoltre assumono che il flusso in condizione di stato transitorio tra l’acquifero e il pozzo sia descritto in forma analoga alla soluzione per lo stato stazionario:

$$Q(t) = F \times k \times \Delta H(t) \quad (2)$$

dove k è la conducibilità idraulica (LT^{-1}) e F è un *fattore di forma* (L) costante. L’assunzione alla base di questa equazione è che l’acquifero abbia immagazzinamento nullo.

La costante F è stata definita da Hvorslev attraverso lo sviluppo di numerosi casi di studio e il suo valore per un caso generico in cui la lunghezza del tratto filtrato L è molto maggiore del raggio del filtro r_w (come il caso in esame dove il tratto filtrato saturo del pozzo $L=6.7$ m e il raggio del piezometro $r_w=0.07$ m) è:

$$F = \frac{2\pi L}{\ln(L/r_w)} \quad (3)$$

e quindi la conducibilità idraulica è facilmente calcolabile a partire dalle sole caratteristiche di costruzione del pozzo e dalle tempistiche di variazione dei livelli dinamici.

Lo *shape factor* di Hvorslev presuppone inoltre che l'acquifero sia infinito in tutte le direzioni dello spazio; Bouwer & Rice hanno sviluppato un'analisi che permette invece di descrivere le proprietà di acquiferi con spessore finito, quindi con geometrie più realistiche.

Secondo il metodo Bouwer & Rice il fattore di forma F è scritto come:

$$F = \frac{2\pi L}{\ln(R_e/r_w)} \quad (4)$$

dove R_e è definito come il "raggio effettivo" lungo cui si dissipano le variazioni di livello piezometrico ed è espresso da due differenti equazioni a seconda che il filtro del pozzo/piezometro sia esteso, o meno, fino alla base della formazione. Essendo i piezometri della Ditta in esame filtrati fino a -25 m da p.c. rispetto ai -28 m da p.c. della base dell'acquifero, di seguito viene riportata soltanto la formula che descrive il denominatore dell'Equazione (4) per pozzi dove il filtro non è esteso fino alla base dell'acquifero:

$$\ln(R_e/r_w) = \left\{ \frac{1.1}{\ln\left(\frac{H}{r_w}\right)} + \frac{A + B \ln\left[\frac{(D-H)}{r_w}\right]}{\frac{L}{r_w}} \right\}^{-1} \quad (5)$$

in cui D è lo spessore saturo dalla base dell'acquifero, H è l'altezza dell'acqua nel piezometro ed A e B sono dei parametri adimensionali che dipendono dal rapporto fra la lunghezza del tratto filtrato L e il raggio del filtro r_w secondo il grafico in Figura 21 (C rappresenta il coefficiente da utilizzare per il caso in cui il filtro del piezometro è esteso fino alla base dell'acquifero).

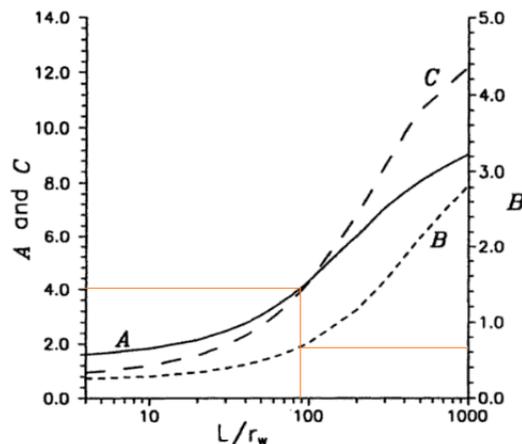


Figura 21. Coefficienti A, B e C di Bouwer & Rice. In arancione i valori assunti per gli *slug test* in esame ($L/r_w=88$).

Per i metodi Hvorslev e Bouwer & Rice è inoltre possibile incorporare l'anisotropia della conducibilità idraulica ($k_V \neq k_H$) trasformando il fattore di forma, F , secondo un coefficiente di anisotropia:

$$m = \sqrt{\frac{k_H}{k_V}} \quad (6)$$

e applicandola nel metodo di Hvorslev sullo *shape factor* secondo l'equazione:

$$F_m = \frac{2\pi L}{\ln(2mL/D)} \quad (7)$$

mentre per Bouwer & Rice r_w viene sostituito da r_{we} secondo la formula (Zlotnik,1994):

$$r_{we} = \frac{r_w}{m} \quad (8)$$

Per l'analisi dei piezometri della Baratti di Eredi Inselvini, il coefficiente m è stato definito come la radice quadrata di 0.1 (in assenza di informazioni sito-specifiche più dettagliate, si può supporre che la conducibilità verticale sia 1/10 di quella orizzontale).

L'assunzione alla base dei due metodi descritti, ovvero che il sistema sia descritto dall'equazione di flusso allo stato stazionario, introduce problemi nell'interpretazione dei dati: un acquifero con immagazzinamento nullo dovrebbe produrre una linea abbassamenti-tempo che sia retta nello spazio semi-logaritmico; non essendo questa una condizione reale (in natura tutti i corpi idrogeologici hanno un certo grado di compressibilità), la curva che descrive la risposta dell'acquifero allo stress indotto dalla prova non è mai rappresentata da un coefficiente angolare costante. Butler (1997) raccomanda una strategia per identificare la porzione più rappresentativa della curva di risposta, dalla quale si possa estrapolare una linea retta: per il metodo di Hvorslev suggerisce di prendere in considerazione solamente i dati compresi fra i rapporti di carico (H/H_0) rispettivamente del 15 e del 25%, mentre per l'analisi di Bouwer & Rice quelli compresi nell'intervallo 20-30%.

La soluzione KGS (Hyder et al., 1994), utilizzata per elaborare le risposte *underdamped* dei piezometri in esame, è stata sviluppata per pozzi che penetrano una porzione di acquifero uniforme, anisotropa e arealmente infinita. La legge che governa il flusso (allo stato transitorio) nell'acquifero è l'equazione alle differenze parziali che segue:

$$S_s \frac{\partial(\Delta h)}{\partial t} = k_h \left[\frac{\partial^2(\Delta h)}{\partial r^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial(\Delta h)}{\partial r} \right] + k_v \frac{\partial^2(\Delta h)}{\partial z^2} \quad (9)$$

dove S_s è l'immagazzinamento specifico, r e z sono rispettivamente la direzione radiale e verticale ($z = 0$ al tetto dell'acquifero e cresce in profondità).

La soluzione dell'Equazione (9) è derivata utilizzando la trasformata di Laplace e di Fourier ed il risultato è ottenuto utilizzando tecniche di inversione del problema. Questo metodo nel presente elaborato è stato applicato tramite il *software AQTESOLV (HydroSOLVE inc. 1989)*, il quale implementa la soluzione KGS per l'analisi degli *slug test*.

Le soluzioni ottenute in termini di conducibilità idraulica sono state utilizzate nella successiva modellazione numerica per stabilire, assieme alle altre prove esistenti, un *range* di valori di conducibilità rappresentativo per il sito in esame.

4.2 Interpolazione dei dati piezometrici e di concentrazione del contaminante

I dati piezometrici e di concentrazione dei contaminati raccolti da monitoraggi effettuati fra il 2014 e il 2016 da ARPA Lombardia sono stati interpolati al fine di ottenere mappe di distribuzione spaziale delle grandezze considerate, utili per l'impostazione della successiva modellazione numerica. La necessità di utilizzare grandi *dataset*, e di rappresentarli

graficamente, ha richiesto l'utilizzo di fogli di calcolo come *Excel*, per elaborare le statistiche descrittive e creare grafici, e il *GIS* (*Geographical Information System*, ad esempio *ArcGIS*) per posizionare i dati in un sistema di riferimento spaziale ed applicare su di essi elaborazione geostatistiche. Secondo Krešić & Mikszewski (2013) però, è bene osservare che un completo affidamento a programmi di calcolo può portare a conclusioni erranee poiché non sempre questi sono in grado di riconoscere determinate caratteristiche del sistema, spesso invece evidenti all'occhio di un idrogeologo.

L'elaborazione iniziale ha quindi visto la creazione manuale di una mappa delle isofreatiche con metodo grafico di interpolazione lineare (triangolazione) dei pozzi monitorati da ARPA in un intorno significativo della Ditta (vedasi Paragrafo 5.2 per ulteriori dettagli sull'intorno considerato). L'interpolazione lineare presuppone che le equazioni che governano un sistema idrogeologico siano appunto di tipo lineare. Tuttavia, i processi naturali e antropogenici possono essere raramente descritti da tali formule. Inoltre, la creazione manuale di una mappa dei livelli di falda non permette la stima delle incertezze relative alla superficie interpolata; in altre parole, non si può definire se un dato è stato correttamente misurato, trascritto o elaborato.

Il passo successivo è consistito nella realizzazione di mappe generate da programmi informatici in grado di effettuare interpolazioni spaziali quali *Surfer* (*Golden Software* 2002) e l'estensione *Geostatistical Analyst* del programma *ArcGIS* (*ESRI* 2012). Questi *software*, che permettono invece l'analisi dell'incertezza, prevedono che le informazioni siano descritte da due coordinate spaziali, X e Y , e dal valore della variabile da interpolare; alla base del loro utilizzo vi è la suddivisione della superficie in una griglia bidimensionale, egualmente spaziata, utilizzata per il calcolo dei valori del parametro ove esso non è direttamente calcolato. Il risultato dell'interpolazione spaziale è una superficie in formato *raster*, funzione di X e Y , che rappresenta i valori assunti dalla grandezza interpolata nello spazio della griglia. La creazione della mappa avviene grazie a metodi di interpolazione geostatistica, ovvero basati sulla misura dell'autocorrelazione spaziale. Quest'ultima è un'assunzione secondo cui misure prese su punti vicini tra loro sono più simili rispetto a misure prese in punti distanti fra loro. Secondo Webster & Oliver (2007), il *kriging* è il metodo di interpolazione geostatistica ottimale perché minimizza l'errore quadratico medio delle misure interpolate (discrepanza media al quadrato fra i valori dei dati osservati e i valori dei dati stimati) ed è statisticamente *unbiased* (misure interpolate e misure effettive generalmente coincidono). Esistono diverse tipologie di *kriging*, ognuna delle quali presuppone diverse assunzioni e risultati; quelle utilizzate per questo lavoro sono:

- *Ordinary kriging*, che assume l'esistenza di un valore medio, non noto ma costante, e stima la media nelle interpolazioni vicine (utilizzato nel caso in esame per la mappatura delle isofreatiche).
- *Simple kriging* che assume l'esistenza di un valore medio noto (utilizzato invece per la mappatura delle isoconcentrazioni);

I metodi di interpolazione geostatistici sono basati sulla conoscenza della correlazione spaziale del *dataset*: piuttosto che assegnare uguale peso ad ogni punto di osservazione (come nel caso del metodo manuale di triangolazione), i pesi sono determinati dai dati osservati attraverso un semivariogramma (impiegato dal metodo del *kriging*). L'“importanza” di un dato (peso) detta come ogni valore misurato contribuisce alla stima del parametro in punti dove non è presente una misura (Webster & Oliver, 2007). L'analisi del semivariogramma permette di valutare la correlazione spaziale che esiste fra tutte le coppie di punti di osservazione. Il variogramma è descritto dalla varianza delle differenze della variabile in due punti campionati.

La varianza è la media degli scostamenti quadratici dal valore medio dei valori osservati:

$$\sigma^2 = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (z_i - m)^2 \quad (10)$$

dove z_i sono le misure, n il numero di misure e m è la media delle misure. Se due unità sono tra loro vicine, la loro differenza sarà piccola e così pure la corrispondente varianza. Al crescere della lontananza tra i punti, le differenze diventano più grandi e la varianza assume valori maggiori.

In Figura 22 è riportato, a titolo di esempio, il semivariogramma per la piezometria di dicembre 2016 (i dettagli sulle campagne piezometriche considerate nel presente elaborato sono riportati nel Paragrafo 5.2).

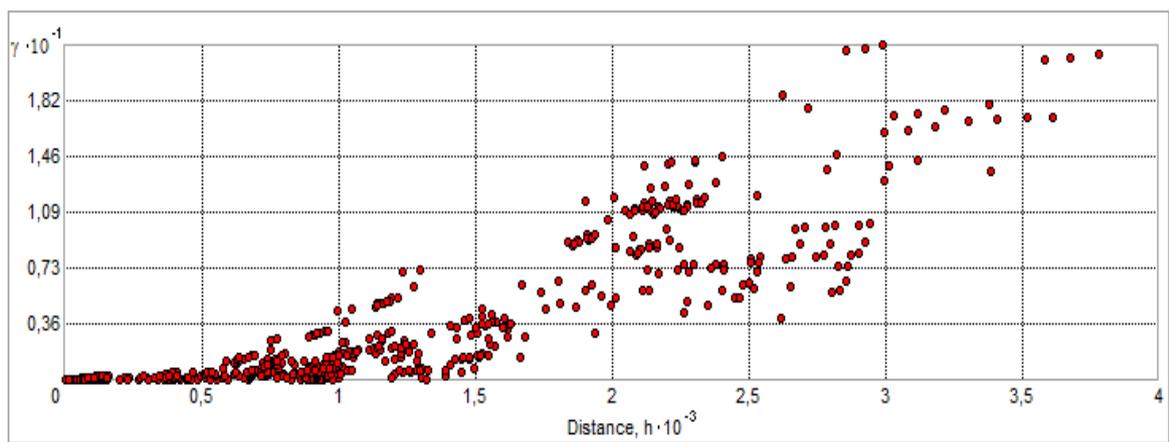


Figura 22. Variogramma sperimentale calcolato con *Geostatistical Analyst* per la piezometria di dicembre 2016. Ogni punto rappresenta una coppia di valori; sull'asse x la corrispondente distanza (1=1000 m) e sull'asse y i valori di varianza.

Il semivariogramma fornisce una prima stima dell'accuratezza dei dati: se, ad esempio, apparissero coppie di valori (punti rossi in Figura 22) spazialmente vicine tra loro (quindi spostate verso lo 0 dell'asse x) e con valori di varianza più alti di quelli attesi, sarebbe necessario interrogarsi sulla validità dei dati stessi.

L'utilizzo della geostatistica presuppone inoltre una conoscenza di concetti di base quali *trend* ed anisotropia:

- I processi fisici che regolano i sistemi idrogeologici spesso portano a variazioni sistematiche nei parametri, le quali, su dati monitorati a larga scala, vengono chiamate *trend*. I *trend* sono delle formule che generano errori non casuali e deterministici e la loro rimozione dai modelli geostatistici (i.e. *kriging*) produce interpolazioni più accurate (Krešić & Mikszewski, 2013). Per esempio, nel caso in esame, un *trend* è stato definito dal gradiente idraulico naturale della falda (Figura 23), il quale potrebbe rappresentare l'andamento della superficie piezometrica ma la formula risulterebbe troppo regolare per descrivere una superficie che in natura non lo è mai perfettamente.

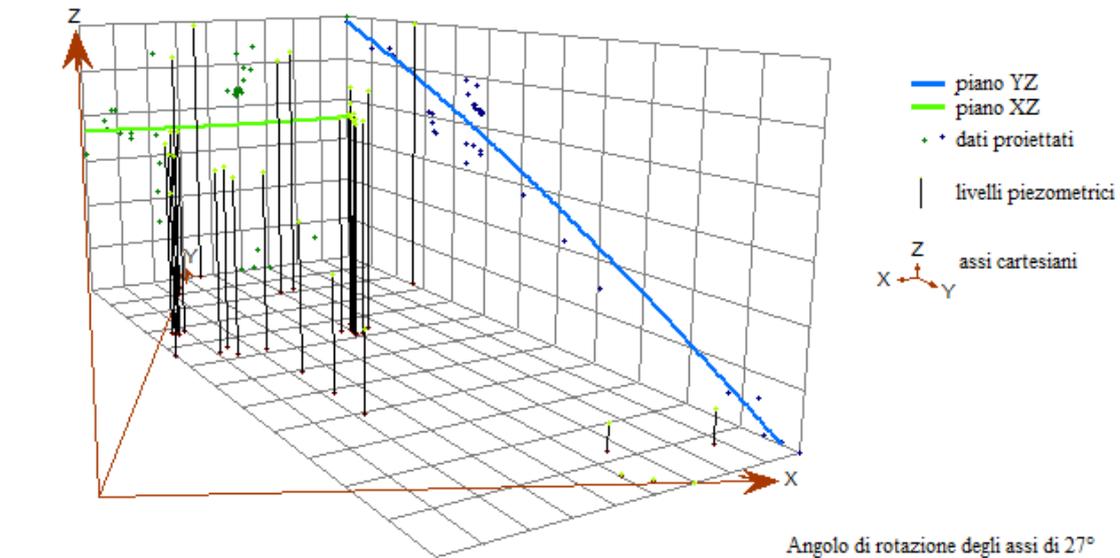


Figura 23. Analisi del *trend* per i dati piezometrici di dicembre 2016 (ARPA, 2017) svolta con *Geostatistical Analyst*; in azzurro la linea che rappresenta la superficie piezometrica.

- L'anisotropia è la ragione per cui un processo fisico può avere orientazioni preferenziali e quindi durante l'interpolazione di un parametro in un punto a , una misura piezometrica lontana ma con una direzione parallela all'orientazione preferenziale può risultare più simile nei valori al punto a rispetto ad una misura piezometrica equidistante ma con direzione perpendicolare a quella preferenziale. Questo determina una correlazione spaziale che varia nelle diverse direzioni. La ragione di queste influenze direzionali potrebbe non essere definita, nonostante possano essere quantificate statisticamente (ESRI, 2003). In Figura 24a, a titolo di esempio, è riportato il semivariogramma calcolato per i soli punti che si trovano tra loro in direzione NE-SO (sulla campagna piezometrica di dicembre 2016), affiancato dalla CTR dell'area in esame con la distribuzione dei pozzi/piezometri; quest'ultima è l'orientazione preferenziale, calcolata statisticamente dall'estensione *Geostatistical Analyst* di *ArcGIS*, ovvero la direzione che mostra una maggiore correlazione spaziale (quindi un minor valore di varianza) tra le coppie di punti che ne giacciono all'interno. In Figura 24b si visualizza invece il semivariogramma dato dalle coppie di punti che tra loro possiedono una direzione circa perpendicolare a quella preferenziale: si evidenzia come la varianza, per tali coppie, assuma valori molto più elevati.

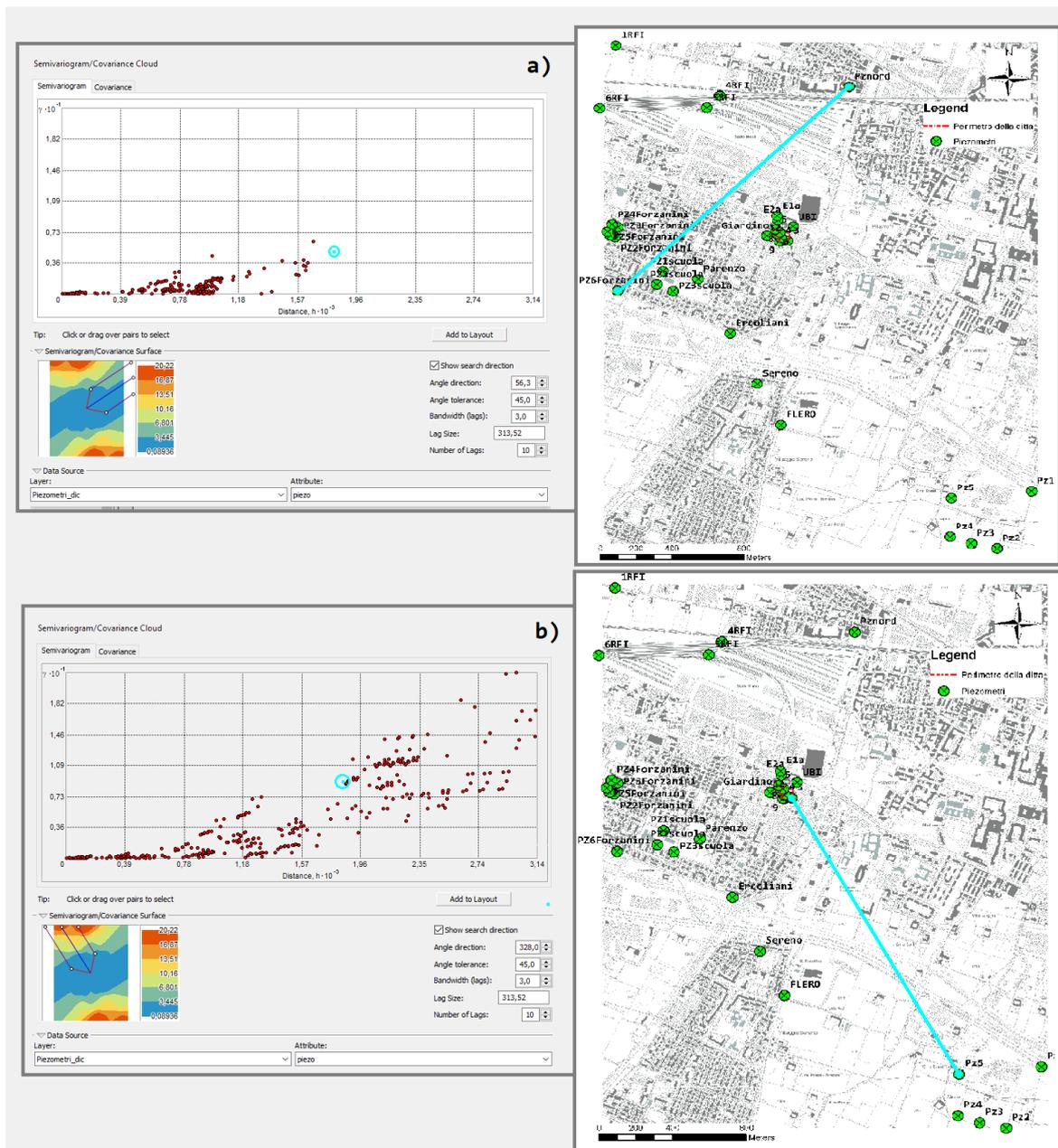


Figura 24. a) Correlazione spaziale e semivariogramma per la direzione preferenziale calcolata da *Geostatistical Analyst*. b) Correlazione spaziale e semivariogramma per la direzione perpendicolare a quella preferenziale. Evidenziate in azzurro nel semivariogramma e nella mappa delle isofreatiche due coppie di punti con simile distanza ma varianza decisamente superiore per la coppia con direzione circa perpendicolare a quella preferenziale.

Il grosso vantaggio dell'utilizzo di programmi come *ArcGIS Geostatistical Analyst* e *Surfer* risiede nella possibilità di misurare l'incertezza sulla stima della variabile nei punti di misura: un esempio classico di analisi dell'incertezza è la *cross-validation*; essa consiste nella rimozione di singole misure dal *dataset* al fine di determinare se il valore prodotto in quel punto dall'interpolazione è comparabile con il valore effettivo, che è stato rimosso (Krešić & Mikszewski, 2013). La *cross-validation* dà un'idea di quanto accurata sia stata la predizione dei valori nei punti non misurati; visualizzabile tramite uno *scatter plot*, la regressione lineare tra i punti misurati e quelli predetti dal modello viene identificata da un'analisi statistica degli errori misurati sul *dataset* campionario. In generale, l'errore medio deve essere molto vicino allo 0, *RMS* e deviazione standard minimizzati e *RMS* normalizzato circa 1. Una comparazione fra *cross-validation* di un'interpolazione eseguita con

anisotropia e rimozione del *trend* e di un'altra dove queste caratteristiche non sono state valutate è visualizzabile in Figura 25.

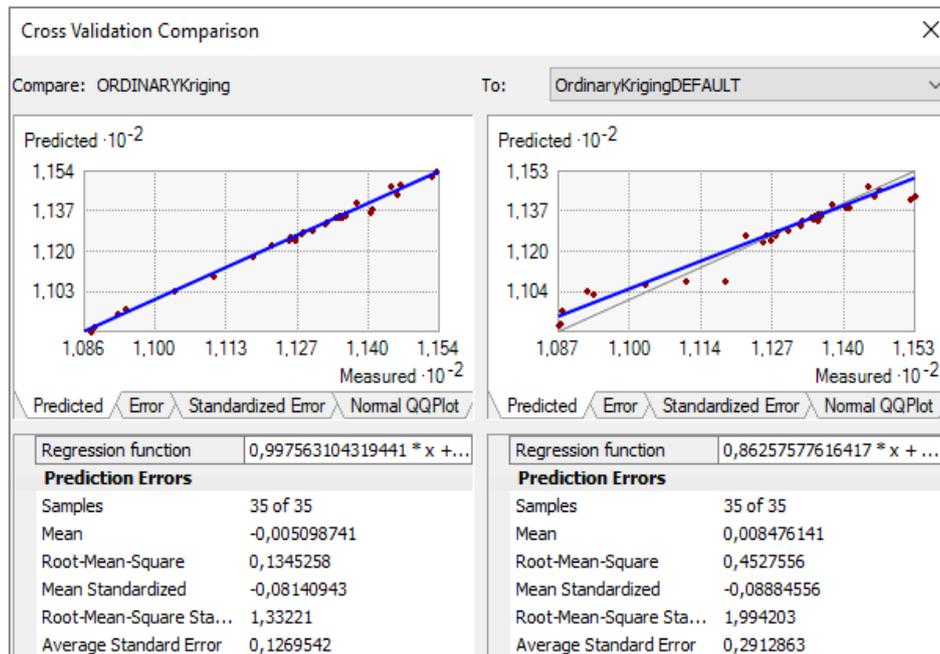


Figura 25. Comparazione fra *cross-validation*: a sinistra il modello geostatistico opportunamente detrendizzato e con anisotropia considerata; a destra modello di “default” calcolato da *Geostatistical Analyst*.

Successivamente alle elaborazioni riguardanti i dati piezometrici, si è proceduto alla creazione di una mappa di isoconcentrazione sulle analisi chimiche per il solo Cromo esavalente. Una delle soluzioni ottenute è stata realizzata con il metodo del *simple kriging* con *Geostatistical Analyst*. Per le motivazioni descritte successivamente (Capitolo 5), i dati di concentrazione del contaminante sono stati interpolati anche con l’ausilio del *software Surfer 8*, utilizzando i metodi del *kriging* e dell’*Inverse Distance Weighted (IDW)*. Il processo non prevede l’esclusione di dati a priori, come visto per la *tool* di *ArcGIS*. Nel caso di *Surfer*, infatti, i valori interpolati sono tutti quelli effettivamente misurati durante le campagne di monitoraggio considerate (vedi Paragrafo 5.2). L’*IDW* è un altro metodo di interpolazione geostatistico che si basa però sul pesare i valori del parametro in modo tale che l’influenza di un dato su di un altro decresca con la potenza della distanza fra i due (Krešić & Mikszewski, 2013). Ogni punto di misura ha quindi un’influenza locale e il risultato grafico è spesso una distribuzione ad “occhi di toro”.

4.3 La modellazione numerica delle acque sotterranee

“Nonostante sia praticamente impossibile osservare separatamente tutti i fenomeni connessi ad un regime di flusso idrogeologico, una teoria corretta ne palesa ogni aspetto e pone attenzione alle proprietà più importanti del flusso” (Tóth, 1963).

Un modello è una rappresentazione semplificata di un sistema reale; in particolare, costruire un modello idrogeologico significa possedere uno strumento con il quale comprendere e simulare il flusso delle acque sotterranee. La modellazione, nel contesto idrogeologico, si occupa di riprodurre il percorso idrico nel sottosuolo ed il trasporto di contaminanti tramite l’uso delle equazioni che governano i processi fisici naturali. Quando questi processi sono descritti da equazioni differenziali, è possibile simulare un sistema idrodinamico attraverso approssimazioni delle soluzioni delle stesse in punti discreti; tale metodo viene definito come numerico e permette la descrizione di un fenomeno che varia nello spazio e nel tempo

attraverso l'applicazione di un codice numerico. Al codice si richiede quindi di calcolare la soluzione delle equazioni differenziali su di un dominio (area in esame) discretizzato, ossia suddiviso in maglie, al quale si assegnano delle condizioni al contorno, per esempio carichi piezometrici, assegnati ai limiti della griglia di discretizzazione.

Le condizioni iniziali ed al contorno sono la base della modellazione in quanto definiscono rispettivamente il punto di partenza per l'elaborazione del calcolo ed i rapporti dell'area modellata con l'esterno. La raccolta e l'interpretazione dei dati di campagna svolgono un ruolo fondamentale per una riproduzione quanto più fedele della situazione reale: oltre a definire il modello idrogeologico concettuale, permettendo la definizione quantitativa di tali condizioni, la quantità (spaziale e temporale) e qualità dei dati a disposizione influenzano la calibrazione dei risultati e, di conseguenza, l'affidabilità del modello.

Ad oggi sono state sviluppate diverse metodologie di calcolo (metodi numerici) per la risoluzione delle equazioni differenziali che descrivono il flusso dell'acqua sotterranea ed il trasporto dei contaminanti.

Il codice di calcolo utilizzato in questo lavoro di tesi è *MODular threedimensional finite-difference groundwater FLOW model* (Harbaugh et al., 2000), sviluppato dalla U.S.G.S., basato su un metodo numerico alle differenze finite.

4.3.1 Descrizione del codice numerico *MODFLOW*

MODFLOW è un codice di calcolo alle differenze finite che permette di simulare il flusso in corpi idrici sotterranei nelle tre dimensioni. Nell'idrogeologia ambientale è molto usato in combinazione con *MT3DMS* e *MODPATH*, altri due codici che, sulla base della simulazione di flusso calcolata da *MODFLOW*, ricostruiscono il percorso di potenziali inquinanti. Nel presente lavoro *MODFLOW* è stato utilizzato nella descrizione dell'acquifero investigato in combinazione con *MODPATH*, impiegato per ricostruire il movimento avvertivo della contaminazione prodotta dalla Ditta Baratti di Eredi Inselvini. Entrambi i codici sono stati utilizzati attraverso l'interfaccia grafica *Groundwater Vistas 6 (GV; Environmental Simulations Inc. 2011)*.

Un modello alle differenze finite è basato su una griglia che suddivide il dominio di modellazione in quadrati o rettangoli chiamati celle; carichi piezometrici e concentrazioni sono calcolati tramite sistemi di equazioni algebriche che approssimano le equazioni differenziali alla base del codice in punti discreti chiamati nodi. Esistono due tipi fondamentali di metodi numerici alle differenze finite, conosciuti come *mesh-* e *block-centered* (Rumbaugh & Rumbaugh, 2011): nel primo tipo, i nodi sono posizionati all'intersezione delle linee della griglia, mentre nel secondo, utilizzato in *MODFLOW* e *MODPATH*, i nodi sono posizionati al centro di ogni cella della griglia. In entrambi i casi, i livelli piezometrici e tutte le proprietà fisiche vengono assunte costanti all'interno dell'area-cella che contiene il nodo. La griglia è disegnata dal modellatore che può modificare il numero di righe (lungo la direzione x), colonne (direzione y) e *layers* (lungo la direzione verticale z). La griglia di modellazione è inizialmente creata in maniera regolare attraverso l'inserimento di un numero di righe, colonne e *layers*, che spesso è necessario raffittire in specifiche aree di interesse in modo da ottenere maggiore accuratezza dove è più necessaria. Oltre alla discretizzazione spaziale, il codice permette quella temporale: i modelli possono essere realizzati allo stato stazionario (*steady - state*), laddove si voglia simulare una distribuzione di carichi idraulici rappresentativa di condizioni idrogeologiche medie su un intervallo di tempo statisticamente significativo, o allo stato transitorio (*transient - state*)

quando invece si vogliono simulare distribuzioni di carico variabili nel tempo (e quindi variazioni di immagazzinamento).

MODFLOW è composto da un codice principale affiancato ad una serie di moduli indipendenti, a loro volta raggruppati in *packages*. Ogni *packages* è relativo alla simulazione di una particolare proprietà dell'acquifero.

La seguente equazione alle differenze parziali è quella utilizzata nel codice numerico *MODFLOW*, per descrivere il flusso delle acque sotterranee (Spitz and Moreno, 1996):

$$\frac{\partial}{\partial x} \left[K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right] + W = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (11)$$

Dove:

- K_{xx}, K_{yy}, K_{zz} sono i valori di conducibilità idraulica lungo le tre direzioni x, y, z (L/T);
- h è il carico piezometrico (L)
- W è il flusso volumetrico per unità di volume, che rappresenta le entrate e le uscite di acqua da un volume infinitesimo di controllo (T^{-1})
- S_s è l'immagazzinamento specifico del materiale poroso (L^{-1})
- t è il tempo (T)

Questa equazione, associata alle condizioni iniziali ed al contorno, descrive il flusso transitorio lungo le tre direzioni cartesiane, in un mezzo poroso, eterogeneo ed anisotropo, in condizioni confinate. In particolare, essa esprime come la variazione totale del flusso nelle tre dimensioni dello spazio sia uguale alla variazione dell'immagazzinamento e deriva dalla combinazione della legge di Darcy con il principio di conservazione della massa. I parametri fondamentali su cui si basa sono la conducibilità idraulica K e l'immagazzinamento S_s (S_y nel caso di acquifero libero). Tuttavia, un modello realizzato allo stato stazionario non considera variazioni di flusso nel tempo e S_s non ha quindi effetto nel calcolo perché costante. In tal caso la distribuzione del carico dipende quindi soltanto dalla distribuzione di conducibilità idraulica.

Per ricavare un'unica soluzione dall'equazione di flusso è necessario specificare le condizioni al contorno del modello, ovvero le condizioni di carico idraulico o di flusso sulle celle ai confini del dominio. In *MODFLOW* le *boundary conditions* (BC in *GV*) applicabili al modello sono di tre tipologie:

- Condizione di carico assegnato o di Dirichlet, quando si vuole specificare un carico idraulico che rimane costante (per esempio il livello di un corpo d'acqua o una distribuzione di carichi piezometrici);
- Condizione di flusso assegnato o di Neumann, quando la quantità di flusso passante per una cella rimane costante (ad esempio flussi da o verso un corpo d'acqua o l'estrazione e l'immissione di acqua dai pozzi);
- Condizione di flusso dipendente da una costante o di Cauchy, quando il flusso è calcolato in dipendenza del carico idraulico in quel punto (nei casi dove si debbano simulare corpi d'acqua il cui rapporto con la falda non è ben definito a priori).

Tramite l'interfaccia *Groundwater Vistas* esiste anche la possibilità di assegnare delle condizioni non dipendenti dalla griglia ma definite da coordinate spaziali (x e y). Queste condizioni sono aggiunte al modello come *Analytic Elements* e hanno permesso, nel caso in esame, l'inclusione di pozzi di pompaggio e reimmissione (*well*), particelle di contaminante

(*particle*), carichi idraulici “obiettivo” per la calibrazione del modello (*target*) e “punti guida” (*pilot point*) per la valutazione tramite *PEST* della permeabilità dell’acquifero (vedasi Paragrafo 4.3.2).

Dal momento che il modello realizzato in questo studio verrà utilizzato anche a scopi previsionali, è stato necessario effettuare una calibrazione dello stesso. Il processo consiste nel confrontare i carichi osservati nella realtà con i carichi simulati dal modello, in punti di controllo noti come *targets* (Anderson et al., 2015). La “bontà” della calibrazione viene valutata in genere tramite lo scarto quadratico medio normalizzato (*Normalized Root Mean Squared*), ovvero lo scarto medio al quadrato, tra i valori misurati e osservati, diviso per la massima differenza dei carichi piezometrici osservati:

$$NormalizedRMS = \frac{RMS}{(x_{obs})_{max} - (x_{obs})_{min}} \quad (12)$$

dove lo scarto quadratico medio è definito come:

$$RMS = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n R_i^2}{n}} \quad (13)$$

ed R_i è la differenza fra il valore simulato e quello osservato (nota come residuo) mentre n è il numero di *target*.

La calibrazione può essere eseguita manualmente con la metodologia *trial & error* (Zheng & Bennett, 1995), ossia modificando parametri o condizioni al contorno fino ad ottenere un *RMS* soddisfacente, oppure in maniera automatica con l’applicazione di *software* come *PEST* che, in breve, produce una stima su base geostatistica dei parametri e ne restituisce i valori ottimali per calibrare il modello.

Altro passo fondamentale nella simulazione di modelli previsionali è la validazione con risultati passati e futuri. La validazione del modello che descrive l’acquifero in esame è stata svolta tramite l’utilizzo di varie campagne piezometriche, le quali andranno a confermare se il modello calcolato è applicabile anche a situazioni con carichi idraulici differenti (tramite la sostituzione dei *target* e delle condizioni al contorno del modello con quelle di dati presi su monitoraggi precedenti) attraverso un’ulteriore calibrazione di questi ultimi.

MODPATH è un programma di post-processing implementato in *MODFLOW* che permette di eseguire il *particle-tracking*, ovvero la visualizzazione delle linee che rappresentano le traiettorie di particelle fluide, inserite dal modellatore, sulla base delle distribuzioni dei livelli piezometrici ottenute con *MODFLOW*. Il calcolo viene effettuato utilizzando una semplice interpolazione lineare: per ogni cella del dominio di modellazione vengono plottate le componenti principali della velocità del flusso, risultanti in un singolo vettore velocità, che viene quindi utilizzato come via preferenziale di movimento delle particelle (Pollock, 1994). Si tratta quindi di una descrizione della sola componente avvertiva del trasporto, secondo cui le particelle sono trasportate passivamente dal flusso di acqua sotterraneo.

Per il caso di contaminazione della Ditta Baratti, l’applicazione di *MODPATH* è stata utilizzata, in congiunzione con l’interpolazione delle concentrazioni di Cromo esavalente (le quali hanno permesso di scegliere dove posizionare le particelle), per verificare l’efficacia della barriera idraulica nella captazione del contaminante nelle varie conformazioni al quale si è sottoposta o si prevede di sottoporre la falda (vedi Paragrafo 3.5.5).

4.3.2 Descrizione del software *PEST*

La calibrazione di un modello idrogeologico, oltre ad una buona conoscenza delle proprietà idrauliche del mezzo poroso, richiede spesso la definizione di zone con permeabilità uniformi definite dal modellatore sulla base di confini geologici o altre evidenze. In un processo di calibrazione manuale di tipo *trial & error*, una volta definite queste zone, si procede eseguendo numerosi tentativi di diminuzione dello scarto quadratico medio normalizzato (Equazione (12)), aggiustando le permeabilità fino ad ottenere un risultato soddisfacente.

Questo metodo di calibrazione manuale, nel caso in esame, era difficilmente applicabile a causa dell'elevata eterogeneità del sito in termini di conducibilità idraulica (già evidenziata dalle varie prove in sito; vedasi Paragrafo 3.5) ed a causa della scarsità di dati a disposizione sul resto del dominio di modellazione. In particolare, in tale contesto, la definizione di zone a conducibilità idraulica omogenea ha dovuto seguire soltanto l'interpretazione logica delle mappe delle isofreatiche, in quanto le mappe geologiche esistenti presumevano l'esistenza di un'unica litologia nell'intorno considerato (Figura 6 nel Paragrafo 3.2), la quale non possiede una distribuzione uniforme delle conducibilità idrauliche.

Nel presente lavoro è stata quindi utilizzata una metodologia alternativa per la definizione e la stima della distribuzione spaziale della conducibilità idraulica. Tale metodologia è basata sull'utilizzo dei *pilot point* per la rappresentazione della variabilità spaziale delle permeabilità, affiancato alla funzionalità *Regularisation* incorporata nel programma per la stima di parametri non lineari *PEST* (*Parameter ESTimation*; Doherty, 2016).

L'utilizzo dei *pilot point* come metodo di definizione spaziale dei parametri presuppone che i valori delle proprietà idrauliche siano assegnati ad una serie di punti distribuiti sul dominio di modellazione, piuttosto che direttamente sulle celle della griglia; i valori dei parametri idraulici sono poi calcolati sugli elementi del modello grazie ad un'interpolazione spaziale attuata sui *pilot point* (Doherty, 2003).

PEST è stato sviluppato da John Doherty e rilasciato nel 1994 (Doherty, 2016), periodo in cui non esistevano altri *software* per la stima dei parametri che fossero in grado di interagire con gli *input* e gli *output* di un codice numerico, quindi, in questo caso, con lo stesso *MODFLOW*. Da allora il programma si è evoluto passando dalla sola calibrazione automatica ad una più completa analisi dell'incertezza sulle previsioni del modello. Questo passaggio riconosce il fatto che i modelli ambientali sono costruiti per fare previsioni che servono spesso da supporto per importanti decisioni di gestione delle problematiche. Queste previsioni sono spesso accompagnate da una grande incertezza che va considerata in ogni strategia di *decision-making*; la quantificazione dell'incertezza permette la valutazione del rischio associato alle diverse strategie di gestione (Doherty, 2015a).

La teoria della calibrazione automatica si basa sulla risoluzione di un problema inverso tramite l'applicazione di formule complesse di algebra matriciale e analisi di probabilità. Nel caso in esame, il problema inverso consiste nel processo di stima dei valori di conducibilità idraulica a partire dai dati piezometrici analizzati precedentemente in maniera geostatica.

In una generica modellazione il modello M funge da tramite “passivo” fra gli input, i , ed i parametri idraulici p (ad esempio l’imposizione di carichi idraulici e di conducibilità idrauliche predefinite) e gli output o , ossia i risultati che si vogliono ottenere in termini di distribuzione del livello piezometrico). *PEST* si basa invece sull’inversione del problema, utilizzando così in maniera “attiva” il modello, il quale, a partire, per esempio, dalle misure piezometriche h , può ricavare una distribuzione di conducibilità idraulica, tale da riprodurre la distribuzione piezometrica “impostata” in *input* (Figura 26).

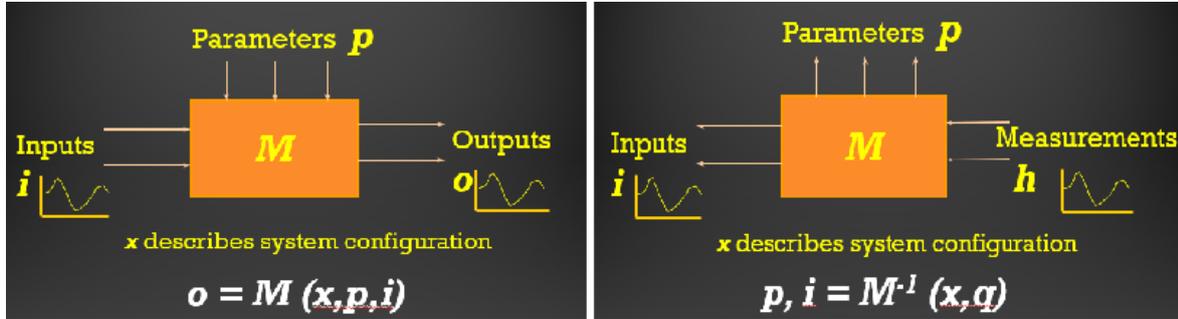


Figura 26. A destra è rappresentato lo schema di una “classica” modellazione. A sinistra, invece, si riassume come agisce la modellazione basata sull’inversione del problema.

PEST è basato su un algoritmo che ha lo scopo di minimizzare la “funzione obiettivo” definita come:

$$\varphi = (\mathbf{h} - \mathbf{M}\mathbf{p})^t (\mathbf{h} - \mathbf{M}\mathbf{p}) = \sum_{i=1}^p (h_i - o_i) \quad (14)$$

da cui:

$$\varphi = \sum_{i=1}^p (R_i)^2 \quad (15)$$

che rappresenta la sommatoria degli errori residui (R_i) al quadrato calcolati per le misure di livello piezometrico sulla base dei parametri da stimare. La funzione obiettivo fornisce quindi una misura della discrepanza fra il modello e la realtà: minore è la funzione obiettivo, più il modello è ben calibrato sui dati reali. Anche quando lavora in combinazione con i *pilot point* in *regularisation mode*, *PEST* è chiamato ad assicurare che la divergenza fra gli *output* del modello e le osservazioni reali sia minimizzata (Doherty, 2015b).

L’operazione che il modello esegue sui parametri è descritta dalla formula:

$$\mathbf{o} = \mathbf{Z}[\mathbf{k}] \quad (16)$$

per cui un particolare set di parametri \mathbf{k} , producono un set di output \mathbf{o} grazie al modello \mathbf{Z} che funge da operatore, il quale è rappresentato in *corsivo* perché in genere il modello non è lineare.

Questo processo richiede che il modello venga temporaneamente linearizzato, così da poter essere rappresentato da una matrice, per permettere lo sviluppo di una serie di metodi numerici che facilitano l’inversione del problema e l’analisi statistica Bayesiana. Quando ci si appresta ad utilizzare un qualsiasi tipo di analisi lineare, l’operazione del modello sui parametri è rimpiazzata da un’equazione tra matrici; al cuore di questa equazione sta la cosiddetta *Jacobian matrix*: una matrice di derivate parziali degli n output del modello che

corrispondono alle misure comprese nel dataset di calibrazione dei parametri “regolabili”, m , impiegati nel modello (in questo caso variano nel range di valori assegnato ai *pilot point*). Nello specifico, la *Jacobian matrix* è numericamente definita come:

$$J = \begin{bmatrix} \frac{\partial z_1}{\partial k_1} & \frac{\partial z_1}{\partial k_2} & \dots & \frac{\partial z_1}{\partial k_m} \\ \frac{\partial z_2}{\partial k_1} & \frac{\partial z_2}{\partial k_2} & \dots & \frac{\partial z_2}{\partial k_m} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \frac{\partial z_n}{\partial k_1} & \frac{\partial z_n}{\partial k_2} & \dots & \frac{\partial z_n}{\partial k_m} \end{bmatrix} \quad (17)$$

dove gli m elementi compresi nella i -esima riga sono le derivate del modello che appartengono agli output n della i -esima riga; le derivate sono scelte in base ad ognuno degli m parametri usati dal modello. L’operazione che il modello esegue sui parametri da:

$$\begin{aligned} o_1 &= z_1[\mathbf{k}] \\ o_2 &= z_2[\mathbf{k}] \\ &\vdots \\ o_n &= z_n[\mathbf{k}] \end{aligned} \quad (18)$$

diventa

$$\mathbf{o} = \mathbf{o}_0 + J \partial \mathbf{k} \quad (19)$$

con

$$\mathbf{o}_0 = \mathbf{Z}[\mathbf{k}_0] \quad (20)$$

e

$$\partial \mathbf{k} = \mathbf{k} - \mathbf{k}_0 \quad (21)$$

dove \mathbf{k}_0 rappresenta un set di “parametri di riferimento” e \mathbf{o}_0 gli output del modello calcolati con questi parametri di riferimento. Quando un modello è temporaneamente linearizzato come parte di un processo di stima dei parametri iterativo e non lineare, \mathbf{k}_0 cambia di iterazione in iterazione e la matrice Jacobiana è ricalcolata ad ogni variazione di \mathbf{k}_0 . All’inizio della calibrazione, \mathbf{k}_0 è rappresentato dai valori iniziali assegnati ai *pilot point*.

I *pilot point* permettono la deduzione, tramite il processo descritto, della distribuzione di aree a conducibilità idraulica variabile, evitando quindi la necessità di disegnare zone con conducibilità idrauliche che devono essere inventate dal modellatore. Al modellatore è richiesto di inserire un valore iniziale ed un limite minimo e massimo per ogni “punto guida” o “punto pilota”. Una quantità di questi ultimi viene quindi introdotta nel dominio di modellazione e viene chiesto a *PEST* di stimare la conducibilità idraulica in tali coordinate. A partire da questi punti discreti verrà successivamente compiuta un’interpolazione spaziale su tutte le celle della griglia del modello attraverso l’uso del *kriging*. Anche altri metodi di interpolazione spaziale potrebbero essere impiegati: un maggior numero di *pilot point* può rendere meno importante la scelta del tipo di interpolatore, a discapito dei soli tempi di esecuzione di *PEST*. Come visto nel Paragrafo 4.2, la base dell’interpolazione geostatistica descritta dal *kriging* è rappresentata dal variogramma, il quale, in questo caso, quantificherà la predisposizione di due punti qualsiasi ad avere conducibilità differenti, considerandone la distanza. Inoltre, siccome spesso alcuni parametri idrogeologici, se trasformati in logaritmo,

presentano una maggiore linearità, *PEST* suggerisce di eseguire l'interpolazione sui logaritmi dei parametri da calcolare, che verranno poi elevati alla potenza di 10 prima dell'importazione degli stessi nel modello.

“*Regularisation*”, metodo successivamente incorporato nel processo appena descritto, è il nome dato ad un'ampia classe di tecniche matematiche che possono essere usate per dare stabilità numerica ad un problema inverso attraverso l'introduzione di un'appropriata uniformità o altri vincoli sui valori dei parametri (Tikhonov, 1963). Le tecniche di regolarizzazione tentano di raggiungere la minimizzazione di una *measurement objective function*, ϕ_m , definita come:

$$\phi_m = (\mathbf{h} - \mathbf{M}\mathbf{p})^t \mathbf{Q}_1 (\mathbf{h} - \mathbf{M}\mathbf{p}) \quad (22)$$

e nella quale la discrepanza fra gli output simulati, $(\mathbf{h} - \mathbf{M}\mathbf{p})^t$, e i dati reali, $(\mathbf{h} - \mathbf{M}\mathbf{p})$, è misurata tramite una serie di pesi \mathbf{Q}_1 assegnati alle osservazioni reali e dalla quale l'equazione è risolta per un set di parametri ottimali \mathbf{p} che riduce ϕ_m ad un minimo; secondo il manuale di *PEST* (Doherty, 2015a) l'utilizzo dei pesi, calcolati per ognuno dei *target* in maniera inversamente proporzionale alla loro deviazione standard, permette di “diminuire” relativamente l'importanza delle aree in cui si ha più densità di dati, come nel caso in esame, dove si ha una grande densità di osservazioni piezometriche in zone discrete della griglia (i.e. la Ditta Baratti con i suoi 11 piezometri interni).

La minimizzazione di ϕ_m può non avere come soluzione un unico set di parametri ed inoltre può non condurre ad un set di parametri che rappresenti il sistema fisico in maniera sensibile. Per mitigare entrambe queste condizioni indesiderate, una *regularisation objective function* è sommata alla *measurement objective function* per formare una “funzione obiettivo globale”, della quale si ricerca sempre il minimo. La *regularisation objective function*, ϕ_r , è definita dalla seguente equazione:

$$\phi_r = (\mathbf{e} - \mathbf{R}\mathbf{p})^t \mathbf{Q}_2 (\mathbf{e} - \mathbf{R}\mathbf{p}) \quad (23)$$

dove \mathbf{R} è un operatore di regolarizzazione, che lavora sul set di parametri \mathbf{p} , ed \mathbf{e} esprime una serie di dati osservati “regolarizzati”, ovvero sulla quale vengono assegnati i rispettivi pesi contenuti in \mathbf{Q}_2 . Nel caso considerato, \mathbf{R} verrà usato come un operatore che azzerava le differenze tra valori di conducibilità tra loro spazialmente vicini, causando sul modello una condizione di “*preferred homogeneity*”.

La *global objective function* è invece descritta dalla formula:

$$\phi_g = \phi_m + \mu\phi_r \quad (24)$$

dove μ è una misura dei pesi dati alle osservazioni di regolarizzazione che viene calcolata autonomamente da *PEST*, come se fosse anch'essa un parametro, assegnando al programma una ϕ_m limite al di sotto della quale il modello è ritenuto calibrato. Quest'ultima diventa quindi la massima divergenza tollerabile fra gli output del modello e i dati misurati in campo. A *PEST* quindi, in *regularisation mode*, è richiesto di calcolare numericamente μ attraverso una procedura iterativa basata sulla momentanea linearizzazione del problema inverso di stima dei parametri (Doherty, 2003). Questo processo iterativo è ripetuto per ogni passo di ottimizzazione durante il quale i parametri sono aggiornati e il problema inverso viene così risolto da *PEST*.

Uno dei vantaggi della regolarizzazione risiede nella grande stabilità numerica, introdotta nella calibrazione dalla condizione di “preferibile omogeneità” fra parametri vicini. Infatti,

questo assicura che nessuno dei parametri sia insensibile o completamente correlato con qualsiasi altro parametro.

Nel contesto della modellazione dell'acquifero in esame, alla "funzione obiettivo limite" è stato dato un valore appropriato sulla base della calibrazione precedentemente realizzata senza l'utilizzo della regolarizzazione. In ogni caso, sono stati valutati un numero di *output* con diverse assegnazioni della ϕ_m limite e si è scelto quello in cui la stima dei parametri operata da *PEST* era più adeguata a rappresentare le reali condizioni del sistema e più sensata dal punto di vista geologico.

Quando utilizzata in combinazione con i *pilot point*, la regolarizzazione assegna un valore di zero (definito in *PEST* come *prior information*; Figura 27) alla differenza tra i logaritmi dei valori del parametro da stimare calcolata per ogni coppia di punti. Nella metodologia implementata da Doherty (2012), il peso assegnato a questa differenza (utilizzato nel riempire la serie Q_2 dell'Equazione (23) è calcolato come la radice quadrata dell'inverso del variogramma (quindi l'inverso della deviazione standard), moltiplicato per due; pertanto, i pesi assegnati ad ogni *prior information* sono inversamente proporzionali all'incertezza pertinente a quella coppia di dati; questa secondo Hill (1998) è una delle più appropriate metodologie per l'assegnazione dei pesi da utilizzare nel processo di stima dei parametri perché rinforza la condizione di *preferred homogeneity* imposta dalla regolarizzazione, vincolando punti tra loro vicini ad essere più simili fra loro sulla base dello stesso variogramma impostato inizialmente per l'interpolazione tramite *kriging*.

Nella pratica, per applicare questo metodo non è necessario che si conosca precisamente il variogramma dell'area di studio; ogni ragionevole approssimazione dello stesso sarà adatta alla parametrizzazione, definendo quindi il ruolo del variogramma nel processo di interpolazione/regolarizzazione come semplice indicatore della scala a cui può essere presente eterogeneità nel dominio del modello (Doherty, 2003).

Il risultato di questo procedimento è una matrice di conducibilità idrauliche calibrata sui dati piezometrici e con una distribuzione dei valori quanto più possibile omogenea, così da rappresentare, seppure approssimativamente, la realtà naturale dell'acquifero in esame.

```

PEST run mode:-

Regularisation mode

Case dimensions:-

Number of parameters           : 148
Number of adjustable parameters : 148
Number of parameter groups     : 1
Number of observations          : 24
Number of prior estimates       : 4292

```

Prior info name	Factor	Parameter	Prior information	Weight
i1k1	-1.00000	* log[kppp1]	+	
	1.00000	* log[kppp2]	=	0.00000 1.151
i1k2	-1.00000	* log[kppp1]	+	
	1.00000	* log[kppp3]	=	0.00000 0.9038
i1k3	-1.00000	* log[kppp2]	+	
	1.00000	* log[kppp3]	=	0.00000 1.151
i1k4	-1.00000	* log[kppp1]	+	
	1.00000	* log[kppp4]	=	0.00000 0.8120
i1k5	-1.00000	* log[kppp2]	+	
	1.00000	* log[kppp4]	=	0.00000 0.9038
i1k6	-1.00000	* log[kppp3]	+	
	1.00000	* log[kppp4]	=	0.00000 1.151
i1k7	-1.00000	* log[kppp1]	+	
	1.00000	* log[kppp5]	=	0.00000 0.7672
...
	1.00000	* log[kppp148]	=	0.00000 0.9568
i1k4288	-1.00000	* log[kppp143]	+	
	1.00000	* log[kppp148]	=	0.00000 1.586
i1k4289	-1.00000	* log[kppp144]	+	
	1.00000	* log[kppp148]	=	0.00000 1.146
i1k4290	-1.00000	* log[kppp145]	+	
	1.00000	* log[kppp148]	=	0.00000 1.433
i1k4291	-1.00000	* log[kppp146]	+	
	1.00000	* log[kppp148]	=	0.00000 1.938
i1k4292	-1.00000	* log[kppp147]	+	
	1.00000	* log[kppp148]	=	0.00000 1.081

Figura 27. Parte del file di registro dei dati creato dopo l'esecuzione di *PEST* in modalità "regolarizzazione". I parametri (148), o *pilot points*, previa trasformazione in logaritmo, vengono sottratti uno ad uno con i valori assegnati a punti vicini e ad ogni differenza viene imposto il valore 0 (*prior information*), come da regolarizzazione. Ad ogni *prior information* viene infine assegnato un peso (ultima colonna) calcolato sul variogramma.

5 Presentazione ed elaborazione dei dati raccolti

Il presente capitolo è volto all'illustrazione dei risultati ottenuti tramite le metodologie di elaborazione esposte in maniera teorica nel precedente capitolo, per quanto riguarda le prove *in situ* e le interpolazioni dei dati piezometrici e di concentrazione. Successivamente a tali elaborazioni, verrà illustrata l'implementazione del modello numerico di flusso, realizzato sulla base dei risultati di prove *in situ* ed interpolazioni, e su dati precedentemente acquisiti. Infine, verranno elencati i passaggi chiave della calibrazione automatica eseguita con *PEST*, il tipo di validazione adottata e l'utilizzo del modello per la simulazione delle varianti al POB.

5.1 Analisi degli *slug test*

L'elaborazione delle prove su pozzo singolo svolte nel giugno 2017 ha consentito di ottenere una stima delle conducibilità idrauliche rappresentative dell'immediato intorno dei piezometri soggetti a prova.

Lo svolgimento delle prove sui 4 piezometri interni al perimetro della Ditta Baratti di Eredi Inselvini ha condotto ai risultati descritti in questo paragrafo, con eccezione del Pz-11, il quale non ha portato a nessuna stima quantificabile di conducibilità poiché, all'inserimento dello *slug*, non è stata osservata alcuna variazione del livello freatico. Questo comportamento è probabilmente attribuibile al non completo sviluppo del piezometro (installato di recente) e quindi all'assenza di particelle fini nel ghiaietto della tasca filtrante. In tale condizione, il volume d'acqua iniettato come *slug* potrebbe essere stato disperso istantaneamente all'interno della tasca filtrante. I restanti tre piezometri hanno assunto comportamenti tra loro differenti, a partire da un dissimile innalzamento iniziale a seguito dell'inserimento dello *slug*. Il Pz-04 ha subito una variazione iniziale dal livello statico di 0.517 m mentre il Pz-05 ed il Pz-10, rispettivamente di soli 0.025 m e 0.013 m. Negli Allegati F.1-F.2-F.3 sono riportate le serie di misure per i 3 piezometri sottoposti alla prova con relativo grafico degli abbassamenti nel tempo. Il Pz-04 è inoltre l'unico ad avere restituito una risposta di tipo *overdamped* (Figura 19 del Paragrafo 4.1 e Allegato F.1) e quindi il solo a cui è stato possibile applicare le analisi "classiche" di Hvorslev (1951) e di Bouwer & Rice (1976). In Tabella 4 sono mostrate le informazioni relative ai parametri dell'acquifero e alle caratteristiche del pozzo (vedi Figura 20 del Paragrafo 4.1) che hanno permesso di risolvere le Equazioni (1) – (8), tramite l'utilizzo di *Excel*.

PARAMETRI DEL POZZO E DELL'ACQUIFERO	SIGLA	u.d.m.	DATI del Pz-04
Spessore Acquifero	D	m	28.000
Altezza dell'acqua nel piezometro	h	m	6.263
Lunghezza tratto fenestrato	L	m	6.780
Spessore saturo dalla base dell'acquifero	b	m	9.263
Livello statico	H_{in}	m	18.737
Innalzamento iniziale o massimo	H_{θ}	m	0.517
Innalzamento teorico	$H_{\theta th}$	m	2.468
Raggio piezometro	r_c	m	0.051
Raggio perforazione	r_w	m	0.076
Area di sezione del piezometro	A_c	m ²	0.008

← Tabella 4. Parametri del Pz-04 utilizzati nella stima della conducibilità idraulica per i tre metodi utilizzati: Hvorslev, Bouwer & Rice e soluzione KGS. La base dell'acquifero, come da stratigrafie, si è fissata a -28 metri da piano campagna; si è considerato che il tratto fenestrato sia della stessa dimensione dell'altezza dell'acqua nel pozzo sommata all'innalzamento iniziale.

In Tabella 5 e 6 si riportano i valori ottenuti per l'analisi di Hvorslev e di Bouwer & Rice per il Pz-04, con e senza considerazione dell'anisotropia fra conducibilità idraulica orizzontale e verticale. Per entrambe le analisi sono state fatte due diverse stime della conducibilità: una basata sulla media di ciascun valore di conducibilità valutata per ogni momento di misura del livello dinamico, ed una stimata invece sull'intervallo di misure di *head ratio* compreso fra il 15 ed il 25% per l'analisi di Hvorslev e fra il 20 e il 30% per quella di Bouwer & Rice (Butler, 1997; vedasi Paragrafo 4.1). Nelle Figure 28, 29 e 30 sono riportati i grafici, con relativi risultati, ottenuti tramite l'utilizzo del programma *AQTESOLV*, in grado di svolgere automaticamente la soluzione KGS (Hyder et al., 1994), per i 3 piezometri analizzati.

Metodo di Hvorslev (1951)			
PARAMETRI	SIGLA	u.d.m.	stima
<i>Shape factor</i>	<i>F</i>	m	9.481
Conducibilità idraulica media	<i>k</i>	m/s	2.640*10 ⁻⁶
Conducibilità idraulica stimata	<i>k</i>	m/s	1.893*10 ⁻⁶
con anisotropia ($k_h/k_v = 0.1$)			
Coefficiente di anisotropia	<i>m</i>	-	0.316
<i>Shape factor</i>	<i>F_m</i>	m	11.367
Conducibilità idraulica orizzontale media	<i>k_h</i>	m/s	2.200*10 ⁻⁶
Conducibilità idraulica orizzontale stimata	<i>k_h</i>	m/s	1.578*10 ⁻⁶

Tabella 5. Risultati ottenuti per il Pz-04 tramite l'analisi di Hvorslev con e senza anisotropia: stima della conducibilità idraulica media e della conducibilità idraulica stimata fra le misure corrispondenti ad *head ratio* del 15 e del 25 %.

Metodo di Bouwer & Rice (1976)			
PARAMETRI	SIGLA	u.d.m.	stima
Coefficiente di forma	<i>A</i>	-	4.000
Coefficiente di forma	<i>B</i>	-	0.600
Denominatore dello <i>shape factor</i>	$\ln(R_e/r_w)$	-	0.319
Conducibilità idraulica media	<i>k</i>	m/s	8.475*10 ⁻⁵
Conducibilità idraulica stimata	<i>k</i>	m/s	6.076*10 ⁻⁵
con anisotropia ($k_h/k_v = 0.1$)			
Coefficiente di anisotropia	<i>m</i>	-	0.316
Denominatore dello <i>shape factor</i>	$\ln(R_e/r_w)$	-	0.533
Conducibilità idraulica orizzontale media	<i>k_h</i>	m/s	5.072*10 ⁻⁵
Conducibilità idraulica stimata	<i>k_h</i>	m/s	3.338*10 ⁻⁵

Tabella 6. Risultati ottenuti per l'analisi di Bouwer & Rice con e senza anisotropia: stima della conducibilità idraulica media e della conducibilità idraulica stimata fra le due misure corrispondenti ad *head ratio* del 20 e del 30 %.

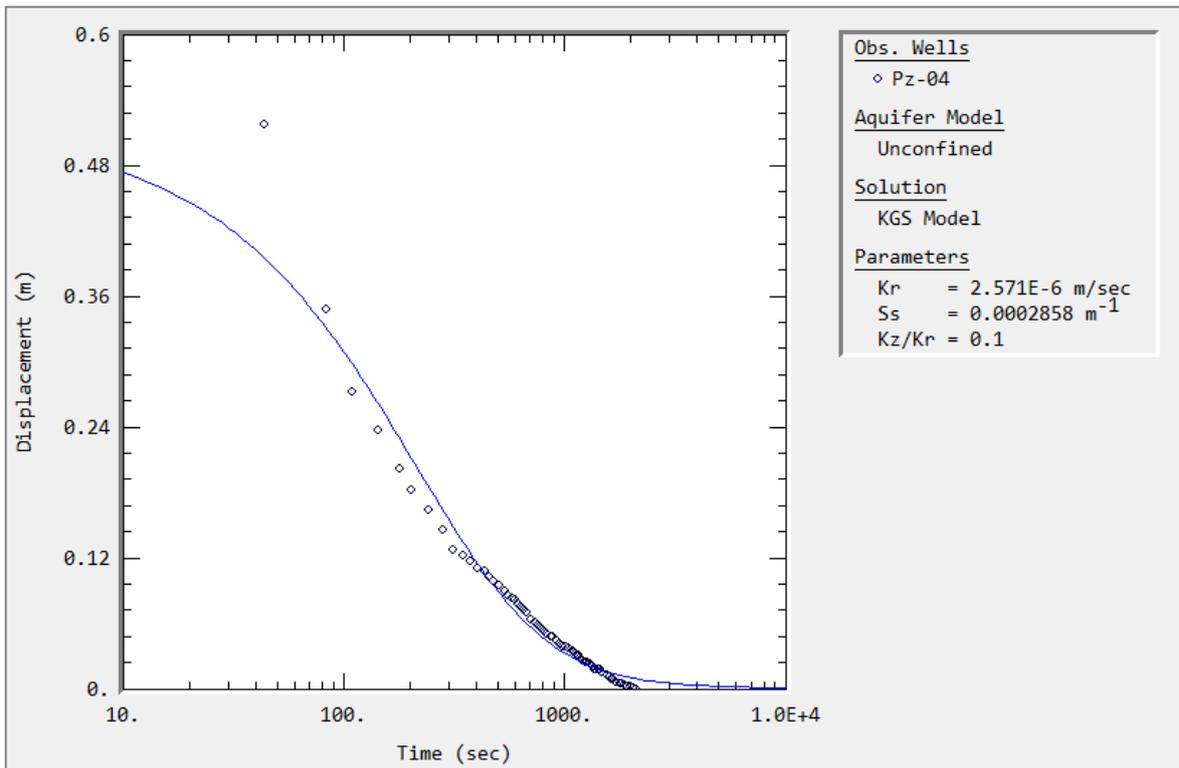


Figura 28. Grafico semi-logaritmico e soluzione KGS per acquifero libero svolta tramite l'utilizzo di *AQTESOLV* sulle misure ottenute per il Pz-04: la conducibilità idraulica e l'immagazzinamento specifico sono ottenuti dal programma tramite il raggiungimento, per iterazioni, della curva che meglio rappresenta i dati. La stima ottenuta ($k_r = k_h = 2.571 \cdot 10^{-6}$) differisce in maniera sensibile da quelle ottenute con le analisi precedentemente discusse.

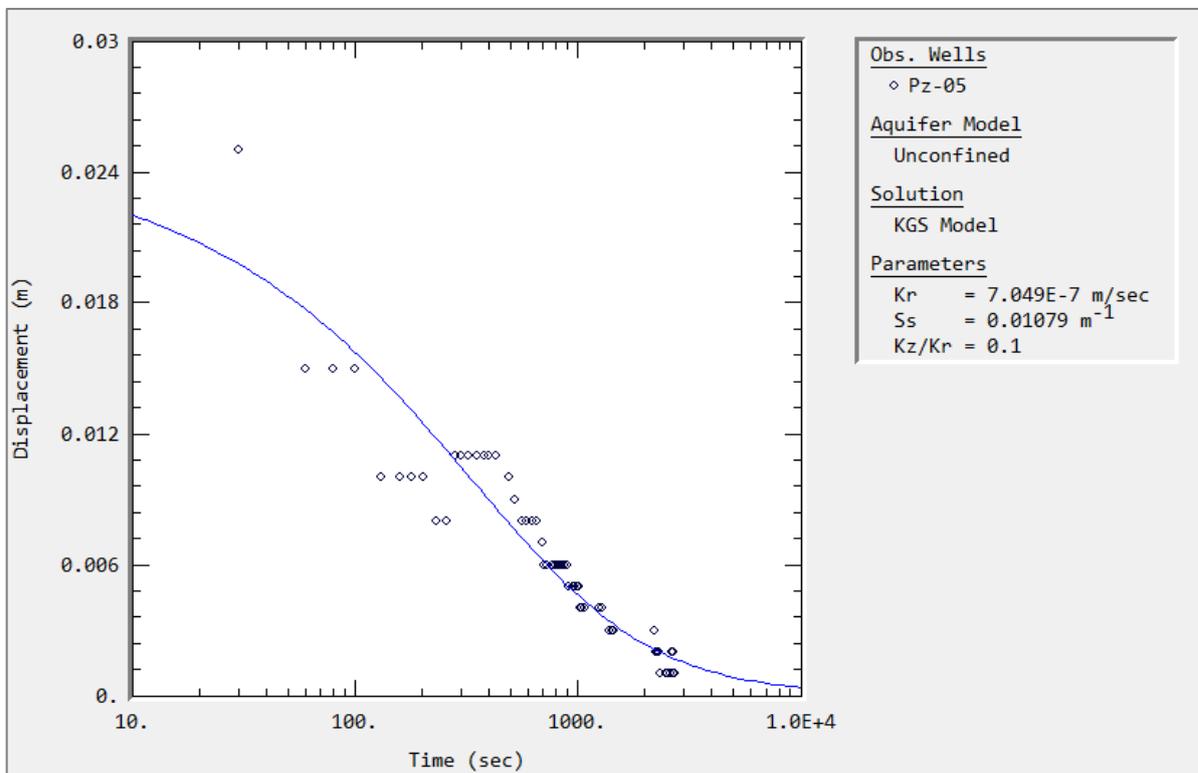


Figura 29. Grafico semi-logaritmico e soluzione KGS per acquifero libero svolta tramite l'utilizzo di *AQTESOLV* sulle misure ottenute per il Pz-05. La stima ottenuta ($k_r = k_h = 7.049 \cdot 10^{-7}$) è da ritenersi dubbia vista la grande differenza riscontrata fra innalzamento teorico e innalzamento massimo della tavola d'acqua.

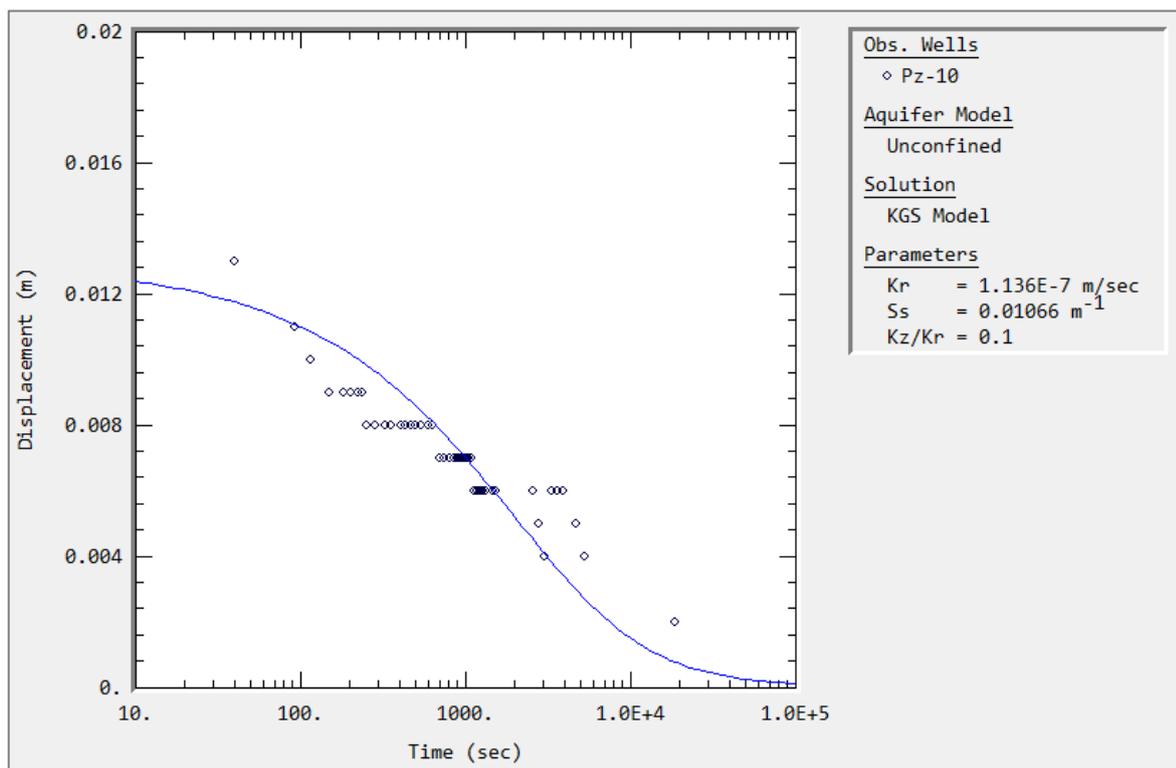


Figura 30. Grafico semi-logaritmico e soluzione KGS per acquifero libero svolta tramite l'utilizzo di *AQTESOLV* sulle misure ottenute per il Pz-10. La stima ottenuta ($k_r = k_h = 1.136 \cdot 10^{-7}$) è da ritenersi dubbia vista la grande differenza riscontrata fra innalzamento teorico e innalzamento massimo della tavola d'acqua.

L'interpretazione e la discussione dei dati appena presentati è rimandata al Capitolo 6, dove si argomenterà il loro utilizzo, in combinazione con i dati preesistenti di conducibilità stimati dalle prove di portata o con traccianti salini.

5.2 Interpolazione dei dati piezometrici e di concentrazione

Il monitoraggio piezometrico e delle concentrazioni del contaminante, effettuato dal 2008 ad oggi presso il sito in analisi, ha fornito una mole di dati molto consistente. Si è scelto, allo scopo di questo elaborato, di ridurre il *database* esistente agli ultimi anni di monitoraggio (2014-2017), considerati i più rappresentativi per gli scopi della modellazione numerica. I dati dei livelli di falda considerati nel presente elaborato sono stati raccolti durante le campagne di monitoraggio svolte da ARPA Lombardia tra il 2014 e il 2016, mentre quelli geochimici corrispondono alle più recenti analisi svolte per conto della Ditta in esame nel 2017 (P.S.V. S.r.l., 2018).

Per quanto riguarda i rilievi freaticometrici condotti da ARPA (che hanno interessato oltre 200 pozzi nella sola area del SIN) si è proceduto inizialmente con una selezione dei dati basata sulla vicinanza alla Ditta Baratti di Eredi Inselvini, georeferenziando i dati con *ArcGIS*. Si è scelto poi di selezionare 4 campagne piezometriche rappresentative, corrispondenti rispettivamente ad aprile 2014 (ARPA, 2014), giugno 2014 (ARPA, 2015), settembre 2016 e dicembre 2016 (ARPA, 2017); la selezione delle 4 campagne di monitoraggio è stata guidata anche dalla quantità di pozzi monitorati nelle vicinanze dell'area in esame in ogni singola campagna.

Sulle campagne selezionate è stata poi effettuata un'analisi statistica univariata con *Excel* che ha permesso una lettura delle distribuzioni di frequenza dei dati piezometrici e quindi una scrematura dei pozzi da considerare nella successiva modellazione. In particolare, a seguito dell'analisi statistica, sono stati eliminati alcuni valori piezometrici individuati come *outliers* e soprattutto quelle misure che, seppur nella media, contrastavano con quelle vicine per vari possibili motivi, quali ad esempio, errori di misura o trascrizione dei livelli, errori nella misurazione della quota topografica oppure livelli piezometrici che probabilmente appartengono all'acquifero più profondo (non sempre infatti nei dati ARPA sono riportate le profondità dei pozzi e le posizioni della parte filtrante).

L'interpolazione geostatistica dei monitoraggi freaticometrici così processati, ha portato alla realizzazione di 4 mappe rappresentanti l'aspetto della tavola d'acqua in un intorno ritenuto significativo alla Ditta Baratti di Eredi Inselvini. Questo intorno è stato scelto tramite una metodologia *trial & error*, seppur basandosi sul logico interesse di voler rappresentare maggiormente l'area a valle idrogeologica della Ditta; sono stati infatti condotti numerosi tentativi di interpolazione dei livelli variando i confini dell'area di analisi (e quindi il numero di pozzi) e la scelta è ricaduta sull'area di interpolazione ove le seguenti caratteristiche erano onnipresenti per le 4 campagne piezometriche:

- presenza del dato di livello su una quantità significativa di pozzi compresi nell'area;
- varianza tra le coppie di punti monitorati con distribuzione statisticamente corretta (vedi Figura 22 Paragrafo 4.2);
- possibilità di applicare un *detrending* dei dati basato sulla direzione di massima pendenza della tavola d'acqua;
- risultati soddisfacenti nella *cross - validation*;
- risultati grafici del *kriging* in accordo con altre mappe delle isofreatiche, create manualmente (Allegato G.1), tramite altri programmi quali *Surfer* o da ARPA per il SIN di Brescia (Figura 10 del Paragrafo 3.3).

Inoltre, le campagne di monitoraggio sono state selezionate in modo tale da riprodurre distribuzioni dei livelli piezometrici il più possibile rappresentative delle condizioni stagionali di un intero anno idrologico. In Figura 31 viene riportato il grafico che descrive le oscillazioni della soggiacenza della falda misurata nei piezometri della Ditta per il periodo di applicazione del Progetto Operativo di Bonifica (POB), che possono essere considerati rappresentativi dell'intorno significativo selezionato, con indicate le 4 campagne selezionate per l'elaborazione delle carte delle isopiezometriche del presente elaborato. Le piezometrie scelte ricadono in due periodi idrogeologicamente molto differenti, uno di alto piezometrico, che ha un culmine proprio nell'aprile 2014, ed uno di basso piezometrico nell'autunno-inverno 2016; queste campagne verranno utilizzate per la validazione della modellazione realizzata allo stato stazionario.

L'interpolazione geostatistica dei dati è stata effettuata tramite l'estensione di *ArcGIS*, *Geostatistical Analyst*, descritta nel Paragrafo 4.2. I passaggi salienti dell'interpolazione vengono sinteticamente schematizzati in Figura 32, tramite la visualizzazione delle finestre di dialogo utili all'inserimento del *detrending* e dell'anisotropia, precedentemente analizzate con i grafici in Figura 22 e 23. Le freaticometrie ottenute, per le 4 campagne descritte, sono riportate, in ordine temporale, nelle Figure 33, 34, 35 e 36. La *cross - validation*, svolta in ultima analisi su ognuna delle piezometrie considerate, ha condotto ad un valore di *RMS* normalizzato compreso in un *range* che varia da 1.13 per la campagna di dicembre a 1.66 per quella di giugno.

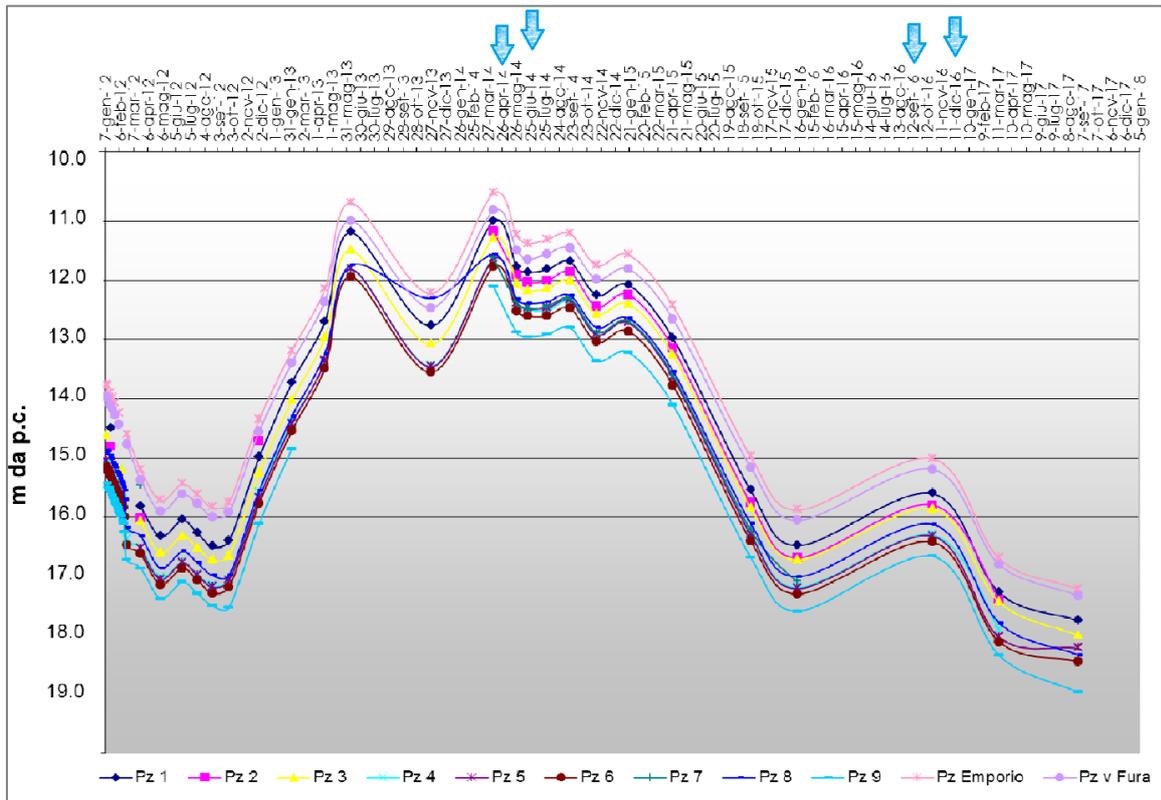


Figura 31. Grafico delle oscillazioni freatiche osservate nei piezometri di interesse del sito Baratti (P.S.V. S.r.l., 2018). Le frecce azzurre indicano le piezometrie scelte per la validazione della modellazione.

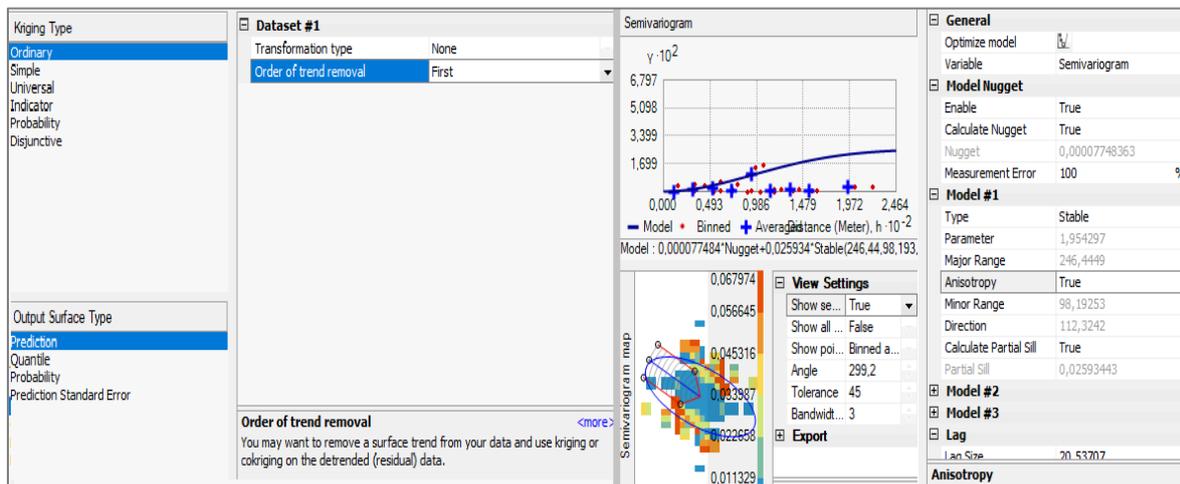


Figura 32. Impostazioni dell'interpolazione geostatistica. Da sinistra a destra: selezione della tipologia di *kriging* e dell'ordine di rimozione del *trend* (il leggero gradiente della tavola d'acqua può essere assimilato ad una retta, perciò un'equazione di primo grado); semivariogramma con indicazione della direzione di anisotropia.

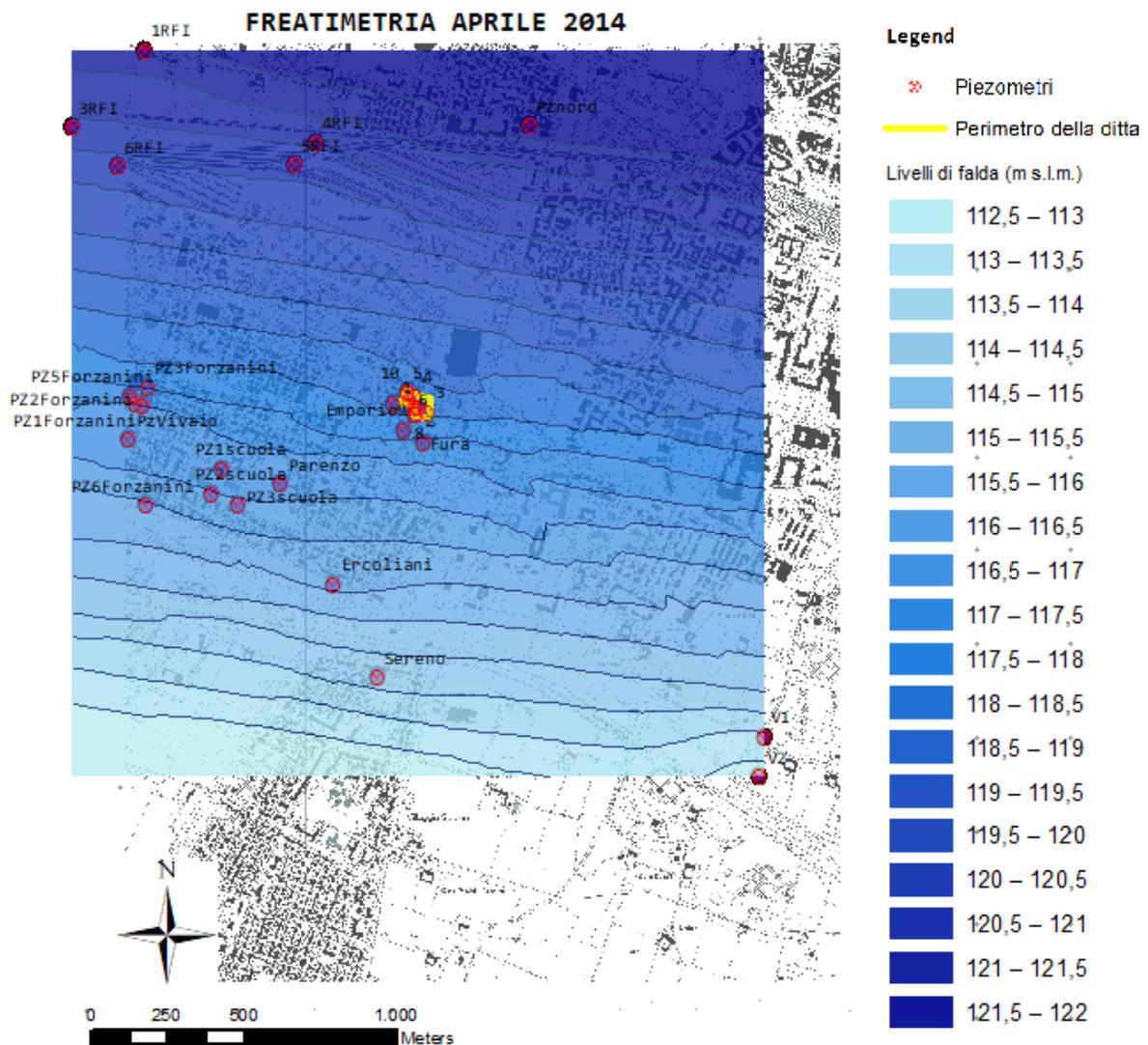


Figura 33. Mappa delle isofreatiche relativa ad aprile 2014, elaborata con *ArcGIS Geostatistical Analyst*. Il ritaglio di CTR sullo sfondo rappresenta il dominio successivamente scelto per la modellazione numerica, sulla base dei piezometri misurati da ARPA nell'ultima campagna piezometrica pubblicata (dicembre 2016).

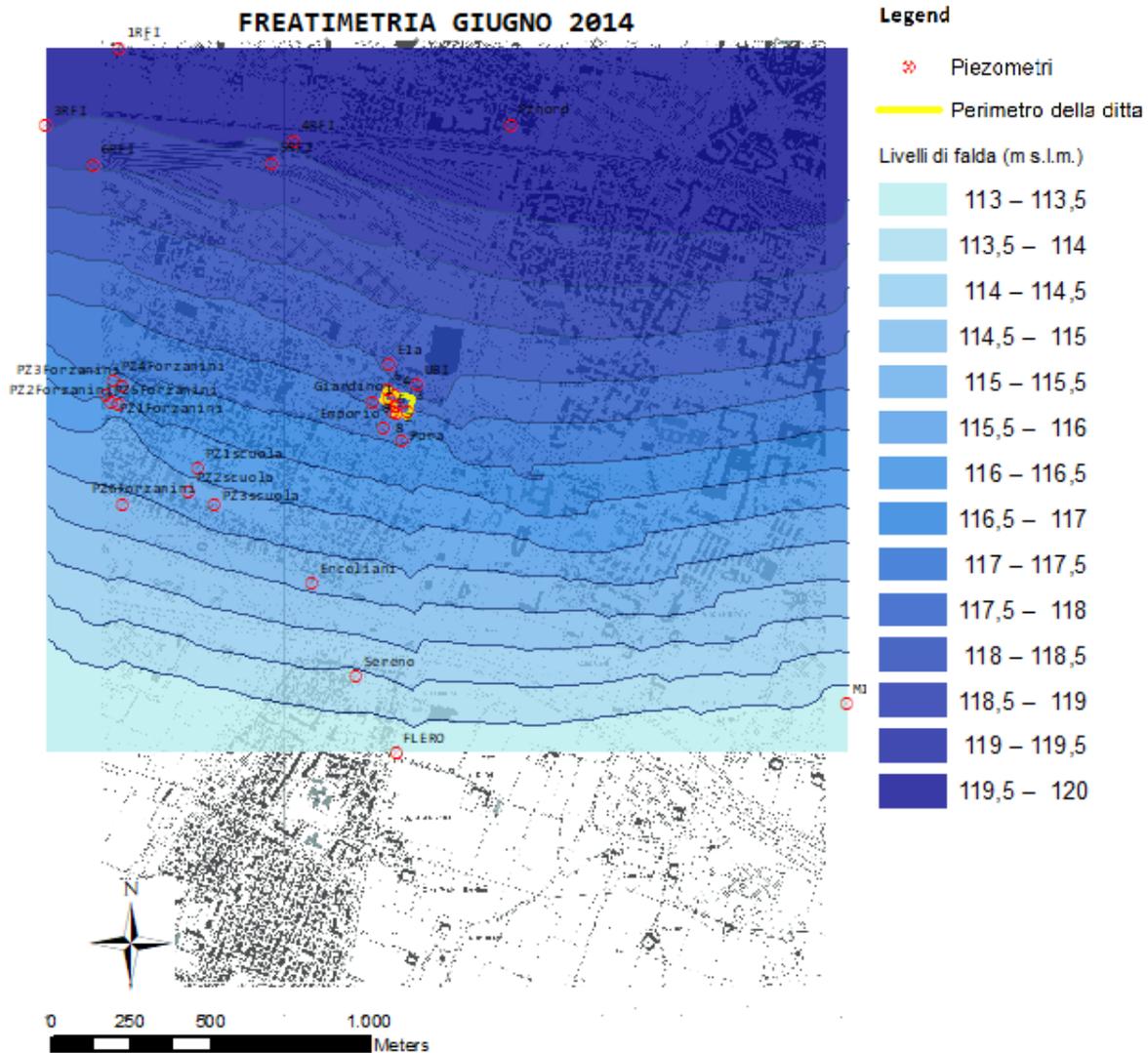


Figura 34. Mappa delle isofreatiche relativa a giugno 2014, elaborata con *ArcGIS Geostatistical Analyst*. Ben visibile l'influenza data dalle barriere idrauliche della Ditta Baratti di Eredi Inselvini e della Ditta Forzanini, localizzata immediatamente ad ovest del sito in esame.

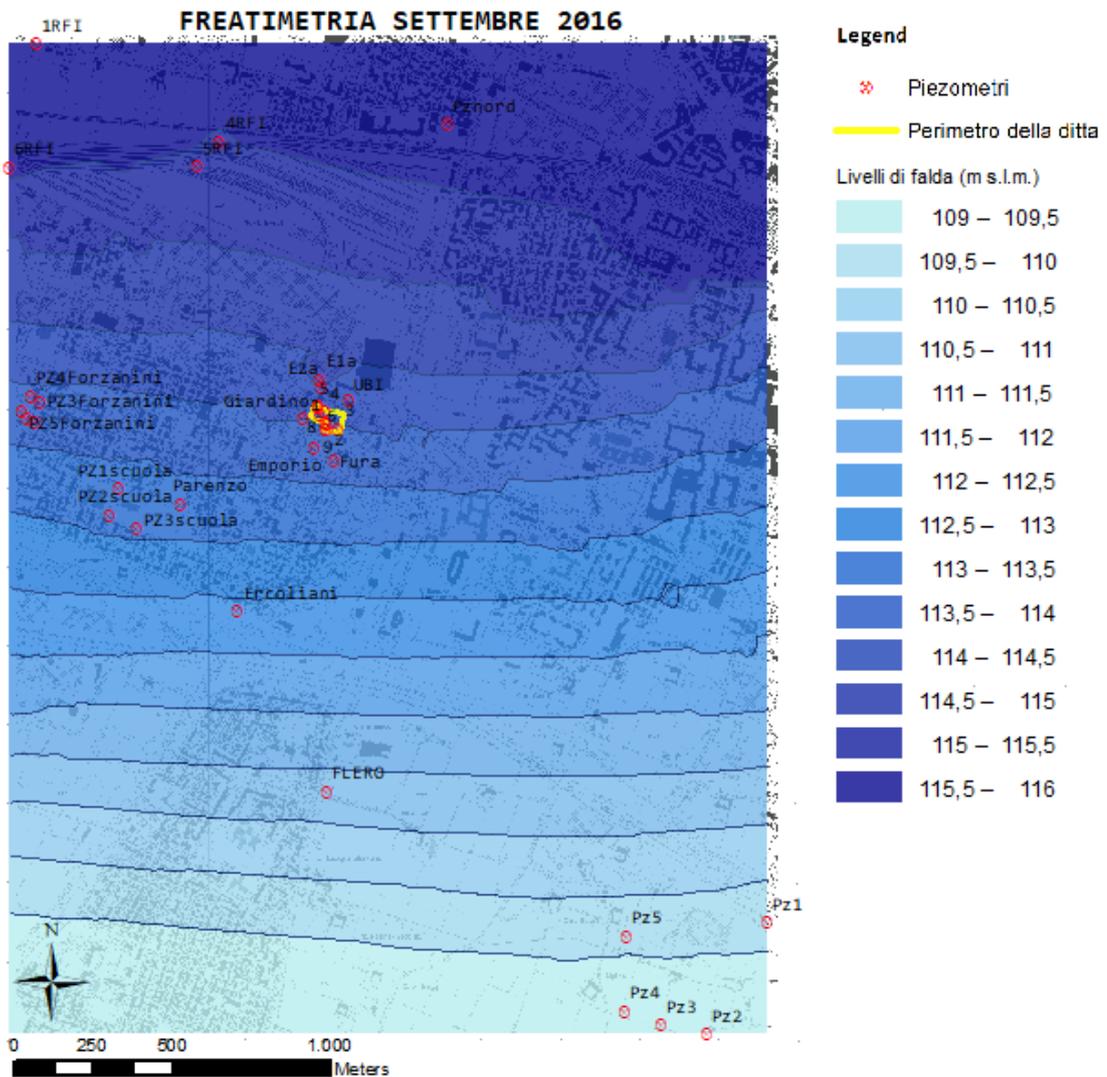


Figura 35. Mappa delle isofreatiche relativa a settembre 2016, elaborata con *ArcGIS Geostatistical Analyst*. Visibile la variazione di gradiente idraulico rispetto alle mappe precedenti.

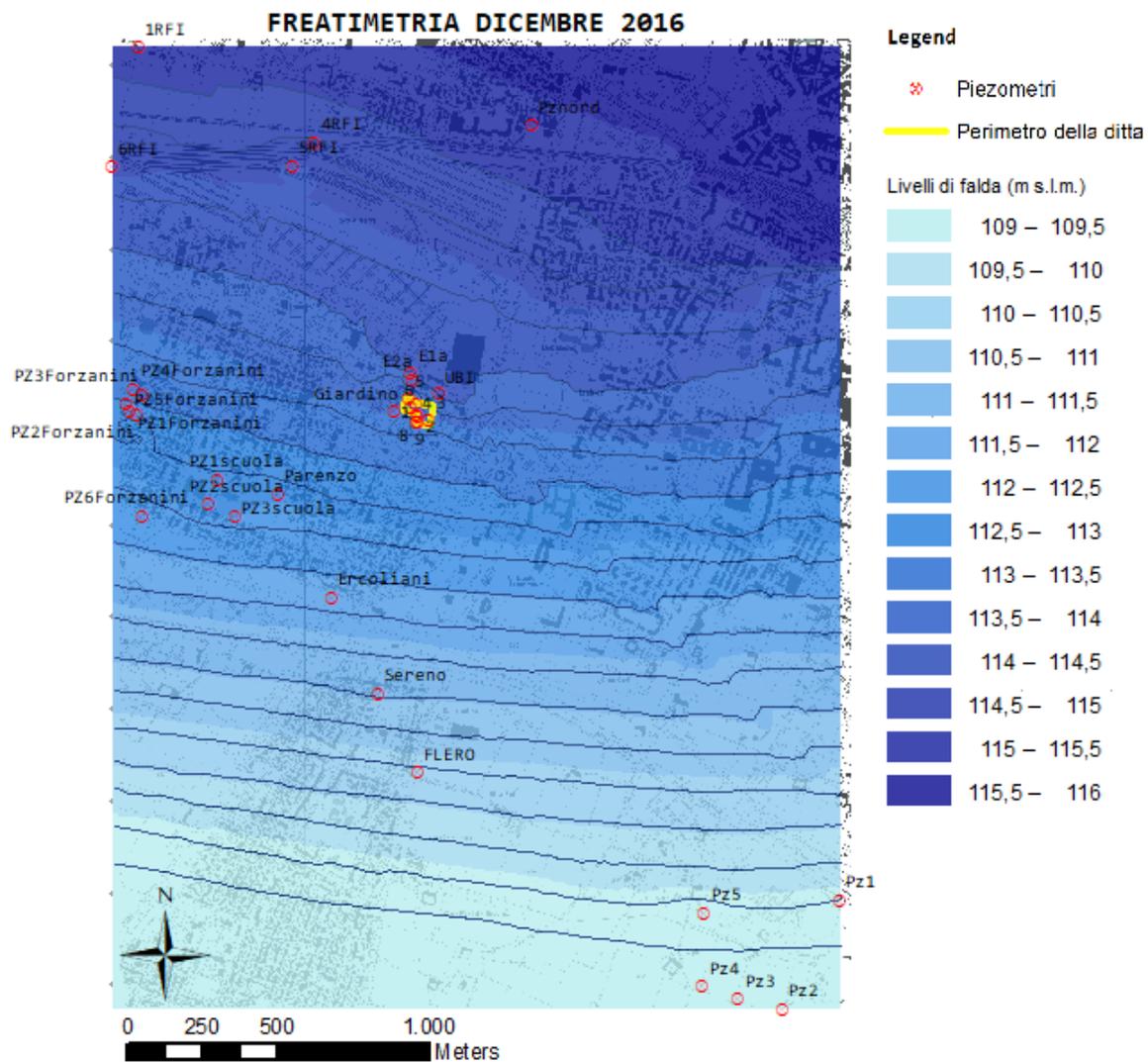


Figura 36. Mappa delle isofreatiche relativa a dicembre 2016, elaborata con *ArcGIS Geostatistical Analyst* e successivamente utilizzata per la creazione della griglia di modellazione e l'implementazione nel modello dei livelli piezometrici e della direzione di flusso.

Oltre che per la validazione del modello (descritta in seguito in questo Capitolo), le mappe sono state utili per l'individuazione di eventuali pozzi in emungimento, visualizzabili settando un intervallo di 0.2 m tra le isofreatiche, i quali verranno considerati in fase di modellazione. In Figura 37 sono riportati gli ingrandimenti della campagna di dicembre 2016, dai quali è possibile affermare con buona approssimazione che, oltre ai pozzi della barriera idraulica della Ditta in esame, i pozzi (in ordine Nord-Sud) denominati 4RFI, 5RFI, Pz1Forzanini, Pz2Forzanini e Pz5 sono soggetti ad emungimento. Questo riconoscimento è di fondamentale importanza per lo sviluppo del modello numerico, perché sorgenti e perdite di flusso sono un addendo dell'equazione alle differenze finite alla base del codice numerico *MODFLOW* (Equazione (11) del Paragrafo 4.3.1).

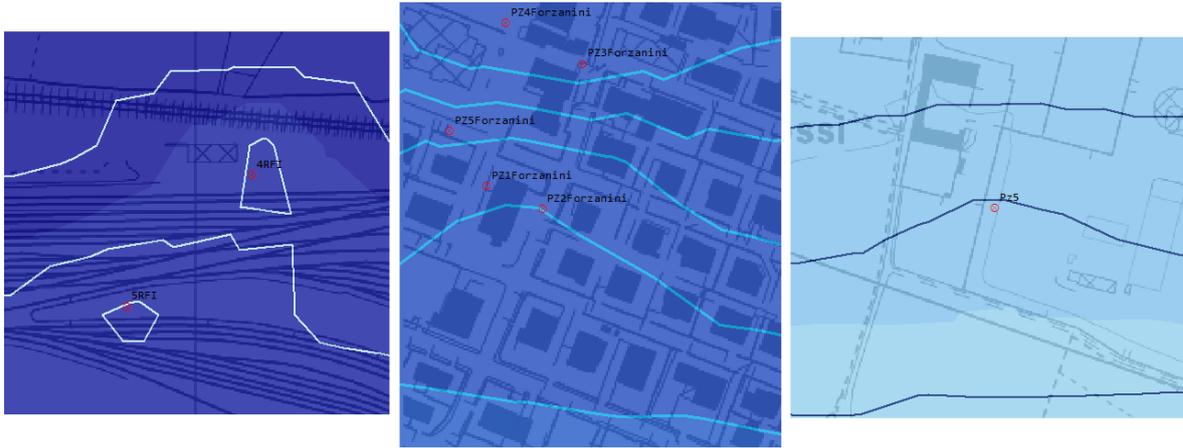


Figura 37. Ingrandimenti della piezometria relativa a dicembre 2016, elaborati con *ArcGIS* tramite il ridimensionamento delle curve di livello (intervallo di 0.2 m) dove sono visibili i pozzi che, oltre alla barriera idraulica della Baratti di Eredi Inselvini, sono in emungimento all'interno dell'area di interesse. Scala 1:2000.

Successivamente alle elaborazioni riguardanti i dati piezometrici, si è proceduto alla creazione di una mappa di isoconcentrazione basata sulle analisi chimiche per il parametro Cromo esavalente. La rappresentazione ha visto l'utilizzo dei soli campioni di acque sotterranee prelevati in agosto 2017, rappresentativi della più recente campagna di monitoraggio in cui fossero stati analizzati tutti i piezometri interni ai confini della Ditta. Le analisi relative ai piezometri esterni non sono state considerate poiché non pertinenti alla specificità del presente studio, che ha lo scopo di determinare l'efficacia del sistema di MISE nelle varie configurazioni proposte. Le concentrazioni riscontrate nei piezometri esterni saranno prese in considerazione in fase di discussione per una valutazione a più grande scala delle dinamiche inquinologiche.

Una prima interpolazione è stata realizzata con il metodo del *simple kriging* applicato tramite *Geostatistical Analyst*. Le concentrazioni che sono state sottoposte ad interpolazione, riassunte in Tabella 7, hanno un'elevata varianza anche per punti molto vicini tra loro (Figura 38). L'ampiezza del *dataset*, che in questo caso vede l'utilizzo di soli 11 campioni in un'area ristretta (all'interno del perimetro della Ditta), non permette il *detrending* dei dati né l'analisi dell'anisotropia. Vista la grande incertezza sui risultati (*cross - validation* in Figura 39), è stata svolta un'ulteriore interpolazione delle concentrazioni secondo il metodo dell'*Inverse Distance Weighted* tramite il software *Surfer*. Si riportano in Figura 40 e 41 i risultati ottenuti tramite *simple kriging* (*Geostatistical Analyst* e *Surfer* 8) e tramite l'*Inverse Distance Weighted* (*Surfer* 8).

Le distribuzioni di carico piezometrico e concentrazione del contaminante appena descritte saranno utilizzate per l'implementazione del modello numerico e per la validazione dello stesso.

Piezometro	Cromo esavalente ($\mu\text{g/L}$)
Pz-01	148.0
Pz-02	970.0
Pz-03	265.0
Pz-04	15.4
Pz-05	0.0
Pz-06	30.8
Pz-07	429.0
Pz-08	52.0
Pz-09	0.0
Pz-10	2.5
Pz-11	0.0

Tabella 7. Valori di Cromo esavalente rilevati nei piezometri interni alla Ditta, agosto 2017 (P.S.V. S.r.l., 2018). I valori indicati in rosso risultano superanti le CSC (D. Lgs. 152/06)

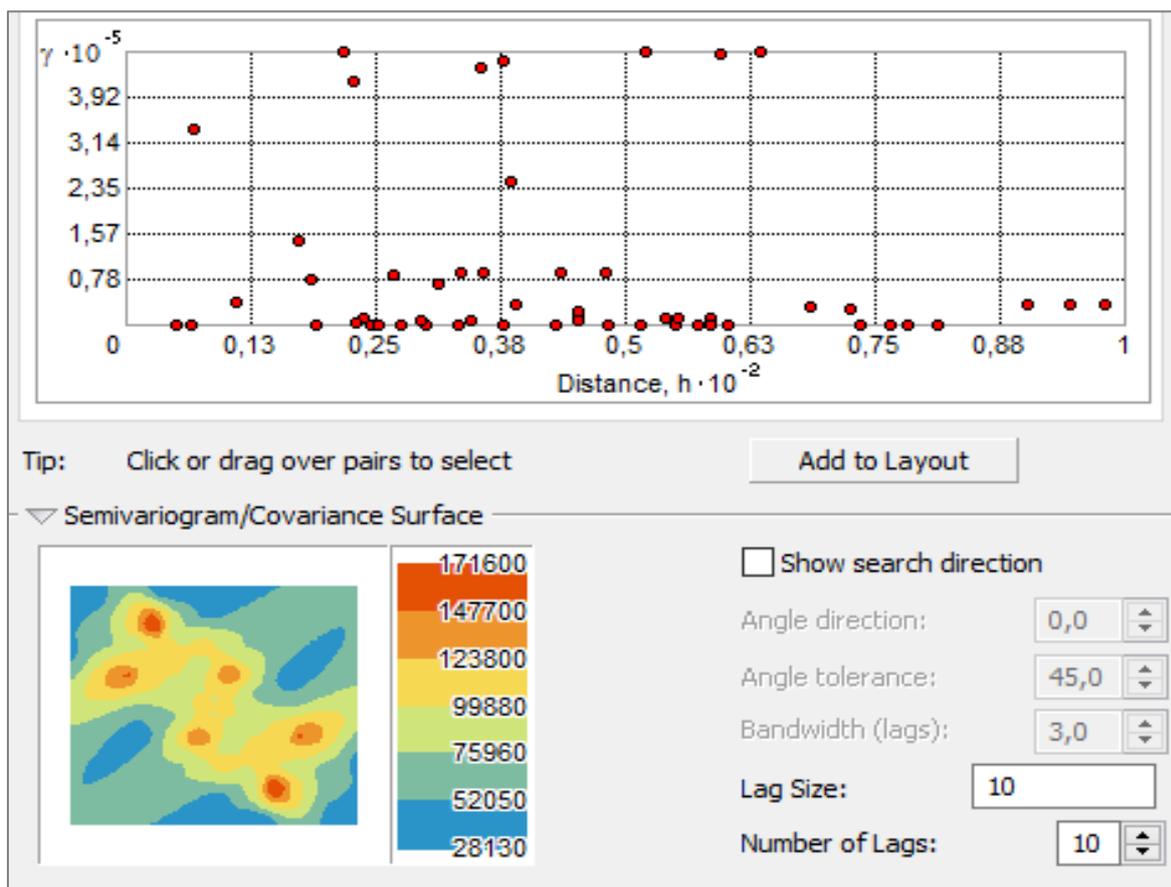


Figura 38. Variogramma sperimentale calcolato con *Geostatistical Analyst* per le concentrazioni di agosto 2017. Notare gli alti valori di varianza in coppie a distanze ristrette (anche a meno di 1 m).

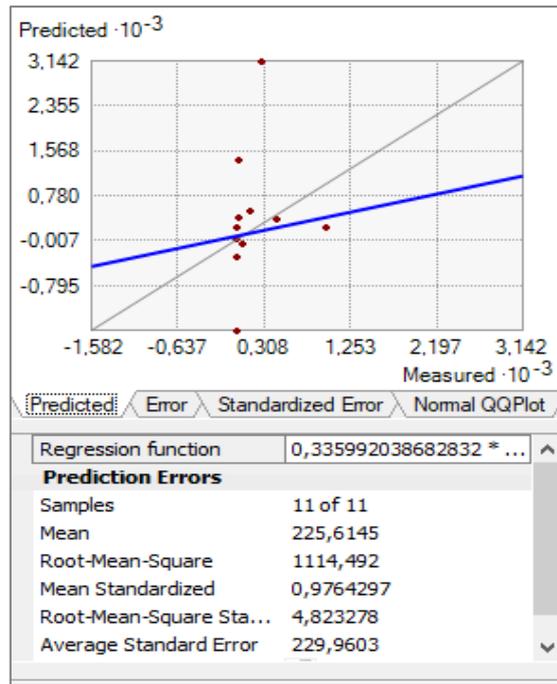


Figura 39. Cross - validation dell'interpolazione dei dati di concentrazione effettuata con *Geostatistical Analyst* tramite *simple kriging*.

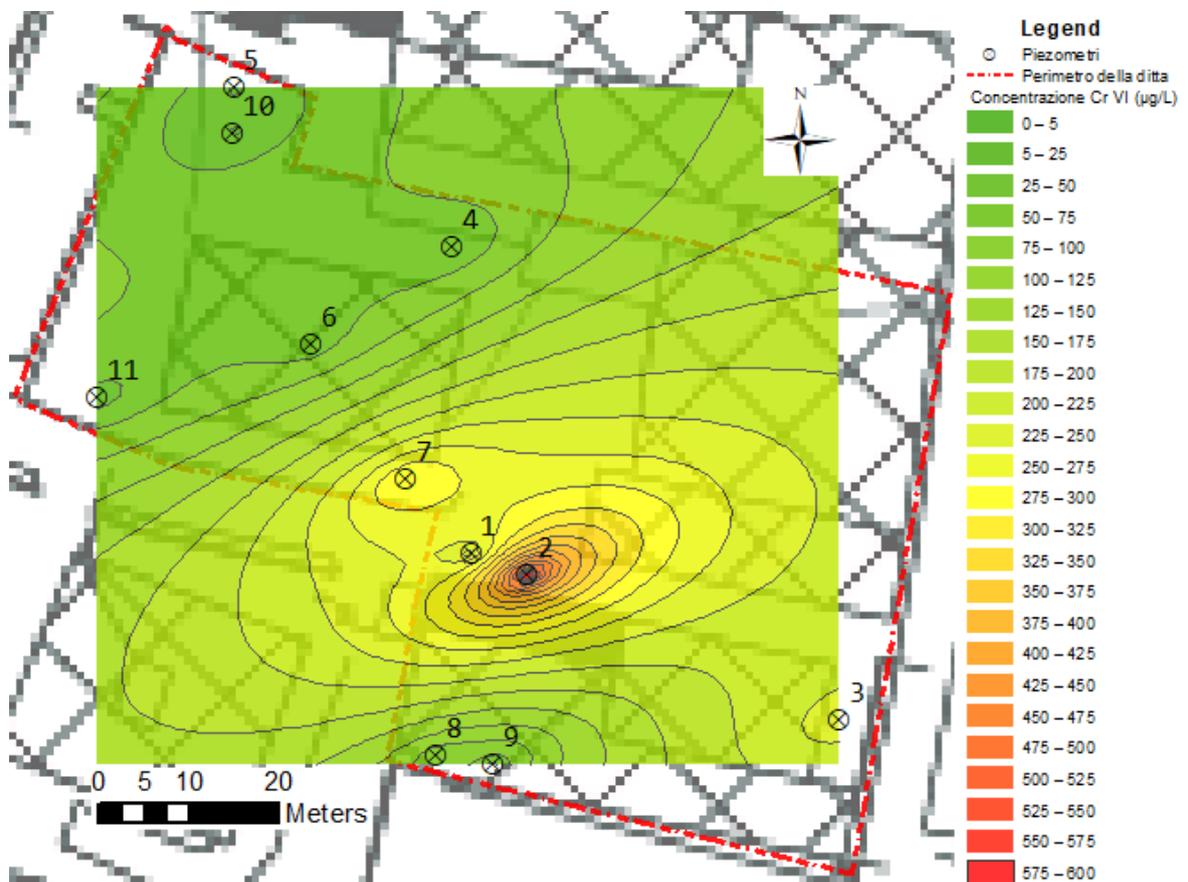


Figura 40. Mappa delle isocone relativa ad agosto 2017, elaborata con *ArcGIS Geostatistical Analyst*, sulla base dei dati P.S.V. S.r.l (2018).

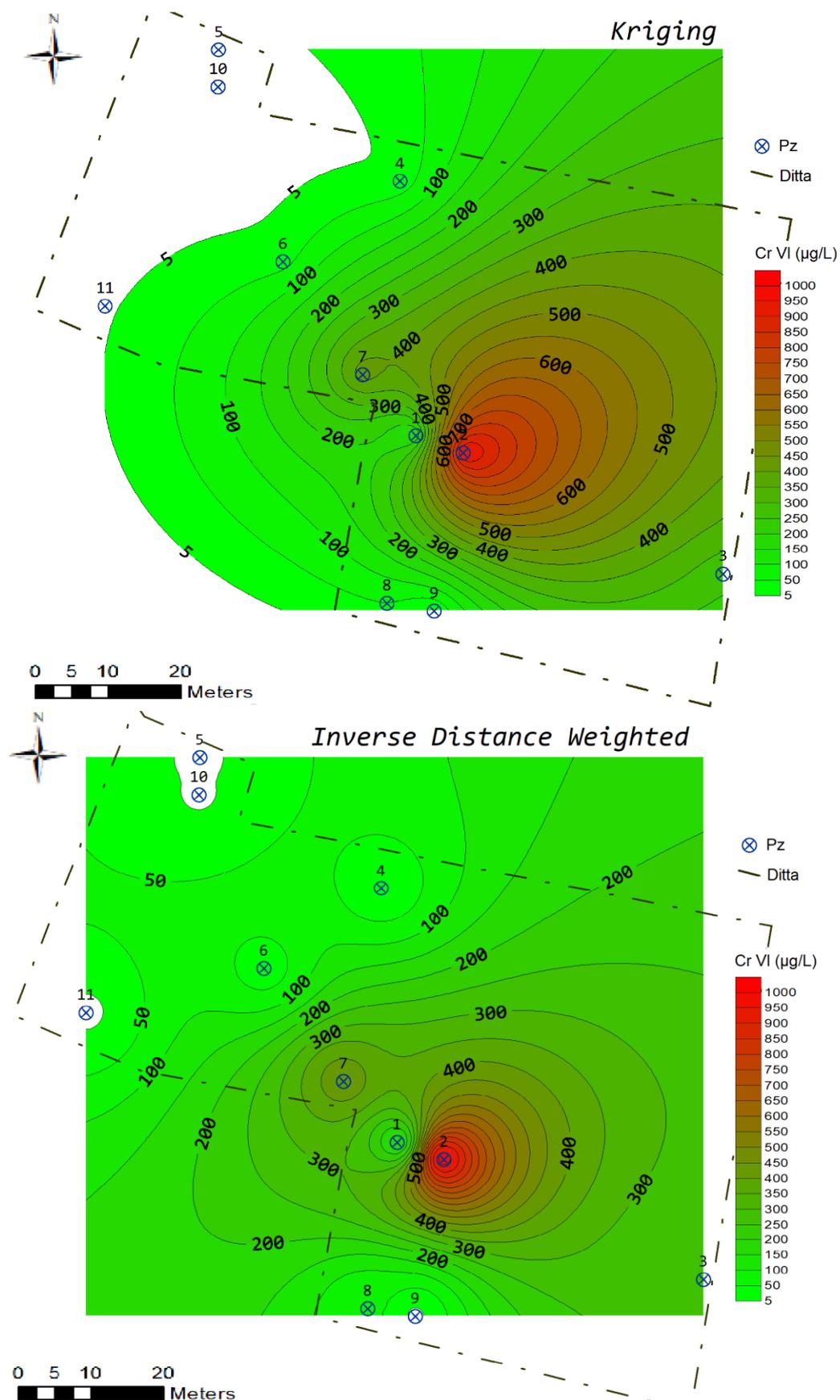


Figura 41. Mappe delle isoconce di Cromo VI di agosto 2017 svolte con *Surfer 8*; l'isolinea con il valore inferiore è stata impostata a 5 µg/L come da CSC. Metodi utilizzati: sopra) *Kriging*; sotto) *Inverse Distance Weighted (IDW)*.

5.3 Modellazione numerica

Per la modellazione idrogeologica del caso di contaminazione della Ditta Baratti di Eredi Inselvini, a causa dell'eterogeneità geologica dei depositi alluvionali ivi presenti, è stato necessario innanzitutto attuare una semplificazione delle caratteristiche dell'acquifero libero che soggiace la sede della Ditta. Sono inoltre state fatte delle assunzioni secondo cui ricarica meteorica ed evapotraspirazione sono nulle, in quanto, in un intorno significativo dell'area, il terreno risulta isolato dall'atmosfera per la presenza, principalmente, di pavimentazione stradale e capannoni di cospicue dimensioni.

Il modello realizzato per la Ditta Baratti di Eredi Inselvini è allo stato stazionario: si è ritenuto inconveniente procedere con la discretizzazione temporale vista la similarità delle geometrie della falda appurate dalle interpolazioni piezometriche elaborate sui dati ARPA e vista l'impossibilità di stabilire una variazione delle portate dei pozzi in pompaggio che sono stati compresi nel dominio di modellazione ma non appartengono alla Ditta.

Il dominio di modellazione consiste in un volume rappresentativo di acquifero nell'intorno della Ditta ed è volto ad investigare l'effetto degli emungimenti, nelle diverse conformazioni della barriera idraulica, sul contaminante uscente dalla Ditta. La combinazione del codice *MODFLOW* con *MODPATH*, che calcola il percorso di particelle immaginarie sulla base del modello di flusso, permette di svolgere efficacemente questa analisi con accettabile approssimazione. Tramite la calibrazione automatica è stato infine elaborato un problema inverso, i cui risultati consistono in una distribuzione di permeabilità nel dominio di modellazione che offra la miglior commistione fra:

- minimizzazione delle differenze fra misure piezometriche osservate e *output* del modello;
- distribuzione di conducibilità idrauliche assimilabili alla realtà geologica.

5.3.1 Implementazione del modello

5.3.1.1 Discretizzazione spaziale del dominio

I limiti del dominio di modellazione sono stati definiti in modo tale da includere tutti i pozzi/piezometri che hanno dimostrato di essere statisticamente interpolabili nella campagna freaticometrica ARPA più recente. La campagna di dicembre 2016 consta, infatti, dei migliori risultati in fase di *cross - validation* (vedi Paragrafo 5.2). Si è quindi definita un'area rettangolare di 2500 x 5500 m (Figura 42) che pone il sito in esame in una posizione centrale e di monte idrogeologico e che racchiude i 35 pozzi utilizzati per la creazione della mappa delle isopiezometriche. Il lato maggiore di questo rettangolo è stato orientato NNE-SSO (precisamente 5° N) parallelamente alla direzione di flusso prevalente (Figura 36 del Paragrafo 5.2). La griglia di discretizzazione è stata suddivisa in celle da 120 x 120 m e successivamente raffittita nella porzione di dominio che comprende la sede della contaminazione e della barriera idraulica della Ditta Baratti di Eredi Inselvini sino ad ottenere celle di 3.75 x 3.75 m.

La superficie topografica è stata considerata piana per tutto il dominio di modellazione e coincidente con il tetto dell'acquifero saturo nel punto più a Nord del dominio (circa 116 m s.l.m.); allo stesso modo, per il letto dell'acquifero freatico è stata considerata una superficie

ad un livello costante di 100 m s.l.m. Questo spessore di 16 m è stato interpretato come un unico *layer*.

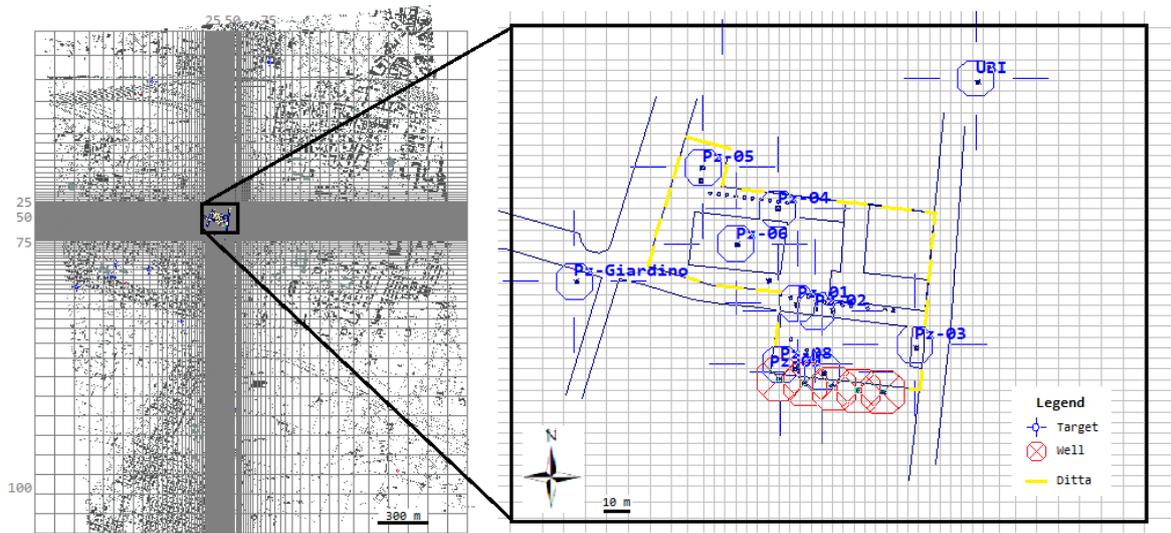


Figura 42. Dominio di flusso e griglia di discretizzazione con ingrandimento della zona di interesse e visualizzazione dei *target* (piezometri monitorati) e dei pozzi della barriera idraulica come da conformazione secondo il POB.

5.3.1.2 Condizioni al contorno

Per simulare i carichi idraulici ottenuti tramite l'interpolazione dei dati piezometrici si è applicata una condizione al contorno del I tipo, ovvero quella che in *MODFLOW* viene chiamata *Constant head* (carico costante), ai limiti superiore ed inferiore della griglia di modellazione. In particolare, i carichi costanti da applicare ai confini sono stati dedotti dalla mappa delle isofreatiche di dicembre 2016. Sulle celle di confine a monte idrogeologico, il carico costante assegnato è variabile da 115.20 m s.l.m., nell'angolo Ovest, a 115.50 m s.l.m. nell'angolo Est, visto il grado di direzione di flusso rispetto al Nord in quei punti (circa 20° N; Figura 36), mentre a valle idrogeologica dell'area di interesse il carico è stato assegnato in maniera uniforme per tutto le celle di confine e vale 108.70 m s.l.m. In Figura 44 è riportata la visualizzazione grafica dell'assegnazione delle condizioni al contorno citate.

5.3.1.3 Pozzi in pompaggio

I pozzi in pompaggio presenti nel dominio di modellazione sono stati implementati tramite l'applicazione di una condizione al contorno del secondo tipo (flusso assegnato), conosciuta in *MODFLOW* come *Well* (pozzo). I pozzi della barriera idraulica del sito Baratti di Eredi Inselvini sono stati inseriti seguendo le caratteristiche di costruzione note (tratti filtrati tra 103 e 115 m s.l.m.) e delle portate di emungimento in uso dal 2012 ad oggi su Pz-E1, Pz-E2, Pz-E3, Pz-E4 e Pz-E5 (indicati in rosso in Figura 42). Le portate di emungimento, stabilite dalle autorità competenti in base alle prove di portata, sono teoricamente di 1 L/s per ogni pozzo della barriera per un totale di 5 L/s; in realtà, dalla visualizzazione del contaltri, che misura il volume d'acqua emunto dal complesso dei pozzi-barriera ed è posto a monte dell'impianto TAF, nel dicembre 2016 non si registrava questa portata, per i motivi descritti nel Paragrafo 3.5.5. È così stata fissata, sulla base dell'osservazione del contaltri, una portata media per ogni pozzo di 0.7 L/s.

Per quanto riguarda invece i pozzi individuati grazie all'interpolazione dei dati piezometrici (Figura 39), basandosi sulla visualizzazione grafica del cono di richiamo che essi esercitano sul livello delle acque di falda, è stata eseguita una procedura di tipo *trial & error* in fase di calibrazione manuale per identificarne le portate di emungimento. Per quanto concerne l'intervallo del filtro dei pozzi, i dati sono stati estrapolati da ARPA (2017). Sono quindi stati assegnati i valori di portata riassunti in Tabella 8, assieme alle relative profondità del filtro:

Pozzo	Q (L/s)	Filtro (m s.l.m.)	
		da	a
4RFI	0.3	103	115
5RFI	0.3	103	115
Pz1Forzanini	0.2	108	115
Pz2Forzanini	0.2	108	115
Pz-E1	0.7	103	115
Pz-E2	0.7	103	115
Pz-E3	0.7	103	115
Pz-E4	0.7	103	115
Pz-E5	0.7	103	115
Pz5	0.5	100	105

Tabella 8. Pozzi in pompaggio nell'area di modellazione (da Nord a Sud) con assegnazione delle portate e delle profondità a cui è posto il filtro per ognuno di essi. In rosso i 5 pozzi della barriera idraulica della Ditta in esame.

5.3.1.4 Inserimento delle particelle di contaminante

La distribuzione di concentrazioni di Cr^{6+} estrapolata dalle mappe delle isoconce del Paragrafo 5.2 è stata utile al posizionamento delle particelle di *MODPATH* nel dominio di modellazione. In particolare, le particelle sono state posizionate sulla zona di maggior concentrazione di contaminante (Figura 43) secondo gli ultimi dati disponibili per tutti i piezometri interni alla Ditta (agosto 2017), che si è ritenuta corrispondere, in buona approssimazione, all'area sorgente della contaminazione. I percorsi intrapresi dalle particelle inserite, ricostruiti tramite *MODPATH*, verranno mostrati successivamente, nel Paragrafo 5.3.4 e successivi, relativi all'integrazione del POB.

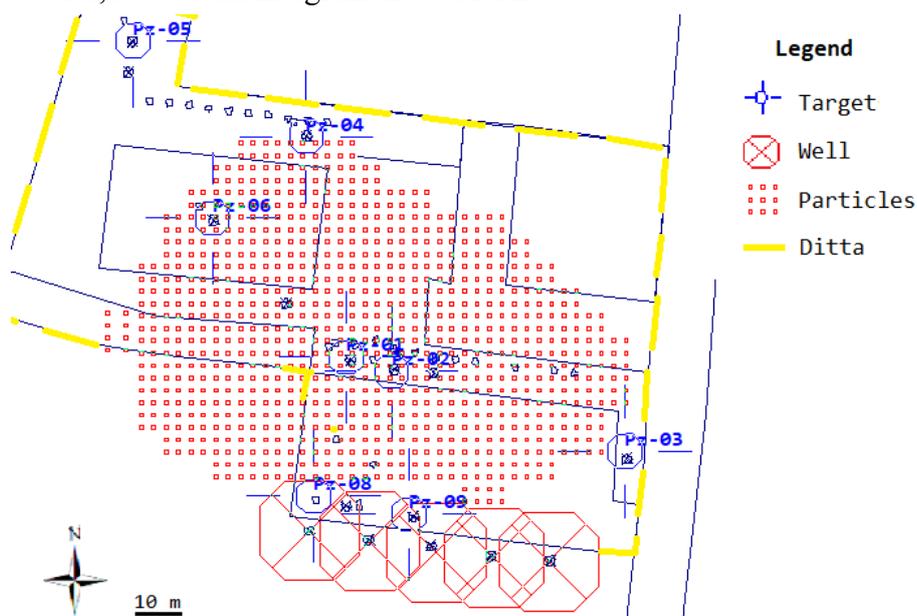


Figura 43. Distribuzione adottata per descrivere la zona di contaminazione da Cromo esavalente con visualizzazione dei piezometri della Ditta e dei pozzi della barriera idraulica come da conformazione secondo il POB.

5.3.2 Calibrazione del modello

5.3.2.1 Punti di controllo dei carichi piezometrici

Durante l'implementazione del modello sono stati inseriti alcuni punti di controllo piezometrico, i cosiddetti *target*, utili, in fase di calibrazione, per il confronto rapido tra i valori dei carichi idraulici osservati ed i valori calcolati dal codice numerico. I *target* inseriti sono 24 e corrispondono ai piezometri/pozzi monitorati nella campagna del dicembre 2016 pubblicata da ARPA Lombardia, esclusi i pozzi che sono stati considerati in pompaggio sulla base della mappa delle isofreatiche e quelli che ricadevano sui confini della griglia di modellazione. La lista dei piezometri usati ed i relativi livelli piezometrici sono riportati in Tabella 9, mentre la loro distribuzione nel dominio di modellazione è visibile in Figura 44.

Piezometro	Observation head (m s.l.m.)
PzNord	115.33
E1a	114.11
UBI	114.06
E2a	113.80
Pz-05	113.59
Pz-04	113.58
Pz-06	113.52
Pz-Giardino	113.52
Pz-02	113.49
Pz-01	113.48
Pz-03	113.46
Pz-08	113.43
Pz-09	113.41
Pz4forzanini	113.23
Pz3forzanini	113.21
Pz5forzanini	112.97
Pz2scuola	112.64
Pz1scuola	112.64
Parenzo	112.55
Pz3scuola	112.50
Pz6forzanini	112.19
Ercoliani	111.82
Sereno	111.07
Flero	110.32

Tabella 9. Piezometri “*target*” dell’area di modellazione con relativi livelli piezometrici (in ordine decrescente) nel dicembre 2016. In rosso gli 8 piezometri interni ai limiti della Ditta in esame.

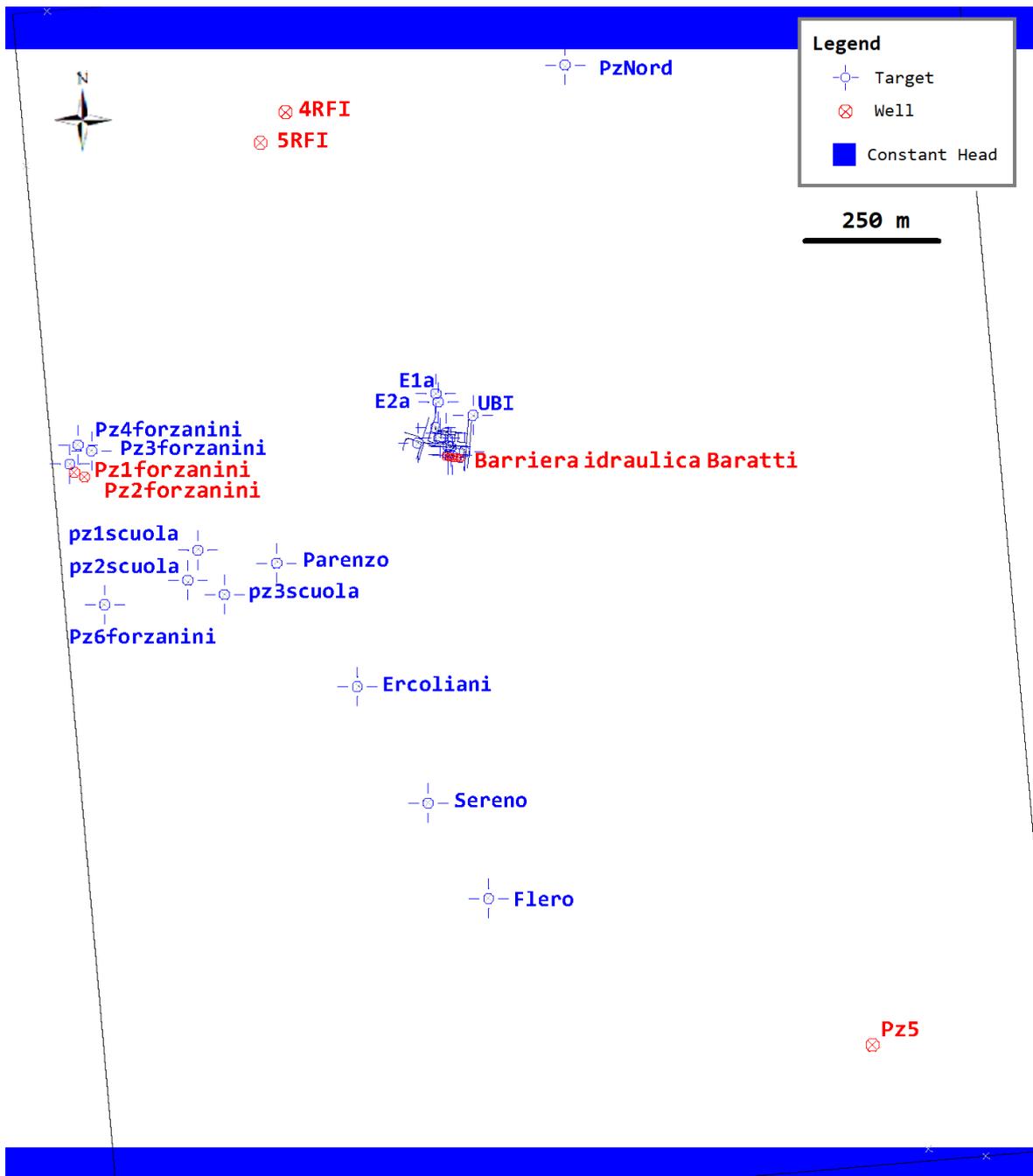


Figura 44. Condizioni al contorno, *target* e pozzi in pompaggio appartenenti al dominio di modellazione con visualizzazione della direzione di rotazione della mappa conformemente ai livelli piezometrici riscontrati nel dicembre 2016 (5°N).

5.3.2.2 Calibrazione manuale

In una prima fase si è proceduto con la calibrazione del modello tramite il metodo del *trial & error*, ovvero variando manualmente la conducibilità e le condizioni al contorno nel tentativo di trovare una configurazione coerente con le informazioni idrogeologiche note, che permettesse di rappresentare al meglio gli andamenti freaticometrici descritti nei *target*.

Tra i migliori risultati di calibrazione, si riporta quello ottenuto con la conformazione del modello già descritta nei sotto-paragrafi precedenti, in congiunzione alla decisione finale di impostare un'unica zona, valida per tutta la griglia di modellazione, con conducibilità idraulica orizzontale di $2 \cdot 10^{-4}$ m/s e con un rapporto generico di anisotropia fra conducibilità orizzontale e verticale del 10%. La distribuzione dei carichi piezometrici così ottenuta è mostrata in Figura 45. Il valore di RMS normalizzato ottenuto è di 0.15 e il grafico in Figura 46 mostra il confronto fra i valori osservati, assegnati ai *target*, e i valori simulati dal modello.

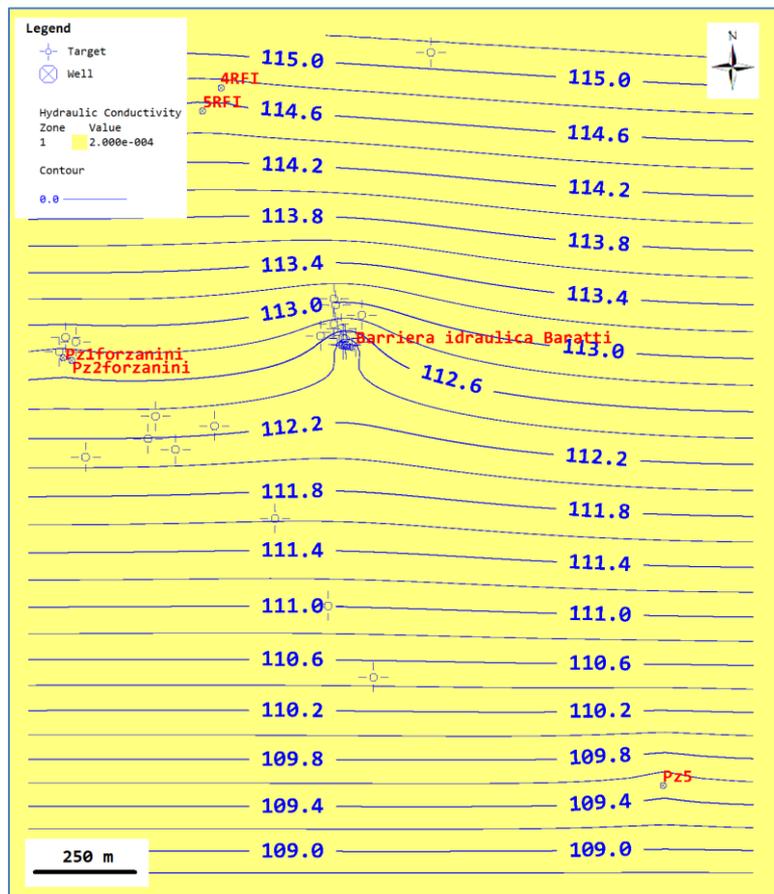


Figura 45. Risultato della calibrazione manuale in termini di carichi idraulici simulati dal modello.

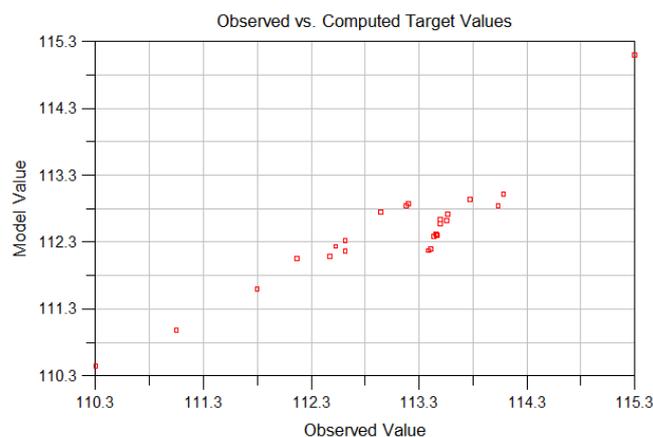


Figura 46. *Cross - validation* della calibrazione manuale in termini di differenze fra carichi osservati (asse x) e carichi simulati (asse y).

5.3.2.3 Calibrazione tramite l'utilizzo di *PEST*

Dopo aver affinato manualmente i valori delle condizioni al contorno, si è passati alla fase di calibrazione automatica attraverso l'impiego di *PEST*.

La disposizione dei *pilot point* nel modello è generalmente soggettiva ma la strategia adottata ha visto l'imposizione di una distribuzione regolare di 121 *pilot point*, distribuiti con equidistanza 250 m su tutto il dominio (Figura 47a), con eccezione per la zona attorno alla Ditta in esame, la quale è stata fornita manualmente di una maggiore densità di "punti pilota" perché è dove si possiede una maggior densità di misurazioni dei livelli di falda e dove si vuole ottenere una definizione della distribuzione di conducibilità maggiormente dettagliata (Figura 47b). Un totale di 148 *pilot point* sono stati impostati nel dominio di modellazione e per ognuno di essi è stato assegnato un valore iniziale di conducibilità idraulica pari a $5 \cdot 10^{-5}$ m/s e un intervallo in cui il valore può variare compreso fra $5 \cdot 10^{-6}$ e $5 \cdot 10^{-4}$ m/s. Quest'intervallo è stato selezionato con rispetto delle conducibilità stimate tramite le prove *in situ* esistenti, nonché dell'analisi degli *slug test* condotta ai fini di questo elaborato.

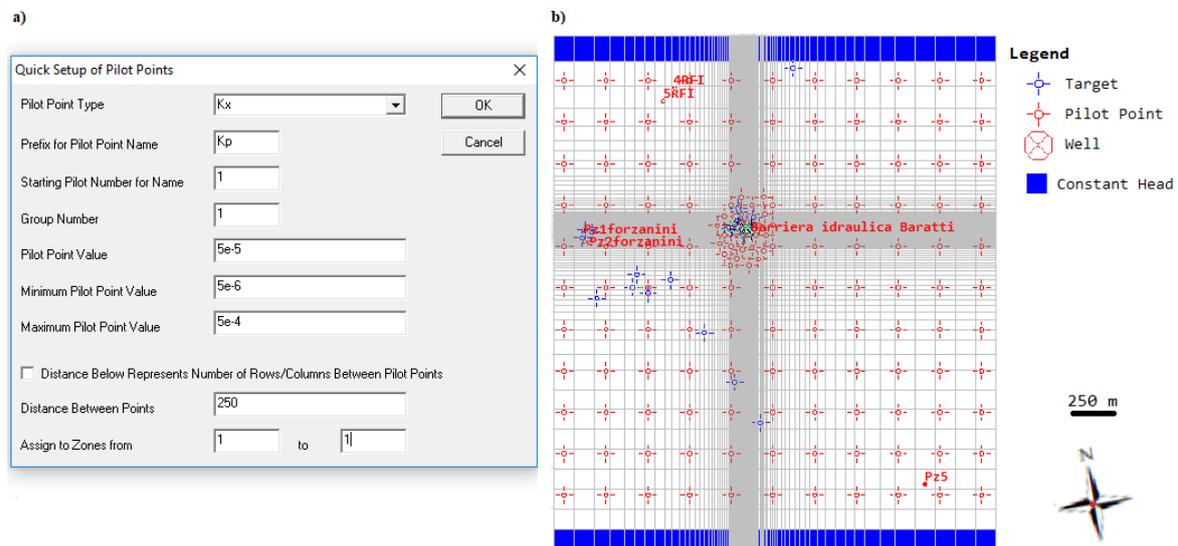


Figura 47. a) Opzioni di inserimento della griglia regolare di *pilot point* con tipo di parametro, prefisso per essere riconosciuto da *PEST*, valore iniziale, minimo e massimo (m/s), e distanza tra un punto ed un altro (m). b) Griglia di modellazione, raffinata in *GV* e con i *pilot point* inseriti con maggiore densità sull'area della Ditta Baratti; visualizzazione delle condizioni al contorno e della permeabilità assegnate in fase iniziale.

Come visto nel Paragrafo 4.2, il *kriging* è un metodo di interpolazione basato sulla geostatistica e il variogramma ne rappresenta le fondamenta: in questo caso, esso quantifica la predisposizione di due punti qualsiasi ad avere conducibilità differenti, in relazione alla loro distanza. Il programma *PPK2FAC*, che è automaticamente eseguito da *PEST* in *Groundwater Vista (GV)*, calcola un set di *kriging factors* per tutte le celle della griglia, anteriormente al processo di interpolazione. Questi fattori di interpolazione, per i quali i valori dei *pilot point* sono moltiplicati appena prima dell'interpolazione, sono indipendenti dal valore assegnato ai *pilot point* e quindi rispettano i valori assegnati in questi punti dal modellatore. *PPK2FAC* è una funzione di *PEST* che restituisce come risultato tre file di testo: *factors1.dat*, *sd1.ref* e *reg1.dat*; il primo contiene i valori dei fattori di interpolazione, basati sul variogramma mentre il secondo (*sd1.ref*) è un registro dei valori di varianza che assume ogni cella attiva; *reg1.dat*, infine, è un file che contiene le informazioni che permetteranno al programma *PPKREG* di aggiungere una serie di "equazioni di regolarizzazione" al processo di stima dei parametri che verrà discusso in seguito in questo paragrafo.

La vera e propria interpolazione è intrapresa invece da *FAC2REAL*, un altro programma implementato in *PEST*, il quale crea una matrice di valori di conducibilità assegnati ai nodi della griglia di modellazione e procede applicando i *kriging factors* calcolati da *PPK2FAC* ai valori di conducibilità assegnati ai *pilot point* per completare l'interpolazione spaziale. *GV* crea le informazioni necessarie a *FAC2REAL* ed un *batch file* del modello che metterà *FAC2REAL* in esecuzione prima del *run* del modello con *MODFLOW*, dopo l'esecuzione di *PEST*. Riassumendo, *PEST* necessita di un *template file*, dove sono collezionate le informazioni riguardanti le coordinate e i nomi assegnati ai *pilot point* del modello, di uno o più *information file* come ad esempio il file "struttura" e *sdl.ref*, e di un file che viene chiamato *PEST control file (pcf)*. Quest'ultimo informa *PEST* su quali passi deve compiere per calibrare il modello e su dove sono immagazzinati i file utili; inoltre, contiene le informazioni relative ai valori dei *pilot point* e dei *target*.

Il compito di interpolare spazialmente gli *output* su *MODFLOW*, che, nel caso in esame, corrispondono ai valori di carico idraulico (*heads*) generati dalla calibrazione automatica, è intrapreso da un programma denominato *targpest.exe*: le informazioni ad esso necessarie sono fornite da un file chiamato *targpest.dat*, dove sono immagazzinate indicazioni relative ai *target* inseriti dal modellatore. Una volta prodotti i *dataset* descritti, è stato eseguito *PEST*, il quale in poche iterazioni ha condotto alla calibrazione, abbassando al minimo il valore della funzione obiettivo, ϕ (*phi*), la quale, siccome i *target* del modello non presentano significative anomalie, raggiunge quasi lo 0. Il risultato grafico della calibrazione automatica, eseguita senza l'utilizzo di tecniche di regolarizzazione, è riportato in Figura 49 con l'indicazione della distribuzione di permeabilità e delle isolinee di livello calcolate su di essa. La funzione obiettivo ha raggiunto un minimo di $8 \cdot 10^{-3}$ m e il valore di RMS normalizzato corrispondente è di 0.004; il grafico che descrive le differenze fra valori simulati e valori osservati è mostrato in Figura 50.

A questo punto, la funzionalità *PPKREG* ha già introdotto le *prior information* necessarie per la fase successiva di regolarizzazione. La conoscenza della *objective function* raggiunta nel processo di calibrazione precedente è necessaria per l'impostazione di una ϕ_m limite che descriva il grado di differenza fra valori simulati ed osservati di carico idraulico a cui si decide che il modello è sufficientemente corrispondente alla realtà. Nel caso in esame è stata inserita una "funzione obiettivo" limite di 0.5 m, indicando così che il massimo valore di scarto quadratico medio permesso è di 0.14 m (radice quadrata del rapporto fra ϕ_{lim} e il numero di *target* inseriti). La calibrazione in "*regularisation mode – preferred homogeneity*" ha portato ad una stima della conducibilità idraulica, esposta in Figura 51, corrispondente ad un RMS normalizzato del 3% (0.03 in Figura 53) per un massimo di errore residuo di 0.39 m nel Pz-UBI a monte del sito, il quale anche nelle interpolazioni geostatistiche segnava un'anomalia rispetto agli altri valori piezometrici. Il grafico che evidenzia le differenze fra valori osservati e simulati ottenute per questa calibrazione è riportato in Figura 52.

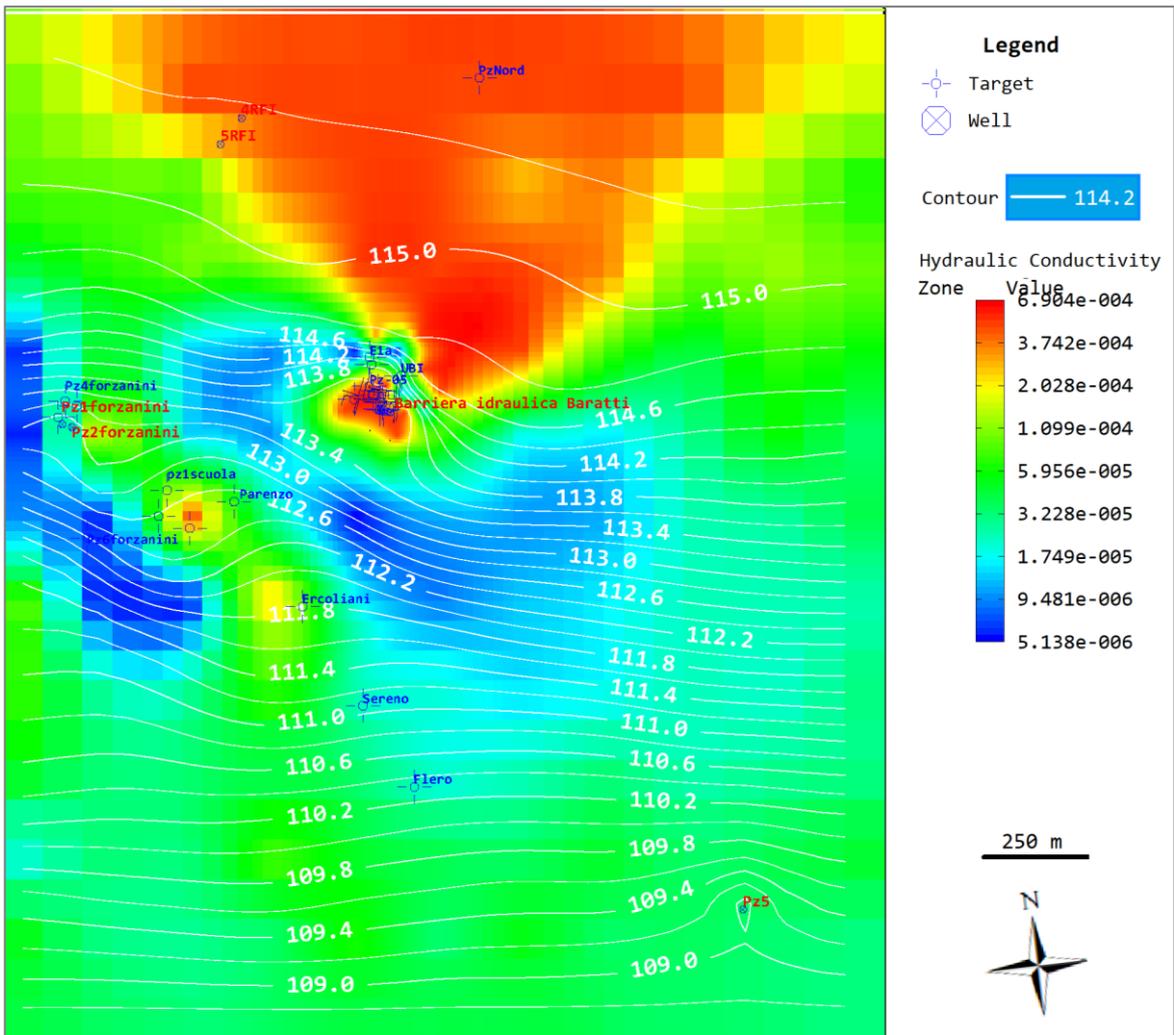


Figura 49. Distribuzione di conducibilità, in scala di colore, e isolinee di livello corrispondenti ottenute in *Parameter Estimation mode*.

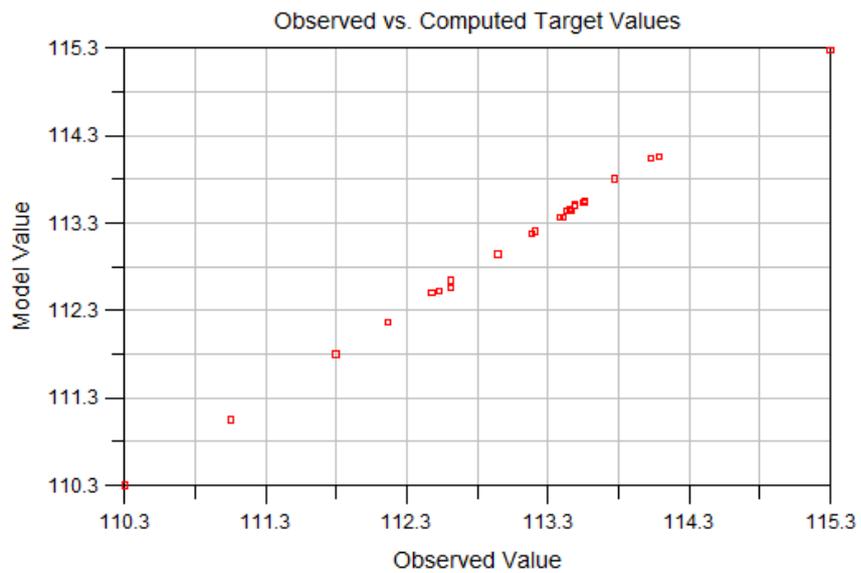


Figura 50. Risultato della calibrazione automatica in termini di differenze fra carichi osservati (asse x) e carichi simulati (asse y) associati alla distribuzione di conducibilità elaborata da *PEST* in *Parameter Estimation mode*.

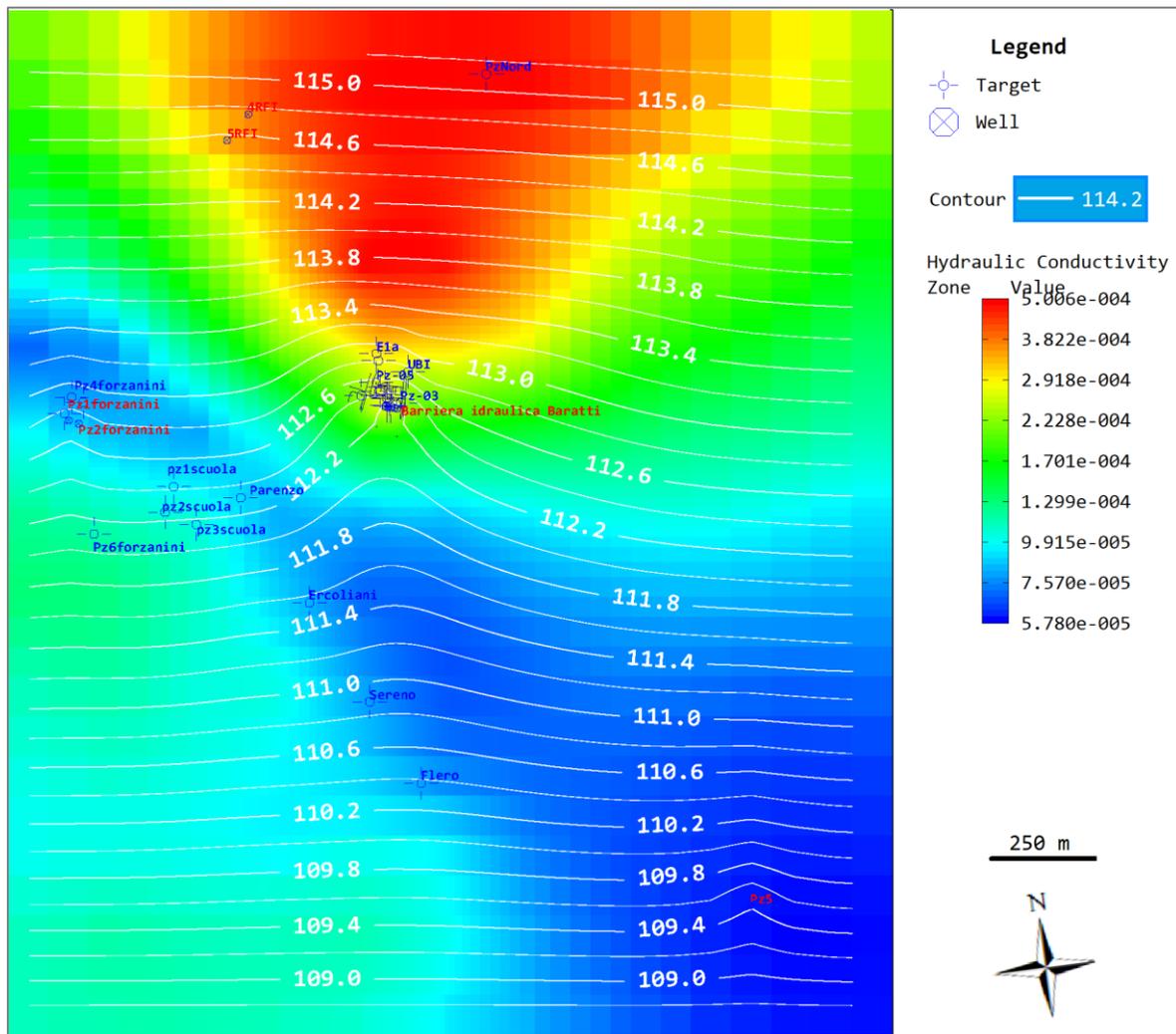


Figura 51. Distribuzione di conducibilità, in scala di colore, e isolinee di livello corrispondenti ottenute in *Regularisation Mode*.

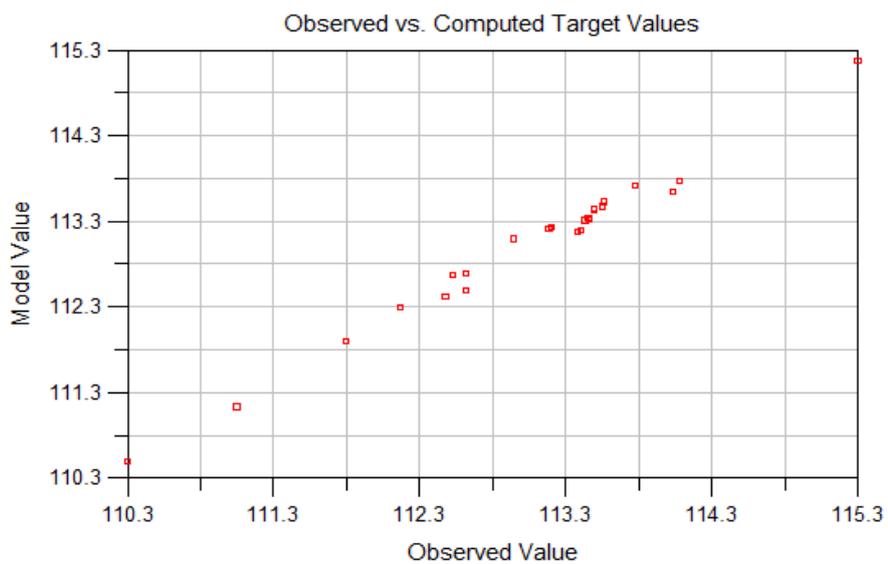


Figura 52. Risultato della calibrazione automatica in termini di differenze fra carichi osservati (asse x) e carichi simulati (asse y) associate alla distribuzione di conducibilità elaborata da *PEST* in *Regularisation mode*.

Target	Residual	Name
110.32	-0.20	Flero
111.07	-0.08	Serenò
111.82	-0.11	Ercoliani
112.19	-0.13	Pz6forzanini
112.50	0.05	pz3scuola
112.55	-0.15	Parenzo
112.64	-0.07	pz1scuola
112.64	0.13	pz2scuola
112.97	0.15	Pz5ferrovieri
Residual Mean		= 0.05
Residual Standard Dev.		= 0.15
Absolute Residual Mean		= 0.13
Residual Sum of Squares		=5.63e-001
RMS Error		=0.15
Minimum Residual		= -0.20
Maximum Residual		= 0.39
Range of Observations		= 5.01
Scaled Res. Std. Dev.		= 0.029
Scaled Abs. Mean		= 0.025
Scaled RMS		= 0.031
Number of Observations		= 24

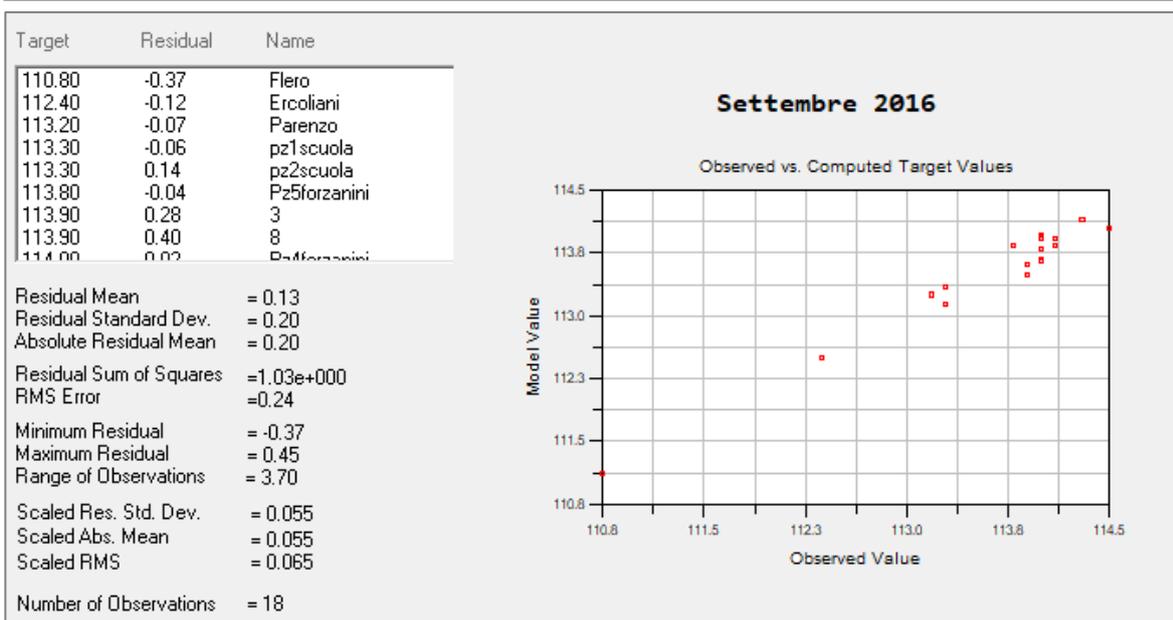
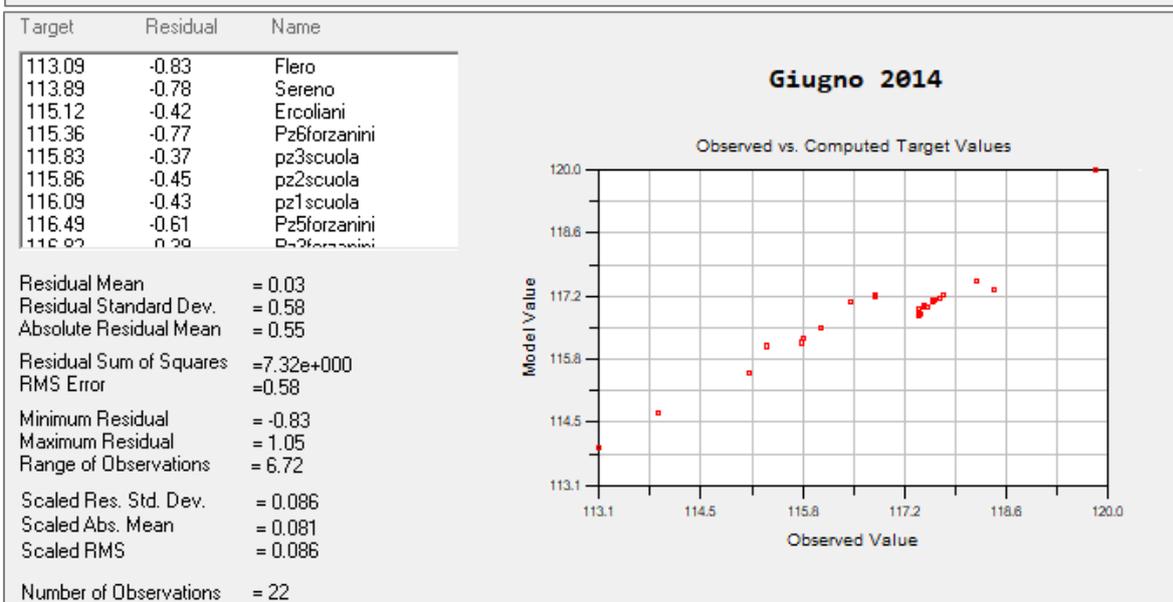
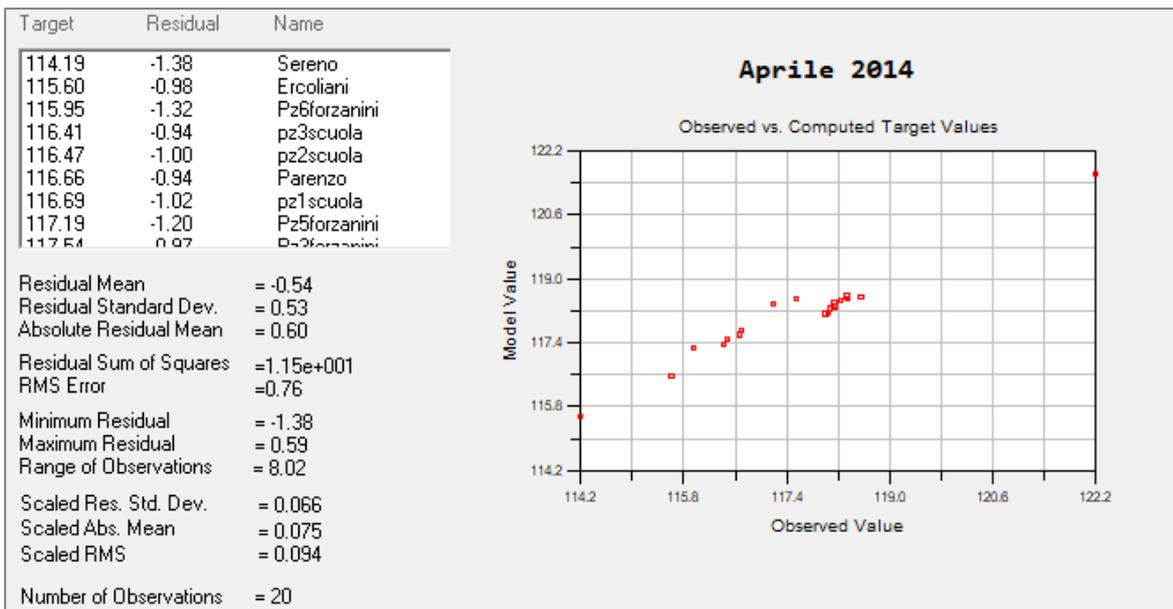
Figura 53. Statistiche dei *target* elaborate da *GV* ed associate alla distribuzione di conducibilità elaborata da *PEST* in *Regularisation mode*.

5.3.3 Validazione del modello tramite calibrazione di monitoraggi piezometrici precedenti

La selezione ed elaborazione delle 4 campagne piezometriche, descritta nel Paragrafo 5.2, è finalizzata alla validazione dei risultati ottenuti tramite il modello numerico, opportunamente calibrato. Questo processo è ottenuto grazie alla sostituzione in *GV* dei *target* e delle condizioni al contorno della campagna di dicembre 2016, calibrata con *PEST* in *Regularisation mode* (Paragrafo 5.3.2), con quelle delle altre 3 campagne, ovvero aprile e giugno 2014 e settembre 2016. Lo scopo è la visualizzazione dei risultati di calibrazione di tutte le campagne per verificare se la distribuzione di conducibilità, che calibra il modello della campagna di dicembre, può essere valida anche per le altre stagioni.

La creazione di un *file* di testo contenente le misure di livello piezometrico per ogni campagna ha permesso l'inserimento rapido dei nuovi *target*; dalle mappe delle isofreatiche, invece, è stato ricavato un andamento dei carichi idraulici da assegnare ai limiti a monte e a valle idrogeologica del dominio di modellazione.

La calibrazione delle 3 campagne di validazione è visualizzata in Figura 54, seguendo l'ordine cronologico delle campagne di monitoraggio. In termini di RMS normalizzato, per tutte le campagne, il valore è inferiore al 10%.



← Figura 54. Risultato della calibrazione automatica in termini di risultati statistici e differenze fra carichi osservati e carichi simulati con rispetto alla distribuzione di conducibilità elaborata da *PEST* in *Regularisation mode* per la campagna di dicembre 2016.

5.3.4 Inserimento delle modifiche apportate dall'integrazione del Progetto Operativo di Bonifica

L'integrazione al POB, già approvata ed operativa sul sito dal luglio 2017, come descritto nel Paragrafo 3.5.5, consta nell'applicazione sul Pz-07 di una portata di 1 L/s e prevede la reimmissione delle acque emunte dalla barriera idraulica nella batteria di cluster di iniezione denominata PR_Nord A. Per ogni pozzo in emungimento la portata è stata approssimata a 0.7 L/s, come da Paragrafo 5.3.1.3. La batteria di *cluster*, che consta di 10 punti di iniezione, prevede quindi l'immissione di una portata di 0.42 L/s per ognuno dei punti di iniezione. In Figura 55 è riportato il percorso intrapreso dalle particelle, nel modello calibrato, pre-applicazione della variante (l'inserimento delle particelle è descritto nel Paragrafo 5.3.1.4). Tramite l'inserimento di un pozzo in pompaggio aggiuntivo (Pz-07) e dei 10 pozzi in immissione, si è arrivati al risultato grafico descritto in Figura 56, che riporta il percorso delle particelle nella configurazione post-applicazione della variante. Si ricorda che il trasporto di contaminante descritto tramite *MODPATH* è puramente avvertivo.

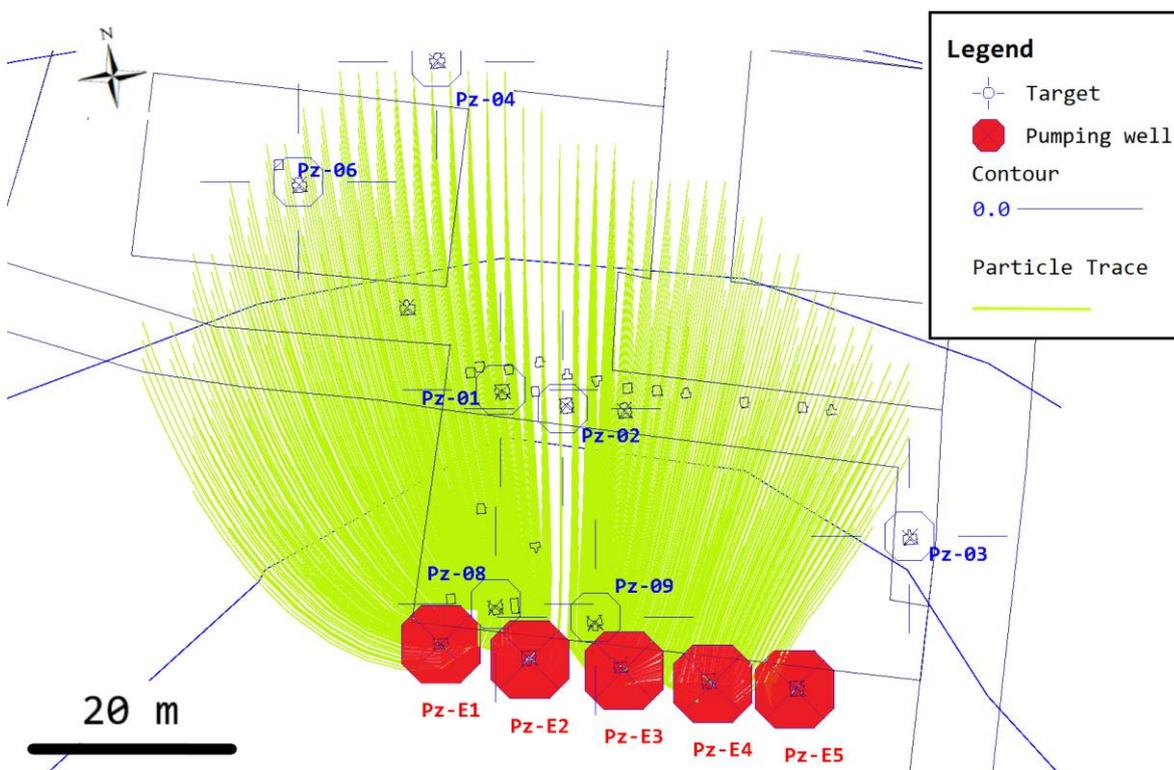


Figura 55. Percorso delle particelle di contaminante pre-applicazione delle varianti al POB. I livelli idraulici riportati sono quelli del modello calibrato di dicembre 2016.

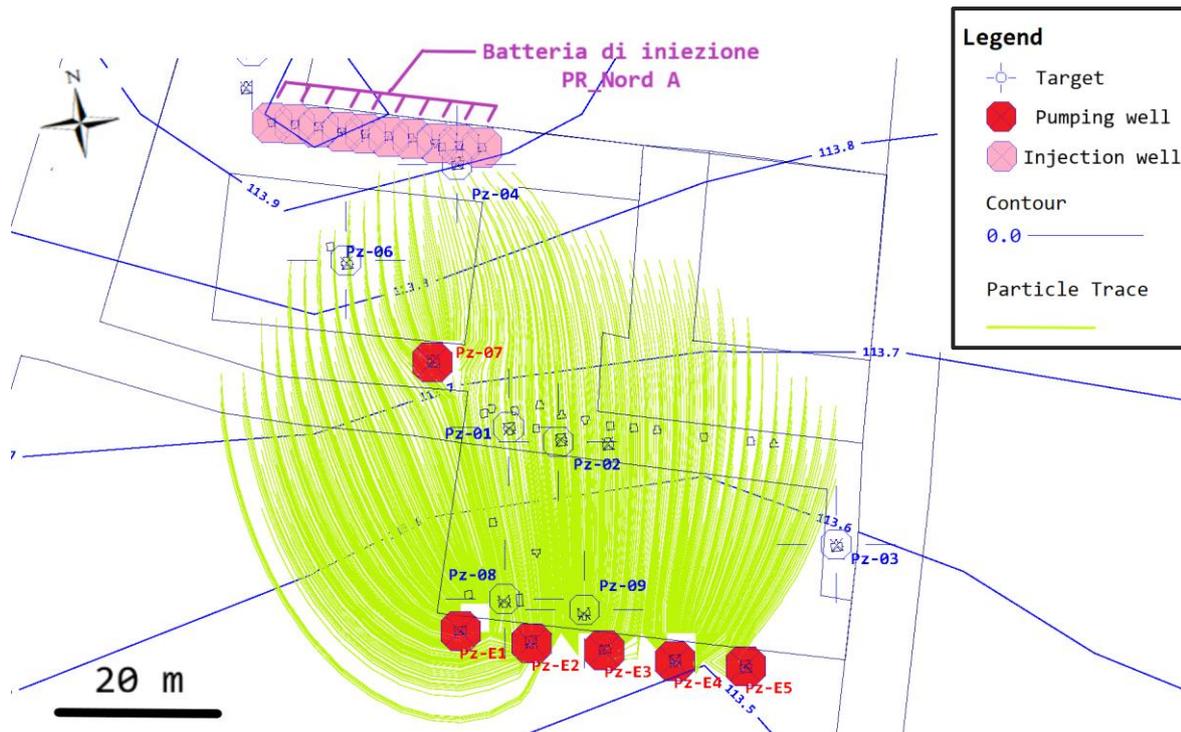


Figura 56. Percorso delle particelle di contaminante post-applicazione delle varianti attualmente attive: inserimento del pozzo Pz-07 come ulteriore pozzo della barriera idraulica e della reimmissione di acque emunte decontaminate nella batteria di cluster di iniezione PR_Nord A.

5.3.5 Inserimento delle modifiche proposte per una variante del Progetto Operativo di Bonifica

Come discusso nel Paragrafo 3.5.5, i pozzi della barriera idraulica, per molteplici cause, negli anni hanno subito un degrado delle caratteristiche idrauliche e, conseguentemente, della loro produttività rispetto al 2008, quando era stata attivata la Messa In Sicurezza d’Emergenza. Per questo motivo, la proposta di variante al POB prevede che le portate di ogni singolo pozzo-barriera vengano diminuite al valore di portata d’esercizio, stimato tramite prove a gradini di portata effettuate nel settembre 2017 (Tabella 3, Paragrafo 3.5.5) che prevede una portata totale per i 6 pozzi-barriera di 2.1 L/s. La variazione di portata dei pozzi in emungimento è stata implementata nel modello calibrato, applicando di conseguenza anche una variazione nelle portate di immissione nella batteria di *cluster*. In particolare, per ognuno dei 10 pozzi si è simulato di iniettare 0.21 L/s.

La simulazione relativa alla proposta di variante, in termini di percorsi delle particelle, è mostrata in Figura 57. Le particelle di contaminante, verrebbero, per la maggior parte, “catturate” dal cono di emungimento della barriera idraulica, mentre, in minor parte, “uscirebbero” dal cono di richiamo e tenderebbero a seguire la direzione di flusso principale dell’acquifero, passando nelle vicinanze dei piezometri a valle della Ditta denominati Ercoliani, Flero e Sereno.

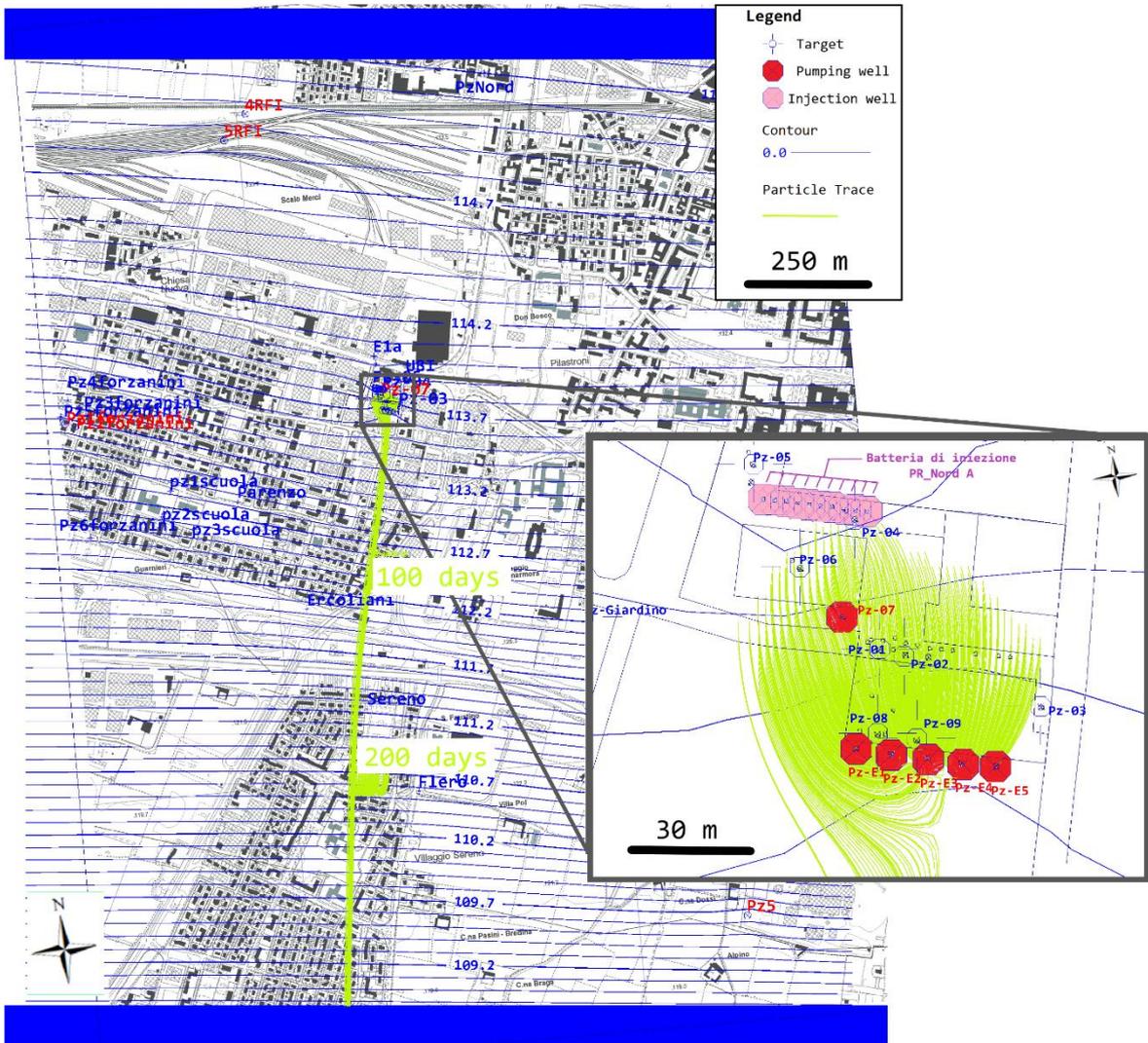


Figura 57. Percorso delle particelle di contaminante post-applicazione della variazione di portata d'esercizio della barriera idraulica implementata nel modello calibrato in maniera automatica da PEST in Regularisation mode.

6 Analisi dei risultati

6.1 Interpretazione

6.1.1 Distribuzione delle permeabilità

Nell'interpretare gli *slug test* va tenuto conto che, non coinvolgendo grandi volumi di acqua, tali prove non offrono generalmente una media delle proprietà dell'acquifero, ma bensì valori rappresentativi delle immediate vicinanze del pozzo in esame. Inoltre, i risultati sono fortemente dipendenti dalle caratteristiche di perforazione, costruzione e dalle condizioni del pozzo al momento della realizzazione della prova. Questo tipo di prova può dunque dare informazioni a scala puntuale che possono essere complementari a stime a più larga scala, come le prove di portata. A tal proposito, nel Paragrafo 3.5 sono riportate le prove *in situ* preesistenti (prove di portata e con traccianti salini) con relative stime della conducibilità dell'acquifero in esame. In Figura 58 si riporta inoltre la tabella che riassume i tipici *range* di conducibilità idraulica per rocce e terreni, redatta da Freeze & Cherry (1979). Si ricorda infine che il valore di conducibilità attribuito da Denti et al. (1988) alla falda freatica in esame è nell'ordine di 10^{-4} - 10^{-3} m/s (Paragrafo 3.4).

Riguardo agli *slug test* eseguiti nell'ambito di questa tesi, il confronto fra l'innalzamento massimo iniziale dei piezometri testati e quello teorico prodotto dall'introduzione di 20 L di acqua in un ipotetico cilindro di 4 pollici di diametro, è stato utilizzato come indicazione di attendibilità delle singole prove. In particolare, il confronto denota come discretamente attendibile soltanto l'analisi del Pz-04 (H_0 di circa 0.52 m). Per gli altri due piezometri si è tenuta in considerazione la grande differenza registrata fra innalzamento teorico e osservato, che rende meno affidabile la stima della conducibilità idraulica (vedi Paragrafo 5.1).

I valori stimati tramite *slug test* per il Pz-04 spaziano in un *range* di conducibilità idraulica compreso fra $2.6 \cdot 10^{-6}$ m/s (soluzione KGS; Figura 28) e $3.3 \cdot 10^{-5}$ m/s (metodo di Bouwer & Rice; Tabella 6). Quest'intervallo è in contrasto con la prova di portata eseguita nel Pz-02 (circa 30 metri a Sud rispetto al Pz-04) che stimava una conducibilità idraulica di $7.0 \cdot 10^{-4}$ m/s (P.S.V. S.r.l., 2008), mentre la stima eseguita tramite la soluzione KGS rispecchia i valori di conducibilità ottenuti con la prova di tracciamento salino ($k=1.3 \cdot 10^{-6}$ m/s; P.S.V. S.r.l., 2014), condotta tra Pz-05 e Pz-10, circa 30 metri ad Ovest rispetto al Pz-04. Le stime di conducibilità ottenute con l'analisi dello *slug test* si posizionano nella tabella di Figura 58 verso i valori più bassi di k selezionati nel riquadro verde, il quale evidenzia le litologie riscontrate durante i sondaggi a carotaggio continuo esposti in Allegato A. I dati appaiono dunque consistenti con quelli di letteratura per litologie simili. Il *range* di conducibilità suggerito invece da Denti et al. (1988) differisce significativamente dai valori identificati dall'analisi svolta per il Pz-04, mentre appare conforme ai valori stimati dalle prove a portata costante svolte su Pz-02 e Pz-08 ($k=3 \cdot 10^{-4}$ m/s; P.S.V. S.r.l., 2012).

Le analisi svolte sui piezometri Pz-05 e Pz-10 vedono lo sviluppo della sola soluzione KGS in quanto risultano entrambi caratterizzati da una risposta di tipo *underdamped* (in Allegato F.2, F.3 sono riportate le curve di risposta). I valori di conducibilità stimati, seppur di dubbia attendibilità con riguardo al basso valore di innalzamento iniziale registrato, ricadono nell'ordine di 10^{-7} m/s, valore più basso con rispetto al *range* evidenziato in Figura 58, e sono scarsamente correlabili con i dati di conducibilità idraulica raccolti durante le prove *in situ* preesistenti. Persino la prova con tracciante salino, ubicata proprio tra questi 2 piezometri, porta ad una stima di conducibilità di un ordine di grandezza superiore rispetto ai valori suggeriti dagli *slug test*.

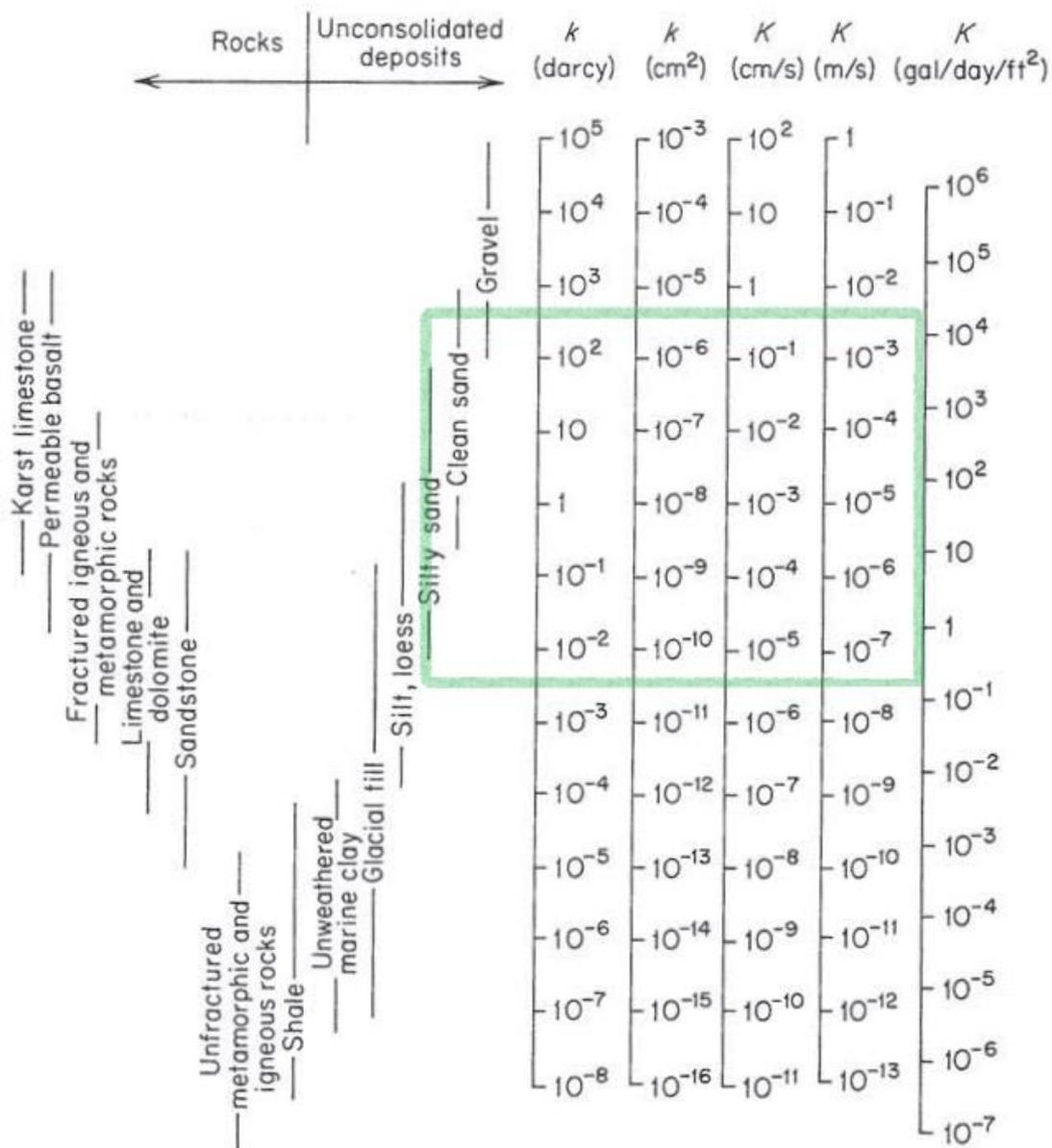


Figura 58. Tipici range di conducibilità idraulica (fonte: Freeze & Cherry, 1979, modificata). Nel riquadro verde i valori di conducibilità tipici per terreni costituiti da sabbie limose, sabbie e ghiaie.

In conclusione, le stime di conducibilità esistenti portano a pensare che l'acquifero in questione sia tutt'altro che omogeneo e isotropo, riflettendo le modalità deposizionali tipiche delle pianure alluvionali (Paragrafo 3.3). L'eterogeneità del materiale poroso e la relativa conducibilità, sono state prese in considerazione nella creazione del modello. Mentre nella prima fase di calibrazione manuale è stato considerato un unico valore di conducibilità per tutta l'area di modellazione, si è invece deciso di tenere conto dell'eterogeneità del mezzo durante la successiva calibrazione automatica e conseguente analisi previsionale. Le stime ottenute nelle diverse prove *in situ* sono state così riassunte in un range che descrivesse i più probabili e realistici valori di conducibilità per il sito oggetto di studio. Coerentemente con tale intervallo, ad ogni *pilot point* posizionato nel dominio di modellazione si è attribuito un valore minimo nell'ordine di 10^{-6} m/s ed un valore massimo nell'ordine di 10^{-4} m/s (Figura 47a, Paragrafo 5.3.2.3).

Il risultato della calibrazione automatica, svolta con *PEST* attraverso le tecniche di regolarizzazione descritte nel Paragrafo 4.3.2, ha confermato un elevato grado di eterogeneità dell'acquifero freatico modellato (Figura 51). Tale elaborazione ha inoltre permesso di definire che, nella zona della Ditta oggetto di questo studio, la conducibilità media è di circa $3 \cdot 10^{-4}$ m/s ed aumenta gradualmente procedendo verso NNE (Figura 59). Questo ordine di grandezza di conducibilità ricade nella parte alta del *range* impostato in Figura 58 ed è in accordo con le prove di portata svolte sul sito dalla Ditta P.S.V. S.r.l. La variazione di conducibilità, crescente verso monte, è inoltre correlabile alla natura geologica della fascia di alta pianura bresciana, che presenta una eterogeneità di facies con granulometrie via via più fini procedendo verso la bassa pianura.

Durante l'esecuzione della calibrazione automatica tramite *PEST*, è stato possibile definire che la conducibilità idraulica orizzontale è l'unica ad avere effetto sulla calibrazione, (rappresentando quindi il parametro più sensitivo) perciò quella verticale è stata impostata costante su tutto il dominio e le è stato attribuito un valore nell'ordine di 10^{-5} m/s, allo scopo di mantenere un'anisotropia fra conducibilità orizzontale e verticale di circa 1/10.

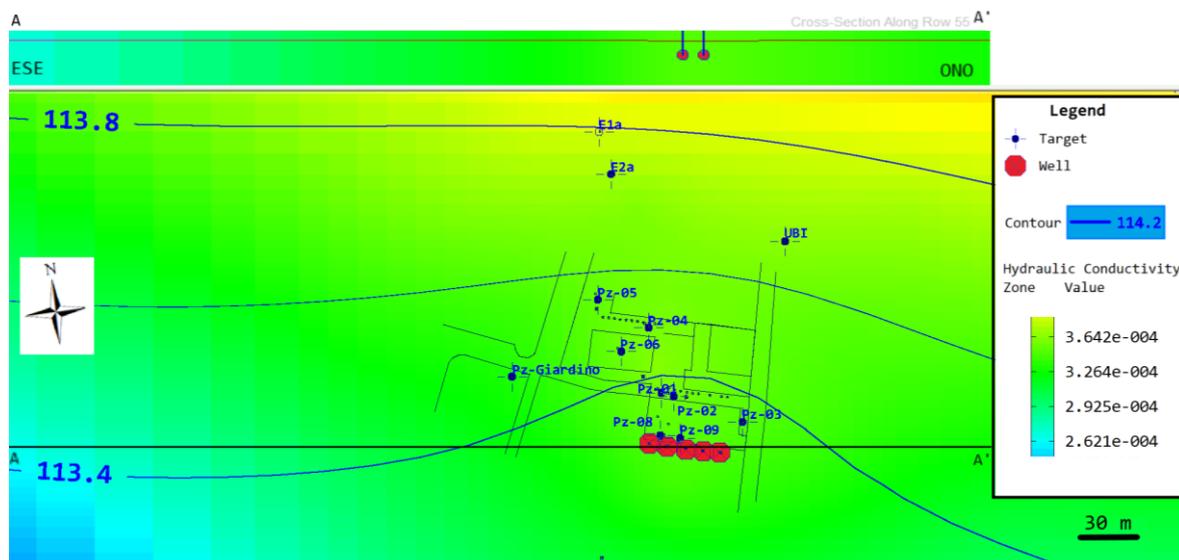


Figura 59. Mappa che mostra il *range* di conducibilità nelle vicinanze della Ditta oggetto di studio, calcolata tramite calibrazione automatica (ingrandimento di Figura 51), ed una sezione ESE-ONO (in alto), in cui è visibile (alla scala del *pixel*) il debole cono di richiamo prodotto dai pozzi della barriera idraulica.

6.1.2 Distribuzione dei carichi piezometrici e delle concentrazioni di contaminante

Le mappe isofreatimetriche risultanti dall'interpolazione geostatistica attuata sui dati ARPA (Figure 33-36 del Paragrafo 5.2), evidenziano un generale andamento NNE-SSO della falda con leggere locali variazioni, funzione delle barriere in emungimento presenti sul territorio in esame. Il gradiente idraulico nell'aprile e nel giugno 2014 è stimato essere di 0.4%, mentre per le campagne di settembre e dicembre 2016 è leggermente inferiore e pari a 0.2%. Questa differenza è attribuibile al cambiamento di regime idrologico e climatologico avvenuto nei due anni che separano le misure e alla diversa ricarica meteorica a cui la falda è sottoposta nel periodo di aprile e giugno rispetto al periodo di settembre e dicembre. Inoltre, i valori di *cross - validation* ottenuti per le campagne piezometriche suggeriscono una buona correlazione spaziale fra le misure ed una minima differenza fra i dati di campo e quelli interpolati.

Le campagne piezometriche analizzate descrivono quindi un andamento della superficie freatica che, per l'area d'interesse, non varia in maniera significativa, in termini di direzioni di flusso, nelle diverse stagioni e nei diversi anni. Questa osservazione è rafforzata dalla significativa differenza di livello piezometrico registrata nelle campagne di aprile e giugno 2014 (condizione di alto piezometrico) e di settembre e dicembre 2016 (condizione di basso piezometrico). Infatti, nonostante questi due periodi marchino un dislivello medio di carico di circa 5 m, la direzione di flusso è simile per tutte le campagne di monitoraggio.

Attraverso l'implementazione delle condizioni al contorno di carico costante e dei pozzi in pompaggio, è stato possibile riprodurre numericamente la piezometria dell'acquifero oggetto di studio per il periodo di dicembre 2016. La calibrazione automatica ha reso i risultati della simulazione concordi, in termini di andamento della superficie freatica, con quello ottenuto tramite l'interpolazione dei dati di monitoraggio: la direzione principale di flusso ottenuta numericamente è NNE-SSO ed il gradiente medio è pari a 0.3%. La validazione del modello, svolta attraverso la calibrazione dei *dataset* di aprile, giugno e settembre (Paragrafo 5.3.3) conferma l'assenza di significative variazioni stagionali in termini di direzioni di flusso, già osservata tramite le interpolazioni dei dati piezometrici.

L'analisi geostatistica effettuata sui dati di concentrazione non ha dato risultati soddisfacenti come per i livelli piezometrici. L'interpolazione calcolata tramite la *tool* di *ArcGIS* nella maggior parte dei punti di misura non considera le reali concentrazioni analizzate (Tabella 7 e Figura 40 del Paragrafo 5.2) per via dell'estrema discrepanza fra le analisi di piezometri anche molto vicini fra loro. Il motivo di questa variabilità di concentrazione è da associare nuovamente alla marcata eterogeneità del mezzo poroso, il quale probabilmente in determinati punti ha più capacità di trattenere l'inquinante rispetto ad altri.

Le mappe delle isocone mostrate in Figura 40, 41 e 42 mostrano come i valori di concentrazione più elevati siano localizzati nei piezometri vicini al capannone B (sul confine Sud della Ditta, sede delle vasche rimosse; Paragrafo 3.5) confermando così l'ubicazione dell'*hot-spot* di contaminazione, già ipotizzato a partire da informazioni storiche. La distribuzione delle concentrazioni risulta allungata in direzione ENE-OSO, non corrispondente alla direzione di migrazione avvertiva di un eventuale pennacchio di contaminazione (corrispondente quest'ultima alla direzione principale di flusso sotterraneo). La distribuzione di concentrazione osservata potrebbe invece evidenziare un fenomeno di diffusione laterale del contaminante a partire dalle 7 vasche interrate presenti fino al 2008 nel capannone B.

Sebbene le mappe di concentrazione non siano accurate dal punto di vista statistico, i risultati ottenuti sono sufficientemente informativi per l'utilizzo che ne viene fatto in questo lavoro, ovvero per l'identificazione del principale *hot-spot* di contaminazione all'interno dei confini della Ditta (già mostrati in Figura 43 del Paragrafo 5.3.1.4).

6.1.3 Percorsi delle particelle nelle diverse configurazioni del POB

L'implementazione di particelle, relative al codice *MODPATH*, nel modello calibrato allo stato stazionario ha portato, in primo luogo, alla rappresentazione del trasporto avvertivo che ha subito il contaminante nella configurazione del POB attiva sino a giugno 2017, periodo precedente all'attivazione dell'integrazione che consta nella reimmissione delle acque di falda a monte idrogeologico e dell'aggiunta del Pz-07 come ulteriore pozzo-barriera (vedi Paragrafo 3.5.5). I risultati sono descritti in Figura 55 (Paragrafo 5.3.4) e la simulazione indica che tutte le particelle inserite vengono catturate dalla barriera idraulica. La stessa

interpretazione vale per l'attuale configurazione del POB, attiva a partire dal luglio 2017 e riportata in Figura 56, la quale mostra come i percorsi delle particelle divergano radialmente rispetto alla precedente configurazione, sebbene vengano comunque catturate dal cono di richiamo prodotto dall'emungimento della barriera di MISE. Tale divergenza è ritenuta conseguenza della reimmissione, previo trattamento e miscelamento periodico con siero di latte, delle acque di falda emunte nella batteria di cluster di iniezione denominata PR_Nord A. In particolare, il volume d'acqua iniettato provoca un innalzamento del livello dell'acqua nella zona immediatamente a monte della contaminazione, che modifica localmente i percorsi delle particelle, e viene poi riequilibrato poco più a valle, grazie al pompaggio esercitato dalla barriera idraulica. Il massimo innalzamento provocato dalla reimmissione, secondo il modello, è pari a circa 0.60 m (Figura 60). In Figura 61 è riportato il profilo del livello di falda della sezione del dominio la cui direzione è descritta dalla linea A-A' di Figura 60. Il valore di innalzamento del livello freatico calcolato dal modello non corrisponde però a quello misurabile in campo, tanto quanto il valore dell'abbassamento prodotto dalla barriera di MISE. In Allegato G.2 si riporta una freatimetria nell'intorno della Ditta realizzata successivamente alle integrazioni al POB qui discusse, dove si evidenziano il cono di richiamo ed il "cono di iniezione" prodotti rispettivamente dalla barriera e dalla batteria di iniezione. Le variazioni di carico idraulico indotte sono di un ordine di grandezza superiori rispetto a quelle simulate dal modello. Ad ogni modo, sia nel caso reale che in quello simulato numericamente, l'abbassamento a valle è di entità simile all'innalzamento a monte, e quindi in entrambi i casi il sistema esibisce una compensazione dei carichi. Tuttavia, è da osservare come il modello, in questa situazione, riesca a simulare con difficoltà la realtà idrogeologica. Il motivo potrebbe identificarsi nell'impossibilità di ricreare l'eterogeneità a piccola scala dell'acquifero attraverso la modellazione o nell'incapacità di simulare condizioni temporali istantanee come quelle causate dall'immissione delle acque di falda (la portata totale di emungimento visualizzabile nel contaltri a monte del TAF varia continuamente e di conseguenza anche la portata di reimmissione).

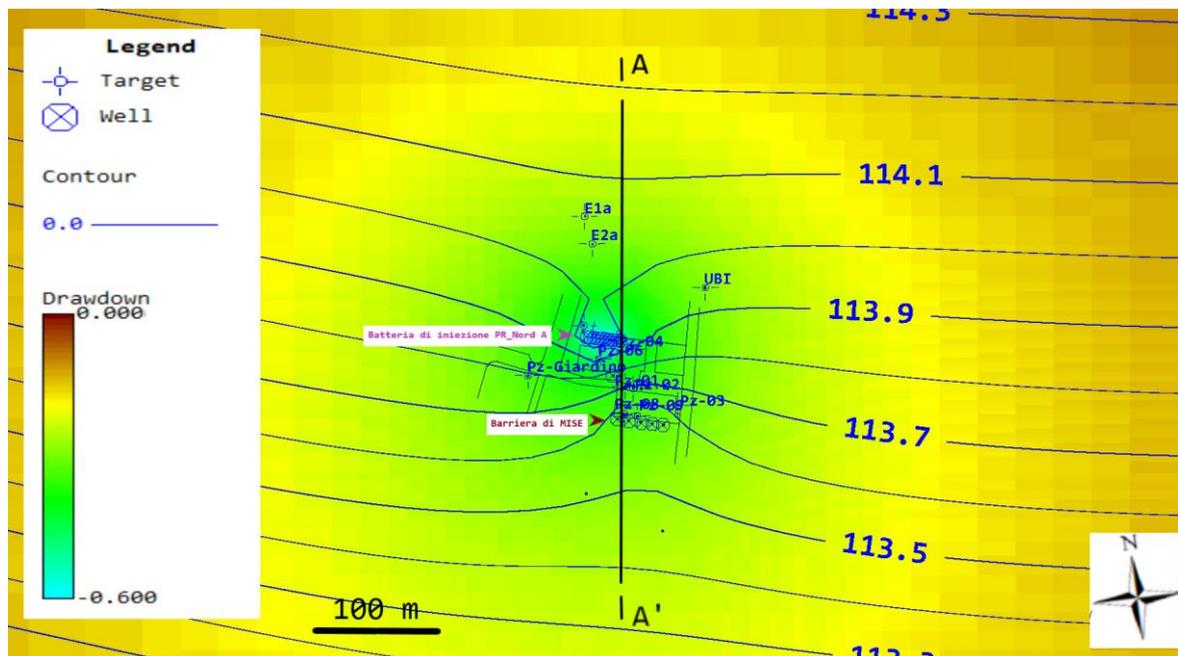


Figura 60. Mappa delle isofreatiche prodotta con *MODFLOW* che riporta anche, in scala di colore, la variazione di livello dell'acqua (*drawdown*) a seguito della reimmissione delle acque emunte. Il valore massimo di innalzamento, di circa 60 cm, diminuisce radialmente rispetto alla batteria di iniezione. L'immissione ha un effetto significativo nel raggio di circa 250 m dalla Ditta.

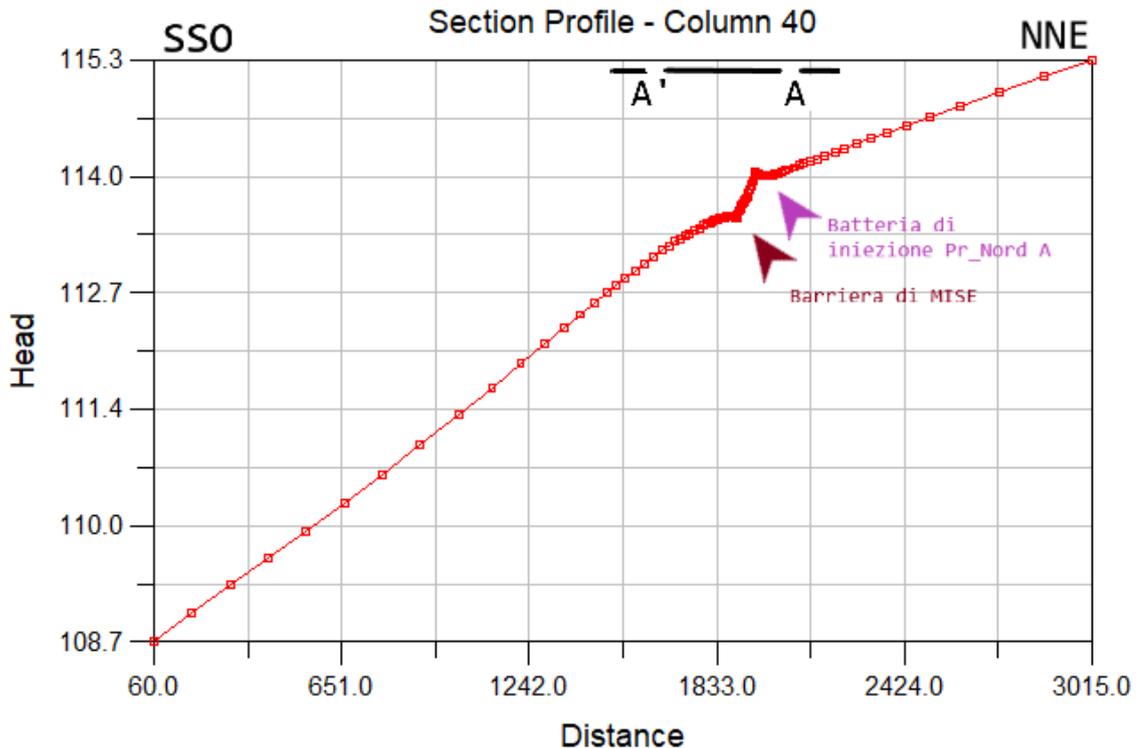


Figura 61. Profilo del carico idraulico lungo la colonna 40 della griglia di discretizzazione. Sull'asse delle ascisse sono rappresentate le distanze in m dal limite a valle idrogeologica del sito, mentre sull'asse delle ordinate i livelli di falda in m s.l.m. La dicitura A-A' fa riferimento alla linea di sezione tracciata in Figura 60 e indica la porzione di acquifero interessata dalla reimmissione e dall'emungimento della barriera idraulica.

L'ulteriore proposta di variante al POB, mirata a variare in diminuzione la portata complessiva derivabile dalla barriera idraulica, è stata analizzata tramite la simulazione mostrata in Figura 57 (Paragrafo 5.3.5). Tale modifica causerebbe un cambio di rotta di alcune delle particelle ubicate nella porzione Ovest dell'area contaminata. Queste particelle, che non verrebbero più intercettate dal cono di richiamo della barriera di MISE, seguirebbero quindi il flusso della falda fino al limite Sud del dominio di modellazione, passando nelle vicinanze di diversi piezometri, che potrebbero fungere da piezometri "sentinella" nel caso in cui la variante venisse approvata. Il modello permette inoltre di calcolare i tempi di arrivo del contaminante a tali piezometri, stimando un periodo di circa 150 giorni per l'arrivo nel piezometro denominato Sereno, che risulta essere posizionato esattamente lungo la traiettoria del contaminante stimata tramite *MODPATH*. La ragione di tale configurazione delle traiettorie avvettive, è da ricercarsi nei mutati valori di portata della barriera idraulica, che vedono, in particolare, una significativa variazione per il Pz-E1, il quale è ubicato nel punto più a Ovest della barriera. Esso infatti subirebbe una riduzione di portata dell'85%, sulla base delle portate d'esercizio stimate tramite prove a gradini, descritte in Tabella 3 del Paragrafo 3.5.5, diminuendo quindi notevolmente la capacità di richiamo della barriera nella sua porzione Ovest, zona in cui infatti le particelle sfuggono dal cono di richiamo secondo la simulazione.

Le analisi chimiche delle acque prelevate nel 2017 da piezometri esterni alla Ditta dimostrano che il movimento di una frazione del contaminante verso valle, la cui occorrenza è suggerita da quest'ultima simulazione, è in parte già in atto anteriormente all'applicazione della variante al POB. Infatti, nonostante la modellazione della configurazione di pompaggio attuale, descritta in Figura 56, indichi che, secondo il modello, le particelle verrebbero tutte intercettate dal cono di richiamo dell'emungimento, le concentrazioni di Cromo esavalente nel Pz-ATS (ubicato come da Allegato C.3) risultano superare le CSC nelle recenti analisi

di novembre 2017 (P.S.V. S.r.l., 2018). Tale superamento non è però riscontrato nei piezometri più a valle, ubicati lungo la direzione di movimento delle particelle descritta da *MODPATH*. È quindi plausibile che la contaminazione si sia spinta leggermente a valle durante momenti di mal funzionamento delle pompe della barriera e non sia proceduta ulteriormente per il repentino ripristino dell'attività di pompaggio. Un'altra interpretazione potrebbe ricondursi ad una distribuzione di conducibilità dell'acquifero diversa da quella ricostruita a scopi modellistici, la quale produrrebbe direzioni di flusso localmente differenti rispetto a quelle simulate nei vari modelli qui presentati.

6.2 Discussione

6.2.1 Qualità della calibrazione e robustezza del modello

La calibrazione di un modello numerico può essere di due tipi: qualitativa o quantitativa (Anderson et al., 2015). Nel primo caso una comparazione fra l'andamento dei carichi simulati e misurati e la loro variabilità rispetto al tempo dà un'indicazione visiva della corrispondenza fra il modello e la realtà. Nel caso della calibrazione quantitativa il giudizio sulla capacità del modello di riprodurre la realtà è lasciato a parametri statistici derivanti dal confronto tra carichi simulati e carichi misurati. Per la calibrazione qualitativa si rimanda al Paragrafo 6.1.2, mentre nelle Figure 53 e 54 del Paragrafo 5.3 sono riportati i parametri statistici relativi al confronto quantitativo tra i carichi simulati ed i carichi osservati, per le diverse campagne di monitoraggio. Come si può osservare, i carichi misurati sul campo sono riprodotti in maniera soddisfacente per ognuno dei monitoraggi considerati. Il parametro che meglio esprime la bontà della calibrazione è l'*RMS* normalizzato (Paragrafo 5.3.1) e tipicamente la calibrazione si considera raggiunta quando il suo valore scende al di sotto del 10%.

Nella campagna di dicembre 2016, utilizzata per la successiva modellazione allo stato stazionario, *PEST* ha raggiunto, tramite la variazione dei valori di conducibilità idraulica associati ai *pilot point*, un valore di *RMS* normalizzato del 3% (Figura 52), che vede i residui di calibrazione (differenza fra valori osservati e valori simulati) compresi in un intervallo tra -0.2 e 0.4 m e con molti residui che si avvicinano ad un valore nullo. Nonostante le simulazioni eseguite per le campagne di aprile e giugno 2014 ricadano in una condizione stagionale molto differente rispetto a quella osservata in dicembre 2016, in cui la falda si trovava ad un livello nettamente inferiore rispetto alle due campagne del 2014, la calibrazione ha raggiunto un valore di *Scaled RMS* del 9% per entrambe le simulazioni. La calibrazione di settembre 2016, più simile per quanto riguarda il livello idrometrico a quella di dicembre 2016, risulta invece avere un *RMS* normalizzato pari al 6%, valore attribuibile al fatto che la porzione di acquifero satura è assimilabile a quella della campagna di dicembre e quindi di fatto viene rispecchiata la distribuzione di conducibilità calcolata con la calibrazione automatica svolta da *PEST* su quest'ultima campagna.

I parametri statistici appena descritti, combinati con la calibrazione di tipo qualitativo, confermano il raggiungimento di un buon grado di calibrazione del modello. I pochi significativi scostamenti dei carichi calcolati rispetto a quelli osservati possono essere imputati ad errori di misurazione in campo, spesso presenti in *dataset* ampi come quelli raccolti da ARPA Lombardia, oppure a reali variazioni di carico idraulico puntuali causate ad esempio da eterogeneità locali di conducibilità non considerate nel modello.

In questo elaborato si è scelto di non implementare un modello di trasporto poiché, in primo luogo, la verifica della cattura da parte della barriera idraulica del contaminante uscente dal sito può essere soddisfatta tramite il solo modello di flusso e la successiva determinazione

delle vie preferenziali di movimento delle particelle tramite *MODPATH*. In seconda analisi, il codice che simula il trasporto, *MT3DMS*, ha bisogno, proprio come *MODFLOW*, di una raccolta di dati dettagliata nello spazio e nel tempo per ottenere risultati soddisfacenti dal punto di vista della calibrazione. Essendo la Ditta in attività dagli anni '50 e il danno ambientale rilevato nel 2008, non è possibile conoscere il momento esatto dell'inizio della perdita di inquinante dalle vasche di cromatura e di conseguenza nemmeno la durata complessiva della percolazione nel terreno. Seppure si volesse ipotizzare un intervallo verosimile durante cui le vasche potrebbero avere soddisfatto i loro requisiti di impermeabilità, che potrebbe essere pari a circa 10-20 anni, rimarrebbero comunque ignote le quantità di fluido percolante nel periodo di esposizione e le concentrazioni dell'inquinante presenti nel fluido stesso. Inoltre, mentre per il modello di flusso le proprietà e le condizioni al contorno sono stimabili con una certa affidabilità per il sito in esame in base alle informazioni raccolte in campo, per un modello di trasporto si renderebbe necessario colmare lacune conoscitive riguardo alla maggior parte dei parametri di trasporto ricorrendo a dati di bibliografia, come ad esempio per il coefficiente di distribuzione, che descrive l'adsorbimento del contaminante, o per il tempo e modo di decadimento del Cromo, o per valori di dispersività longitudinale, trasversale e verticale dell'acquifero. Tutti i parametri citati, infatti, sono termini dell'equazione alle differenze finite che sta alla base del codice *MT3DMS*. Si evidenzia inoltre che la stima puramente avvertiva di movimento del contaminante, effettuata in questo elaborato tramite il codice *MODPATH*, è cautelativa rispetto ad un modello di trasporto completo. Infatti, i termini di trasporto, non considerati nell'approccio qui presentato (dispersione, diffusione e reazioni di adsorbimento o decadimento), tendono genericamente a causare un ritardo nel movimento del contaminante rispetto ad un movimento puramente avvertivo.

Moore & Doherty (2005) suggeriscono che le previsioni fatte sulla base di modelli, sono spesso accompagnate da grandi incertezze, anche dove queste previsioni sono eseguite tramite un modello ben calibrato. La modellazione introduce, nel processo di *decision-making* il vitale ingrediente del rischio ed il rischio può essere genericamente eguagliato alla probabilità che un danno possa accadere, come conseguenza di una decisione, moltiplicata per il costo associato alla sua occorrenza (Freeze et al., 1990). Il modello idrogeologico in esame deve quindi essere utilizzato seguendo il metodo scientifico, ossia deve essere impiegato, in termini statistici, per rigettare l'ipotesi che un danno possa accadere, sulla base della dimostrazione dell'incompatibilità di quest'ipotesi con le informazioni che sono contenute nel modello. Secondo Doherty & Moore (2017) persino i modelli più complessi, ovvero quelli basati su una grande quantità di informazioni, sono approssimativi nel tentativo di simulare eventi idrogeologici locali e spesso comportano una grande instabilità numerica; un modello semplice, come quello in analisi, deve essere usato con cautela e deve essere preferibilmente mirato a decifrare un unico obiettivo o previsione. Nel caso in esame, considerando i dati di *input* e di controllo a disposizione, si è quindi scelto di limitarsi alla previsione del trasporto avvertivo tramite la sola calibrazione dei livelli piezometrici. Altre informazioni, potenzialmente estrapolabili dal modello, non avrebbero avuto sufficiente riscontro in termini di informazioni di *input* e di controllo (calibrazione), non garantendo quindi previsioni sensate. Secondo White et al. (2015), le previsioni dipendenti dalla simulazione di una realtà idrogeologica sono capaci di rappresentare un comportamento futuro a condizione che il modello sia in grado di replicare condizioni avvenute nel passato con una buona calibrazione. Questa condizione, per il modello considerato, si ritiene soddisfatta con la validazione delle campagne precedenti a quella utilizzata per la modellazione, descritta precedentemente in questo paragrafo. Il modello realizzato per questo elaborato, si prescrive quindi di non assurgere a simulatore di processi ambientali complessi, quanto di rappresentare uno strumento per l'implementazione del metodo

scientifico, confermando, o rigettando, l'ipotesi che l'inquinamento presente nel sito in esame venga catturato dalla barriera di MISE ed effettuando delle simulazioni con differenti ipotetiche configurazioni della barriera idraulica, discusse nel paragrafo seguente.

6.2.2 Efficacia della barriera idraulica

Sulla base dei dati presentati nell'elaborato, l'attuale configurazione del Progetto Operativo di Bonifica garantirebbe un contenimento e trattamento efficace della contaminazione da Cromo esavalente. La proposta di variante esaminata prevedrebbe un abbassamento troppo drastico delle portate di pompaggio, comportando una conseguente fuga del contaminante verso valle. Le prove a gradini di portata eseguite sui pozzi-barriera indicano però che le attuali portate non sono più sostenibili per l'acquifero in studio. L'efficacia della barriera idraulica risulterebbe quindi compromessa dall'eventuale proseguimento dell'attuale configurazione delle portate di emungimento. A conferma di ciò, in una relazione tecnica redatta dai tecnici della Ditta P.S.V. S.r.l. (2017), si documenta l'intasamento delle griglie di presa della maggior parte delle elettropompe sommerse, prodotto principalmente dalla "biomassa" che viene alimentata dall'iniezione dei prodotti bioriducanti utilizzati nella bonifica del sito.

Come possibile soluzione alternativa, viene qui valutata, tramite il modello implementato per il sito, la possibilità di aggiungere un pozzo in emungimento posizionandolo ad Ovest dell'attuale barriera lungo il suo allineamento, e mantenendo la reimmissione delle acque di falda e le portate di emungimento dei restanti pozzi barriera come da proposta di variante, ossia con le portate d'esercizio stimate tramite le prove a gradini. Al fine di valutare questa nuova configurazione, sono state eseguite varie simulazioni, impostando diverse portate di emungimento per il "nuovo" pozzo-barriera, in modo da indurre coni di depressione di ampiezza crescente e determinare la portata minima che permetta di captare tutte le acque di falda uscenti dal sito. In Figura 62 vengono presentati i risultati ottenuti, corrispondenti alla portata di emungimento minima identificata affinché il nuovo ipotetico pozzo sia in grado di catturare la contaminazione ad Ovest della barriera. Tale portata minima è pari a 0.35 L/s, valore conforme alle altre portate applicate sulla barriera. Per questa simulazione è inoltre stato ipotizzato lo spegnimento del Pz-E5, poiché si è osservato che le particelle presenti nella porzione Est della Ditta in esame vengono comunque catturate dal Pz-E4, immediatamente ad Ovest di quest'ultimo.

Un'ulteriore proposta alternativa prevede che la barriera idraulica attuale venga "disattivata", con l'esclusione del Pz-07, e che ne venga creata una nuova, posizionata più a valle. Questa configurazione terrebbe conto anche della contaminazione riscontrata nel piezometro Pz-ATS, che testimonia la presenza di Cromo esavalente a valle dell'attuale barriera. La simulazione relativa a questa ulteriore configurazione è riportata graficamente in Figura 62. Per i nuovi ipotetici pozzi è stato applicato lo stesso processo di valutazione delle portate descritto per la simulazione precedente: le portate minime simulate sono pari a 1.5 L/s per il pozzo ubicato ad Ovest ed a 1.8 L/s per il pozzo ad Est. Queste portate, più elevate delle portate di esercizio stimate dalle prove effettuate durante la Messa In Sicurezza d'Emergenza (Paragrafo 3.5.3), potrebbero essere raggiunte con i seguenti accorgimenti:

- la costruzione di pozzi più profondi di quelli attuali (che vadano quindi a penetrare fino alla base dell'acquifero), che permetterebbe il posizionamento delle pompe ad una quota più bassa rispetto a quella dell'attuale barriera, rispettando così le mutate condizioni di livello freatico che vedono l'aumentare della soggiacenza a partire dall'estate del 2015 (vedi Figura 31 del Paragrafo 5.2).

- l'ubicazione dei due pozzi, che verrebbero costruiti a valle dell'attuale barriera, in zone in cui la porosità efficace dell'acquifero non è stata alterata dalla periodica iniezione di prodotti bioriducenti.
- l'esecuzione di perforazioni con un diametro maggiore rispetto a quello degli attuali pozzi-barriera così da aumentare il raggio della tasca filtrante in ghiaietto, che allungherebbe i tempi dell'eventualità di intasamento dei filtri delle pompe ad opera della biomassa che prolifera a seguito dell'attività di bonifica.

Le velocità di flusso causate dal richiamo delle acque, indotto dall'emungimento, nella porzione a Sud della barriera di MISE sono più basse rispetto a quelle della porzione Nord poiché a queste ultime si “somma” il naturale flusso di falda mentre a Sud avviene il contrario. Quindi, seppure i pozzi inducano un ampio cono di depressione, il gradiente indotto (che inverte il flusso di falda) a valle degli stessi è minimo; questo comporta un richiamo molto lento dei contaminanti già presenti a Sud della barriera (di cui è testimoniata la presenza dalle analisi sul Pz-ATS) e perciò può rendere difficile il processo di “pulizia” della falda a valle dell'attuale barriera idraulica. La seconda simulazione, rispetto alla prima, risolverebbe questa questione, ponendo il cono di richiamo in una posizione strategica per l'eduzione di tutta la contaminazione, anche di quella presente a valle della barriera.

In entrambe le simulazioni relative alle configurazioni “alternative”, presentate in questo paragrafo ed eseguite sul modello calibrato per la piezometria di dicembre 2016, è stato mantenuto attivo il sistema di reimmissione delle acque di falda nella batteria di cluster PR_Nord A. Per validare i risultati della modellazione, le barriere idrauliche ipotizzate sono state implementate anche nel modello corrispondente alla piezometria di aprile 2014 (condizione di alto piezometrico), confermando la validità di entrambi i sistemi “alternativi” descritti.

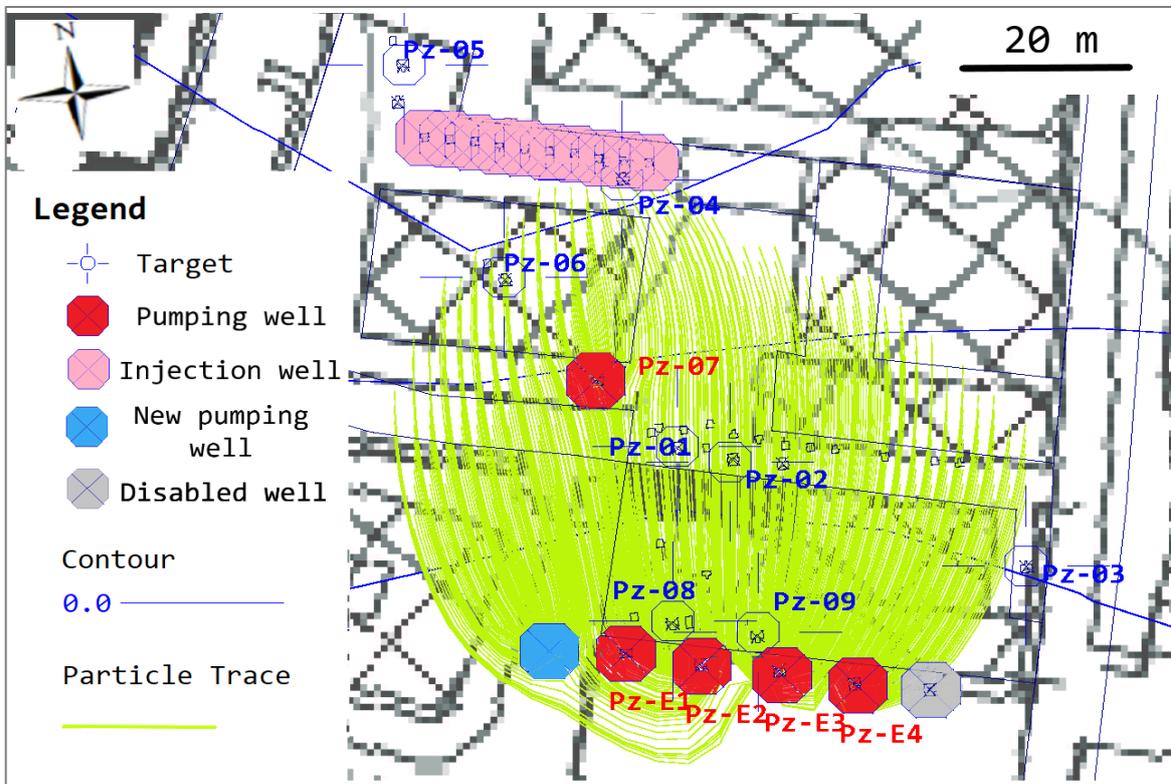


Figura 61. Percorsi delle particelle di contaminante calcolati per la prima “configurazione alternativa” descritta nel presente paragrafo. Il pozzo in grigio è il Pz-E5, il cui emungimento è stato disattivato per questa simulazione. Il pozzo in azzurro è il “nuovo” pozzo proposto come aggiunta all'attuale configurazione della barriera idraulica.

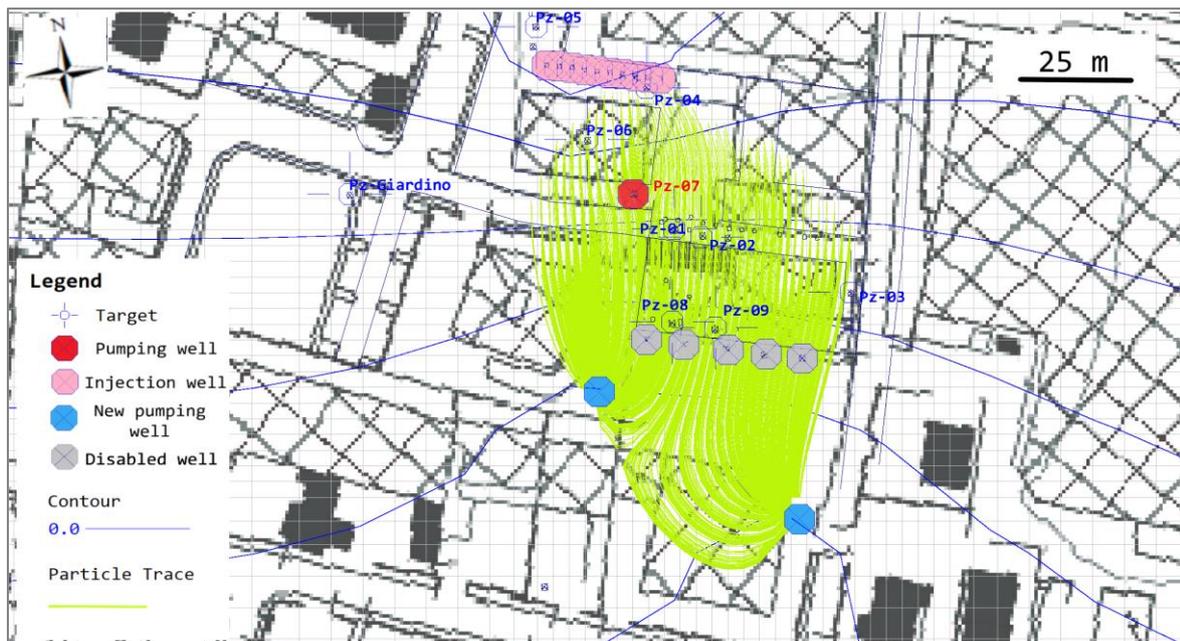


Figura 62. Percorsi delle particelle di contaminante calcolati per la seconda “configurazione alternativa” descritta nel presente paragrafo. Si visualizza la barriera idraulica attualmente attiva, rappresentata dai pozzi grigi, il Pz-07 che viene mantenuto in emungimento e l’ubicazione dei due “nuovi” pozzi con portate di 1.5 e 1.8 L/s.

7 Conclusioni

I risultati del presente lavoro possono essere riassunti nei seguenti punti:

- Le stime della conducibilità idraulica del sito, analizzate tramite diverse metodologie, hanno condotto ad una descrizione della stessa coerente con i valori rappresentativi dei depositi in gioco e con le prove di portata realizzate sul sito. In particolare, la simulazione ottenuta attraverso la calibrazione automatica ha permesso di stabilire un *range* di conducibilità che raffigurasse la sensibile eterogeneità dell'acquifero in studio.
- La calibrazione, effettuata con il *software PEST*, e la validazione del modello analizzato danno risultati soddisfacenti ed impartiscono quindi robustezza alla simulazione numerica. Tuttavia, si ritiene che ulteriori validazioni si renderanno necessarie per descrivere al meglio lo stato di contaminazione e per ridurre al minimo le incertezze che derivano dalla costruzione del modello. Se il modello soddisferà i requisiti di calibrazione anche dopo tali implementazioni, sarà possibile proseguire con l'inserimento di maggiori informazioni riguardanti l'acquifero e la contaminazione, che in questa fase si è deciso di escludere per evitare di introdurre un eccessivo grado di approssimazione ed errore. Ad esempio, a partire dal modello numerico implementato si potrà simulare il processo di trasporto dei contaminanti, eseguendo la calibrazione sulle concentrazioni rilevate nei piezometri e prevedendo così l'evoluzione dello stato di contaminazione del sito nelle diverse ipotesi di bonifica.
- La valutazione dell'efficacia della barriera idraulica presente nel sito, effettuata tramite l'utilizzo della modellazione numerica, indica che l'attuale ubicazione dei pozzi-barriera, in emungimento all'attuale portata, è in grado di mantenere la contaminazione confinata all'interno del sito. La necessità pratica di diminuire le portate, come descritto dal più recente dimensionamento della barriera di MISE, crea i presupposti per lo sfruttamento della modellazione in termini previsionali. Le portate di esercizio stimate sui pozzi in esame non sono, secondo il modello, sufficienti a mantenere la contaminazione circoscritta al sito oggetto di studio, suggerendo una probabile fuoriuscita del contaminante verso valle nell'eventualità dell'applicazione di tali portate. Un monitoraggio nel tempo sui piezometri che intercettano le traiettorie in uscita dalla barriera potrebbe corroborare o smentire la stima predittiva effettuata tramite la modellazione.
- La previsione dell'incapacità di contenere la contaminazione, nel caso di diminuzione delle portate di emungimento, dimostra che è necessario attuare una modifica nella configurazione dell'attuale barriera idraulica. Le configurazioni alternative qui proposte implicano, in entrambi i casi, la costruzione di nuovi pozzi, atti ad evitare la fuga del contaminante verso valle. Nel primo caso esposto, si prevede la perforazione di un pozzo da affiancare all'attuale barriera idraulica, nel quale potrebbe essere calata l'elettropompa del Pz-E5. Quest'ultimo infatti, secondo il modello, può essere disattivato in quanto non indispensabile nella creazione del cono di richiamo che convoglia le acque di falda uscenti dal sito. La seconda configurazione proposta permetterebbe invece di avere maggiore controllo sulla contaminazione presente immediatamente a valle dell'attuale barriera, evidenziata dalla presenza di Cromo esavalente nel Pz-ATS, la quale viene attualmente richiamata dalla barriera di MISE con difficoltà. L'ipotesi di prelevare le acque

sotterranee contaminate da due nuovi pozzi ubicati a Sud rispetto all'attuale barriera, oltre ad evitare la diffusione della contaminazione presente nella porzione a valle del sito, potrà eludere il problema di intasamento dei filtri delle elettropompe tramite la perforazione di pozzi con un diametro ed una profondità maggiori rispetto ai pozzi dell'attuale barriera.

Bisogna infine osservare come le azioni di bonifica intraprese dalla Ditta, su suggerimento dei consulenti della stessa, abbiano permesso di conseguire un buon livello di decontaminazione delle acque. Le varie integrazioni al POB sono state, oltre che innovative, sempre oggetto di una preliminare discussione ed approvazione da parte degli Enti di controllo, attraverso l'esecuzione e la proposta di numerose indagini e prove in campo, tra le quali si annovera la presente valutazione tecnica, condotta sotto forma di modellazione numerica nell'ambito di questo elaborato di tesi.

Bibliografia

- Anderson M.P., Woessner W.W., Hunt R.J., 2015. Applied groundwater modeling: simulation of flow and advective transport, 2nd edition. Elsevier, Academic Press, 630 p.
- Agenzia Regionale per la Protezione dell’Ambiente – Dipartimento di Brescia e Mantova, 2014. Sito di Interesse Nazionale “Brescia-Caffaro” – Monitoraggio acque sotterranee – Risultati del rilievo freaticometrico dell’aprile 2014, www.arpalombardia.it, 31 p.
- Agenzia Regionale per la Protezione dell’Ambiente – Dipartimento di Brescia e Mantova, 2015. Sito di Interesse Nazionale “Brescia-Caffaro” – Monitoraggio acque sotterranee – Risultati delle indagini geochimiche e piezometriche – campagna di giugno 2014, www.arpalombardia.it, 117 p.
- Agenzia Regionale per la Protezione dell’Ambiente – Dipartimento di Brescia e Mantova, 2017. Monitoraggio acque sotterranee – Risultati delle indagini geochimiche e piezometriche – Settembre-Dicembre 2016, www.arpalombardia.it, 63 p.
- Bellu G.M., Bonini C., 2001. A Brescia c’è una Seveso bis, La Repubblica.
- Bouwer H., Rice R.C., 1976. A slug test method for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells, Water Resources Research, Vol. 12, no. 3: 423-428.
- Butler J.J., 1997. The Design, Performance, and Analysis of Slug Tests, CRC Press, 252 p.
- Capretti A., Ribolla G., 2015. Valutazione Ambientale Strategica (VAS) - Allegato 01 al Rapporto Ambientale – Quadro conoscitivo dello stato dell’ambiente, Settore Sostenibilità Ambientale e Scienze Naturali, Provincia di Brescia, pp. 21-58.
- Decreto del Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare n. 4974 del 10/04/2014.
- Decreto del Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare n. 470 del 04/11/2016.
- Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n.152/06, Norme in materia ambientale.
- Denti E., Lauzi S., Sala P., Scesi L., 1988. Studio idrogeologico della pianura bresciana compresa tra i fiumi Oglio e Chiese, Studi Idrogeologici sulla Pianura Padana, 36 p.
- Doherty J., 2003. Ground water model calibration using pilot points and regularisation, Ground Water, Vol. 12, no. 2: 170-177.
- Doherty J., 2012. PEST: Groundwater Data Utilities - Part B: Program Descriptions Watermark Numerical Computing, 371 p.
- Doherty J., 2015a. Calibration and uncertainty analysis for complex environmental models – PEST: complete theory and what it means for modeling the real world, Watermark Numerical Computing, 223 p.
- Doherty J., 2015b. PEST: Groundwater Data Utilities - Part A: Overview, Watermark Numerical Computing, 68 p.
- Doherty J., 2016. Manual for PEST – Model-independent Parameter Estimation, 6th edition, Watermark Numerical Computing, 341 p.
- Doherty J., Moore C., 2017. A Theoretical Analysis of Model Simplification, Smart Model for Aquifer Management discussion paper, 60 p.
- ERSAF Lombardia, 2004. Suoli e paesaggi della provincia di Brescia, 9-14.
- ESRI, 2003. ArcGIS 9 - Using ArcGIS Geostatistical Analyst, 300 p.
- Fasser G., 2007. Componente geologica, idrogeologica e sismica del Piano di Governo del Territorio, Regione Lombardia, 103 p.
- Freeze R. A., Cherry J. A., 1979. Groundwater, Prentice-Hall. Inc., Englewood Cliffs, N.J., 604 p.
- Freeze R.A., Massmann J., Smith L., Sperling T., James B., 1990. Hydrogeological decision analysis: 1 A framework, Ground Water 28, no. 5: 738-766.

- Harbaugh A.W., Banta E.R., Hill M.C., McDonald M.G., 2000. MODFLOW-2000, The US Geological Survey modular ground-water model - User Guide to modularization concepts and the ground-water flow process, U.S. Geological Survey, Reston, VA, 121 p.
- Hill M. C., 1998. Methods and guidelines for effective model calibration, U.S. Geological Survey, Water-resources Investigations Report 98-4005, Reston, VA, 90 p.
- Hvorslev, M.J., 1951. Time Lag and Soil Permeability in Ground-Water Observations, Bull. no. 36, Waterways Exper. Sta. Corps of Engrs, U.S. Army, Vicksburg, Mississippi, 50 p.
- Hyder Z., Butler J.J., McElwee C.D. and Liu W., 1994. Slug test in partially penetrating wells, Water Resources Research, Vol. 30, no. 11: 2945-2957.
- International Programme on Chemical Safety, 1988. Chromium: Environmental Health Criteria 61, World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- van der Kamp G., 1976. Determining aquifer transmissivity by means of well response tests: the underdamped case, Water Resources Research 12, no. 2: 71–77.
- Krešić N., Mikszewski A., 2013. Hydrogeological Conceptual Site Models: Data Analysis and Visualization, CRC Press Taylor & Francis Group, 565 p.
- Moore C., Doherty J., 2005. The role of the calibration process in reducing model predictive error, Water Resources Research 41, no. 5, 14 p.
- Palmer C.D., Wittbrodt P.R., 1991. Processes affecting the Remediation of Chromium-Contaminated Sites, Environmental Health Perspectives, Vol. 92: 25-40.
- Palmer C.D., Puls R.W., 1994. Natural attenuation of Hexavalent Chromium in Groundwater and Soils, U.S. EPA Ground Water Issue: 5-94.
- Pollock D.W., 1994. User's Guide for MODPATH/MODPATH-PLOT, Version 3: A particle tracking post-processing package for MODFLOW - the U. S. Geological Survey finite-difference ground-water flow model, U.S.G.S, 249 p.
- Progetti Servizi Verona S.r.l., 2008. Intervento di Messa In Sicurezza d'Emergenza – Prove in campo, 15 p.
- Progetti Servizi Verona S.r.l., 2010. Rapporto esiti piano di caratterizzazione, 30 p.
- Progetti Servizi Verona S.r.l., 2011. Relazione tecnica: Indagini integrative al Piano di Caratterizzazione – Proposta di bonifica con il metodo sviluppato da Regenesi Ltd., 29 p.
- Progetti Servizi Verona S.r.l., 2012. Progetto Operativo di Bonifica onnicomprensivo delle matrici acque sotterranee e suolo-sottosuolo, mediante applicazione di composti riducenti, 97 p.
- Progetti Servizi Verona S.r.l., 2013. Comunicazione in vista della Conferenza di Servizi decisoria - Aggiornamento attività di monitoraggio - Integrazioni al Progetto Operativo di Bonifica, 98 p.
- Progetti Servizi Verona S.r.l., 2014. Indagini volte alla caratterizzazione ambientale dell'insediamento industriale sito in via Padova, 7 a Brescia, di proprietà della Ditta BARATTI di Eredi Inselvini s.r.l. – Stima della velocità di flusso della falda attraverso monitoraggio elettrico di un plume salino, 14 p.
- Progetti Servizi Verona S.r.l., 2016. Proposta di variante a scala pilota al progetto di bonifica approvato per la matrice acque sotterranee ai sensi dell'art. 242 comma 7 bis del D.Lgs. 152/06 così come modificato dalla legge n. 164/2014 e dell'art. 243 comma 5 del D.Lgs. 152/06, 42 p.
- Progetti Servizi Verona S.r.l., 2017. Prove di portata sui piezometri appartenenti alla barriera idraulica per la valutazione delle portate derivabili e della sua efficacia idraulica, 54 pp.
- Progetti Servizi Verona S.r.l., 2018. Report periodico al 30/12/2017 dei risultati dell'attività di bonifica e monitoraggio sulla matrice acque sotterranee, 80 p.
- Rumbaugh J.O, Rumbaugh D.B., 2011. Guide to using Groundwater Vistas - Version 6, Environmental Simulations Inc., 221 p.

- Sbaffoni S., Vaccari M., 2009. Risanamento di acque sotterranee contaminate da Cromo esavalente – Parte I: Tecnologie di trattamento, IA Ingegneria Ambientale, Vol. XXXVIII: 518-525.
- Soliani L., 2005. Manuale di statistica per la ricerca e la professione – statistica univariata e bivariate, parametrica e non-parametrica per le discipline ambientali e biologiche, Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Parma, pp. 1-81.
- Spitz K., Moreno J., 1996. A practical guide to groundwater and solute transport modeling, John Wiley & Sons, New York, 480 p.
- Thót J., 1963. A theoretical analysis of groundwater flow in small drainage basins, Journal of Geophysical Research 68: 4795-4812.
- Tikhonov A. N., 1963. Solution of incorrectly formulated problems and the regularization method, Soviet Math Dokl 4: 1035-1038.
- U.S. Environmental Protection Agency, 2000. In situ treatment of soil and groundwater contaminated with chromium, Technical resource guide.
- Webster R., Oliver M. A., 2007. Geostatistics for environmental scientists, 2nd edition, John Wiley & Sons Ltd, New York, 309 p.
- Ziliani L., 2007. Indagini ambientali preliminari nel sedime PN16 del comune di Brescia – Relazione geologica ed idrogeologica, Regione Lombardia, 9 p.
- Zheng C., Bennett G. D., 1995. Applied contaminant Transport Modeling – Theory and Practice, John Wiley & Sons Ltd, New York, 443 p.
- Zlotnik V., 1994. Interpretation of Slug and Packer Tests in Anisotropic Aquifers, Ground Water 32, no. 5: 761-766.

Sitografia

www.aqtesolv.com
www.comune.brescia.it
www.gazzettaufficiale.it
www.geoportale.regione.lombardia.it
www.igmi.org
www.isprambiente.gov.it
www.mappe.istella.it
www.openi.nlm.nih.gov
www.openstreetmap.org

Ringraziamenti

Ringrazio, in ordine di apparizione, mio zio Claudio, per avermi introdotto e fatto appassionare prima alla geologia e poi al magico mondo dell'idrogeologia ambientale, e i titolari della Ditta Baratti di Eredi Inselvini, per essersi resi disponibili e aperti all'idea della creazione di questa tesi.

Ringrazio Maria Filippini, indispensabile e veloce correttrice della mia scrittura, spesso fantasiosa e campata in aria, nonché amichevole maestra dell'arte della modellazione.

Ringrazio John Doherty, Francesca Lotti e Giovanni Formentin per aver reso possibile e piacevole la mia partecipazione al corso intitolato *Model Calibration and Predictive Uncertainty Analysis*, che ho frequentato per imparare ad utilizzare *PEST*. Li ringrazio anche perché mi hanno fatto capire che per diventare modellatori ci vuole tanta, ma tanta, pazienza!

Un grazie, stavolta disordinato e più affettuoso, alla mia famiglia. Babbo, Mamma e Fratello sono stati incredibili rispettivamente nel sopportarmi (e viceversa), nel coccolarmi e nel farmi capire che ce la dovevo fare, non avendo troppa importanza il quando. Un grazie anche alla nonna Mara e alla pro-zia Hélène, sagge dispensatrici di consigli.

Ringrazio Gabriele, compagno di avventure, collega nella vita, sostegno costante.

Un grazie agli amici, di cui ormai molti lontani, che si sono sempre fatti sentire per darmi una virtuale pacca sulla spalla o per farmi fare una risata nei momenti più difficili.

Un ultimo grazie a Fargo ed Ettore che, chiedendomi scodinzolanti di fare una passeggiata, mi hanno fatto respirare un po' d'aria e reso le giornate più leggere in un periodo che leggero non è stato.

Allegati

Allegato A.
Stratigrafie

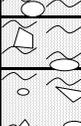
Allegato A.1

Luogo: Via Padova, 7 - BRESCIA	Cliente: BARATTI di Eredi Inselvini S.r.l.
Tipo attività: Sondaggi a carotaggio continuo	Progetto: INTERVENTO DI MESSA IN SICUREZZA D'EMERGENZA
Ditta operatrice: 	Direzione di cantiere: Dr. Geol. C. Leoncini
	Data: 29-mag-08
	Oggetto: Log stratigrafico
	Sondaggio: PZ-01

Φ	Profondità progressiva m	Profondità parziale m	% carot.	Litologie	Descrizione del terreno	COV			Piezometro Φ = 4"	
						da m	a m	p.p.m. Campione sigla		
168	0.0	0.7	80		Riporto costituito da ghiaia, frammenti di cls e laterizi in matrice limoso sabbiosa	0.0	1.0	PZ01-C1	12 24	
	0.7	0.3	100		Riporto: argilla limosa bruna compatta con laterizi	1.0	2.0	PZ01-C2		
	1.0	0.5	80		Riporto: ghiaia in matrice limosa deb. Argillosa	2.0	3.0	PZ01-C3		
	1.5	2.5	80		Ghiaia media e grossolana in matrice sabbiosa, localmente sabbioso-limosa, di colore bruno	3.0	4.0	PZ01-C4		
	4.0	6.0	80		Ghiaia media e grossolana e ciottoli (Φ max = 10 cm) in matrice sabbiosa, localmente sabbioso-limosa, di colore bruno	4.0	5.0	PZ01-C5		
						5.0	6.0	PZ01-C6		
						6.0	7.0	PZ01-C7		
						7.0	8.0	PZ01-C8		
						8.0	9.0	PZ01-C9		
		9.0	10.0			9.0	10.0	PZ01-C10		
		10.0	0.6	90		Sabbia deb. Limosa con scarsa ghiaia	10.0	11.0		PZ01-C11
		10.6	4.6	90		Ghiaia e ciottoli in abbondante matrice sabbioso-limosa, mediamente consistente, leggermente umida, di colore bruno	11.0	12.0		PZ01-C12
							12.0	13.0		PZ01-C13
							13.0	14.0		PZ01-C14
							14.0	15.0		PZ01-C15
	15.2	0.6	100		Limi argillosi e sabbie fini con ghiaia, consistenti	15.0	16.0	PZ01-C16		
	15.8	1.8	90		Sabbie fini e limi con ghiaia, leggermente cementate	16.0	17.0	PZ01-C17		
						17.0	18.0	PZ01-C18		
	17.6	3.4	90		Sabbie fini e limi con ghiaia, ghiaietto e rari ciottoli, mediamente consistenti, umide, pseudocoeseive (tra 19,5 e 20,0 m lente di sabbia grossolane e ghiaietto con acqua)	18.0	19.0	PZ01-C19		
						19.0	20.0	PZ01-C20		
						20.0	21.0	PZ01-C21		
	21.0	1.1	90		Ghiaia e ghiaietto in abbondante matrice sabbiosa deb. Limosa, con acqua, molle	21.0	22.0	PZ01-C22		
	22.1	0.4	90		Ghiaia e ciottoli in matrice limoso sabbiosa	22.0	23.0	PZ01-C23		
	22.5	2.5	80		Ghiaia e ciottoli in matrice sabbioso limosa saturo	23.0	24.0	PZ01-C24		
	25.0					24.0	25.0	PZ01-C25		

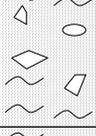
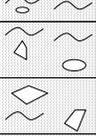
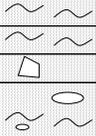
Allegato A.3

Luogo: Via Padova, 7 - BRESCIA	Committente: BARATTI di Eredi Inselvini S.r.l.	
Tipo attività: Sondaggi a carotaggio continuo	Progetto: PIANO DI CARATTERIZZAZIONE	
Ditta operatrice: 	Direzione di cantiere: Dr. Geol. C. Leoncini	Data: 13-gen-09
	Oggetto: Log stratigrafico	Sondaggio: Pz-03

Φ mm	Profondità progressiva m	Profondità parziale m	% carot.	Litologie	Descrizione del terreno	COV			Campione sigla	Piezometro Φ=4"	
						da m	a m	p.p.m.			
152	0.0	2.0	80		Materiale di riporto costituito da blocchi di cemento e laterizi	0.0	1.0		PZ03-C01	13	
	2.0	0.5	90		Soletta in c.a. con colorazione giallastra	2.4	3.0		PZ03-C02		
	2.4	0.5	90		Riporto con frammenti di cemento e asfalto						
	3.0	0.3	90		Soletta in c.a.						
	3.3	0.7	90		Ghiaia in matrice sabbioso limosa nocciola	4.0	1.0	90			Ghiaia in matrice sabbioso limosa bruno scura
	4.0	1.0	90		Ghiaia in matrice sabbioso limosa bruno scura						
	5.0	3.5	90		Sabbie e ghiaia sciolta di colore nocciola grigio con frammenti di laterizi (riporto?)	8.5	2.5	100			Limi sabbiosi con ghiaia, addensati, di colore nocciola
	8.5	2.5	100		Limi sabbiosi con ghiaia, addensati, di colore nocciola						
	11.0	3.0	100		Ghiaia e ciottoli in abbondante matrice limoso sabbiosa, nocciola, addensata	14.0	2.0	90			Limi sabbiosi con ghiaia addensati, di colore nocciola
	14.0	2.0	90		Limi sabbiosi con ghiaia addensati, di colore nocciola						
	16.0	0.8	90		Ghiaia e ciottoli in matrice sabbioso limosa di colore grigio	16.8	2.2	90			Sabbie e limi con ghiaia talvolta alterata, sature
	16.8	2.2	90		Sabbie e limi con ghiaia talvolta alterata, sature						
19.0	1.5	90		Limi sabbiosi con ghiaia, addensati, nocciola saturi	20.5	4.5	90		Limi e sabbie con ghiaia, di colore nocciola, saturi		
20.5	4.5	90		Limi e sabbie con ghiaia, di colore nocciola, saturi							
25.0										25	

Allegato A.4

Luogo: Via Padova, 7 - BRESCIA	Committente: BARATTI di Eredi Inselvini S.r.l.	
Tipo attività: Sondaggi a carotaggio continuo	Progetto: INTEGRAZIONI AL PIANO DI CARATTERIZZAZIONE	
Ditta operatrice:  Progetti Servizi Verona S.r.l. Piazza Castello, 1 37066 Sommacampagna VERONA E-mail: info@psvsrl.com Tel. 045.510.288 Fax. 045.510.514	Direzione di cantiere: Dr. Geol. C. Leoncini	Data: 25/26-ott-2010
	Oggetto: Log stratigrafico	Sondaggio: Pz-04

Φ	Profondità progressiva	Profondità parziale	% carot.	Litologie	Descrizione del terreno	COV				Piezometro	
						da	a	p.p.m.	Campione sigla		
mm	m	m								Φ = 4"	
152	0.0	0.1	95		Asfalto						
	0.1	2.3	95		Riporto: ghiaia e frammenti di laterizi in matrice limoso-sabbiosa	0.0	1.0		C1		
	2.4	0.4	100		Limo argilloso marrone pseudocoesivo con poca ghiaia	2.0	3.0		C2		
	2.8	0.2			Ghiaia in matrice sabbioso-limosa bruna						
	3.0	3.3	95		Ghiaia e sabbia						
	6.3	0.5	95		Sabbia limosa con piccoli ciottoli	6.0	7.0		C3		
	6.8	0.5	95		Ghiaia e ciottoli in matrice sabbioso-limosa						
	7.3	0.3	95		Ghiaia e sabbia						
	7.6	2.4	95		Ghiaia e ciottoli in matrice sabbioso limosa con livelli debolmente cementati di spessore centimetrico	9.0	10.0		C4		9
	127	10.0	0.5	95		Ghiaia in matrice sabbioso-limosa					
10.5		0.4	95		Ghiaia e ciottoli in matrice limoso-sabbiosa						
10.9		2.1	95		Ghiaia in matrice sabbiosa debolmente limosa						
13.0		1.0	95		Ghiaia e ciottoli alterati in matrice limoso-sabbiosa, deboli cementazioni di spessore centimetrico						
14.0		1.0	95		Ghiaia e sabbia, cementazioni di spessore centimetrico						
15.0		0.5	95		Ghiaia in matrice limoso-sabbiosa umida						
15.5		0.4	95		Ghiaia e ciottoli in matrice limosa debolmente sabbiosa						
15.9		0.1	95		Ghiaia e sabbia cementata	16.0	17.0		C5		
16.0		4.0	95		Ghiaia e ciottoli in matrice sabbioso-limosa satura, spessori centimetrici limosi	19.0	20.0		C6		
20.0		5.0		PERFORAZIONE A DISTRUZIONE DI NUCLEO	Ghiaia e sabbia satura						25

Allegato A.6

Luogo: Via Padova, 7 - BRESCIA	Committente: BARATTI di Eredi Inselvini S.r.l.
Tipo attività: Sondaggi a carotaggio continuo	Progetto: INTEGRAZIONI AL PIANO DI CARATTERIZZAZIONE
Ditta operatrice:  Progetti Servizi Verona S.r.l. Piazza Castello, 1 37066 Sommacampagna VERONA E-mail: info@psvsrl.com Tel. 045.510.288 Fax. 045.510.514	Direzione di cantiere: Dr. Geol. C. Leoncini Oggetto: Log stratigrafico
Data: 28-ott-10	Sondaggio: Pz-06

Φ mm	Profondità progressiva m	Profondità parziale m	% carot.	Litologie	Descrizione del terreno	COV				Piezometro φ =4"
						da m	a m	p.p.m.	Campione sigla	
152	0.0	0.2	100		Pavimentazione in c.a.					
	0.2	1.8	95		Riparto costituito da ghiaia e sabbia	1.0	2.0		C1	
	2.0	0.5	100		Rip. costituito da limo argilloso con ciottoli e laterizi					
	2.5	0.5	95		Rip. costituito da ghiaia e ciottoli in matrice limo-sabbiosa					
	3.0	0.5	100		Limo argilloso plastico di colore marrone con rari ciottoli					
	3.5	0.8	95		Ghiaia e ciottoli in matrice sabbioso-limosa con deboli cementazioni di spessore centimetrico	4.0	5.0		C2	
	4.3	8.7	95		Ghiaia e sabbia limosa con livelletti debolmente cementati	6.0	7.0		C3	
	8.0					9.0		C4		
	10.0					11.0		C5		
	12.0					13.0		C6		
	13.0					0.1	95		Limo sabbioso con ciottoli	12.0
	13.1	0.2	95		Sabbia limosa e ghiaia					
	13.3	0.2	95		Limo sabbioso compatto					
	13.5	0.6	95		Ghiaia in matrice sabbioso-limosa					
	14.1	0.2	95		Ghiaia in matrice limoso-sabbiosa compatta					
14.3	0.7	95		Ghiaia e sabbia con deboli cementazioni centimetriche						
15.0	2.5	95		Ghiaia in matrice sabbioso-limosa satura, a tratti addensata	15.0	16.0		C7		
17.5	0.6	95		Ghiaia e ciottoli in matrice limoso-sabbiosa pseudocoesiva						
18.1	0.4	95		Ghiaia e sabbia limosa satura, con deboli cementazioni						
18.5	1.4	95		Sabbia limosa e ghiaia satura	19.0	20.0		C8		
19.9	0.1	95		Limo sabbioso pseudocoesivo saturo						
20.0	5.0		PERFORAZIONE A DISTRUZIONE DI NUCLEO	Ghiaia e sabbia satura					25	

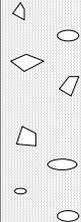
Allegato A.7

Luogo: Via Padova, 7 - BRESCIA	Committente: BARATTI di Eredi Inselvini S.r.l.
Tipo attività: Sondaggi a carotaggio continuo	Progetto: INTEGRAZIONI AL PIANO DI CARATTERIZZAZIONE
Ditta operatrice:  Progetti Servizi Verona S.r.l. Piazza Castello, 1 37066 Sommacampagna VERONA E-mail: info@psvsrl.com Tel. 045.510.288 Fax. 045.510.514	Direzione di cantiere: Dr. Geol. C. Leoncini
	OGGETTO: Log stratigrafico
Data: 21-dic-10	
Sondaggio: Pz-07	

Φ	Profondità progressiva	Profondità parziale	% carot.	Litologie	Descrizione del terreno	COV			Campione sigla	Piezometro
						da	a	p.p.m.		
mm	m	m				m	m		Φ = 4"	
152	0.0	0.1	95		Pavimentazione asfalto					
	0.1	0.6	95		Riporto: ghiaia e sabbia media con frammenti di asfalto					
	0.7	1.2	95		Riporto: ghiaia e sabbia media	1.0	2.0		C1	
	1.9	0.3	95		Riporto: limo sabbioso con ghiaia e frammenti di laterizi					
	2.2	1.0	95		Limo sabbioso pseudocoesivo di colore marrone con rari ciottoli					
	3.2	6.8	95		Ghiaia e sabbia	5.0	6.0		C2	
127	10.0	1.0	95		Ghiaia in abbondante matrice sabbioso-limosa	9.0	10.0		C3	9
	11.0	2.0	95		Ghiaia e sabbia limosa con livelletti debolmente cementati					
	13.0	5.0	95		Ghiaia in matrice sabbioso-limosa da umida a satura	14.0	15.0		C4	
	17.0					17.0	18.0		C5	
	18.0	2.0	95		Ghiaia in abbondante matrice sabbiosa con livelli cementati di spessore centimetrico	19.0	20.0		C6	
	20.0	5.0		PERFORAZIONE A DISTRUZIONE DI NUCLEO	Ghiaia e sabbia satura					

Allegato A.8

Luogo: Via Padova, 7 - BRESCIA	Committente: BARATTI di Eredi Inselvini S.r.l.
Tipo attività: Sondaggi a carotaggio continuo	Progetto: INTEGRAZIONI AL PIANO DI CARATTERIZZAZIONE
Ditta operatrice:  Progetti Servizi Verona S.r.l. Piazza Castello, 1 37066 Sommacampagna VERONA E-mail: info@psvsrl.com Tel. 045.510.288 Fax. 045.510.514	Direzione di cantiere: Dr. Geol. C. Leoncini
	Data: 28-dic-11
	Sondaggio: Pz-08
	Oggetto: Log stratigrafico

Φ mm	Profondità progressiva m	Profondità parziale m	% carot.	Litologie	Descrizione del terreno	COV				Piezometro φ =4"
						da m	a m	p.p.m.	Campione sigla	
152	0.0	2.0	90		Terreno rimaneggiato costituito da sabbia limosa con ciottoli e frammenti di laterizi	0.0	1.0		C1	9
	2.0	0.7	90		Ghiaia in matrice sabbioso limosa	2.0	3.0		CR	
	2.7	0.3	90		Ghiaia in matrice sabbiosa, cementata					
	3.0	1.0	100		Sabbia limosa bruna con rara ghiaia	3.0	4.0		CR	
	4.0	5.0	90		Ghiaia con ciottoli in matrice sabbiosa bruna	4.0	5.0		CR	
						5.0	6.0		CR	
						6.0	7.0		CR	
						7.0	8.0		C2	
		8.0	9.0		CR					
	9.0	2.4	90		Ghiaia e ciottoli in matrice sabbioso limosa bruna	9.0	10.0		CR	
						10.0	11.0		CR	
						11.0	12.0		CR	
	11.4	4.6	80		Ghiaia in matrice sabbiosa, a tratti cementata	12.0	13.0		C3	
						13.0	14.0		CR	
					14.0	15.0		CR		
					15.0	16.0		CR		
16.0	0.4	80		Sabbia bruna con ghiaia, umida	16.0	17.0		CR		
16.4	1.6	80		Ghiaia in matrice sabbiosa bruna, satura	17.0	18.0		C4		
18.0	0.4	90		Ghiaia in matrice limoso sabbiosa, cementata	18.0	19.0		CR		
18.4	0.6	80		Ghiaia in matrice sabbiosa, debolmente cementata						
19.0	6.0				<i>Perforazione a distruzione di nucleo</i>					
25.0										

Allegato A.9

Luogo: Via Padova, 7 - BRESCIA	Committente: BARATTI di Eredi Inselvini S.r.l.	
Tipo attività: Sondaggi a carotaggio continuo	Progetto: INTEGRAZIONI AL PIANO DI CARATTERIZZAZIONE	
Ditta operatrice:  Progetti Servizi Verona S.r.l. Piazza Castello, 1 37066 Sommacampagna VERONA E-mail: info@psvsrl.com Tel. 045.510.288 Fax. 045.510.514	Direzione di cantiere: Dr. Geol. C. Leoncini	Data: 28-dic-11
	Oggetto: Log stratigrafico	Sondaggio: Pz-09

Φ mm	Profondità progressiva m	Profondità parziale m	% carot.	Litologie	Descrizione del terreno	COV				Piezometro φ =4"
						da m	a m	p.p.m.	Campione sigla	
152	0.0	0.5	90		Terreno rimaneggiato ghiaioso sabbioso	0.0	1.0		C1	9
	0.5	0.3	90		Terreno rimaneggiato: ghiaia in matrice sabbioso limosa					
	0.8	0.9	100		Terreno rimaneggiato dato da limi argillosi con scarsa ghiaia	1.0	2.0		CR	
	1.7	0.8	90		Terreno rimaneggiato: ghiaia in matrice sabbioso limosa	2.0	3.0		CR	
	2.5	0.5	100		Terreno rimaneggiato dato da limi argillosi con laterizi					
	3.0	1.0	90		Sabbia con scarsa ghiaia	3.0	4.0		CR	
	4.0	13.0	90		Ghiaia in matrice sabbiosa bruna, a tratti sabbioso limosa presenza di livelli cementati di spessore decimetrico	4.0	5.0		CR	
						5.0	6.0		CR	
						6.0	7.0		CR	
						7.0	8.0		C2	
						8.0	9.0		CR	
						9.0	10.0		CR	
						10.0	11.0		CR	
						11.0	12.0		CR	
	12.0					13.0		CR		
	13.0					14.0		C3		
	14.0	15.0		CR						
	15.0	16.0		CR						
	16.0	17.0		CR						
	17.0	0.4	90		Ghiaia e ciottoli in abb. Matrice limoso sabbiosa	17.0	18.0		CR	
	17.4	0.6	90		Ghiaia e ciottoli in matrice sabbioso limosa					
	18.0	0.5	90		Ghiaia e sabbia debolmente cementata	18.0	19.0		C4	
	18.5	1.5	90		Ghiaia in matrice sabbioso limosa, satura	19.0	20.0		CR	
	20.0	5.0			<i>Perforazione a distruzione di nucleo</i>					
	25.0									

Allegato A.10

Luogo: Via Padova, 7 - BRESCIA	Cliente: BARATTI di Eredi Inselvini S.r.l.	
Tipo attività: Sondaggi a carotaggio continuo	Progetto: INTERVENTO DI MESSA IN SICUREZZA D'EMERGENZA	
Ditta operatrice: 	Direzione di cantiere: Dr. Geol. C. Leoncini	Data: 08-ott-08
	Oggetto: Log stratigrafico	Sondaggio: Pz-E1

Φ	Profondità progressiva	Profondità parziale	% carot.	Litologie	Descrizione del terreno	COV				Piezometro Φ = 4"
						da	a	p.p.m.	Campione sigla	
mm	m	m				m	m			
168	0.0	0.4	90		Riporto: ghiaia e ciottoli in matrice sabbioso limosa	0.0	1.0	0	PZE01-C1	13
	0.4	0.6	90		Limi sabbiosi bruni con ghiaia, addensati					
	1.0	0.8	100		Limi argillosi deb. sabbiosi pseudocoesivi bruni	1.0	2.0	0	PZE01-C2	
	1.8	0.2	90		Limi sabbiosi bruni con ghiaia, addensati					
	2.0	0.5	90		Ghiaia in matrice limoso sabbiosa bruna	2.0	3.0	0	PZE01-C3	
	2.5	2.0	90		Ghiaia e ciottoli in matrice sabbiosa, nocciola	3.0	4.0	0	PZE01-C4	
						4.0	5.0	0	PZE01-C5	
	4.5	1.0	90		Ghiaia in matrice sabbioso limosa bruna con screziature ocra	5.0	6.0	0	PZE01-C6	
	5.5	2.5	90		Ghiaia e ciottoli in matrice sabbiosa, nocciola	6.0	7.0	0	PZE01-C7	
						7.0	8.0	0	PZE01-C8	
	8.0	2.2	90		Ghiaia e ciottoli in matrice sabbiosa deb. Limosa di colore bruno, umida	8.0	9.0	0	PZE01-C9	
						9.0	10.0	0	PZE01-C10	
	10.2	4.8	90		Ghiaia e ciottoli in matrice sabbiosa, nocciola	10.0	11.0	0	PZE01-C11	
						11.0	12.0	0	PZE01-C12	
						12.0	13.0	0	PZE01-C13	
						13.0	14.0	0	PZE01-C14	
15.0	2.5	90		Ghiaia e ciottoli in matrice sabbioso limosa bruna addensata	15.0	16.0	0	PZE01-C16		
					16.0	17.0	0	PZE01-C17		
					17.0	18.0	0	PZE01-C18		
17.5	5.5	90		Ghiaia e ciottoli in matrice sabbioso limosa bruna rossastra, con acqua (evidenza di contaminazione da cromo)	18.0	19.0	0	PZE01-C19		
					19.0	20.0	0	PZE01-C20		
					20.0	21.0	0	PZE01-C21		
					21.0	22.0	0	PZE01-C22		
					22.0	23.0	0	PZE01-C23		
					23.0	24.0	0	PZE01-C24		
23.0	0.7	90		Sabbia con ghiaia, colore bruno rossastro, satura	23.0	24.0	0	PZE01-C24		
23.7	1.3	90		Ghiaia e ciottoli in matrice sabbiosa deb. limosa colore bruno rossastro, satura	24.0	25.0	0	PZE01-C25		
					24.0	25.0	0	PZE01-C25		
					25.0	25.0	0	PZE01-C25		

Allegato A.12



Piazza Castello, 1
37066 Sommacampagna - VERONA

Tel. 045.510.288 Fax. 045.510.514 E-mail: info@psvsrl.com

Committente	<i>Baratti</i>
Comune	<i>Brescia</i>
Indirizzo	<i>Via Padova</i>

Progetto: *PIANO DI CARATTERIZZAZIONE*

Tipo sonda: <i>Fraste FS 300</i>	Data: <i>21 e 22 sett 2009</i>
---	---

Φ	Profondità progressiva	Profondità parziale	%	Litologie	Descrizione del terreno desunta dalla perforazione a distruzione di nucleo	schema tubaggio	Prof. m da p.c.	Piezometro Φ = 4"
mm	m	m	carot.					
220	0.0							
		28.0			Ghiaia e ciottoli in matrice sabbiosa limosa	camicia a perdere Φ = 178 mm, L = 30 m; sigillata con boiaccia di cemento e bentonite	14.73	
	28.0						30.0	
152		11.0			Argilla compattata e limi di colore rossastro	sigillo con boiaccia di cemento e bentonite		
	39.0							
		15.0			Conglomerato con presunte intercalazioni argillose			
	54.0	3.0			Alternanza di argille e conglomerato			
	57.0						60.0	
		1.0			Argilla	pvc microfessurato tra 60 e 69 m e dreno con ghiaietto calibrato	69.0	
	69.0						70.0	
	70.0							

Perforazione a distruzione di nucleo

Allegato B.

Sezioni



Legenda

-  Pz 4
Piezometri in falda superficiale
-  Pz Prof.
Piezometro in falda profonda
-  PR - Int B - 1
Cluster monitoraggio trattamento Regensis
- 
Cluster di iniezione prodotti Regensis (1a fase)
-  Traccia di sezione

REDAZIONE:
PROGETTI SERVIZI VERONA s.r.l.
 Ing. Silvano Rossato
 Geol. Claudio Leoncini
 Geom. Giulio Zampini
 Geom. Nicola Cordiali

SEDE LEGALE: Viale Cristoforo Colombo, 131 - 37138 Verona
 Cod. Fisc. - P.IVA 0308 5460 231

UFFICIO TECNICO: Via Galileo Galilei, 81
 37066 Sommacampagna (VR)
 Tel. 045 510288 - Fax 045 510514
 e-mail: info@psvst.com

DIRETTORE TECNICO: Dott. Ing. Silvano Rossato

DI.TTA: **Baratti di eredi Inselvini s.r.l.**
 Via Padova 7 - 25125 Brescia (BS)

PROGETTO:
 Inseadimento industriale sito in via Padova 7, a Brescia, di proprietà della Ditta BARATTI di eredi Inselvini s.r.l., contaminato da Cromo esavalente - Progetto operativo di bonifica mediante l'applicazione di composti riducenti -

ELABORATO:
PLANIMETRIA CON TRACCE DI SEZIONE

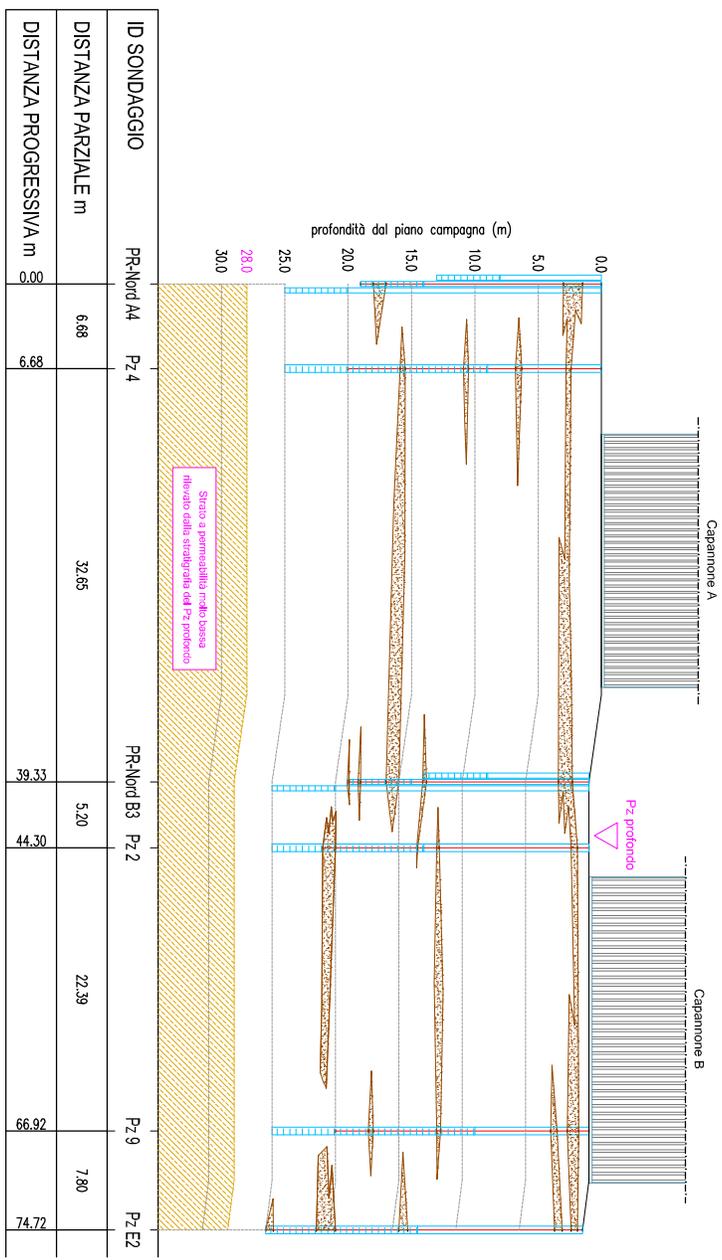
DATA: Agosto 2012

SCALA: 1 : 500

Allegato B.1

SEZIONE STRATIGRAFICA

SCALA 1:400

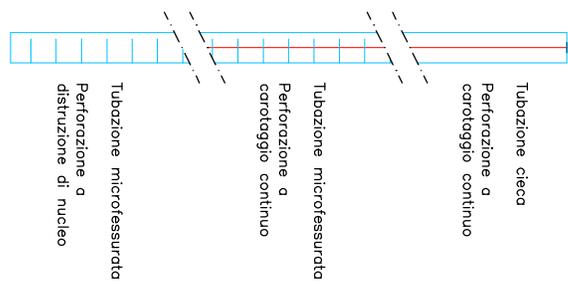


ID SONDAGGIO	PR-Nord A4	Pz 4	PR-Nord B3	Pz 2	Pz 9	Pz E2
DISTANZA PARZIALE m	6.88	32.65	5.20	22.39	66.92	7.80
DISTANZA PROGRESSIVA m	6.88	39.53	44.73	67.12	74.92	82.72

Legenda

- Lenti di limi sabbiosi con ghiaia (permeabilità bassa)
- Argille compatte e limi rilevati nel Pz Profondo, (permeabilità molto bassa)
- Ghiaie e sabbie debolmente limose (permeabilità media)
- Pz profondo**
Piezometro profondo 70 m da p.c., realizzato per captare le acque in seconda falda (confinata ed in pressione, non contaminata in corrispondenza del sito)

Schema piezometro



REDAZIONE:
PROGETTI SERVIZI VERONA s.r.l.
 Ing. Silvano Rossato
 Geol. Claudio Leoncini
 Geom. Giulio Zampini
 Geom. Nicola Cordiali

SEDE LEGALE: Viale Cristoforo Colombo, 131 - 37138 Verona
 Cod. Fisc. - P.IVA 0308 5460 231

UFFICIO TECNICO: Via Ghisla Grande, 81
 37066 Sommacampagna (VR)
 Tel. 045 510288 - Fax 045 510514
 e-mail: info@psv.it

DIRETTORE TECNICO: Dott. Ing. Silvano Rossato

DI.TTA: **Baratti di eredi Inselvini s.r.l.**
 Via Padova 7 - 25125 Brescia (BS)

PROGETTO:
 Inseadimento industriale sito in via Padova 7, a Brescia, di proprietà della Ditta BARATTI di eredi Inselvini s.r.l., contaminato da Cromo esavalente - Progetto operativo di bonifica mediante l'applicazione di composti riducenti -

ELABORATO:
 Sezione stratigrafica locale A-A'

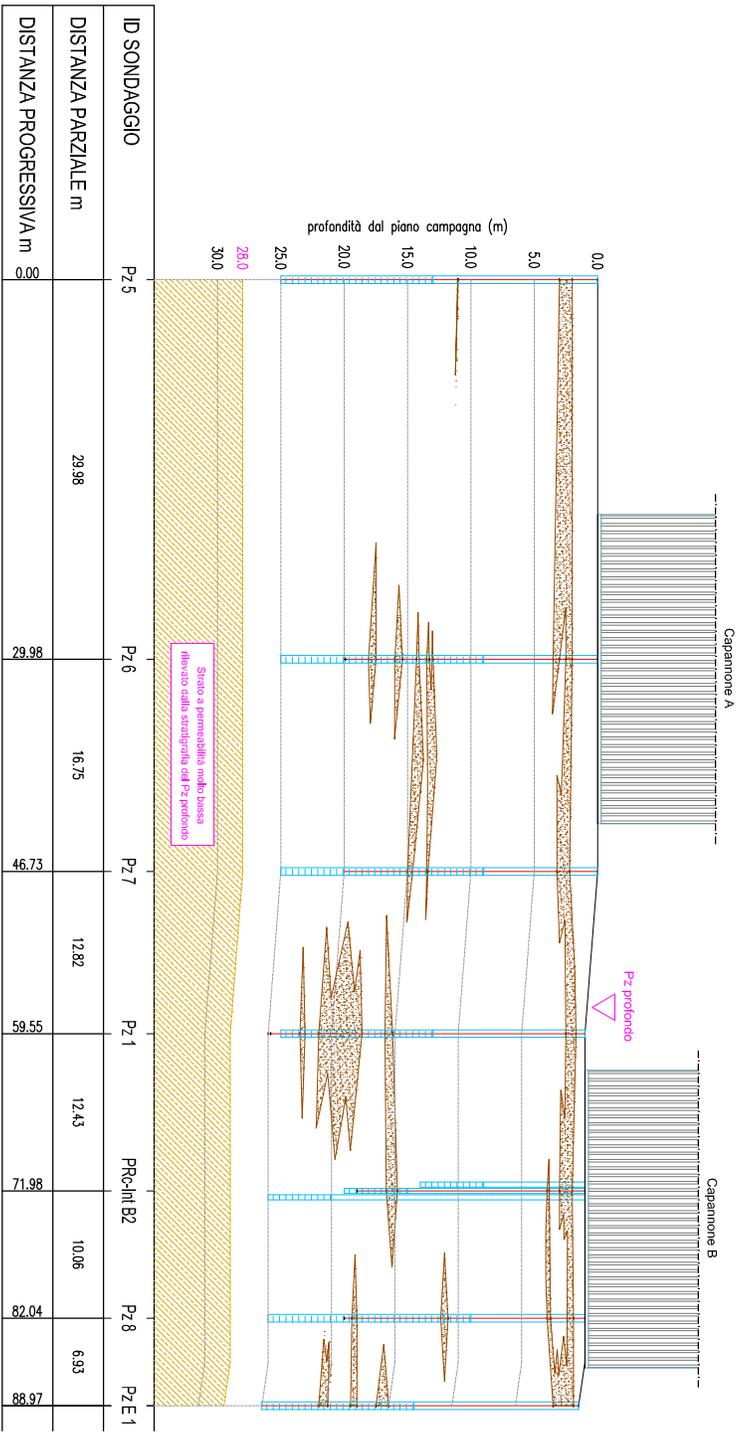
DATA: Agosto 2012

SCALA: 1 : 400

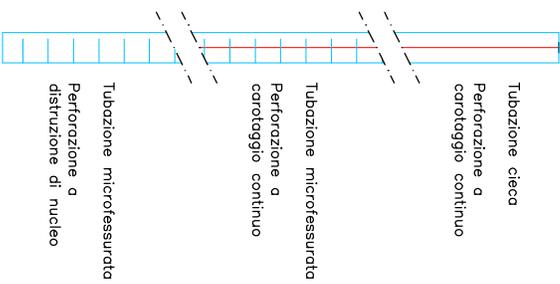
Allegato B.2

SEZIONE STRATIGRAFICA

SCALA 1:400



Schema piezometro



Legenda

- Lenti di limi sabbiosi con ghiaia (permeabilità bassa)
- Argille compatte e limi rilevati nel Pz Profondo, (permeabilità molto bassa)

- Ghiaie e sabbie debolmente limose (permeabilità media)
- Pz Profondo**
Piezometro profondo 70 m da p.c., realizzato per captare le acque in seconda falda (confinata ed in pressione, non contaminata in corrispondenza del sito)

ID SONDAGGIO	Pz 5	Pz 6	Pz 7	Pz 1	PRC-Int B2	Pz 8	Pz E 1
DISTANZA PARZIALE m	29.98	16.75	12.82	12.43	71.98	10.06	6.93
DISTANZA PROGRESSIVA m	00	29.98	46.73	59.55	71.98	82.04	88.97

REDAZIONE:
PROGETTI SERVIZI VERONA s.r.l.
 Ing. Silvano Rossato
 Geol. Claudio Leoncini
 Geom. Giulio Zampini
 Geom. Nicola Cordiali

SEDE LEGALE: Viale Cristoforo Colombo, 131 - 37138 Verona
 Cod. Fisc. - P.IVA 0308 5460 231

UFFICIO TECNICO: Via Ghelisa Grande, 81
 37066 Sommacampagna (VR)
 Tel. 045 510288 - Fax 045 510514
 e-mail: info@psvisti.com

DIRETTORE TECNICO: Dott. Ing. Silvano Rossato

DI.TTA: **Baratti di eredi Inselvini s.r.l.**
 Via Padova 7 - 25125 Brescia (BS)

PROGETTO: Inseadimento industriale sito in via Padova 7, a Brescia, di proprietà della Ditta BARATTI di eredi Inselvini s.r.l., contaminato da Cromo esavalente - Progetto operativo di bonifica mediante l'applicazione di composti riducenti -

ELABORATO: Sezione stratigrafica locale B-B'

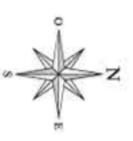
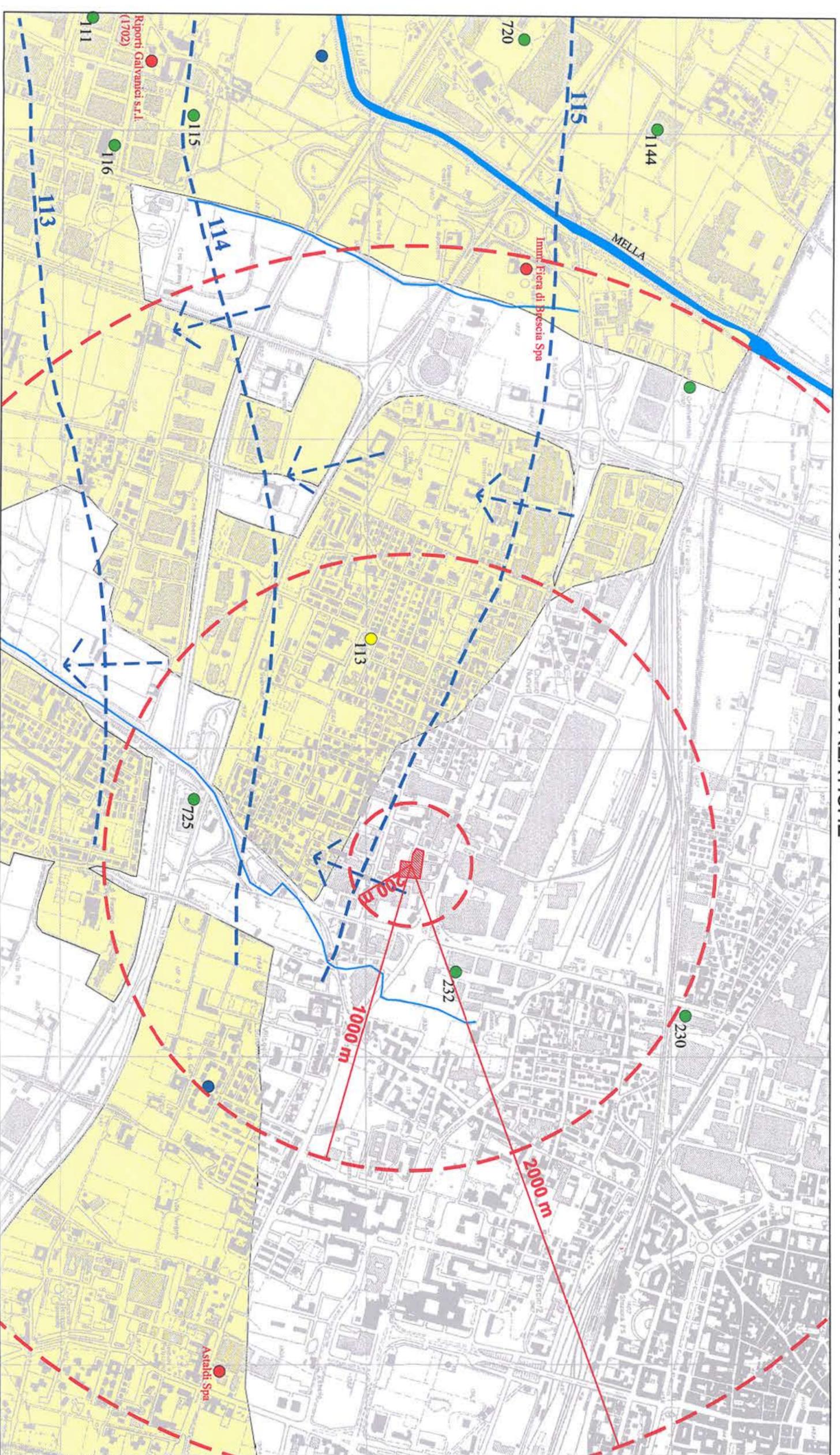
DATA: Agosto 2012

SCALA: 1 : 400

Allegato B.3

Allegato C.
Planimetrie

CARTA DELLE ISOFREATICHE



LEGENDA	
	Sito BARATTI di Eredi Insevlvini
	Pozzi privati ad uso industriale dei quali si riporta la stratigrafia in allegato
	Pozzo ASM di Brescia ad uso idonevole.
	Pozzi privati ad uso industriale (110- id. pozzo)
	Pozzi privati ad uso agricolo
	Aree di 200 - 1000 - 2000 m
	Direzioni di deflusso acque sotterranee
	Isofreatiche m s.l.m. Fonte: Baratti
	Corso idrico superficiale
	Aree a vulnerabilità alta e molto alta della falda. Fonte: Piano Strutturale di assetto idrico provinciale - Provincia di Brescia

Allegato C.1

Redazione:	Provincia di Brescia
COMUNE DI BRESCIA	PROVINCIA DI BRESCIA
DITTA:	BARATTI di Eredi Insevlvini S.r.l.
PROGETTO:	Misure per la Messa in Sicurezza d'Emergenza dello stabilimento sito in Via Padova 7, a Brescia. D. Lgs 152/2006
ELABORATO:	CARTA DELLE ISOFREATICHE
DATA:	Maggio 2008
SCALE:	1 : 10000



PLANIMETRIA – stato di fatto SCALA 1:500



Legenda

-  Pz 4
Piezometri esistenti
in falda superficiale
-  Pz E 3
Piezometri area FINAER
(barriera idraulica)
-  Pz Prof.
Piezometro esistente
in falda profonda
-  1
Cluster di iniezione
prodotti riducenti

REDAZIONE:

 Ing. Silvano Rossato
 Geol. Claudio Leoncini
 Geom. Giulio Zampini
 Geom. Nicola Cordiali

SEDE LEGALE: Viale Cristoforo Colombo, 131 - 37138 Verona
 Cod. Fisc. - P.IVA 0308 5450 231
 UFFICIO TECNICO: Via Osteria Grande, 61
 37066 Sommacampagna (VR)
 Tel. 045 510288 - Fax 045 510514
 e-mail: info@psvst.com
 Società iscritta alla categoria 9 Bonifica di siti contaminati
 al n. VE/019489 dell'Albo Nazionale Gestori Ambientali
 Responsabile tecnico Dott. Geol. Claudio LEONCINI

DIITA:
Baratti di eredi Inselvini s.r.l.
 Via Padova 7 - 25125 Brescia (BS)

PROGETTO:
 Insediamento industriale sito in via Padova 7, a Brescia, di proprietà della Ditta BARATTI di eredi Inselvini s.r.l., contaminato da Cromo esavalente - Progetto operativo di bonifica mediante l'applicazione di composti riducenti -

ELABORATO:
PLANIMETRIA - stato di fatto

DATA: Marzo 2016	SCALA: 1 : 500	Allegato C.2
----------------------------	--------------------------	-------------------------

PLANIMETRIA CON UBICAZIONE PUNTI DI MONITORAGGIO

SCALA 1:500



Legenda

- Pz ATS
Piezometri nuovi
in falda superficiale
- Pz 4
Piezometri esistenti
in falda superficiale
- Pz E 3
Piezometri con pompa
(barriera idraulica)
- Pz Prof
Piezometro esistente
in falda profonda
- Cluster di iniezione
prodotti riducenti
(transetto PR-Nord A)
- Cluster di iniezione
prodotti riducenti
(transetto PR-Nord B)
- Cluster di iniezione
interni al Capannone B

REDAZIONE:



Ing. Silvano Rossato
Geol. Claudio Leoncini
Geom. Giulio Zampini
Geom. Nicola Corafoli

SEDE LEGALE: Viale Catoraro Colombo, 131 - 37138 Verona
Cod. Fisc. - P.IVA 03085450231

UFFICIO TECNICO: Via Caters Grande, 61
37066 Sommacampagna (VR)
Tel. 045 510288 - Fax 045 510514
e-mail: info@psv.com

Società iscritta alla categoria 9 Bonifica di siti contaminati
al n. VE/019489 dell'Albo Nazionale Gestori Ambientali
Responsabile tecnico Dott. Geol. Claudio LEONCINI

DITTA:

Baratti di eredi Inselvini s.r.l.
Via Padova 7 - 25125 Brescia (BS)

PROGETTO:

Variante al Progetto Operativo di Bonifica dell'insediamento industriale sito
in via Padova 7, a Brescia, di proprietà della Ditta BARATTI di Eredi Inselvini S.r.l.,
contaminato da Cromo esavalente

ELABORATO:

PLANIMETRIA
con ubicazione punti di monitoraggio

DATA:

Gennaio 2018

SCALA:

1 : 500

**Allegato
C.2**

Allegato D.
Analisi chimiche

Allegato D.1

Sondaggio		DATA							
ID	CAMP.	CAMPION.	Cromo Totale	Cromo VI	Nichel	Piombo	Rame	Zinco	Idroc. Tot.
			µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
POZZO 1 (PZ2)	C 1	29-01-09	114550,00	114000,00	<10	<10	<10	30,00	<10
POZZO 2 (PZ1)	C 1	29-01-09	42400,00	42000,00	<10	<10	<10	<10	<10
POZZO 3 (PZE2)	C 1	29-01-09	46500,00	39000,00	<10	<10	<10	<10	<10
POZZO 4 (PZE1)	C 1	29-01-09	13900,00	13000,00	<10	<10	<10	<10	<10
PZ 03	C 1	29-01-09	7970,00	7640,00	<10	<10	<10	<10	<10
PZ 05	C 1	29-01-09	540,00	510,00	<10	<10	<10	120,00	<10
PZ PROF.	C 1	29-01-09	26,00	8,00	<10	<10	<10	<10	<10

Allegato D.2

		Pz 1					Pz 2					Pz 3					Pz 4					Pz 5				
campagna		t ₀	8	9	10	11	t ₀	8	9	10	11	t ₀	8	9	10	11	t ₀	8	9	10	11	t ₀	8	9	10	11
Cromo totale	µg/L	20'500	276'000	482'000	700'000	227'000	6'256	7'300	8'700	4'520	n.c.	813	1'040	1'270	760	1'500	10'834	3'650	2'480	388	1'550	182	170	230	195	197
Cromo VI	µg/L	20'150	260'000	435'000	630'000	515	6'080	7'000	0	0	n.c.	802	900	925	690	1'180	10'514	3,5	0	0	0	180	140	172	184	164
Cromo III	µg/L	350	16'000	47'000	70'000	226'000	176	300	8'700	4'520	n.c.	11	140	345	70	320	320	3'650	2'480	388	1'550	2	30	58	11	33

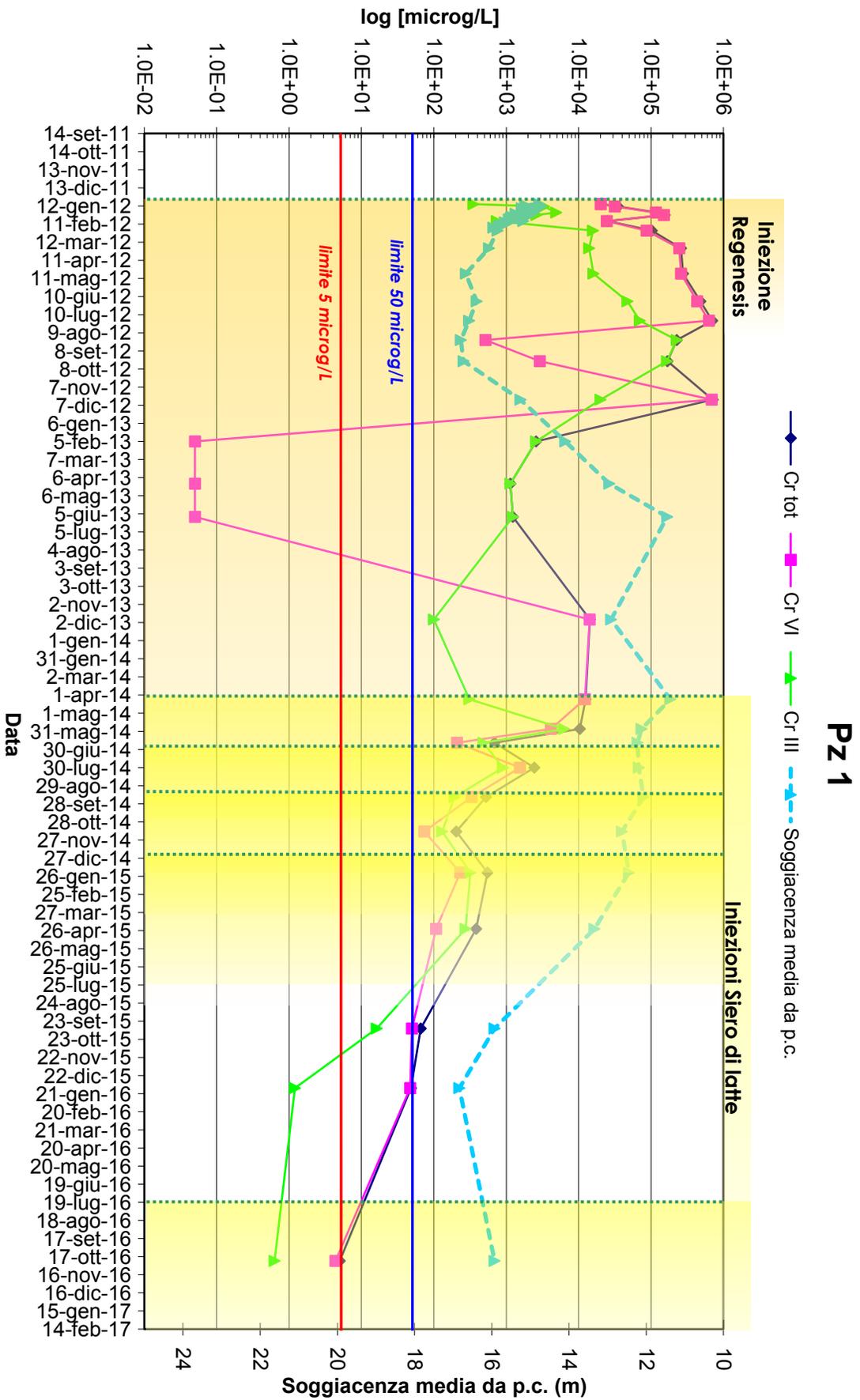
		Pz 6					Pz 7					Pz 8					Pz 9					Pz 1				
campagna		t ₀	8	9	10	11	t ₀	8	9	10	11	t ₀	8	9	10	11	t ₀	8	9	10	11	t ₀	8	9	10	11
Cromo totale	µg/L	14'470	91'000	92'000	107'000	89'000	18'600	23'100	21'200	21'900	n.c.	3'477	71'000	46'900	33'300	14'900	5'440	106'000	79'000	61'000	19'500	1'307	7'200	12'900	13'200	4'350
Cromo VI	µg/L	14'250	81'000	65'300	103'000	94	18'500	23'000	16'800	21'500	n.c.	3'460	59'000	33'000	32'000	12'000	5'120	94'000	57'800	60'000	12'000	1'290	7'000	10'000	13'100	3'750
Cromo III	µg/L	220	10'000	26'700	4'000	88'900	100	100	4'400	400	n.c.	17	12'000	13'900	1'250	2'900	320	12'000	21'200	1'000	7'500	17	200	2'900	100	600

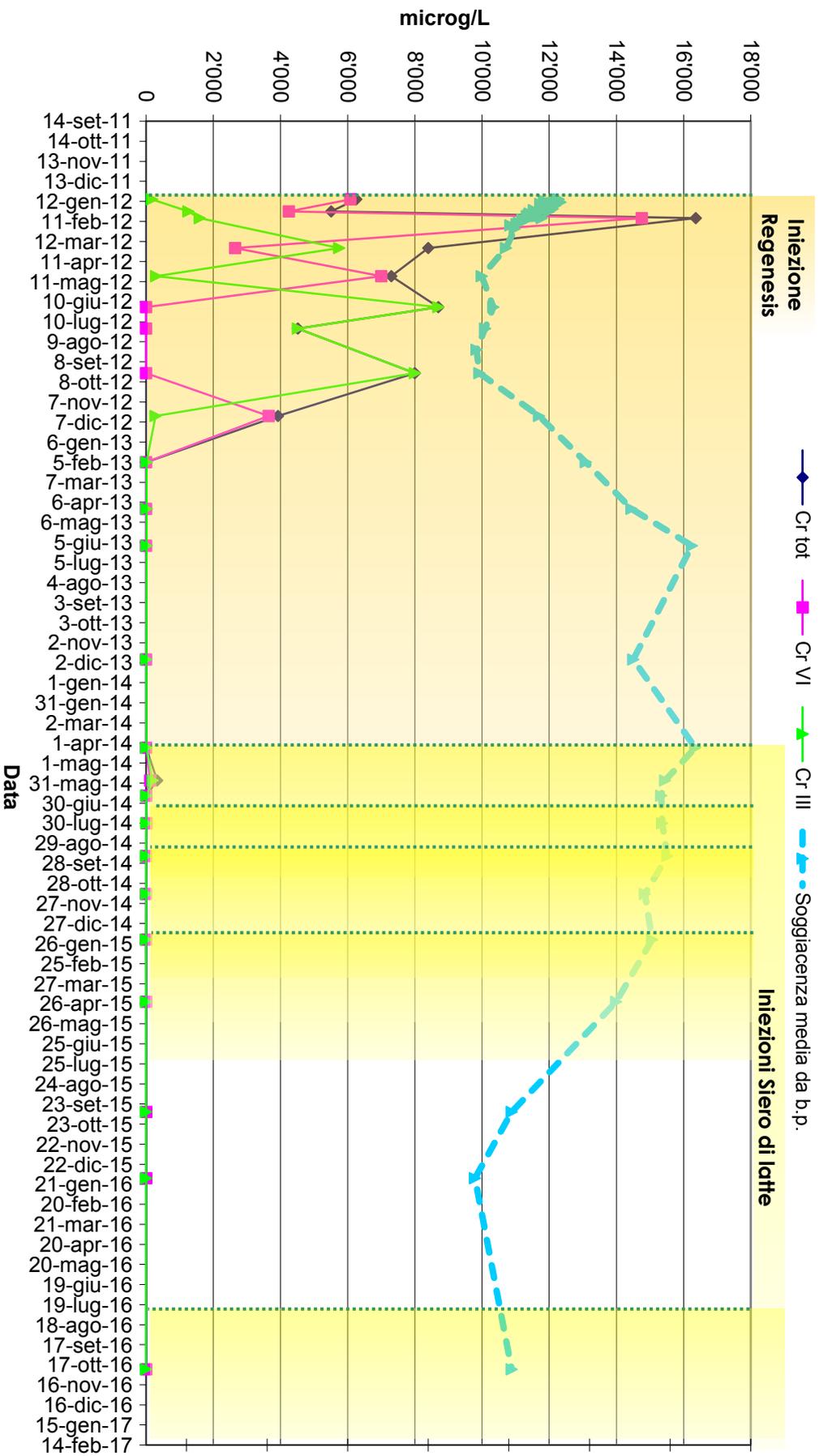
		PzE 2				
campagna		t ₀	8	9	10	11
Cromo totale	µg/L	5'912	14'700	24'100	19'900	16'200
Cromo VI	µg/L	5'530	12'000	20'800	19'500	13'800
Cromo III	µg/L	382	2'700	3'300	400	2'400

campagne				
t ₀	8	9	10	11
9-gen-12	03-mag-12	18-giu-12	20-lug-12	21-ago-12

Allegato E.

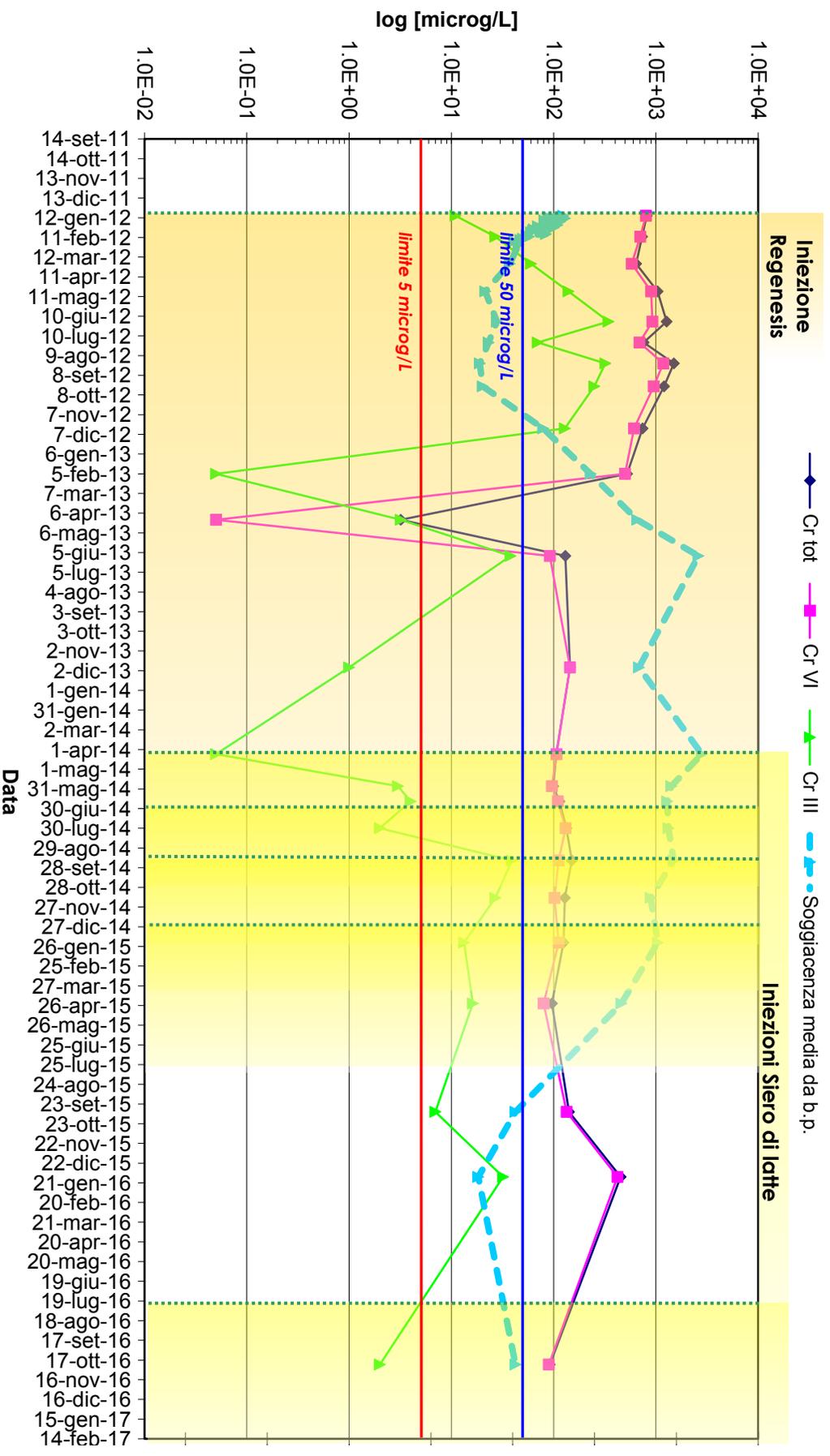
**Andamento delle concentrazioni di Cromo
dall'attivazione del POB
(12/01/2012- 14/02/2017)**



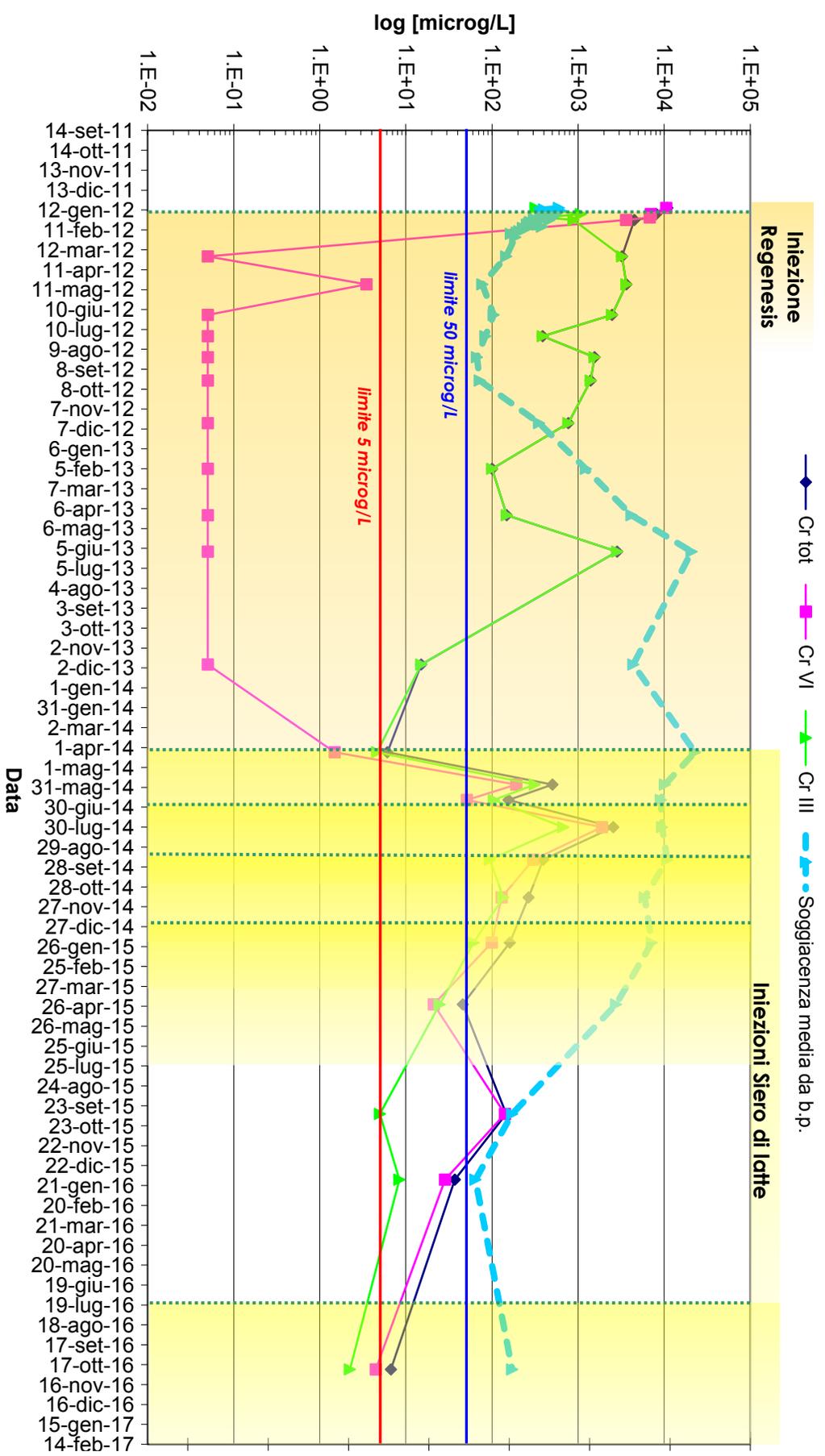


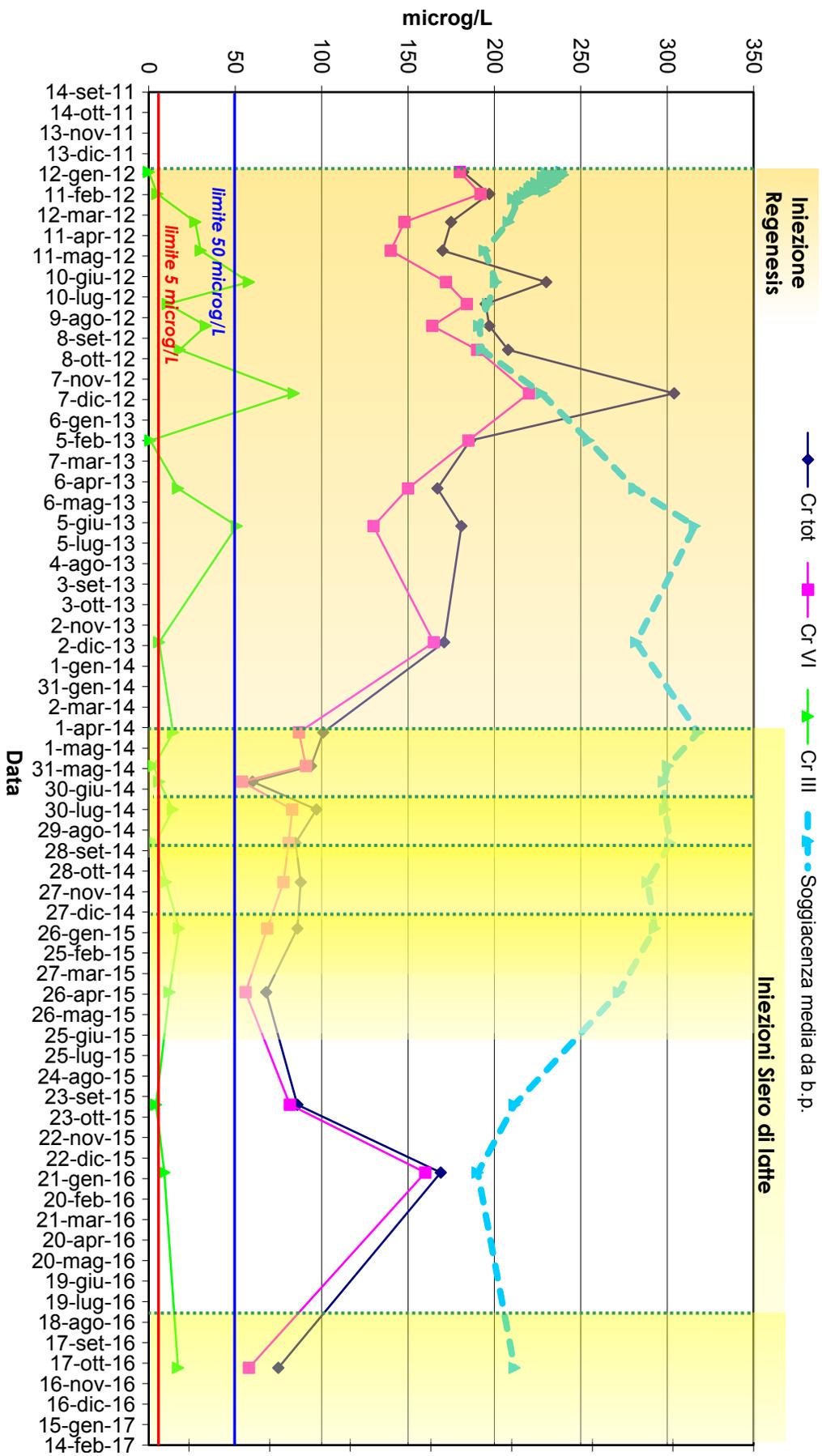
Pz 2

PZ 3



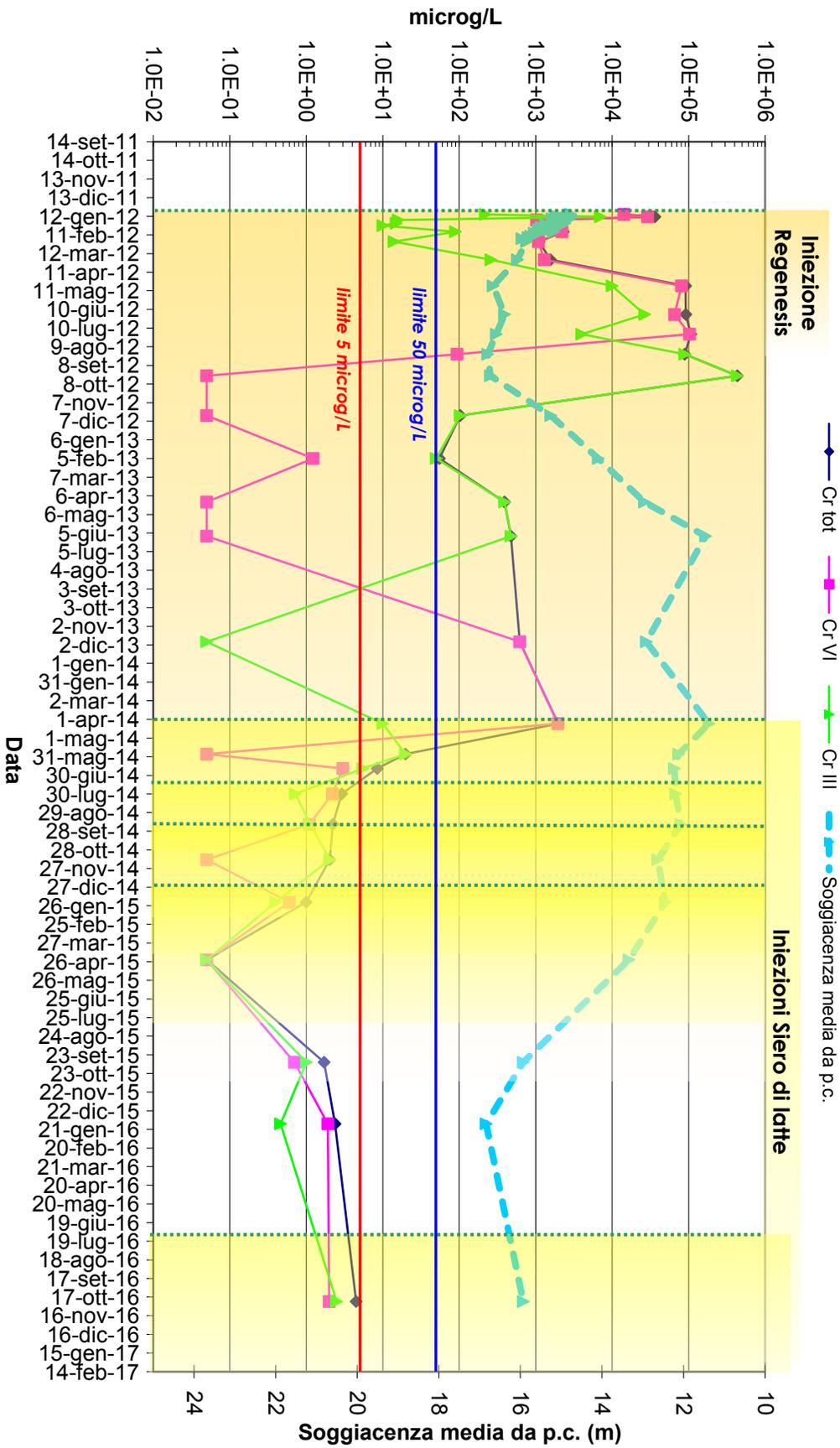
PZ 4



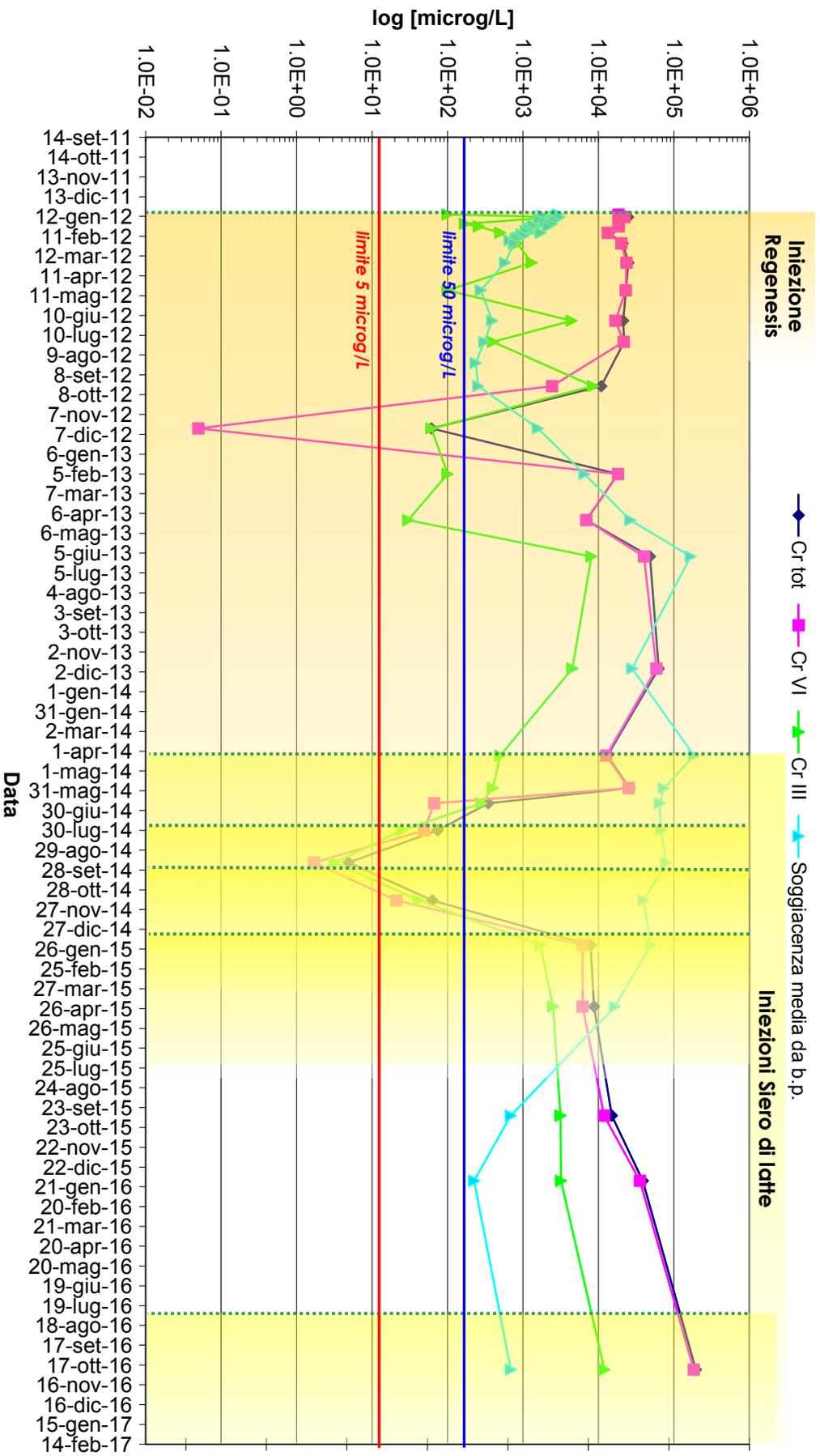


Pz 5

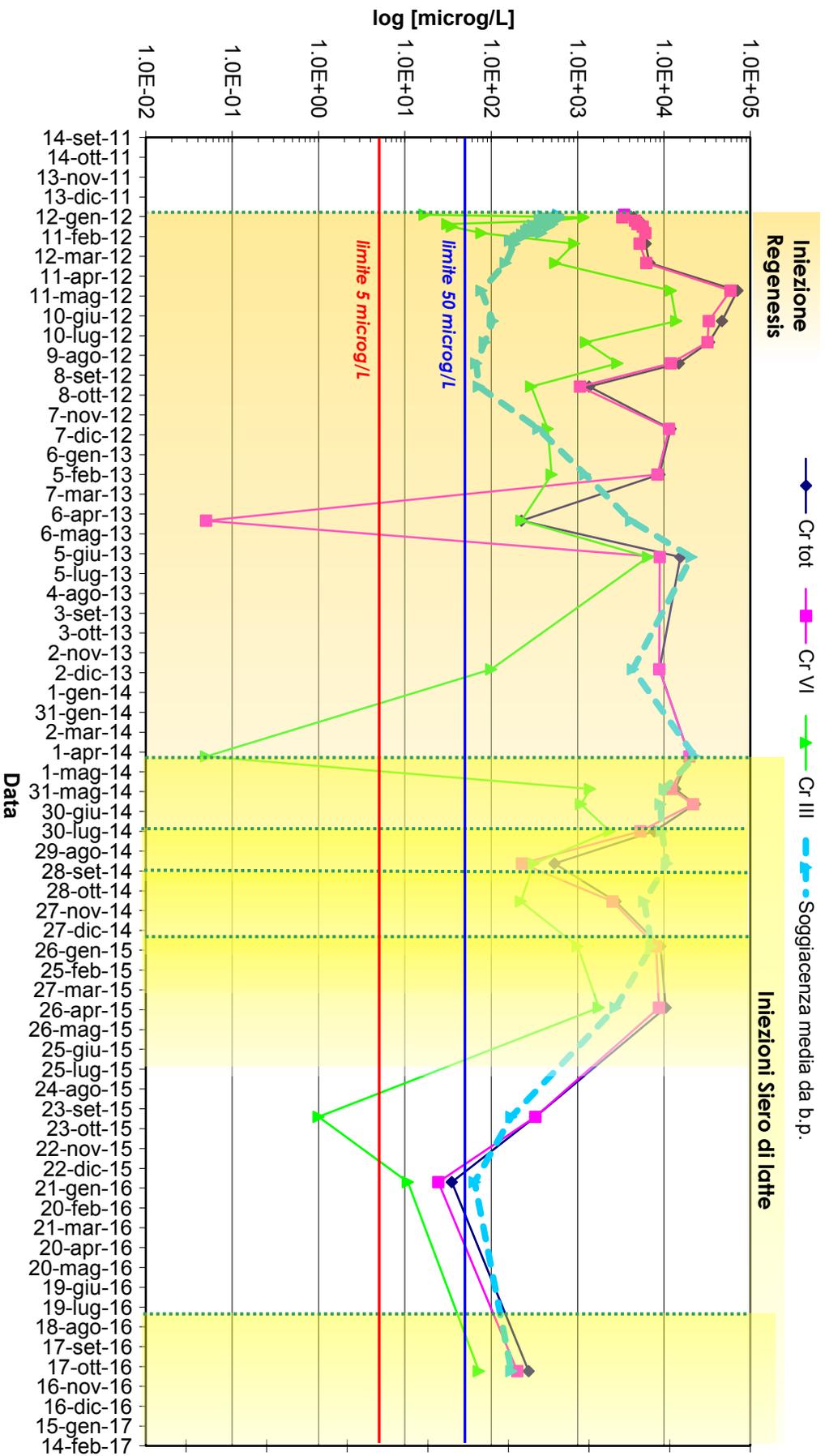
Pz 6



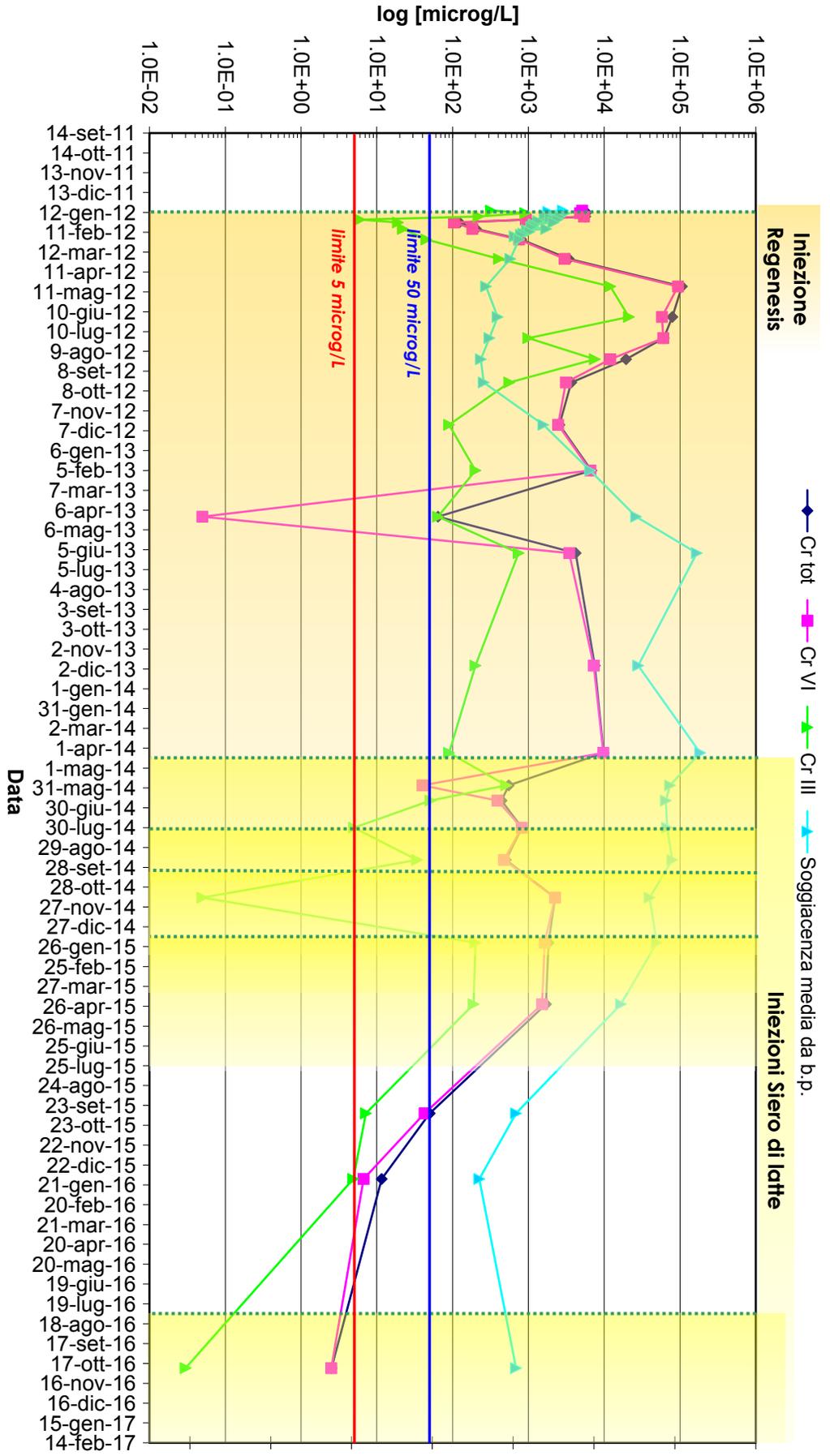
Pz 7



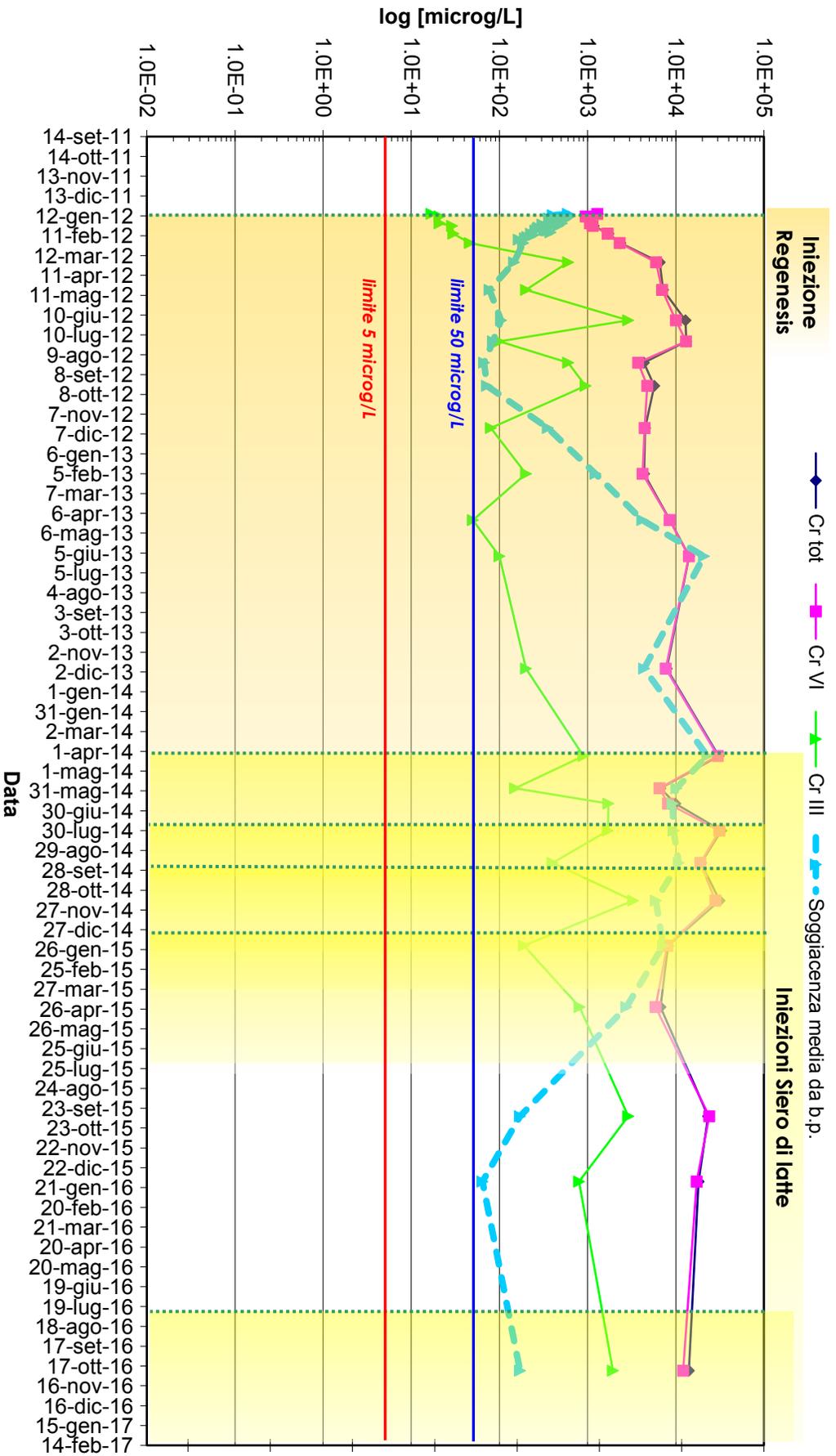
Pz 8



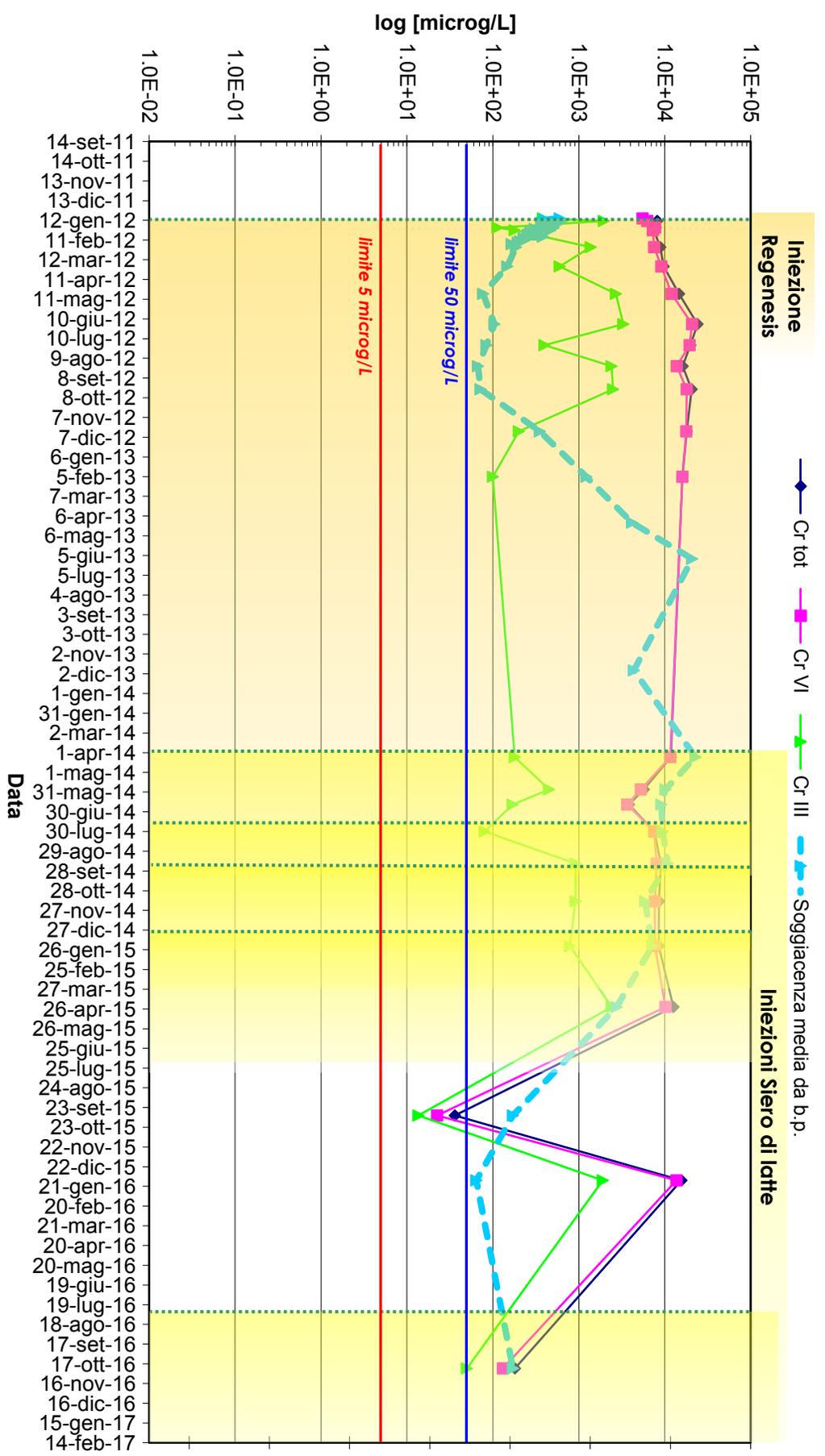
Pz 9



Pz E 1

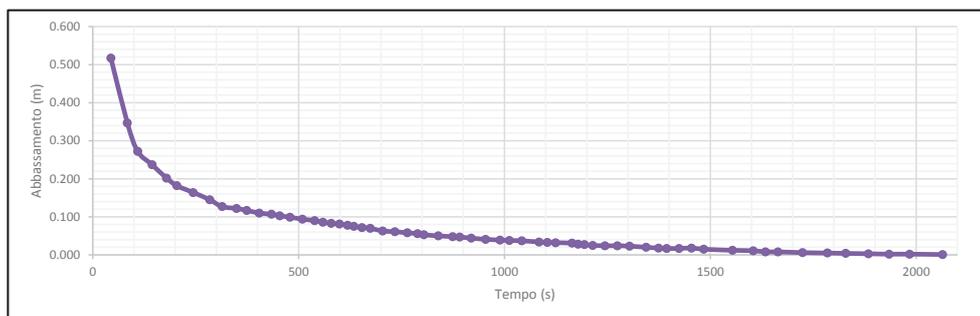


Pz E 2



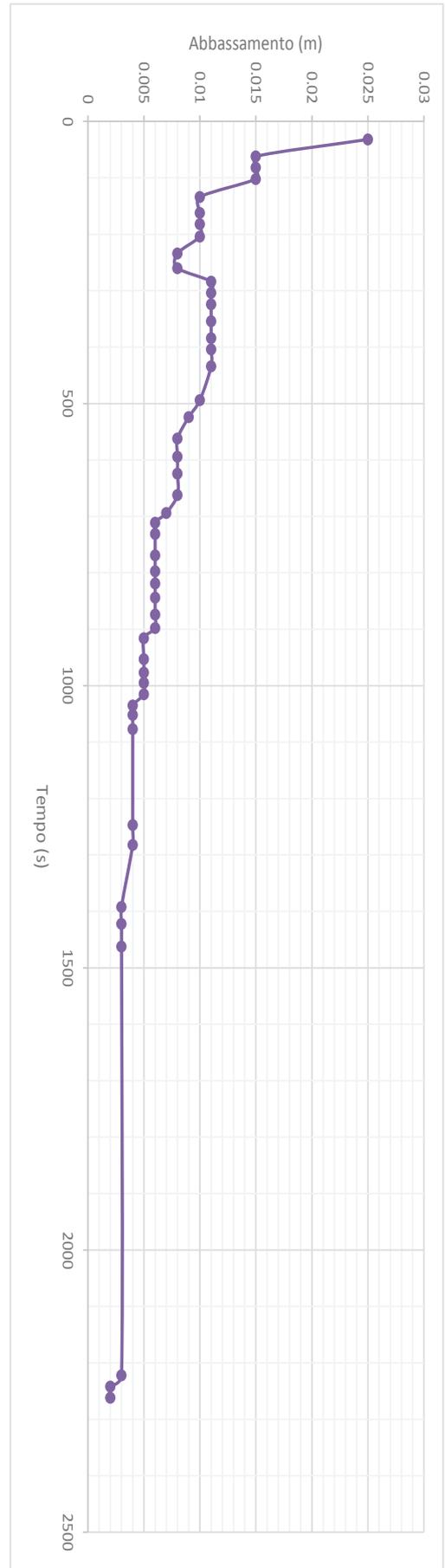
Allegato F.
Analisi degli *slug test*
(Pz-04, Pz-05, Pz-10)

Allegato F.1 (Pz-04)							
t (s)	soggiacenza (m da b.p.)	Abbassamento (m)	Head Ratio	Metodo Hvorslev [1951]		Metodo Bouwer & Rice (1976)	
				K (m/s)	con anisotropia K _a (m/s)	K (m/s)	con anisotropia K _a (m/s)
0	18.737						
44	18.220	0.517	1.00				
84	18.390	0.347	0.67	4.31425E-06	3.58233E-06	0.000118159	6.98708E-05
109	18.465	0.272	0.53	5.35538E-06	4.44683E-06	0.000146673	8.67323E-05
144	18.500	0.237	0.46	4.92313E-06	4.08791E-06	0.000134835	7.97318E-05
179	18.535	0.202	0.39	4.77189E-06	3.96232E-06	0.000130692	7.72823E-05
204	18.555	0.182	0.35	4.65162E-06	3.86246E-06	0.000127399	7.53346E-05
244	18.573	0.164	0.32	4.27699E-06	3.55138E-06	0.000117138	6.92673E-05
284	18.592	0.145	0.28	4.06867E-06	3.3784E-06	0.000111433	6.58934E-05
314	18.610	0.127	0.25	4.06361E-06	3.37421E-06	0.000111294	6.58116E-05
349	18.615	0.122	0.24	3.76069E-06	3.12268E-06	0.000102998	6.09057E-05
374	18.620	0.117	0.23	3.611E-06	2.99839E-06	9.88982E-05	5.84815E-05
404	18.627	0.110	0.21	3.48166E-06	2.89098E-06	9.53556E-05	5.63866E-05
434	18.630	0.107	0.21	3.2989E-06	2.73923E-06	9.03502E-05	5.34268E-05
454	18.634	0.103	0.20	3.22985E-06	2.68189E-06	8.84591E-05	5.23085E-05
479	18.638	0.099	0.19	3.13643E-06	2.60433E-06	8.59007E-05	5.07956E-05
509	18.643	0.094	0.18	3.04412E-06	2.52767E-06	8.33723E-05	4.93006E-05
539	18.647	0.090	0.17	2.94802E-06	2.44788E-06	8.07402E-05	4.77441E-05
559	18.651	0.086	0.17	2.91646E-06	2.42167E-06	7.9876E-05	4.72331E-05
579	18.654	0.083	0.16	2.87146E-06	2.38431E-06	7.86434E-05	4.65042E-05
599	18.656	0.081	0.16	2.81259E-06	2.33543E-06	7.70313E-05	4.55509E-05
619	18.659	0.078	0.15	2.77713E-06	2.30598E-06	7.60601E-05	4.49766E-05
634	18.662	0.075	0.15	2.76766E-06	2.29811E-06	7.58005E-05	4.48231E-05
654	18.665	0.072	0.14	2.73975E-06	2.27494E-06	7.50363E-05	4.43712E-05
674	18.667	0.070	0.14	2.69644E-06	2.23898E-06	7.38501E-05	4.36698E-05
704	18.674	0.063	0.12	2.71756E-06	2.25652E-06	7.44286E-05	4.40119E-05
734	18.676	0.061	0.12	2.64644E-06	2.19746E-06	7.24807E-05	4.286E-05
764	18.679	0.058	0.11	2.60252E-06	2.16099E-06	7.12777E-05	4.21487E-05
789	18.681	0.056	0.11	2.56048E-06	2.12609E-06	7.01264E-05	4.14678E-05
804	18.684	0.053	0.10	2.57495E-06	2.1381E-06	7.05228E-05	4.17023E-05
839	18.687	0.050	0.10	2.53066E-06	2.10133E-06	6.93097E-05	4.09849E-05
874	18.689	0.048	0.09	2.47177E-06	2.05243E-06	6.76968E-05	4.00312E-05
891	18.690	0.047	0.09	2.44609E-06	2.0311E-06	6.69934E-05	3.96152E-05
919	18.693	0.044	0.09	2.43679E-06	2.02338E-06	6.67388E-05	3.94647E-05
954	18.696	0.041	0.08	2.41467E-06	2.00501E-06	6.6133E-05	3.91064E-05
989	18.698	0.039	0.08	2.37518E-06	1.97222E-06	6.50514E-05	3.84668E-05
1012	18.699	0.038	0.07	2.34453E-06	1.94677E-06	6.42119E-05	3.79704E-05
1042	18.700	0.037	0.07	2.30029E-06	1.91004E-06	6.30003E-05	3.7254E-05
1084	18.703	0.034	0.07	2.28206E-06	1.8949E-06	6.25011E-05	3.69588E-05
1104	18.704	0.033	0.06	2.2653E-06	1.88098E-06	6.20419E-05	3.66873E-05
1124	18.705	0.032	0.06	2.24987E-06	1.86817E-06	6.16195E-05	3.64375E-05
1164	18.706	0.031	0.06	2.19735E-06	1.82456E-06	6.0181E-05	3.55868E-05
1179	18.709	0.028	0.05	2.24786E-06	1.8665E-06	6.15643E-05	3.64048E-05
1194	18.710	0.027	0.05	2.2473E-06	1.86604E-06	6.15491E-05	3.63958E-05
1214	18.712	0.025	0.05	2.2679E-06	1.88314E-06	6.21132E-05	3.67294E-05
1244	18.713	0.024	0.05	2.24303E-06	1.8625E-06	6.14322E-05	3.63267E-05
1274	18.713	0.024	0.05	2.19021E-06	1.81864E-06	5.99856E-05	3.54713E-05
1304	18.714	0.023	0.04	2.16949E-06	1.80143E-06	5.9418E-05	3.51356E-05
1344	18.717	0.020	0.04	2.19944E-06	1.8263E-06	6.02382E-05	3.56207E-05
1374	18.719	0.018	0.03	2.22111E-06	1.84429E-06	6.08318E-05	3.59717E-05
1394	18.720	0.017	0.03	2.22651E-06	1.84878E-06	6.09797E-05	3.60592E-05
1424	18.720	0.017	0.03	2.17961E-06	1.80983E-06	5.96951E-05	3.52995E-05
1454	18.719	0.018	0.03	2.09891E-06	1.74282E-06	5.74848E-05	3.39925E-05
1484	18.722	0.015	0.03	2.16814E-06	1.80031E-06	5.9381E-05	3.51138E-05
1554	18.725	0.012	0.02	2.20099E-06	1.82759E-06	6.02807E-05	3.56458E-05
1604	18.726	0.011	0.02	2.18169E-06	1.81156E-06	5.9752E-05	3.53331E-05
1634	18.729	0.008	0.02	2.31877E-06	1.92538E-06	6.35064E-05	3.7533E-05
1664	18.729	0.008	0.02	2.27696E-06	1.89067E-06	6.23615E-05	3.68762E-05
1724	18.731	0.006	0.01	2.34939E-06	1.95081E-06	6.4345E-05	3.80491E-05
1784	18.732	0.005	0.01	2.36326E-06	1.96233E-06	6.4725E-05	3.82738E-05
1829	18.733	0.004	0.01	2.41601E-06	2.00612E-06	6.61695E-05	3.9128E-05
1884	18.734	0.003	0.01	2.48426E-06	2.0628E-06	6.8039E-05	4.02335E-05
1934	18.735	0.002	0.00	2.61059E-06	2.16769E-06	7.14988E-05	4.22794E-05
1984	18.735	0.002	0.00	2.5448E-06	2.11307E-06	6.96969E-05	4.12139E-05
2064	18.736	0.001	0.00	2.7514E-06	2.28461E-06	7.53553E-05	4.45598E-05



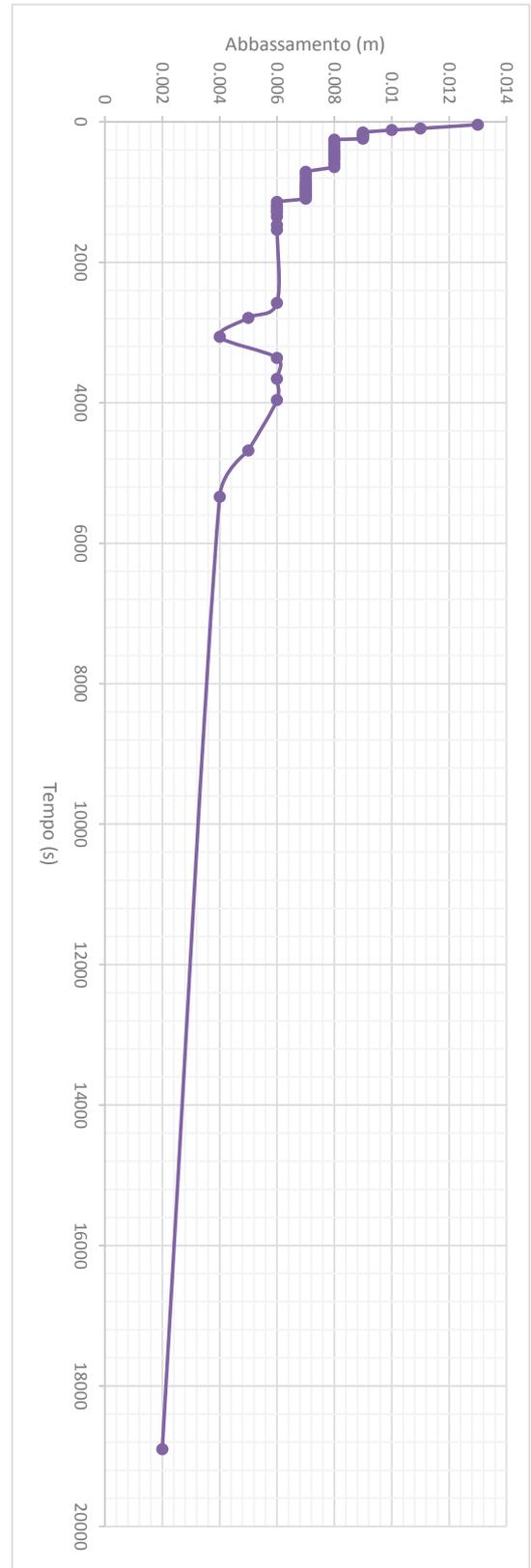
Allegato F.2 (Pz-05)

t (s)	soggiacenza (m)	Abbassamento (m)	Head Ratio
0	18.616		
32	18.71	0.025	1.00
62	18.72	0.015	0.60
82	18.72	0.015	0.60
102	18.72	0.015	0.60
134	18.725	0.01	0.40
162	18.725	0.01	0.40
182	18.725	0.01	0.40
204	18.725	0.01	0.40
234	18.727	0.008	0.32
260	18.727	0.008	0.32
284	18.724	0.011	0.44
304	18.724	0.011	0.44
324	18.724	0.011	0.44
354	18.724	0.011	0.44
384	18.724	0.011	0.44
404	18.724	0.011	0.44
434	18.724	0.011	0.44
494	18.725	0.01	0.40
524	18.726	0.009	0.36
562	18.727	0.008	0.32
594	18.727	0.008	0.32
624	18.727	0.008	0.32
662	18.727	0.008	0.32
694	18.728	0.007	0.28
711	18.729	0.006	0.24
731	18.729	0.006	0.24
769	18.729	0.006	0.24
797	18.729	0.006	0.24
819	18.729	0.006	0.24
844	18.729	0.006	0.24
874	18.729	0.006	0.24
898	18.729	0.006	0.24
916	18.73	0.005	0.20
953	18.73	0.005	0.20
977	18.73	0.005	0.20
995	18.73	0.005	0.20
1015	18.73	0.005	0.20
1035	18.731	0.004	0.16
1052	18.731	0.004	0.16
1077	18.731	0.004	0.16
1247	18.731	0.004	0.16
1282	18.731	0.004	0.16
1392	18.732	0.003	0.12
1422	18.732	0.003	0.12
1462	18.732	0.003	0.12
2222	18.732	0.003	0.12
2242	18.733	0.002	0.08
2262	18.733	0.002	0.08
2282	18.733	0.002	0.08
2312	18.733	0.002	0.08
2342	18.734	0.001	0.04
2362	18.734	0.001	0.04
2492	18.734	0.001	0.04
2522	18.734	0.001	0.04
2612	18.734	0.001	0.04
2642	18.733	0.002	0.08
2672	18.733	0.002	0.08
2702	18.734	0.001	0.04
2732	18.734	0.001	0.04



Allegato F.3 (Pz-10)

t (s)	soggiacenza (m)	Abbassamento (m)	Head Ratio
0	18.616		
40	18.603	0.013	1.00
94	18.605	0.011	0.85
117	18.606	0.01	0.77
150	18.607	0.009	0.69
183	18.607	0.009	0.69
205	18.607	0.009	0.69
225	18.607	0.009	0.69
240	18.607	0.009	0.69
255	18.608	0.008	0.62
285	18.608	0.008	0.62
329	18.608	0.008	0.62
360	18.608	0.008	0.62
410	18.608	0.008	0.62
440	18.608	0.008	0.62
474	18.608	0.008	0.62
504	18.608	0.008	0.62
539	18.608	0.008	0.62
595	18.608	0.008	0.62
642	18.608	0.008	0.62
710	18.609	0.007	0.54
750	18.609	0.007	0.54
804	18.609	0.007	0.54
852	18.609	0.007	0.54
891	18.609	0.007	0.54
919	18.609	0.007	0.54
940	18.609	0.007	0.54
970	18.609	0.007	0.54
1005	18.609	0.007	0.54
1040	18.609	0.007	0.54
1060	18.609	0.007	0.54
1095	18.609	0.007	0.54
1140	18.61	0.006	0.46
1190	18.61	0.006	0.46
1225	18.61	0.006	0.46
1260	18.61	0.006	0.46
1290	18.61	0.006	0.46
1350	18.61	0.006	0.46
1468	18.61	0.006	0.46
1535	18.61	0.006	0.46
2580	18.61	0.006	0.46
2790	18.611	0.005	0.38
3060	18.612	0.004	0.31
3360	18.61	0.006	0.46
3660	18.61	0.006	0.46
3960	18.61	0.006	0.46
4680	18.611	0.005	0.38
5340	18.612	0.004	0.31
18900	18.614	0.002	0.15

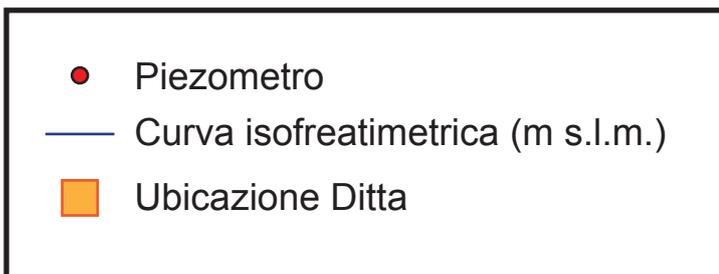
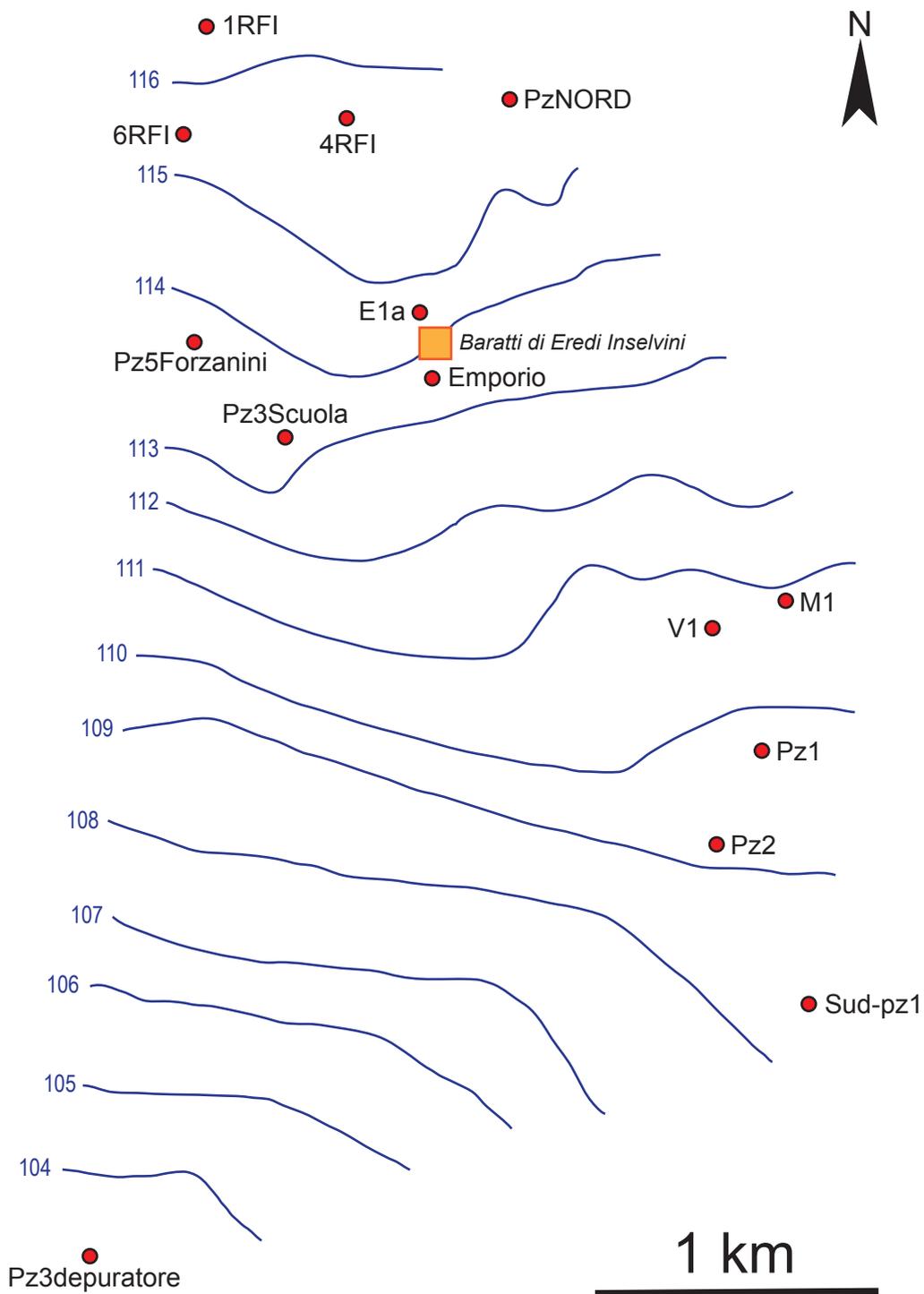


Allegato G.

Mappe delle isofreatimetriche

di settembre 2016 (triangolazione manuale su dati ARPA, 2017)

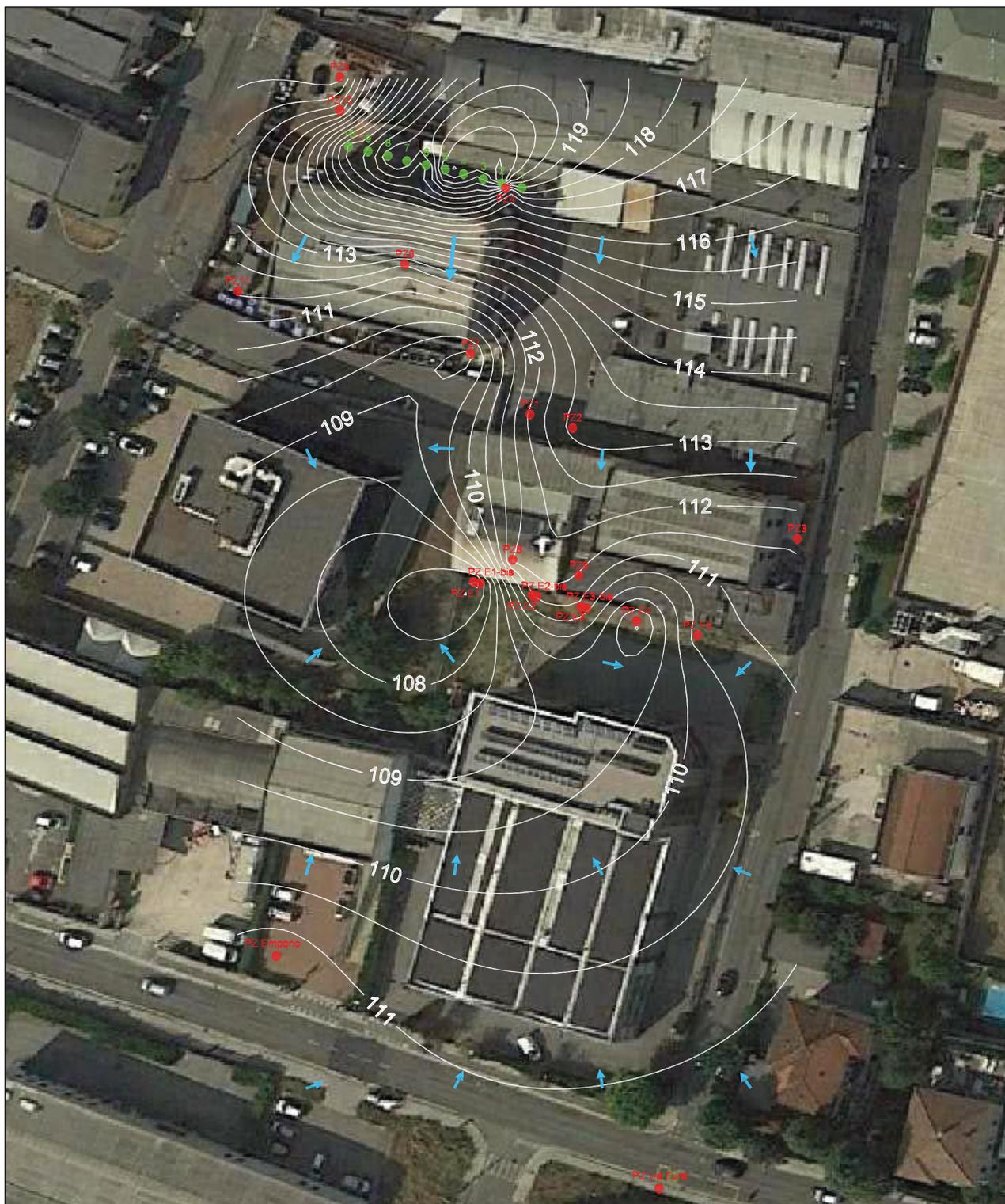
e di settembre 2017 (*Surfer*; P.S.V. S.r.l., 2017)



Allegato G.1

Allegato G.2

CARTA DELLE ISOFREATICHE (rilievo del 15 settembre 2017)



- Legenda:**
- PZ piezometro della rete di monitoraggio del sito
 - 1 clusters di re-iniezione (trasetto PR-Nord A)
 - 100— isofreatiche con quota in metri sul livello del mare
 - ➔ direzione del deflusso ipogeo della falda

REDAZIONE:



Ing. Silvano Rossato
Geol. Claudio Leoncini
Geom. Giulio Zampini
Geom. Nicola Cordioli

COMMITTENTE:

**BARATTI DI EREDI
INSELVINI s.r.l.**

DOCUMENTO:

Prove di portata sui piezometri
appartenenti alla barriera idraulica
per la valutazione delle portate
derivabili e della sua efficacia idraulica

ELABORATO:

**CARTA DELLE
ISOFREATICHE
(15/09/2017)**