

FACOLTÀ DI INGEGNERIA

CORSO DI LAUREA SPECIALISTICA
IN INGEGNERIA PER L'AMBIENTE E IL TERRITORIO

Dipartimento di Ingegneria Chimica, Mineraria
e delle Tecnologie Ambientali DICMA

TESI DI LAUREA
in
TECNOLOGIE DI RISANAMENTO DEL SUOLO
E DEL SOTTOSUOLO LS

**ANALISI DI RISCHIO E
MESSA IN SICUREZZA OPERATIVA
DI UN SITO CONTAMINATO DA IDROCARBURI**

CANDIDATO:
Alice Arcangeli

RELATORE:
Chiar.mo Prof. Massimo Nocentini

CORRELATORE:
Dott. Geol. Stefano Micheli

Anno Accademico 2009/10
Sessione III

SOMMARIO

1	PREMESSA	6
2	INTRODUZIONE.....	7
3	NORMATIVA DI RIFERIMENTO	8
4	TIPOLOGIA DEL SITO	11
5	CARATTERIZZAZIONE DEL SITO CONTAMINATO	17
5.1	Modello Concettuale Preliminare del sito	17
6	ANALISI DI RISCHIO	26
6.1	Manuale Operativo per la volatilizzazione	29
6.1.1	Modello concettuale del sito.....	32
6.1.2	Limiti di esposizione professionale.....	37
6.1.3	Confronto con gli OELs.....	39
6.1.4	Stima dei valori di concentrazione dei contaminanti per volatilizzazione da suolo profondo e falda	39
7	INTERVENTI DI BONIFICA E DI MESSA IN SICUREZZA	57
7.1	Progetto preliminare di bonifica.....	57
7.1.1	Prove pilota	60
7.2	Tecnologie di bonifica adottate	64
8	PUMP&TREAT	66
8.1	Monitoraggio idraulico ed idrochimico	68
8.2	Dimensionamento per l'azione di contenimento del plume	70
8.3	Dimensionamento del sistema	71
8.3.1	Dimensionamento del sistema di <i>Pump&Treat</i>	71
8.3.2	Calcolo teorico del dimensionamento	73
8.4	Problemi legati ai fenomeni di tailing e rebound	75
8.5	Problemi legati alla zona di stagnazione	78
9	FILTRO A CARBONI ATTIVI	79

9.1	Gestione dei rifiuti	79
10	ENHANCED AEROBIC BIOREMEDIATION	81
10.1	Verifica di applicabilità della tecnologia.....	84
10.2	Dimensionamento	89
10.3	Gestione dei rifiuti	89
11	PIANO DI MONITORAGGIO	90
12	VERIFICA DELL'EFFICACIA DEL SISTEMA DI MESSA IN SICUREZZA OPERATIVA.....	91
12.1	Andamento del livello della falda acquifera	91
12.1.1	Pozzi interni al sito	91
12.1.2	Pozzi esterni al sito.....	97
12.2	Analisi chimiche delle acque sotterranee	100
12.2.1	Pozzi interni al sito	101
12.2.2	Pozzi esterni al sito.....	105
12.3	Monitoraggio del sistema Pump&Treat	106
12.3.1	Stima dei volumi di acqua trattati dal sistema P&T	106
12.3.2	Analisi della qualità delle acque in ingresso/uscita dai filtri	108
12.4	Principali indicatori della tecnologia Enhanced Aerobic Bioremediation	110
12.4.1	Potenziale redox	111
12.4.2	Ossigeno disciolto	114
12.4.3	Temperatura.....	118
12.4.4	Conducibilità elettrica.....	118
12.4.5	pH.....	120
12.4.6	Salinità	123
12.5	Bilancio di massa.....	127
12.6	Mobilità dei contaminanti.....	129
12.6.1	Mobilità nel saturo	129
12.6.2	Stima del tempo di bonifica.....	132

12.6.2.1 Stima del tempo di bonifica per la sola fase libera.....	132
12.6.2.2 Stima del tempo di bonifica per la sola fase disciolta.....	134
13 CONCLUSIONI	137
APPENDICE A	139
RINGRAZIAMENTI.....	152
BIBLIOGRAFIA.....	154

1 PREMESSA

Il percorso di studio conseguito, ed in particolare l'esame sostenuto con il professore M. Nocentini, *Tecnologie di risanamento del suolo e del sottosuolo*, ha permesso di avvicinarmi ed interessarmi al settore della bonifica di siti contaminati.

L'azienda Petroltecnica S.r.l. - Unità Operativa Ambiente di Rimini si è resa disponibile per un'attività di tirocinio formativo, durante la quale ho messo in pratica gli insegnamenti acquisiti. Quest'azienda si occupa infatti di bonifiche ambientali, del pronto intervento ambientale, di bonifiche e dismissioni industriali, di serbatoi interrati, del trattamento e dello smaltimento, nonché della gestione dei rifiuti, e del trattamento e della depurazione delle acque.

Studiare ed affrontare problematiche reali è stato molto stimolante, quindi ringrazio sentitamente l'azienda che ha reso possibile questa collaborazione.

2 INTRODUZIONE

Il sito in esame è un deposito di oli minerali, ubicato nel Comune di Marsciano (PG), in cui è stata riscontrata una contaminazione da idrocarburi sia nel terreno sia nelle acque di falda.

Nel gennaio 2004 veniva notificata alla ditta proprietaria dell'area oggetto di indagine l'Ordinanza del Comune di Marsciano, emessa a seguito del rapporto A.R.P.A., che ravvisava nell'area deposito carburanti la probabile causa della presenza di idrocarburi, in concentrazione superiore a quella ammessa dal D.P.R. 236/88, nelle acque di un pozzo privato limitrofo.

Nel luglio 2009 è stato avviato il sistema di messa in sicurezza operativa, che prevede l'utilizzo delle tecnologie *Pump&Treat* (associato al filtro a carboni attivi) ed *Enhanced Aerobic Bioremediation*.

Oltre a riportare la caratterizzazione del sito e le tecnologie utilizzate per la Messa in Sicurezza Operativa, si è approfondita l'Analisi di Rischio, ed in particolare la parte relativa alla volatilizzazione delle sostanze inquinanti in ambienti aperti.

3 NORMATIVA DI RIFERIMENTO

Il riferimento normativo per la bonifica dei siti contaminati, inizialmente costituito dal D.Lgs. 5 febbraio 1997, n.22 recante *‘Attuazione delle direttive 91/156/CEE sui rifiuti pericolosi, e 94/62/CEE sugli imballaggi e sui rifiuti di imballaggio’* e successive modifiche e integrazioni, e dal D.M. 25 ottobre 1999, n.471 *‘Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica e il ripristino ambientale dei siti inquinati, ai sensi dell’articolo 17 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n.22, e successive modifiche e integrazioni’*, viene sostituito dal D.Lgs. 3 aprile 2006, n.152 *‘Norme in materia ambientale’*, in accordo con il Comune di Perugia.

Ai fini della valutazione dello stato di qualità del sottosuolo sono stati presi in considerazione per le sostanze scelte come “contaminanti indice” i valori di concentrazione soglia di contaminazione (CSC) nel suolo e nel sottosuolo, in funzione della specifica destinazione d’uso del sito, così come indicato nell’Allegato 1 al Titolo V della Parte Quarta del D.Lgs. 152/06 “Criteri generali per l’analisi di rischio sanitario ambientale sito-specifica”; in particolare la scelta delle sostanze indicatrici è stata basata sulla correlabilità alle attività svolte nel sito.

Il sito in oggetto è un deposito di carburanti la cui destinazione d’uso, in virtù dell’attività attualmente svolta, è di tipo commerciale e industriale.

Pertanto i risultati delle analisi chimiche eseguite sui terreni prelevati nel sottosuolo del punto vendita saranno confrontati con i valori delle concentrazioni soglia di contaminazione previsti dalla Colonna B, Tabella 1 dell’Allegato 5, alla Parte Quarta, Titolo V, del D.Lgs. 152/06, riportati nella successiva tabella (Tabella 1):

Parametro	CSC - Siti ad uso Commerciale ed Industriale
	mg/kg _{ss}
Idrocarburi con C _≤ 12	250
Idrocarburi con C _{>} 12	750
Benzene	2
Toluene	50
Stirene	50
Etilbenzene	50

Xileni	50
Piombo	1000
Benzo(a)antracene	10
Benzo(a)pirene	10
Benzo(b)fluorantene	10
Benzo(k)fluorantene	10
Benzo(g,h,i)perilene	10
Crisene	50
Dibenzo(a,h)pirene, Dibenzo(a,e)pirene, Dibenzo(a,i)pirene, Dibenzo(a,l)pirene	10 (per ciascun composto)
Dibenzo(a,h)antracene	10
Indenopirene	5
Pirene	50

Tab. 1 - CSC nel suolo e nel sottosuolo

Per le acque sotterranee il D.Lgs. 152/06 individua un'unica categoria i cui valori limite sono riportati nella seguente Tabella 2:

Sostanza	CSC – Acque sotterranee
	µg/l
Idrocarburi totali (espressi come n-esano)	350
Benzene	1
Toluene	15
Etilbenzene	50
Xileni	10

Tab. 2 – CSC nelle acque sotterranee

Un ulteriore parametro che viene monitorato è l'MtBE, il cui limite non è normato; tuttavia l'Istituto Superiore di Sanità (ISS) ha redatto un elenco dei limiti delle sostanze non comprese nell'Allegato 5 al Titolo V del D.Lgs. 152/06.

Sostanza	Suolo		Acque sotterranee ($\mu\text{g/l}$)	Data	Protocollo
	Uso verde pubblico, privato e residenziale (mg/kg_{ss})	Uso commerciale e industriale (mg/kg_{ss})			
MtBE	10	250	10	6/02/01	57058 IA 12

Tab. 3 – Limiti delle sostanze non comprese nell’Allegato 5 al Titolo V D.Lgs. 152/06 (APAT)

Per quanto riguarda lo scarico in pubblica fognatura delle acque di falda emunte e trattate dal sistema di messa in sicurezza operativa (*Pump&Treat*) installato presso il sito in oggetto, si considerano come valori limite quelli stabiliti dal D.Lgs. 152/06, riassunti in Tabella 4.

Parametro	Valori limite
	mg/l
Idrocarburi Totali	≤ 10
\sum composti organici aromatici	$\leq 0,4$

Tab. 4 – Valori limite di concentrazione per lo scarico delle acque in pubblica fognatura

Il successivo D.Lgs. 4/2008 “Ulteriori disposizioni correttive e integrative del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale” prevede la definizione di punto di conformità per le acque sotterranee: il punto di conformità rappresenta il punto a valle idrogeologico della sorgente al quale deve essere garantito il ripristino dello stato originale (ecologico, chimico e/o quantitativo) del corpo idrico sotterraneo, onde consentire tutti i suoi usi potenziali. Pertanto, in attuazione del principio generale di precauzione, il punto di conformità deve essere di norma fissato non oltre i confini del sito contaminato oggetto di bonifica e la relativa CSR per ciascun contaminante deve essere fissata equivalente alla CSC di cui all’Allegato 5 della parte quarta del suddetto decreto.

4 TIPOLOGIA DEL SITO

Il deposito di prodotti petroliferi è situato nel Comune di Marsciano (PG), località Schiavo.

Comprende una superficie complessiva di circa 5000 m² ed è ubicato ad una quota altimetrica di circa 190 m s.l.m., in una zona di pianura alluvionale, situata a circa 2 km di distanza in direzione ovest dal fiume Tevere.

L'attività svolta in sito è quella di deposito e distribuzione di prodotti petroliferi con stoccaggio provvisorio delle sostanze all'interno di serbatoi interrati.

Si riporta in seguito il dettaglio delle cisterne interrate in sito:

- n.1 serbatoio di gasolio agricolo da 100 m³;
- n.1 serbatoio di gasolio agricolo da 50 m³;
- n.1 serbatoio di gasolio agricolo da 30 m³;
- n.1 serbatoio di gasolio agricolo da 10 m³;
- n.1 serbatoio di gasolio da 100 m³;
- n.1 serbatoio di gasolio da 70 m³;
- n.3 serbatoi di benzina super senza piombo da 50 m³;
- n.1 serbatoio di benzina super senza piombo da 15 m³;
- n.1 serbatoio di kerosene da 30 m³.

L'ubicazione dei serbatoi e delle relative linee di adduzione è riportata in Figura 3.

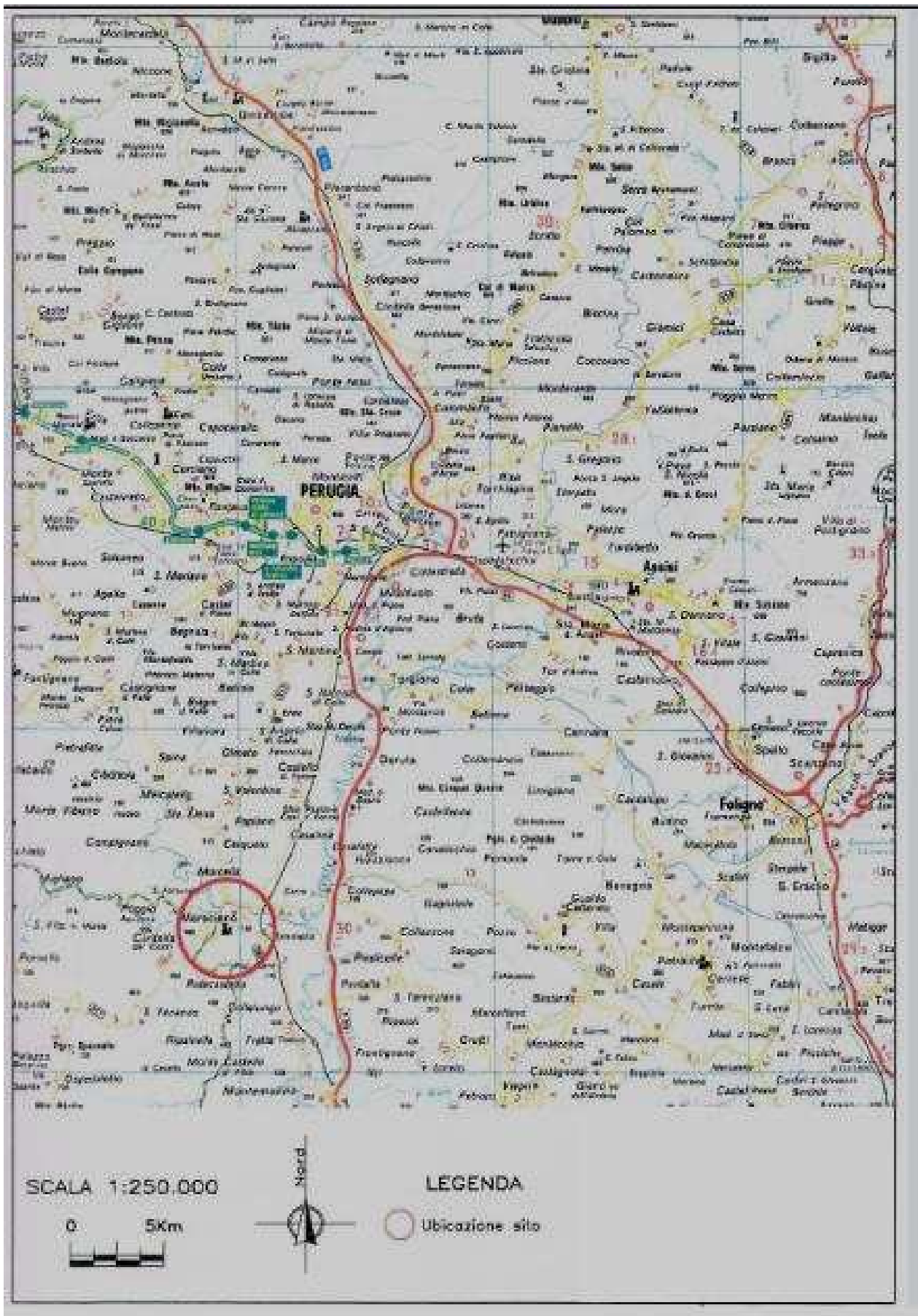


Fig. 1 – Corografia dell'area
12

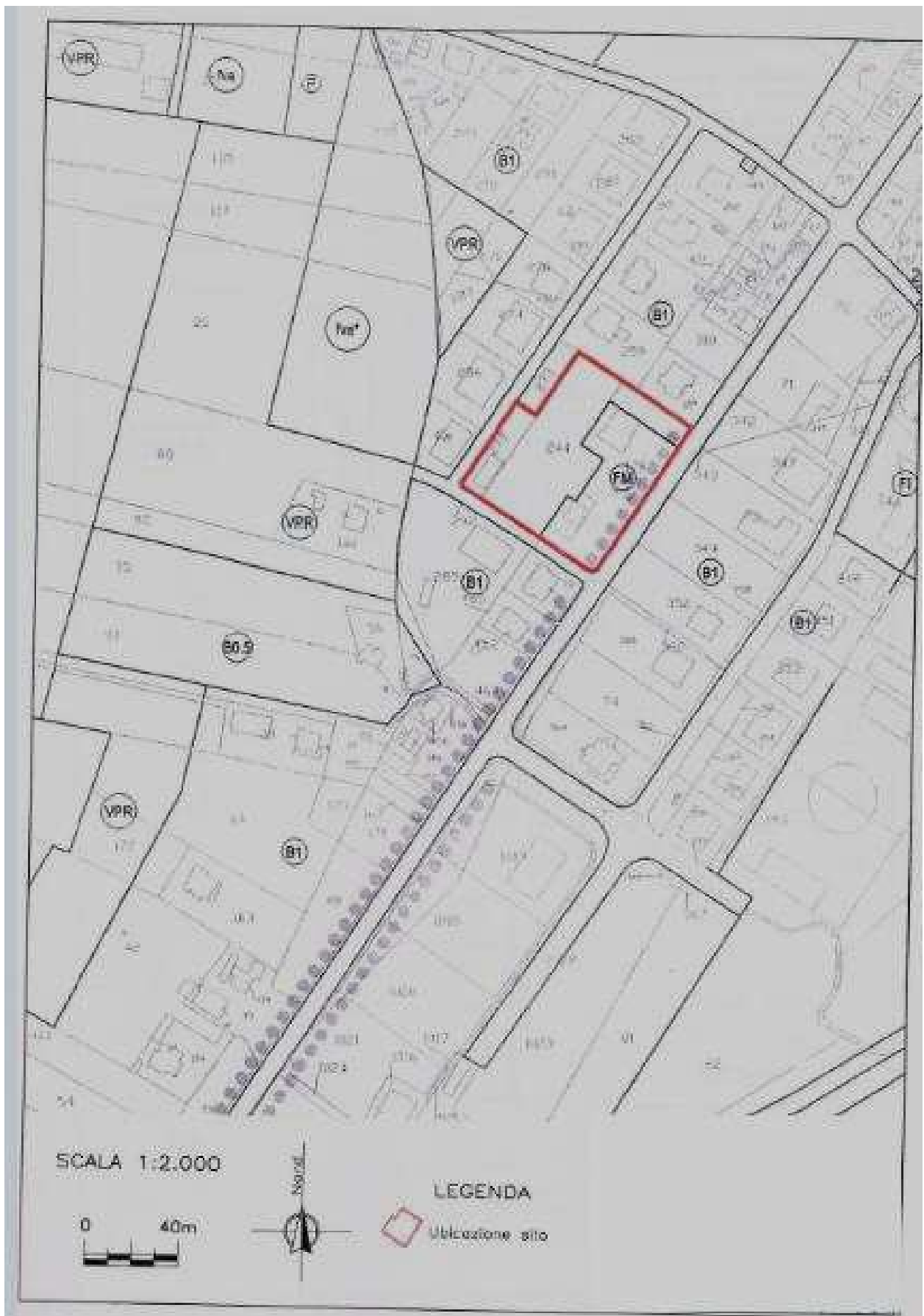


Fig. 2 – Stralci del P.R.G. del Comune di Marsciano

LEGENDA

- A- Deposito di minerali
- B- Stazione di servizio
- C- Abitazioni-ufficio-garage
- D- Botte-magazzino

N.	SERBATOIO METALLICO INTEGRATO	PRODOTTO	CAP TA WC.
1	Serb. int.	Gasolio Agricolo	100
2	Serb. *	Gasolio Combust.	100
3	Serb. *	Gasolio Combust.	50
4	Serb. *	Olio Combust.	70
5	Serb. *	Benzina Super s.p.	50
6	Serb. *	Benzina Super s.p.	50
7	Serb. *	Petrolio Riccol.	30
8	Confessioni	Olio Lubrific.	30
9	Serb. int.	Gasolio Agricolo	50
10	Serb. *	Gasolio Agricolo	30
11	Serb. *	Benzina Agric.	15
12	Serb. *	Petrolio Agric.	10
13	Taniche	Petrolio Riccol.	10

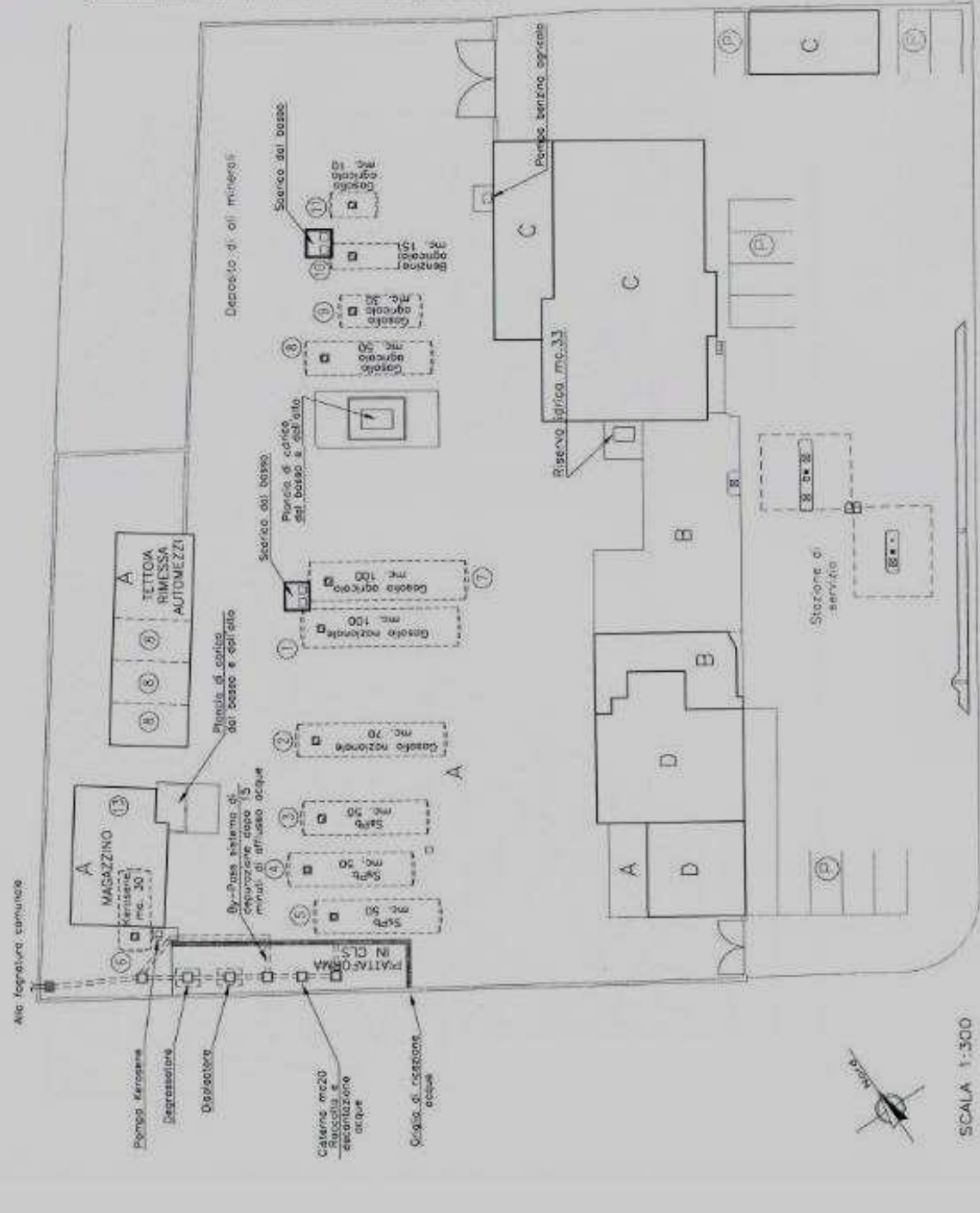


Fig. 3 - Planimetria del sito

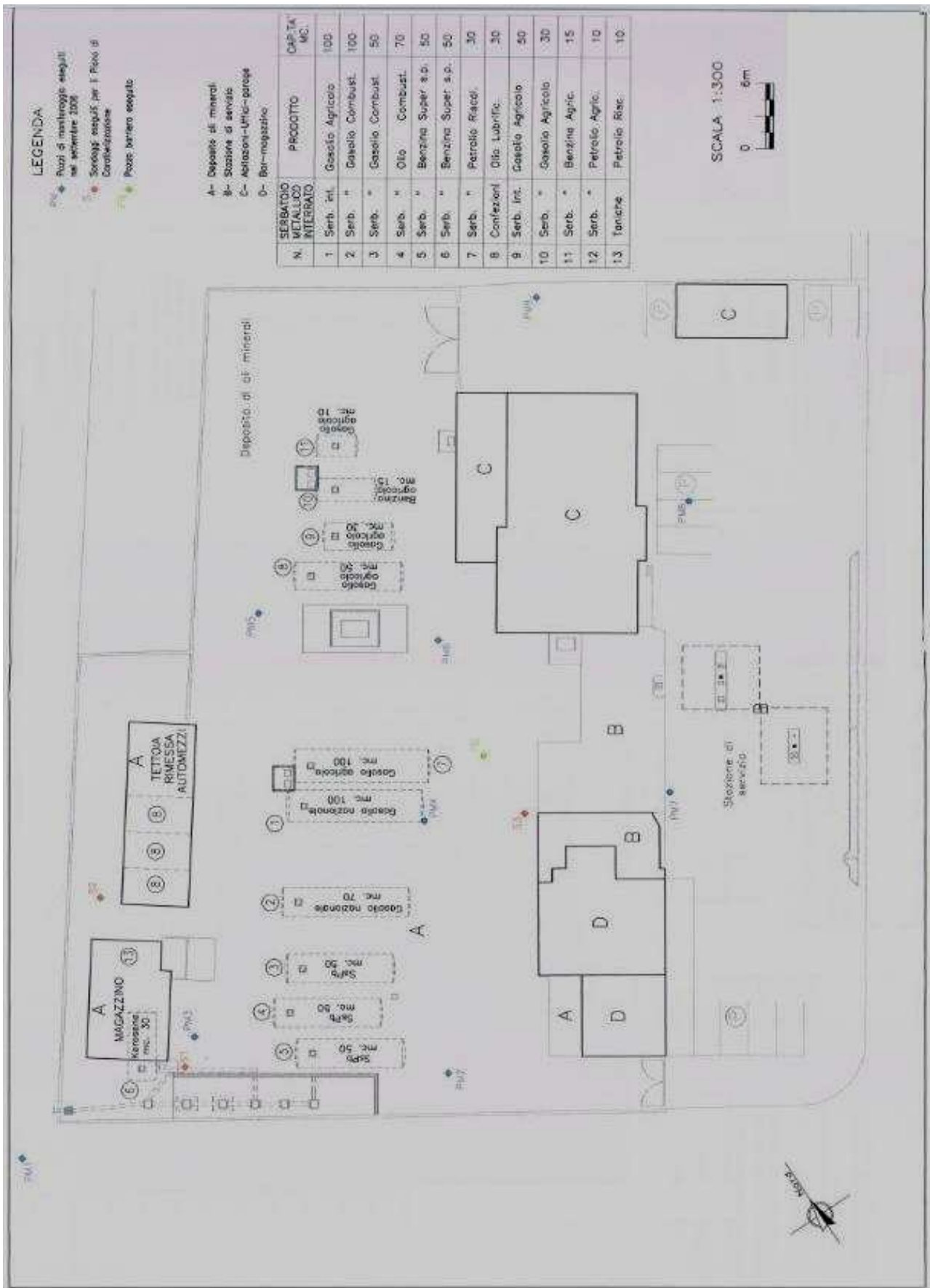


Fig. 4 – Planimetria del sito con ubicazione dei pozzi di monitoraggio

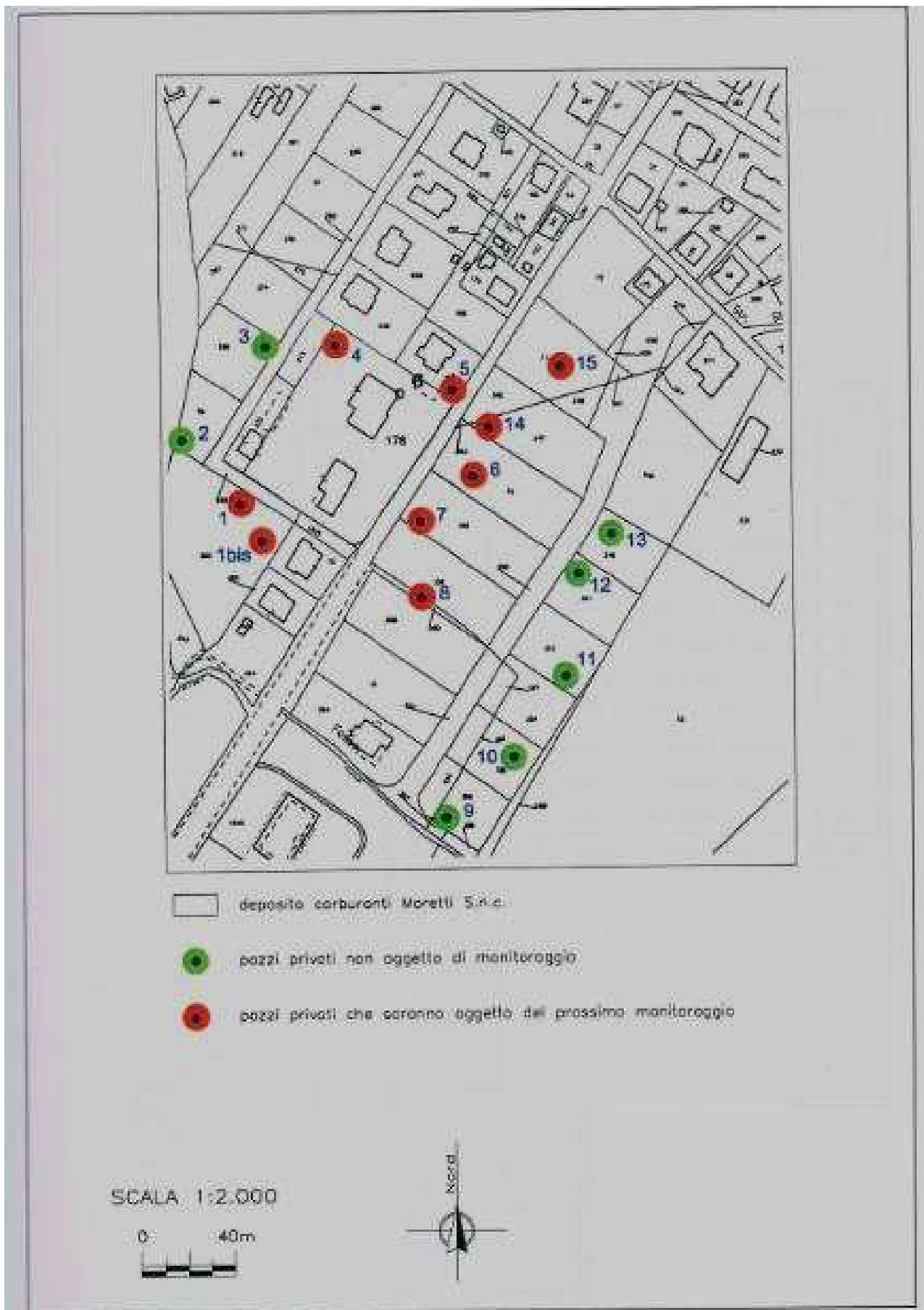


Fig. 5 – Planimetria dell'area con ubicazione dei pozzi privati circostanti il sito

5 CARATTERIZZAZIONE DEL SITO CONTAMINATO

La caratterizzazione ambientale di un sito è identificabile con l'insieme delle attività che permettono di ricostruire i fenomeni di contaminazione a carico delle matrici ambientali, in modo da ottenere le informazioni di base su cui prendere le decisioni realizzabili e sostenibili per la messa in sicurezza e/o bonifica del sito.

Per caratterizzazione dei siti contaminati si intende quindi l'intero processo costituito dalle seguenti fasi:

1. Ricostruzione storica delle attività produttive svolte sul sito;
2. Elaborazione del Modello Concettuale Preliminare del sito e predisposizione di un piano di indagini ambientali finalizzato alla definizione dello stato ambientale del suolo, del sottosuolo e delle acque sotterranee;
3. Esecuzione del piano di indagini e delle eventuali indagini integrative necessarie alla luce dei primi risultati raccolti;
4. Elaborazione dei risultati delle indagini eseguite e dei dati storici raccolti e rappresentazione dello stato di contaminazione del suolo, del sottosuolo e delle acque sotterranee;
5. Elaborazione del Modello Concettuale Definitivo;
6. Identificazione dei livelli di concentrazione residua accettabili, sui quali impostare gli eventuali interventi di messa in sicurezza e/o bonifica.

5.1 Modello Concettuale Preliminare del sito

Il Modello Concettuale Preliminare del sito è alla base della definizione degli obiettivi di bonifica e della progettazione preliminare. Con questo modello vengono descritte le caratteristiche specifiche del sito in termini di caratteristiche dominanti dell'ambiente con cui il sito interagisce, fonti e caratteristiche della contaminazione, estensione della contaminazione nelle diverse componenti ambientali e percorsi di migrazione della contaminazione in relazione ai recettori ambientali ed antropici.

Caratteristiche dominanti dell'ambiente con cui il sito interagisce

È stata ricostruita la stratigrafia del sottosuolo attraversato, fino alla massima profondità indagata (15,0 m dal piano campagna). La geologia media del sito può essere così schematizzata:

- da 0,0 m a 1,5 m: terreni di riporto costituiti da sabbia, ghiaia e ciottoli;
- da 1,5 m a 7,0/9,7 m: alternanza di livelli di argilla limosa, limo argilloso e sabbia limosa;
- da 7,0/9,7 m a 11,7/13,5 m: ghiaia sabbiosa debolmente limosa;
- da 11,7/13,5 m a 15 m: argilla debolmente limosa.

Si riporta a titolo rappresentativo l'analisi del log stratigrafico eseguito in corrispondenza del sondaggio PM-8 (Fig. 6).




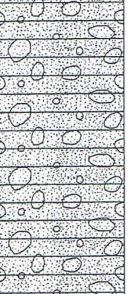
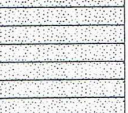
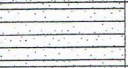

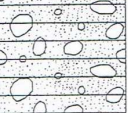
Nel sottosuolo del sito è stata rilevata la presenza di una falda idrica superficiale ad una profondità media di circa 8,3 m dal piano campagna. La direzione locale di deflusso è SudOvest-NordEst (Figura 7).

Nell'area in esame sono presenti alcuni pozzi ad uso domestico nell'intorno del deposito ed un pozzo utilizzato all'interno del deposito stesso.

Rilievo piezometrico

Allo scopo di ricostruire l'andamento della superficie piezometrica delle acque di falda, si effettuano, in tutti i pozzi realizzati (PM-1÷PM-9 e PB), i rilievi piezometrici in condizioni statiche. Le misurazioni sono state eseguite con una sonda di interfaccia in grado di rilevare, con la precisione di 1 mm, eventuali spessori di prodotto surnatante.

L'elaborazione dei dati ottenuti ha determinato un gradiente idraulico medio pari a circa 0,9%.

Riferimento verticale	HSA [ppm]	Campionamenti (m dal p.c.)	Presenza odori	Profondità dal p.c.	Spessore strato	Litologia	Descrizione	Pozzo	Falda
0.5				0.10	0.10		Pavimentazione in asfalto.		
1.0				1.40	1.30		Materiale di riempimento costituito da sabbia medio-fine, ghiaia e ciottoli di colore marrone, poco compatta, asciutta.		
1.5	8	1,5		1.40			Argilla debolmente sabbiosa con tracce di ghiaia e resti organogeni di probabile natura vegetale, di colore marrone con piccole macchie scure, molto compatta, asciutta.		
2.0					3.20				
2.5	1								
3.0									
3.5	7								
4.0									
4.5									
5.0	13			4.60			Sabbia medio-fine ghiaiosa in matrice argillosa, compatta, asciutta.		
5.5					2.40				
6.0	9	5,8							
6.5									
7.0									
7.5	12			7.00	1.00		Sabbia fine in matrice argillosa di colore nocciola, addensata, asciutta.		
8.0				8.00	0.50		Argilla sabbiosa di colore marrone.		
8.5	9			8.50	0.50		Sabbia fine di colore nocciola, addensata, leggermente umida.		
9.0				9.00					
9.5	17	9,6		9.00	3.00		Ghiaia sabbiosa in matrice argillosa con presenza di ciottoli sparsi, di colore grigio, umida.		
10.0									
									9.20

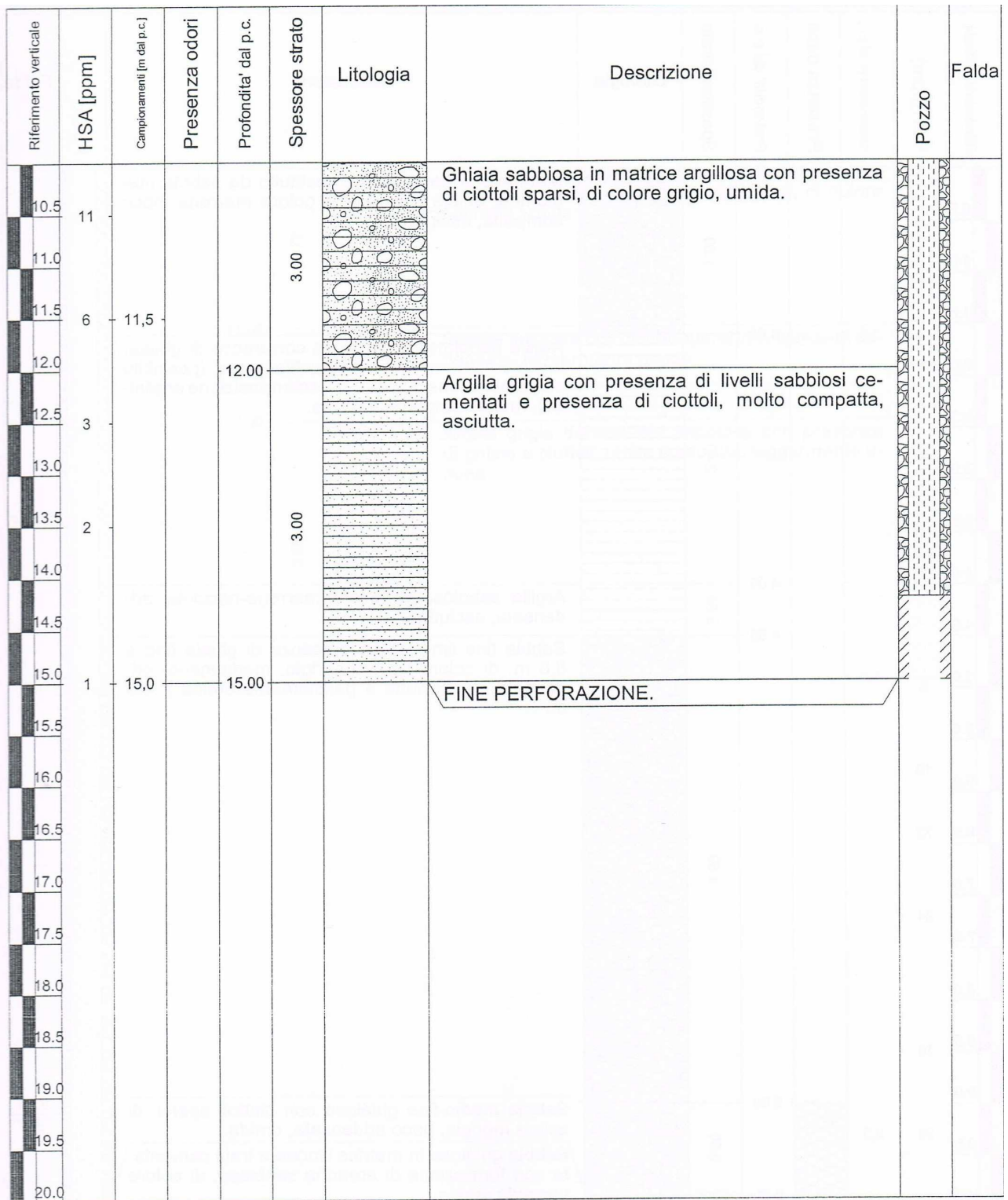


Fig. 6 – Log di perforazione del sondaggio PM-8

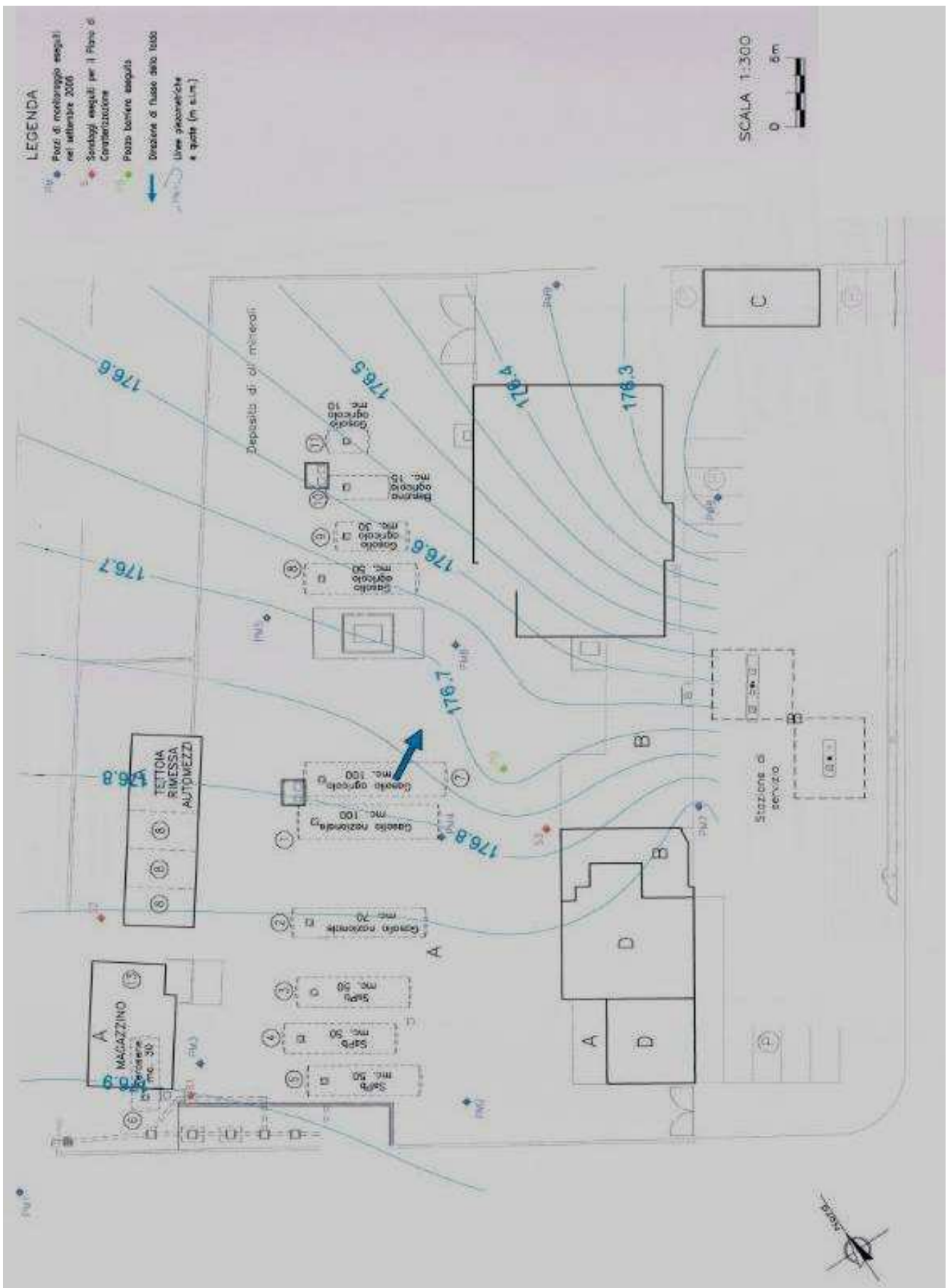


Fig. 7 – Carta della piezometria in condizioni statiche (settembre 2006)

Fonti della contaminazione e caratteristiche delle sostanze contaminanti

Inizialmente dai dati raccolti nel corso delle indagini geognostiche era stata riscontrata la presenza di composti idrocarburici adsorbiti nel terreno in corrispondenza dei sondaggi denominati S1, S2, S3 ed S4 e disciolti nelle acque di falda idrica superficiale in corrispondenza dei sondaggi S2 ed S3 attrezzati con piezometro, con concentrazioni superiori ai limiti del D.M. 471/99 (Tabelle 5, 6, 7, 8, 9; sono evidenziate in giallo le concentrazioni superiori al valore limite).

In ottobre 2003 era stata inoltre rilevata la presenza di idrocarburi, sebbene con concentrazioni modeste, all'interno di un pozzo privato situato a ovest del deposito, a circa 15-20 m di distanza dal parco serbatoi del deposito.

Poiché secondo le verifiche effettuate dalla Committente non si erano verificati cali significativi di prodotto e tutte le infrastrutture precedentemente testate risultavano a tenuta (vetrificazioni eseguite su tutte le cisterne interrato nel 2004 con relativa certificazione e garanzia della durata di 10 anni), si suppose che la presenza di idrocarburi nel sottosuolo fosse imputabile ad eventi accidentali o episodi di stillicidio avvenuti nel deposito o nelle immediate vicinanze, escludendo l'esistenza di sorgenti di contaminazione primaria attive all'interno del parco serbatoi.

Quindi considerando la distribuzione degli idrocarburi adsorbiti nel terreno osservata nel sondaggio S1, con la presenza di tracce a partire dalla profondità di 1 m dal piano campagna, si ipotizzò che in tale zona si potesse collocare la sorgente della contaminazione.

Campione	S1/1	S1/2	S1/3	S1/4	S1/5	S1/6	S1/7	S1/8	S1/9	S1/10	S1/11	S1/12	S1/13	D.M. 471/99	
														tipo A	tipo B
piombo (mg/kg S.S.)	25,1	12,4	7,5	5,9	10,5	9,7	6,3	5,6	2,8	8,6	6,5	8,3	10,1	100	1000
idrocarburi C>12 (oli minerali) (mg/Kg S.S.)	0,0	8,9	59,7	96,1	21,6	0,0	25,7	0,0	754,0	38,7	38,4	35,7	23,0	50	750
idrocarburi C<12 (mg/kg S.S.)	74,6	169,0	8,2	10,9	5,0	8,4	3,4	7,2	4693,1	6,5	28,2	5,6	6,2	10	250
benzene (mg/kg S.S.)	0,9	0,1	0,9	0,1	0,7	0,7	0,5	0,7	64,4	1,1	0,6	0,7	0,1	0,1	2
toluene (mg/kg S.S.)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,1	0,1	0,1	367,1	0,5	0,3	0,1	0,1	0,5	50
etilbenzene (mg/kg S.S.)	0,3	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	153,8	0,1	2,5	0,0	0,0	0,5	50
xilene (mg/kg S.S.)	2,1	2,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	472,0	0,2	8,5	0,0	0,0	0,5	50
Sommatoria organici aromatici (mg/Kg S.S.)	3,4	4,4	1,0	0,2	1,0	0,8	0,6	0,8	1057,3	1,9	11,8	0,8	0,2	1	100
(1) Naphthalene mg/Kg s.s	0,44	1,27	1,95	1,77	0,68	0,66	0,48	1,18	0,31	0,43	1,19	1,38	0,84	5	50
(2) Acenaphthylene mg/Kg s.s	0,03	0,00	0,33	0,20	0,07	0,06	0,10	0,14	0,03	0,06	0,10	0,11	0,06		
(3) Acenaphthene mg/Kg s.s	0,08	0,13	0,21	0,12	0,12	0,10	0,05	0,21	0,22	0,09	0,20	0,11	0,11		
(4) Fluorene mg/Kg s.s	0,07	0,00	1,12	0,83	0,50	0,00	0,04	0,10	1,42	0,03	0,00	0,04	0,33		
(5) Phenanthrene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	0,32	0,07	0,05	0,17	0,09	2,08	0,03	0,08	0,27	0,19		
(6) Anthracene mg/Kg s.s	0,07	0,00	0,00	0,16	0,08	0,05	0,00	0,05	3,67	0,07	0,13	0,16	0,16		
(7) Fluoranthene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,77	0,30	5,52	0,11	0,19	0,17	0,07		
(8) Pyrene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,60	0,27	2,72	0,04	0,08	0,17	0,11	5	50
(9) Benz[a]anthracene mg/Kg s.s	0,00	0,20	1,04	0,00	0,00	0,00	0,21	0,22	2,52	0,36	0,00	0,00	0,00	0,5	10
(10) Chrysene mg/Kg s.s	0,46	0,70	1,33	1,75	0,68	0,63	0,24	1,04	3,31	0,48	1,04	0,46	0,41	5	50
(11) Benzo[b]fluoranthene mg/Kg s.s	0,25	0,00	3,84	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	5,57	0,00	0,16	0,09	0,00	0,5	10
(12) Benzo[k]fluoranthene mg/Kg s.s	0,17	0,00	5,26	1,80	0,14	0,00	0,00	0,00	2,85	0,07	0,29	0,23	0,51	0,5	10
(13) Benzo[a]pyrene mg/Kg s.s	0,49	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,76	0,00	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,1	10
(14) Indeno[1,2,3-cd]pyrene mg/Kg s.s	0,34	0,38	2,30	5,83	0,00	0,00	0,37	8,88	0,19	0,58	2,16	0,85	0,00	0,1	5
(15) Dibenzo[a,h]anthracene mg/Kg s.s	4,06	4,69	3,27	0,00	0,00	0,00	3,58	17,23	13,98	1,99	63,75	0,20	1,79	0,1	10
(16) Benzo[ghi]perylene mg/Kg s.s	5,96	9,66	3,74	8,87	0,90	4,35	1,89	7,86	1,05	0,24	3,77	0,93	1,73	0,1	10
Sommatoria concentrazioni I.P.A. (mg/Kg S.S.)	12,43	17,04	24,40	21,65	3,29	5,90	34,26	37,57	45,82	4,58	73,17	5,17	6,33	10	100
profondità (m)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	14	17		

Tab. 5 – Analisi di laboratorio effettuate nel 2005 su campioni di terreno (S1)

Campione	S2/1	S2/2	S2/3	S2/4	S2/5	S2/6	S2/7	D.M. 471/99	
								tipo A	tipo B
piombo (mg/kg S.S.)	0,0	0,0	6,1	4,0	4,2	7,1	0,0	100	1000
idrocarburi C>12 (oli minerali) (mg/Kg S.S.)	0,0	0,0	0,0	78,9	1321,9	62,7	0,0	50	750
idrocarburi C<12 (mg/kg S.S.)	0,0	0,0	7,6	156,6	368,5	22,5	0,0	10	250
benzene (mg/kg S.S.)	0,0	0,0	0,7	8,6	5,7	0,6	0,0	0,1	2
toluene (mg/kg S.S.)	0,0	0,0	0,7	1,7	21,2	0,1	0,0	0,5	50
etilbenzene (mg/kg S.S.)	0,0	0,0	0,0	2,3	6,3	0,0	0,0	0,5	50
xilene (mg/kg S.S.)	0,0	0,0	0,0	5,7	13,4	0,0	0,0	0,5	50
Sommatoria organici aromatici (mg/Kg S.S.)	0,0	0,0	1,3	18,3	46,7	0,6	0,0	1	100
(1) Naphthalene mg/Kg s.s	0,00	0,00	5,47	1,80	2,60	11,21	0,00	5	50
(2) Acenaphthylene mg/Kg s.s	0,00	0,00	1,84	0,47	0,42	0,00	0,00		
(3) Acenaphthene mg/Kg s.s	0,00	0,00	1,23	0,24	0,63	1,54	0,00		
(4) Fluorene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	0,69	0,36	1,03	0,00		
(5) Phenanthrene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,75	0,00	0,17	0,00	0,00		
(6) Anthracene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	0,20	0,26	2,19	0,00		
(7) Fluoranthene mg/Kg s.s	0,00	0,00	1,19	0,00	0,45	1,78	0,00		
(8) Pyrene mg/Kg s.s	0,00	0,00	1,07	0,57	1,07	1,59	0,00	5	50
(9) Benz[a]anthracene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	1,29	0,42	0,00	0,00	0,5	10
(10) Chrysene mg/Kg s.s	0,00	0,00	3,81	0,45	0,92	4,68	0,00	5	50
(11) Benzo[b]fluoranthene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,65	0,90	0,00	6,98	0,00	0,5	10
(12) Benzo[k]fluoranthene mg/Kg s.s	0,00	0,00	2,38	0,00	0,00	3,51	0,00	0,5	10
(13) Benzo[a]pyrene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	1,23	0,00	0,00	0,00	0,1	10
(14) Indeno[1,2,3-cd]pyrene mg/Kg s.s	0,00	0,00	9,27	1,92	0,00	1,89	0,00	0,1	5
(15) Dibenzo[a,h]anthracene mg/Kg s.s	0,00	0,00	10,79	18,00	8,90	86,31	0,00	0,1	10
(16) Benzo[ghi]perylene mg/Kg s.s	0,00	0,00	3,01	32,75	12,46	51,21	0,00	0,1	10
Sommatoria concentrazioni I.P.A. (mg/Kg S.S.)	0,00	0,00	41,45	60,51	28,65	173,93	0,00	10	100
profondità (m)	1	6	7	8	9	10	12		

Tab. 6 – Analisi di laboratorio effettuate nel 2005 su campioni di terreno (S2)

Campione	S3/1	S3/2	S3/3	S3/4	D.M. 471/99	
					tipo A	tipo B
piombo (mg/kg S.S.)	0,0	11,8	5,2	4,5	100	1000
idrocarburi C>12 (oli minerali) (mg/Kg S.S.)	0,0	73,5	708,2	0,0	50	750
idrocarburi C<12 (mg/kg S.S.)	0,0	9,1	21,9	2,8	10	250
benzene (mg/kg S.S.)	0,0	0,5	1,1	1,2	0,1	2
toluene (mg/kg S.S.)	0,0	0,0	0,0	0,3	0,5	50
etilbenzene (mg/kg S.S.)	0,0	0,0	0,2	0,0	0,5	50
xilene (mg/kg S.S.)	0,0	0,0	0,4	0,0	0,5	50
Sommatoria organici aromatici (mg/Kg S.S.)	0,0	0,5	1,8	1,5	1	100
(1) Naphthalene mg/Kg s.s	0,00	2,86	12,82	3,75	5	50
(2) Acenaphthylene mg/Kg s.s	0,00	0,00	1,83	2,20		
(3) Acenaphthene mg/Kg s.s	0,00	0,52	2,62	1,76		
(4) Fluorene mg/Kg s.s	0,00	0,85	1,46	5,79		
(5) Phenanthrene mg/Kg s.s	0,00	1,45	1,05	0,71		
(6) Anthracene mg/Kg s.s	0,00	3,79	1,79	0,75		
(7) Fluoranthene mg/Kg s.s	0,00	0,80	14,70	0,61		
(8) Pyrene mg/Kg s.s	0,00	0,31	3,51	0,53	5	50
(9) Benz[a]anthracene mg/Kg s.s	0,00	0,58	6,24	0,43	0,5	10
(10) Chrysene mg/Kg s.s	0,00	1,94	14,32	3,74	5	50
(11) Benzo[b]fluoranthene mg/Kg s.s	0,00	2,42	4,29	2,81	0,5	10
(12) Benzo[k]fluoranthene mg/Kg s.s	0,00	0,41	10,05	0,87	0,5	10
(13) Benzo[a]pyrene mg/Kg s.s	0,00	1,81	6,73	2,21	0,1	10
(14) Indeno[1,2,3-cd]pyrene mg/Kg s.s	0,00	4,61	1,89	0,61	0,1	5
(15) Dibenz[a,h]anthracene mg/Kg s.s	0,00	16,91	5,86	20,10	0,1	10
(16) Benzo[ghi]perylene mg/Kg s.s	0,00	3,03	8,01	24,38	0,1	10
Sommatoria concentrazioni I.P.A. (mg/Kg S.S.)	0,00	42,31	97,17	71,24	10	100
profondità (m)	1	6	9	12		

Tab. 7 – Analisi di laboratorio effettuate nel 2005 su campioni di terreno (S3)

Campione	S4/1	S4/2	S4/3	S4/4	S4/5	S4/6	D.M. 471/99	
							tipo A	tipo B
piombo (mg/kg S.S.)	0,0	0,0	0,0	5,9	3,8	3,0	100	1000
idrocarburi C>12 (oli minerali) (mg/Kg S.S.)	0,0	0,0	0,0	61,0	46,3	1747,1	50	750
idrocarburi C<12 (mg/kg S.S.)	0,0	0,0	0,0	26,2	13,7	79,2	10	250
benzene (mg/kg S.S.)	0,0	0,0	0,0	1,6	1,9	1,1	0,1	2
toluene (mg/kg S.S.)	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,3	0,5	50
etilbenzene (mg/kg S.S.)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,6	0,5	50
xilene (mg/kg S.S.)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,9	0,5	50
Sommatoria organici aromatici (mg/Kg S.S.)	0,0	0,0	0,0	1,7	2,4	2,9	1	100
(1) Naphthalene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	11,41	2,94	0,17	5	50
(2) Acenaphthylene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	1,05	0,42	0,06		
(3) Acenaphthene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	0,00	0,41	0,19		
(4) Fluorene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	0,00	2,38	0,83		
(5) Phenanthrene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	0,00	2,48	5,46		
(6) Anthracene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	0,00	5,61	2,27		
(7) Fluoranthene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	2,16	6,40	11,44		
(8) Pyrene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	0,00	3,92	2,56	5	50
(9) Benz[a]anthracene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	2,68	2,59	5,40	0,5	10
(10) Chrysene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	4,89	1,63	7,16	5	50
(11) Benzo[b]fluoranthene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	12,04	1,44	7,59	0,5	10
(12) Benzo[k]fluoranthene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	2,46	1,09	4,12	0,5	10
(13) Benzo[a]pyrene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,88	0,1	10
(14) Indeno[1,2,3-cd]pyrene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	0,00	3,08	1,81	0,1	5
(15) Dibenz[a,h]anthracene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	0,00	5,68	1,67	0,1	10
(16) Benzo[ghi]perylene mg/Kg s.s	0,00	0,00	0,00	2,84	0,00	2,51	0,1	10
Sommatoria concentrazioni I.P.A. (mg/Kg S.S.)	0,00	0,00	0,00	39,52	40,10	54,12	10	100
profondità (m)	1	5	8,5	9	10	11		

Tab. 8 – Analisi di laboratorio effettuate nel 2005 su campioni di terreno (S4)

Risultati analisi acque prelevate il 21.07.2005, presso impianto Moretti s.n.c. in località Schiavo di Marsciano (PG), dai piezometri posti nei fori di sondaggio S2 e S3.			
Parametro	S2	S3	C.L.
Idrocarburi totali µg/l	318,8	10119,2	
Benzene µg/l	< 1	139,3	1
Toluene µg/l	< 1	1878,3	15
Etilbenzene µg/l	< 1	22,5	50
Xilene µg/l	< 1	837,2	10
I valori limite (C.L.) sono riferiti a quelli riportati nel D.M. n° 471 del 25/10/1999, alla Tabella di cui all'allegato 1, paragrafo 3: "Valori di concentrazione limite accettabili nelle acque sotterranee".			

Tab. 9 – Analisi di laboratorio effettuate nel 2005 su campioni di acqua (S2 ed S3)

6 ANALISI DI RISCHIO

La valutazione del rischio può essere definita come la stima delle conseguenze sulla salute umana e sull'ambiente di un evento potenzialmente dannoso, in termini di probabilità che le stesse conseguenze si verifichino.

La valutazione del rischio, o analisi di rischio, connessa ad un sito inquinato, è al momento una delle procedure più avanzate per la valutazione del grado di contaminazione di un'area e per la definizione delle priorità e modalità di intervento nel sito stesso.

Quindi l'applicazione dell'Analisi di Rischio in siti contaminati è un approccio fondamentale per determinare la necessità di intervento e gli obiettivi di bonifica.

Il documento di riferimento, a livello nazionale, per l'applicazione dell'analisi di rischio è il manuale "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati", elaborato dal gruppo APAT (ora ISPRA).

Obiettivo generale dell'analisi di rischio è la valutazione del rischio per gli organismi umani e gli ecosistemi associato al rilascio e alla presenza nell'ambiente di agenti fisici (radiazioni) o chimici (sostanze tossiche e/o cancerogene): *Human Health Risk Assessment* ed *Ecological Risk Assessment*. In genere fino ad oggi è stato applicato solo il primo (analisi di rischio sanitario).

Esistono due metodologie per l'analisi di rischio:

- 1) **modo diretto** (forward): dato un sito contaminato, si valuta il rischio per la popolazione o gli ecosistemi che possono risultare esposti a tale contaminazione. È un criterio per valutare se in un sito è necessaria un'azione di bonifica;
- 2) **modo inverso** (backward): fissata una soglia di rischio (sanitario/ecologico) considerata accettabile, procedendo a ritroso si valuta a quali concentrazioni nel terreno o in falda corrisponde, nel sito specifico in esame, tale soglia complessiva di rischio: è quindi un criterio per fissare gli obiettivi di bonifica.

Come definizione generale di rischio si assume che il rischio sia una funzione di due parametri: la magnitudo del rischio (M) e la frequenza di accadimento dell'evento dannoso (F).

$$\text{Rischio} = f(M, F)$$

Nell'ambito della valutazione del rischio associato alla contaminazione dei siti, si può definire il rischio chimico come la probabilità che l'esposizione ad una data dose di

composto chimico provochi danno alle persone. In questo caso il rischio è funzione dell'esposizione (o dose) e della pericolosità dell'agente chimico.

$$\text{Rischio chimico} = f(\text{Esposizione, Pericolosità})$$

La modalità di quantificazione dell'esposizione, della pericolosità e della funzione f dipendono dal tipo di sostanza (tossica o cancerogena).

L'analisi di rischio si articola in quattro fasi:

- I. caratterizzazione del sito, identificazione dei contaminanti di interesse (COCs), costruzione del modello concettuale del sito;
- II. valutazione tossicologica (quantificazione della pericolosità dei COCs);
- III. valutazione dell'esposizione ($\text{mg/kg}_{\text{peso corporeo}}/\text{d}$ assunti dai vari soggetti "bersaglio" identificati);
- IV. valutazione del rischio complessivo a cui è esposto ognuno dei bersagli identificati

$$R = \sum(R_i) \text{ estesa ai vari COCs}$$

$$R_i = f(\text{esposizione, pericolosità})_i$$

Per quanto riguarda la fase di caratterizzazione del sito, un passaggio fondamentale è la costruzione del modello concettuale del sito, che è una rappresentazione integrata e semplificata del contesto fisico ed ambientale, dei potenziali percorsi di esposizione ad un COC, e della distribuzione delle concentrazioni all'interno del sito.

Prevede la definizione delle sorgenti, dei percorsi di migrazione, delle vie di esposizione e dei recettori. Si vuole ottenere una quantificazione di tutti i parametri ambientali e chimico-fisici che governano la migrazione dei contaminanti nell'ambiente ed i loro processi di trasformazione.

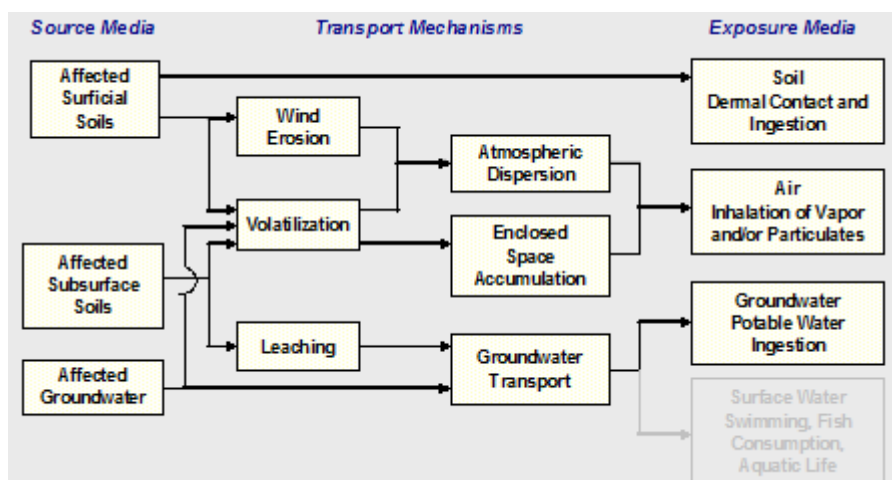


Fig. 8 – Liste di riferimento per la costruzione del modello concettuale del sito

La sorgente di contaminazione si differenzia in sorgente primaria e secondaria. La prima è rappresentata dall'elemento che è causa di inquinamento (es. accumulo di rifiuti, sversamento accidentale,..); quella secondaria è identificata con il comparto ambientale oggetto di contaminazione (suolo, acqua, aria). La sorgente secondaria può trovarsi in due comparti ambientali, ovvero:

- zona insatura, a sua volta classificabile come suolo superficiale, compreso tra 0 ed 1 m di profondità dal piano campagna, e suolo profondo, con profondità maggiori di 1 m dal piano campagna;
- zona satura, o acqua sotterranea.

In accordo agli standard di riferimento, la procedura di analisi di rischio va applicata riferendosi esclusivamente alla sorgente secondaria di contaminazione.

Nel caso in esame, poiché la sorgente secondaria di contaminazione è rappresentata sia da terreno profondo sia dalla falda (plume in soluzione), i percorsi di migrazione dei contaminanti possono essere:

- volatilizzazione;
- dispersione outdoor;
- dispersione indoor;
- lisciviazione;
- trasporto in falda.

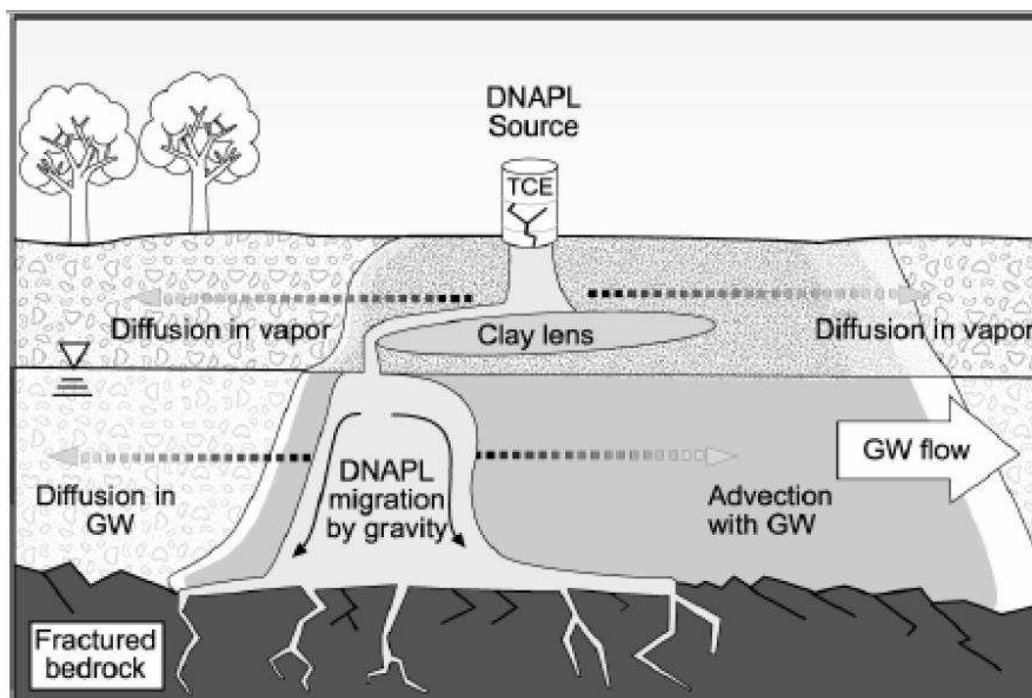


Fig. 9 – Meccanismi di migrazione dei DNAPL

Tramite il sistema di contenimento del *Pump&Treat* adottato in sito, può essere escluso il trasporto in falda come percorso di migrazione dei contaminanti perché questa tecnologia garantisce l'interruzione della migrazione a valle del pennacchio inquinante. Rimane quindi da verificare il rischio associato all'inalazione di vapori e polveri, in ambienti aperti e confinati nel sito di bonifica.

6.1 Manuale Operativo per la volatilizzazione

L'intrusione di vapori è la migrazione di sostanze volatili dal sottosuolo in ambienti aperti o confinati. Le sostanze chimiche volatili presenti nel suolo insaturo o nelle acque sotterranee possono infatti migrare attraverso il suolo insaturo stesso e raggiungere gli ambienti sovrastanti alterando la qualità dell'aria outdoor e/o indoor. In particolare per gli ambienti confinati, in casi estremi, i vapori possono accumularsi raggiungendo livelli di concentrazione tali da comportare rischi immediati per la sicurezza (es. esplosioni), rischi acuti per la salute umana (es. intossicazioni) o problemi organolettici (es. cattivi odori). Più comunemente, però, i livelli di concentrazione riscontrati negli ambienti indoor/outdoor sono tali da corrispondere a un rischio per la salute umana di tipo cronico, dovuto quindi ad un'esposizione a lungo termine.

La volatilizzazione da suolo o dalle acque sotterranee in ambienti aperti è generalmente di minor rilevanza rispetto alla volatilizzazione in ambienti confinati. L'aria outdoor può comunque risultare una fonte di esposizione significativa nei siti in cui non vi è esposizione in ambienti confinati ed in particolare per i lavoratori che effettuano attività di scavo o comunque di movimentazione del terreno, oppure durante le attività di bonifica di siti contaminati.

Come riportato nel manuale APAT, nel caso di attivazione dei percorsi di esposizione di inalazione indoor/outdoor di vapori e/o polveri, dall'esame delle esperienze maturate nel settore sia a livello nazionale che internazionale, è emerso che la procedura di analisi di rischio (AdR) fornisce degli output estremamente conservativi, soprattutto per quanto riguarda l'esposizione indoor.

Quanto detto è essenzialmente legato alle equazioni utilizzate per il calcolo dei corrispondenti fattori di trasporto.

Si riportano quindi i criteri operativi per effettuare una valutazione del rischio associato all'esposizione e inalazione di vapori e/o polveri in ambienti aperti e/o confinati.

- Costruzione del Modello Concettuale del sito e verifica delle “linee di evidenza” che individuano una potenziale esposizione per inalazione di vapori e/o polveri in ambienti aperti e confinati
- Verifica del superamento delle Concentrazioni Soglia di Contaminazione (CSC) per le matrici suolo e acque sotterranee
- In caso di superamento delle CSC, sulla base del contesto normativo di riferimento per l'applicazione dell'analisi di rischio, calcolo del rischio in modalità diretta (D.M. 471/99) o degli obiettivi di bonifica sito-specifici (Concentrazioni Soglia di Rischio, CSR) per le matrici suolo e acque sotterranee (D.Lgs. 152/06)
- Se non vi è superamento dei livelli di rischio tollerabili (per le sostanze cancerogene e/o non cancerogene) o delle CSR non vi è necessità di alcun intervento. Se vi è superamento dei livelli di rischio tollerabili o delle CSR, il soggetto responsabile delle attività può:
 - decidere di intervenire direttamente sulle matrici suolo e acque sotterranee e chiudere la procedura;
 - verificare le criticità riscontrate mediante misure dirette dell'aria (indoor e/o outdoor) o del soil-gas.
- Se il soggetto responsabile delle attività di bonifica, a seguito del superamento dei livelli di rischio o di CSR in relazione al percorso di inalazione indoor/outdoor decide di effettuare campagne di indagine diretta, può selezionare una o entrambe le opzioni:
 - a) Misure di concentrazione su campioni di aria outdoor/indoor. Dopo aver verificato l'eventuale esistenza di valori di fondo di sostanze inquinanti in aria non correlabili alla contaminazione presente nelle matrici suolo e acque sotterranee, le concentrazioni misurate nell'aria indoor/outdoor vengono confrontate con le CSC(aria). Se le prime risultano inferiori alle seconde allora non è necessario procedere, altrimenti è necessario intervenire a mezzo di bonifica o di messa in sicurezza del sito.
 - b) Misure di concentrazione su campioni di soil-gas (naturalmente tale opzione è applicabile solo nel caso in cui sia possibile trascurare il rischio da inalazione di polveri). In tal caso, le concentrazioni misurate nel soil-gas

vengono confrontate, come primo screening, con le CSC(aria). Se le prime risultano inferiori alle seconde allora non è necessario alcun intervento. Qualora le concentrazioni misurate nel soil-gas superino i valori di CSC(aria), il proponente potrà operare il confronto con le CSC(soil-gas), calcolate applicando l'approccio sito-generico. Se le prime risultano inferiori alle seconde allora non è necessario procedere ad interventi, altrimenti è necessario intervenire a mezzo di bonifica o di messa in sicurezza del sito o, in alternativa, procedere al calcolo del fattore di attenuazione sito-specifico o al calcolo del rischio in modalità diretta a partire dalle concentrazioni misurate nel soil-gas.

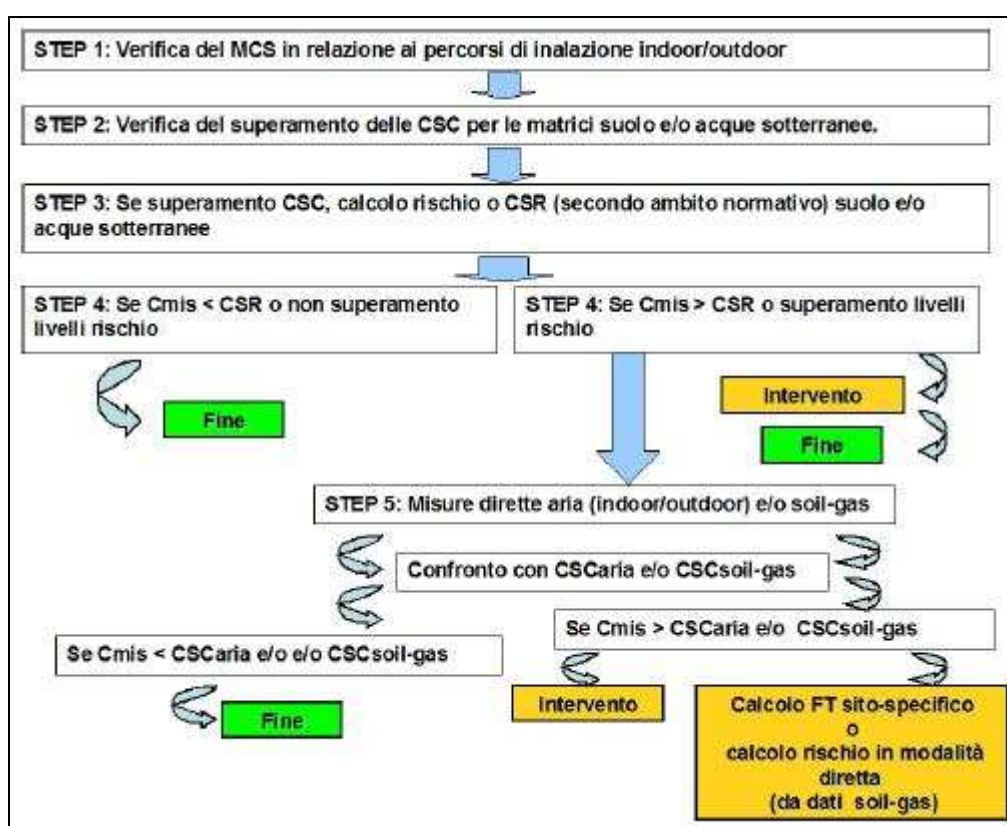


Fig. 10 – Diagramma di flusso generale della procedura

Nel caso di siti industriali/commerciali con attività in esercizio, così come definiti all'art.240, comma 1, lett. n) del D.Lgs. 152/06 e s.m.i., quindi oggetto di interventi di messa in sicurezza operativa (MISO), possono essere utilizzati, ai fini del confronto con le concentrazioni misurate in aria, i limiti di esposizione professionale.

6.1.1 Modello concettuale del sito

La ricostruzione del mondo reale (naturale e antropico), dei suoi elementi e delle interazioni tra di essi, tramite strumenti matematici, prende il nome di “modellizzazione”. Tale astrazione permette, partendo da una geometria reale e quindi complessa, di dare vita ad uno schema fisico teorico semplificato.

Nell’ambito della analisi di rischio sanitario (AdR) connesso alla contaminazione di un sito, il primo fondamentale ed indispensabile passo da compiere è l’individuazione del Modello Concettuale del Sito (MCS). La sua definizione comprende essenzialmente la ricostruzione dei caratteri delle tre componenti principali che costituiscono l’analisi di rischio: sorgente, trasporto, bersaglio.

1. Geometria e proprietà fisico-chimiche della sorgente di contaminazione

Il sito in oggetto è un deposito di prodotti petroliferi per autotrazione attivo.

Le potenziali fonti di contaminazione (sorgente primaria) sono:

- serbatoi e linee interrati di adduzione carburanti;
- attività specifiche di movimentazione dei prodotti petroliferi (carico delle cisterne, rifornimento agli autoveicoli, ecc.);
- condotte fognarie e pozzetti di raccolta delle acque di dilavamento del piazzale.

Le campagne di indagine ambientale effettuate nell’area hanno rilevato contaminazione da prodotti petroliferi per autotrazione nel sottosuolo. La contaminazione ha interessato sia la matrice ambientale solida che quella liquida.

Si considerano come sorgente secondaria la presenza di prodotti petroliferi adsorbiti ai terreni nell’intorno del parco serbatoi nel sottosuolo dell’area di servizio e la presenza di idrocarburi disciolti nelle acque. Al fine di delimitare la sorgente, si considera l’insieme di tutti i poligoni (nel caso di campionamento ragionato) o di tutte le celle (nel caso di campionamento sistematico) per cui c’è stato il superamento delle CSC per almeno un contaminante e che hanno continuità spaziale.

L’indagine idrogeologica ha consentito di definire l’estensione della contaminazione nelle due matrici del sottosuolo, suolo profondo e falda (vedi Figure 11 e 12).

Il fenomeno di volatilizzazione di vapori, indoor e outdoor, può coinvolgere un singolo comparto o tutti e tre i comparti (suolo superficiale, suolo profondo, falda) simultaneamente. In tal caso la volatilizzazione è legata alla presenza di specie chimiche volatili. Nel caso in esame i contaminanti che vengono monitorati sono:

- Idrocarburi totali ($C \leq 12$, $C > 12$);
- BTEX (Benzene, Toluene, Etilbenzene, Xileni);

- MTBE;
- Piombo;
- IPA (Idrocarburi policiclici aromatici).

Per gli idrocarburi totali, all'interno della Banca Dati ISS-ISPEL, si fa riferimento ad una diversa classificazione che prevede la suddivisione degli idrocarburi in due classi, alifatici ed aromatici, e, per ciascuna di esse, un'ulteriore suddivisione in sottoclassi. Per lavorare nella situazione più cautelativa si sono prese in considerazione le classi degli alifatici e degli aromatici più leggeri, cioè quelli caratterizzati da un valore della costante di Henry maggiore, quindi gli alifatici C9-C18 e gli aromatici C9-C10.

contaminanti	Numero CAS	Peso Molecolare [g/mole]	Solubilità [mg/litro]	Pressione di vapore [mm Hg]	Costante di Henry [adim.]	Koc/Kd [ml/g]	log Kow [adim.]
Alifatici C9-C18	-	170,00	0,01	0,11	69,00	6,80E+05	-
Aromatici C9-C10	-	120,00	51,00	2,20	0,33	1,78E+03	-
Benzene	71-43-2	78,10	1750	95,30	0,228	62	2,13
Toluene	108-88-3	92,10	526	30,00	0,272	140	2,75
Etilbenzene	100-41-4	106,20	169	10,00	0,323	204	3,14
p-xilene	106-42-3	106,20	185	8,78	0,314	311	3,13
MtBE	1634-04-4	88,15	48000	250,00	0,024	12	1,24
Piombo	7439-92-1	207,20	9581	7,28E-11	-	55	-
Aromatici policiclici							
Benzo(a)antracene	56-55-3	228,30	0,0094	4,55E-06	1,37E-04	3,58E+05	5,70
Benzo(a)pirene	50-32-8	252,30	0,00162	5,68E-04	4,63E-05	9,69E+05	6,11
Benzo(b)fluorantene	205-99-2	252,30	0,0015	6,67E-07	4,55E-03	1,23E+06	6,20
Benzo(g,h,i)perilene	191-24-2	276,30	0,0007	1,69E-07	3,00E-05	1,60E+06	6,51
Benzo(k)fluorantene	207-08-9	252,30	0,0008	3,09E-08	3,45E-05	1,23E+06	6,20
Crisene	218-01-9	228,30	0,0016	8,03E-07	3,88E-03	3,98E+05	5,70
Dibenzo(a,e)pirene	192-65-4	278,40	0,00249	6,87E-10	3,08E-06	1,66E+06	6,75
Dibenzo(a,h)pirene	189-64-0	278,40	0,00249	6,87E-10	3,08E-06	1,66E+06	6,75
Dibenzo(a,i)pirene	189-55-9	278,40	0,00249	6,87E-10	3,08E-06	1,66E+06	6,75
Dibenzo(a,l)pirene	191-30-0	278,40	0,00249	6,87E-10	3,08E-06	1,66E+06	6,75
Dibenzopireni	-	278,40	0,00249	6,87E-10	3,08E-06	1,66E+06	6,75
Dibenzo(a,h)antracene	53-70-3	278,40	0,00249	6,87E-10	6,03E-07	1,79E+06	6,69
Indenopirene	193-39-5	276,30	0,000022	1,00E-09	6,56E-05	3,47E+06	6,65
Pirene	129-00-0	202,30	0,135	8,39E-05	4,51E-04	6,80E+04	5,11

Tab. 10 – Caratteristiche dei contaminanti monitorati

Si può osservare dalla tabella precedente che tanto più il coefficiente di ripartizione carbonio organico - acqua (k_{oc}) è basso, tanto più la sostanza è mobile. Infatti il k_{oc} rappresenta quanto il contaminante tende ad adsorbirsi, a legarsi al terreno.

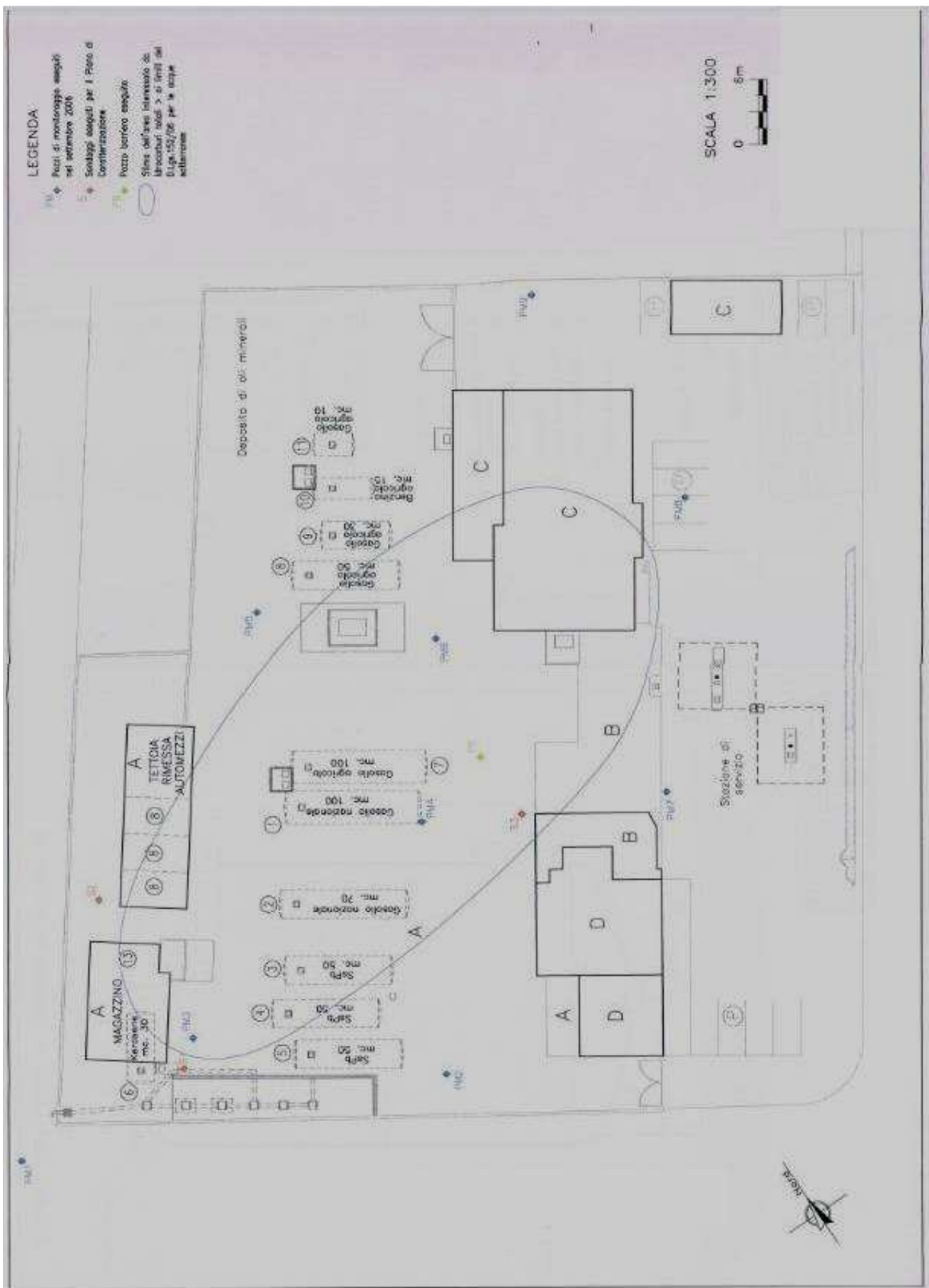


Fig. 12 – Distribuzione della contaminazione disciolta nelle acque sotterranee (settembre 2006)

2. Vie di migrazione

La diffusione della contaminazione dalla sorgente secondaria ad eventuali bersagli può avvenire attraverso i seguenti meccanismi di rilascio:

- rilascio della frazione idrosolubile degli idrocarburi nelle acque sotterranee e successiva migrazione verso corpi idrici superficiali;
- rilascio della frazione volatile per fenomeni di volatilizzazione nella zona insatura degli idrocarburi presenti nelle acque sotterranee e nel terreno saturo.

Per quanto riguarda il rilascio della frazione organica idrosolubile, sono stati individuati due meccanismi principali:

- 1) lisciviazione: il fenomeno di rilascio è causato dalle acque meteoriche che, infiltrandosi nel terreno, attraversano lo strato contenente la contaminazione, si caricano della parte idrosolubile degli idrocarburi presenti e li trasportano nell'acquifero superficiale;
- 2) rilascio per contatto diretto: a causa della fluttuazione della superficie piezometrica, lo strato contaminato si trova talvolta a contatto diretto con l'acqua della falda superficiale, determinando un rilascio della frazione idrosolubile degli idrocarburi.

Sulla base delle caratteristiche stratigrafiche ed idrogeologiche del sito, si ritiene che il principale percorso di diffusione della contaminazione attivo sia costituito dal potenziale trasporto a valle del sito degli idrocarburi disciolti nelle acque sotterranee legato al naturale deflusso della falda e ai meccanismi di diffusione molecolare da zone ad alta concentrazione verso zone a bassa concentrazione.

Tramite il sistema di contenimento del *Pump&Treat* adottato in sito, può essere escluso il trasporto in falda come percorso di migrazione dei contaminanti perché questa tecnologia garantisce l'interruzione della migrazione a valle del pennacchio inquinante.

Perciò i meccanismi di trasporto di vapori sono la volatilizzazione, la percolazione e la diluizione in falda, il trasporto e la dispersione in falda, che comportano una dispersione in aria (outdoor) e un accumulo in ambienti confinati (indoor).

3. Bersagli della contaminazione

Il rischio di inalazione di vapori in ambienti aperti e confinati si può presentare sia on-site, ossia in corrispondenza della sorgente di contaminazione, sia off-site, nel caso di contaminazione della falda idrica a valle idrogeologica della sorgente stessa.

Il documento [British Columbia, 2009] suggerisce di limitare l'area di indagine su suoli e/o falde acquifere compresi in un raggio di 30 m dalla sorgente di contaminazione.

Il rischio di inalazione si presenta nel caso in cui siano presenti edifici a scopo residenziale, commerciale o industriale. Il documento [USEPA, 2002] suggerisce di porre particolare attenzione agli edifici compresi, lateralmente e/o verticalmente, nel raggio di 30 m dalla sorgente di contaminazione. Per sostanze biodegradabili (es: BTEX) la distanza può essere ridotta a 10 m.

Il rischio di inalazione di polveri in ambienti aperti e confinati è da considerarsi solo nel caso in cui il bersaglio sia presente in corrispondenza della sorgente di contaminazione.

6.1.2 Limiti di esposizione professionale

Nel caso in cui gli interventi previsti sul sito riguardano una messa in sicurezza operativa (MISO), è possibile gestire il rischio da inalazione di vapori e polveri seguendo una procedura semplificativa.

Secondo l'art. 240 del D.Lgs. 152/06 e s.m.i., la messa in sicurezza operativa rappresenta *“l'insieme degli interventi eseguiti in un sito con attività in esercizio atti a garantire un adeguato livello di sicurezza per le persone e per l'ambiente, in attesa di ulteriori interventi di messa in sicurezza permanente o bonifica da realizzarsi alla cessazione dell'attività”*.

Considerando lo stato di transitorietà e dunque la durata limitata dell'esposizione, si ritiene che in tal caso si possano ragionevolmente utilizzare i limiti di esposizione professionale (Occupational Exposure Limits – OELs) come limiti di concentrazione da porre a confronto con i dati ottenuti dai campionamenti.

Il limite di esposizione professionale rappresenta il livello di esposizione di riferimento con cui confrontare i valori di concentrazione di esposizione personale misurati all'interno degli ambienti di lavoro. Tali valori limite indicano i livelli di esposizione superati i quali occorre adottare delle misure correttive, ai fini della salvaguardia della salute e della sicurezza dei lavoratori. Il valore limite di esposizione è quantitativamente determinato.

A livello europeo esistono numerose liste di valori limite; in Italia si fa riferimento al D.Lgs. 81/2008 *“Testo unico in materia di salute e sicurezza nei luoghi di lavoro”* e

s.m.i. (D.Lgs. 106/2009), e per gli agenti non compresi negli allegati di tali decreti si fa riferimento generalmente ai TLVs dell'ACGIH (American Conference of Governmental Industrial Hygienists).

I valori limite di esposizione professionale non derivano da stime quantitative del rischio a differenti livelli di esposizione, ma sono basati su valutazioni tossicologiche, normative e modalità di applicazione differenti.

Nel caso in esame le specie chimiche da monitorare per la volatilizzazione sono:

- Aromatici (Benzene, Toluene, Etilbenzene, Xileni);
- Idrocarburi (espressi come n-esano);
- MtBE.

Non si sono considerati i contaminanti IPA ed il piombo poiché dalle analisi effettuate le concentrazioni erano tutte al di sotto del limite normativo.

Si riporta di seguito la tabella con i valori limite di esposizione professionale relativi a ciascuna specie chimica, valori reperibili nell'Allegato XXXVIII (riferito genericamente agli agenti chimici) e nell'Allegato XLIII (riferito specificatamente agli agenti cancerogeni e mutageni) del D.Lgs. 81/2008. Il valore limite riferito all'MtBE, sostanza non compresa tra gli agenti presenti negli allegati del D.Lgs. 81/2008, fa riferimento alla lista European Union.

I valori OELs sono misurati e calcolati rispetto ad un periodo di riferimento di 8 ore, come media ponderata.

SPECIE CHIMICA	Numero CAS	Valori limite di esposizione professionale (mg/m ³)
Aromatici		
Benzene	71-43-2	3,25
Toluene	108-88-3	192
Etilbenzene	100-41-4	442
Xileni	1330-20-7	221
Idrocarburi		
n-esano	110-54-3	72
Altre sostanze		
MtBE	1634-04-4	183,5

Tab. 11 – Valori limite di esposizione professionale

Da uno studio effettuato è emerso che, dal confronto tra i valori TLV e CSC(aria), i TLV risultano molto meno conservativi rispetto alle CSC(aria), le quali risultano inferiori ai limiti di esposizione professionale; le differenze maggiori sono riferibili alle sostanze cancerogene (es. benzene).

6.1.3 Confronto con gli OELs

Per procedere con la valutazione del rischio bisogna confrontare i dati ottenuti dai campionamenti indoor/outdoor con i limiti di esposizione professionale (OELs).

Il personale dell'azienda Petroltecnica S.p.A. ha effettuato le misurazioni delle sostanze organiche volatili (COV) tramite fotoionizzatore portatile (PID). I rilievi periodicamente effettuati in corrispondenza degli impianti elettrici e fognari, dell'impianto di messa a terra, dei tombini di raccolta delle acque non hanno evidenziato la presenza di valori significativi di vapori organici.

Allo scopo di valutazione aggiuntiva per un'ipotetica dismissione futura degli impianti per uno studio di impatto in aria, si è proceduto con il calcolo della stima dei valori di concentrazione dovuti alla volatilizzazione dei contaminanti presenti nel suolo profondo ed in falda.

6.1.4 Stima dei valori di concentrazione dei contaminanti per volatilizzazione da suolo profondo e falda

Sorgente di contaminazione

Per sorgente secondaria di contaminazione si intende il volume di suolo o sottosuolo interessato dalla presenza di contaminanti in concentrazione superiore ai valori di riferimento indicati dalla normativa vigente, in funzione della destinazione d'uso del sito. Ai fini dell'applicazione della procedura di analisi di rischio, tale volume deve essere schematizzato come un parallelepipedo.

Il criterio da seguire per la definizione dell'estensione superficiale (lunghezza e larghezza) della sorgente fa riferimento ad un campionamento effettuato secondo una disposizione a griglia. Tale estensione superficiale è individuata dall'area delimitata

dalle maglie più esterne contenenti almeno un punto di campionamento con concentrazione di almeno un contaminante superiore ai valori di riferimento indicati dalla normativa vigente.

Il criterio da seguire per la definizione dell'estensione verticale (spessore) della sorgente consiste nel porre tale estensione pari alla differenza tra la minima e massima quota, rispetto al piano campagna, alla quale è stata riscontrata concentrazione di almeno un contaminante superiore ai valori di riferimento indicati dalla normativa vigente o ai limiti proposti da ISS.

Nel caso in esame si è ipotizzato, sulla base delle analisi stratigrafiche, un terreno di tipo medio sabbioso (Sandy Loam o SL).

La profondità media della falda è stata stimata a 8,3 m dal piano campagna ed il terreno impermeabile a 15 m dal piano campagna (massima profondità indagata).

Dalle analisi chimiche effettuate sui campioni di terreno e delle acque sotterranee è stato possibile risalire alla profondità minima di contaminazione ed è risultata essere pari a 4 m dal piano campagna, che verrà considerata il top della sorgente ai fini della volatilizzazione.

Si riportano di seguito i parametri relativi alla geometria della zona insatura di suolo, della zona satura di suolo e della sorgente di contaminazione (in zona insatura ed in zona satura).

Geometria zona insatura di suolo

- L_{GW} (m): distanza tra il piano campagna e la superficie piezometrica dell'acquifero. È il livello piezometrico dell'acquifero. $L_{GW} = 8,3$ m;
- h_{cap} (m): spessore frangia capillare [doc. APAT *Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*, Tab. 3.1-2]. $h_{cap} = 0,25$ m;
- h_v (m): spessore zona insatura. $h_v = L_{GW} - h_{cap} = 8,05$ m;
- d (m): spessore suolo superficiale. $d = 1$ m.

Geometria zona satura di suolo

- d_a (m): spessore acquifero. È la distanza tra la quota piezometrica (s.l.m.) e la quota dello strato impermeabile (s.l.m.). $d_a = 15 - 8,3 = 6,7$ m.

Geometria della sorgente di contaminazione in zona insatura

In particolare, si fa riferimento all'estensione della sorgente rispetto alla direzione del flusso di falda e alla direzione principale del vento.

Nel caso in esame si sono considerate la direzione locale di deflusso SudOvest-NordEst e la direzione principale del vento NordEst (diagramma anemologico successivo).

- W (m): estensione della sorgente in direzione parallela alla direzione del flusso di falda, coincide con la massima estensione di suolo insaturo contaminato. $W = 70$ m;
- S_w (m): estensione della sorgente in direzione ortogonale alla direzione del flusso di falda. $S_w = 38$ m;
- W' (m): estensione della sorgente in direzione parallela alla direzione del vento, coincide con la massima estensione di suolo insaturo contaminato. $W' = 70$ m;
- S_w' (m): estensione della sorgente in direzione ortogonale alla direzione del vento. $S_w' = 38$ m;
- L_s (m): profondità del top della sorgente rispetto al piano campagna. $L_s = 4$ m;
- L_f (m): profondità della base della sorgente rispetto al piano campagna. $L_f = L_{GW} = 8,3$ m;
- d (m): spessore della sorgente nel suolo superficiale. $d = 0$ m;
- d_s (m): spessore della sorgente nel suolo profondo. $d_s = L_f - L_s = 4,3$ m;
- L_F (m): soggiacenza acquifero rispetto al top della sorgente. $L_F = L_{GW} - L_s = 4,3$ m;
- A (m²): area della sorgente rispetto alla direzione del flusso di falda. $A = W \times S_w = 70 \times 38 = 2660$ m²;
- A' (m²): area della sorgente rispetto alla direzione principale del vento. $A' = W' \times S_w' = 70 \times 38 = 2660$ m².

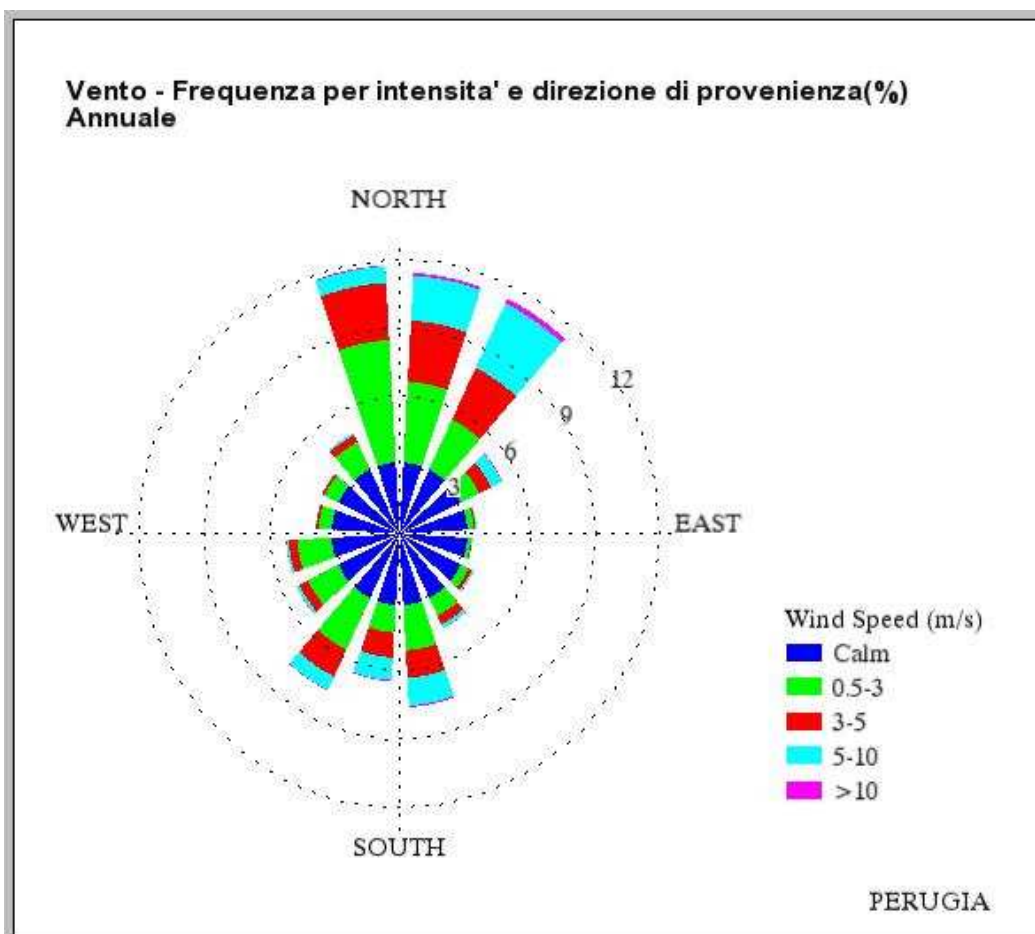


Fig. 13 – Diagramma anemologico (Rete Sinottica Perugia)

DATA	vento medio	num. Dati
2000		
2001		
2002		
2003		
2004	2,6	301
2005		
2006	2,5	346
2007	2,6	365
2008	2,5	329
2009		
2010		
2011		

Tab. 12 – Serie temporali vento medio (Rete UCEA-RAN Marsciano)

Geometria della sorgente di contaminazione in zona satura

La definizione della geometria della sorgente in zona satura viene effettuata sulla base delle risultanze analitiche relative alle acque sotterranee campionate nei piezometri realizzati nel sito. La sorgente viene individuata attraverso la massima estensione del plume di contaminazione in falda determinato a partire dai punti di campionamento delle acque che superano i valori di riferimento indicati dalla normativa vigente.

- W (m): estensione della sorgente in direzione parallela alla direzione del flusso di falda. $W = 63$ m;
- S_w (m): estensione della sorgente in direzione ortogonale alla direzione del flusso di falda. $S_w = 29$ m;
- A (m^2): area della sorgente rispetto alla direzione del flusso di falda. $A = W \times S_w = 63 \times 29 = 1827$ m^2 ;
- δ_{gw} (m): spessore zona di miscelazione; è la distanza tra la superficie piezometrica e il punto più basso della falda con $C > CSC$;
- W' (m): estensione della sorgente in direzione parallela alla direzione del vento. $W' = 63$ m;
- S_w' (m): estensione della sorgente in direzione ortogonale alla direzione del vento. $S_w' = 29$ m;
- A' (m^2): area della sorgente rispetto alla direzione principale del vento. $A' = W' \times S_w' = 63 \times 29 = 1827$ m^2 .

Il punto di criticità principale in questo tipo di analisi è dunque la scelta dei campioni e l'utilizzazione di algoritmi tali da arrivare a valori che risultino rappresentativi e scientificamente attendibili.

L'applicazione dell'analisi di rischio richiede l'individuazione di un unico valore di concentrazione rappresentativa in corrispondenza ad ogni sorgente secondaria di contaminazione (suolo superficiale, suolo profondo e falda).

Poiché l'ampiezza del data-set è ridotta, ovvero per ogni data-set (suolo superficiale, suolo profondo, falda) il numero di dati a disposizione è inferiore a 10, in accordo con il principio di massima conservatività, si pone la concentrazione rappresentativa alla sorgente coincidente con il valore di concentrazione massimo analiticamente determinato ($C_{rs} = C_{max}$).

Concentrazione rappresentativa suolo profondo

Contaminante	Concentrazione (mg/kg _{ss})
Idrocarburi totali	4693
Benzene	64
Toluene	367
Etilbenzene	154
p-xilene	472
MtBE	0,6

Concentrazione rappresentativa acquifero

Contaminante	Concentrazione (µg/l)
Idrocarburi totali	1100267
Benzene	14566
Toluene	23339
Etilbenzene	3788
p-xilene	13420
MtBE	72222

Comparti ambientali

Per il calcolo dei fattori di trasporto e, quindi, per stimare la concentrazione della specie chimica in corrispondenza del bersaglio, nota quella alla sorgente, è indispensabile determinare le caratteristiche fisiche dei comparti ambientali coinvolti: suolo insaturo (superficiale e profondo), suolo saturo, aria outdoor ed aria indoor.

Ai fini dell'elaborazione dell'analisi di rischio ai sensi del D.Lgs. 152/06, occorre individuare tutti i parametri sito-specifici. Il miglior criterio per l'individuazione dei parametri del sito è quello di effettuare misure dirette. Nel caso in cui queste non siano disponibili, si possono utilizzare, se disponibili, dati storici derivanti da bibliografia

relativa a studi precedentemente condotti sull'area in esame, oppure, in assenza di dati storici, vanno applicati i criteri di stima indiretta.

Si riportano di seguito i parametri del terreno in zona insatura, in zona satura ed i parametri degli ambienti aperti.

Parametri del terreno zona insatura

- ρ_s (g/cm³): densità del suolo. $\rho_s = 1,7$ g/cm³;
- ϕ_{tot} (adim.): porosità totale. $\phi_{tot} = 0,41$ [doc. APAT *Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*, Tab. 3.2-6];
- ϕ_w (adim.): contenuto volumetrico d'acqua. $\phi_w = 0,2$ [doc. APAT *Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*, Tab. 3.2-6];
- ϕ_a (adim.): contenuto volumetrico d'aria. $\phi_a = \phi_{tot} - \phi_w = 0,41 - 0,2 = 0,21$;
- $\phi_{a, cap}$ (adim.): contenuto volumetrico d'aria nella frangia capillare. $\phi_{a, cap} = 0,057$ [doc. APAT *Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*, Tab. 3.2-7];
- $\phi_{w, cap}$ (adim.): contenuto volumetrico di acqua nella frangia capillare. $\phi_{w, cap} = 0,288$ [doc. APAT *Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*, Tab. 3.2-7];
- f_{oc} (adim.): frazione di carbonio organico. $f_{oc} = 0,01$ (da default);
- K (cm/d): conducibilità idraulica. $K = 5,51 \times 10^{-6}$ m/s = 47,6 cm/d.

Parametri del terreno zona satura

- v (cm/anno): velocità di Darcy. $v = K \times i = 17374 \times 0,009 = 156,4$ cm/anno;
- v_e (cm/anno): velocità effettiva dell'acqua. $v_e = v/\phi_e = 453,3$ cm/anno;
- K (cm/anno): conducibilità idraulica. $K = 17374$ cm/anno;
- i (adim.): gradiente idraulico. $i = 0,009$;
- ϕ_{tot} (adim.): porosità totale. $\phi_{tot} = 0,41$ [doc. APAT *Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*, Tab. 3.2-6];
- ϕ_e (adim.): porosità effettiva. $\phi_e = 0,345$ [doc. APAT *Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*, Tab. 3.2-6];

- f_{oc} (adim.): frazione di carbonio organico. $f_{oc} = 0,001$ (da default).

Parametri degli ambienti aperti

Considerando la direzione principale del vento NordEst:

- δ_{air} (m): altezza zona di miscelazione. $\delta_{air} = 2$ m;
- W' (m): estensione della sorgente in direzione parallela alla direzione del vento. $W' = 63$ m;
- S_w' (m): estensione della sorgente in direzione ortogonale alla direzione del vento. $S_w' = 29$ m;
- A' (m²): area della sorgente rispetto alla direzione principale del vento. $A' = 63 \times 29 = 1827$ m²;
- u_{air} (m/s): velocità del vento. $u_{air} = 2,5$ m/s;
- τ (s): tempo medio di durata dei flussi di vapore; coincide con la durata di esposizione (ED). La durata di esposizione in ambito *Industriale* è di 25 anni sia per le sostanze cancerogene sia per quelle non cancerogene.

Stima dei fattori di trasporto

I fattori di trasporto intervengono nelle valutazioni delle esposizioni indirette, ovvero laddove eventuali contaminanti possono raggiungere i bersagli solo attraverso la migrazione dal comparto ambientale sorgente della contaminazione.

Assegnata la concentrazione alla sorgente, si calcola la concentrazione al punto di esposizione attraverso la seguente relazione: $C_{poe} = FT \cdot C_s$

dove con FT viene indicato il fattore di trasporto, che tiene conto dei fenomeni di attenuazione che intervengono durante la migrazione dei contaminanti.

Nel caso in esame si analizza in maniera più articolata e dettagliata la volatilizzazione in aria outdoor (ambienti aperti). Si valuterà:

- VF_{samb} = fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo profondo;
- VF_{wamb} = fattore di volatilizzazione di vapori outdoor da falda.

In generale, le principali assunzioni, su cui si basano le equazioni seguenti sono:

- la concentrazione degli inquinanti è uniformemente distribuita nel suolo ed è costante per tutto il periodo di esposizione;
- terreno omogeneo e isotropo;

- non si considerano fenomeni di biodegradazione o meccanismi di degradazione/trasformazione delle sostanze inquinanti nel suolo, in soluzione nell'acqua o in fase vapore.

La scelta di utilizzare modelli analitici per la stima dei fattori di trasporto delle specie chimiche contaminanti attraverso i diversi comparti ambientali comporta un'estrema semplificazione del modello concettuale del sito e quindi l'utilizzo di un numero ridotto di parametri caratteristici dello stesso. In generale, l'applicazione di modelli analitici comporta la :

- semplificazione della geometria del sito;
- semplificazione delle proprietà fisiche del comparto ambientale attraverso cui avviene la migrazione (es. ipotesi di omogeneità);
- definizione semplificata della geologia e della idrogeologia del sito;
- indipendenza dei parametri di input rispetto alla variabile tempo;
- rappresentazione semplificata dei meccanismi di trasporto e dispersione.

Tali incertezze insite nell'uso di modelli analitici sono compensate dalla conservatività sia delle equazioni di *fate and transport* sia dei parametri inseriti quali input.

I principali vantaggi dei modelli analitici riguardano la semplicità di implementazione e di applicazione, la necessità di inserire in input un numero limitato di parametri, la loro stabilità numerica e la conservatività degli output. Una importante limitazione dei modelli analitici è che, in alcuni casi, sono talmente semplificati al punto da trascurare importanti aspetti del sistema ambientale reale. In sintesi, le principali limitazioni riguardano:

- l'impossibilità di rappresentare le proprietà di un mezzo eterogeneo;
- l'impossibilità di tener conto delle variabilità temporali dei fenomeni simulati;
- l'incapacità di tener conto della presenza di sorgenti di contaminazioni multiple;
- l'impossibilità di tener conto delle irregolarità legate alla geometria del sito e alla sorgente di contaminazione.

Per quanto riguarda la volatilizzazione in aria outdoor, vengono presi in esame i fattori di trasporto legati alla volatilità del contaminante che, presente nel suolo o nella falda, può in parte trovarsi in fase vapore e migrare verso la superficie.

Poiché non risulta essere presente contaminazione nel suolo superficiale (compreso tra il piano campagna e 1 m di profondità), verrà analizzata la volatilizzazione di vapori outdoor da suolo profondo e da falda.

Il fenomeno di **volatilizzazione di vapori outdoor da suolo profondo** (SP) in ambienti aperti è un processo secondo il quale le specie chimiche volatili presenti nel suolo profondo migrano verso la superficie del terreno ed inoltre si rimescolano con l'aria della zona posta al di sopra della sorgente contaminante.

Per la stima del fattore di volatilizzazione da suolo profondo in ambienti aperti, si adotta l'equazione $VF_{samb}(1)$.

$$VF_{samb}(1) = \frac{H \cdot \rho_{as}}{(\phi_w + k_d \cdot \rho_{as} + H \cdot \phi_a) \cdot \left(1 + \frac{u_{air} \cdot \delta_{air} \cdot L_s}{D_s^{eff} \cdot W'}\right)} \cdot 10^3$$

$$\text{Con } D_s^{eff} = D_a \cdot \frac{\phi_a^{3,33}}{\phi_e^2} + \frac{D_w}{H} \cdot \frac{\phi_w^{3,33}}{\phi_e^2}$$

Laddove il fattore di trasporto calcolato con la formula precedentemente descritta sia maggiore del bilancio di massa si assume come valore di volatilizzazione quest'ultimo.

Il bilancio di massa è definito:

$$VF_{samb}(2) = \frac{W' \cdot \rho_{as} \cdot d_s}{u_{air} \cdot \delta_{air} \cdot \tau} \cdot 10^3$$

L'equazione $VF_{samb}(1)$ tiene conto della geometria della sorgente di contaminazione nel suolo profondo (estensione W e profondità dal piano campagna L_s), delle caratteristiche della zona di esposizione, della partizione dell'inquinante nelle tre fasi costituenti il terreno (solida, liquida, gassosa) e della diffusività effettiva nel suolo.

L'equazione $VF_{samb}(2)$ è un bilancio di massa e non considera le caratteristiche proprie dell'inquinante.

Il Manuale Unichim n. 196/01 propone l'applicazione della $VF_{samb}(1)$ per i composti poco volatili e l'applicazione della $VF_{samb}(2)$ per quelli molto volatili (es. cloruro di vinile, benzene, tricloroetilene). Tale scelta si giustifica ritenendo che l'equazione $VF_{samb}(1)$ fornisca, per i composti volatili, valori di VF_{samb} troppo alti e quindi troppo conservativi.

Si ritiene opportuno selezionare infatti, tra le equazioni $VF_{samb}(1)$ e $VF_{samb}(2)$, quella che restituisce il valore minore.

Il fenomeno di **volatilizzazione di vapori outdoor da falda** (GW) in ambienti aperti è un processo secondo il quale le specie chimiche volatili, presenti in soluzione nelle acque di falda, migrano, sotto forma di vapori, verso la superficie del terreno, dove si mescolano con l'aria della zona sovrastante la sorgente contaminata.

L'equazione per la stima del fattore di volatilizzazione da falda in ambienti aperti è la seguente:

$$VF_{wamb} = \frac{H}{1 + \frac{u_{air} \cdot \delta_{air} \cdot L_{GW}}{D_{ws}^{eff} \cdot W'}} \cdot 10^3$$

Il coefficiente di diffusione viene espresso in funzione delle caratteristiche della frangia capillare e della zona insatura attraverso la seguente equazione:

$$D_{ws}^{eff} = (h_{cap} + h_v) \cdot \left(\frac{h_{cap}}{D_{cap}^{eff}} + \frac{h_v}{D_s^{eff}} \right)^{-1}$$

$$D_{cap}^{eff} = D_a \cdot \frac{\phi_{a,cap}^{3,33}}{\phi_e^2} + \frac{D_w}{H} \cdot \frac{\phi_{w,cap}^{3,33}}{\phi_e^2}$$

è il coefficiente di diffusione effettiva nella frangia capillare.

Ricordando che la densità apparente del secco si misura con la seguente espressione:

$$\rho_{as} = \rho_s \cdot (1 - \phi_{tot})$$

Mentre k_d è il coefficiente di ripartizione solido-liquido; misura la naturale tendenza di ciascun contaminante a ripartirsi tra la fase solida e la fase liquida. Si può considerare dipendente dalla sola frazione di carbonio organico contenuto nel terreno (f_{oc}):

$$k_{d,i} = f_{oc} \cdot k_{oc,i}$$

I contaminanti organici tendono ad adsorbirsi sulla componente organica del terreno, quindi è importante conoscere foc per valutare la distribuzione del contaminante sul terreno. I valori di foc sono piuttosto variabili: se nell'ordine dei % si tratta di terreni superficiali, nell'ordine dei ‰ invece si ha a che fare con terreni profondi o acquiferi.

Utilizzando i dati riportati di seguito, rispettivamente per il calcolo della volatilizzazione di vapori outdoor da suolo profondo (Tab. 13) e da falda (Tab. 14):

ρ_s (g/cm ³)	1,7
foc	0,01
ρ_{as} (g/cm ³)	1,003
ϕ_{tot}	0,41
ϕ_w	0,2
ϕ_a	0,21
ϕ_e	0,345
u_{air} (m/s)	2,5
δ_{air} (m)	2
L_s (m)	4
W' (m)	70
d_s (m)	4,3
τ (anni)	25
τ (s)	788400000

Tab. 13 – Parametri inseriti per il calcolo di VFsamb(1) e VFsamb(2)

L_{GW} (m)	8,3
W' (m)	63
h_{cap} (m)	0,25
h_v (m)	8,05
$\phi_{a,cap}$	0,057
$\phi_{w,cap}$	0,288

Tab. 14 – Parametri inseriti per il calcolo di VFWamb

Si sono ottenuti i seguenti risultati:

contaminanti	Numero CAS	Peso Molecolare [g/mole]	Solubilità [mg/litro]	Pressione di vapore [mm Hg]	Costante di Henry [adim.]	Koc/Kd [ml/g]	log Kow [adim.]
alifatici C9-C18	-	170,00	0,01	0,11	69,00	6,80E+05	-
aromatici C9-C10	-	120,00	51,00	2,20	0,33	1,78E+03	-
benzene	71-43-2	78,10	1750	95,30	0,228	62	2,13
toluene	108-88-3	92,10	526	30,00	0,272	140	2,75
etilbenzene	100-41-4	106,20	169	10,00	0,323	204	3,14
p-xilene	106-42-3	106,20	185	8,78	0,314	311	3,13
MtBE	1634-04-4	88,15	48000	250,00	0,024	12	1,24

contaminanti	Coeff. Diff. Aria [cm ² /sec]	Coeff. Diff. Acqua [cm ² /sec]	Ds,eff (cm ² /s)	kd (ml/g)	VF _{samb} (1)
alifatici C9-C18	0,07	5,00E-06	0,0032542	6800	1,153E-05
aromatici C9-C10	0,07	1,00E-05	0,0032554	17,78	2,083E-05
benzene	0,0880	9,80E-06	0,0040927	0,62	3,766E-04
toluene	0,0870	8,60E-06	0,0040458	1,4	2,325E-04
etilbenzene	0,0750	7,80E-06	0,0034876	2,04	1,709E-04
p-xilene	0,0769	8,44E-06	0,0035761	3,11	1,16E-04
MtBE	0,0800	9,41E-05	0,0038741	0,12	1,00E-04
					VF _{samb} (2)
					7,659E-05

Tab. 15 – Risultati del calcolo empirico di VF_{samb}

contaminanti	Numero CAS	Peso Molecolare [g/mole]	Solubilità [mg/litro]	Pressione di vapore [mm Hg]	Costante di Henry [adim.]	Koc/Kd [ml/g]	log Kow [adim.]
alifatici C9-C18	-	170,00	0,01	0,11	69,00	6,80E+05	-
aromatici C9-C10	-	120,00	51,00	2,20	0,33	1,78E+03	-
benzene	71-43-2	78,10	1750	95,30	0,228	62	2,13
toluene	108-88-3	92,10	526	30,00	0,272	140	2,75
etilbenzene	100-41-4	106,20	169	10,00	0,323	204	3,14
p-xilene	106-42-3	106,20	185	8,78	0,314	311	3,13
MtBE	1634-04-4	88,15	48000	250,00	0,024	12	1,24

contaminanti	Coeff. Diff. Aria [cm ² /sec]	Coeff. Diff. Acqua [cm ² /sec]	Ds,eff (cm ² /s)	Dcap,eff (cm ² /s)	Dws,eff (cm ² /s)	VFwamb
alifatici C9-C18	0,07	5,00E-06	0,0032542	4,23E-05	0,0009905	1,04E-02
aromatici C9-C10	0,07	1,00E-05	0,0032554	4,64E-05	0,0010551	5,2857E-05
benzene	0,0880	9,80E-06	0,0040927	5,89E-05	0,0013366	4,6261E-05
toluene	0,0870	8,60E-06	0,0040458	5,68E-05	0,0012987	5,3626E-05
etilbenzene	0,0750	7,80E-06	0,0034876	4,86E-05	0,001113	5,4577E-05
p-xilene	0,0769	8,44E-06	0,0035761	5,01E-05	0,0011457	5,4613E-05
MtBE	0,0800	9,41E-05	0,0038741	0,00057	0,0032984	1,2017E-05

Tab. 16 – Risultati del calcolo empirico di VFwamb

contaminanti	VF samb(1)	VF samb(2)	contaminanti	VFwamb
alifatici C9-C18	1,153E-05	7,659E-05	alifatici C9-C18	1,04E-02
aromatici C9-C10	2,083E-05		aromatici C9-C10	5,2857E-05
benzene	3,766E-04		benzene	4,6261E-05
toluene	2,325E-04		toluene	5,3626E-05
etilbenzene	1,709E-04		etilbenzene	5,4577E-05
p-xilene	1,16E-04		p-xilene	5,4613E-05
MtBE	1,00E-04		MtBE	1,2017E-05

Tab. 17 – Riassunto dei risultati del calcolo empirico di VF samb e VFwamb

Tali risultati sono stati confrontati con quelli ottenuti dall'elaborazione dei dati tramite il software del Dipartimento di Ingegneria Chimica, Mineraria e delle Tecnologie Ambientali (DICMA) “*RBCA TOOL KIT for Chemical Releases*”, come riportato in Appendice A.

Per quanto riguarda il fenomeno di volatilizzazione di vapori outdoor da suolo profondo, si nota che il fattore di trasporto calcolato empiricamente risulta maggiore del bilancio di massa per tutti i composti, ad esclusione delle due classi di idrocarburi. In questi casi si dovrà quindi utilizzare come fattore di trasporto il valore ottenuto dal bilancio di massa (VF samb(2)).

Per gli alifatici e gli aromatici invece si può utilizzare come fattore di trasporto VF samb(1).

Calcolo della concentrazione nel punto di esposizione

La concentrazione al punto di esposizione C_{poe} si ottiene attraverso la seguente relazione: $C_{poe} = FT \cdot C_s$, dove FT è il fattore di trasporto appena calcolato e C_s è la concentrazione alla sorgente. Si ottengono i seguenti risultati:

contaminanti	Cs (mg/kgss)	FT	Cpoe (mg/kgss)
alifatici C9-C18	4693,1	1,15E-05	0,054
aromatici C9-C10	4693,1	2,08E-05	0,098
benzene	64,40	7,66E-05	0,005
toluene	367,1	7,66E-05	0,028
etilbenzene	153,8	7,66E-05	0,012
p-xilene	472,0	7,66E-05	0,036
MtBE	0,6	7,66E-05	4,6E-05

Tab. 18 – Risultati del calcolo empirico di Cpoe da suolo profondo

contaminanti	Cs ($\mu\text{g/l}$)	FT	Cpoe ($\mu\text{g/l}$)
alifatici C9-C18	1100267	1,15E-02	12683,2
aromatici C9-C10	1100267	5,87E-05	64,62
benzene	14566	5,14E-05	0,749
toluene	23339	5,96E-05	1,391
etilbenzene	3788	6,06E-05	0,230
p-xilene	13420	6,07E-05	0,814
MtBE	72222	1,34E-05	0,964

Tab. 19 – Risultati del calcolo empirico di Cpoe da falda

Calcolo del rischio

Il calcolo del rischio per la salute umana associato ad una singola specie chimica inquinante e ad una specifica modalità di esposizione si differenzia a seconda della tipologia degli effetti (cancerogeni e/o tossici) che la sostanza in oggetto può avere sull'uomo.

In particolare, nel caso di effetti cancerogeni (es. benzene), il rischio è direttamente proporzionale allo *Slope Factor*, che indica la probabilità di casi incrementali di tumore nella vita per unità di dose, e al periodo di esposizione pari a 70 anni.

Nel caso di effetti tossici, non cancerogeni, l'*Hazard Quotient* (HQ) è pari al rapporto tra il periodo di esposizione e la *Reference Dose* (RfD), che è la stima dell'esposizione media giornaliera che non produce effetti avversi apprezzabili sull'organismo umano durante il corso della vita.

Il calcolo del rischio per la salute umana associato a più specie chimiche inquinanti e a una o più modalità di esposizione (rischio cumulativo) è il seguente: $R_T = \sum R_i$ e $HQ_T = \sum HQ_i$.

Come proposto da ISS e riportato nel D.Lgs. 04/08, i valori di rischio considerati tollerabili per le sostanze cancerogene sono $TR=10^{-6}$ come valore individuale e $TR_{CUM}=10^{-5}$ come valore cumulativo. Nel caso di Indice di Pericolo (HQ), sia individuale sia cumulativo, il limite è pari all'unità.

Si riportano i risultati ottenuti mediante elaborazione del software RBCA Tool Kit; si evidenziano i valori dell'esposizione totale legati all'inalazione di vapori per falda e suolo profondo ed i valori del rischio associato.

contaminanti	total pathway exposure (mg/m ³)	
	falda	suolo profondo
alifatici C9-C18	4,0E+00	1,6E-03
aromatici C9-C10	2,5E-02	2,4E-02
benzene	1,0E-04	2,0E-03
toluene	4,9E-04	1,9E-02
etilbenzene	8,5E-05	3,5E-03
p-xilene	2,8E-04	1,5E-02
MtBE	2,8E-04	1,8E-05

Tab. 20 – Total pathway exposure

Return		Print Sheet		RBCA SITE ASSESSMENT				
Site Name: Marsciano		Completed By:			Job ID:			
Site Location: Perugia		Date Completed: d-gen-yy						
GROUNDWATER SSTL VALUES		Target Risk (Class A & B) 1,0E-6			Target Risk (Class C) 1,0E-6			
		Target Hazard Quotient 1,0E+0						
		SSTL Results For Complete Exposure Pathways ("X" if Complete)						
		Representative Concentration (mg/L)	Groundwater Volatilization to Outdoor Air			Applicable SSTL (mg/L)	SSTL Exceeded? "■" if yes	Required CRF Only if "yes" left
			X	On-site (0 m)	Off-site 1 (0 m)			
CAS No.	Name		Commercial	None	None			
0-00-0	TPH - Aliph >C12-C16*	1,1E+3	>100E-4	NA	NA	>100E-4	<input type="checkbox"/>	NA
0-00-0	TPH - Arom >C08-C10*	1,1E+3	>51E+0	NA	NA	>51E+0	<input type="checkbox"/>	NA
71-43-2	Benzene*	1,5E+1	1,7E+1	NA	NA	1,7E+1	<input type="checkbox"/>	<1
108-88-3	Toluene	2,3E+1	>515E+0	NA	NA	>515E+0	<input type="checkbox"/>	NA
100-41-4	Ethylbenzene	3,8E+0	>169E+0	NA	NA	>169E+0	<input type="checkbox"/>	NA
1330-20-7	Xylene (mixed isomers)*	1,3E+1	>185E+0	NA	NA	>185E+0	<input type="checkbox"/>	NA
1634-04-4	Methyl t-Butyl ether	7,2E+1	>05E+4	NA	NA	>05E+4	<input type="checkbox"/>	NA
* = Chemical with user-specified data								
		"■" indicates risk-based target concentration greater than constituent solubility value. NA = Not applicable.						

Fig. 14 – Groundwater SSTL Values

Return		Print Sheet		RBCA SITE ASSESSMENT					
Site Name: Marsciano		Completed By:			Job ID:				
Site Location: Perugia		Date Completed: d-gen-yy							
SOIL (4 - 8,3 m) SSTL VALUES		Target Risk (Class A & B) 1,0E-6			Target Risk (Class C) 1,0E-6				
		Target Hazard Quotient 1,0E+0							
		SSTL Results For Complete Exposure Pathways ("X" if Complete)							
		Representative Concentration (mg/kg)	Soil Volatilization to Outdoor Air				Applicable SSTL (mg/kg)	SSTL Exceeded? "■" if yes	Required CRF Only if "yes" left
			X	On-site (0 m)	Off-site 1 (0 m)	Off-site 2 (0 m)			
CAS No.	Name		Commercial	Construction Worker	None	None			
0-00-0	TPH - Arom >C08-C10*	4,7E+3	>818E+0	NA	NA	NA	>818E+0	<input type="checkbox"/>	
0-00-0	TPH - Aliph >C12-C16*	4,7E+3	>501E+0	NA	NA	NA	>501E+0	<input type="checkbox"/>	
71-43-2	Benzene*	6,4E+1	3,8E+0	NA	NA	NA	3,8E+0	<input checked="" type="checkbox"/>	
108-88-3	Toluene	3,7E+2	>787E+0	NA	NA	NA	>787E+0	<input type="checkbox"/>	
100-41-4	Ethylbenzene	1,5E+2	>645E+0	NA	NA	NA	>645E+0	<input type="checkbox"/>	
1330-20-7	Xylene (mixed isomers)*	4,7E+2	>478E+0	NA	NA	NA	>478E+0	<input type="checkbox"/>	
1634-04-4	Methyl t-Butyl ether	6,0E-1	>01E+4	NA	NA	NA	>01E+4	<input type="checkbox"/>	
* = Chemical with user-specified data									
		"■" indicates risk-based target concentration greater than constituent residual saturation value. NA = Not applicable. NC = Not calculated.							

Fig. 15 – Soil SSTL Values

Nelle schede precedenti si valutano i valori di SSTL (*site-specific target level*) in falda e nel terreno profondo (4-8,3 m), che misurano il rischio sito specifico.

Vengono riassunti i risultati ottenuti mediante elaborazione del software: per ogni sostanza (COC) si riportano la concentrazione rappresentativa alla sorgente (in mg/l) e il valore SSTL per volatilizzazione da falda/suolo profondo all'ambiente aria outdoor calcolato.

Questo valore viene confrontato con l'SSTL ammissibile e una casella rossa ne indica il superamento.

Se il valore è preceduto dal simbolo ">", significa che la concentrazione alla sorgente è maggiore del valore di solubilità (nel caso della volatilizzazione da falda) o del valore di saturazione della sostanza (nel caso della volatilizzazione da terreno profondo), perciò si deve ricalcolare il rischio sostituendo il valore della solubilità/saturazione al posto della concentrazione alla sorgente inizialmente inserita.

Nel caso di volatilizzazione da falda nessuna sostanza mostra un SSTL superiore a quello ammissibile. Si nota però un superamento dei limiti per la volatilizzazione nel caso dei vapori provenienti da suolo profondo per un'unica sostanza (benzene).

7 INTERVENTI DI BONIFICA E DI MESSA IN SICUREZZA

La bonifica di un sito inquinato è finalizzata ad eliminare l'inquinamento delle matrici ambientali o a ricondurre le concentrazioni delle sostanze inquinanti in suolo, sottosuolo, acque sotterranee e superficiali, entro i valori soglia di contaminazione (CSC) stabiliti per la destinazione d'uso prevista o ai valori di concentrazione soglia di rischio (CSR) definiti in base ad una metodologia di Analisi di Rischio condotta per il sito specifico.

Gli interventi di messa in sicurezza sono finalizzati alla rimozione e all'isolamento delle fonti inquinanti, e al contenimento della diffusione degli inquinanti per impedirne il contatto con l'uomo e con i ricettori ambientali circostanti.

È opportuno progettare tali interventi dopo aver eseguito la caratterizzazione ambientale del sito. Devono pertanto essere acquisite sufficienti informazioni sulla contaminazione presente, sulle caratteristiche degli acquiferi sottostanti e delle altre possibili vie di migrazione degli inquinanti, sui possibili punti di esposizione e sui probabili bersagli ambientali ed umani.

7.1 Progetto preliminare di bonifica

Al fine di ottenere una completa definizione del grado e dell'estensione della contaminazione nelle diverse matrici ambientali, sono state eseguite ulteriori indagini geognostiche, in particolare sono stati eseguiti nove sondaggi, attrezzati come pozzi di monitoraggio da 4'', denominati PM-1÷PM-9, per il monitoraggio delle acque sotterranee. Inoltre è stato realizzato un pozzo in PVC, denominato PB, di diametro 200 mm, utilizzato successivamente per l'esecuzione delle prove idrauliche sull'acquifero. Si riporta l'ubicazione dei pozzi in Figura 4.

I pozzi di monitoraggio sono stati completati mediante il posizionamento di ghiaino siliceo calibrato nell'intercapedine perforo-tubazione, in corrispondenza del tratto fessurato delle tubazioni, e con la sigillatura dello spazio anulare perforo-tubazione mediante bentonite e cemento, in corrispondenza del tratto di tubazione cieco, al fine di mantenere l'isolamento della zona satura rispetto ai livelli insaturi più superficiali.

In Tabella 21 sono riportate le caratteristiche costruttive dei pozzi di monitoraggio.

Nel corso della perforazione è stata condotta un'analisi stratigrafica dei terreni attraversati ed eseguita un'analisi speditiva in sito (Head Space Analysis) circa ogni metro di avanzamento della perforazione per la determinazione dei composti organici volatili (COV), mediante l'utilizzo di un fotoionizzatore portatile (PID).

Da ognuno dei fori di sondaggio sono stati prelevati dei campioni di terreno rappresentativi dello stato di qualità del sottosuolo, sottoposti ad analisi di laboratorio. Le operazioni di campionamento vengono eseguite evitando la diffusione della contaminazione nell'ambiente circostante e nella matrice ambientale campionata. Il criterio generale adottato è il seguente:

- in ogni strato omogeneo dal punto di vista litologico o dal punto di vista della distribuzione della possibile contaminazione;
- in corrispondenza della frangia capillare;
- in corrispondenza del primo strato impermeabile naturale in posto (se intercettato) o fondo foro.

Ogni campione prelevato è stato suddiviso in tre aliquote (una per il soggetto privato, una per le Autorità di controllo, ed una per eventuali analisi di verifica), previa omogeneizzazione per ottenere aliquote di campioni significative e rappresentative.

Per limitare la volatilizzazione, nella formazione del campione da predisporre per l'analisi dei composti volatili, sono stati ridotti i tempi di esposizione nell'aria dei materiali estratti dalla perforazione. I campioni di terreno selezionati vengono introdotti in contenitori puliti e decontaminati, adeguati alla conservazione del campione, contrassegnati esternamente con un codice identificativo del punto di prelievo, dell'intervallo di profondità e della data del sondaggio.

Per il campionamento delle acque dei pozzi di monitoraggio viene eseguito precedentemente lo spurgo dell'acqua presente nei piezometri; l'attività di spurgo è condotta in modo da limitare l'agitazione dell'acqua, l'aerazione e la volatilizzazione dei contaminanti. A tal proposito è stata utilizzata una pompa sommersa con portata inferiore a 5 l/min, anche per evitare il trascinarsi di materiale fine, con rischio di intorbidamento dell'acqua e l'abbassamento eccessivo del livello di falda. Lo spurgo viene eseguito fino ad ottenimento di acqua chiara e comunque per un tempo non inferiore al ricambio di 3-5 volumi di acqua all'interno del pozzo.

Al termine delle operazioni di spurgo, una volta ripristinate le condizioni piezometriche originali, si effettua il campionamento statico delle acque di ciascun pozzo di monitoraggio con metodo manuale (bailer). I campioni sono stati prelevati in tre

aliquote per ciascun pozzo di monitoraggio, ogni contenitore di acqua (vetro con sottotappo in teflon) è contraddistinto da un'etichetta con riportato il numero identificativo del pozzo di monitoraggio e la data di prelievo.

Al fine di ottenere un quadro più completo delle caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche del sito, utile ai fini della progettazione definitiva degli interventi di bonifica, sono stati analizzati i seguenti parametri nelle acque e nei terreni:

- carico batterico totale;
- Fe II;
- Fe III;
- pH;
- carbonio organico totale (solo nei terreni);
- parametri geotecnici: saturazione, porosità, indice dei vuoti, ecc. (per i terreni).

Inoltre sono state eseguite due prove idrauliche in foro tipo LeFranc a carico variabile, al fine di determinare il coefficiente di permeabilità (K) dell'acquifero.

Pozzo di monitoraggio	Profondità del carotaggio (m da p.c.)	Materiale costruttivo	Diametro	Profondità pozzo (m da p.c.)	Tratto fessurato (m da p.c.)
S1	17,2	PVC	40 mm	17,2	da 1,0 a 17,2
S2	12,0	PVC	40 mm	12,0	da 1,0 a 12,0
S3	11,6	PVC	40 mm	11,6	da 1,0 a 11,6
S4	11,5	PVC	40 mm	11,5	da 1,0 a 11,5
PM-1	13,5	PVC	4''	13,0	da 4,0 a 13,0
PM-2	14,8	PVC	4''	15,0	da 5,0 a 15,0
PM-3	15,0	PVC	4''	15,0	da 5,0 a 15,0
PM-4	13,5	PVC	4''	13,0	da 4,0 a 13,0
PM-5	15,0	PVC	4''	15,0	da 5,0 a 15,0
PM-6	15,0	PVC	4''	15,0	da 5,0 a 15,0
PM-7	12,5	PVC	4''	12,5	da 4,0 a 12,0
PM-8	14,0	PVC	4''	14,0	da 4,0 a 14,0
PM-9	15,0	PVC	4''	15,0	da 5,0 a 15,0
PB	14,0	PVC	200 mm	14,0	da 4,0 a 14,0

Tab. 21 – Caratteristiche costruttive dei pozzi di monitoraggio

Pozzo	Materiale costruttivo	Diametro (mm)	Profondità pozzo di monitoraggio (m da p.c.)	Soggiacenza falda (m da p.c.)
P1	cemento	500	21	7,15
P1 bis	PVC	250	21	7,70
P2	cemento	400	8	7,60
P3	cemento	800	non noto	8,31
P4	cemento	800	non noto	9,50
P5	cemento	800	non noto	11,00
P6	cemento	400	non noto	10,00
P7	PVC	400	non noto	9,20
P8	cemento	800	15	9,10
P11	cemento	800	20	10,00
P13	cemento	800	32	10,48
P14	cemento	400	35	11,00

Tab. 22 – Caratteristiche costruttive dei pozzi privati

7.1.1 Prove pilota

Al fine di verificare il numero di pozzi d'estrazione necessari e la portata d'emungimento da imporre per determinare l'abbassamento desiderato, è stato necessario eseguire delle prove pilota in sito, costituite da prove di pompaggio a gradini e di lunga durata (a portata costante).

Gli obiettivi delle prove di pompaggio consistono nella determinazione dei seguenti parametri:

- conducibilità idraulica;
- coefficiente di permeabilità;
- portata critica ed ottimale di emungimento;
- raggio d'influenza ed entità degli abbassamenti piezometrici indotti nelle aree circostanti il pozzo in emungimento;
- quantitativi d'acqua estraibile e abbassamenti indotti nel pozzo di emungimento in funzione della portata.

Le prove sono state condotte attraverso l'emungimento del pozzo PB ed utilizzando come punti di monitoraggio tutti i piezometri installati in sito (PM-1÷PM-9) ed in un pozzo privato, posti a diverse distanze dal pozzo PB.

La pompa utilizzata per le prove è un'elettropompa sommersa Grundfos SP3 55NE, dotata di quadro elettrico con *inverter* per la regolazione della portata d'emungimento. Le acque emunte sono state trattate mediante filtro a carboni attivi appositamente predisposto in sito e scaricate in pubblica fognatura previo passaggio nel sistema di trattamento delle acque.

Per la conduzione della prova sono stati utilizzati i seguenti strumenti:

- sonda d'interfaccia;
- freatimetro;
- misuratore di portata;
- cronometro.

La prova a gradini di portata e quella a portata costante sono state eseguite monitorando gli abbassamenti del livello piezometrico nei pozzi sopra elencati. Di seguito sono riassunti i principali risultati delle prove idrauliche eseguite:

Portata ottimale (Q_{ott})	5,6 l/min
Permeabilità (K)	$5,51 \times 10^{-6}$ m/s
Tramissività (T)	$2,75 \times 10^{-5}$ m ² /s
Raggio di influenza (ROI)	40 m

In particolare, al fine della valutazione del raggio di influenza del sistema *Pump&Treat*, si è ricostruita la carta delle isofreatiche sulla base dei rilievi dei livelli freaticometrici, dalla quale si verifica l'effetto di richiamo generato dall'emungimento delle acque sotterranee.

Si riportano di seguito gli andamenti grafici delle diverse prove di portata:

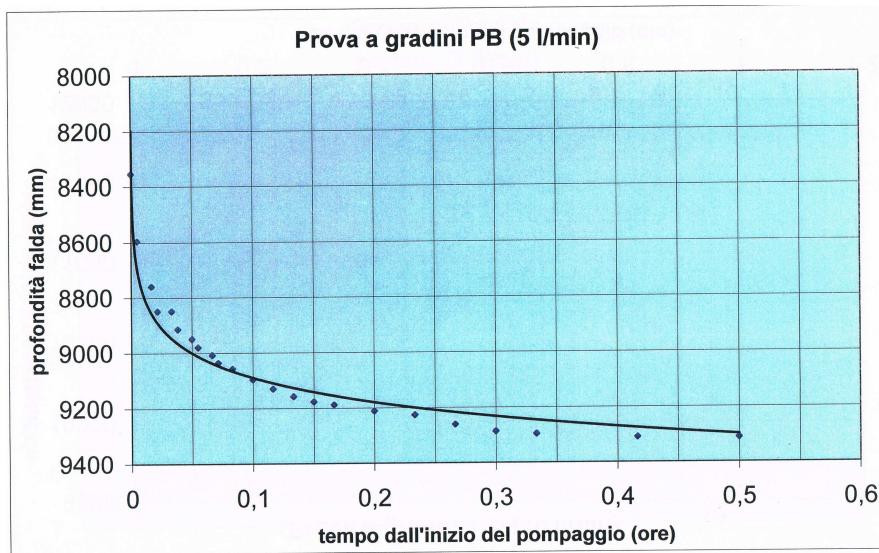


Fig. 16 – Prova a gradini con portata 5 l/min

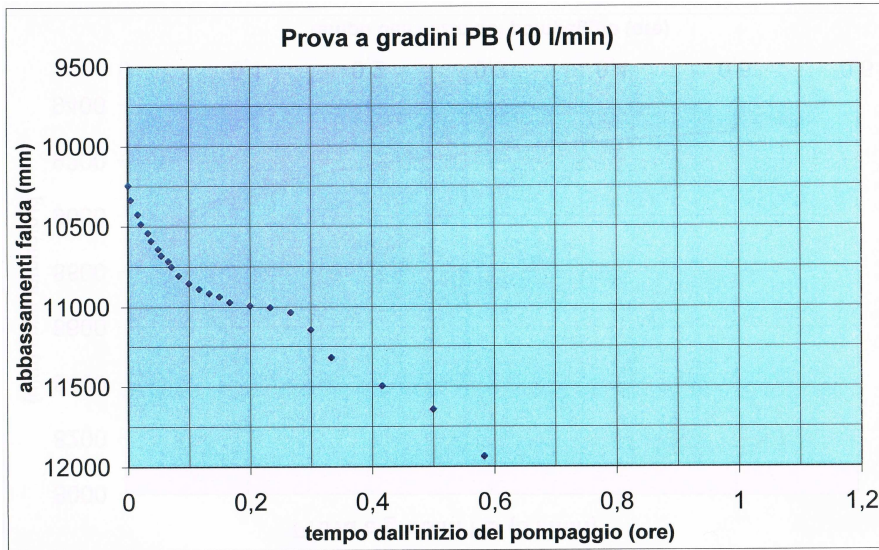


Fig. 17 – Prova a gradini con portata 10 l/min

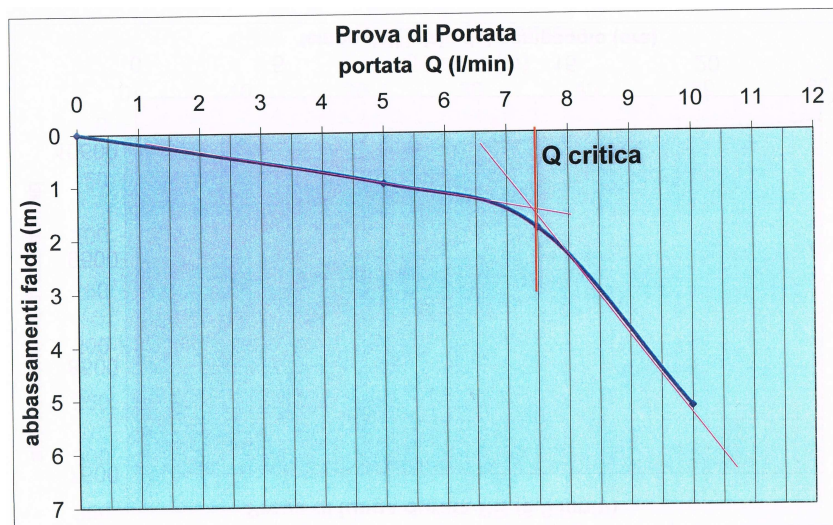


Fig. 18 – Prova di portata

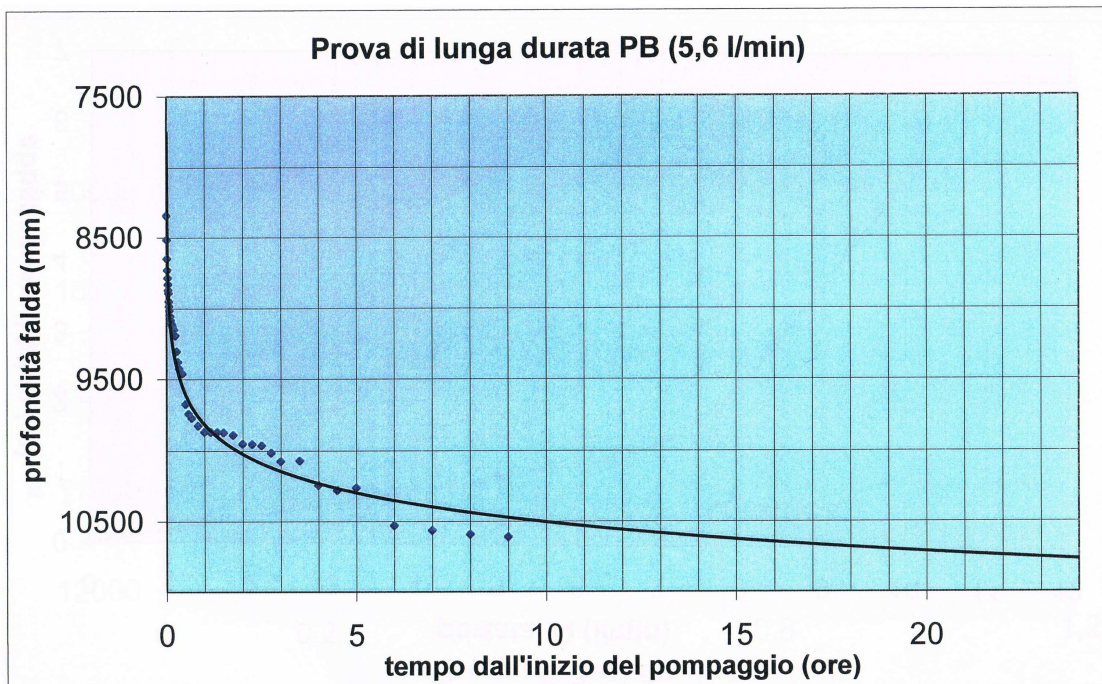


Fig. 19 – Prova di lunga durata, con portata 5,6 l/min

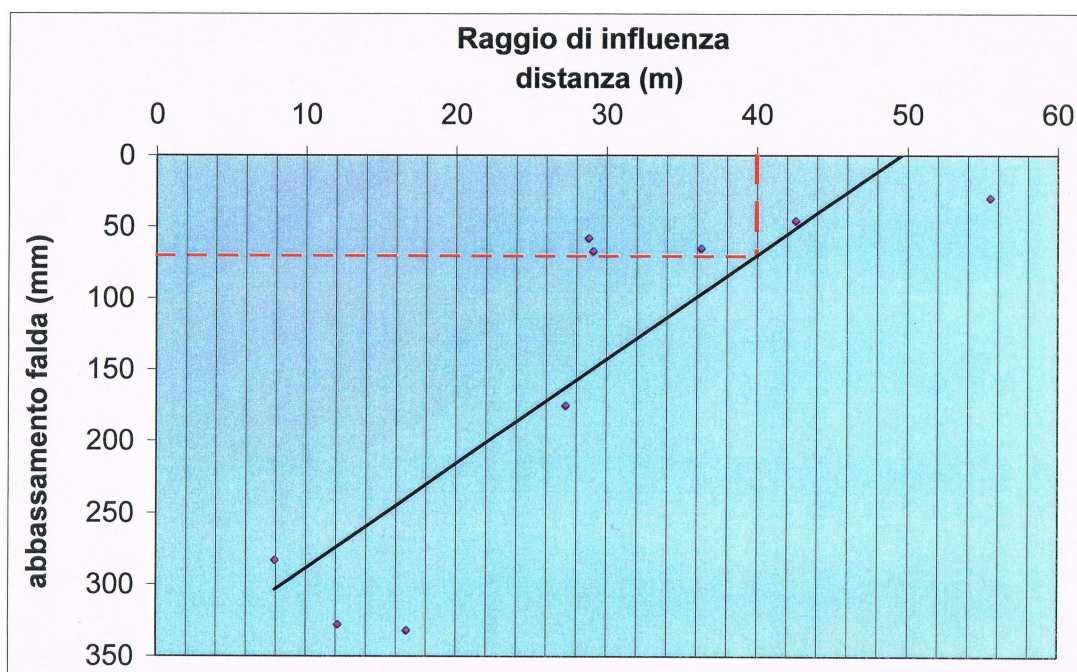


Fig. 20 – Valutazione del raggio di influenza

7.2 Tecnologie di bonifica adottate

La bonifica dell'area indagata è finalizzata a conseguire i seguenti obiettivi:

- contenere la contaminazione disciolta in falda;
- abbattere le concentrazioni di idrocarburi disciolti in falda fino ai limiti previsti;
- abbattere le concentrazioni di idrocarburi adsorbiti nel terreno fino ai limiti previsti.

Nel caso del sito in esame i criteri e le ipotesi alla base della definizione della tecnologia di bonifica sono i seguenti:

- il sottosuolo nell'area del punto vendita è caratterizzato dalla presenza, nella zona satura interessata dalla contaminazione, di terreni a granulometria prevalentemente grossolana;
- presenza di un acquifero freatico superficiale con soggiacenza media di circa 7,0-9,0 m dal piano campagna, che ha una permeabilità discreta;
- presenza di una contaminazione in fase adsorbita localizzata in corrispondenza della fascia di oscillazione della superficie piezometrica (*smear zone*), a circa 9,0 m di profondità dal piano campagna;
- le acque di falda superficiale sono interessate da contaminazione da idrocarburi disciolti;
- necessità di salvaguardare i recettori presenti nelle vicinanze del sito (pozzi privati) mediante un sistema di bonifica che garantisca il contenimento idraulico del plume.

Come sistema di bonifica è stata adottata la tecnica del *Pump&Treat*, applicabile in quanto garantisce la protezione del confine di valle del sito dalla migrazione della fase disciolta e l'abbassamento della superficie piezometrica.

Quale strumento di supporto a tale scelta è stata effettuata un'analisi multi-criteri, in cui il confronto tra le diverse tecnologie è basato su una combinazione lineare pesata dei diversi criteri.

L'acqua emunta viene trasferita all'impianto di trattamento chimico-fisico, effettuato mediante adsorbimento su filtri a carboni attivi, in modo tale da abbattere le

concentrazioni di contaminanti fino al raggiungimento dei limiti normativi prima dello scarico.

In presenza di prodotto in fase separata, al sistema di P&T viene solitamente abbinato un sistema di recupero selettivo, il quale recupera solamente il prodotto surnatante, che viene temporaneamente stoccato in sito per il successivo conferimento a smaltimento/recupero.

Infatti, in corrispondenza dei piezometri in cui è presente del prodotto surnatante è stato installato un recuperatore selettivo del prodotto in galleggiamento di tipo passivo (*skimmer*). Gli skimmer passivi previsti sono due e vengono posizionati e spostati in funzione della presenza di prodotto rilevata nei piezometri.

Il recupero di prodotto surnatante avviene all'interno di un serbatoio della capacità di 1 l, immerso al di sotto di un corpo mobile tarato per posizionarsi sull'interfaccia acqua-prodotto; la velocità di recupero dipende dallo spessore di prodotto surnatante. In seguito il prodotto recuperato verrà rimosso manualmente togliendo lo *skimmer* dal piezometro e svuotandone il contenuto in un apposito serbatoio di stoccaggio; il prodotto stoccato verrà successivamente smaltito secondo la normativa vigente.

I processi di **attenuazione naturale** sono comunque presenti e possono contribuire alla decontaminazione del sito. I tempi necessari alla bonifica del sito mediante l'utilizzo esclusivo di tale approccio possono essere piuttosto lunghi.

8 PUMP&TREAT

Il sistema di P&T può essere applicato sia come azione di contenimento del plume (applicazione più diffusa), sia come trattamento alla sorgente. Questa tecnologia richiede la conoscenza dettagliata dei contaminanti presenti nelle diverse fasi e delle caratteristiche del sito e, se presente, dell'acquifero.

Questo sistema può provocare l'interruzione della migrazione a valle del pennacchio inquinante ed il prelievo di sostanze contaminanti dal sottosuolo per essere poi sottoposte a trattamento prima dello scarico.

Le barriere idrauliche sono tipicamente poste ai limiti dell'area contaminata. Possono essere costituite da trincee o pozzi. Il sistema di intervento mediante pozzi consiste nel creare una depressione piezometrica in grado di catturare i flussi idrici inquinanti. In alternativa tale depressione può provocare una deviazione delle linee di flusso, preservando eventuali pozzi posti più a valle, oppure determinare un abbassamento del livello della falda in modo tale che le acque sotterranee non interessino orizzonti di terreno contaminato. Affinché l'intervento sia funzionale è necessario che la forma della depressione creata coinvolga tutta l'area inquinata, che risulta allungata nel senso di flusso della falda.

I pozzi di emungimento fungono da contenimento idraulico creando un punto a minor carico idraulico in cui fluiscono le acque sotterranee vicine. Il pozzo crea una zona di influenza (*zone of influence*) dove vengono modificate le superfici potenziometriche.

Esiste una zona dell'acquifero, interna alla zona di influenza, in cui le linee di flusso sono dirette verso il pozzo di pompaggio e tale zona è chiamata zona di cattura (*capture zone*). Questa crea delle linee di flusso di diversa velocità. La dimensione e la forma della *capture zone* dipende dall'interazione di numerosi fattori:

- il gradiente idraulico e la conducibilità idraulica dell'acquifero;
- l'estensione della zona in cui l'acquifero è eterogeneo o anisotropo;
- se l'acquifero è confinato o freatico;
- la portata di emungimento dei pozzi;
- se i pozzi sono parzialmente o completamente penetranti nell'acquifero. Se i pozzi sono completamente penetranti, in genere è sufficiente un'analisi bidimensionale per delineare la zona di cattura orizzontalmente. Se invece i pozzi di emungimento sono parzialmente penetranti, per determinare la zona di

cattura che conterrà il plume contaminato, è necessaria anche un'analisi della zona di cattura in senso verticale.

Risulta di fondamentale importanza la conoscenza della struttura idrogeologica (tipo, spessore ed estensione dei terreni o rocce costituenti il mezzo saturo e insaturo, la profondità e lo spessore del/degli acquifero/i), del flusso idrico sotterraneo (verifica della direzione del flusso, dei gradienti orizzontali e verticali, delle variazioni stagionali e delle escursioni del livello piezometrico), dei parametri idrogeologici e delle caratteristiche dei contaminanti (concentrazione, estensione areale e proprietà chimico-fisiche delle sostanze inquinanti) per valutare la distribuzione della contaminazione e la sua possibile evoluzione, la mobilità degli inquinanti e per una stima preventiva del tempo necessario per il risanamento del sito. È importante reperire lo schema stratigrafico del pozzo (o dei pozzi) di emungimento e dei pozzi/piezometri di controllo, con indicazione della modalità di completamento (intervalli fenestrati, diametro del perforo e del rivestimento), dello spurgo, dell'attrezzatura e della portata prelevata.

È necessario verificare che il sistema sia stato dimensionato in modo da garantire il contenimento idraulico (cioè la verifica che ci sia un controllo totale del pennacchio da parte dei pozzi) e/o idrochimico (monitoraggio del progresso della bonifica). Deve essere individuato per ciascun pozzo il punto di stagnazione e la massima ampiezza della zona di "cattura" degli inquinanti definita dal fronte di richiamo.

Al fine di rendere più efficace una barriera idraulica si possono utilizzare vari schemi di prelievo, che consistono nel modificare la configurazione spaziale dei pozzi, oppure nel variare nel tempo le portate prelevate. Tra queste soluzioni, si riportano quelle più efficaci:

- ✓ Pompaggio adattativo: consiste nel variare periodicamente la configurazione operativa dei pozzi di estrazione e di iniezione, per evitare la formazione di zone di ristagno delle acque contaminate. Questo sistema, grazie al funzionamento alternato dei pozzi, consente un aumento della velocità di risanamento.
- ✓ Pompaggio impulsivo: in questo caso si opera a tempi alterni di funzionamento/riposo. Durante il periodo di riposo, per i fenomeni di diffusione, dissoluzione e desorbimento, aumenta la concentrazione dei contaminanti nelle acque; quando il sistema entra in funzione vengono trattate acque ricche di contaminanti, rendendo così più efficace il periodo di funzionamento del

sistema. È necessario comunque che durante la fase di riposo sia garantito il contenimento idraulico degli inquinanti e quindi deve essere calcolato un intervallo di tempo che sia inferiore a quello necessario alla contaminazione per migrare a valle del punto di stagnazione.

Se si utilizzassero più pozzi, si potrebbe eseguire un test di interferenza, ricordando che, per il principio di sovrapposizione degli effetti, l'abbassamento complessivo è dato dalla somma dei singoli abbassamenti prodotti dai pozzi in funzione.

8.1 Monitoraggio idraulico ed idrochimico

Un programma appropriato di monitoraggio è essenziale per garantire l'efficienza del sistema di bonifica ai fini del contenimento idraulico e del ripristino della qualità delle acque.

In genere si procede con due tipologie di monitoraggio:

1. misura del carico idraulico (livello piezometrico) per verificare se il sistema stia creando dei gradienti verso l'interno per evitare il flusso delle acque sotterranee e la migrazione dei contaminanti oltre il confine del sito;
2. monitoraggio della qualità delle acque sotterranee, che prevede misure della concentrazione dei contaminanti in corrispondenza dei pozzi e dei piezometri per determinare l'effettiva rimozione delle sostanze inquinanti. In questo caso la frequenza di monitoraggio è più bassa rispetto alla misura del carico idraulico perché il movimento dei contaminanti è un processo molto lento. Inoltre il monitoraggio della qualità delle acque prevede costi abbastanza elevati, dovuti alle numerose analisi da effettuare.

Parametri su cui effettuare una verifica approssimata sono l'efficienza idraulica e l'efficacia idrochimica.

L'**efficienza idraulica** indica l'efficacia dell'azione di contenimento.

$$E_i = \frac{F}{L}$$

dove L rappresenta il valore della larghezza massima del fronte inquinante misurata perpendicolarmente ad una linea di flusso, ed F l'ampiezza massima della zona di cattura a distanza infinita dal pozzo. Una buona efficienza idraulica si raggiunge quando

si ha una copertura del fronte inquinante senza coinvolgere acque non contaminate. D'altra parte un sistema sovradimensionato, come può essere adottato a livello cautelativo, oltre ad incrementare i costi del prelievo e del trattamento delle acque, provoca un impoverimento eccessivo della risorsa idrica sotterranea.

Se si deve garantire $E_i > 1$, si può aumentare F e conseguentemente la portata Q con il rischio però di pompare troppo e di esaurire il pozzo; un'altra soluzione è quella di aumentare il numero di pozzi.

L'**efficacia idrochimica** valuta se la rimozione del contaminante avviene in maniera significativa o meno, confrontando la concentrazione media di miscela ($C_{(0-t)}$) rispetto alla concentrazione iniziale (C_0). $C_{(0-t)}$ rappresenta la massa di contaminanti estratta nel tempo rispetto alla portata prelevata, essendo $C(t)$ la concentrazione dell'inquinante nel pozzo e $Q(t)$ la sua portata:

$$E_{id} = \frac{C_{(0-t)}}{C_0} \quad \text{con} \quad C_{(0-t)} = \frac{\int_0^t C(t)Q(t)dt}{\int_0^t Q(t)dt}$$

Con efficacia idrochimica si può intendere anche l'andamento dei piezometri posti a monte e a valle della barriera: in tal caso è una semplice rappresentazione temporale.

L'ubicazione e la profondità dei pozzi di monitoraggio devono essere scelte in modo da garantire un riconoscimento tempestivo delle eventuali perdite dal sistema.

Quando si effettua un monitoraggio idrochimico è buona norma posizionare un piezometro a monte (in senso idrogeologico) ed uno a valle della barriera. Quello a monte serve per individuare i parametri di riferimento, cioè le caratteristiche idrochimiche delle acque in ingresso al sistema; la localizzazione deve essere al di fuori di possibili interferenze con altre eventuali fonti locali di contaminazione poste all'esterno. Quello a valle serve per individuare un eventuale mancato contenimento del pennacchio da parte della barriera.

Saranno inoltre presenti pozzi di monitoraggi all'interno del pennacchio contaminato, utili per valutare l'estensione dell'area contaminata e la sua progressiva riduzione durante l'opera di bonifica.

Si possono utilizzare diversi criteri per il tipo di monitoraggio: casuale, sistematico, fisso e sequenziale. Nel sito in esame si è preferito adottare un monitoraggio sistematico, che presenta i seguenti vantaggi:

- si possono estrapolare i dati per modelli previsionali;
- è maggiormente semplice da gestire;
- i cicli stagionali sono più facilmente individuabili con misure sistematiche del livello di falda;
- è il metodo che storicamente è stato il più utilizzato.

Il monitoraggio deve essere condotto, oltre che durante tutto il periodo di attività della barriera, anche per un periodo successivo allo spegnimento per controllare l'eventuale verificarsi del *rebound*, soprattutto nel caso di NAPL o sostanze poco solubili.

8.2 Dimensionamento per l'azione di contenimento del plume

I seguenti calcoli si basano su ipotesi estremamente semplificate della realtà: si prevede infatti di operare in mezzi omogenei, isotropi, contaminazione verticale omogenea, elevazione della base dell'acquifero, pozzi completi (che attraversano interamente e sono fessurati per tutto lo spessore dell'acquifero).

Per controllare la migrazione di un pennacchio, il tasso di pompaggio totale (portata estratta) minimo dovrebbe essere uguale alla quantità di acqua passante attraverso la sezione massima del plume, cioè la massima larghezza del plume per lo spessore saturo dell'acquifero.

Ponendo:

Q = portata (m^3/h)

T = trasmissività (m^2/s)

i = gradiente idraulico (adimensionale)

si possono definire i tre parametri fondamentali per il dimensionamento di un sistema *Pump&Treat* (equazioni di Bear):

1. il **punto di stagnazione** (x_s), situato a valle del pozzo, è il punto in cui il gradiente di pompaggio si annulla

$$x_s = -\frac{Q}{2\pi \cdot T \cdot i}$$

2. il **fronte di richiamo** (F) indica, a distanza infinita (teoricamente) a monte del pozzo, la massima ampiezza della zona di cattura

$$F = \frac{Q}{T \cdot i}$$

3. il **raggio d'azione** (R) del pozzo

$$R = -\frac{Q}{4 \cdot T \cdot i}$$

Si definisce quindi una linea, detta **linea spartiacque**: tutte le acque che rimangono al di fuori di questa zona, non vengono catturate dal pozzo.

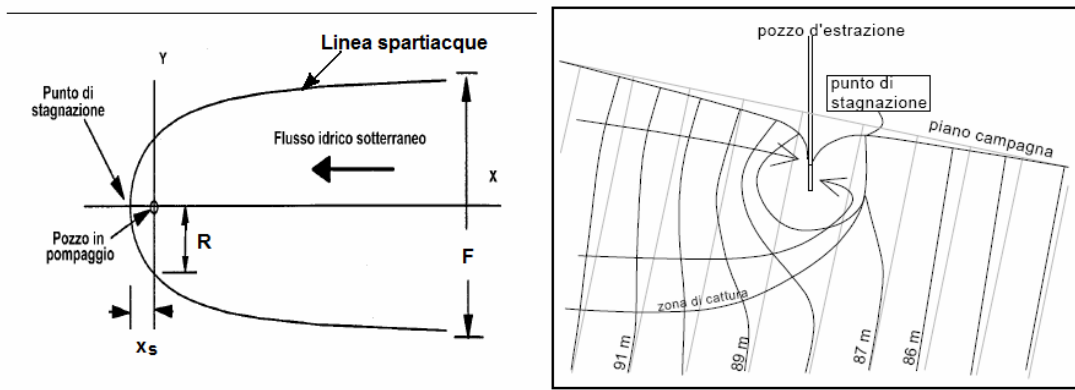


Fig. 21 – Analisi della zona di cattura esercitata da un singolo pozzo

8.3 Dimensionamento del sistema

In questo paragrafo si confronteranno i risultati del dimensionamento del *Pump&Treat* ottenuti dalla ricostruzione della carta delle isofreatiche, dalla quale si verifica l'effetto di richiamo generato dall'emungimento delle acque sotterranee, e dai calcoli teorici.

8.3.1 Dimensionamento del sistema di *Pump&Treat*

La configurazione per un corretto ed ottimale funzionamento dell'impianto di P&T è stata subordinata all'esecuzione di prove pilota di pompaggio, finalizzate alla valutazione della risposta idraulica dell'acquifero alla sollecitazione esercitata dall'emungimento di acqua dal sottosuolo.

Sulla base dei dati ottenuti tramite le prove idrauliche eseguite, si è ritenuto necessario realizzare l'emungimento da due pozzi, il PM-3 e il PB. In particolare per ciascun pozzo barriera verrà emunta acqua di falda con una portata media di esercizio di circa 8,4 m³/giorno e con un raggio di influenza pari a circa 40 m (Figura 20).

Nella seguente tabella sono riportate le caratteristiche costruttive di progetto del sistema di messa in sicurezza operativa.

PUNTI DI EMUNGIMENTO	n.2 pozzi barriera	PB	PM-3
	Diametro	200 mm	101 mm
	Profondità	14,0 m	15,0 m
	Lunghezza tratto cieco	5,0 m	5,0 m
	Lunghezza tratto fessurato	9,0 m	10,0 m
SISTEMA DI EMUNGIMENTO	Attrezzatura	n. 2 pompe Grundfos mod. SQ 2-35NE con inverter	
	Tipologia	Pompa elettrosommersa in allestimento speciale	
	Potenza	0,75 kW per ciascuna pompa	
	Portata massima nominale	2,4 m ³ /h per ciascuna pompa	
	Portata di progetto	0,35 m ³ /h	
SISTEMA DI TRATTAMENTO	n. 2 filtri a carboni attivi specifici per acqua disposti in serie (diametro 700 mm – capacità di carico carboni 125 kg cadauno)		
SISTEMI DI PROTEZIONE E CONTROLLO	n.1 quadro elettrico generale di alimentazione e controllo, dotati di trasmettitore GSM per la segnalazione in remoto di eventuali malfunzionamenti dell'impianto		
	n. 2 quadri di controllo dotati di inverter per la regolazione delle portate di emungimento		
	n. 2 contaltri posti sulle linee di estrazione delle acque		
	n.1 contaltri posto all'uscita del sistema, per il computo complessivo delle acque emunte, trattate e scaricate a valle dell'impianto		
	NOTA: tutte le parti fuori terra sono montate su skid trasportabile ed alloggiate in un box prefabbricato insonorizzato		

Tab. 23 – Caratteristiche costruttive del sistema di messa in sicurezza operativa

Tali risultati sono stati evidenziati successivamente anche tramite l'utilizzo del software WhAEM2000 (v.3.2.1 – gennaio 2007), distribuito da EPA (Environmental Protection Agency – United States) *Office of Research and Development, Office of Ground Water and Drinking Water* prodotto dalla *Environmental Simulations International*, che ha permesso di elaborare una simulazione di pompaggio (Figura 22).

8.3.2 Calcolo teorico del dimensionamento

Utilizzando le formule precedentemente riportate per il dimensionamento del sistema *Pump&Treat* come azione di contenimento del plume e le informazioni sulle caratteristiche del terreno ottenute a partire dalle prove pilota e dal rilievo piezometrico, è stato possibile calcolare i tre parametri fondamentali per ciascun pozzo di emungimento: punto di stagnazione, fronte di richiamo e raggio di influenza.

Dati di partenza

portata	Q (m ³ /h)	0,35
trasmissività	T (m ² /s)	0,0000275
gradiente idraulico	i	0,009
permeabilità	K (m/s)	0,00000551

Dimensionamento sistema P&T

fronte di richiamo	F (m)	392,82
punto di stagnazione	x _s (m)	62,55
raggio di influenza	R (m)	98,20

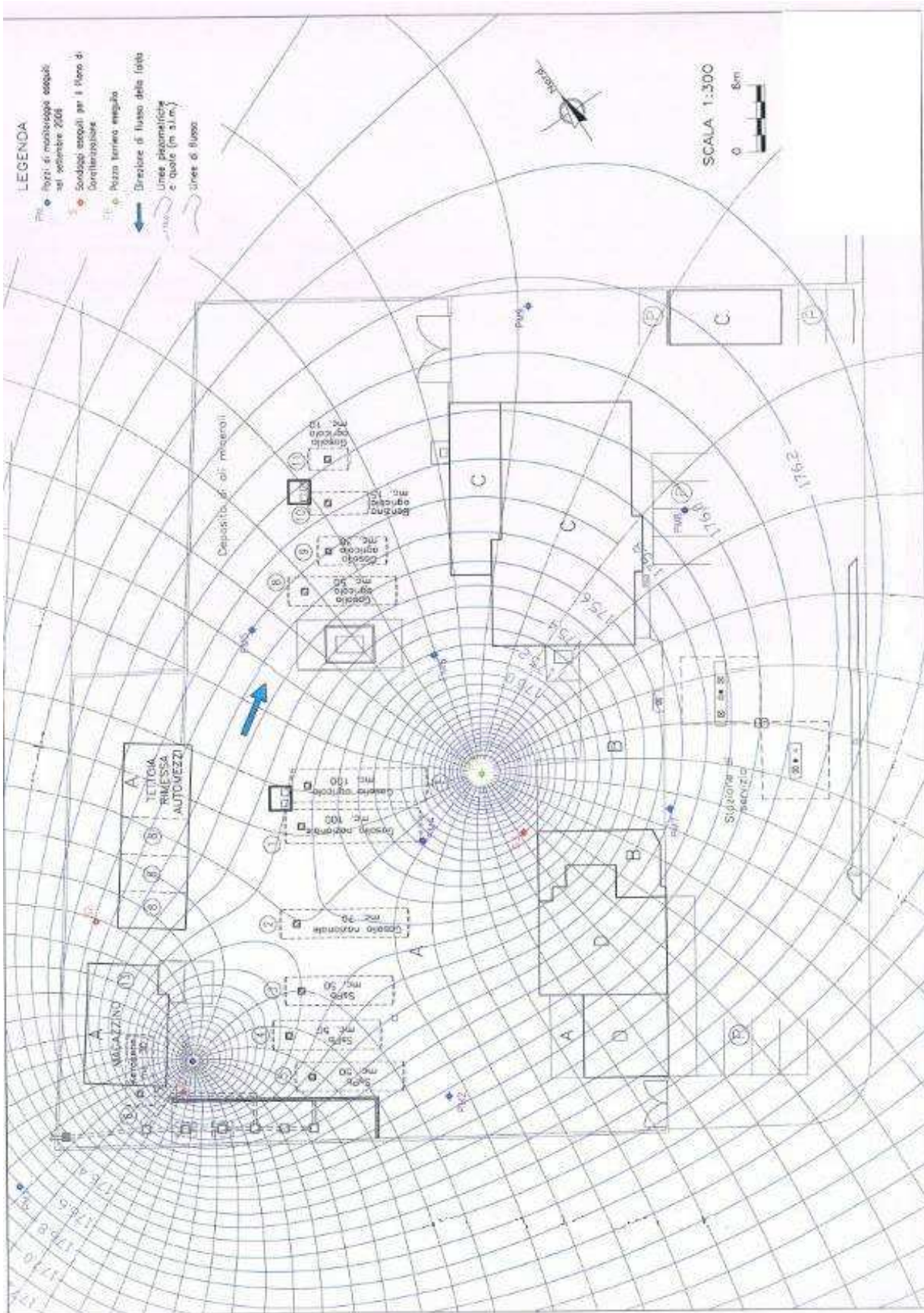


Fig. 22 – Output del modello di simulazione dell'emungimento dal piezometro PM-3 e dal pozzo PB

8.4 Problemi legati ai fenomeni di tailing e rebound

I fenomeni di *tailing* e *rebound* sono comunemente osservati nei siti in cui si utilizza come tecnica di bonifica il *Pump&Treat* e sono considerati due problemi classici.

Il *tailing* rappresenta la tendenza a formare delle code, cioè una progressiva e lenta tendenza della diminuzione della concentrazione di contaminanti.

Il *rebound* è l'incremento abbastanza rapido della concentrazione dei contaminanti che si può manifestare in seguito ad un periodo di riposo del pompaggio. Questo incremento tende a stabilizzarsi a basse concentrazioni di inquinanti.

Gli effetti del *tailing* e del *rebound* sono principalmente due:

- allungamento dei tempi di bonifica. Senza *tailing* teoricamente i contaminanti possono essere rimossi pompando un volume di acqua equivalente al volume del plume inquinato. Invece l'effetto del *tailing* aumenta significativamente i tempi in cui il P&T deve operare per ottenere come obiettivo di bonifica il ripristino delle acque sotterranee.
- probabilità di superamento dei valori soglia. Dopo un iniziale rapido abbassamento della concentrazione di contaminanti, questa tende a stabilizzarsi e a raggiungere un livello residuo al di sopra degli standard di bonifica.

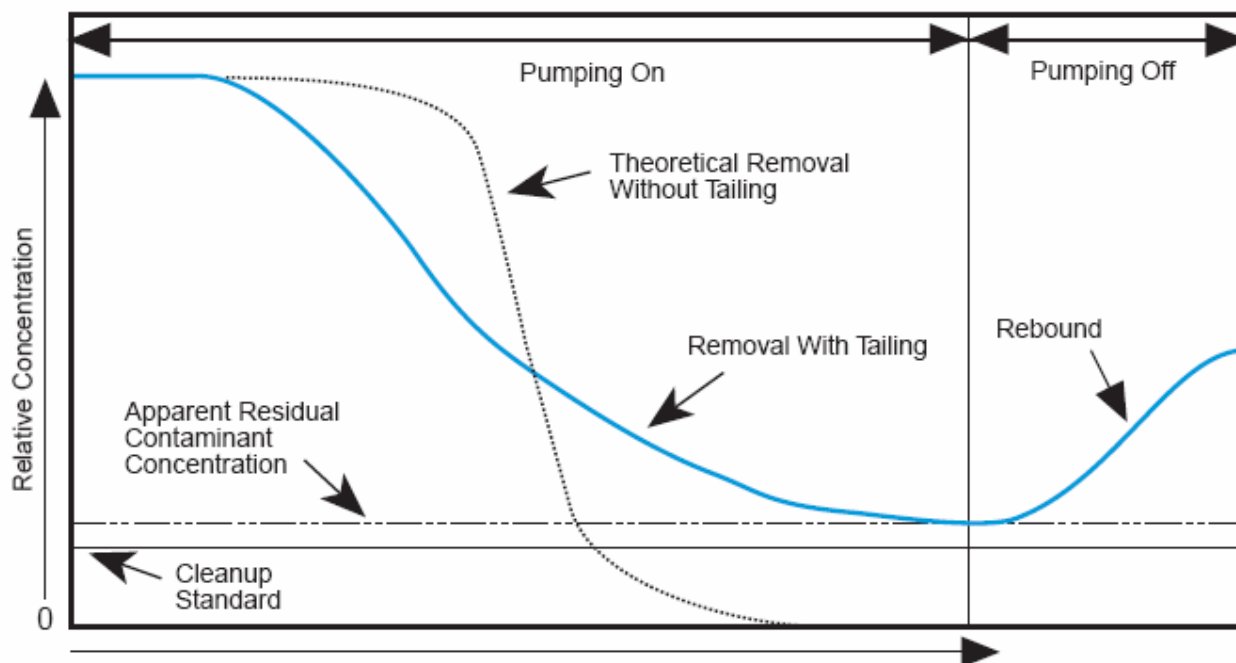


Fig. 23 – Rappresentazione degli effetti di tailing e rebound (Cohen et al., 1994)

Le cause del verificarsi di tali fenomeni possono essere molteplici e vanno ricercate tra i seguenti fattori:

- presenza di NAPL. Sebbene i NAPL siano considerati sostanze relativamente insolubili in acqua, in realtà sono abbastanza solubili per causare un innalzamento delle concentrazioni nelle acque sotterranee e ciò rappresenta una sorgente continua. Quando la velocità dell'acquifero è bassa, la concentrazione del contaminante tende a raggiungere il limite di solubilità dei NAPL. Nonostante il sistema di P&T incrementi la velocità dell'acquifero, appena stoppato il pompaggio le velocità calano nuovamente e la concentrazione aumenta, all'inizio rapidamente e poi gradualmente fino a raggiungere un valore di equilibrio, finché non si riattiva il pompaggio.
- desorbimento del contaminante: il contaminante adsorbito nel terreno costituisce sempre una riserva e viene rilasciato nel tempo. La quantità di contaminante adsorbito è una funzione della concentrazione (l'adsorbimento cresce tanto maggiore è la concentrazione) e della capacità di adsorbimento superficiale dei materiali (i contaminanti adsorbiti tendono a concentrarsi sui materiali organici e sugli ossidi di dimensioni fini). L'adsorbimento è un processo reversibile. Durante le operazioni di P&T il contaminante adsorbito può essere rilasciato dalla matrice all'acquifero. Le concentrazioni di contaminante dovute ai fenomeni di adsorbimento e desorbimento mostrano una relazione con la velocità dell'acquifero e il tempo di contatto (velocità dell'acquifero elevata e tempo di contatto basso corrispondono a basse concentrazioni di contaminante).

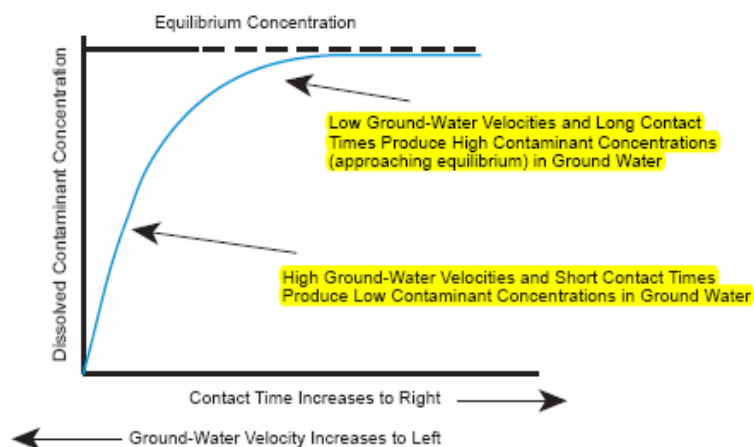


Fig. 24 – Andamento della concentrazione di contaminante adsorbito in funzione del tempo di contatto e della velocità dell'acquifero

- dissoluzione di precipitati. Molti contaminanti inorganici possono precipitare e costituire una nuova fonte di contaminazione.
- diffusione nella matrice. Nel caso di acquiferi a più strati con differenti permeabilità si ha il trasporto del contaminante per diffusione poiché gli inquinanti hanno modo e tempo di adsorbirsi anche sugli strati meno permeabili.
- variazione della velocità dell'acquifero. La velocità è massima in corrispondenza della linea centrale, mentre si riduce vicino al punto di stagnazione.

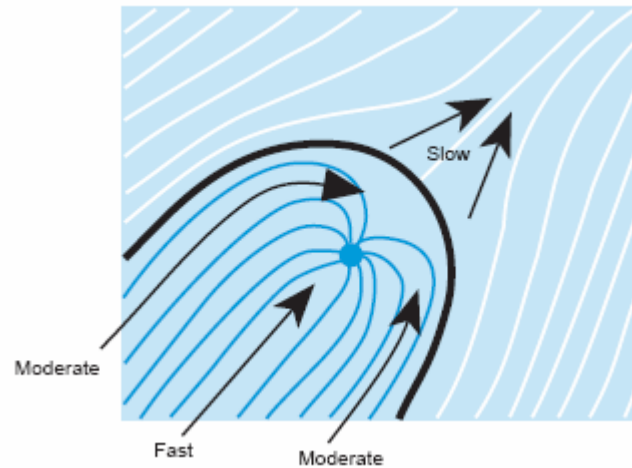


Fig. 25 – Variazione del profilo delle velocità dell'acquifero

- acquifero stratificato: se l'acquifero è costituito da strati a diversa permeabilità, si avrà uno strato (quello più permeabile) che si pulisce più rapidamente grazie al sistema P&T, ma poi si sporca del contaminante rilasciato più lentamente dallo strato meno permeabile.

Le caratteristiche di adsorbimento dei contaminanti possono essere stimate tramite dei test con i materiali costituenti l'acquifero, sebbene l'eterogeneità dell'acquifero aumenti le difficoltà di interpretazione dei risultati. Per i materiali organici, l'effetto potenziale dell'adsorbimento può essere ottenuto sulla base dei dati di letteratura delle proprietà dei contaminanti e dei dati sito-specifici sul carbonio organico contenuto nei materiali dell'acquifero.

Berglund e Cvetkovic (1995) valutarono l'importanza del grado di eterogeneità nella conduttività idraulica e dei processi di migrazione del contaminante e conclusero che la velocità di trasferimento di massa e l'estensione con i quali i contaminanti venivano

adsorbiti dai materiali dell'acquifero erano i parametri più importanti che influivano sulla stima dei tempi di bonifica.

8.5 Problemi legati alla zona di stagnazione

I punti di ristagno sono aree in cui le operazioni di *Pump&Treat* creano un basso gradiente idraulico e, conseguentemente, velocità dell'acquifero piuttosto ridotte. Sono considerati zone morte ed è necessario eliminarli perché riducono l'efficienza del sistema di bonifica.

Il punto di ristagno associato ad un singolo pozzo di emungimento è localizzato a valle (in senso idrogeologico) rispetto al pozzo. Nel caso di più pozzi di pompaggio, si possono manifestare anche numerose zone di stagnazione.

Esistono diversi metodi per cambiare lo schema di pompaggio al fine di eliminare tali zone. Tra questi si ricordano il pompaggio adattativo, in cui si varia la portata di estrazione e di iniezione oppure periodicamente alcuni pozzi vengono spenti, altri accesi, e il pompaggio pulsato, che prevede lo spegnimento del pompaggio per un certo intervallo di tempo in maniera tale che la concentrazione di contaminante aumenti e, una volta riattivato il sistema, si possa emungere una portata d'acqua con una concentrazione di contaminante più alta, ottimizzando l'azione di rimozione dell'inquinante.

Quindi il sistema adottato di *Pump&Treat*:

- risulta efficace per un'azione di contenimento del pennacchio contaminato, meno per un'azione di bonifica;
- controlla bene i moti convettivi ma non influenza i processi diffusivi;
- in presenza di NAPL, si ha un rallentamento dei processi di bonifica;
- è valido per contaminanti non fortemente adsorbiti.

9 FILTRO A CARBONI ATTIVI

L'acqua emunta dal sistema Pump&Treat viene trasferita ad un sistema chimico-fisico di abbattimento su letti a carboni attivi contenuti in un filtro dedicato. L'acqua, una volta depurata, verrà scaricata, previa autorizzazione e nel rispetto dei limiti previsti dalla normativa vigente (D.Lgs. 152/06), in pubblica fognatura.

Il carbone attivo è una sostanza adsorbente che si produce attivando termicamente o chimicamente diverse materie prime carbonizzabili presenti in natura.

L'adsorbimento è un fenomeno superficiale di attrazione molecolare che si verifica dal contatto tra due fasi: una fase solida (il carbone attivo) e una fase fluida (il liquido). La capacità di adsorbimento dipende dall'estensione della superficie attiva del carbone. Questa superficie, espressa in m^2 per grammo di adsorbente, è chiamata "superficie specifica" che nei carboni attivi raggiunge i valori più elevati tra gli adsorbenti conosciuti ($875 m^2/g$).

Nel caso in esame è stato adottato un NORIT PK 1-3, un carbone attivo granulare che può essere utilizzato in un'ampia scala di applicazioni per le acque, incluse le acque potabili e i processi di trattamento delle acque. NORIT PK 1-3 è prodotto dall'attivazione del carbone.

Il carbone attivo è posto all'interno di un silos metallico, all'interno del quale viene convogliata l'acqua da trattare. Con questo sistema si raggiungono livelli di rimozione del contaminante dall'acqua superiori al 96%; in tal modo è inoltre garantito il rispetto delle normative vigenti in materia di scarichi idrici.

9.1 Gestione dei rifiuti

Tutti i rifiuti prodotti nel corso delle attività sono gestiti nel pieno rispetto della normativa vigente in materia di recupero/smaltimento del rifiuto secondo a classificazione del catalogo europeo dei rifiuti (C.E.R.).

Il sistema di Pump&Treat comporta la produzione di carboni attivi per acqua esausti; una volta sostituiti, i carboni esausti vengono stoccati temporaneamente in fusti metallici in aree adeguatamente recintate per il tempo necessario ad organizzarne il trasporto con idonee modalità con il codice C.E.R.:

19.13.01

Carbone attivo esaurito.

Il carbone esausto viene destinato, quando possibile, a riattivazione eseguita da ditta specializzata, con le seguenti modalità:

- il carbone attivo esaurito viene immesso in un forno di riattivazione alimentato a metano; la temperatura del forno a 3 metri di distanza dal bruciatore è di circa 950°C;
- il carbone viene introdotto nel forno e spinto verso l'uscita con un tempo di residenza all'interno del forno stesso di circa 6 ore. All'uscita viene insaccato. L'inquinante contenuto nei carboni attivi viene estratto termicamente;
- dal forno di riattivazione scaturiscono circa 1000 kg-vapore/ora. I gas generati dal carbone attivo nel forno di riattivazione vengono inviati ad un post-combustore che li porta dai 350°C dell'ingresso fino a 900°C; ciò provoca la distruzione dell'inquinante contenuto negli stessi;
- il vapore, una volta privato dell'inquinante, viene raffreddato e scaricato in atmosfera secondo le normative vigenti.

Nel caso il processo di riattivazione non fosse possibile, il carbone esausto viene destinato a smaltimento in impianto autorizzato.

10 ENHANCED AEROBIC BIOREMEDIATION

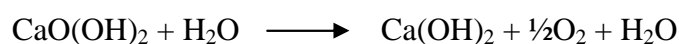
Nonostante il sistema di *Pump&Treat* fosse sufficiente per l'azione di contenimento del plume per la messa in sicurezza operativa del sito in esame, la Provincia di Perugia ha richiesto “*un'integrazione con un sistema che garantisca la protezione della matrice ambientale, il contenimento dell'inquinante e la graduale eliminazione dello stesso anche per quanto riguarda la matrice suolo*”.

Per questo motivo è stata proposta, studiando la situazione geologica ed idrogeologica locale ed in considerazione della tipologia e della distribuzione della contaminazione, la tecnologia di *Enhanced Aerobic Bioremediation*, che prevede un'attenuazione naturale aerobica accelerata.

Si tratta di un approccio economicamente vantaggioso e di comprovata efficacia, che consente di accelerare i processi naturali di attenuazione e quindi di ottimizzare l'attività di messa in sicurezza operativa del sito in oggetto. Consiste nell'arricchire il sottosuolo di ossigeno, creando in questo modo l'habitat ottimale alla proliferazione dei microrganismi autoctoni capaci di biodegradare aerobicamente i composti organici inquinanti (idrocarburi di origine petrolifera e MtBE). Si adoperano microrganismi aerobici per ossidare i contaminanti.

Nel caso specifico si sono utilizzati gli *ORC-Advanced (Advanced Formula Oxygen Release Compound)*, tecnologia all'avanguardia nella stimolazione del biorisanamento aerobico, grazie allo sviluppo del 17% di ossigeno attivo in peso.

ORC-Advanced è una formulazione a base di ossidrossido di calcio [CaO(OH)₂] che, a contatto con l'acqua, rilascia molecole d'ossigeno attraverso la seguente reazione:



Il monofosfato di potassio (KH₂PO₄) e il difosfato di potassio (K₂HPO₄) inseriti all'interno della matrice cristallina del CaO(OH)₂ sono in grado di rallentare la velocità di rilascio dell'ossigeno, dando così la possibilità di mantenere attiva l'ossigenazione fino a 9-12 mesi.

L'applicazione di *ORC-Advanced* ha come obiettivo quello di stimolare e quindi accelerare il processo di biorisanamento aerobico attraverso lo sviluppo di ossigeno. Una crescita della flora batterica autoctona associata all'impiego di questa tecnologia è assolutamente auspicabile ed è un processo naturale e biocompatibile. Nessun ceppo batterico estraneo viene introdotto all'interno della falda, trattasi infatti di colonie

batteriche di tipo endogeno, la cui crescita è comunque autoregolata dal sistema ambientale.

Eventuali effetti del sistema adottato sono riconducibili a modesti innalzamenti dei valori di pH della falda, che comunque rimane elevato solo localmente, considerata la natura insolubile dell'*ORC*. Il pH di *ORC* è attorno a 9.0, mentre le reazioni di idrossidazione generano pH prossimi a 10. È stato comunque dimostrato che la presenza di alti livelli di pH, all'interno della barriera, possono controllare l'eccessiva proliferazione microbica.

Il raggio di influenza del sistema è molto limitato per cui è ragionevole considerare inconsistenti eventuali rischi di influenza nei confronti di ricettori esterni al sito. Pertanto, potenziali variazioni di pH e di conta batterica totale nel sottosuolo riguarderanno solo ed esclusivamente un intorno molto prossimo (qualche centimetro) dei piezometri in cui verranno installate le calze di *ORC-Advanced*.

ORC-Advanced viene utilizzato sotto forma di *filter socks* (calze filtranti).

Queste hanno il vantaggio di permettere un rifornimento continuo di ossigeno (rimuovendo le calze esaurite ed installando i ricambi) e mantenere costante la degradazione aerobica in atto, in modo tale da garantire una graduale eliminazione degli inquinanti.

Inoltre, in seguito al decorso della precedente reazione chimica, l'unica sostanza immessa nella matrice acquosa, oltre all'ossigeno molecolare (O_2), è una trascurabile quantità di idrossido di calcio $[Ca(OH)_2]$, che per la sua bassa solubilità in acqua rimane intrappolato all'interno della calza-filtro e risulta quindi completamente rimovibile.

Le calze filtranti sono immerse completamente in falda nella parte alta della colonna d'acqua del pozzo di monitoraggio e vengono sostituite una volta esaurito il prodotto.

I principali indicatori fisici, chimici e biologici utili alla verifica dell'efficacia della tecnologia *Enhanced Aerobic Bioremediation* sono:

- la distribuzione di ossigeno disciolto nell'acquifero, che rappresenta il parametro fondamentale e che viene considerato fattore limitante se raggiunge concentrazioni prossime o inferiori a 1 mg/l;

- il pH esprime la concentrazione degli ioni idrogeno presenti nelle acque. Esso da un lato condiziona l'attività biologica delle diverse popolazioni batteriche deputate alla depurazione, dall'altro rappresenta l'effetto che le singole reazioni biochimiche producono sulle acque trattate. Deve presentare valori compresi tra 6 e 8, intervallo compatibile con la vita della maggior parte degli organismi attivi nella degradazione aerobica dei contaminanti;
- il potenziale di ossidoriduzione (Eh), che dà indicazione sullo stato redox delle acque e che definisce se le condizioni sono aerobiche o anaerobiche;
- la presenza di altri accettori terminali di elettroni o indicatori correlati;
- le concentrazioni di manganese e ferro nelle acque sotterranee, che rappresentano un'ulteriore destinazione dell'ossigeno nei fenomeni diretti di ossidazione, da prendere in considerazione per valori superiori ai 10 mg/l;
- la domanda totale di ossigeno, determinabile con il test del COD (*Chemical Oxygen Demand*), per quantificare la presenza degli altri eventuali composti che possano essere ossidati direttamente dall'ossigeno molecolare prodotto dall'*ORC-Advance* o metabolizzati al posto dei contaminanti. Il COD indica la quantità di ossigeno richiesta per ossidare chimicamente le sostanze;
- il BOD (*Biological Oxygen Demand*) per ottenere un primo riscontro di biodegradabilità dalla comparazione con i dati noti di contaminazione da idrocarburi e con il COD. Il BOD indica la quantità di ossigeno richiesta dai microrganismi aerobi per poter procedere all'assimilazione e alla degradazione delle sostanze organiche presenti nelle acque. Il valore numerico associato al BOD corrisponde convenzionalmente alla richiesta di ossigeno soddisfatta dopo 5 giorni, per cui viene solitamente indicato con il termine BOD₅ che rappresenta il 68% della richiesta totale;
- la concentrazione dei nutrienti utilizzati dal metabolismo aerobico, ovvero azoto e fosforo, che deve risultare nel corretto rapporto col substrato carbonioso pari a circa 100:10:1 come C:N:P;
- la concentrazione e la tipologia di contaminanti in fase adsorbita nel terreno, dato che i fenomeni di desorbimento renderanno man mano questi disponibili per la degradazione biologica;
- la concentrazione e la tipologia di contaminanti in fase disciolta nelle acque sotterranee;

- la concentrazione iniziale della carica batterica totale, che va misurata per verificare la presenza di una popolazione microbica già accresciuta e selezionata per l'instaurarsi dei processi di biodegradazione naturale.

Mediante sonda multiparametrica vengono quindi misurati mensilmente:

- potenziale redox;
- ossigeno disciolto;
- temperatura;
- conducibilità elettrica;
- pH;
- salinità.

10.1 Verifica di applicabilità della tecnologia

Al fine di definire il punto zero (*baseline*) della matrice acquosa e di conseguenza procedere ad un corretto dimensionamento dell'*ORC-Advanced*, in data 28 febbraio 2008 sono state svolte presso il sito in oggetto le seguenti attività:

- rilievo del livello piezometrico;
- rilievo dei parametri chimico-fisici mediante sonda multiparametrica;
- prelievo ed analisi di campioni d'acqua.

Rilievo del livello piezometrico

Allo scopo di ricostruire l'andamento della superficie freatica dell'acquifero, nonché per verificare l'eventuale presenza di prodotto idrocarburico in galleggiamento, è stato effettuato il rilievo del livello piezometrico in tutti i pozzi di monitoraggio.

Le misurazioni eseguite hanno evidenziato la presenza di idrocarburi surnatanti in corrispondenza dei piezometri denominati PM-3, PM-4 e PM-5.

Nella tabella seguente si riportano i dettagli dei rilievi effettuati.

Denominazione piezometro	Profondità falda da boccapozzo	Profondità prodotto da boccapozzo	Spessore prodotto	Quote boccapozzo	Quote falda
	m	m	mm	m s.l.m.	m s.l.m.
PM-1	7,966	-	-	184,000	176,034
PM-2	8,542	-	-	184,540	175,998
PM-3	8,239	8,236	3	184,250	176,013
PM-4	8,908	8,845	63	184,810	175,952
PM-5	9,424	9,410	14	185,315	175,902
PM-6	9,606	-	-	185,465	175,859
PM-7	9,524	-	-	185,437	175,913
PM-8	10,006	-	-	185,610	175,604
PM-9	10,251	-	-	185,890	175,639
PB	9,102	-	-	185,004	175,902

Tab. 24 – Rilievo del livello piezometrico effettuato in condizioni statiche

Rilievo dei parametri chimico-fisici mediante sonda multiparametrica

Al fine di valutare le condizioni chimico-fisiche della falda acquifera, sono stati determinati mediante sonda multiparametrica i seguenti parametri:

- potenziale redox;
- ossigeno disciolto;
- temperatura;
- conducibilità elettrica;
- pH;
- salinità.

In Tabella 25 vengono riportati i risultati ottenuti.

Denominazione piezometro	Salinità	Potenziale redox	O ₂ disciolto		Conducibilità	pH	Temperatura
	pss	mV	mg/l	%	mS/cm		°C
PM-1	0,79	238	3,91	39,0	1,590	7,55	15,43
PM-2	0,59	-72	0,58	5,9	1,199	7,65	16,43
PM-3	parametri non rilevati per la presenza di prodotto surnatante						
PM-4	parametri non rilevati per la presenza di prodotto surnatante						
PM-5	parametri non rilevati per la presenza di prodotto surnatante						
PM-6	0,58	-97	0,32	3,3	1,186	7,61	16,32
PM-7	0,62	-1	0,50	5,2	1,260	7,52	17,18
PM-8	0,67	-99	0,43	4,4	1,342	7,55	17,17
PM-9	0,62	-75	0,30	3,0	1,245	7,63	16,30
PB	0,60	-146	0,24	2,5	1,206	7,49	16,55
Accuratezza	± 1%	± 25	±0,2	-	± 1%	± 0,2	± 0,20
Risoluzione	0,01	1	0,01	-	0,001	0,01	0,01

Tab. 25 – Parametri chimico-fisici

Prelievo ed analisi di campioni d'acqua

Si è proceduto al prelievo di un campione d'acqua tramite idoneo campionatore di superficie (*bailer*) da ciascun piezometro installato presso il sito in oggetto, esclusi quelli denominati PM-3, PM-4 e PM-5 a causa della presenza di prodotto surnatante, per la determinazione dei seguenti parametri chimici:

- idrocarburi totali (espressi come n-esano);
- BTEX (Benzene, Toluene, Etilbenzene, p-Xilene);
- MtBE.

Denominazione piezometro	Idrocarburi totali (come n-esano)	Benzene	Toluene	Etilbenzene	p-xilene	MtBE
	µg/l					
PM-1	< 10	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
PM-2	< 10	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	733
PM-3	campione non analizzato per la presenza di prodotto surnatante					

PM-4	campione non analizzato per la presenza di prodotto surnatante					
PM-5	campione non analizzato per la presenza di prodotto surnatante					
PM-6	< 10	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	40
PM-7	< 10	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	434
PM-8	< 10	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	107
PM-9	< 10	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	27
PB	< 10	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	81
CSC per le acque sotterranee D.Lgs. 152/06	350	1	15	50	10	10

Tab. 26 – Risultati delle analisi chimiche effettuate sui campioni d’acqua

In corrispondenza dei piezometri PM-1, PM-6 e PM-9, rispettivamente a monte, al centro e a valle idrogeologica del plume di contaminazione, sono state prelevate ulteriori aliquote di acqua di falda per la determinazione analitica dei seguenti parametri:

- Solfati;
- Solfuri;
- Nitrati;
- Ferro bivalente;
- Ferro trivalente;
- Manganese bivalente;
- BOD₅ a 20°C;
- COD;
- Azoto totale;
- Fosforo totale;
- Carica microbica totale a 22°C e a 36°C.

I risultati delle analisi effettuate sui campioni d’acqua sono riassunti nella tabella seguente.

Denominazione piezometro	Solfati	Solfuri	Nitrati	Fe ²⁺	Fe ³⁺	Mn ²⁺	BOD ₅ a 20°C	COD	N totale	P totale	Carica microbica totale a 22°C	Carica microbica totale a 36°C
	mg/l di SO ₄	mg/l di S	mg/l NO ₃	µg/l			mg/l di O ₂		mg/l di N	mg/l di P	UFC/ml	
PM-1	88,5	<0,1	147,8	4	6	2	4,5	17,1	35,2	0,36	8200	6100
PM-6	164,4	<0,1	0,1	595	607	251	178	585,6	<5	<0,1	1600	1800
PM-9	87,2	<0,1	0,1	230	307	344	3,9	12,2	<5	0,57	8800	6800

Tab. 27 – Risultati delle analisi effettuate sui campioni d'acqua prelevati da PM-1, PM-6, PM-9

La concentrazione di ossigeno disciolto rilevato nelle acque sotterranee in corrispondenza dei piezometri PM-2, PM-6, PM-7, PM-8, PM-9 e PB risulta compresa tra 0,24 mg/l e 0,58 mg/l, rappresentativo di un ambiente non favorevole a una consistente attività microbica aerobica e quindi la limitata disponibilità di ossigeno disciolto è da considerarsi un possibile fattore limitante. Il valore pari a 3,91 mg/l di ossigeno disciolto, riscontrato in corrispondenza del piezometro PM-1, denota un ambiente già idoneo all'attività biodegradativa del contaminante residuo disciolto.

I valori negativi di potenziale redox rilevati confermano la presenza di un ambiente sfavorevole all'attività microbica aerobica, conseguenza della bassa percentuale di ossigeno disciolto. Il valore positivo e relativamente elevato riscontrato in corrispondenza del PM-1, conferma la presenza di un ambiente già idoneo all'attività biodegradativa del contaminante residuo disciolto.

I valori di pH rilevati risultano compresi tra 7,49 e 7,65, ovvero nell'intervallo ottimale per lo sviluppo della maggior parte dei microrganismi aerobici.

Per quanto riguarda i nutrienti, le concentrazioni di azoto e fosforo totale risultano sufficienti a garantire un corretto sviluppo delle colonie di microrganismi aerobici.

10.2 Dimensionamento

Condizione necessaria all'installazione delle calze filtranti è la completa assenza di prodotto surnatante, pertanto non potranno essere inserite all'interno di piezometri denominati PM-3, PM-4 e PM-5.

Inoltre non è possibile installare le calze filtranti neppure nel piezometro PM-3 e nel pozzo PB poiché sono destinati alla messa in emungimento mediante pompe elettriche (*Pump&Treat*).

In considerazione delle caratteristiche geologiche ed idrogeologiche del sito ed alla tipologia e distribuzione della contaminazione, è stata ricavata la quantità di ossigeno stechiometricamente necessaria alla degradazione dei contaminanti.

Per la messa in sicurezza operativa del sito si è deciso quindi di adottare il seguente schema:

Denominazione piezometro	Numero di calze da 2" per applicazione	Quantità di <i>ORC-Advanced</i> necessaria per applicazione
PM-2	10	25,5 kg
PM-6	10	
PM-7	7	
PM-8	10	
PM-9	10	

Tab. 28 – Schema di dimensionamento sito-specifico

10.3 Gestione dei rifiuti

I rifiuti prodotti nel corso dell'intero periodo della messa in sicurezza operativa sono gestiti nel rispetto della normativa vigente in materia di recupero/smaltimento del rifiuto, secondo la classificazione del Catalogo Europeo dei Rifiuti (C.E.R.).

Una volta esaurito il prodotto (*ORC-Advanced*) contenuto nelle calze filtranti disposte all'interno dei pozzi di monitoraggio, queste dovranno essere sostituite. Le calze esauste vengono stoccate temporaneamente in appositi contenitori presso impianto autorizzato, con il codice C.E.R.:

15.02.02

Assorbenti, materiali filtranti (inclusi filtri dell'olio non specificati altrimenti), stracci e indumenti protettivi, contaminati da sostanze pericolose.

11 PIANO DI MONITORAGGIO

Di seguito sono riportate le attività che vengono svolte durante le visite di monitoraggio e la relativa tempistica:

- verifica del corretto funzionamento degli impianti, dei parametri di taratura e manutenzione ordinaria degli stessi con cadenza mensile;
- rilievi dei principali parametri operativi (quantità di acqua emunta, trattata dal sistema installato, ecc.) con cadenza mensile;
- verifica dello stato delle tubazioni e delle raccorderie con cadenza mensile;
- monitoraggio delle componenti di impatto ambientale delle attrezzature installate con cadenza mensile;
- rilievo del livello piezometrico in tutti i pozzi di monitoraggio presenti all'interno del sito in oggetto [PM-1÷PM-9 e PB] con cadenza mensile, per la verifica dell'efficacia del sistema di *Pump&Treat*;
- prelievo di campioni di acqua con cadenza mensile in entrata e in uscita dal sistema di trattamento *Pump&Treat*;
- prelievo di campioni di acqua dai pozzi esterni al sito in oggetto [P1, P1bis, P4, P5, P6, P7, P8, P14, P15] con cadenza quadrimestrale. La scelta dei pozzi è motivata dal fatto che risultano i più significativi perché ubicati a monte e a valle idrogeologica rispetto la locale direzione di deflusso della falda ed al deposito carburanti;
- verifica del corretto posizionamento delle calze filtranti all'interno dei piezometri;
- per valutare lo stato di qualità delle acque sotterranee e per garantire l'efficienza del processo di biodegradazione stimolato dalle calze filtranti, viene eseguito a cadenza quadrimestrale il campionamento delle acque di tutti i pozzi di monitoraggio presenti in sito [PM-1÷PM-9 e PB];
- misura con cadenza mensile mediante sonda multiparametrica dei parametri che influenzano l'attività microbica che determinano il consumo di ossigeno in corrispondenza di tutti i pozzi di monitoraggio interni al sito in oggetto [PM-1÷PM-9 e PB].

12 VERIFICA DELL'EFFICACIA DEL SISTEMA DI MESSA IN SICUREZZA OPERATIVA

Il sistema di messa in sicurezza operativa è stato avviato nel luglio 2009. Comprende un sistema di contenimento del plume effettuato dal Pump&Treat e le ORC, calze filtranti a lento rilascio d'ossigeno per garantire il contenimento e la graduale degradazione dell'inquinante nella matrice suolo.

Per valutare l'efficacia del sistema di messa in sicurezza operativa è fondamentale l'azione di monitoraggio di molteplici parametri. In particolare verranno analizzati:

- andamenti del livello della falda, sia nei pozzi interni sia nei pozzi esterni al sito;
- analisi chimiche delle acque sotterranee, sia dei pozzi interni sia dei pozzi esterni al sito;
- stima dei volumi di acqua trattati dal sistema P&T ed analisi della qualità delle acque in ingresso/uscita dai filtri;
- principali indicatori della tecnologia *Enhanced Aerobic Bioremediation* misurati dalla sonda multiparametrica.

Inoltre, sulla base delle analisi chimiche delle acque sotterranee e della stima dei volumi di acqua estratti, si può realizzare un bilancio di massa, con il quale risalire alla quantità di contaminante estratto.

12.1 Andamento del livello della falda acquifera

Il rilievo piezometrico ha lo scopo di ricostruire l'andamento della superficie piezometrica delle acque di falda. Per questo motivo vengono monitorati sia i pozzi interni al sito [PM-1 ÷ PM-9, PB] sia i pozzi privati esterni all'area [P1, P1bis, P2 ÷ P15].

12.1.1 Pozzi interni al sito

Il primo campionamento del livello piezometrico risale a settembre 2006; solo da luglio 2009 (periodo in cui viene avviato il sistema di messa in sicurezza operativa) i monitoraggi vengono effettuati con cadenza mensile.

Le misurazioni vengono eseguite con una sonda di interfaccia in grado di rilevare, con la precisione di 1 mm, eventuali spessori di prodotto surnatante.

In ogni occasione viene misurata la profondità dell'acquifero e del prodotto surnatante, se presente, da bocca pozzo; essendo nota la quota assoluta (m s.l.m.) di ciascun pozzo, si può lavorare con cinque parametri diversi e fra loro correlati:

- profondità della falda dal bocca pozzo (m);
- profondità del prodotto surnatante dal bocca pozzo (m);
- spessore del prodotto surnatante (m);
- quota relativa della falda (m s.l.m.);
- quota relativa del prodotto surnatante (m s.l.m.).

I primi due valori sono quelli effettivamente misurati dalla sonda. Lo spessore del prodotto eventualmente riscontrato si calcola dalla differenza delle due letture (dal valore della profondità della falda da b.p. si sottrae quello della profondità del prodotto da b.p.).

La quota relativa della falda è data dalla differenza tra la quota assoluta del bocca pozzo e la profondità della falda dal bocca pozzo. Allo stesso modo si calcola la quota relativa del prodotto surnatante.

Per la valutazione degli andamenti del livello piezometrico, in seguito si farà riferimento esclusivamente alle misure delle quote relative di falda e prodotto surnatante.

Data	Quote relative falda (m s.l.m.)									
	PM-1	PM-2	PM-3	PM-4	PM-5	PM-6	PM-7	PM-8	PM-9	PB
26-set-06	176,928	176,884	176,893	176,814	176,709	176,691	176,862	176,215	176,343	176,672
29-mag-07	176,633	176,583	176,595	176,502	176,4092	176,453	176,421	175,849	175,79	176,354
28-giu-07	176,5	176,455	176,456	176,337	176,28	176,195	176,317	175,74	175,76	176,234
26-lug-07	176,499	176,262	176,273	176,156	176,033	175,914	176,125	175,574	175,581	176,028
5-ott-07	176,163	175,974	176,122	176,022	176,009	175,937	175,977	175,519	175,6	175,975
28-feb-08	176,034	175,998	176,0133	175,9524	175,9022	175,859	175,913	175,604	175,639	175,902
2-feb-09	176,844	176,826	176,8013	176,716	176,661	176,572	176,625	176,155	176,155	176,612
1-lug-09	176,806	176,762	176,767	176,6836	176,6106	176,531	176,595	176,086	176,109	176,5602
3-lug-09	176,767	176,698	176,1248	176,5298	176,5616	176,381	176,462	176,058	176,134	175,9072
4-ago-09	176,589	176,532	176,0298	176,431	176,3606	176,386	176,353	175,824	175,828	175,5126
10-set-09	176,408	176,327	176,216	176,1808	176,1708	176	176,051	175,669	175,652	175,6006
10-ott-09	176,403	176,246	176,2765	176,1312	176,1544	175,564	175,932	175,467	175,631	175,4096
18-nov-09	176,373	176,299	175,8628	176,1274	176,1536	175,967	176,001	175,847	175,858	175,463
20-nov-09	176,318	176,082	175,6073	175,9134	176,037	175,814	175,783	175,818	175,843	174,61
22-dic-09	176,355	176,237	176,0185	176,064	176,1536	175,964	175,714	175,887	175,861	174,563
19-gen-10	176,937	176,773	176,1993	176,6822	176,559	176,052	176,452	176,072	176,045	175,879
17-feb-10	177,046	176,791	175,042	176,604	176,7912	176,519	176,464	176,42	176,397	174,8
22-mar-10	177,602	177,366	175,8805	177,176	177,284	176,912	176,992	176,701	176,701	174,144
19-apr-10	177,687	177,507	176,8038	177,187	177,344	177,011	177,032	176,801	176,813	174,174
13-mag-10	177,701	177,563	175,9298	177,237	177,373	177,07	176,918	176,819	176,825	174,3566
14-mag-10	177,675	177,459	176,8435	177,169	177,351	177,04	177,039	176,814	176,815	174,6368
14-giu-10	177,675	177,466	177,5613	177,198	177,331	177,017	177,068	176,804	176,799	174,543
21-lug-10	177,435	177,289	176,3558	176,974	177,09	176,759	176,832	176,593	176,557	174,5506
7-set-10	177,184	177,008	175,7153	176,762	176,8918	176,605	176,642	176,439	176,423	174,5988

Tab. 29 – Quote relative della falda

Data	Quote relative prodotto (m s.l.m.)									
	PM-1	PM-2	PM-3	PM-4	PM-5	PM-6	PM-7	PM-8	PM-9	PB
26-set-06	-	-		-	-	-	-	-	-	-
29-mag-07	-	-		-	176,4132	-	-	-	-	-
28-giu-07	-	-		-	-	-	-	-	-	-
26-lug-07	-	-		-	-	-	-	-	-	-
5-ott-07	-	-		-	176,019	-	-	-	-	-
28-feb-08	-	-	176,0163	176,0154	175,9162	-	-	-	-	-
2-feb-09	-	-	177,0523	-	-	-	-	-	-	-
1-lug-09	-	-	177,003	176,6856	176,6126	-	-	-	-	176,5642
3-lug-09	-	-	176,4258	176,5308	176,5636	-	-	-	-	175,9162
4-ago-09	-	-	176,6588	176,436	176,3626	-	-	-	-	175,5146
10-set-09	-	-	176,972	176,2018	176,1868	-	-	-	-	175,6026
10-ott-09	-	-	176,8785	176,1452	176,1574	-	-	-	-	175,4116
18-nov-09	-	-	176,7038	176,1654	176,1556	-	-	-	-	-
20-nov-09	-	-	175,9463	175,9514	176,067	-	-	-	-	-
22-dic-09	-	-	177,1525	176,219	176,1856	-	-	-	-	-
19-gen-10	-	-	177,0023	176,6862	176,594	-	-	-	-	-
17-feb-10	-	-	175,274	-	176,8202	-	-	-	-	-
22-mar-10	-	-	176,0345	-	-	-	-	-	-	-
19-apr-10	-	-	177,9048	-	-	-	-	-	-	-
13-mag-10	-	-	176,0388	-	-	-	-	-	-	174,3886
14-mag-10	-	-	176,8655	-	-	-	-	-	-	174,6678
14-giu-10	-	-	177,7643	-	-	-	-	-	-	174,558
21-lug-10	-	-	176,3648	-	-	-	-	-	-	174,5626
7-set-10	-	-	175,7263	-	176,8928	-	-	-	-	174,6198

Tab. 30 – Quote relative del prodotto surnatante

Il prodotto surnatante è stato rinvenuto in quattro pozzi: PM-3, PM-4, PM-5, PB, tutti ubicati nella zona centrale del sito in esame. Lo spessore del contaminante varia da qualche mm fino oltre 1 m.

Data	spessore prodotto (m) (gasolio d=0,8)									
	PM-1	PM-2	PM-3	PM-4	PM-5	PM-6	PM-7	PM-8	PM-9	PB
26-set-06										
29-mag-07					0,004					
28-giu-07										
26-lug-07										
5-ott-07					0,01					
28-feb-08			0,003	0,063	0,014					
2-feb-09			0,251							
1-lug-09			0,236	0,002	0,002					0,004
3-lug-09			0,301	0,001	0,002					0,009
4-ago-09			0,629	0,005	0,002					0,002
10-set-09			0,756	0,021	0,016					0,002
10-ott-09			0,602	0,014	0,003					0,002
18-nov-09			0,841	0,038	0,002					
20-nov-09			0,339	0,038	0,03					
22-dic-09			1,134	0,155	0,032					
19-gen-10			0,803	0,004	0,035					
17-feb-10			0,232		0,029					
22-mar-10			0,154							
19-apr-10			1,101							
13-mag-10			0,109							0,032
14-mag-10			0,022							0,031
14-giu-10			0,203							0,015
21-lug-10			0,009							0,012
7-set-10			0,011		0,001					0,021

Tab. 31 – Spessore del prodotto surnatante

Si riportano in seguito i grafici degli andamenti del livello piezometrico al variare del tempo per i singoli pozzi di monitoraggio (PM-1÷PM-9) e per i due pozzi di emungimento (PM-3 e PB).

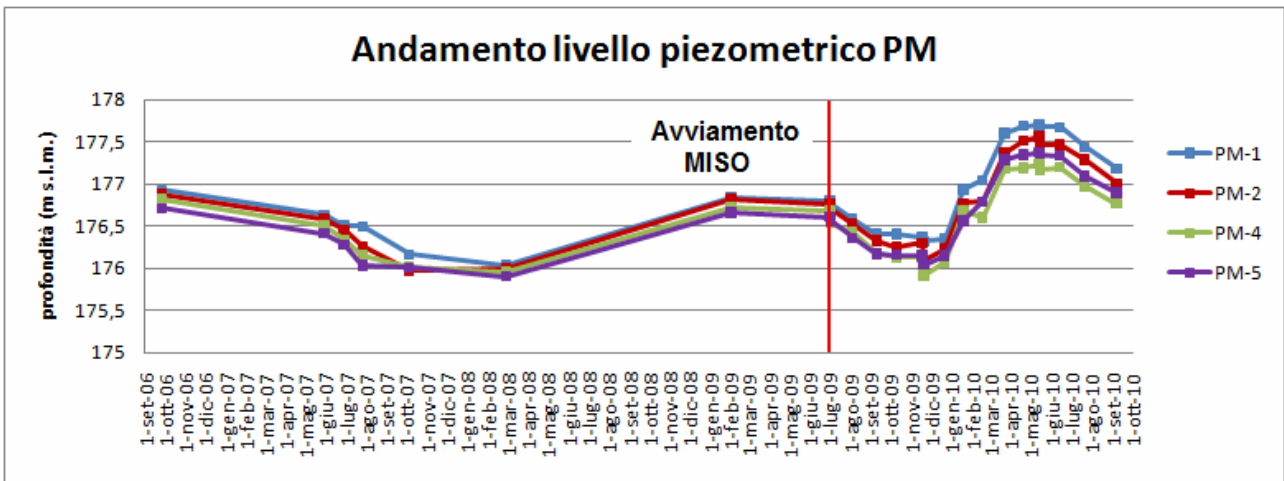


Fig. 26 – Andamento del livello piezometrico per PM-1, PM-2, PM-4, PM-5

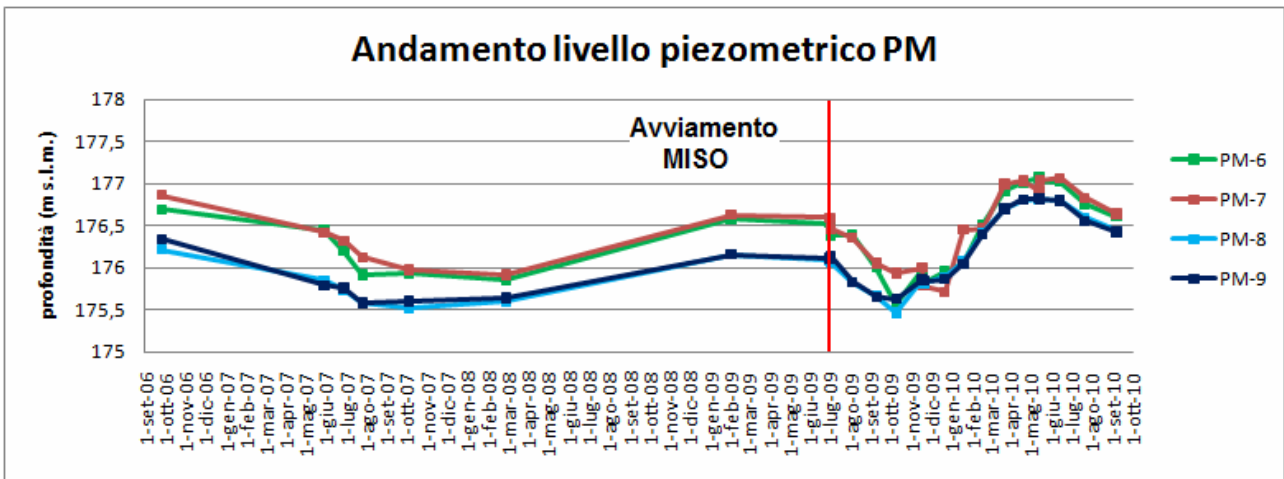


Fig. 27 – Andamento del livello piezometrico per PM-6, PM-7, PM-8, PM-9

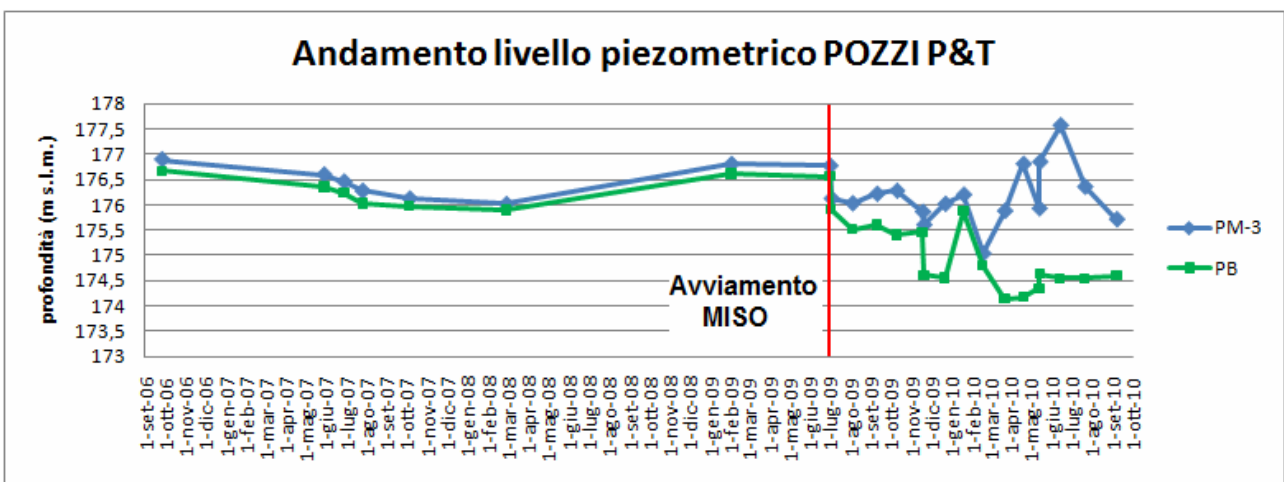


Fig. 28 – Andamento del livello piezometrico per PM-3, PB

Si nota che tutti i pozzi di monitoraggio presentano un andamento della falda acquifera pressoché uguale, anche in seguito all'avviamento del sistema di messa in sicurezza operativa (MISO). Nel PM-1 vengono registrati i valori più alti della quota della falda e ciò è dovuto al fatto che il pozzo è quello che si trova più a monte in senso idrogeologico.

A partire da luglio 2009, mese di avviamento della MISO, si è misurato un primo calo del livello piezometrico fino a gennaio 2010, a cui è seguito un successivo innalzamento.

L'effetto della stagionalità si può intravedere dai grafici sopra riportati: nei mesi autunnali ed invernali il livello della falda aumenta perché questi sono i mesi più piovosi e la pioggia alimenta e ricarica la falda acquifera; nei mesi estivi invece il livello diminuisce.

Con l'avviamento del sistema *Pump&Treat* si viene a creare una depressione che tende a richiamare l'acqua dei pozzi circostanti verso il pozzo di emungimento. Quindi si prevedono degli abbassamenti maggiori in corrispondenza dei pozzi PM-3 e PB, e ciò è verificato perché si raggiungono quote minori (174 m s.l.m.) rispetto agli altri pozzi di monitoraggio (valore minimo 175,5 m s.l.m.).

Per evidenziare l'andamento della superficie freatica è stato ingrandito il particolare relativo al periodo di messa in sicurezza operativa (Figg. 29-30), per il PM-1, rappresentativo di tutti i pozzi di monitoraggio, e per i due pozzi di emungimento.

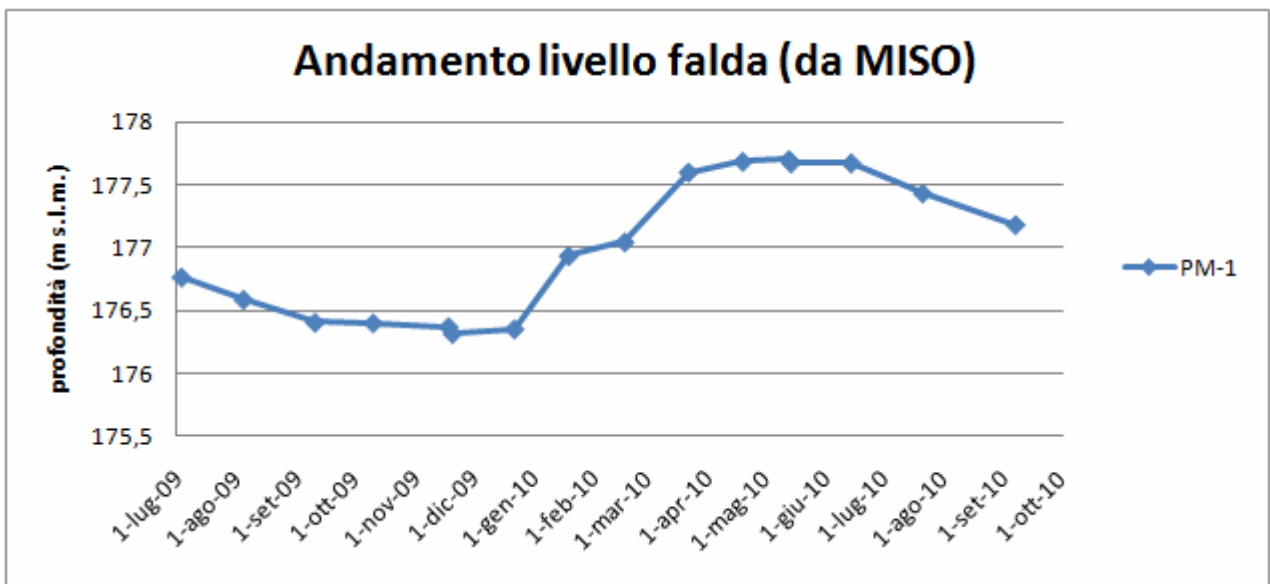


Fig. 29 – Particolare dell’andamento del livello piezometrico (dalla MISO) per PM-1

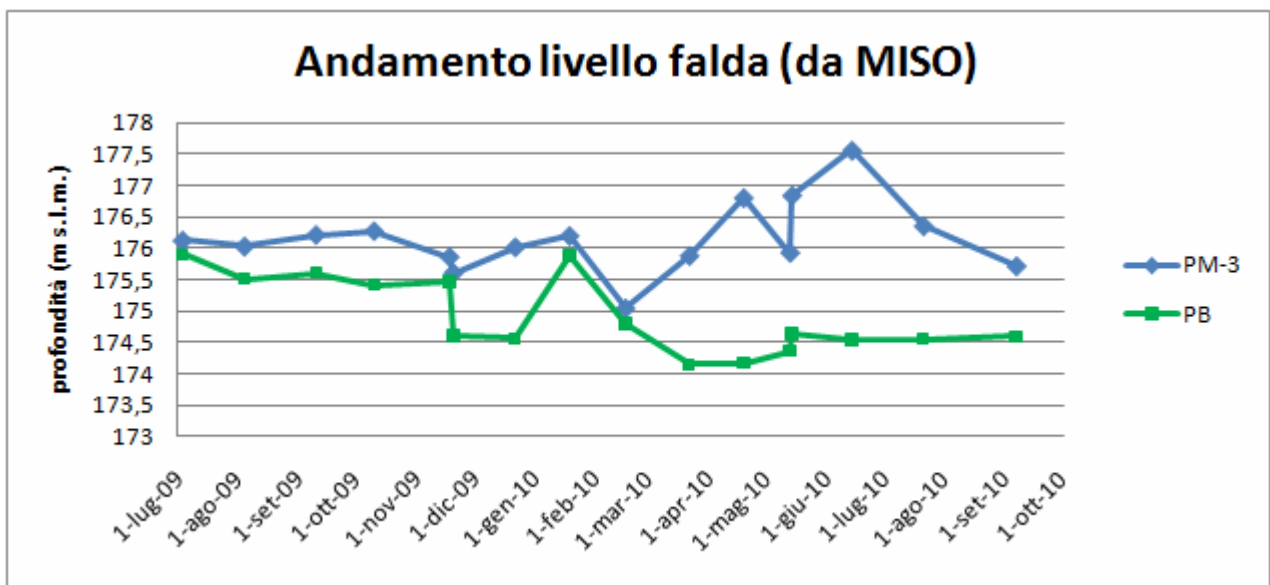


Fig. 30 – Particolare dell’andamento del livello piezometrico (dalla MISO) per PM-3 e PB

12.1.2 Pozzi esterni al sito

Il livello di falda dei pozzi privati circostanti il deposito viene monitorato ogni quattro mesi, a partire da luglio 2009, ad esclusione dei pozzi denominati P1bis, P2, P3 per i quali la Provincia di Perugia ha richiesto un rilievo mensile, da agosto 2009, “per

verificare l'effetto di richiamo e le interferenze con l'attività di Pump&Treat sui pozzi privati ubicati a monte idrogeologicamente". La prima misurazione risale a giugno 2006.

Data	Prof. falda dal b.p. (m)											
	P1	P1BIS	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P14	P15
19-giu-06	7,180	7,700	7,600	8,310	9,500	11,000	10,000	9,200	9,100		11,000	
3-lug-09					9,682							
20-nov-09	7,971	11,109			10,236	11,098	10,492	10,368	9,298		11,613	
24-mar-10	6,661	7,185	6,690	8,170	9,171	10,203			8,295	10,693		
23-lug-10	6,765	9,541	7,815	8,723	9,456	10,592	9,772	9,671	9,532	10,913		11,455

Tab. 32 – Profondità della falda dal bocca pozzo per i pozzi esterni al deposito

Poiché si tratta di pozzi privati è necessaria la presenza dei proprietari per poter effettuare i monitoraggi; spesso, come risulta da Tabella 32, a causa dell'assenza dei proprietari, non è stato possibile campionare i singoli pozzi e per questo motivo si ha una mancanza di dati.

Dal rilievo eseguito in condizioni statiche di giugno 2006, si conferma l'andamento dell'acquifero e la sua direzione di flusso verso SudOvest-NordEst. Infatti la profondità della falda, misurata dal bocca pozzo, è minore in corrispondenza dei pozzi a monte in senso idrogeologico (P1, P1bis, P2, P3), risulta di circa 9 m nei pozzi immediatamente esterni al sito (P7, P8), ed aumenta in corrispondenza dei pozzi ubicati a valle (P5, P6, P14, P15).

Con l'avvio del sistema di messa in sicurezza operativa, i pozzi che risentono della presenza del PM-3 e del PB sono quelli più vicini, situati all'interno del raggio d'influenza dei due pozzi di emungimento: P1, P1bis, in maniera minore P4. Tutti e tre presentano un andamento del livello della falda analogo a quello dei pozzi di monitoraggio interni al sito: vi è un primo momento in cui la falda si abbassa ed una fase successiva in cui il livello cresce. Ciò si può riscontrare nel grafico successivo in cui si riporta in ascissa la coordinata spaziale (pozzi privati esterni al deposito) ed in ordinata la profondità della falda misurata in ogni monitoraggio.

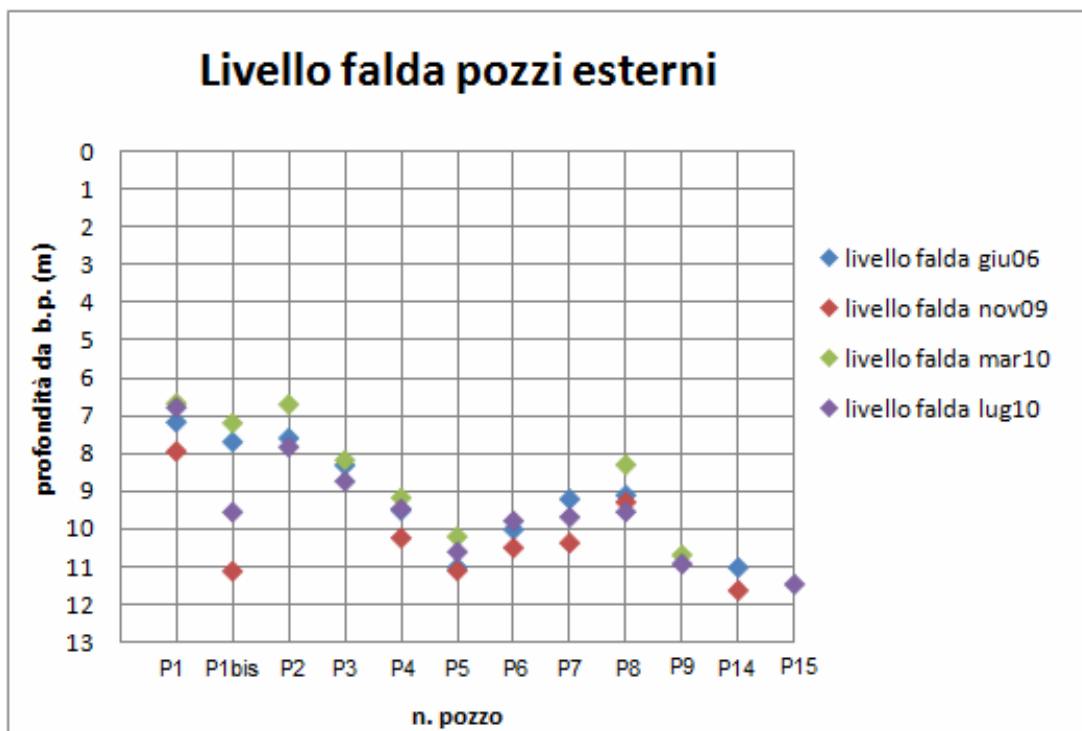


Fig. 31 – Livello della falda misurato nei pozzi esterni al deposito

In Figura 32 si riporta l'andamento del livello piezometrico in corrispondenza dei pozzi P1bis, P2 e P3, per i quali è previsto un monitoraggio mensile e quindi si hanno maggiori informazioni a disposizione.

Mentre i pozzi privati P2 e P3, come si può osservare dal grafico, presentano un andamento piuttosto simile, poiché sono più distanti dal pozzo di emungimento PM-3 e conseguentemente risentono meno dell'attività di *Pump&Treat*, il pozzo P1bis mostra un andamento della superficie freatica più discostante ed oscillante. Sembra che risenti in maniera abbastanza forte della presenza di entrambi i pozzi di emungimento (Fig. 33). Infatti tale pozzo è ubicato a monte nella zona centrale tra i pozzi PM-3 e PB.

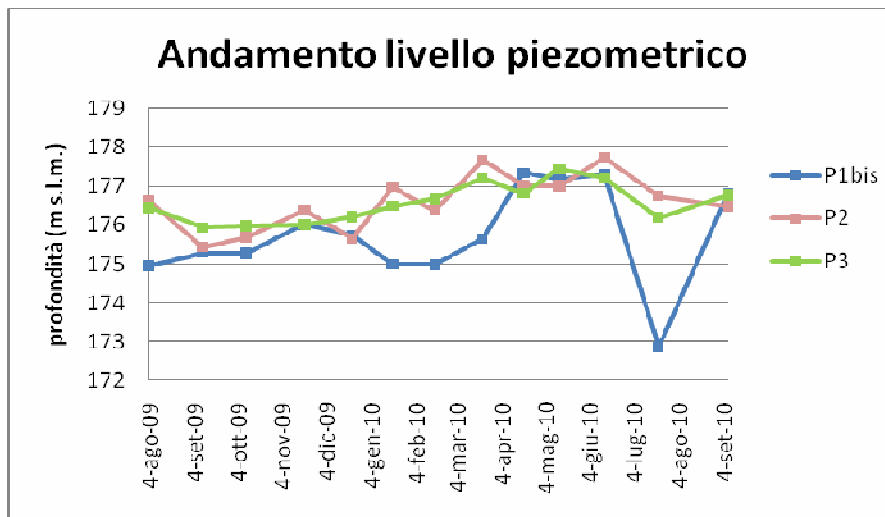


Fig. 32 – Andamento del livello piezometrico per P1bis, P2, P3

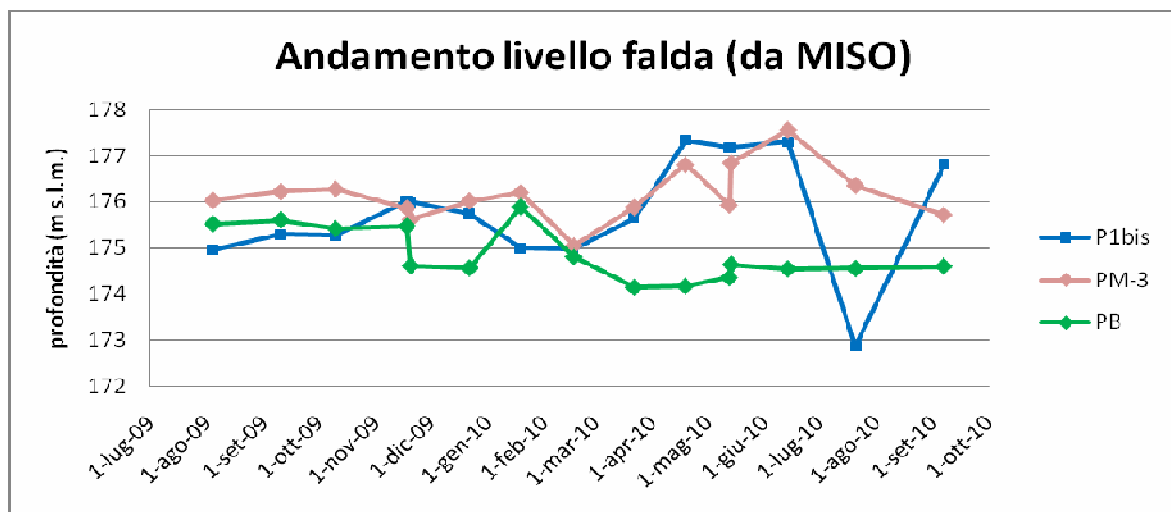


Fig. 33 – Confronto dell'andamento del livello piezometrico per P1bis e pozzi P&T

12.2 Analisi chimiche delle acque sotterranee

Le analisi chimiche sono fondamentali per conoscere quanto sono inquinate le acque sotterranee e quali sono i principali contaminanti presenti. Ciò permette di risalire al tipo di sorgente di contaminazione e di valutare l'efficacia del sistema di bonifica.

12.2.1 Pozzi interni al sito

Per quanto riguarda lo stato di qualità della falda sotterranea, le analisi di laboratorio effettuate sui campioni prelevati hanno rilevato la presenza di contaminanti idrocarburici disciolti, in concentrazioni superiori ai limiti normativi.

PM-3, PM-4, PM-5 e PB sono i pozzi in cui, durante diversi campionamenti, è stata riscontrata la presenza di prodotto surnatante e in tali occasioni non è stato possibile effettuare le analisi chimiche sulle acque. In ogni caso, le analisi effettuate su questi pozzi hanno sempre riportato risultati pessimi, con concentrazioni di idrocarburi totali, BTEX ed MtBE molto superiori ai limiti previsti dalla normativa vigente, soprattutto nel pozzo PM-3.

Il PM-1 risulta il pozzo più pulito, fatto dovuto alla sua ubicazione a monte in senso idrogeologico.

I restanti pozzi presentano valori elevati in particolare per il parametro MtBE.

Da luglio 2009 inoltre sono stati monitorati i valori spia (piombo, ferro bivalente, manganese, nitrati, solfati) per la tecnologia di attenuazione naturale aerobica accelerata, non solo ai fini della valutazione dell'efficienza della tecnica ma anche della sua compatibilità e sostenibilità ambientale sito specifica.

Si riportano in seguito le tabelle contenenti le analisi chimiche delle acque sotterranee per ciascun pozzo. Le caselle evidenziate in grigio si riferiscono alle date in cui non è stato possibile effettuare il campionamento delle acque a causa della presenza di prodotto surnatante in pozzo.

Data	PM-1										
	Idrocarburi Totali	Benzene	Toluene	Etilbenzene	p-Xilene	MtBE	Piombo	Fe bivalente	Manganese	Nitrati	Solfati
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l
26-set-06	0	0	0	0	0	0					
30-mag-07	0	0	0	0	0	0					
28-giu-07	0	0	0	0	0	0					
26-lug-07	0	0	0	0	0	0					
28-feb-08	0	0	0	0	0	0					
28-mag-09	0	0	0	0	0	410					
02-lug-09	0	0	0	0	0	0		29,0	604,0	55,7	65,4
20-nov-09	0	0	0	0	0	0		0	248,0	100,2	37,9
23-mar-10	7.196	0	0	0	0	0	35,3	0	1.384,0	165,0	71,2
23-lug-10	0	0	0	0	0	1	0	0	760,0	113,5	70,8
CSC acque sotterranee D.Lgs. 152/06	350	1	15	50	10	10	10	200	50	-	250

Tab. 33 – Analisi chimiche delle acque sotterranee PM-1

Data	PM-2										
	Idrocarburi Totali	Benzene	Toluene	Etilbenzene	p-Xilene	MIBE	Piombo	Fe bivalente	Manganese	Nitriti	Solfati
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l
26-set-06	0	0	0	0	0	136					
30-mag-07	0	0	0	0	0	1.242					
28-giu-07	0	0	0	0	0	421					
26-lug-07	0	0	0	0	0	0					
28-feb-08	0	0	0	0	0	733					
28-mag-09	0	0	0	0	0	973					
02-lug-09	0	0	0	0	0	138		14,0	0,0	0,0	65,4
20-nov-09	0	0	0	0	0	662		0	248,0	0	139,7
23-mar-10	274	0	0	0	0	506	0	0	113	163,3	70,4
23-lug-10	0	0	0	0	0	63	0	0	931	0,9	144,8
CSC acque sotterranee D.Lgs. 152/06	350	1	15	50	10	10	10	200	50	-	250

Tab. 34 – Analisi chimiche delle acque sotterranee PM-2

Data	PM-3										
	Idrocarburi Totali	Benzene	Toluene	Etilbenzene	p-Xilene	MIBE	Piombo	Fe bivalente	Manganese	Nitriti	Solfati
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l
26-set-06	17.245	1.593	1.773	98	979	5.627					
30-mag-07	5.295	1.853	1.176	6	658	16.487					
28-giu-07	32.097	14.566	23.339	3.788	13.420	49.907					
26-lug-07	104.502	8.052	15.256	1.706	7.450	72.222					
28-feb-08											
28-mag-09											
02-lug-09											
20-nov-09											
23-mar-10											
23-lug-10											
CSC acque sotterranee D.Lgs. 152/06	350	1	15	50	10	10	10	200	50	-	250

Tab. 35 – Analisi chimiche delle acque sotterranee PM-3

Data	PM-4										
	Idrocarburi Totali	Benzene	Toluene	Etilbenzene	p-Xilene	MIBE	Piombo	Fe bivalente	Manganese	Nitriti	Solfati
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l
26-set-06	589	0	0	0	0	0					
30-mag-07	235	0	0	0	0	84					
28-giu-07	2.334	0	0	0	0	0					
26-lug-07											
28-feb-08											
28-mag-09	91.166	20	0	7	40	189					
02-lug-09											
20-nov-09											
23-mar-10	9.440	29	1	0	0	1.768	0,0	0	112	0	147,5
23-lug-10	141.750	0	26	0	0	683,8	0,0	0	140	107	45
CSC acque sotterranee D.Lgs. 152/06	350	1	15	50	10	10	10	200	50	-	250

Tab. 36 – Analisi chimiche delle acque sotterranee PM-4

Data	PM-5										
	Idrocarburi Totali	Benzene	Toluene	Etilbenzene	p-Xilene	MtBE	Piombo	Fe bivalente	Manganese	Nitriti	Solfati
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l
26-set-06	0	0	0	0	0	134					
30-mag-07	56.109	0	0	0	20	462					
28-giu-07	33.441	0	0	0	0	1.514					
26-lug-07											
28-feb-08											
28-mag-09	27.122	136	45	14	18	300					
02-lug-09											
20-nov-09											
23-mar-10	114.436	2.113	37	10	1.151	65	0,0	4.493	1.298	51,5	41,4
23-lug-10	1.100.267	752	24	18	8	455	4,6	220	1.009	2,5	0,0
CSC acque sotterranee D.Lgs. 152/06	350	1	15	50	10	10	10	200	50	-	250

Tab. 37 – Analisi chimiche delle acque sotterranee PM-5

Data	PM-6										
	Idrocarburi Totali	Benzene	Toluene	Etilbenzene	p-Xilene	MtBE	Piombo	Fe bivalente	Manganese	Nitriti	Solfati
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l
26-set-06	0	0	0	0	0	0					
30-mag-07	0	0	0	0	0	0					
28-giu-07	0	0	0	0	0	0					
26-lug-07	0	0	0	0	0	0					
28-feb-08	0	0	0	0	0	40					
28-mag-09	215	0	0	0	0	137					
02-lug-09	64	0	0	0	0	0		10,0	6,0	0,0	139,2
20-nov-09	0	0	0	0	0	276		0	0	0	102,3
23-mar-10	0	0	0	0	0	76	5,7	0,0	67,0	0,0	102,3
23-lug-10	0	0	0	0	0	32	0,0	7,0	86,0	1,5	55,7
CSC acque sotterranee D.Lgs. 152/06	350	1	15	50	10	10	10	200	50	-	250

Tab. 38 – Analisi chimiche delle acque sotterranee PM-6

Data	PM-7										
	Idrocarburi Totali	Benzene	Toluene	Etilbenzene	p-Xilene	MtBE	Piombo	Fe bivalente	Manganese	Nitriti	Solfati
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l
26-set-06	0	0	0	0	0	182					
30-mag-07	0	0	0	0	0	2.228					
28-giu-07	0	0	0	0	0	1.181					
26-lug-07	0	0	0	0	0	971					
28-feb-08	0	0	0	0	0	434					
28-mag-09	0	0	0	0	0	858					
02-lug-09	0	0	0	0	0	106		21,0	156,0	0,0	99,5
20-nov-09	0	0	0	0	0	521		0,0	447,0	0,1	86,2
23-mar-10	0	0	0	0	0	2.980	3,5	0,0	377,0	0,0	89,4
23-lug-10	0	0	0	0	0	425	0,0	10,0	862,0	0,0	95,3
CSC acque sotterranee D.Lgs. 152/06	350	1	15	50	10	10	10	200	50	-	250

Tab. 39 – Analisi chimiche delle acque sotterranee PM-7

Data	PM-8										
	Idrocarburi Totali	Benzene	Toluene	Etilbenzene	p-Xilene	MTBE	Piombo	Fe bivalente	Manganese	Nitriti	Solfati
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l
26-set-06	0	0	0	0	0	197					
30-mag-07	270	0	0	0	0	1.712					
28-giu-07	572	0	0	0	0	1.092					
26-lug-07	365	0	0	0	0	452					
28-feb-08	0	0	0	0	0	107					
28-mag-09	894	0	0	0	0	72					
02-lug-09	0	0	0	0	0	0		5,0	53,0	0,0	107,5
20-nov-09	0	0	0	0	0	18		0,0	33,0	0,3	55,5
23-mar-10	0	0	0	0	0	128	21,9	0,0	406,0	0,0	106,7
23-lug-10	0	0	0	0	0	67	0,0	6,0	738,0	1,6	51,2
CSC acque sotterranee D.Lgs. 152/06	350	1	15	50	10	10	10	200	50	-	250

Tab. 40 – Analisi chimiche delle acque sotterranee PM-8

Data	PM-9										
	Idrocarburi Totali	Benzene	Toluene	Etilbenzene	p-Xilene	MIBE	Piombo	Fe bivalente	Manganese	Nitriti	Solfati
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l
26-set-06	0	0	0	0	0	0					
30-mag-07	0	0	0	0	0	428					
28-giu-07	704	0	0	0	0	1.192					
26-lug-07	1.399	0	0	0	0	0					
28-feb-08	0	0	0	0	0	27					
28-mag-09	343	0	0	0	0	569					
02-lug-09	5.741	0	0	0	0	63		16,0	420,0	0,0	29,8
20-nov-09	0	0	0	0	0	111		0,0	691,0	0,5	33,3
23-mar-10	0	0	0	0	0	111	0,0	107,0	278,0	0,0	96,7
23-lug-10	0	0	0	0	0	33	0,0	2,0	556,0	1,5	84,1
CSC acque sotterranee D.Lgs. 152/06	350	1	15	50	10	10	10	200	50	-	250

Tab. 41 – Analisi chimiche delle acque sotterranee PM-9

Data	PB										
	Idrocarburi Totali	Benzene	Toluene	Etilbenzene	p-Xilene	MTBE	Piombo	Fe bivalente	Manganese	Nitriti	Solfati
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l
26-set-06	472	0	0	0	0	0					
30-mag-07	772	0	0	0	0	106					
28-giu-07	0	0	0	0	0	52					
26-lug-07	0	0	0	0	0	0					
28-feb-08	0	0	0	0	0	81					
28-mag-09	675.447	0	0	0	0	56					
02-lug-09											
20-nov-09	1.436	0	0	0	0	173		0	348	0	120
23-mar-10	1.383	0	0	0	12	3.587	3,1	1.541	538	0	95,3
23-lug-10											
CSC acque sotterranee D.Lgs. 152/06	350	1	15	50	10	10	10	200	50	-	250

Tab. 42 – Analisi chimiche delle acque sotterranee PB

12.2.2 Pozzi esterni al sito

È importante monitorare i pozzi adiacenti al deposito per valutare l'efficacia del sistema di messa in sicurezza operativa e verificare che non vi siano superamenti dei valori consentiti dalla normativa vigente per i parametri ispezionati.

Il P1bis è situato a ovest del deposito, a circa 15-20 m di distanza dal parco serbatoi. Sebbene tale pozzo sia ubicato idrogeologicamente a monte, considerata la sua vicinanza, è possibile che il pompaggio operato nell'esercizio del pozzo stesso abbia favorito il richiamo dei contaminanti. La stessa interpretazione può essere valida per il pozzo P1, che risulta essere il pozzo per il quale le analisi sulla qualità dell'acqua sono le peggiori, riportando valori significativi sia per gli idrocarburi totali, per i BTEX e per l'MtBE.

Viene riportata la tabella con le analisi chimiche delle acque sotterranee per i pozzi privati. Sono evidenziati in azzurro i pozzi per i quali non è stato possibile effettuare il campionamento.

Pozzi privati								
denominazione campione	Data	Idrocarburi Totali						
		Benzene	Toluene	Etilbenzene	p-Xilene	Piombo	MtBE	
		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
P1	18-set-06	164	0	0	0	0	0	0
	02-lug-09	280.813	24	0	0	0	0	0
	20-nov-09	1.481	420	209	0	124	0	527
	24-mar-10	1.076	0	0	0	26	1,3	1002
	23-lug-10	11.976	187,9	556,1	55,9	762,9	0	1814,4
P1 bis	18-set-06	0	0	0	0	0	0	0
	02-lug-09	4.997	0	0	0	0	0	0
	20-nov-09	0	0	0	0	0	0	0
	24-mar-10	0	0	0	0	0	0	0
	23-lug-10	0	0	0	0	0	0	22,9
P2	18-set-06	0	0	0	0	0	0	0
	02-lug-09							
	20-nov-09	0	0	0	0	0	0	0
	24-mar-10							
	23-lug-10							
P3	18-set-06	0	0	0	0	0	0	0
	02-lug-09							
	20-nov-09	0	0	0	0	0	0	0
	24-mar-10							
	23-lug-10							
P4	18-set-06	0	0	0	0	0	0	0
	02-lug-09	0	0	0	0	0	0	0
	20-nov-09	0	0	0	0	0	0	0
	24-mar-10	0	0	0	0	0	0	0
	23-lug-10	0	0	0	0	0	0	0
P5	18-set-06	0	0	0	0	0	0	227
	02-lug-09	0	0	0	0	0	0	0
	20-nov-09	0	0	0	0	0	154	0
	24-mar-10	0	0	0	0	0	0	0
	23-lug-10	0	0	0	0	0	0	71,5
P6	18-set-06	0	0	0	0	0	0	181
	02-lug-09							
	20-nov-09	0	0	0	0	0	0	0
	24-mar-10							
	23-lug-10	2505	0	0	0	0	0	14718
P7	18-set-06	0	0	0	0	0	0	0
	02-lug-09							
	20-nov-09	0	0	0	0	0	0	0
	24-mar-10							
	23-lug-10	0	0	0	0	0	0	173,9
P8	18-set-06	0	0	0	0	0	0	0
	02-lug-09							
	20-nov-09	0	0	0	0	0	0	0
	24-mar-10	0	0	0	0	0	0	0
	23-lug-10	0	0	0	0	0	0	0
P11	18-set-06	0	0	0	0	0	0	0
	02-lug-09							
	20-nov-09	0	0	0	0	0	0	0
	24-mar-10							
	23-lug-10							
P12	18-set-06							
	02-lug-09							
	20-nov-09	0	0	0	0	0	0	0
	24-mar-10							
	23-lug-10							
P13	18-set-06	0	0	0	0	0	0	0
	02-lug-09							
	20-nov-09							
	24-mar-10							
	23-lug-10							
P14	18-set-06	0	0	0	0	0	0	352
	02-lug-09							
	20-nov-09	0	0	0	0	0	0	0
	24-mar-10	0	0	0	0	0	0	0
	23-lug-10	0	0	0	0	0	0	41015
P15	24-mar-10	0	0	0	0	0	0	61
	23-lug-10	0	0	0	0	0	0	384,9
CSC acque sotterranee D.Lgs. 152/06		350	1	15	50	10	10	10

Tab. 43 – Analisi chimiche delle acque sotterranee pozzi privati

Si registrano valori superiori a quelli limite, oltre che nel P1 e nel P1bis, anche nel P5, P6, P7, P14 e P15.

Tali valori si riferiscono in prevalenza al parametro MtBE, ma anche al piombo e agli idrocarburi totali.

Nel sito in esame la velocità della falda è assai ridotta, quindi anche la velocità dei contaminanti sarà molto lenta e occorre molto tempo prima che questi risentano del sistema di contenimento dovuto al pompaggio del P&T.

12.3 Monitoraggio del sistema Pump&Treat

Il monitoraggio dell'azione di contenimento del plume inquinante prevede il controllo dei volumi di acqua trattati dal sistema *Pump&Treat* adottato in sito e l'analisi sulla qualità delle acque emunte in ingresso/uscita dai filtri.

12.3.1 Stima dei volumi di acqua trattati dal sistema P&T

A partire dal 2 luglio 2009, viene effettuata mensilmente la lettura dei contaltri per conoscere qual è la portata delle due pompe (nei pozzi PM-3 e PB) e stimare i volumi di acqua trattati dai filtri in uscita dal sistema di *Pump&Treat* e filtro a carboni attivi.

Durante il monitoraggio i parametri che vengono presi in esame sono:

- profondità delle sonde di livello, per entrambi i pozzi di emungimento PM-3 e PB;
- giorni che intercorrono tra un monitoraggio e quello successivo;
- lettura contaltri (m^3), in ciascun pozzo di emungimento;
- acqua trattata in ciascun pozzo di emungimento (m^3): si riferisce al volume di acqua trattata rispetto al monitoraggio precedente. Si tratta quindi della differenza tra la lettura del contaltri ad una determinata data e la lettura del contaltri alla data precedente;
- acqua trattata complessivamente da entrambi i pozzi di emungimento (m^3);
- acqua trattata complessivamente da entrambi i pozzi di emungimento dall'avvio del sistema di pompaggio (m^3): si tratta di volumi cumulativi;
- lettura contaltri in uscita dal filtro (m^3);
- acqua trattata dai filtri (m^3): si riferisce al volume di acqua trattata dai filtri rispetto al monitoraggio precedente ed è la differenza tra la lettura del contaltri

in uscita dal filtro ad una determinata data e la lettura del contaltri in uscita dal filtro alla data precedente;

- acqua trattata (m^3/giorno): è la misura di una portata. Corrisponde al volume di acqua trattata dai filtri rispetto ai giorni che sono trascorsi tra i due monitoraggi.

Viene riportata inoltre la percentuale di funzionamento dell'inverter.

L'inverter è uno strumento in grado di regolare la frequenza del potenziale a cui è sottoposto il motore monofase della pompa sommersa presente nel pozzo/piezometro. Maggiore è la frequenza, maggiore è la potenza della pompa e conseguentemente il numero di giri della girante. L'inverter in definitiva consente di variare la portata della pompa senza dover intervenire sulle valvole idrauliche. La regolazione percentuale dell'inverter non è lineare ma esponenziale.

Si ricorda inoltre che la portata di progetto è pari a $8,4 \text{ m}^3/\text{giorno}$, la portata massima autorizzata allo scarico è $9 \text{ m}^3/\text{giorno}$ per ciascuna pompa.

A causa di un bloccaggio del contaltri (ora sostituito) della pompa nel pozzo PM-3, le letture, e conseguentemente la stima del volume di acqua trattata, non sono molto attendibili. Nel caso del pozzo di emungimento PB, i volumi di acqua trattata aumentano piano piano fino a stabilizzarsi dopo circa sei mesi dall'avviamento del sistema di messa in sicurezza operativa.

Le letture che vengono maggiormente prese in considerazione sono quelle effettuate in uscita dai filtri perché permettono di conoscere la quantità di acqua trattata al fine del computo complessivo delle acque emunte, trattate e scaricate a valle dell'impianto (Tab. 44). Inizialmente le portate d'acqua complessive per le due pompe sono basse ($1\div 3 \text{ m}^3/\text{giorno}$), aumentano verso febbraio-aprile, raggiungendo valori massimi di $15 \text{ m}^3/\text{giorno}$, per poi diminuire nei mesi successivi.

In nessuno dei due pozzi è stata mai superata la portata limite autorizzata allo scarico.

Data	Acqua trattata (m ³ /giorno)
02/07/09	0
03/07/09	3,531
03/08/09	3,507
09/09/09	2,017
10/10/09	0,871
20/11/09	1,187
22/12/09	6,058
20/01/10	6,114
17/02/10	15,502
22/03/10	8,880
20/04/10	15,000
14/05/10	11,1
15/06/10	9,573
21/07/10	8,526
07/09/10	6,396

Tab. 44 – Portata di acqua trattata dal sistema

12.3.2 Analisi della qualità delle acque in ingresso/uscita dai filtri

Al fine di valutare l'efficienza dei filtri a carboni attivi ed assicurarsi di scaricare in uscita dal sistema un'acqua pulita, è necessario effettuare periodicamente delle analisi chimiche sia sulle acque in ingresso ai filtri, sia sulle acque in uscita dai filtri.

I parametri che vengono monitorati sono:

- Idrocarburi totali;
- Benzene;
- Toluene;
- Etilbenzene;
- p-Xilene;
- Piombo;
- MtBE.

In ingresso arriva un'acqua ricca di contaminanti, come si può osservare da Tabella 45, in cui tutti i parametri, ad esclusione del piombo, risultano in concentrazioni molto superiori a quelle soglie.

In uscita dal filtro (Tab. 46) le concentrazioni si riducono drasticamente, raggiungendo valori tali da permettere lo scarico delle acque trattate. L'unica sostanza la cui concentrazione si abbassa ma non si annulla è l'MtBE: fino a febbraio 2010 i valori

misurati erano, come per le altre sostanze monitorate, al di sotto del limite di rilevabilità. In seguito si è sempre misurato un certo valore di concentrazione di MtBE in uscita dal filtro. Tale valore risulta molto basso in confronto a quello in ingresso al filtro, infatti se in ingresso si registrano valori dell'ordine dei 10.000-20.000 µg/l, in uscita i valori si riducono fino a 20-500 µg/l.

Nel caso delle acque in uscita dal sistema si controllano anche altri quattro parametri:

- pH;
- COD;
- BOD₅;
- Solidi sospesi totali.

Il pH rimane all'interno di un range neutro, con valori compresi tra 6,94 e 7,57.

COD e BOD₅ presentano valori bassi, spesso minori di 10 mg/l di O₂.

Il parametro Solidi Sospesi rappresenta la frazione della massa solida in sospensione presente nelle acque; convenzionalmente viene considerata sospesa la massa trattenuta dalla filtrazione su membrana di 0,45 micron, mentre ciò che passa viene definito disciolto. In pratica i solidi sospesi indicano le sostanze presenti nell'acqua sotto forma di particelle sospese e colloidali. In uscita dal filtro non si rileva la presenza di Solidi Sospesi.

Le celle evidenziate in grigio rappresentano i parametri non analizzati.

Si può dedurre che i filtri a carboni attivi sono efficaci nella rimozione dei contaminanti presenti nelle acque emunte dal sistema P&T. Tutte le sostanze in uscita dal filtro presentano concentrazioni nulle o molto basse.

I valori della concentrazione di MtBE registrati dal febbraio 2010 possono essere una spia per sottolineare la necessità della pulizia del filtro. Esaminando infatti il registro dei rifiuti relativo ai carboni esausti, è possibile appurare che, in seguito al verificarsi dei valori più alti (567 µg/l a febbraio 2010, 268 µg/l ad aprile 2010), è stata eseguita una sostituzione dei carboni attivi esausti.

INGRESSO FILTRO									
DATA	Idrocarburi Totali	Benzene	Toluene	Etilbenzene	Stirene	p-Xilene	Piombo	MtBE	Sommatoria aromatici
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
20/05/09	879	3.254	11.100	301	<0,5	2.513	<1	28.569	17.168
02/07/09	1.713	232	915	40		149	<1	7.340	1.336
04/08/09	56	< 0,1	<0,5	<0,5		<0,5	< 1	1.478	0
10/09/09	0	< 0,1	<0,5	<0,5		<0,5	< 1	1.624	0
06/10/09	6.141	< 0,1	<0,5	<0,5		<0,5	< 1	461	0
20/11/09	477	559	1.113	51		118	< 1	10.779	1.841
23/12/09	247	< 0,1	<0,5	<0,5		<0,5	< 1	7.748	0
20/01/10	262.611	5.811	21.539	2.835		5.362	< 1	10.136	35.547
18/02/10	112.267	2.045	201	3.249		21.218	3,6	16.777	26.713
23/03/10	129.793	2.513	8.112	573		4.882	2	19.471	16.080
20/04/10	3.681	2.506	2.090	32		1.441	<1	8.977	6.069
14/05/10	20.266	1.467	4.676	628		1.723	<1	11.537	8.494
16/06/10	54.151	1.553	2.334	873		3.030	<1	428	7.790
23/07/10	2.708	982	2.381	104		2.907	<1	10.205	6.373

Tab. 45 – Analisi chimica delle acque in ingresso al filtro

USCITA FILTRO												
DATA	Idrocarburi Totali	Benzene	Toluene	Etilbenzene	Stirene	p-Xilene	Piombo	MtBE	pH	C.O.D.	B.O.D.5	Solidi Sospesi totali
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	-	mgO ₂ /l		mg/l
20/05/09	<10	<0,1	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<1	<0,5				
02/07/09	<10	<0,1	<0,5	<0,5		<0,5	<1	<0,5	7,57	49,2	16,6	<0,1
04/08/09	<10	< 0,1	<0,5	<0,5		<0,5	< 1	<0,5	7,33	< 2,5	< 1,0	<0,1
10/09/09	<10	< 0,1	<0,5	<0,5		<0,5	3,1	<0,5	7,37	18,5	6,5	<0,1
06/10/09	<10	< 0,1	<0,5	<0,5		<0,5	3,1	<0,5	7,09	15,2	5,4	<0,1
20/11/09	<10	< 0,1	<0,5	<0,5		<0,5	3,1	<0,5	7,3	6,2	2,3	<0,1
23/12/09	<10	< 0,1	<0,5	<0,5		<0,5	1,4	<0,5	7,09	<4	<1,0	<0,1
20/01/10	<10	< 0,1	<0,5	<0,5		<0,5	< 1	<0,5	7,31	<4	<1,0	<0,1
18/02/10	<10	< 0,1	<0,5	<0,5		<0,5	< 1	567	7,37	<4	< 1	<0,1
23/03/10	<10	< 0,1	<0,5	<0,5		<0,5	<1	109	7,3	<4	< 1	<0,1
20/04/10	<10	< 0,1	<0,5	<0,5		<0,5	<1	268	7,36	<4	< 1	<0,1
14/05/10	<10	< 0,1	<0,5	<0,5		<0,5	<1	49	6,94	<4	< 1	<0,1
16/06/10	<10	< 0,1	<0,5	<0,5		<0,5	<2	50,7	7,25	<4	< 1	<0,1
23/07/10	<5	< 0,1	<0,5	<0,5		<0,5	<1	23,3	7,11	10,5	4,6	<0,1

Tab. 46 – Analisi chimica delle acque in uscita dal filtro

12.4 Principali indicatori della tecnologia Enhanced Aerobic Bioremediation

La tecnologia *Enhanced Aerobic Bioremediation* è un intervento adottato per la messa in sicurezza operativa del sito sulla matrice terreno, che consente di accelerare i processi

naturali di attenuazione e quindi di ottimizzare l'attività svolta in sito per il raggiungimento degli obiettivi di *cleanup*.

La prima misurazione venne effettuata il 28 febbraio 2008 con lo scopo di verificare se la tecnologia *Enhanced Aerobic Bioremediation* fosse idonea come applicazione per la messa in sicurezza operativa ed al fine di definire il punto zero (*baseline*) della matrice acquosa e, conseguentemente, procedere ad un corretto dimensionamento degli *ORC-Advanced*. In seguito all'approvazione da parte delle autorità della Provincia di Perugia, venne messo in opera il sistema. Anche le misure dei parametri chimico-fisici delle acque dei piezometri eseguite in data 1 luglio 2009 sono state fatte prima della posa delle calze ORC per avere valori di fondo (*baseline*).

A partire dal 1 luglio 2009 vengono monitorati mensilmente i principali indicatori delle calze filtranti a lento rilascio d'ossigeno, mediante sonda multiparametrica. La sonda è di tipo immerso e viene posta ad 1 m di profondità sotto il livello della falda.

Questa consente di misurare:

- Potenziale redox (Eh);
- Ossigeno disciolto;
- Temperatura;
- Conducibilità elettrica;
- pH;
- Salinità.

Tali parametri sono utili per verificare il funzionamento delle calze *ORC-Advanced*. Verranno analizzati in seguito.

Nonostante le calze filtranti siano state inserite in soli 5 pozzi [PM-2, PM-6÷PM-9], le misure vengono effettuate in tutti i pozzi presenti all'interno del deposito.

Si riportano in seguito le tabelle con i valori misurati mediante sonda multiparametrica per ciascun pozzo di monitoraggio; le caselle evidenziate in rosso rappresentano le date in cui sono state sostituite le calze filtranti, in grigio invece le occasioni in cui non è stato possibile procedere all'analisi a causa della presenza di prodotto surnatante.

Si ricorda che le calze filtranti sono state inserite per la prima volta in luglio 2009.

12.4.1 Potenziale redox

Il potenziale di ossidoriduzione (Eh) dà indicazione sullo stato redox delle acque e definisce se le condizioni sono aerobiche o anaerobiche.

È stato misurato mediante elettrodo di riferimento in Ag/AgCl.

Valori positivi del potenziale redox rappresentano un ambiente favorevole all'attività microbica aerobica, situazione che favorisce la biodegradazione del contaminante.

Data	POTENZIALE REDOX									
	mV									
	PM-1	PM-2	PM-3	PM-4	PM-5	PM-6	PM-7	PM-8	PM-9	PB
28/02/2008	238	-72				-97	-1	-99	-75	-146
01/07/2009	181	-71				-52	4	-49	-71	
04/08/2009	300	267				231	332	107	35	
09/09/2009	215	296				-47	377	38	-46	
05/10/2009	235	221				-6	3,67	46	8	
18/11/2009	54	220				-47	230	-51	-30	-72
22/12/2009	10	57				-59	153	-14	-106	-100
19/01/2010	100	173				-50	188	-58	199	-55
17/02/2010	147	151				74	284	-69	62	-58
22/03/2010	111	-80		-5	-144	-52	-9	-12	117	-73
19/04/2010	272	80		64	113	20	89	19	169	-80
13/05/2010	107	144		-30	-161	203	201	-60	39	
15/06/2010	106	110		2	138	-38	149	-26	29	
21/07/2010	189	218		71	-112	-16	227	215	205	
07/09/2010	144	36		141	-8	-41	8	47	125	

Tab. 47 – Valori del potenziale redox misurati in ciascun piezometro

Si osserva che nel pozzo PM-1, ritenuto fin dalle prime analisi l'unico punto in cui vi fosse un ambiente già favorevole all'attività biodegradativa del contaminante residuo disciolto, i valori del potenziale redox rimangono sempre positivi.

Negli altri pozzi invece i valori sono spesso negativi, indice di un ambiente sfavorevole all'attività microbica aerobica e conseguenza della bassa percentuale di ossigeno disciolto. Si verifica però che, in seguito all'inserimento delle calze, si registrano valori alti del potenziale redox, che tendono a diminuire nel tempo.

Nei grafici seguenti si confrontano i valori misurati del potenziale redox per ciascun pozzo in cui sono state inserite le calze filtranti ORC.

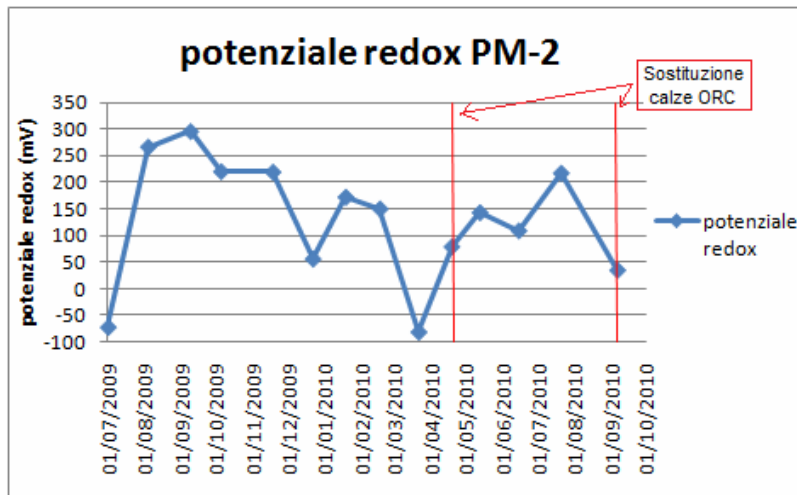


Fig. 34 – Andamento del potenziale redox in PM-2

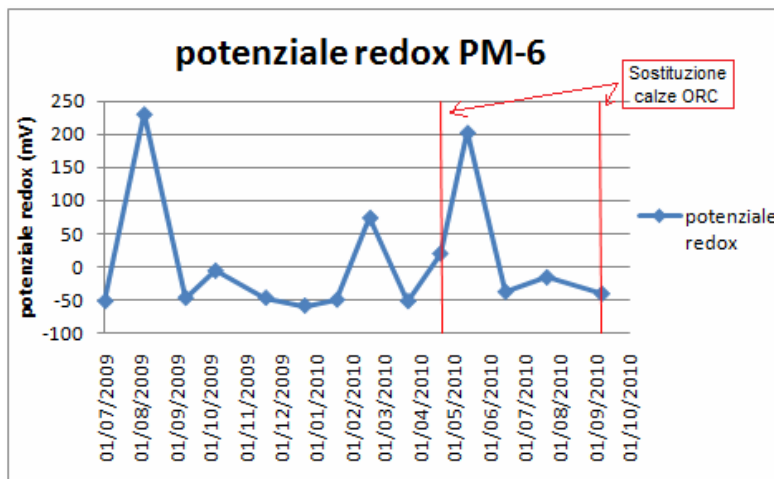


Fig. 35 – Andamento del potenziale redox in PM-6

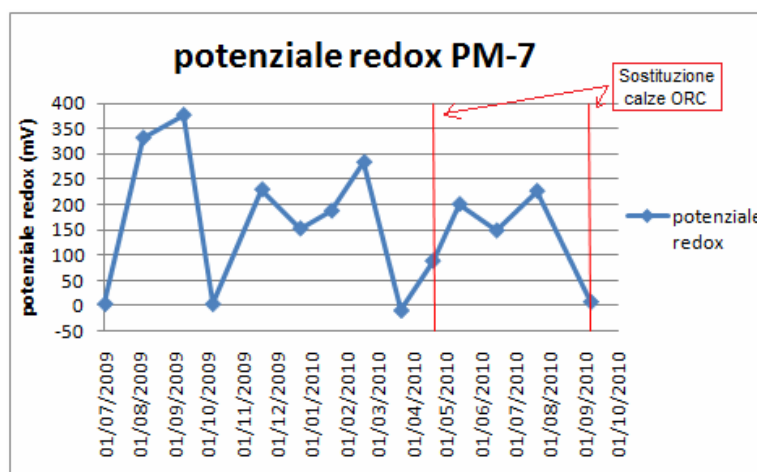


Fig. 36 – Andamento del potenziale redox in PM-7

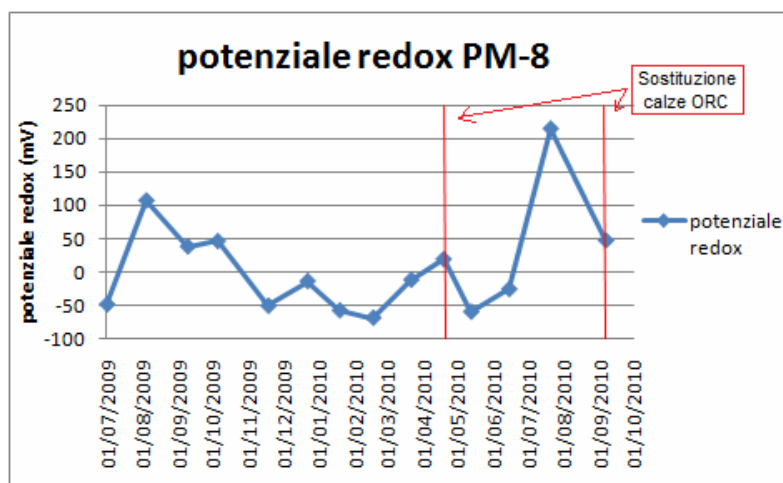


Fig. 37 – Andamento del potenziale redox in PM-8

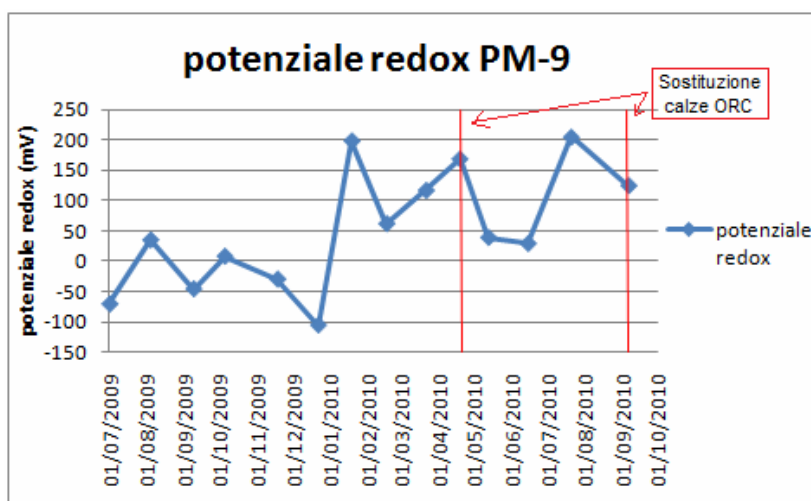


Fig. 38 – Andamento del potenziale redox in PM-9

12.4.2 Ossigeno disciolto

La distribuzione di ossigeno disciolto nell'acquifero rappresenta il parametro fondamentale da cui prende corpo l'ipotesi di utilizzo dell'*ORC-Advanced* e viene considerato fattore limitante se raggiunge concentrazioni prossime o inferiori a 1 mg/l.

La sonda multiparametrica effettua due misure contemporanee dell'ossigeno disciolto: una in percentuale, l'altra in mg/l.

Il parametro ossigeno disciolto è fortemente correlato al potenziale di ossidoriduzione perché entrambi definiscono le condizioni aerobiche o anaerobiche della falda.

In questo caso permette di valutare quando è necessario cambiare le calze filtranti perché nell'intorno del pozzo si vuole mantenere un ambiente aerobico, cioè il più possibile ricco di ossigeno.

Tanto maggiore è la disponibilità di ossigeno disciolto, tanto più consistente è l'attività microbica biodegradativa del contaminante disciolto e, conseguentemente, maggiore sarà la velocità del ripristino delle condizioni di *cleanup*.

Si riportano in seguito i valori di ossigeno disciolto misurati mediante sonda multiparametrica (in mg/l ed in percentuale) per ciascun pozzo interno al deposito.

Data	PM-1		PM-2		PM-3		PM-4		PM-5	
	OSS. DISCIOLTO		OSS. DISCIOLTO		OSS. DISCIOLTO		OSS. DISCIOLTO		OSS. DISCIOLTO	
	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
28/02/2008	3,91	39	0,58	5,9						
01/07/2009	0,31	3,1	0,2	2,1						
04/08/2009	0,32	1,8	9,97	99,3						
09/09/2009	0,17	1,6	6,9	69,9						
05/10/2009	0,12	1	6,36	64,9						
18/11/2009	0,16	1,7	8,13	84,6						
22/12/2009	0,34	2,7	6,65	68,7						
19/01/2010	0	0	3,88	39,9						
17/02/2010	0,64	6,7	5,9	60,6						
22/03/2010	0,1	1	7,9	80,1			0,11	1	0,1	0,9
19/04/2010	1,29	13,4	30,81	312,6			0,1	0,9	0,21	1,3
13/05/2010	0,6	5,9	7,14	18,2			0,04	0,4	0,06	0,6
15/06/2010	1,92	17,2	6,7	69,4			0,89	12,7	1,4	11,7
21/07/2010	1,08	11	8,01	81,9			0,07	1,3	0,27	2,2
07/09/2010	1,42	14,2	28,43	292,3			0,24	2,6	0,32	3,5

Data	PM-6		PM-7		PM-8		PM-9		PB	
	OSS. DISCIOLTO		OSS. DISCIOLTO		OSS. DISCIOLTO		OSS. DISCIOLTO		OSS. DISCIOLTO	
	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
28/02/2008	0,32	3,3	0,5	5,2	0,43	4,4	0,3	3	0,24	2,5
01/07/2009	0,14	1,5	0,17	1,7	0,2	2,1	0,16	1,6		
04/08/2009	7,26	74	12,78	132,5	22,97	237,5	8,23	85,1		
09/09/2009	20,68	220,8	10,34	108,7	17,5	182,1	4,2	41,8		
05/10/2009	17,61	180,3	8,04	83,6	14,41	151,3	7,12	72,8		
18/11/2009	30,2	316,3	10,25	111,3	25,52	267	7,06	73,2	0,29	3
22/12/2009	29,45	306,4	9,54	100,2	6,21	63,9	25,54	270,8	0,3	2,7
19/01/2010	14,2	198,7	1,36	14,5	13,11	136,5	1,11	10,9	0,36	3,4
17/02/2010	19,62	201,3	12,65	132,4	15,32	160,4	1,85	19,4	0,33	3,6
22/03/2010	16,84	172,9	7,8	80,2	7,72	8,2	1,38	14	0,15	1,8
19/04/2010	43,89	458,9	34,3	358,8	36,13	377,1	15,7	161,3	0,13	1,2
13/05/2010	7,36	75,4	9,77	102	18,83	192,5	3,58	36,6		
15/06/2010	17,3	183,1	6,94	74,9	10,54	115,2	4,16	42,9		
21/07/2010	44,26	465,9	6,74	70,7	10,68	113,2	5,86	60,4		
07/09/2010	44,1	437,8	35,42	373,8	39,37	424,5	16,03	165,8		

Tab. 48 – Valori dell'ossigeno disciolto misurati in ciascun piezometro

Ad eccezione del pozzo PM-1, in condizioni naturali la quantità di ossigeno disciolto in falda, nella zona circostante i pozzi, è limitata, dell'ordine dei centesimi di mg/l, com'è possibile verificare dai monitoraggi precedenti l'introduzione delle calze a rilascio d'ossigeno o dalle analisi effettuate in quei pozzi in cui non sono state introdotte (PM-3, PM-4, PM-5, PB). Nei pozzi in cui sono state inserite le calze ORC si nota un aumento notevole della quantità di ossigeno disciolto, raggiungendo valori pari a 25-40 mg/l durante l'intero periodo di utilizzo delle calze. In particolare si può osservare (anche dai prossimi grafici) che, dall'introduzione delle calze ORC in pozzo, si misurano un primo valore di picco e, nei mesi successivi, valori che tendono a stabilizzarsi tra 5-10 mg/l. È stato evidenziato un valore anomalo registrato in data 21 luglio 2010 in corrispondenza del pozzo PM-6: tale dato rappresenta la quantità di ossigeno nell'intorno del pozzo PM-6, ma risulta essere molto elevato perché è stato misurato quattro mesi dopo la sostituzione delle calze ORC ed è maggiore anche del valore misurato in occasione della sostituzione effettuata a settembre 2010.

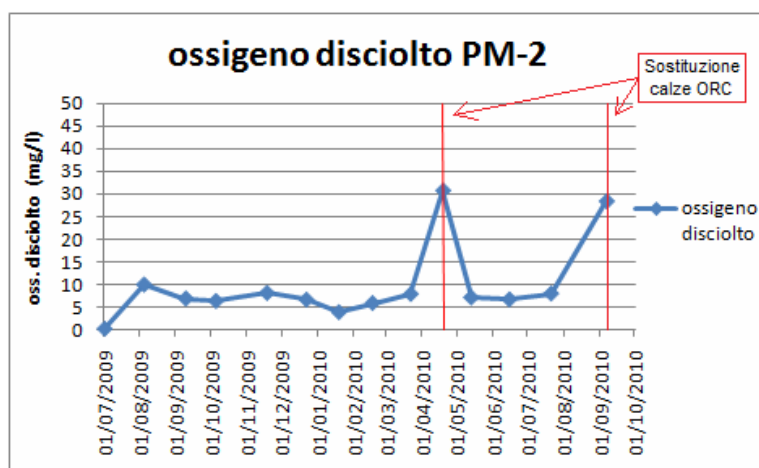


Fig. 39 – Andamento dell'ossigeno disciolto in PM-2

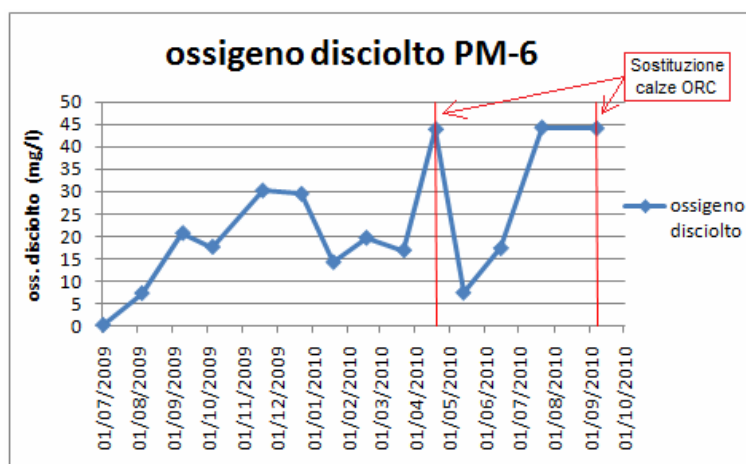


Fig. 40 – Andamento dell'ossigeno disciolto in PM-6

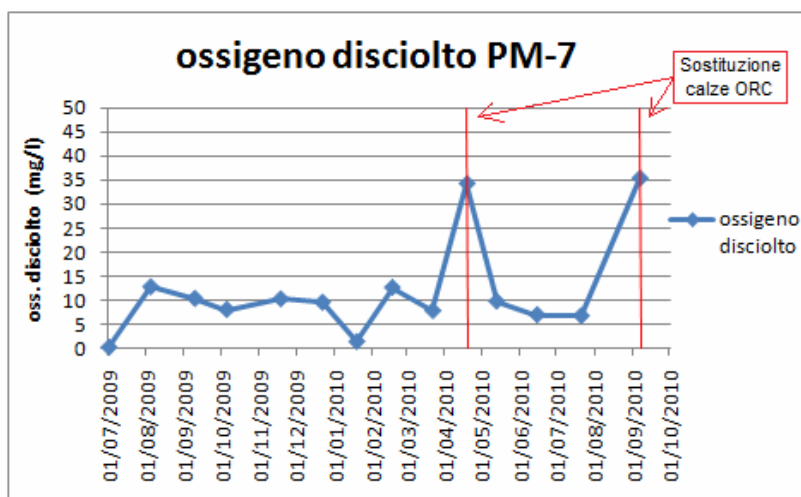


Fig. 41 – Andamento dell'ossigeno disciolto in PM-7

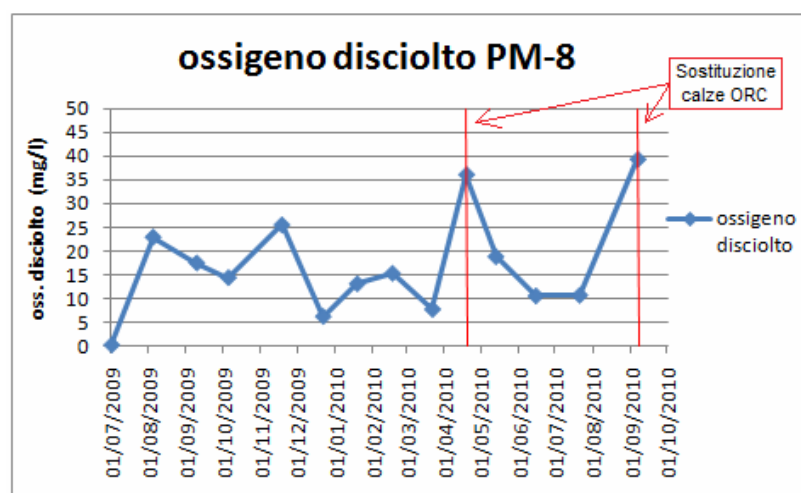


Fig. 42 – Andamento dell'ossigeno disciolto in PM-8

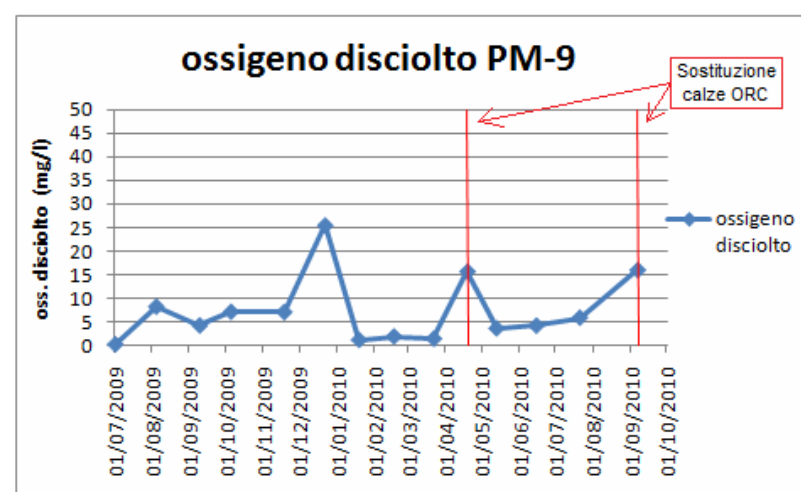


Fig. 43 – Andamento dell'ossigeno disciolto in PM-9

12.4.3 Temperatura

La temperatura rimane sempre costante, compresa tra 15°C e 17°C, e non presenta oscillazioni. È un parametro che non risente né dell'attività di pompaggio del *Pump&Treat*, né dell'azione svolta dalle calze ORC per la degradazione del contaminante.

Data	TEMPERATURA									
	°C									
	PM-1	PM-2	PM-3	PM-4	PM-5	PM-6	PM-7	PM-8	PM-9	PB
28/02/2008	15,43	16,43				16,32	17,18	17,17	16,3	16,55
01/07/2009	15,32	16,12				16,39	17,31	17,26	16,35	
04/08/2009	14,99	16,12				16,72	17,14	17,25	16,33	
09/09/2009	15,28	16,09				16,4	17,12	17,22	16,27	
05/10/2009	15,13	16,6				16,27	17,2	17,18	16,23	
18/11/2009	15,39	16,23				16,07	16,92	17,05	16,17	16,39
22/12/2009	15,4	16,02				16,16	17,22	16,22	17,17	16,31
19/01/2010	15,53	16,99				16,05	17,27	17,28	16,12	16,33
17/02/2010	15,45	15,45				16,35	17,36	17,33	16,26	16,42
22/03/2010	15,38	16,45		16,85	16,3	16,47	17,35	17,45	16,33	16,47
19/04/2010	14,87	16,35		16,79	16,31	16,44	17,46	17,45	16,36	16,48
13/05/2010	14,82	16,28		16,71	16,26	16,39	17,44	17,48	16,32	
15/06/2010	14,6	16,08		16,56	16,2	16,47	17,35	17,5	16,45	
21/07/2010	14,94	16,04		16,42	16,05	16,39	17,25	17,4	16,33	
07/09/2010	14,67	16,11		16,36	16,78	16,28	17,18	17,32	16,32	

Tab. 49 – Valori della temperatura misurati in ciascun piezometro

12.4.4 Conducibilità elettrica

La conducibilità o conduttività elettrica è la proprietà dei diversi materiali di permettere il passaggio della corrente elettrica. La quantità di corrente elettrica che attraversa un corpo è direttamente proporzionale alla differenza di potenziale esistente tra due punti dello stesso corpo secondo un coefficiente detto conduttività elettrica, che è l'inverso della resistività.

All'interno della maggior parte dei materiali solidi la corrente si genera dal flusso di elettroni ed è chiamata conduzione elettrica. La conduttività elettrica (s) è definita come il rapporto fra la densità (J) e l'intensità del campo elettrico (e): $s = J/e$.

Le sue unità di misura nel Sistema Internazionale (SI) sono il Siemens per metro [S/m].

L'acqua pura non è un buon conduttore di elettricità. L'acqua potabile ha un valore tipico di 0,005-0,05 S/m. Visto che la corrente elettrica è trasportata dagli ioni in

soluzione, la conduttività aumenta all'aumentare della concentrazione degli ioni.

L'acqua di mare ad esempio ha una conduttività maggiore, pari a 5 S/m.

Data	CONDUCIBILITA' ELETTRICA									
	mS/cm									
	PM-1	PM-2	PM-3	PM-4	PM-5	PM-6	PM-7	PM-8	PM-9	PB
28/02/2008	1,59	1,199				1,186	1,26	1,342	1,245	1,206
01/07/2009	1,336	1,076				1,008	1,077	1,234	1,106	
04/08/2009	1,304	1,09				0,357	1,112	1,62	1,097	
09/09/2009	1,286	1,104				2,270	1,118	1,880	1,108	
05/10/2009	1,305	1,112				2,78	1,118	1,64	1,103	
18/11/2009	1,33	1,109				3,2	1,119	1,119	1,093	1,013
22/12/2009	1,311	1,109				1,262	1,132	1,099	1,082	0,996
19/01/2010	1,228	1,07				0,937	1,107	0,831	1,093	1,001
17/02/2010	1,257	1,257				0,629	1,217	1,164	1,102	1,015
22/03/2010	1,35	0,979		0,924	0,966	1,82	0,85	0,767	1,099	1,049
19/04/2010	1,18	1,5		0,946	0,984	5,12	1,52	2,41	1,149	1,009
13/05/2010	1,149	0,92		0,643	0,98	0,481	1,138	3,16	1,107	
15/06/2010	1,171	1,116		0,983	0,969	3,32	1,141	1,33	1,109	
21/07/2010	1,173	1,121		0,983	0,962	6	1,137	1,55	1,121	
07/09/2010	1,16	1,56		0,974	0,99	6,65	1,94	2,64	0,58	

Tab. 50 – Valori della conduttività elettrica misurati in ciascun piezometro

Nei pozzi interni al deposito è stata analizzata la conduttività elettrica delle acque sotterranee, che risulta essere mediamente di circa 1 mS/cm. Il pozzo in cui si raggiungono i valori più elevati è il PM-6, in cui l'andamento della conduttività è fortemente oscillante e si discosta dal comportamento più omogeneo degli altri pozzi. Si riportano di seguito i grafici dell'andamento della conduttività elettrica del PM-6 e del PM-2 per sottolineare le differenze (Fig. 44).

Anche in questo caso, come per la temperatura, il parametro non sembra risentire delle attività di messa in sicurezza operativa adottate in sito.

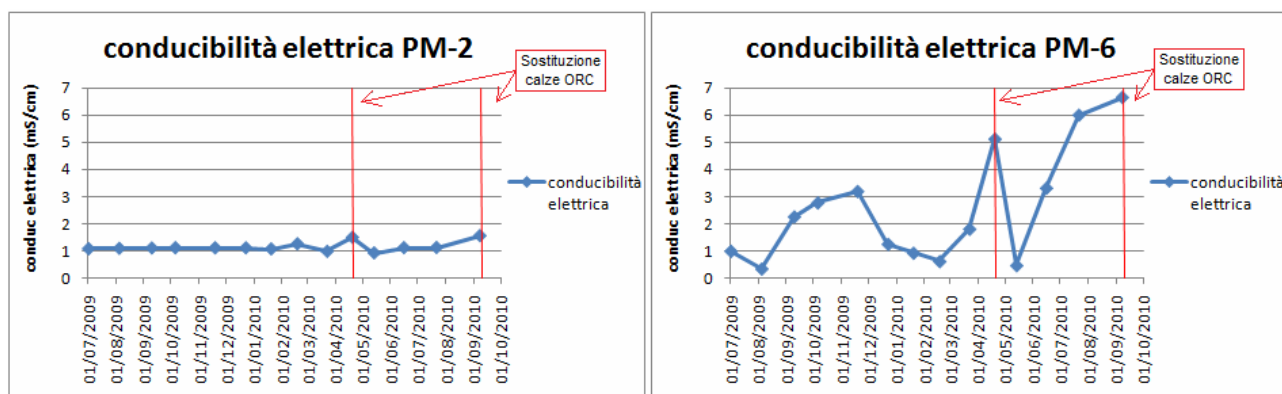


Fig. 44 – Andamento della conduttività elettrica in PM-2 e PM-6

12.4.5 pH

Il pH deve presentare valori compresi tra 6 e 8, intervallo compatibile con la vita della maggior parte degli organismi attivi nella degradazione aerobica dei contaminanti.

Si riportano di seguito i valori del pH misurati in ciascun pozzo mediante sonda multiparametrica (Tab. 51).

Data	pH									
	PM-1	PM-2	PM-3	PM-4	PM-5	PM-6	PM-7	PM-8	PM-9	PB
28/02/2008	7,55	7,65				7,61	7,52	7,55	7,63	7,49
01/07/2009	6,74	6,9				6,96	6,8	6,85	6,87	
04/08/2009	6,82	7,08				7,76	6,69	12,06	7,03	
09/09/2009	7,02	7,19				12,34	7,44	12,7	7,17	
05/10/2009	7,21	7,29				12,67	7,21	12,35	7,44	
18/11/2009	7,43	7,15				12,86	7,1	12,16	7,59	8,55
22/12/2009	11,44	10,65				11,96	9,26	12,34	10,82	12,41
19/01/2010	7,12	7,13				11,9	6,96	11,5	6,92	10,47
17/02/2010	7,19	7,17				10,36	6,46	11,82	7,58	10,22
22/03/2010	7,37	11,8		7,95	8,77	12,2	10,01	10,08	7,45	8,25
19/04/2010	6,9	11		6,93	6,96	12,71	11,02	12,26	8,12	6,98
13/05/2010	7,38	7,69		7,86	8,67	8,38	7,06	12,52	7,74	
15/06/2010	6,69	6,7		6,67	6,91	12,05	6,9	11,47	6,66	
21/07/2010	6,45	6,53		6,73	6,81	12,53	6,49	7,1	6,59	
07/09/2010	6,52	10,97		6,66	6,78	13,15	11,45	10,92	8,69	

Tab. 51 – Valori del pH misurati in ciascun piezometro

Si può osservare da Tabella 51 che da agosto 2009 sono stati registrati diversi valori del pH maggiori di 8. Sicuramente una causa dell'aumento di pH nell'intorno dei pozzi è da attribuire all'utilizzo delle calze ORC. Infatti, come già accennato al Capitolo 10, eventuali effetti del sistema adottato sono riconducibili a modesti innalzamenti dei valori di pH della falda, che comunque rimane elevato solo localmente, considerata la natura insolubile dell'ORC. Il pH di ORC è attorno a 9.0, mentre le reazioni di idrossidazione generano pH prossimi a 10. È stato comunque dimostrato che la presenza di alti livelli di pH, all'interno della barriera, possono controllare l'eccessiva proliferazione microbica.

I valori maggiori di pH sono stati registrati in corrispondenza dei piezometri PM-6 e PM-8, dove si supera frequentemente il limite di 12.

Inoltre la concomitante attivazione del sistema di *Pump&Treat* in corrispondenza del piezometro PM-3 e del pozzo barriera PB provoca un effetto di richiamo delle acque di falda che porteranno all'interno del sito le variazioni dei parametri pH e conta batterica legati all'applicazione delle calze *ORC-Advanced*. Ciò viene confermato dalle

misurazioni eseguite in corrispondenza del pozzo PB, i cui valori di pH sono molto elevati.

Si riportano i grafici dell'andamento del pH per ciascun piezometro in cui sono state inserite le calze filtranti.

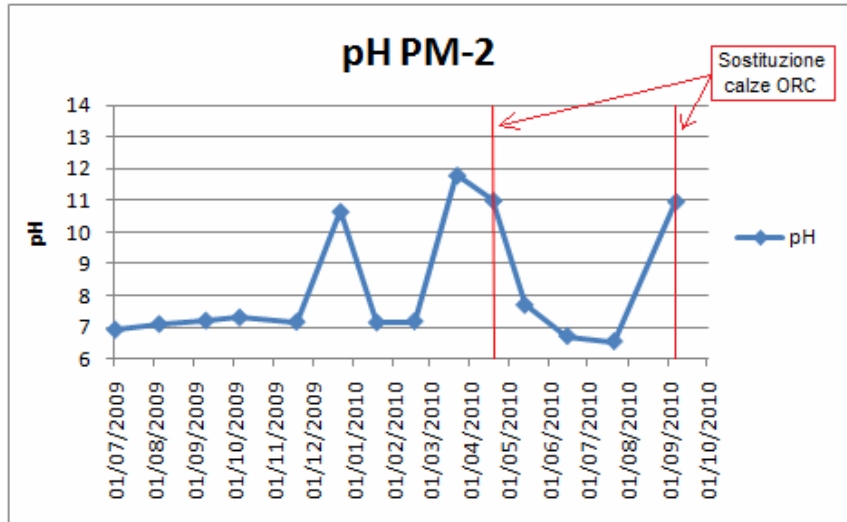


Fig. 45 – Andamento del pH in PM-2

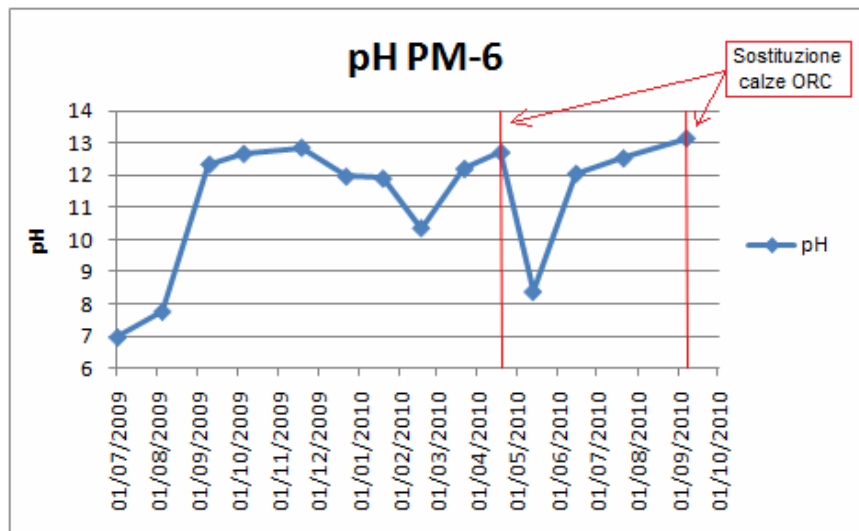


Fig. 46 – Andamento del pH in PM-6

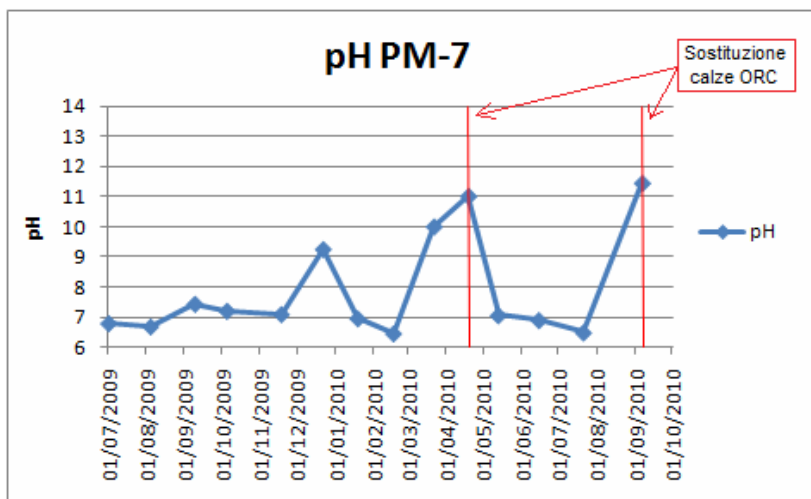


Fig. 47 – Andamento del pH in PM-7

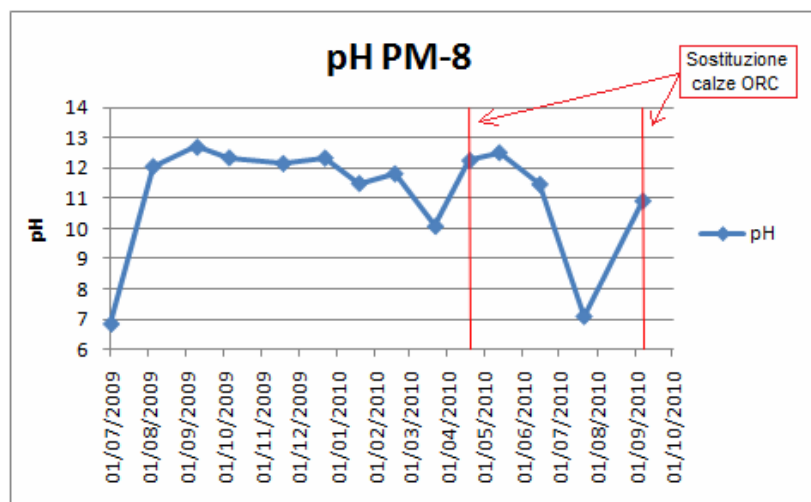


Fig. 48 – Andamento del pH in PM-8

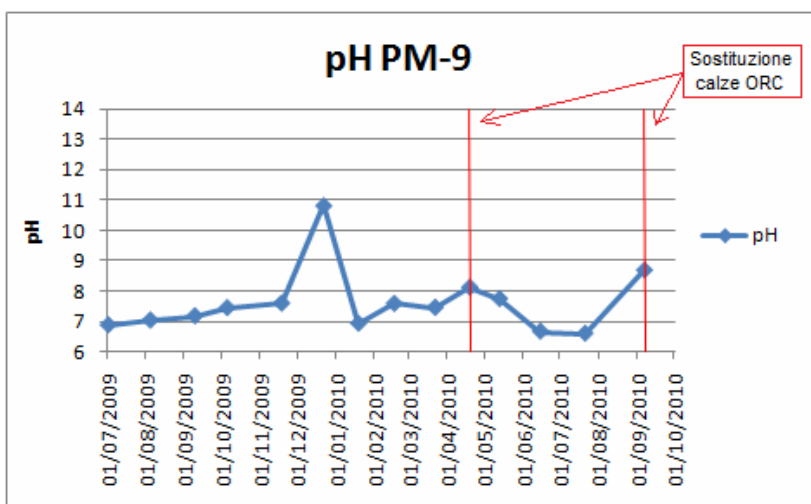


Fig. 49 – Andamento del pH in PM-9

12.4.6 Salinità

La salinità è un parametro che esprime il contenuto in sali di un corpo idrico.

L'unico metodo attendibile per determinare la salinità è quello che prevede una completa analisi chimica dell'acqua. Però richiede molto tempo e non restituisce la precisione necessaria per un lavoro accurato. Perciò per determinare il valore della salinità, normalmente si usano metodi indiretti che prevedono la misurazione di una proprietà fisica, quali ad esempio la conduttività, la densità o la velocità del suono. Tramite relazioni empiriche tra la salinità e la proprietà fisica scelta, è possibile calcolare la salinità. La precisione della misurazione della proprietà fisica inciderà sulla precisione della salinità. Proprio per questo motivo, la proprietà fisica adottata generalmente è la conduttività elettrica: questa è caratterizzata dalla migliore precisione ($\pm 0,0002$).

L'unità di misura ufficialmente adottata è la Practical Salinity Scale (pss). Un'acqua di mare con una conduttività, C , a 15°C uguale a quella di una soluzione standard di KCl formata da 32,4356 g di sale disciolti in 1 kg di soluzione è definita come avente una salinità pratica pari a 35. La scala della salinità varia tra 0 e 40.

Data	SALINITA'									
	pss									
	PM-1	PM-2	PM-3	PM-4	PM-5	PM-6	PM-7	PM-8	PM-9	PB
28/02/2008	0,79	0,59				0,58	0,62	0,67	0,62	0,6
01/07/2009	0,66	0,53				0,49	0,53	0,61	0,54	
04/08/2009	0,64	0,54				0,17	0,55	0,81	0,54	
09/09/2009	0,64	0,54				1,16	0,55	0,88	0,55	
05/10/2009	0,65	0,55				1,43	0,55	0,82	0,54	
18/11/2009	0,66	1,55				1,68	0,55	0,54	0,54	0,5
22/12/2009	0,65	0,55				0,56	0,56	0,54	0,5	0,49
19/01/2010	0,61	0,53				0,48	0,54	0,4	0,54	0,51
17/02/2010	0,62	0,62				0,3	0,6	0,58	0,54	0,5
22/03/2010	0,67	0,51		0,4	0,47	0,89	0,33	0,37	0,54	0,52
19/04/2010	0,58	0,75		0,46	0,48	2,73	0,76	1,23	0,57	0,49
13/05/2010	0,57	0,45		0,31	0,48	0,23	0,56	1,64	0,54	
15/06/2010	0,58	0,55		0,48	0,47	0,72	0,56	0,66	0,55	
21/07/2010	0,58	0,55		0,48	0,47	3,23	0,56	0,77	0,55	
07/09/2010	0,58	0,78		0,48	0,47	3,6	0,98	1,35	0,58	

Tab. 52 – Valori di salinità misurati in ciascun piezometro

La salinità è un parametro ben correlato alla conducibilità elettrica poiché entrambi sono direttamente proporzionali alla concentrazione degli ioni, come si può osservare dallo studio dei coefficienti di correlazione eseguiti tra i due parametri (conducibilità elettrica-salinità) per ciascun piezometro:

COEFFICIENTI DI CORRELAZIONE conducibilità elettrica - salinità									
PM-1	PM-2	PM-3	PM-4	PM-5	PM-6	PM-7	PM-8	PM-9	PB
0,999	0,251	-	0,952	0,477	0,971	0,990	0,999	-0,072	0,982
	0,996							0,941	

Tab. 53 – Coefficienti di correlazione calcolati per ciascun piezometro

Tramite l'analisi della correlazione si ricava un parametro adimensionale, detto coefficiente di correlazione, legato alla dipendenza lineare e misura quindi la correlazione lineare esistente fra le due variabili. Quanto più elevato è il valore di $|\rho_{XY}|$, tanto più correlate linearmente sono le variabili X e Y; il massimo della correlazione lineare si ha quando $|\rho_{XY}| = 1$.

$$\rho_{XY} = E \left[\frac{(X - m_X)(Y - m_Y)}{\sigma_X \sigma_Y} \right]$$

Nel caso in esame, come si può osservare dalla prima riga di Tabella 53, tutti i coefficienti di correlazione sono prossimi all'unità e presentano perciò una correlazione molto buona tra i due parametri. Le eccezioni sono relative al PM-2 ($\rho = 0,251$), PM-5 ($\rho = 0,477$) e PM-9 ($\rho = -0,072$). Un'attenta lettura dei dati permette di osservare che esistono valori "estranei", tolti i quali sia nel PM-2 sia nel PM-9 il coefficiente di correlazione aumenta e risulta essere pari rispettivamente a 0,996 e 0,941 (seconda riga di Tabella 53). Questi valori possono essere dovuti ad errori di misurazione o di trascrizione da parte del personale dell'azienda. Nel caso del PM-2 l'errore corrisponde ad un valore troppo alto della salinità (1,55 pss), nel caso del PM-9 ci deve essere stata una ripetizione dello stesso valore sia per la conducibilità, che per la salinità e quindi il valore della conducibilità diventa molto basso (0,58 mS/cm). Per rendere più evidente l'estraneità di tali valori rispetto agli altri dati, sono riportati in seguito i grafici relativi alla nuvola di correlazione, nel primo caso con tutti i dati, nel secondo eseguendo la selezione.

PM-2	
Conducibilità Elettrica	Salinità
mS/cm	pss
1,199	0,59
1,076	0,53
1,09	0,54
1,104	0,54
1,112	0,55
1,109	1,55
1,109	0,55
1,07	0,53
1,257	0,62
0,979	0,51
1,5	0,75
0,92	0,45
1,116	0,55
1,121	0,55
1,56	0,78

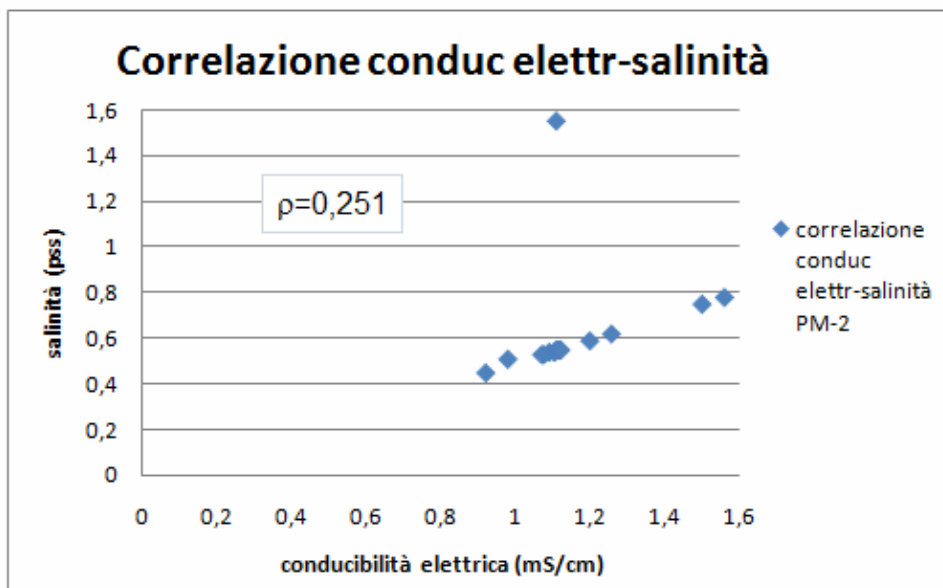


Fig. 50 – Correlazione conducibilità elettrica-salinità PM-2 (tutti i dati)

PM-2	
Conducibilità Elettrica	Salinità
mS/cm	pss
1,199	0,59
1,076	0,53
1,09	0,54
1,104	0,54
1,112	0,55
1,109	0,55
1,07	0,53
1,257	0,62
0,979	0,51
1,5	0,75
0,92	0,45
1,116	0,55
1,121	0,55
1,56	0,78

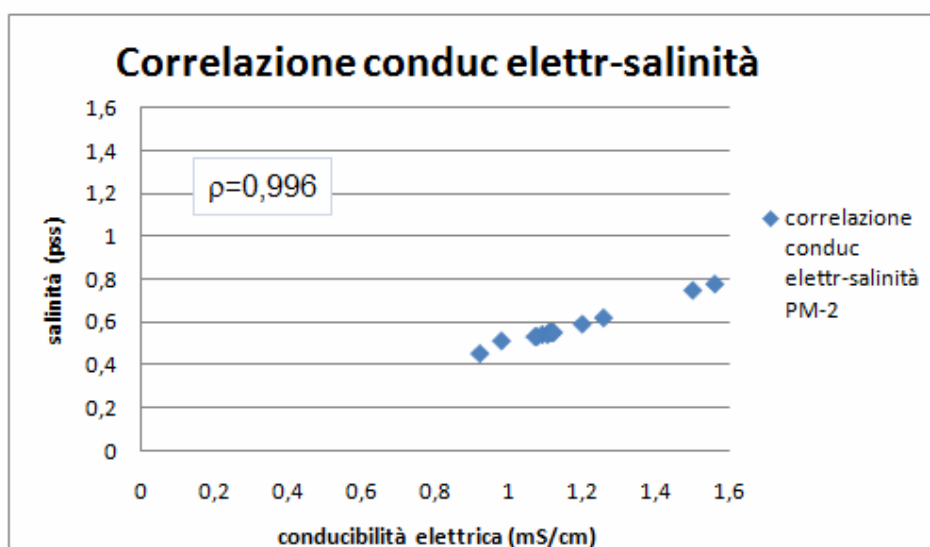


Fig. 51 – Correlazione conducibilità elettrica-salinità PM-2 (selezione dei dati)

PM-9	
Conducibilità Elettrica	Salinità
mS/cm	pss
1,245	0,62
1,106	0,54
1,097	0,54
1,108	0,55
1,103	0,54
1,093	0,54
1,082	0,5
1,093	0,54
1,102	0,54
1,099	0,54
1,149	0,57
1,107	0,54
1,109	0,55
1,121	0,55
0,58	0,58

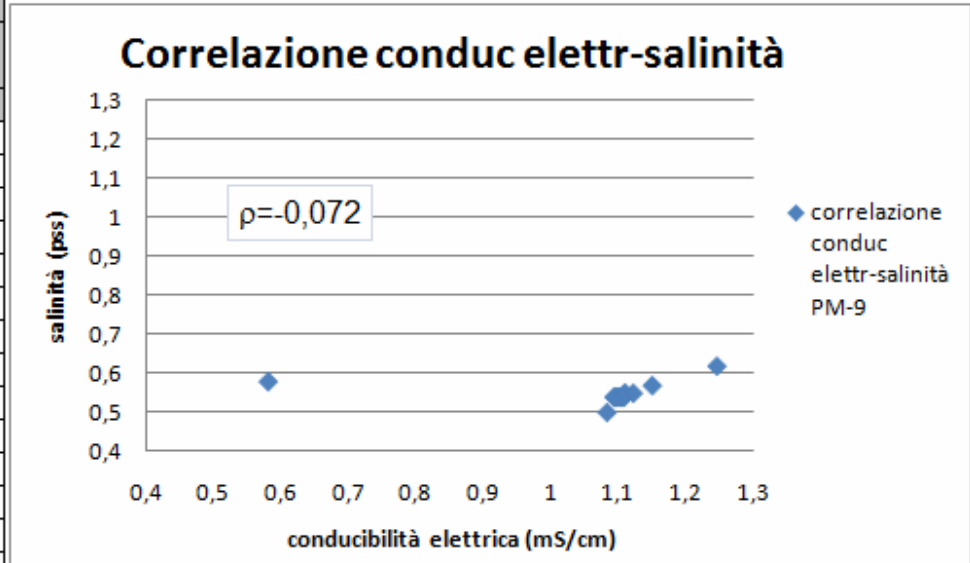


Fig. 52 – Correlazione conducibilità elettrica-salinità PM-9 (tutti i dati)

PM-9	
Conducibilità Elettrica	Salinità
mS/cm	pss
1,245	0,62
1,106	0,54
1,097	0,54
1,108	0,55
1,103	0,54
1,093	0,54
1,082	0,5
1,093	0,54
1,102	0,54
1,099	0,54
1,149	0,57
1,107	0,54
1,109	0,55
1,121	0,55

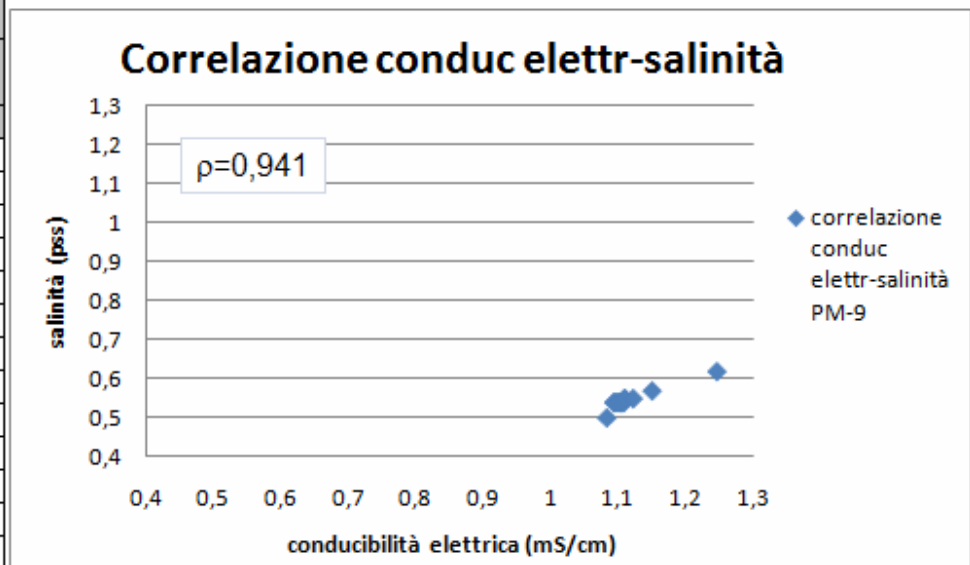


Fig. 53 – Correlazione conducibilità elettrica-salinità PM-9 (selezione dei dati)

12.5 Bilancio di massa

Al fine di ottenere una stima quantitativa del contaminante estratto, è stato applicato un bilancio di massa, in cui si sono utilizzati i dati delle analisi sulla qualità dell'acqua effettuate in ingresso ai filtri e le letture dei volumi di acqua emunti nei contaltri in uscita dal filtro.

È possibile risalire alla quantità di contaminante estratto moltiplicando il volume di acqua emunto (l) per la concentrazione del contaminante stesso ($\mu\text{g/l}$):

$$(\text{grammi estratti})_i = \Delta l \times (\text{conc})_i$$

Ad esempio il calcolo per stimare i grammi estratti di idrocarburi totali in data 2 luglio 2009 è il seguente:

concentrazione idrocarburi totali in ingresso ai filtri = 1713 $\mu\text{g/l}$

volume di acqua emunto = 3380 l

grammi estratti di idrocarburi totali = $(1713 \cdot 3380)/1000000 = 5,789 \text{ g}$

Questa operazione viene ripetuta per ogni tipo di sostanza inquinante (idrocarburi totali, benzene, toluene, etilbenzene, p-xilene, MtBE) ed in ogni occasione di monitoraggio.

Infine viene svolto un calcolo cumulativo, in maniera tale da sapere quanti chilogrammi di contaminante sono stati estratti durante l'attività di messa in sicurezza operativa.

Si riporta di seguito la tabella con i dati del bilancio di massa.

Le caselle evidenziate in viola rappresentano il punto zero (*baseline*) del bilancio di massa, mentre le caselle evidenziate in grigio indicano che il valore misurato risulta inferiore al limite di rilevabilità.

Data	INGRESSO FILTRI ACQUA						Volumi di acqua emunti		
	Idrocarburi tot (n-esano)	Benzene	Toluene	Etilbenzene	p-Xilene	MtBE	m ³ totale	Δm ³	Δ in litri
01/07/09	0	0	0	0	0	0	8,64	0,00	0,00
02/07/09	1713	232,0	915,0	40,0	149,0	7340,0	12,02	3,38	3380,00
04/08/09	56	0	1	1	1	1478,0	124,27	112,24	112244,60
10/09/09	10	0	1	1	1	1624,0	198,88	74,61	74612,40
06/10/09	6141	0	1	1	1	461,0	225,88	27,00	26997,60
20/11/09	477	559,0	1113,0	51,0	118,0	10779,0	274,53	48,65	48650,50
23/12/09	247	0	1	1	1	7748,0	468,38	193,85	193848,90
20/01/10	262611	5811,0	21539,0	2835,0	5362,0	10136,0	645,68	177,30	177300,30
18/02/10	112267	2045	201	3249	21218	16777	1079,73	434,05	434054,70
22/03/10	129793	2513	8112	573	4882	19471	1372,77	293,04	293035,30
20/04/10	3681	2506	2090	32	1441	8977	1807,75	434,98	434980,70
14/05/10	20266	1467	4676	628	1723	11537	2074,15	266,40	266400,00
14/06/10	54151	1553	2334,6	873,2	3030,6	428,4	2380,48	306,33	306333,00
23/07/10	2708	981,7	2380,8	103,6	2906,9	10204,7	2687,43	306,95	306947,00
07/09/10							2994,44	307,01	307010,00

Data	g estratti						g estratti cumulativi		
	Idrocarburi tot (n-esano)	Benzene	Toluene	Etilbenzene	p-Xilene	MtBE	totale (escluso MtBE)	totale (escluso MtBE)	MtBE
01/07/09									
02/07/09	5,79	0,78	3,09	0,14	0,50	24,81	10,31	10,31	24,81
04/08/09	6,29	0,01	0,06	0,06	0,06	165,90	6,47	16,77	190,71
10/09/09	0,75	0,01	0,04	0,04	0,04	121,17	0,87	17,64	311,88
06/10/09	165,79	0,00	0,01	0,01	0,01	12,45	165,84	183,47	324,32
20/11/09	23,21	27,20	54,15	2,48	5,74	524,40	112,77	296,24	848,73
23/12/09	47,88	0,02	0,10	0,10	0,10	1501,94	48,19	344,43	2350,67
20/01/10	46561,01	1030,29	3818,87	502,65	950,68	1797,12	52863,50	53207,94	4147,78
18/02/10	48730,02	887,64	87,24	1410,24	9209,77	7282,14	60324,92	113532,86	11429,92
22/03/10	38033,93	736,40	2377,10	167,91	1430,60	5705,69	42745,94	156278,80	17135,61
20/04/10	1601,16	1090,06	909,11	13,92	626,81	3904,82	4241,06	160519,86	21040,43
14/05/10	5398,86	390,81	1245,69	167,30	459,01	3073,46	7661,66	168181,52	24113,89
14/06/10	16588,24	475,74	715,17	267,49	928,37	131,23	18975,00	187156,52	24245,12
23/07/10	831,21	301,33	730,78	31,80	892,26	3132,30	2787,39	189943,91	27377,42
07/09/10									
Totale grammi	157994,14	4940,29	9941,40	2564,13	14503,95	27377,42	189943,9	1029690,3	133541,3
Totale kg	157,994	4,940	9,941	2,564	14,504	27,377	189,944	1029,690	133,541

Tab. 54 – Bilancio di massa

Questo calcolo però non è del tutto affidabile al fine di una corretta verifica dell'efficacia del funzionamento del sistema di messa in sicurezza operativa perché, anche se si riesce a stimare la quantità di contaminante estratto, non si conosce la quantità iniziale nel terreno e nella falda per cui non è possibile valutare e conoscere lo stato di avanzamento del *cleanup*.

Un sistema alternativo potrebbe essere la valutazione del fattore di ritardo di ciascun contaminante che permette di stimare i tempi di bonifica. Ovviamente anche questa stima ha un carattere debole, e va analizzata in maniera critica.

12.6 Mobilità dei contaminanti

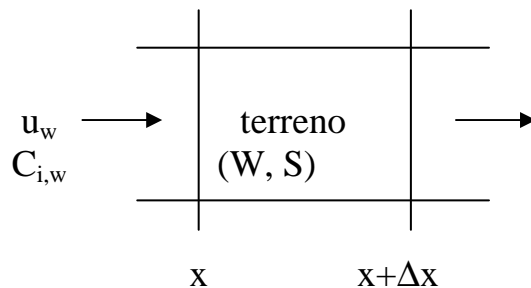
La valutazione teorica della mobilità dei contaminanti nel terreno è in generale piuttosto complessa: devono essere adottati modelli fluidodinamici delle fasi mobili, modelli termodinamici per il calcolo degli equilibri coinvolti, opportuni modelli per la descrizione dei fenomeni di trasporto fra le varie fasi e modelli cinetici per considerare eventuali cinetiche di reazione dei contaminanti.

Spesso vengono comunque effettuate valutazioni in situazioni estremamente semplificate, ad esempio supponendo l'equilibrio tra le diverse fasi (in maniera tale da poter trascurare le cinetiche dei fenomeni di trasporto tra le fasi) e descrivendo il moto con il modello di flusso a pistone (per semplificare la situazione fluidodinamica).

12.6.1 Mobilità nel saturo

La mobilità del contaminante i è un'equazione che descrive il campo delle concentrazioni; si calcola sulla base del bilancio di massa, assumendo che:

- il terreno sia saturo ($\phi_w = \phi$);
- assenza di fase organica separata ($\Omega_o = 0$);
- equilibrio con l'isoterma di adsorbimento lineare ($C_{i,s} = k_{d,i} \cdot C_{i,w}$);
- moto monodimensionale;
- flusso a pistone per l'acqua.



Indicando con:

$C_{i,ter}^V$ = concentrazione (in massa) della sostanza inquinante i nel terreno;

$C_{i,s}^V$ = concentrazione (in massa) della sostanza inquinante i nella fase solida;

$C_{i,ter}$ = concentrazione della sostanza inquinante i nel terreno;

$C_{i,s}$ = concentrazione della sostanza inquinante i nella fase solida;

$C_{i,w}$ = concentrazione della sostanza inquinante i nella fase acquosa;

$C_{i,g}$ = concentrazione della sostanza inquinante i nella fase gassosa;

$m_{i,ter}$ = quantità (in massa) della sostanza inquinante i nel terreno;

$m_{i,s}$ = quantità (in massa) della sostanza inquinante i nella fase solida;

$m_{i,w}$ = quantità (in massa) della sostanza inquinante i nella fase acquosa;

$m_{i,g}$ = quantità (in massa) della sostanza inquinante i nella fase gassosa;

A = area della sezione;

x = coordinata spaziale;

t = coordinata temporale;

ϕ_w = porosità occupata dall'acqua;

ϕ_g = porosità occupata dal gas;

u_w = velocità interstiziale dell'acqua ($u_w = u/\phi$);

ρ_{as} = densità apparente del secco;

H = costante di Henry;

k_d = coefficiente di ripartizione solido-liquido.

$$C_{i,ter}^V \cdot A \cdot \Delta x \Big|_{t+\Delta t} - C_{i,ter}^V \cdot A \cdot \Delta x \Big|_t = (u_w \phi_w \cdot A \cdot C_{i,w} \Big|_x - u_w \phi_w \cdot A \cdot C_{i,w} \Big|_{x+\Delta x}) \cdot \Delta t$$

da cui:

$$\frac{\partial C_{i,ter}^V}{\partial t} = -u_w \phi_w \cdot \frac{\partial C_{i,w}}{\partial x}$$

con

$$C_{i,ter}^V = C_{i,s}^V + \phi_w C_{i,w} = \rho_{as} C_{i,s} + \phi_w C_{i,w} = \rho_{as} k_{d,i} C_{i,w} + \phi_w C_{i,w} = (\rho_{as} k_{d,i} + \phi_w) C_{i,w}$$

e, sostituendo, l'equazione precedente diventa:

$$\frac{\partial C_{i,w}}{\partial t} = - \frac{u_w \phi_w}{k_{d,i} \rho_{as} + \phi_w} \cdot \frac{\partial C_{i,w}}{\partial x}$$

Il fattore di ritardo è definito come la velocità con cui si muove un tracciante, che non ha adsorbimento, cioè $k_d=0$, ($v_{tracc}=u_w/\phi_w$) rispetto la velocità del contaminante ($v_{cont}=u_w/k_d\rho_{as}+\phi_w$).

$$R = \frac{\text{velocità}_{tracciante}}{\text{velocità}_{contaminante}} = \frac{k_{d,i} \cdot \rho_{as} + \phi_w}{\phi_w}$$

Si ottiene il fattore di ritardo nel moto del contaminante, espresso con la seguente formula:

$$R_{L,i} = 1 + \frac{k_{d,i} \cdot \rho_{as}}{\phi_w}$$

Quindi rispetto alla velocità dell'acqua il contaminante subisce un rallentamento tanto maggiore quanto più questo è ripartito "a favore del terreno", cioè ha k_d elevata. Si ricorda che k_d è il coefficiente di ripartizione solido-liquido; misura la naturale tendenza di ciascun contaminante a ripartirsi tra la fase solida e la fase liquida.

Inoltre si nota una corrispondenza con la frazione FR_w , poiché:

$$FR_w = \frac{m_{i,w}}{m_{i,ter}} = \frac{\phi_w}{k_{d,i} \cdot \rho_{as} + \phi_w + \phi_g \cdot H_i}$$

Se si suppone un mezzo saturo, $\phi_g = 0$, l'equazione precedente si riduce a:

$$FR_w^{SAT} = \frac{m_{i,w}}{m_{i,ter}} = \frac{\phi_w}{k_{d,i} \cdot \rho_{as} + \phi_w}$$

Da cui risulta che:

$$R_{L,i} = \frac{1}{FR_w^{SAT}}$$

Ovvero, il fattore di ritardo nel mezzo saturo corrisponde al rapporto tra la massa i nel terreno e la massa i nell'acqua: il fattore di ritardo corrisponde cioè all'effetto "capacitivo" del terreno.

12.6.2 Stima del tempo di bonifica

È possibile stimare, in maniera approssimativa, il tempo di bonifica, ossia il tempo minimo di pulizia della falda contaminata. Essendo noto che i contaminanti in falda si trovano sia in fase disciolta sia in fase libera, si possono eseguire due distinte valutazioni.

12.6.2.1 Stima del tempo di bonifica per la sola fase libera

La frazione residua del contaminante è ciò che rimane in seguito al movimento nel sottosuolo per gravità o al trasporto in falda del prodotto libero. La frazione residua esiste come singola – o complessa – macchia che riempie gli spazi dei pori. La quantità di frazione residua rimanente nel sottosuolo dipende dal materiale del sottosuolo e dal tipo di NAPL.

Il volume occupato dalla fase residua ovviamente non è l'intero volume dei pori, ma è correlato alla saturazione residua.

Il manuale EPA *Pump-and-Treat Ground-water Remediation* definisce che la saturazione residua nella zona insatura generalmente è compresa tra il 10 e il 20% del volume dei pori, mentre nella zona satura il range varia tra 10 e 50%.

I monitoraggi hanno permesso di osservare la presenza di prodotto surnatante in quattro pozzi: PM-3, PM-4, PM-5 e PB.

L'area del sito interessata da tale valutazione è quella su cui agiscono i quattro pozzi. Tramite il metodo dei poligoni di Thiessen è possibile risalire all'area di influenza di ciascun pozzo, suddividendo l'intera area in poligoni di differenti forme. Si tratta di una struttura geometrica semplice da costruire: si collegano i punti (ubicazione dei

piezometri) tramite segmenti. Successivamente si tracciano gli assi di questi segmenti, lunghi a sufficienza affinché si intersechino con gli altri assi.

Si riporta la figura (Fig. 54) in cui sono disegnati i poligoni di influenza. La superficie totale dei quattro pozzi è stata calcolata pari a circa 1'900 m². Rispettivamente, il contributo fornito dall'area di ciascun pozzo è:

- PM-3: 573 m²;
- PM-4: 378 m²;
- PM-5: 682 m²;
- PB: 240 m².

Per misurare lo spessore di tale area si è fatto riferimento alle letture dei livelli piezometrici, necessarie per risalire alla variazione del livello della quota della falda. Nelle misurazioni eseguite sul pozzo PM-3, ad esempio, si può leggere il livello minimo della quota di falda (175,04 m s.l.m.) e il livello massimo (177,56 m s.l.m.): dalla differenza dei due valori si ricava lo spessore, pari a 2,5 m.

Il volume interessato da questo studio è dato dal prodotto tra l'area e lo spessore e risulta uguale a 4'750 m³.

Se si considera una saturazione residua del 10% del volume dei pori, noti la porosità caratteristica del terreno in esame ($\phi_{\text{tot}}=0,41$) ed il volume interessato dalla frazione residua ($V=4'750 \text{ m}^3$), si calcola facilmente il volume dei pori e successivamente il volume occupato dalla frazione residua. Quest'ultimo valore indicherà la quantità di contaminante che non si muove e che rimarrà nel sottosuolo.

$$V_{\text{pori}} = 4'750 \cdot 0,41 = 1'947,5 \text{ m}^3$$

$$V_{\text{res}} = 1'947,5 \cdot 0,1 = 194,7 \text{ m}^3$$

È interessante valutare quanto tempo si potrebbe impiegare ad estrarre il prodotto in fase libera, supponendo che l'acqua rimanga sempre così "sporca", cioè ipotizzando che mantenga nel tempo la stessa concentrazione di contaminanti; nella realtà invece la situazione sarebbe più complicata e complessa poiché, man mano che avanza il processo di bonifica, la falda si pulisce e il tempo richiesto per la completa pulizia del sito non potrebbe che aumentare.

Grazie al bilancio di massa, è nota la quantità di contaminante estratto in un anno. Si può calcolare il tempo di bonifica rapportando il volume, convertito in chilogrammi, della fase libera della sostanza inquinante con la quantità di contaminante estratto all'anno.

La densità media dei contaminanti presenti nel sottosuolo è pari a $0,87 \text{ g/cm}^3$ (870 kg/m^3). Perciò la quantità di sostanza residua intrappolata nel terreno è uguale a $m_{\text{cont,res}}$:

$$m_{\text{cont,res}} = V_{\text{res}} \cdot \delta = 194,7 \cdot 870 = 169'389 \text{ kg} \approx 170'000 \text{ kg}$$

Mentre la massa di contaminante estratto in un anno è 217 kg .

$$t_{\text{bonifica}} = \frac{m_{\text{cont,res}}}{m_{\text{cont,estratto}} / \text{anno}}$$

$$t_{\text{bonifica}} = 170'000/217 = 783,4 \text{ anni.}$$

È evidente che il tempo richiesto per una completa bonifica del sito in oggetto risulta estremamente elevato.

Anche supponendo che non ci sia fase libera, si può notare come i tempi siano comunque molto lunghi, come riportato nella valutazione successiva.

12.6.2.2 Stima del tempo di bonifica per la sola fase disciolta

Per valutare il tempo di bonifica della falda dalla fase disciolta dei contaminanti è opportuno utilizzare delle ipotesi semplificatrici. Si farà riferimento al seguente caso:

- il contaminante si trova solo in fase disciolta;
- l'intera area del sito è contaminata;
- l'intera area contaminata rientra nella zona di cattura;
- geometria radiale, cioè assenza di gradiente.

Supponendo che la geometria dell'area del sito sia quadrata, di lato 75 m , e lo spessore della falda sia di 7 m , il volume della zona satura è pari a $39'375 \text{ m}^3$ ($V = 75 \times 75 \times 7 = 39'375 \text{ m}^3$). Tenendo conto della porosità ($\phi_w = 0,2$), il volume d'acqua sarà pari a $7'875 \text{ m}^3$ ($V_w = 39'375 \text{ m}^3 \times 0,2 = 7'875 \text{ m}^3$).

Il tempo di richiamo del volume di acqua è ricavabile dalla formula $t = \frac{V_w}{Q}$, mentre il

tempo minimo di bonifica dipende dal tipo di sostanza inquinante e dal relativo fattore

di ritardo: $t_{bon,min} = R \cdot \frac{V_w}{Q}$.

Poiché la portata è di 8,4 m³/giorno, il tempo di richiamo dell'acqua è di 938 giorni. Di seguito sono riportati i risultati del tempo minimo di bonifica ottenuti per ciascun contaminante.

contaminanti	R _t [adim.]	tempo bonif min [d]	tempo [anni]
alifatici C9-C18	3411,2	3198000	8762
aromatici C9-C10	9,92	9297	25
benzene	1,31	1229	3
toluene	1,70	1596	4
etilbenzene	2,02	1897	5
p-xilene	2,56	2400	7
MtBE	1,06	994	3

Anche utilizzando un caso estremamente semplificato si può notare come i tempi di bonifica siano sufficientemente lunghi. Inoltre in una situazione reale l'ipotesi di geometria radiale viene a mancare; si hanno zone con differente gradiente e, come già accennato nella parte teorica del capitolo della tecnologia *Pump&Treat*, ciò provoca una differenza di velocità dell'acquifero, per cui la velocità tende a ridursi vicino al punto di stagnazione. Di conseguenza il tempo necessario alla completa pulizia dell'acquifero aumenta.

La pulizia del sito richiede un tempo minimo di una decina di anni, escludendo i composti idrocarburici per i quali si parla di migliaia di anni.

Ciò è dovuto al fatto che questi composti sono caratterizzati da valori molto elevati del coefficiente di ripartizione carbonio organico - acqua (k_{oc}) e, conseguentemente, del coefficiente di adsorbimento (k_d), che incidono nella formula del fattore di ritardo.

Valori elevati di k_{oc} indicano che la sostanza non è mobile; infatti il k_{oc} rappresenta quanto il contaminante tenda ad adsorbirsi, a legarsi al terreno.

In particolare, la classe degli alifatici C9-C18 risulta essere quasi immobile e fortemente adsorbita al terreno.

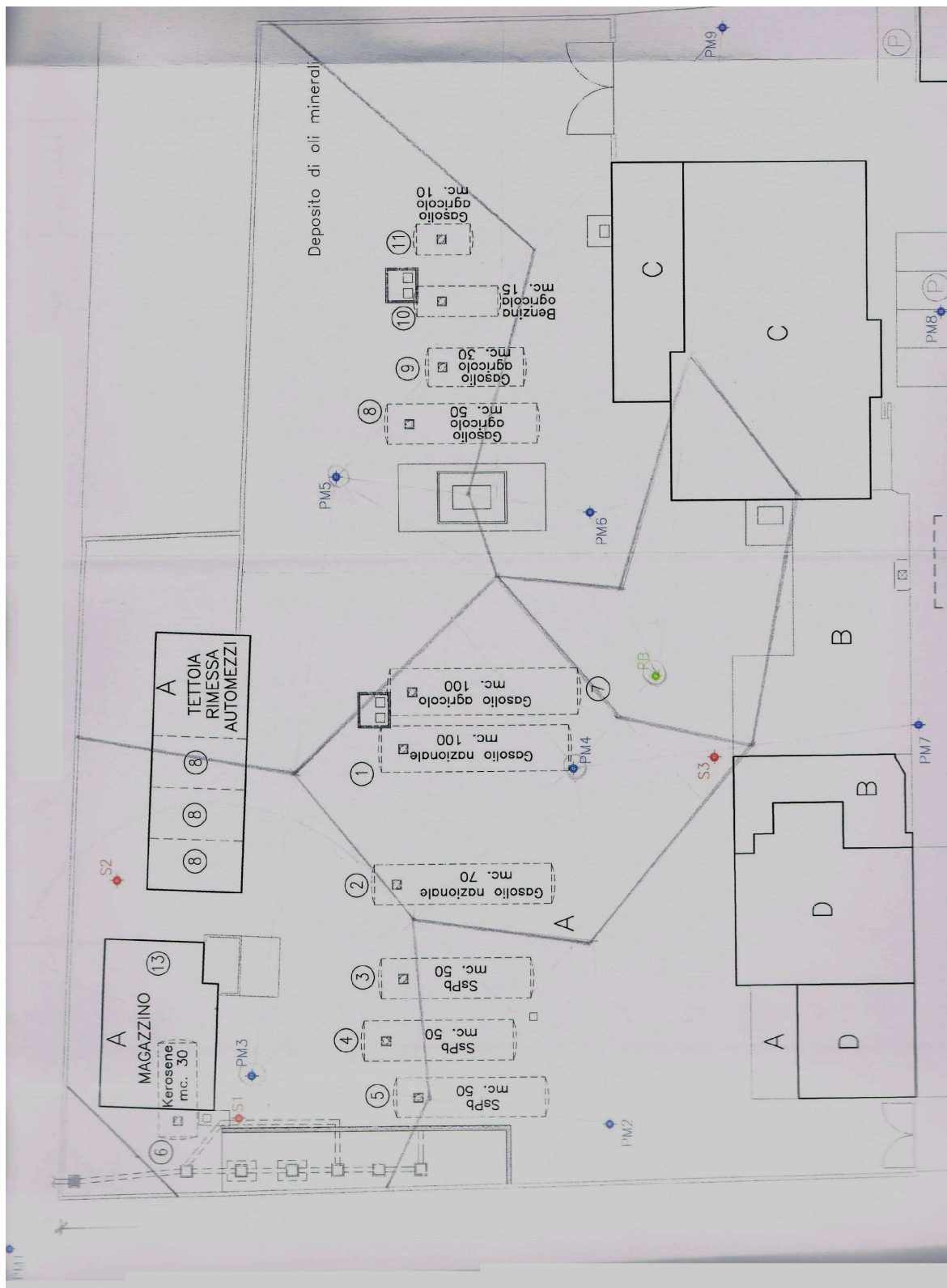


Fig. 54 – Schematizzazione dell'area tramite i poligoni di Thiessen

13 CONCLUSIONI

In questo lavoro sono state prese in esame le attività condotte da una società di consulenza su un sito contaminato da idrocarburi. Nella presente tesi, le attività condotte sono state inquadrare a livello normativo e sono stati approfonditi alcuni aspetti che riguardano gli obiettivi di bonifica del sito, che invece non erano state prese in esame dalla società di consulenza di cui sopra e che erano limitate alla messa in sicurezza operativa.

Ripercorrendo gli step previsti dal D.Lgs. 162/06 e s.m.i., si è approfondita la parte dell'Analisi di Rischio, poiché è importante al fine di stabilire gli obiettivi di bonifica del sito e permette di avere quindi un traguardo temporale maggiore (ad esempio un'ipotetica dismissione futura degli impianti). Nel caso in esame, dalla costruzione del modello concettuale del sito, si evince che la sorgente di contaminazione secondaria è rappresentata dal terreno (strato profondo: 4-8,3 m) e dalla falda, i cui percorsi di migrazione sono la volatilizzazione ed il trasporto in falda.

Si è proceduto con il calcolo della stima degli effetti della volatilizzazione dei contaminanti presenti per uno studio di impatto in aria. Con riferimento al documento APAT sull'analisi di rischio e con il supporto del software *RBCA Tool Kit*, è stato stimato il rischio associato alla volatilizzazione di idrocarburi, BTEX ed MtBE da suolo profondo e falda.

Il punto di criticità principale in questo tipo di analisi è l'utilizzazione di algoritmi tali da arrivare a valori che risultino rappresentativi e scientificamente attendibili. La scelta di utilizzare modelli analitici comporta un'estrema semplificazione del modello concettuale del sito.

Nel caso di volatilizzazione da falda nessuna sostanza mostra un SSTL superiore a quello ammissibile. Si nota però un superamento dei limiti per la volatilizzazione nel caso dei vapori provenienti da suolo profondo per un'unica sostanza (benzene).

Poiché durante queste valutazioni vengono utilizzati modelli semplici e necessariamente approssimativi, è previsto nella manualistica tecnica ISPRA che, qualora il calcolo sulla base dei modelli di cui sopra porti a superare i parametri di rischio ritenuti accettabili, prima di procedere ad eventuali interventi di bonifica, vengano effettuate direttamente delle misurazioni in aria, ottenute le quali si può ricalcolare il rischio.

Finché sul sito sarà attivo il sistema di contenimento *Pump&Treat*, che garantisce l'interruzione della migrazione a valle del plume inquinante, può essere escluso il trasporto in falda come percorso di migrazione dei contaminanti. Gli obiettivi di bonifica sono stati stabiliti ipotizzando che venga mantenuto attivo il sistema di confinamento della falda. In caso contrario gli obiettivi di bonifica diventerebbero prossimi alle CSC. In quest'ultimo caso, cioè qualora si pensi ad un'interruzione del sistema di confinamento e quindi si riattivi la falda come percorso di migrazione, diventa importante la valutazione dei tempi di bonifica per raggiungere le CSC.

Tali tempi sono stati stimati considerando quali tecnologie di bonifica l'attuale sistema di *Pump&Treat* della falda.

Le valutazioni, anche se condotte nelle ipotesi più ottimistiche, portano a tempi estremamente lunghi. Appare pertanto necessario in quest'ottica utilizzare tecnologie più efficaci.

APPENDICE A

Per la valutazione dell'analisi di rischio si è utilizzato il software, in possesso del Dipartimento di Ingegneria Chimica, Mineraria e delle Tecnologie Ambientali (DICMA), “*RBCA (Risk-Based Corrective Action) TOOL KIT for Chemical Releases*” prodotto da *Groundwater Services, Inc.* È uno strumento che può essere utilizzato per l'analisi RBCA sia a Livello 1, in cui si adoperano valori generici di default per la caratterizzazione del sito, sia a Livello 2, in cui vengono inseriti valori sito-specifici.

Occorre sottolineare che la rappresentatività dei risultati derivanti dall'utilizzo dei modelli di analisi di rischio è fortemente correlata alla rappresentatività dei dati utilizzati come input.

Un software per la conduzione di un livello 2 di analisi di rischio consiste essenzialmente nell'implementazione in un codice di una procedura di analisi di rischio, pertanto l'architettura può essere schematizzata nei seguenti punti:

- inserimento delle proprietà specifiche e geometriche del sito e della sorgente;
- inserimento della concentrazione rappresentativa;
- selezione degli inquinanti e definizione delle proprietà chimico-fisiche e tossicologiche;
- individuazione delle vie di migrazione e di esposizione in accordo al modello concettuale;
- calcolo dei fattori di trasporto dei contaminanti per le diverse vie di migrazione;
- calcolo dell'esposizione, noti i parametri di esposizione e la concentrazione al punto di esposizione;
- calcolo del rischio, noti esposizione e proprietà tossicologiche.

Questo software consente di inserire valori specifici per quanto attiene geometria e proprietà del sito e della sorgente, ma propone anche un dataset di valori di default.

Il cuore di una procedura di analisi di rischio è costituita senz'altro dal calcolo dei fattori di trasporto, in quanto questi consentono in ultima analisi di calcolare la concentrazione al punto di esposizione derivante dalle diverse vie di migrazione e di esposizione. La procedura di analisi di rischio descritta nei capitoli precedenti con riferimento al documento *APAT Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati*, ed in particolare il calcolo dei fattori di trasporto,

non coincide integralmente con alcuna delle procedure su cui si basano i software più diffusi a livello nazionale.

Il software RBCA utilizza una serie di modelli di trasporto per stimare le concentrazioni dei COC al punto di esposizione (POE) localizzato a valle rispetto la direzione principale del vento o rispetto al flusso di falda dell'area sorgente per i percorsi di esposizione dell'aria o dell'acquifero, rispettivamente.

L'interfaccia principale del software è il *Main Screen*, da cui l'utente può inserire le informazioni di progetto, selezionare il tipo di analisi RBCA e i calcoli da eseguire, e progressivamente completare i passi per la valutazione del processo RBCA.

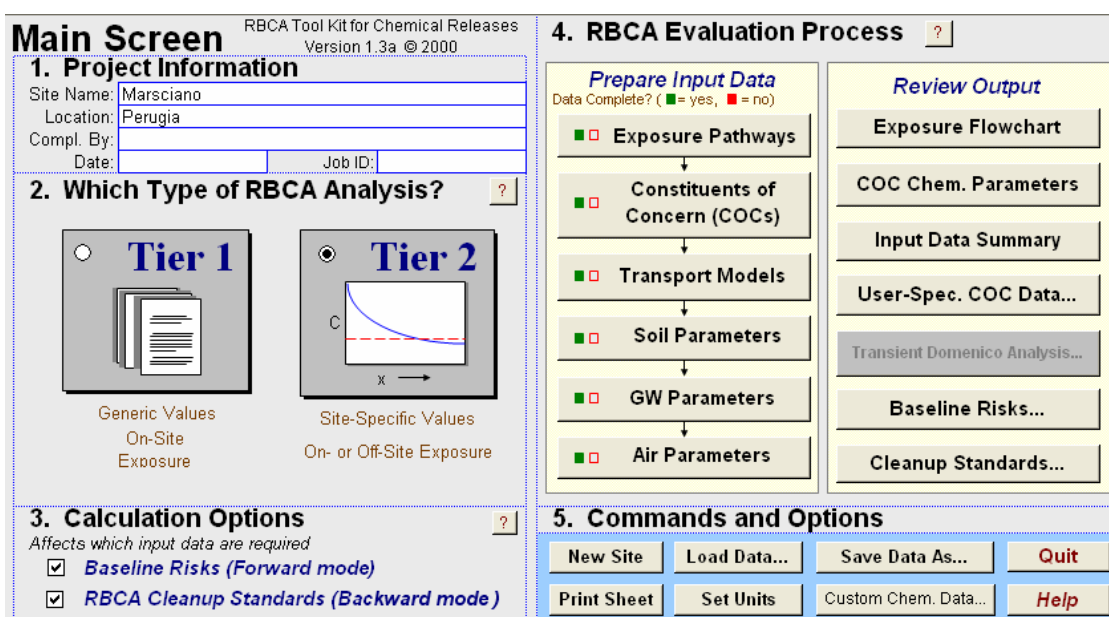


Fig. 55 – Interfaccia principale del software RBCA

I primi dati da inserire sono quelli relativi alla modalità di esposizione (*Exposure Pathways*) ed all'individuazione dei contaminanti presenti in sito (*Constituents of Concern COCs*).

In particolare, nel caso in esame, sono state eseguite due differenti analisi: la prima riguardante il rischio legato alla volatilizzazione outdoor da falda, la seconda riguardante il rischio dovuto alla volatilizzazione outdoor da terreno profondo (oltre 1 m).

Inoltre, ai fini di un confronto con i calcoli eseguiti utilizzando le formule del manuale APAT, sono stati modificati dei valori della Banca-Dati interna al software in maniera

tale da lavorare con dati simili. Le sostanze a cui sono state eseguite queste variazioni si riconoscono per l'aggiunta, vicino alla nomenclatura, di un asterisco.

Exposure Pathway Identification

Site Name: Marsciano
Location: Perugia
Compl. By:
Job ID: Date: d-gen-yy

1. Groundwater Exposure

**Groundwater Ingestion/
Surface Water Impact**

Receptor: Com. None None
Type: On-site Off-site1 Off-site2

Source Media:
 Affected Groundwater
 Affected Soils Leaching to Groundwater

Distance to GW receptors (m):
On-site: 0 Off-site1: 0 Off-site2: 0

GW Discharge to Surface Water Exposure

Swimming
 Fish Consumption
 Aquatic Life Protection

3. Air Exposure

**Volatilization and Particulates
to Outdoor Air Inhalation**

Receptor: Com. None None
Type: On-site Off-site1 Off-site2 (m)

Construction worker:

Affected Soils--Volatilization to Ambient Outdoor Air
 Affected Groundwater--Volatilization to Ambient Outdoor Air
 Affected Surface Soils--Particulates to Ambient Outdoor Air

**Volatilization to
Indoor Air Inhalation**

Receptor: None
Type: On-site No off-site receptors

Affected Soils--Volatilization to Enclosed Space
 Affected Groundwater--Volatilization to Enclosed Space

2. Surface Soil Exposure

**Direct Ingestion
and Dermal Contact**

Receptor: None
Type: On-site No off-site receptors

Construction Worker:

4. Commands and Options

Exposure Factors & Target Risks

Fig. 56 – Identificazione delle modalità di esposizione

Site Name: Marsciano Job ID: **Commands and Options**
Location: Perugia Date: d-gen-yy
Compl. By:

Source Media Constituents of Concern (COCs)

Apply Raoult's Law

Selected COCs

COC Select: Sort List: ?

Benzene*
Toluene
Ethylbenzene
Xylene (mixed isomers)*
TPH - Aliph >C12-C15*
TPH - Arom >C08-C10*
Methyl t-Butyl ether

* = Chemical with user-specified data

Representative COC Concentration

Groundwater Source Zone		Soil Source Zone		Mole Fraction in Source Material (-)
Calculate	Enter Site Data	Calculate	Enter Site Data	
(mg/L)		(mg/kg)		
	note		note	
1,5E+1				
2,3E+1				
3,8E+0				
1,3E+1				
1,1E+3				
1,1E+3				
7,2E+1				

Fig. 57 – Individuazione dei contaminanti e rispettiva concentrazione alla sorgente

I passi successivi hanno richiesto la definizione del modello di trasporto, in cui è stata selezionata la combinazione dei modelli di suolo superficiale e di Johnson & Ettinger, e dei parametri di suolo, falda ed aria.

Inseriti i parametri in input, il programma elabora i dati e permette, oltre che mostrare un riepilogo delle scelte effettuate in precedenza (diagramma di flusso delle vie di

esposizione e dei meccanismi di trasporto, elenco delle sostanze inquinanti con relativa concentrazione rappresentativa alla sorgente e relativi parametri della Banca-Dati, scheda riassuntiva dei parametri tossicologici, dei valori di rischio e dei fattori di attenuazione naturale per ciascun contaminante), di visualizzare i risultati, sia per ciascuna via di esposizione e per ciascuna sorgente di contaminazione, sia in maniera cumulativa.

Nel caso in esame, per ciascun comparto ambientale contaminato (acquifero e terreno profondo), l'analisi di rischio prevede la valutazione del calcolo del rischio per inalazione di vapori. Il procedimento riporta in primo luogo la concentrazione d'inalazione e, successivamente, il calcolo del rischio.

I passi per ottenere la concentrazione d'inalazione sono i seguenti:

1. concentrazione alla sorgente C_s (mg/l);
2. valore NAF (m^3/l);
3. concentrazione al punto di esposizione C_{poe} (mg/m^3): $C_{poe} = C_s \cdot \frac{1}{NAF}$;
4. fattore di esposizione: $(EF \times ED)/(AT \times 365)$ per inalazione di vapori;
5. concentrazione media dell'inalazione C_{inhal} (mg/m^3): $(5) = (3) \times (4)$.

Il fattore di attenuazione naturale (NAF) rappresenta l'effetto cumulativo di diverse azioni atte a ridurre la concentrazione dei contaminanti durante il trasporto dalla sorgente al recettore. Questi componenti possono coinvolgere entrambi i fattori di trasporto: NAF_{CM} (fattore di attenuazione naturale durante l'attraversamento del mezzo) ed NAF_{LT} (fattore di attenuazione naturale durante il trasporto laterale). Questi valori vengono utilizzati successivamente per il calcolo del rischio.

Il fattore NAF è l'inverso del fattore VF.

Inoltre per il calcolo del fattore di esposizione si è fatto riferimento ai seguenti parametri (sito di tipologia commerciale/industriale):

- EF = frequenza di esposizione: EF = 250 giorni/anno;
- ED = durata di esposizione: ED = 25 anni;
- AT = tempo medio di esposizione: AT = 25 anni (per le sostanze non cancerogene), AT = 70 anni (per le sostanze cancerogene).

Il calcolo del rischio prevede:

1. classificazione cancerogena EPA;
2. esposizione totale cancerogena (mg/m^3);
3. fattore di rischio di inalazione ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)⁻¹;
4. rischio individuale COC: (4) = (2) x (3) x 1000;
5. esposizione totale tossica (mg/m^3);
6. Reference Concentration (mg/m^3);
7. Hazard Quotient individuale COC: (7) = (5)/(6).

Il calcolo del rischio per la salute umana associato ad una singola specie chimica inquinante e ad una specifica modalità di esposizione si differenzia a seconda della tipologia degli effetti (cancerogeni e/o tossici) che la sostanza in oggetto può avere sull'uomo.

In particolare, nel caso di effetti cancerogeni (es. benzene), il rischio è direttamente proporzionale allo *Slope Factor*, che indica la probabilità di casi incrementali di tumore nella vita per unità di dose, e al periodo di esposizione pari a 70 anni.

Nel caso di effetti tossici, non cancerogeni, l'*Hazard Quotient* (HQ) è pari al rapporto tra il periodo di esposizione e la *Reference Dose* (RfD), che è la stima dell'esposizione media giornaliera che non produce effetti avversi apprezzabili sull'organismo umano durante il corso della vita.

Il calcolo del rischio per la salute umana associato a più specie chimiche inquinanti e a una o più modalità di esposizione (rischio cumulativo) è il seguente: $R_T = \sum R_i$ e $HQ_T = \sum HQ_i$.

Come proposto da ISS e riportato nel D.Lgs. 04/08, i valori di rischio considerati tollerabili per le sostanze cancerogene sono $TR=10^{-6}$ come valore individuale e $TR_{CUM}=10^{-5}$ come valore cumulativo. Nel caso di Indice di Pericolo (HQ), sia individuale sia cumulativo, il limite è pari all'unità.

Il software RBCA Tool Kit calcola il rischio cumulativo raggruppando i rischi individuali in funzione della via di esposizione.

Per il calcolo del rischio si è fatto riferimento ai seguenti elementi:

- Slope factor (SF): per quanto riguarda le sostanze che determinano effetti cancerogeni, generalmente, si assume che non esista una dose di riferimento al di sopra della quale si manifestano gli effetti tumorali e, quindi, qualsiasi dose,

anche molto bassa, può presentare un rischio per lo sviluppo di effetti cancerogeni. La stima delle potenzialità tossiche cancerogeniche di tale sostanza viene espressa mediante lo *slope factor* $[\text{mg/kg/giorno}]^{-1}$, che rappresenta la stima numerica del limite superiore del rischio cancerogenico correlato a diversi meccanismi di esposizione.

- Dose di riferimento (RfD): è un valore di soglia al di sotto del quale non si osservano effetti sanitari indesiderati, espresso in milligrammi di composto per chilogrammo di peso corporeo al giorno (mg/kg-d). La dose di riferimento assume valori diversi a seconda della modalità di assunzione della sostanza: orale, contatto dermico, inalazione. Nella banca dati ISPESL-ISS sono riportati i valori della RfD per inalazione e ingestione. Si sottolinea che per la via di esposizione inalazione, è possibile esprimere la tossicità della sostanza anche in termini di RfC (Reference Concentration) $[\text{mg}/\text{m}^3]$, stima dell'esposizione continua a cui è sottoposto l'uomo che non produce effetti avversi durante tutto il corso della vita.

Per quanto riguarda la stima dei fattori di trasporto dei contaminanti da un mezzo all'altro (ad es. suolo-aria), il software *RBCA Tool Kit* utilizza delle espressioni (le stesse adottate dal manuale APAT), funzioni delle caratteristiche del sottosuolo e delle proprietà chimico-fisiche dei composti organici volatili inquinanti.

Si riportano i risultati ottenuti dall'elaborazione del software RBCA Tool Kit.

1) Sorgente di contaminazione: falda

Modalità: inalazione di vapori

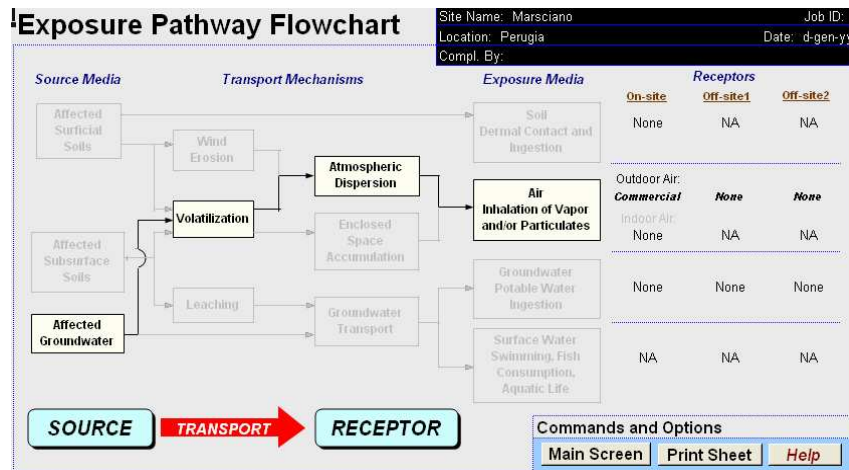


Fig. 58 - Risultati per inalazione di vapori da falda (Exposure Pathway Flowchart)

RBCA SITE ASSESSMENT							
5 OF 7							
TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION							
OUTDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS <input checked="" type="checkbox"/> (CHECKED IF PATHWAY IS ACTIVE)							
GROUNDWATER: VAPOR INHALATION	Exposure Concentration						
	1) Source Medium	2) NAF Value (m ³ /L) Receptor			3) Exposure Medium Outdoor Air: POE Conc. (mg/m ³) (1) / (2)		
	Groundwater Conc. (mg/L)	On-site (0 m) Commercial	Off-site 1 (0 m) None	Off-site 2 (0 m) None	On-site (0 m) Commercial	Off-site 1 (0 m) None	Off-site 2 (0 m) None
Constituents of Concern							
TPH - Aliph >C12-C16*	1,1E+3	1,9E+2			5,8E+0		
TPH - Arom >C08-C10*	1,1E+3	3,1E+4			3,6E-2		
Benzene*	1,5E+1	3,4E+4			4,2E-4		
Toluene	2,3E+1	3,2E+4			7,2E-4		
Ethylbenzene	3,8E+0	3,0E+4			1,2E-4		
Xylene (mixed isomers)*	1,3E+1	3,2E+4			4,1E-4		
Methyl t-Butyl ether	7,2E+1	1,8E+5			4,1E-4		

NOTE: NAF = Natural attenuation factor POE = Point of exposure

Site Name: Marsciano Date Completed: d-gen-yy
 Site Location: Perugia Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT						
6 OF 7						
TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION						
OUTDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS						
GROUNDWATER: VAPOR INHALATION (cont'd)	4) Exposure Multiplier (EFxED)/(ATx365) (unitless)			5) Average Inhalation Exposure Concentration (mg/m ³) (3) X (4)		
	On-site (0 m) Commercial	Off-site 1 (0 m) None	Off-site 2 (0 m) None	On-site (0 m) Commercial	Off-site 1 (0 m) None	Off-site 2 (0 m) None
Constituents of Concern						
TPH - Aliph >C12-C16*	6,8E-1			4,0E+0		
TPH - Arom >C08-C10*	6,8E-1			2,5E-2		
Benzene*	2,4E-1			1,0E-4		
Toluene	6,8E-1			4,9E-4		
Ethylbenzene	6,8E-1			8,5E-5		
Xylene (mixed isomers)*	6,8E-1			2,8E-4		
Methyl t-Butyl ether	6,8E-1			2,8E-4		

NOTE: AT = Averaging time (days) EF = Exposure frequency (days/yr) ED = Exposure duration (yr)

Site Name: Marsciano Date Completed: d-gen-yy
 Site Location: Perugia Job ID:

Fig. 59 – Risultati per inalazione di vapori da falda (Exposure concentration and intake calculation)

RBCA SITE ASSESSMENT

1 OF 10

TIER 2 PATHWAY RISK CALCULATION

OUTDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS **(CHECKED IF PATHWAYS ARE ACTIVE)**

CARCINOGENIC RISK

Constituents of Concern	(1) EPA Carcinogenic Classification	(2) Total Carcinogenic Exposure (mqm ⁻³)				(3) Inhalation Unit Risk Factor (mqm ⁻³) ⁻¹	(4) Individual COC Risk (2) x (3) x 1000			
		On-site (0 m)		Off-site 1 (0 m)	Off-site 2 (0 m)		On-site (0 m)		Off-site 1 (0 m)	Off-site 2 (0 m)
		Commercial	Construction Worker	None	None		Commercial	Construction Worker	None	None
TPH - Aliph >C12-C16*	D									
TPH - Arom >C08-C10*	D									
Benzene*	A	1,0E-4			8,3E-6	8,6E-7				
Toluene	D									
Ethylbenzene	D									
Xylene (mixed isomers)*	D									
Methyl t-Butyl ether	-									

Total Pathway Carcinogenic Risk = 8,6E-7

Site Name: Marsciano
Site Location: Perugia

Completed By:
Date Completed: d-gen-yy

Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT

2 OF 10

TIER 2 PATHWAY RISK CALCULATION

OUTDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS **(CHECKED IF PATHWAYS ARE ACTIVE)**

TOXIC EFFECTS

Constituents of Concern	(5) Total Toxicant Exposure (mqm ⁻³)				(6) Inhalation Reference Conc. (mqm ⁻³)	(7) Individual COC Hazard Quotient (5)/(6)			
	On-site (0 m)		Off-site 1 (0 m)	Off-site 2 (0 m)		On-site (0 m)		Off-site 1 (0 m)	Off-site 2 (0 m)
	Commercial	Construction Worker	None	None		Commercial	Construction Worker	None	None
TPH - Aliph >C12-C16*	4,0E+0				1,0E+0	4,0E+0			
TPH - Arom >C08-C10*	2,5E-2				2,0E-1	1,2E-1			
Benzene*	2,9E-4				6,0E-3	4,9E-2			
Toluene	4,9E-4				4,0E-1	1,2E-3			
Ethylbenzene	8,5E-5				1,0E+0	8,5E-5			
Xylene (mixed isomers)*	2,8E-4				7,0E+0	4,0E-5			
Methyl t-Butyl ether	2,8E-4				3,0E+0	9,3E-5			

Total Pathway Hazard Index = 4,2E+0

Site Name: Marsciano
Site Location: Perugia

Completed By:
Date Completed: d-gen-yy

Job ID:

Fig. 60 – Risultati per inalazione di vapori da falda (Pathway risk calculation)

Return		Print Sheet		RBCA SITE ASSESSMENT				Baseline Risk Summary-All Pathways			
Site Name: Marsciano				Completed By:				1 of 1			
Site Location: Perugia				Date Completed: d-gen-yy							
TIER 2 BASELINE RISK SUMMARY TABLE											
EXPOSURE PATHWAY	BASELINE CARCINOGENIC RISK					BASELINE TOXIC EFFECTS					
	Individual COC Risk		Cumulative COC Risk		Risk Limit(s) Exceeded?	Hazard Quotient		Hazard Index		Toxicity Limit(s) Exceeded?	
	Maximum Value	Target Risk	Total Value	Target Risk		Maximum Value	Applicable Limit	Total Value	Applicable Limit		
OUTDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS											
Complete:	8,6E-7	1,0E-6	8,6E-7	1,0E-6	<input type="checkbox"/>	4,0E+0	1,0E+0	4,2E+0	1,0E+0	<input checked="" type="checkbox"/>	
INDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS											
Complete:	NA	NA	NA	NA	<input type="checkbox"/>	NA	NA	NA	NA	<input type="checkbox"/>	
SOIL EXPOSURE PATHWAYS											
Complete:	NA	NA	NA	NA	<input type="checkbox"/>	NA	NA	NA	NA	<input type="checkbox"/>	
GROUNDWATER EXPOSURE PATHWAYS											
Complete:	NA	NA	NA	NA	<input type="checkbox"/>	NA	NA	NA	NA	<input type="checkbox"/>	
SURFACE WATER EXPOSURE PATHWAYS											
Complete:	NA	NA	NA	NA	<input type="checkbox"/>	NA	NA	NA	NA	<input type="checkbox"/>	
CRITICAL EXPOSURE PATHWAY (Maximum Values From Complete Pathways)											
	8,6E-7	1,0E-6	8,6E-7	1,0E-6	<input type="checkbox"/>	4,0E+0	1,0E+0	4,2E+0	1,0E+0	<input checked="" type="checkbox"/>	
	Outdoor Air		Outdoor Air			Outdoor Air		Outdoor Air			

Fig. 61 – Risultati per inalazione di vapori da falda (Baseline Risk Summary Table)

Return		Print Sheet		RBCA SITE ASSESSMENT					
Site Name: Marsciano				Completed By:				Job ID:	
Site Location: Perugia				Date Completed: d-gen-yy					
GROUNDWATER SSTL VALUES				Target Risk (Class A & B) 1,0E-6 Target Risk (Class C) 1,0E-6 Target Hazard Quotient 1,0E+0					
CONSTITUENTS OF CONCERN				SSTL Results For Complete Exposure Pathways ("X" if Complete)					
CAS No.	Name	Representative Concentration (mg/L)	X	Groundwater Volatilization to Outdoor Air			Applicable SSTL (mg/L)	SSTL Exceeded ?	Required CRF
				On-site (0 m)	Off-site 1 (0 m)	Off-site 2 (0 m)			
				Commercial	None	None		<input checked="" type="checkbox"/> if yes	Only if "yes" left
0-00-0	TPH - Aliph >C12-C16*	1,1E+3	>100E-4	NA	NA	NA	>100E-4	<input type="checkbox"/>	NA
0-00-0	TPH - Arom >C08-C10*	1,1E+3	>51E+0	NA	NA	NA	>51E+0	<input type="checkbox"/>	NA
71-43-2	Benzene*	1,5E+1	1,7E+1	NA	NA	NA	1,7E+1	<input type="checkbox"/>	<1
108-88-3	Toluene	2,3E+1	>515E+0	NA	NA	NA	>515E+0	<input type="checkbox"/>	NA
100-41-4	Ethylbenzene	3,8E+0	>169E+0	NA	NA	NA	>169E+0	<input type="checkbox"/>	NA
1330-20-7	Xylene (mixed isomers)*	1,3E+1	>185E+0	NA	NA	NA	>185E+0	<input type="checkbox"/>	NA
1634-04-4	Methyl t-Butyl ether	7,2E+1	>05E+4	NA	NA	NA	>05E+4	<input type="checkbox"/>	NA
* = Chemical with user-specified data				">" indicates risk-based target concentration greater than constituent solubility value. NA = Not applicable.					

Fig. 62 – Risultati per inalazione di vapori da falda (Groundwater SSTL Values)

2) Sorgente di contaminazione: suolo profondo

Modalità: inalazione di vapori

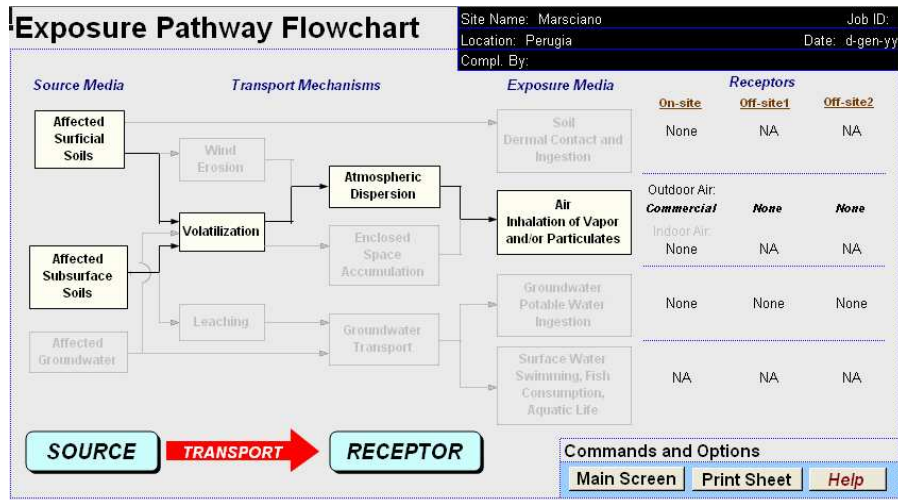


Fig. 63 - Risultati per inalazione di vapori da suolo profondo (Exposure Pathway Flowchart)

RBCA SITE ASSESSMENT							
3 OF 7							
TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION							
OUTDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS <input checked="" type="checkbox"/> (CHECKED IF PATHWAY IS ACTIVE)							
SUBSURFACE SOILS (4 - 8.3 m): VAPOR INHALATION							
Constituents of Concern	1) Source Medium	2) NAF Value (m ³ /kg)			3) Exposure Medium		
	Soil Conc. (mg/kg)	On-site (0 m) Commercial	Off-site 1 (0 m) None	Off-site 2 (0 m) None	Outdoor Air: POE Conc. (mg/m ³) (1)/(2)		
					On-site (0 m) Commercial	Off-site 1 (0 m) None	Off-site 2 (0 m) None
TPH - Arom >C08-C10*	4,7E+3	1,3E+5			3,5E-2		
TPH - Aliph >C12-C16*	4,7E+3	2,0E+6			2,3E-3		
Benzene*	6,4E+1	7,7E+3			8,3E-3		
Toluene	3,7E+2	1,3E+4			2,8E-2		
Ethylbenzene	1,5E+2	3,0E+4			5,1E-3		
Xylene (mixed isomers)*	4,7E+2	2,2E+4			2,1E-2		
Methyl t-Butyl ether	6,0E-1	2,3E+4			2,6E-5		

NOTE: NAF = Natural attenuation factor POE = Point of exposure

Site Name: Marsciano Date Completed: d-gen-yy
 Site Location: Perugia Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT							
4 OF 7							
TIER 2 EXPOSURE CONCENTRATION AND INTAKE CALCULATION							
OUTDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS							
SUBSURFACE SOILS (4 - 8.3 m): VAPOR INHALATION (cont'd)							
Constituents of Concern	4) Exposure Multiplier (EF*ED)/(AT*365) (unitless)			5) Average Inhalation Exposure Concentration (mg/m ³) (3) X (4)			
	On-site (0 m) Commercial	Off-site 1 (0 m) None	Off-site 2 (0 m) None	On-site (0 m) Commercial	Off-site 1 (0 m) None	Off-site 2 (0 m) None	
TPH - Arom >C08-C10*	6,8E-1			2,4E-2			
TPH - Aliph >C12-C16*	6,8E-1			1,6E-3			
Benzene*	2,4E-1			2,0E-3			
Toluene	6,8E-1			1,9E-2			
Ethylbenzene	6,8E-1			3,5E-3			
Xylene (mixed isomers)*	6,8E-1			1,5E-2			
Methyl t-Butyl ether	6,8E-1			1,8E-5			

NOTE: AT = Averaging time (days) EF = Exposure frequency (days/yr) ED = Exposure duration (yr)

Site Name: Marsciano Date Completed: d-gen-yy
 Site Location: Perugia Job ID:

Fig. 64 – Risultati per inalazione di vapori da suolo profondo (Exposure concentration and intake calculation)

RBCA SITE ASSESSMENT

1 OF 10

TIER 2 PATHWAY RISK CALCULATION

OUTDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS **(CHECKED IF PATHWAYS ARE ACTIVE)**

Constituents of Concern	(1) EPA Carcinogenic Classification	(2) Total Carcinogenic Exposure (mgm ⁻³)				(3) Inhalation Unit Risk Factor (mgm ⁻³) ⁻¹	(4) Individual COC Risk (2) x (3) x 1000			
		On-site (0 m)		Off-site 1 (0 m)	Off-site 2 (0 m)		On-site (0 m)		Off-site 1 (0 m)	Off-site 2 (0 m)
		Commercial	Construction Worker	None	None		Commercial	Construction Worker	None	None
TPH - Arom >C08-C10*	D									
TPH - Aliph >C12-C16*	D									
Benzene*	A	2,0E-3			8,3E-6	1,7E-5				
Toluene	D									
Ethylbenzene	D									
Xylene (mixed isomers)*	D									
Methyl t-Butyl ether	-									

Total Pathway Carcinogenic Risk = **1,7E-5**

Site Name: Marsciano
Site Location: Perugia

Completed By:
Date Completed: d-gen-yy

Job ID:

RBCA SITE ASSESSMENT

2 OF 10

TIER 2 PATHWAY RISK CALCULATION

OUTDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS **(CHECKED IF PATHWAYS ARE ACTIVE)**

Constituents of Concern	(5) Total Toxicant Exposure (mgm ⁻³)				(6) Inhalation Reference Conc. (mgm ⁻³)	(7) Individual COC Hazard Quotient (5)/(6)			
	On-site (0 m)		Off-site 1 (0 m)	Off-site 2 (0 m)		On-site (0 m)		Off-site 1 (0 m)	Off-site 2 (0 m)
	Commercial	Construction Worker	None	None		Commercial	Construction Worker	None	None
TPH - Arom >C08-C10*	2,4E-2				2,0E-1	1,2E-1			
TPH - Aliph >C12-C16*	1,6E-3				1,0E+0	1,6E-3			
Benzene*	5,7E-3				6,0E-3	9,6E-1			
Toluene	1,9E-2				4,0E-1	4,7E-2			
Ethylbenzene	3,5E-3				1,0E+0	3,5E-3			
Xylene (mixed isomers)*	1,5E-2				7,0E+0	2,1E-3			
Methyl t-Butyl ether	1,8E-5				3,0E+0	5,9E-6			

Total Pathway Hazard Index = **1,1E+0**

Site Name: Marsciano
Site Location: Perugia

Completed By:
Date Completed: d-gen-yy

Job ID:

Fig. 65 – Risultati per inalazione di vapori da suolo profondo (Pathway risk calculation)

Return		Print Sheet		RBCA SITE ASSESSMENT				Baseline Risk Summary-All Pathways			
Site Name: Marsciano				Completed By:				1 of 1			
Site Location: Perugia				Date Completed: d-gen-yy							
TIER 2 BASELINE RISK SUMMARY TABLE											
EXPOSURE PATHWAY	BASELINE CARCINOGENIC RISK				BASELINE TOXIC EFFECTS						
	Individual COC Risk		Cumulative COC Risk		Risk Limit(s) Exceeded?	Hazard Quotient		Hazard Index		Toxicity Limit(s) Exceeded?	
	Maximum Value	Target Risk	Total Value	Target Risk		Maximum Value	Applicable Limit	Total Value	Applicable Limit		
OUTDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS											
Complete:	1,7E-5	1,0E-6	1,7E-5	1,0E-6	■	9,6E-1	1,0E+0	1,1E+0	1,0E+0	■	
INDOOR AIR EXPOSURE PATHWAYS											
Complete:	NA	NA	NA	NA	□	NA	NA	NA	NA	□	
SOIL EXPOSURE PATHWAYS											
Complete:	NA	NA	NA	NA	□	NA	NA	NA	NA	□	
GROUNDWATER EXPOSURE PATHWAYS											
Complete:	NA	NA	NA	NA	□	NA	NA	NA	NA	□	
SURFACE WATER EXPOSURE PATHWAYS											
Complete:	NA	NA	NA	NA	□	NA	NA	NA	NA	□	
CRITICAL EXPOSURE PATHWAY (Maximum Values From Complete Pathways)											
	1,7E-5	1,0E-6	1,7E-5	1,0E-6	■	9,6E-1	1,0E+0	1,1E+0	1,0E+0	■	
	Outdoor Air		Outdoor Air			Outdoor Air		Outdoor Air			

Fig. 66 - Risultati per inalazione di vapori da suolo profondo (Baseline Risk Summary Table)

Return		Print Sheet		RBCA SITE ASSESSMENT						
Site Name: Marsciano				Completed By:			Job ID:			
Site Location: Perugia				Date Completed: d-gen-yy						
SOIL (4 - 8,3 m) SSTL VALUES				Target Risk (Class A & B) 1,0E-6 Target Risk (Class C) 1,0E-6 Target Hazard Quotient 1,0E+0						
SSTL Results For Complete Exposure Pathways ("X" if Complete)										
CONSTITUENTS OF CONCERN		Representative Concentration (mg/kg)	Soil Volatilization to Outdoor Air				Applicable SSTL (mg/kg)	SSTL Exceeded? "■" if yes	Required CRF Only if "yes" left	
			On-site (0 m)		Off-site 1 (0+ m)	Off-site 2 (0 m)				
CAS No.	Name		Commercial	Construction Worker	None	None				
0-00-0	TPH - Arom >C08-C10*	4,7E+3	>818E+0	NA	NA	NA	>818E+0	□	NA	
0-00-0	TPH - Aliph >C12-C16*	4,7E+3	>501E+0	NA	NA	NA	>501E+0	□	NA	
71-43-2	Benzene*	6,4E+1	3,8E+0	NA	NA	NA	3,8E+0	■	1,7E+1	
108-88-3	Toluene	3,7E+2	>787E+0	NA	NA	NA	>787E+0	□	NA	
100-41-4	Ethylbenzene	1,5E+2	>645E+0	NA	NA	NA	>645E+0	□	NA	
1330-20-7	Xylene (mixed isomers)*	4,7E+2	>478E+0	NA	NA	NA	>478E+0	□	NA	
1634-04-4	Methyl t-Butyl ether	6,0E-1	>01E+4	NA	NA	NA	>01E+4	□	NA	
* = Chemical with user-specified data										
">" indicates risk-based target concentration greater than constituent residual saturation value. NA = Not applicable. NC = Not calculated.										

Fig. 67 – Risultati per inalazione di vapori da suolo profondo (Soil SSTL Values)

RINGRAZIAMENTI

Vorrei ringraziare Stefano ed Emilio della società Petroltecnica S.r.l. e il prof. Nocentini per avermi dato l'opportunità di lavorare insieme e creare una collaborazione che ha dato vita a questo progetto.

Un grazie particolare alla mamma, al babbo ed ad Alfri che mi hanno sempre sostenuto e creduto in me per tutti questi cinque anni.

Così come Nico, che è stato un prezioso aiuto, disponibile nel confortarmi durante i momenti più difficili, ma allo stesso tempo pronto a darmi la giusta carica per affrontare l'università e non solo.

Grazie grazie grazie alle mie coinquiline. Eli, Chiara, Ele e Mari siete fantastiche. Avete reso questa mia esperienza unica e senza di voi non sarebbe mai stata così divertente.

Un grazie grande grande ai compagni di università, in particolare alle "galline" De, Ila, Ele, Simo, ai romagnoli (solo per oggi sarò buona ed includerò tutti come romagnoli) Paolo A., Capo, Paolo P., Pera, Tara, Sara, Ali, Mari, Simo..anche se in questi ultimi anni ci siamo persi un po' di vista tra erasmus vari e percorsi di studio diversi, siete e sarete sempre nel mio cuore. Non dimenticherò mai i momenti trascorsi insieme senza i quali non avrei potuto affrontare così serenamente la vita a Bologna.

Un abbraccio forte alle amiche di Rimini, tra cui Sara Bonvi, Giò, Stella, che mi hanno sempre dimostrato il loro affetto.

BIBLIOGRAFIA

Piano della Caratterizzazione, redatto dai liberi professionisti Geom. F. Gelosi e Geol. I. Mencarelli, in data 6 agosto 2004

Relazione descrittiva delle attività di investigazione iniziale (ai sensi del D.M. 471/99) relativa ad un deposito di oli minerali, ubicato nel Comune di Marsciano (PG), località Schiavo, viale della Resistenza n. 31, redatto dai liberi professionisti Geom. F. Gelosi, Geol. I. Mencarelli e Dr. R. A. Presilla, in data 24 novembre 2005

Progetto preliminare di bonifica, redatto dalla società Petroltecnica S.r.l., in data 26 gennaio 2006

Rapporto tecnico descrittivo delle indagini eseguite e progetto di messa in sicurezza operativa, redatto dalla società Petroltecnica S.r.l., in data 22 dicembre 2006

Integrazioni richieste dalle PP.AA. nel corso della riunione dell'8 agosto 2007, redatto dalla società Petroltecnica S.r.l., in data 29 ottobre 2007

Appendum al progetto di messa in sicurezza operativa, redatto dalla società Petroltecnica S.r.l., in data 19 marzo 2008

Manuale Operativo - Unità Operativa Ambiente, redatto dalla società Petroltecnica S.r.l., 1^a Edizione – rev.2, 2004

Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati, Manuale APAT, marzo 2008

Limiti delle sostanze non comprese nell'Allegato 5 al Titolo V D.Lgs 152/06, APAT, aggiornamento giugno 2006

Protocollo ISPRA-INAIL (ex-ISPEL) per la valutazione del rischio associato all'inalazione di vapori e polveri, in ambienti aperti e confinati nei siti di bonifica, Rev.0 (Ottobre 2010)

Banca Dati ISS-ISPEL, maggio 2009

Linee guida per il monitoraggio delle barriere idrauliche, Provincia di Milano, 2003

Pump-and-Treat Ground-Water Remediation, a guide for decision makers and practitioners, EPA, 1996

Depurazione e smaltimento degli scarichi urbani – dispense tecniche, G. L. Bragadin - M. L. Mancini, Pitagora Editrice Bologna, 2007

Enciclopedia Motta, Federico Motta Editore

Sito internet *Rete del Sistema Informativo Nazionale Ambientale*
www.scia.sinanet.apat.it (Rete UCEA-RAN 211 Marsciano, Rete Sinottica 16100 Perugia)

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th Edition

RBCA Tool Kit, *RBCA Tool Kit for Chemical Releases*, Groundwater Services, Inc., Texas USA

La pratica della geostatistica lineare, Bruno-Raspa