

MISURE DI GESTIONE DELL'INQUINAMENTO DIFFUSO DELLE ACQUE SOTTERRANEE NELL'AREA DEL NORD MILANESE

ALLEGATI TECNICI

Aprile 2026



POLITECNICO
MILANO 1863



Sostenibilità
in Lombardia



Regione
Lombardia

MISURE DI GESTIONE DELL'INQUINAMENTO DIFFUSO DELLE ACQUE SOTTERRANEE NELL'AREA DEL NORD MILANESE

ALLEGATO 1
Aggiornamento sullo
stato dei procedimenti
d.g.r. n. 6737/2017
d.g.r. n. 2482/2019

Aprile 2026

Allegato 1 – Aggiornamento sullo stato dei procedimenti inclusi nelle Dd.g.r. n. 6737/2017 e n. 2482/2019 – Siti aggiornati a gennaio 2026

N	ID SITO	Provincia	Comune	DGR	Stato attuale procedimento	Classificazione Sito	Tipologia sito	Matrice	Inquinanti suolo	Inquinanti falda	Tecnologie di bonifica	MISE
1	MI027.0019	MI	Bollate	2019	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali in attività	non specificata	non specificata	non specificata	pump and treat	non specificata
2	MI034.0002	MB	Brugherio	2017	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee, suolo/sottosuolo	Cromo, Idrocarburi, Metalli	Cromo, Metalli, Solventi clorurati	rimozione e smaltimento terreno	messa in opera di barriere idrauliche
3	MI146.0008	MI	Milano	2017	Caratterizzazione in corso	potenzialmente contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee, suolo/sottosuolo	Cromo, Idrocarburi, Metalli, Solventi clorurati	Idrocarburi, Metalli, Solventi clorurati	rimozione e smaltimento terreno	non specificata
4	MI146.0028	MI	Milano	2017	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee, suolo/sottosuolo	Altre sostanze, Cianuri liberi, Idrocarburi, Metalli	Idrocarburi, Organici aromatici, Solventi clorurati	non specificata	rimozione o svuotamento di bidoni, container, altro
5	MI146.0192	MI	Milano	2017	Bonifica conclusa in attesa di certificazione	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee, suolo/sottosuolo	Idrocarburi, Metalli, Organici aromatici, Solventi clorurati	Idrocarburi, Metalli, Solventi clorurati	confinamento verticale, confinamento orizzontale superficiale	rimozione amianto
6	MI146.0221	MI	Milano	2017	Bonifica conclusa in attesa di certificazione	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee, suolo/sottosuolo	Idrocarburi, Organici aromatici, Solventi clorurati	Cromo, Metalli, Solventi clorurati	rimozione e smaltimento terreno, confinamento orizzontale superficiale	non specificata
7	MI146.0233	MI	Milano	2017	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee, suolo/sottosuolo	Organici aromatici	Organoalogenati	soil vapour extraction (SVE), pump and treat, barriere idrauliche	non specificata
8	MI146.0332	MI	Milano	2017	Bonifica certificata	bonificato	aree industriali dismesse	acque sotterranee, suolo/sottosuolo	Metalli	Metalli, Organoalogenati, Solventi clorurati	non specificata	non specificata
9	MI146.0378	MI	Milano	2017	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali dismesse	suolo/sottosuolo	Idrocarburi, Metalli	non specificata	rimozione e smaltimento terreno, barriere idrauliche	rimozione serbatoi, rimozione dei rifiuti
10	MI146.0644	MI	Milano	2017	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali dismesse	non specificata	non specificata	non specificata	non specificata	non specificata
11	MI146.1088	MI	Milano	2017	Progetto definitivo approvato	contaminato	aree industriali dismesse	suolo/sottosuolo	Idrocarburi, Metalli	Cromo	non specificata	non specificata
12	MI149.0047	MB	Monza	2017	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee, suolo/sottosuolo	Metalli	Organoalogenati, Solventi clorurati	pump and treat	non specificata
13	MI149.0078	MB	Monza	2017	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee	non specificata	Idrocarburi, Metalli, Organici aromatici, Organoalogenati, Solventi clorurati	pump and treat	non specificata
14	MI157.0006	MI	Novate Milanese	2019	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee, suolo/sottosuolo	Fitofarmaci	Fitofarmaci	pump and treat, rimozione e smaltimento terreno	non specificata
15	MI170.0002	MI	Pero	2019	Bonifica in corso	contaminato	impianti di stoccaggio o adduzione carburanti	acque sotterranee, suolo/sottosuolo	Idrocarburi	Idrocarburi, Metalli, Organici aromatici	soil venting (SV), pump and treat, biorisanamento	non specificata
16	MI170.0019	MI	Pero	2019	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee, suolo/sottosuolo	Fitofarmaci, Solventi clorurati	Fitofarmaci, Solventi clorurati	pump and treat, rimozione e smaltimento terreno, confinamento orizzontale superficiale	messa in opera di barriere idrauliche
17	MI170.0036	MI	Pero	2019	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee, suolo/sottosuolo	Idrocarburi	Idrocarburi	soil vapour extraction (SVE), rimozione e smaltimento terreno	messa in opera di barriere idrauliche
18	MI170.0055	MI	Pero	2019	Progetto operativo degli interventi di bonifica da approvare	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	non specificata	Idrocarburi, Solventi clorurati	non specificata	non specificata

N	ID SITO	Provincia	Comune	DGR	Stato attuale procedimento	Classificazione Sito	Tipologia sito	Matrice	Inquinanti suolo	Inquinanti falda	Tecnologie di bonifica	MISE
19	MI182.0001	MI	Rho	2019	Bonifica in corso	contaminato	smaltimenti non autorizzati - abbandono rifiuti	acque sotterranee	non specificata	Idrocarburi, Metalli, Solventi clorurati	non specificata	non specificata
20	MI182.0013	MI	Rho	2019	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee, suolo/sottosuolo	Metalli	Cromo, Metalli, Solventi clorurati	ump and treat	non specificata
21	MI182.0017	MI	Rho	2019	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali in attività	non specificata	non specificata	non specificata	rimozione e smaltimento terreno	non specificata
22	MI182.0019	MI	Rho	2019	Bonifica certificata	bonificato	rilasci accidentali o dolosi di sostanze	acque sotterranee, suolo/sottosuolo	Idrocarburi, Organici aromatici	Altre sostanze, Idrocarburi, Organici aromatici	ump and treat	raccolta liquidi sversati, rimozione dei rifiuti
23	MI182.0024	MI	Rho	2019	Progetto operativo degli interventi di bonifica approvato	contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee, suolo/sottosuolo	Idrocarburi, Solventi clorurati	Idrocarburi, Organoalogenati, Solventi clorurati	soil vapour extraction (SVE), rimozione e smaltimento terreno, barriere idrauliche	non specificata
24	MI182.0028	MI	Rho	2019	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee, suolo/sottosuolo	Organici aromatici	Idrocarburi, Organici aromatici, Solventi clorurati	soil vapour extraction (SVE), air sparging, pump and treat	non specificata
25	MI182.0061	MI	Rho	2019	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali dismesse	non specificata	non specificata	non specificata	rimozione e smaltimento terreno	non specificata
26	MI250.0030	MI	Baranzate	2019	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee, suolo/sottosuolo	Organici aromatici	Organici aromatici	ossidazione/riduzione chimica	non specificata
27	MI250.0035	MI	Baranzate	2019	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee, suolo/sottosuolo	Solventi clorurati	Altre sostanze, Solventi clorurati	rimozione e smaltimento terreno	messa in opera di barriere idrauliche
28	VA034.0031	VA	Caronno Pertusella	2019	Bonifica certificata	bonificato	aree industriali in attività	acque sotterranee, suolo/sottosuolo	Idrocarburi	Idrocarburi	ump and treat	non specificata
29	VA130.0003	VA	Uboldo	2019	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee, suolo/sottosuolo	Solventi clorurati	Solventi clorurati	barriere idrauliche	rimozione o svuotamento di bidoni, container, copertura impermeabile temporanea
30	VA130.0006	VA	Uboldo	2019	Bonifica in corso	contaminato	altri siti non meglio specificati	acque sotterranee, suolo/sottosuolo	Solventi clorurati	Solventi clorurati	air sparging, barriere idrauliche	messa in opera di barriere idrauliche

MISURE DI GESTIONE DELL'INQUINAMENTO DIFFUSO DELLE ACQUE SOTTERRANEE NELL'AREA DEL NORD MILANESE

ALLEGATO 2 Relazione tecnica del Politecnico di Milano

Aprile 2026



Regione Lombardia
Piazza Città di Lombardia, 1
20124, Milano



**Metodologia applicata per le stime dei Valori di Fondo Antropico
e per la valutazione del rischio sulla salute umana - Accordo di
collaborazione SIAM2**

febbraio 2026

AMB-LOMB1/25/1

Collaboratori:

Dr. Ing. Claudia Medina Montecinos

Dr. Ing. Pietro Mazzon

Dr. Ramon Pedrini

Dr. Ing. Silvia Lombi

Responsabili scientifici:

Prof. Arianna Azzellino

Dr. Ing. Matteo Antelmi

Dott.ssa Elena Sezenna

Prof. Luca Alberti

INDICE

1	PARTE 1 – MODELLAZIONE NUMERICA DI FLUSSO E TRASPORTO	8
1.1	INTRODUZIONE ALLA PARTE 1	8
1.2	DESCRIZIONE DELL'AREA DI STUDIO	9
1.3	IMPLEMENTAZIONE DELLA BASE DATI	10
1.4	COSTRUZIONE DELL'ANAGRAFICA	11
1.5	ASSEGNAZIONE DEI PUNTI DI MONITORAGGIO AI DIVERSI ACQUIFERI	14
1.6	MODELLO DI FLUSSO E TRASPORTO: RAPPRESENTAZIONE DELLA CONTAMINAZIONE DA SORGENTI PUNTUALI NELL'AREA DI STUDIO	19
1.7	RISULTATI DELLE SIMULAZIONI	24
1.7.1	PCE – Sorgenti e simulazioni dei pennacchi	25
1.7.2	TCE – Sorgenti e simulazioni dei pennacchi	27
1.7.3	TCM – Sorgenti e simulazioni dei pennacchi	28
1.7.4	Cr VI – Sorgenti e simulazioni dei pennacchi	30
1.8	DEFINIZIONE DEL DATASET ANAGRAFICO PER IL CALCOLO DEI VFA	33
1.9	SIMULAZIONI PREVISIONALI AL 2027 E AL 2033	34
1.9.1	PCE – confronto con ARPA-PLUMES (Scenario 2, sorgenti interrotte)	36
1.9.2	TCE – confronto con ARPA-PLUMES (Scenario 2, sorgenti interrotte)	44
1.9.3	TCM – confronto con ARPA-PLUMES (Scenario 2, sorgenti interrotte)	50
1.9.4	Cr VI – confronto con ARPA-PLUMES (Acquifero A: Scenario 2, sorgenti interrotte. Acquifero B: Scenario 1, sorgenti NON interrotte)	55
2	PARTE 2 – ANALISI MULTIVARIATA E DEFINIZIONE DEI VALORI DI FONDO ANTROPICO (VFA)	61
2.1	INTRODUZIONE	61
2.2	IL DATASET IDROCHIMICO INTEGRATO	61
2.3	METODI DI ANALISI UTILIZZATI	61
2.3.1	Analisi delle Componenti Principali (PCA) e Fattoriale (FA)	61
2.3.2	Analisi dei Cluster (CA)	66
2.4	AREA DEL MILANESE - ANALISI DEI CLUSTER MONOPARAMETRO PER L'INDIVIDUAZIONE DEGLI HOT-SPOT E PRIMA IDENTIFICAZIONE DELLA COMPONENTE DIFFUSA	71

2.5	ANALISI MULTIVARIATA PER L'INDIVIDUAZIONE DEI PROFILI DI CONTAMINAZIONE	79
2.5.1	COSTRUZIONE ED ANALISI DEL DATASET IDROCHIMICO INTEGRATO	79
2.5.2	Analisi fattoriale del dataset idrochimico integrato	81
2.5.3	Analisi dei Cluster K-Means.....	82
2.5.4	Stima del cluster di appartenenza per i punti esclusi dal criterio <i>listwise</i>	88
2.6	MAPPE DELLA CONTAMINAZIONE DIFFUSA	90
2.6.1	PCE	91
2.6.2	TCE.....	93
2.6.3	TCM.....	94
2.6.4	Cr TOT e Cr VI.....	96
2.7	VALORI DI RIFERIMENTO (VFA) PER LA STIMA DELL'INQUINAMENTO DIFFUSO	97
2.7.1	Metodologia di definizione dei Valori di Fondo Antropico (VFA)	97
2.7.2	Valori di Fondo Antropico (VFA) del Tetracloroetilene (PCE)	98
2.7.3	Valori di Fondo Antropico (VFA) del Triclorometano (TCM).....	100
2.7.4	Valori di Fondo Antropico (VFA) del Cromo esavalente (Cr VI).....	101
2.8	CONCLUSIONI	102
3	PARTE 3 – VALUTAZIONE DEL RISCHIO DA INQUINAMENTO DIFFUSO	104
3.1	INTRODUZIONE ALLA PARTE III	104
3.2	Tossicità dei composti di interesse	105
3.3	Aree di inquinamento diffuso e VFA	108
3.4	Caratteristiche dell'area Nord milanese rilevanti ai fini dello screening.....	112
3.4.1	Soggiacenza della falda.....	112
3.4.2	Affioramenti e corpi idrici alimentati da acque di falda.....	114
3.4.3	Dati meteorologici di interesse	120
3.5	Usi-consumi delle acque nell'area di studio.....	123
3.6	Normativa di riferimento sugli usi delle acque	125
3.7	Valutazione di screening del rischio sanitario	128
3.7.1	Metodologia di lavoro	128
3.7.2	Scenari di esposizione e recettori	128
3.7.3	Stima dell'esposizione.....	130

3.7.3.2	<i>Dose dermica cronica</i>	131
3.8	Modelli di volatilizzazione, emissione e dispersione in atmosfera e parametri di calcolo	133
3.8.1	Volatilizzazione da acque di falda in situ	134
3.8.2	Volatilizzazione da acque di falda affioranti	141
3.8.3	Volatilizzazione da acque nebulizzate.....	145
3.8.4	Formazione di aerosol da acque nebulizzate.....	146
3.9	Rischio potenziale da contaminazione diffusa	148
3.9.1	Rischio da inalazione di vapori da falda in situ	148
3.9.2	Rischio da inalazione di vapori da affioramenti di falda	150
3.9.3	Rischi connessi agli usi delle acque	151
3.9.4	Rischi complessivi.....	153
3.10	CONCLUSIONI	155
4	BIBLIOGRAFIA	156
	ALLEGATI	160

La presente relazione è stata redatta nell'ambito dell'Accordo di Collaborazione Regione Lombardia-Politecnico di Milano CUP D87G23000140002 del 02/08/2023

Il presente documento è firmato digitalmente dal Prof. Luca Alberti, Prof. Arianna Azzellino, Ing. Elena Sezenna e Ing. Matteo Antelmi ai sensi del D. Lgs. 82/2005 e successive modificazioni e integrazioni.

Lista delle abbreviazioni

SIAM2: “STUDIO E MODELLAZIONE DEGLI ACQUIFERI SOTTERRANEI NELLA PIANURA LOMBARDA INTERESSATI DA INQUINAMENTO DIFFUSO E PLUME DI CONTAMINAZIONE IN COERENZA CON LE AZIONI DEL PROGRAMMA REGIONALE DI BONIFICA DELLE AREE CONTAMINATE (PRB) 2”

D. Lgs.: Decreto Legislativo

DGR: Deliberazione della Giunta Regionale

PRB: Piano Regionale delle Bonifiche

D.D.U.O.: Decreto Dirigenziale dell’Unità Organizzativa

MPS: Multiple Point Sources – sorgenti puntuali multiple

VFA: Valori di Fondo Antropico

PCE: Tetracloroetilene

TCE: Tricloroetilene

TCM: Triclorometano

Cr VI: Cromo esavalente

Cr TOT: Cromo totale

CRB: Concentrazioni di Riferimento per la Bonifica

CSC: Concentrazione Soglia di Contaminazione

SIF: Sistema Informativo Falda

Gestori SII: Gestori del Servizio Idrico Integrato

APC: Attività Produttive e Controlli

SIPIUI: Sistema Integrato di Polizia Idraulica e Utenze Idriche

PCA: Principal Component Analysis – analisi delle componenti principali

FA: Factor Analysis – analisi dei fattori

CA: Cluster Analysis – analisi dei cluster

IDW: Inverse Distance Weighted

AdR: Analisi di Rischio

HI: Hazard Index (Indice di rischio non cancerogeno)

R: Rischio cancerogeno incrementale (Excess Lifetime Cancer Risk, ELCR)

SF: Slope Factor

IUR: Inhalation Unit Risk

RfD: Reference Dose

RfC: Reference Concentration

CDI: Chronic Daily Intake

RME: Reasonable Maximum Exposure

DTM: Digital Terrain Model

DBGT – Database Geo-Topografico

DUSAF – Destinazione d'Uso dei Suoli Agricoli e Forestali

SOMMARIO

Il presente lavoro ha come obiettivo l'individuazione dello stato di inquinamento diffuso ovvero generato da sorgenti puntuali multiple (Multiple Point Sources, MPS), da Tetracloroetilene, Tricloroetilene, Triclorometano e Cromo esavalente nell'area del Milanese), mediante il calcolo dei Valori di Fondo Antropico (VFA) e, successivamente, di valutare il rischio sulla salute umana ad esso associato.

L'inquinamento diffuso è regolamentato dal Testo Unico Ambientale (D. Lgs. 152/2006, art. 24, comma 1, lettera e) e viene definito come *“la contaminazione e/o le alterazioni chimiche, fisiche o biologiche delle matrici ambientali determinate da fonti diffuse e non imputabili ad una singola origine”*. Nell'art. 239, comma 3, viene demandato alle Regioni il compito di disciplinare gli interventi di bonifica e ripristino ambientale mediante lo sviluppo di appositi piani.

L'area del milanese era già stata interessata da studi riguardanti l'inquinamento diffuso: il progetto PLUMES (Alberti et al., 2016) relativo al Comune di Milano e all'area Nord-Est e il progetto Europeo AMILGA Interreg Central (CE032, 2016-2019) relativo al settore Nord-Ovest (Alberti et al., 2019). Il primo studio ha permesso a Regione Lombardia di individuare gli areali interessati da contaminazione diffusa (D.D.U.O. n.5590 del 16/05/2017) e di approvare le misure di risanamento dell'inquinamento diffuso delle acque sotterranee, da attuare per l'Area Vasta comprendente i territori dei Comuni di Brugherio, Cinisello Balsamo, Cologno Monzese, Milano, Monza, Nova Milanese e Sesto San Giovanni (D.G.R. n. 6737 del 19 giugno 2017 e D.G.R. n. 6773 del 22 giugno 2017 di rettifica). Successivamente, i risultati del progetto AMILGA hanno permesso di approvare le misure relative al Nord-Ovest del Milanese (D.G.R. n. 2482 del 18 novembre 2019) allargando l'area interessata dall'inquinamento diffuso anche ai comuni di Arese, Baranzate, Bollate, Caronno Pertusella, Garbagnate Milanese, Lainate, Milano, Novate Milanese, Origgio, Pero, Rho, Senago.

Lo studio riprende dunque la stessa metodologia adottata nei precedenti lavori con l'intento di aggiornare gli areali ed i valori di riferimento dell'inquinamento diffuso e di definire de sulla base delle nuove campagne di monitoraggio delle acque sotterranee eseguite tra il 2015 e il 2023 nell'area di studio e rese disponibili da Enti di controllo e Gestori del Servizio Idrico Integrato. L'aggiornamento dei valori di riferimento è stato effettuato su tutto l'areale del Comune di Milano e dei comuni dell'area N-O e N-E congiuntamente. All'analisi sono inoltre stati aggiunti i comuni di Bresso, Cormano, Cusano Milanino, Paderno Dugnano e Muggiò.

La relazione tecnica è divisa in 3 parti:

- PARTE 1 – MODELLAZIONE NUMERICA DI FLUSSO E TRASPORTO
- PARTE 2 – ANALISI MULTIVARIATA E DEFINIZIONE DEI VALORI DI FONDO ANTROPICO (VFA)
- PARTE 3 – VALUTAZIONE DEL RISCHIO DA INQUINAMENTO DIFFUSO

1 PARTE 1 – MODELLAZIONE NUMERICA DI FLUSSO E TRASPORTO

1.1 INTRODUZIONE ALLA PARTE 1

La PARTE 1 – MODELLAZIONE NUMERICA DI FLUSSO E TRASPORTO del documento descrive il processo di aggiornamento e analisi dello stato dell'inquinamento delle acque sotterranee nell'area di studio, attraverso la costruzione di un database rappresentativo degli acquiferi interessati e la successiva modellazione idrogeologica di flusso e trasporto. L'obiettivo è individuare i punti di monitoraggio rappresentativi dell'inquinamento diffuso, escludendo quelli influenzati da sorgenti puntuali, così da definire un dataset affidabile per le analisi statistiche multivariate e la stima dei Valori di Fondo Antropico (VFA). La modellazione numerica consente inoltre di ricostruire l'estensione dei pennacchi di contaminazione aggiornati al 2023 e di valutare, tramite scenari previsionali, la possibile evoluzione dei principali contaminanti nei prossimi anni.

L'aggiornamento conoscitivo dell'inquinamento delle acque sotterranee nell'area di studio è stato realizzato tramite lo sviluppo delle attività di seguito descritte e schematicamente rappresentate in Figura 1:

- **Ricezione del dataset anagrafico:** Ricezione e sistematizzazione all'interno di database dedicati dei dati anagrafici dalle banche dati pubbliche (ARPA) e dei Gestori del Servizio Idrico Integrato (MM, CAP, BrianzAcque, Alfa);
- **Analisi dei database anagrafico:** Le informazioni raccolte sono state analizzate e il database è stato ripulito dai punti che non presentavano informazioni anagrafiche (es. coordinate geografiche);
- **Assegnazione degli acquiferi filtrati ai punti di monitoraggio:** Le quote dei filtri/profondità dei punti di monitoraggio sono stati confrontati con le quote della lente di separazione tra gli acquiferi A e B e le quote della base dell'acquifero B, in modo da associare ai punti di monitoraggio gli acquiferi filtrati;
- **Selezione dei soli punti classificati come A, B o AB:** Dal dataset sono stati selezionati tutti e soli i punti che filtrano uno specifico acquifero (A – superficiale, B – confinato o AB – indifferenziato) escludendo l'acquifero C (non considerato nel presente studio), in quanto per valutare l'inquinamento diffuso di uno specifico acquifero è necessario che il punto di monitoraggio capti acque solo di quell'acquifero;
- **Rimozione dei punti ricadenti all'interno dei pennacchi di contaminazione:** Al fine di escludere dall'analisi i punti influenzati da sorgenti puntuali, è stato implementato un **modello idrogeologico di flusso e di trasporto** per l'individuazione spaziale, temporale dei principali pennacchi di contaminazione. Escludendo i punti di monitoraggio ricadenti all'interno dei pennacchi è stato possibile individuare i punti di monitoraggio soggetti solamente ad un inquinamento di tipo diffuso;
- **Dataset finale per il calcolo dei VFA:** Il dataset finale utilizzato per l'analisi multivariata è stato definito, a partire dal dataset iniziale contenente tutti i punti di monitoraggio, escludendo tutti i punti come descritto nei passi precedenti della procedura. Questo dataset è quindi stato utilizzato per il calcolo dei VFA, come descritto nella PARTE 2 – ANALISI MULTIVARIATA E DEFINIZIONE DEI VALORI DI FONDO ANTROPICO (VFA).

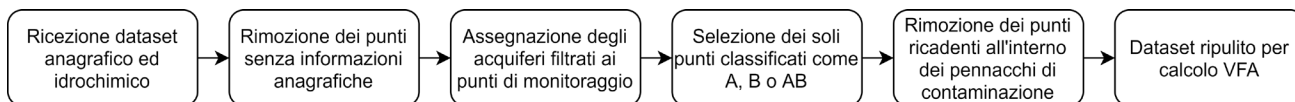


Figura 1 - Procedura seguita per la definizione del dataset utile al calcolo dei VFA, descritta nella PARTE 2 – ANALISI MULTIVARIATA E DEFINIZIONE DEI VALORI DI FONDO ANTROPICO (VFA) del documento

Successivamente, i modelli di flusso e trasporto sono stati estesi al 2027 e al 2033 al fine di fornire delle stime previsionali delle concentrazioni future in falda legate ai pennacchi di contaminazione.

1.2 DESCRIZIONE DELL'AREA DI STUDIO

L'area oggetto del presente studio, per la quale sono stati stimati i valori di concentrazione di inquinamento diffuso, comprende 23 comuni (Figura 2), per un'estensione totale dell'area è di circa 397 km². e interessa i comuni già oggetto di definizione dei Rispetto ai precedenti lavori, i Valori di Fondo Antropico (VFA) verranno con la precedente modellazione/pianificazione, ed ulteriori 5 comuni (definiti anche per i comuni di Bresso, Cormano, Cusano Milanino, Paderno Dugnano e Muggiò) che entreranno pertanto a far parte della nuova pianificazione e saranno oggetto dell'individuazione dei VFA aggiornati.

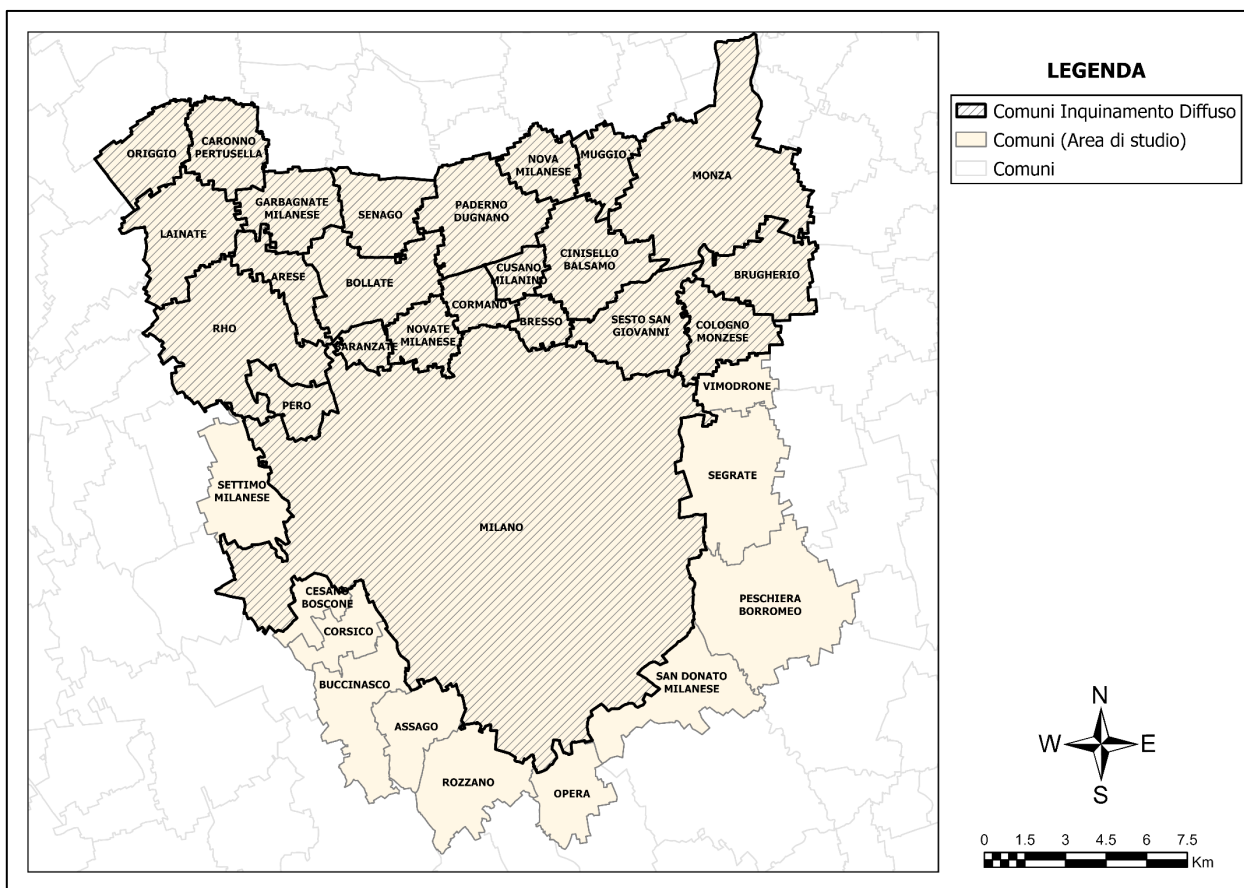


Figura 2 - Comuni facenti parte dell'area di studio (evidenziati) e perimetri dei comuni interessati da inquinamento diffuso (barrati)

Si precisa che, la costruzione della base dati (Par. 1.3) ricopre un'area più estesa, i cui dati idrochimici e idrogeologici sono stati fondamentali per valutare lo stato di contaminazione all'interno dell'area di interesse.

1.3 IMPLEMENTAZIONE DELLA BASE DATI

I contaminanti considerati nel presente studio per i quali è necessario definire i VFA sono il Tetracloroetilene (PCE), il Tricloroetilene (TCE), il Triclorometano (o Cloroformio, TCM) e il Cromo esavalente (Cr VI). Le Concentrazioni Soglia di Contaminazione (CSC) sono individuate dal D.Lgs. 152/2006 e sono riportate in Tabella 1.

Tabella 1 - Concentrazioni Soglia di Contaminazione (CSC) per i contaminanti di interesse (D.Lgs. 152/06)

Contaminante		CSC (µg/l)
Tetracloroetilene	PCE	1,1
Tricloroetilene	TCE	1,5
Triclorometano	TCM	0,15
Cromo esavalente	Cr VI	5
Cromo totale	Cr TOT	50

Al fine di implementare il database anagrafico ed idrochimico, sono stati raccolti i risultati dei monitoraggi disponibili per l'area di studio dal 2015 al 2023 al fine di aggiornare i database già realizzato per i progetti PLUMES ed AMIIGA. Tali dati sono stati reperiti dalle reti di ARPA Lombardia (di seguito ARPA) Settore Monitoraggi Ambientali e Settore Attività Produttive e Controlli (APC, informazioni su siti contaminati) e dai Gestori del Servizio Idrico Integrato (in seguito Gestori del SII), ovvero Metropolitana Milanese spa per la città di Milano (di seguito MM), CAP Holding spa per la Città Metropolitana di Milano (in seguito CAP), BrianzAcque srl per la Provincia di Monza e della Brianza e Alfa srl per la Provincia di Varese.

L'aggregazione dei dati provenienti da diverse fonti ha richiesto un lavoro di omogenizzazione dei dataset e dell'anagrafica dei punti di monitoraggio, così come descritto nelle prossime pagine.

1.4 COSTRUZIONE DELL'ANAGRAFICA

La prima fase del lavoro ha comportato l'aggregazione in un unico dataset delle informazioni anagrafiche e delle caratteristiche costruttive disponibili per i punti di monitoraggio. In particolare:

- Codice identificativo (univoco) del punto;
- Denominazione secondo un codice o informazioni locali;
- Codice SIF;
- Coordinate geografiche: X, Y;
- Comune di appartenenza e indirizzo;
- Profondità del piezometro o pozzo;
- Posizione dei filtri (Profondità primo filtro e profondità ultimo filtro);
- Origine del dato (ARPA o Gestori SII).

Il codice identificativo (id_punto_idrochimica) è lo stesso che identifica il punto in modo univoco nel dataset idrochimico. Tale codice, derivando dall'aggregazione di dataset provenienti da diverse fonti, corrisponde in alcuni casi al codice SIF, in alcuni casi al codice ARPA oppure, in assenza di essi, ad un codice locale. Dove possibile, è

sempre stato indicato anche il codice SIF. In totale, l'aggiornamento del dataset idrochimico per il periodo 2015-2023, ha coinvolto 2021 punti di monitoraggio. Per n. 18 di questi non sono disponibili le coordinate e pertanto non sono stati inclusi nello studio.

Tabella 2 - Distribuzione del numero di punti di monitoraggio suddiviso per fonte del dato

FONTE DATI	N° INIZIALE PUNTI	COORDINATE NON DISPONIBILI	TOTALE
ALFA	9	0	9
ARPA	1.149	2	1147
BRIANZACQUE	69	1	68
CAP	350	6	344
MM	444	8	436
Totale complessivo	2021	18	2004

Le coordinate sono state assegnate tenendo conto delle informazioni dei database dei progetti ARPA-PLUMES ed AMIGA e delle informazioni relative ai nuovi punti fornite da ARPA e dai Gestori del SII. In alcuni casi è stato necessario, in collaborazione con ARPA e i Gestori del SII, eseguire delle verifiche puntuali. In particolare, per quanto riguarda i dati forniti da ARPA Lombardia, che rappresentano la parte percentualmente più consistente del dataset, per alcuni punti è emersa l'assenza di coordinate specifiche. In questi casi, n. 31 punti in totale, in accordo con ARPA, si è deciso di assegnare le coordinate del baricentro del sito AGISCO di riferimento del punto. La posizione dei punti di monitoraggio è rappresentata in Figura 3.

L'anagrafica risulta parzialmente incompleta anche per quanto riguarda le informazioni relative a quota del piano campagna, profondità della perforazione, posizione dei filtri, che non sono disponibili per tutti i punti. Si nota che per i Gestori del SII (Alfa, MM, CAP e BrianzAcque) le informazioni risultano pressoché complete a meno di qualche punto, mentre all'interno del Database di ARPA sono note tutte le informazioni relative alla rete di monitoraggio quali-quantitativa regionale, mentre per il settore APC (piezometri legati alle bonifiche) per meno di un terzo dei punti è nota la posizione dei filtri, mentre la profondità risulta essere nota per circa i due terzi dei punti (Figura 4).

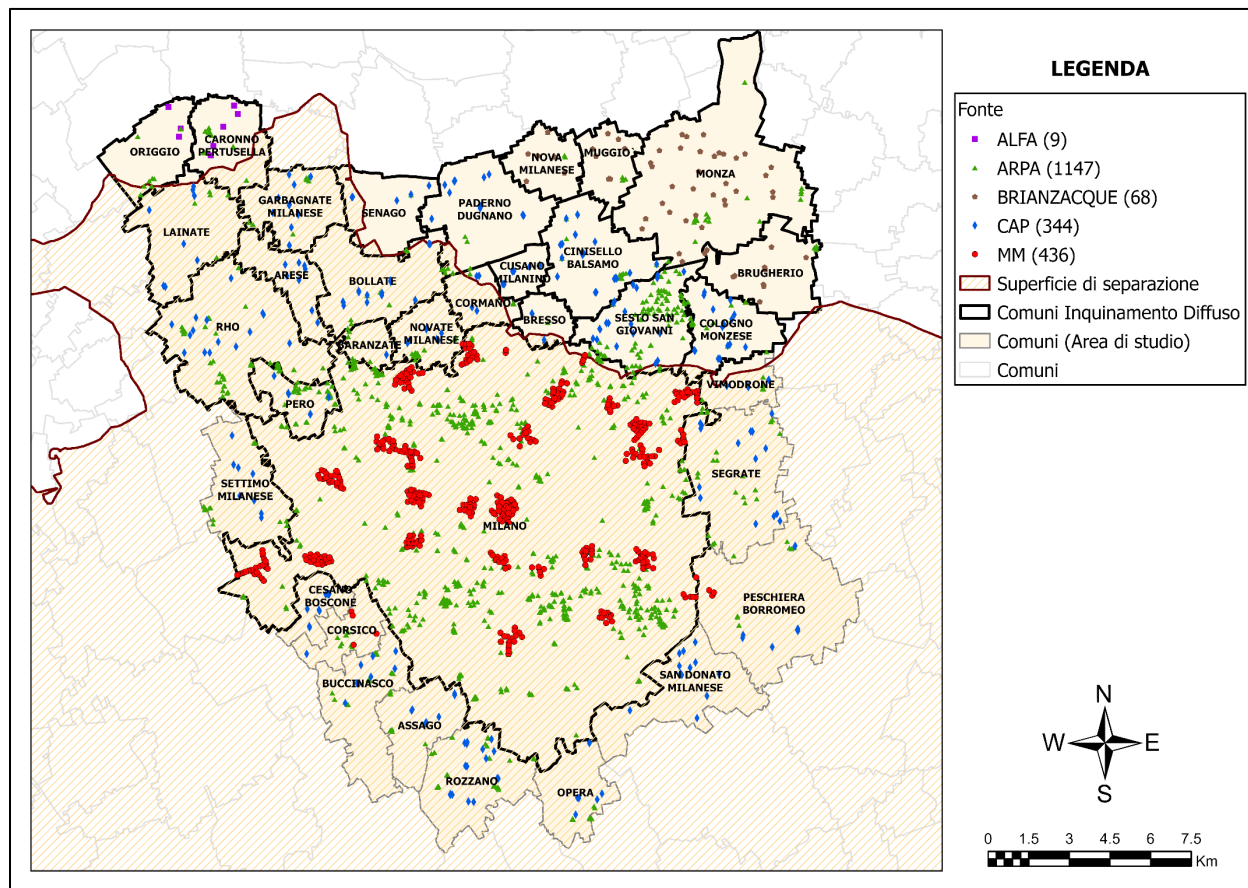


Figura 3 - Distribuzione dei punti di monitoraggio all'interno dell'area di studio suddivisi per fonte

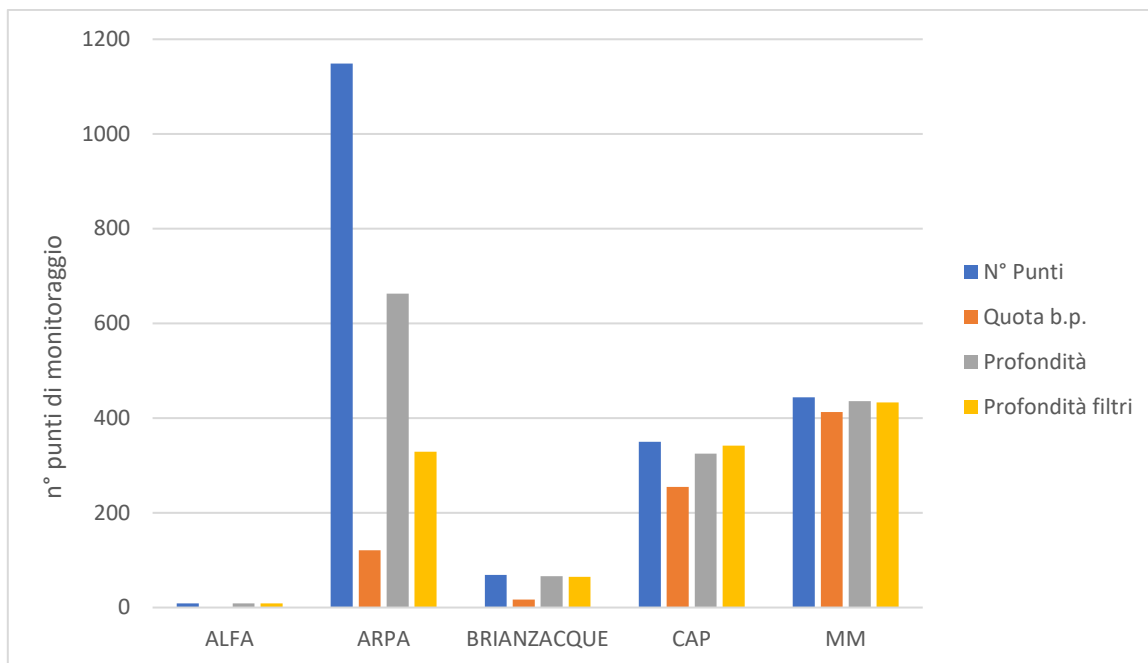


Figura 4 - Distribuzione dell'informazione anagrafica e costruttiva disponibile, rispetto al totale dei punti a disposizione (colonna in blu), in termini di quota della bocca pozzo (b.p., colonna in arancione), profondità filtri (colonna in grigio) e profondità di fondo foro (colonna in giallo) per le diverse fonti di informazione

1.5 ASSEGNAZIONE DEI PUNTI DI MONITORAGGIO AI DIVERSI ACQUIFERI

La fase successiva ha comportato l'assegnazione dei punti ai diversi acquiferi. Questa classificazione ha comportato l'incrocio tra le superfici di separazione tra i diversi acquiferi ricostruite durante il progetto MODEL-MI ((Alberti et al., 2025; Cantone, La Licata, et al., 2021)) e le informazioni sulle profondità dei filtri (o in alternativa il fondo foro) dei punti di monitoraggio. Rispetto ai lavori precedenti relativi alla definizione degli areali di inquinamento diffuso, il modello concettuale idrogeologico dell'area di studio è stato aggiornato, utilizzando un maggior numero di stratigrafie soprattutto nell'area di Milano al fine di trarre un maggior dettaglio relativamente alla morfologia ed estensione delle porzioni meno permeabili degli acquiferi interessati. Il processo di costruzione del modello concettuale è descritto nel dettaglio nelle relazioni del progetto MODEL-MI realizzato dal Politecnico di Milano e finanziato da MM ((Cantone, Colombo, et al., 2021; Cantone, La Licata, et al., 2021)). Il confronto tra le superfici di separazione tra l'acquifero freatico e quello confinato nel presente progetto e in quello precedente è mostrato in Figura 5.

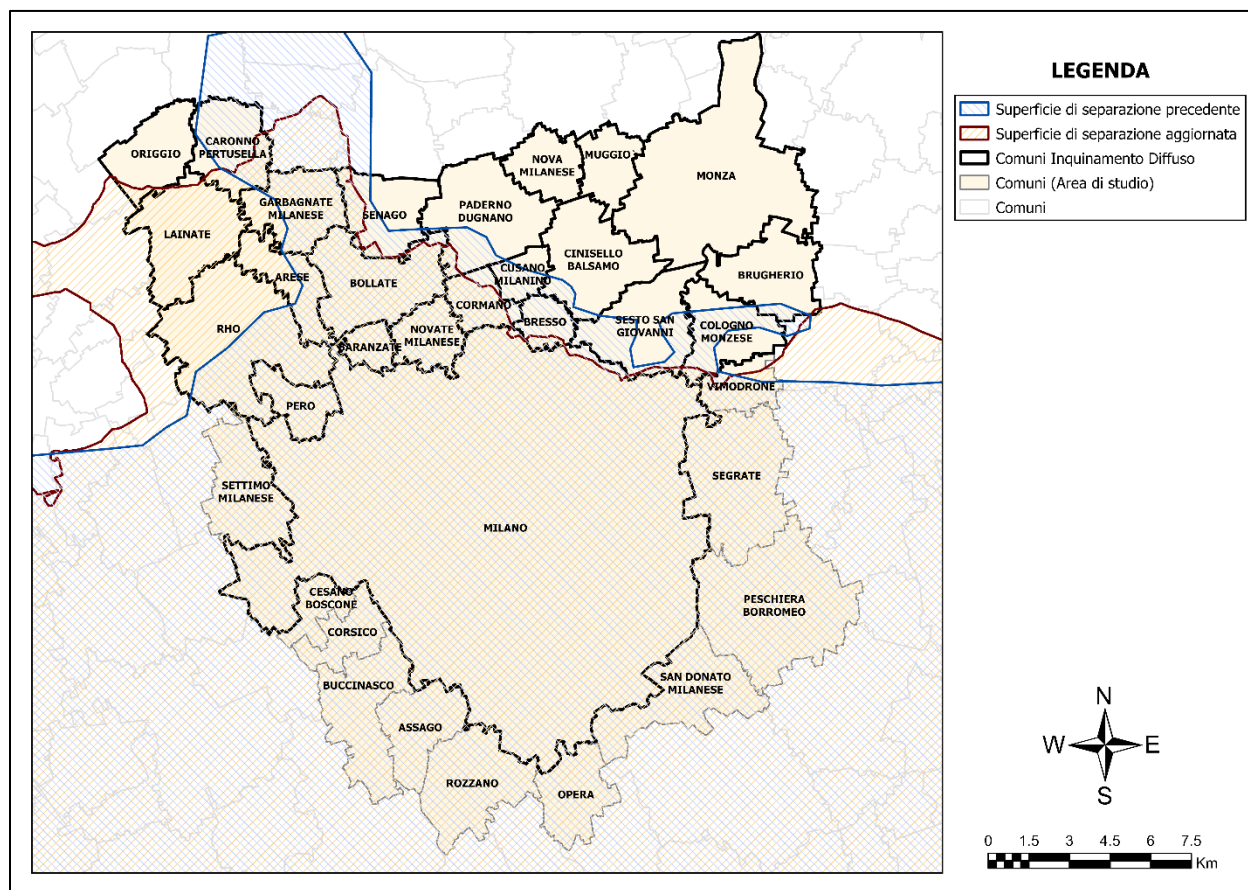


Figura 5 - Confronto tra la superficie di separazione utilizzata nei progetti precedenti (in blu) e quella aggiornata utilizzata nel presente progetto (in arancione)

In primo luogo, si è definita la porzione di acquifero superficiale, confinato e indifferenziato, in accordo con Regione Lombardia (Figura 6). Come limite per distinguere l'acquifero indifferenziato da quello confinato e superficiale è stato considerato un involucro delle superfici delle lenti di separazione tra gli acquiferi A e B (lente A-B) e tra le porzioni B1 e B2 del Gruppo Acquifero B (lente B1-B2). Questa scelta nasce dal fatto che verso Nord, la lente B1-B2 tende ad innalzarsi e presenta quote paragonabili alla lente di separazione tra gli acquiferi A e B.

Successivamente, è stato effettuato un confronto delle profondità con le quote assegnate a tetto e letto della superficie di separazione tra gli acquiferi.

Per quanto riguarda i punti forniti da ARPA che non presentavano informazioni né sulla posizione dei filtri né sulla profondità del punto di monitoraggio, è stata fatta l'ipotesi di classificare i punti come appartenenti all'acquifero superficiale (A) dove esiste la lente di separazione AB, mentre a monte idrogeologico della lente sono stati classificati come appartenenti all'acquifero indifferenziato (AB). Si ritiene che quest'ipotesi sia verosimile, in quanto nei pressi dei siti contaminati di norma i piezometri hanno profondità raramente superiori a 20 m in quanto le contaminazioni più frequentemente impattano il primo acquifero presente nel sottosuolo (il più superficiale), mentre difficilmente raggiungono, laddove presente, l'acquifero confinato al di sotto della superficie di separazione.

La classificazione adottata è la seguente:

- A: punto filtrato nel solo Acquifero A;
- B: punto filtrato nel solo Acquifero B;
- AB: punto situato nell'acquifero indifferenziato AB;
- A+B: punto filtrato sia nell'Acquifero A che nel B, con presenza di separazione tra i due;
- DUBBIO A+B: punto la cui profondità arriva all'Acquifero B ma per il quale non si hanno informazioni sull'inizio del tratto filtrato (quindi potrebbe filtrare solo il B o A+B);
- B+C: punto filtrato sia nell'Acquifero B che nel C, con separazione tra i due;
- A+B+C: punto filtrato negli acquiferi A, B e C, con separazione tra ogni acquifero;
- DUBBIO A+B+C: punto la cui profondità arriva all'acquifero C ma per il quale non si hanno informazioni sull'inizio del tratto filtrato (quindi potrebbe filtrare solo il B, B+C o A+B+C);
- C: punto filtrato nel solo acquifero C;
- AB+C: punto filtrato nell'acquifero indifferenziato AB e nell'acquifero C, con separazione tra AB e C,
- DUBBIO: nessuna informazione sulla profondità dei filtri o profondità del foro e non appartenente al dataset fornito da ARPA.

La Figura 6 mostra la distribuzione dei punti considerati suddivisa secondo la classificazione sopra descritta.

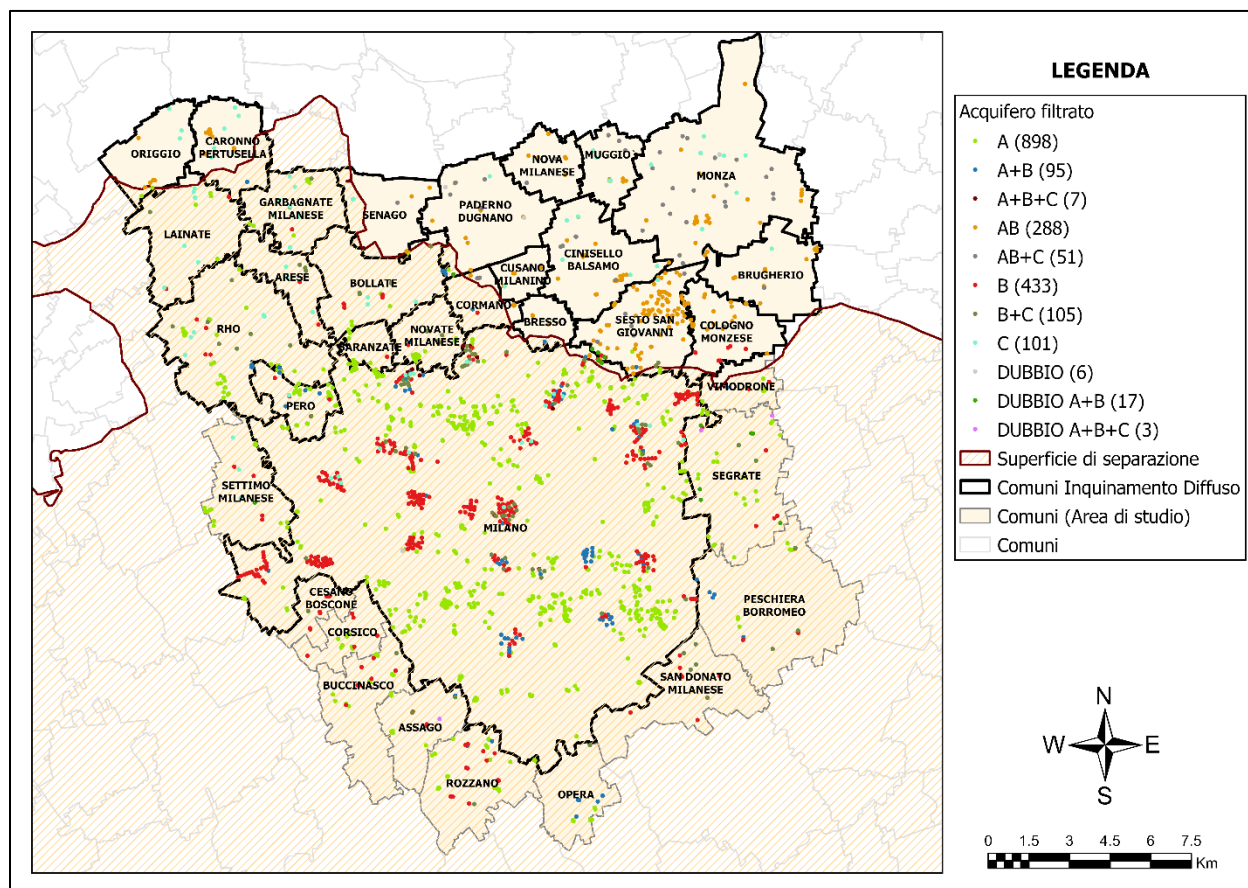


Figura 6 - Classifica degli acquiferi filtrati dai diversi punti ed estensione della superficie di separazione tra l'acquifero superficiale e profondo

Il dataset è stato successivamente ripulito escludendo tutti i punti non classificati come A, B o AB. Questa operazione si è resa necessaria in quanto per tutte le altre classificazioni non è possibile stabilire con certezza la provenienza della contaminazione, quindi, le concentrazioni misurate sono potenzialmente dovute ad una miscela di acque provenienti da diversi acquiferi. A valle di questa operazione, il dataset ripulito comprende 1619 punti di monitoraggio rispetto ai 2021 iniziali, di cui 898 ricadenti nell'Acquifero A (55%), 433 nell'Acquifero B (27%) e 288 nella porzione indifferenziata dell'Acquifero (AB, 18%), come mostrato in Tabella 3 e dettagliato per acquifero in Tabella 4. La maggior parte delle esclusioni è dovuta a punti che filtrano più di un acquifero. La distribuzione dei punti è mostrata in Figura 7.

Tabella 3 - Distribuzione del numero di punti di monitoraggio suddiviso per fonte del dato

FOENTE DATI	N° INIZIALE PUNTI	COORDINATE NON DISPONIBILI	N° PUNTI IN ALTRI ACQUIFERI O FILTRANTI PIÙ ACQUIFERI	PUNTI CON ANAGRAFICA INCOMPLETA, FILTRANTI ALTRI ACQUIFERI O FILTRANTI PIÙ DI UN ACQUIFERO (PUNTI ESCLUSI DALL'ANALISI)	N° PUNTI CLASSIFICATI COME A, AB o B
ALFA	9	0	9	9	0
ARPA	1149	2	31	33	1116
BRIANZACQUE	69	1	43	44	25
CAP	350	6	165	171	179
MM	444	8	137	145	299
Totale complessivo	2021	18	492	510	1619

Tabella 4 - Dettaglio della distribuzione dei punti per acquifero e per fonte di informazione

FOENTE DATI	ALFA	ARPA	BRIANZACQUE	CAP	MM	Totale
Acquifero freatico (A)	0	895	0	2	1	898
Acquifero indifferenziato (AB)	0	200	25	63	0	288
Acquifero confinato (B)	0	21	0	114	298	433
Totale punti classificati come A, AB o B	0	1116	25	179	299	1619

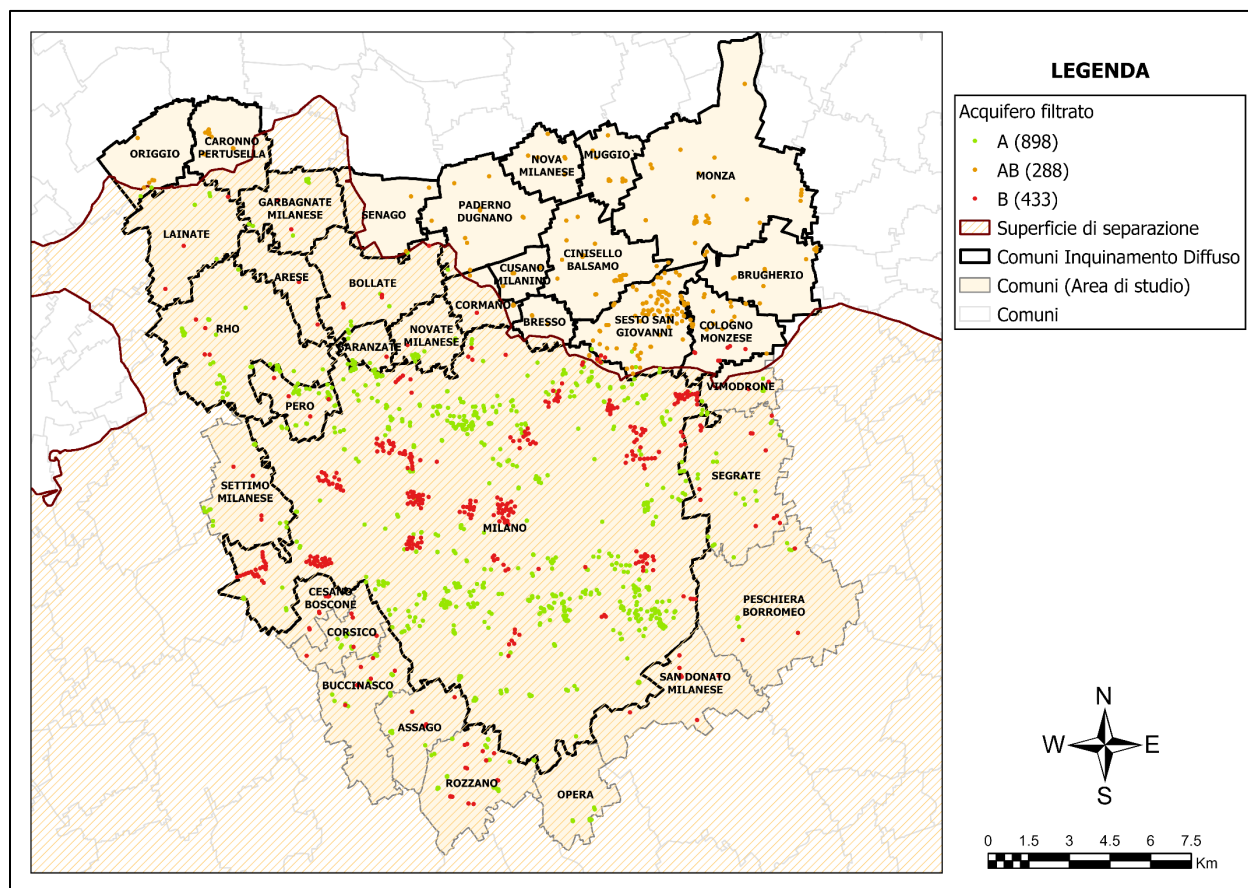


Figura 7 - Rappresentazione di tutti i punti di monitoraggio filtranti esclusivamente gli acquiferi A, B ed AB costituenti il dataset utilizzato per le elaborazioni successive (1619 punti)

1.6 MODELLO DI FLUSSO E TRASPORTO: RAPPRESENTAZIONE DELLA CONTAMINAZIONE DA SORGENTI PUNTUALI NELL'AREA DI STUDIO

Il modello numerico di flusso adottato deriva dal progetto MODEL-MI ((Alberti et al., 2025; Cantone, Colombo, et al., 2021)), elaborato nel 2019 dal gruppo di Geoscienze del Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale (DICA) del Politecnico di Milano in collaborazione con MM spa. Il modello, implementato tramite il codice alle differenze finite MODFLOW-2005 (Harbaugh, 2005), è transitorio e rappresenta il periodo 2014-2018. Durante il presente lavoro, il modello è stato esteso fino alla fine del 2023, assumendo che le condizioni di flusso principali siano rimaste sostanzialmente invariate dal 2018. La modellazione in transitorio ha infatti dimostrato che nell'arco di un quinquennio si possono osservare innalzamenti o abbassamenti della falda in funzione delle mutate condizioni di ricarica, ma sostanzialmente nell'area di studio le direzioni di deflusso rimangono pressoché invariate in quanto fortemente condizionate dagli elevati prelievi idrici attuati nella città di Milano.

Il dominio di modellazione è più ampio rispetto all'area di studio per l'inquinamento diffuso (Figura 8) ed è compreso tra i fiumi Adda (ad Est) e Ticino (ad Ovest) e si estende a Nord dall'altezza dei comuni di Busto Arsizio (VA), Desio (MB) e Trezzo sull'Adda (MI) e a Sud all'altezza dei comuni di Besate (MI), Landriano (PV) e Lodi (LO).

Il modello presenta una discretizzazione orizzontale basata su griglia regolare con celle di lato 100m ed una discretizzazione verticale in 7 layer (Tabella 5), che ricalca la classificazione cronostratigrafica dei depositi che compongono i gruppi acquiferi A e B.

Tabella 5 - Schema della discretizzazione verticale adottata nel modello

Layer	Unità idrostratigrafica
1	Acquifero A
2	Separazione A-B
3	Acquifero B1
4	Separazione B1-B2
5	Acquifero B2
6	Separazione Acquifero B2-B3
7	Acquiferi B3 e B4

La discretizzazione temporale adottata segue l'andamento delle pratiche irrigue. Sono quindi stati definiti 4 Stress Period per anno, ciascuno di durata circa uguale ad un trimestre.

Relativamente alle condizioni al contorno (Figura 8), sono state utilizzate delle condizioni a carico costante (CH), al fine di rappresentare i limiti di deflusso a Nord e a Sud (su tutti i 7 layer) e i fiumi Adda e Ticino ad Est e Ovest (nei layer intersecati dai corpi idrici superficiali). All'interno del dominio sono state implementate diverse condizioni interne al fine di rappresentare i principali elementi che scambiano acqua con la falda acquifera:

- Fiumi e torrenti principali: condizione RIVER;
- Canali irrigui: condizione WEL (perdite dalla rete irrigua);
- Fontanili: condizione DRAIN;
- Prelievi: condizione WEL.

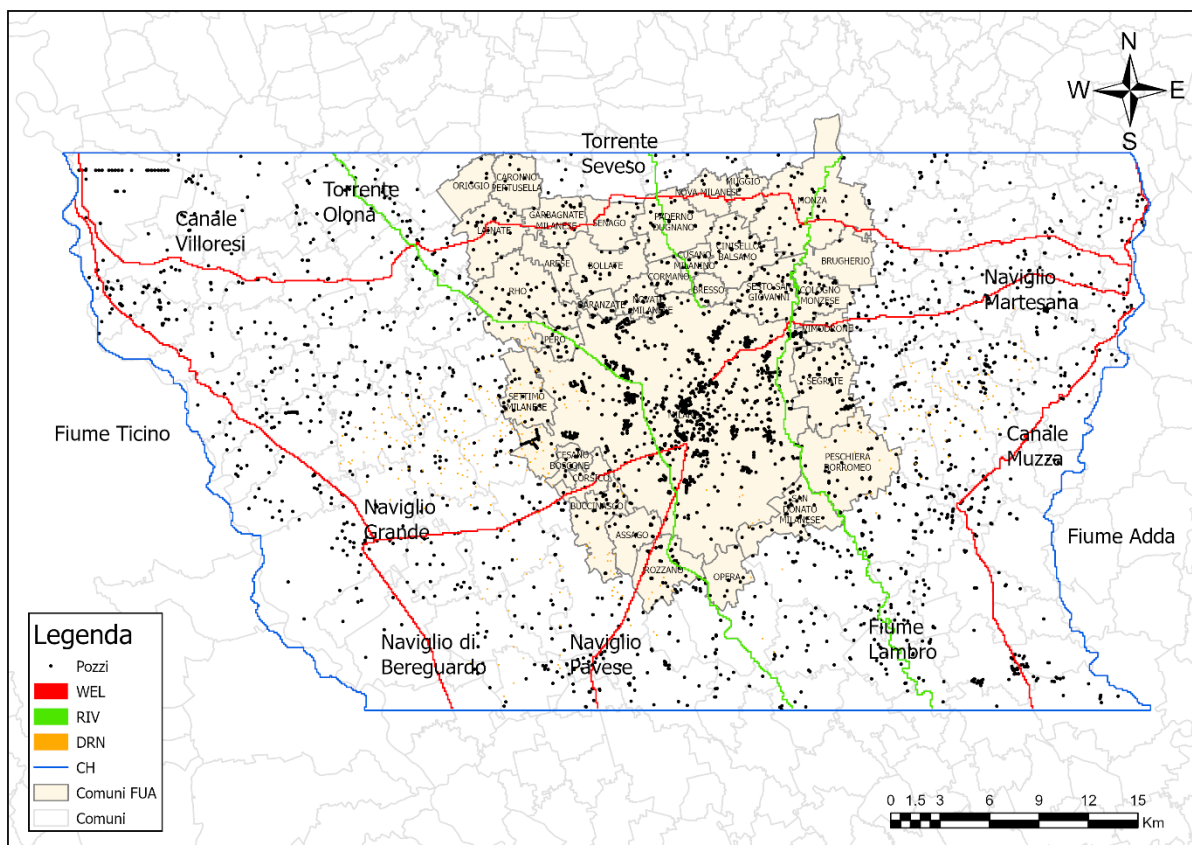


Figura 8 - Rappresentazione del dominio di modellazione e delle condizioni al contorno del modello MODEL-MI utilizzato per le simulazioni di flusso e trasporto di soluto

La ricarica verticale è stata calcolata tramite il software Soil Water Balance (Westenbroek et al., 2010), considerando le differenti classi di tipologia ed uso del suolo e le componenti di precipitazione, irrigua e di perdita dalle reti tecnologiche. La porosità è stata considerata uniforme nelle aree permeabili (pari a 0,2) e nelle lenti (pari a 0,05). Il campo di conducibilità idraulica è stato calibrato mediante la tecnica dei Pilot Points (Doherty et al., 2011).

Tale modello è stato successivamente utilizzato per le simulazioni di trasporto di soluto, mediante l'impiego del codice MT3D-USGS (Bedekar et al., 2016), utilizzando lo schema di risoluzione TVD (Total Variation Diminishing). Sono quindi state adottate delle condizioni a concentrazione costante tempo-varianti (ovvero che assumono diversi valori di concentrazione nei diversi Stress Period del modello), in corrispondenza delle sorgenti di contaminazione individuate, per i contaminanti di interesse, con l'aiuto di ARPA. L'elenco delle sorgenti, invariato rispetto ai lavori precedenti in quanto non sono state identificate nuove sorgenti da parte di ARPA, è riportato in Tabella 6 (si riporta in allegato alla presente relazione il dettaglio sulle sorgenti in relazione ai lavori precedenti).

Tabella 6 - Elenco delle sorgenti di contaminazione considerate nel presente studio

Contaminante	Nome sorgente	Codice AGISCO	Acquifero impattato	Tipo sorgente	Presenza barriera idraulica
PCE	PCE_1	MI250.0035	A	Origine	Sì (2010)
	PCE_2	MI250.0054	A	Origine	Sì (2015)
	PCE_3	MI027.0019	A	Origine	Sì (2017)
	PCE_4	MI170.0002	A	Transito	Sì (2005)
	PCE_5	MI182.0024	A	Origine	Sì (2005)
	PCE_6	MI182.0017	B	Origine	Sì (2003)
	PCE_7	VA130.0006, VA130.0003	A	Origine	Sì (2006, 2005)
	PCE_8	MI149.0047	A	Origine	Sì (2008)
	PCE_9	MI239.0002	A	Transito	Sì (2012)
TCE	TCE_1	MI250.0035	A	Origine	Sì (2010)
	TCE_2	MI250.0054	A	Origine	Sì (2015)
	TCE_3	MI027.0019	A	Origine	Sì (2017)
	TCE_4	MI170.0002	A	Transito	Sì (2005)
	TCE_5	MI182.0024	A	Origine	Sì (2014)
	TCE_6	VA130.0006, VA130.0003	A	Origine	Sì (2006, 2005)
TCM	TCM_1	N.D.	B	Transito	N.D.
	TCM_2	MI170.0002	A	Transito	Sì (2005)
	TCM_3	MI250.0035	A	Origine	Sì (2010)
	TCM_4	MI250.0054	A	Origine	Sì (2015)
	TCM_5	MI027.0019	A	Origine	Sì (2017)
	TCM_6	MI146.0310	A	Origine	Inefficiente (2009)
Cr VI	Cr_1A/B	MI034.0002	AB	Origine	Sì (2002)
	Cr_2	MI146.0310	A	Origine	Inefficiente (2009)

Contaminante	Nome sorgente	Codice AGISCO	Acquifero impattato	Tipo sorgente	Presenza barriera idraulica
	Cr_3	MI146.0660	A	Origine	Sì (2013)
	Cr_4	MI157.0008	A	Origine	Sì (2015)
	Cr_5A/B	MI182.0013	AB	Origine	Sì (2003)
	Cr_6A/B	MI182.0093	AB	Origine	No
	Cr_7	MI146.4454	A	Transito	No
	Cr_8	MI209.0038	AB	Transito	No

Al fine di fornire le condizioni iniziali al modello di trasporto, sono state utilizzate le concentrazioni simulate al 2014 nel progetto ARPA-PLUMES, che ricostruiscono l'evoluzione dei pennacchi a partire dal 1954. Le sorgenti sono quindi state attivate all'interno del modello impostando le concentrazioni sulla base dei dati osservati nei piezometri più prossimi all'origine della contaminazione. Qualora fosse presente una barriera idraulica a delimitazione del sito, si è assunto il perfetto funzionamento di tale sistema, spegnendo di conseguenza la sorgente in corrispondenza dell'anno di attivazione della barriera registrato nel database AGISCO di ARPA.

I parametri utilizzati per le simulazioni di trasporto per i vari contaminanti sono rappresentati in Tabella 7 e derivano dai valori utilizzati nei progetti ARPA-PLUMES ed AMIIGA (parametri già calibrati).

Tabella 7 - Valori dei parametri di trasporto utilizzati nelle simulazioni

Contaminante	Dispersione (m)			f_{oc} (%)	ρ_b (kg/m ³)	K_d (m ³ /kg)	$t_{1/2}$ (anni)
	α_l	α_t	α_v				
PCE	20	3	0,03	0,1	1700	0,000426	10
TCE	20	3	0,03			0,000113	5
TCM	20	3	0,03			0,000120	10
Cr VI	20	3	0,03			-	-

Dove:

- f_{oc} è la frazione di carbonio organico nel suolo;
- ρ_b è la densità apparente del suolo (bulk density);
- K_d è il coefficiente di ripartizione specifico del contaminante;
- $t_{1/2}$ è il tempo di dimezzamento specifico del contaminante, ovvero il tempo trascorso il quale la concentrazione viene dimezzata.

È necessario precisare che i pennacchi simulati sono indicativi, in quanto il processo modellistico è influenzato da diverse incertezze, quali la ricostruzione del campo di flusso e la ricostruzione delle concentrazioni in sorgente, oltre che dai parametri medi utilizzati ed il fatto che sono stati mantenuti costanti durante tutto il periodo di simulazione. Infatti, il campo di flusso dal 1954 al 2014 è stato considerato stazionario, in quanto non è ad oggi possibile ricostruire l'andamento della falda a metà del XX secolo vista l'assenza di osservazioni e l'incognita sui prelievi dalla falda. Un'ulteriore incertezza riguarda gli ultimi 5 anni di simulazione (2019-2023), in quanto si è ipotizzato che il campo di flusso sia rimasto invariato dal 2018, ipotesi che tuttavia come precedentemente spiegato, si ritiene sostanzialmente valida. Per quanto riguarda le sorgenti, non sono disponibili piezometrie a scala locale e dati completi sull'effettiva massa rilasciata dalla sorgente nel tempo, come già evidenziato nel progetto ARPA-PLUMES. Inoltre, l'effettiva profondità della contaminazione risulta, spesso, essere incerta. Altre incertezze derivano dalla parametrizzazione del modello di trasporto, per il quale si assumono parametri uguali per tutti i pennacchi (ad esempio la dispersività e la frazione di carbonio organico) e costanti nel tempo (ad esempio il tempo di dimezzamento). I pennacchi simulati sono stati comunque confrontati con i dati osservati in campo e, considerando le incertezze legate alla rappresentazione modellistica, si ritiene siano sufficientemente coerenti con l'ordine di grandezza delle concentrazioni osservate e pertanto utili a meglio definire gli areali colpiti da determinate sorgenti rispetto a una semplice interpolazione effettuata con i soli dati di monitoraggio.

1.7 RISULTATI DELLE SIMULAZIONI

Il presente paragrafo mostra i risultati delle simulazioni al 2023 nei layer 1 (Acquifero A) e 5 (Acquifero B) per i diversi contaminanti. L'estensione dei pennacchi è stata considerata pari all'area all'interno della quale si hanno concentrazioni superiori alla CSC dello specifico contaminante ampliate utilizzando un buffer di 250 m, al fine di considerare eventuali incertezze nelle stime modellistiche rimanendo in tal modo a favore di sicurezza.

Si fa presente che i risultati di queste simulazioni sono da intendersi come indicativi dell'estensione della contaminazione, in quanto, vista la grande estensione dell'area di studio, non è stato ad oggi possibile eseguire studi dettagliati sulle singole sorgenti e singoli pennacchi. Si tratta pertanto del risultato di una modellazione ad ampia scala, con tutte le incertezze che ne derivano. L'obiettivo infatti è quello di escludere i punti di monitoraggio potenzialmente affetti da una sorgente di contaminazione puntuale in modo che non vengano considerati per il calcolo del VFA. Nell'Allegato 1 del presente documento viene invece presentato il dettaglio sui punti esclusi nelle aree sorgente. Inoltre, un'ulteriore limitazione è che non tutte le sorgenti note sono state rappresentate ma solo parte di esse, principalmente per l'attuale assenza di sufficienti informazioni relative alle sorgenti stesse. Alla luce di quanto sopra riportato è importante sottolineare che avendo spesso adottato condizioni cautelative a favore di sicurezza, la simulazione dell'estensione dei pennacchi, è solo funzionale al calcolo dei valori di fondo antropici e non deve essere utilizzata ai fini delle procedure di bonifica dei siti contaminati.

1.7.1 PCE – Sorgenti e simulazioni dei pennacchi

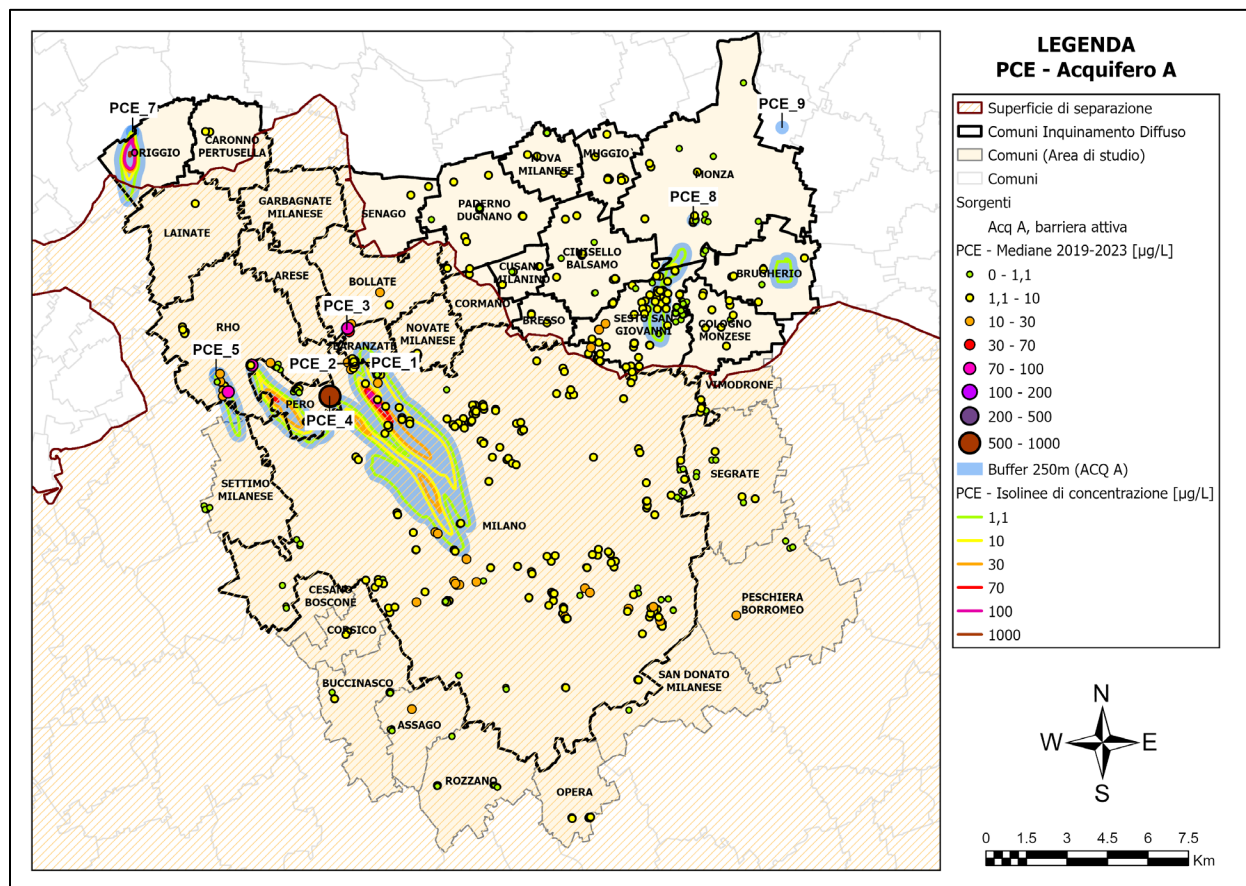


Figura 9 - Pennacchi di PCE simulati nell'Acquifero A (layer 1 del modello) a fine 2023

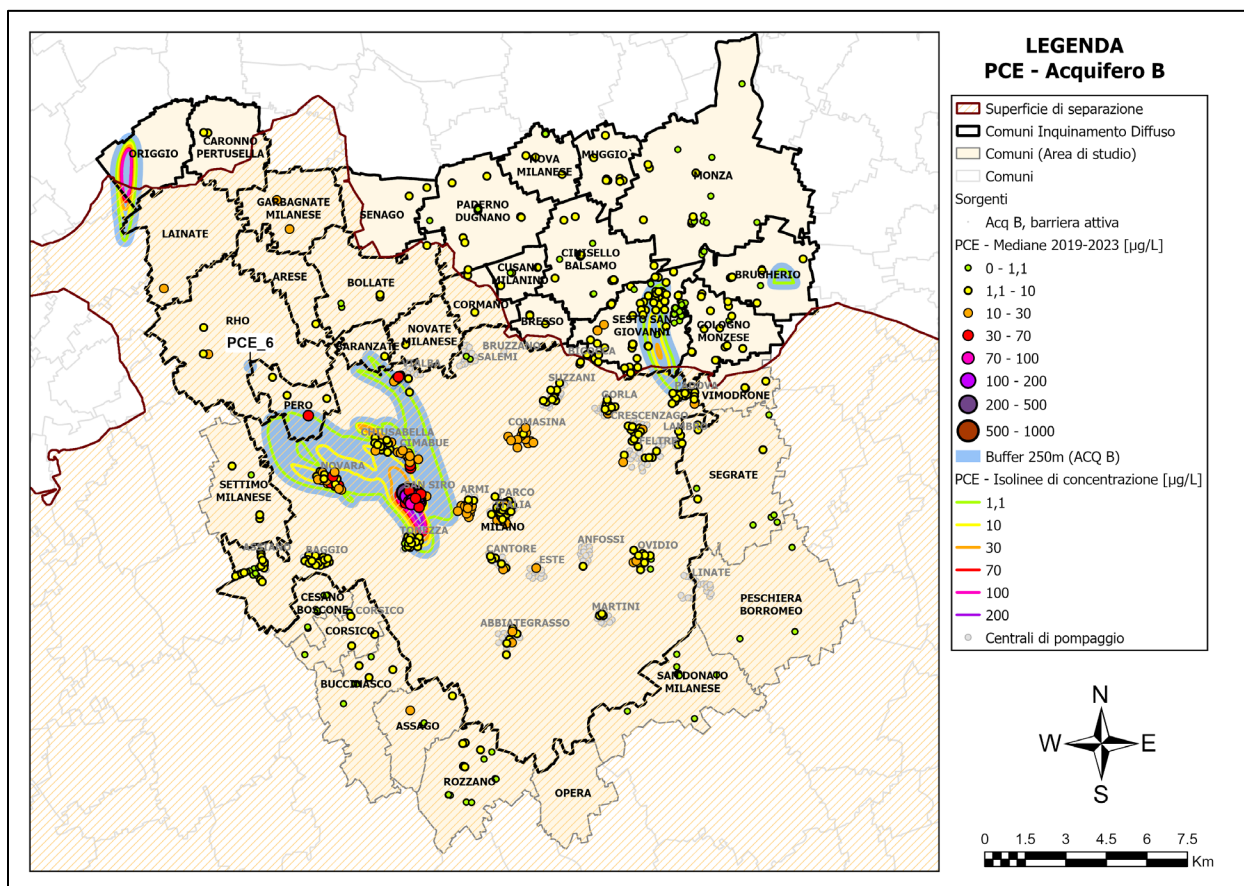


Figura 10 - Pennacchi di PCE simulati nell'Acquifero B (layer 5 del modello) a fine 2023

Per quanto riguarda l'Acquifero A, l'area maggiormente interessata dalla contaminazione di PCE risulta essere il settore N-O del Comune di Milano, dove i risultati delle simulazioni indicano una coalescenza dei pennacchi presenti con concentrazioni poco superiori a $70 \mu\text{g/l}$. Si osserva lo sviluppo di pennacchi (meno rilevanti) anche nei comuni di Rho, Pero, Origgio e Sesto San Giovanni.

L'Acquifero B presenta caratteristiche di contaminazioni simili, con una coalescenza più evidente nel settore N-O di Milano, dovuto alla depressione piezometrica indotta dagli emungimenti delle centrali di pompaggio di MM (Novara, Chiusabella, Cimabue, San Siro, Tonezza e parzialmente Armi e Vialba). Anche nel layer 5 del modello si osservano pennacchi nei comuni di Origgio e Sesto San Giovanni.

Si fa presente che per il pennacchio originatosi nel comune di Origgio nella porzione indifferenziata dell'acquifero (PCE₇), l'incertezza sulla direzione di flusso risulta essere particolarmente elevata per la mancanza di dati in fase di calibrazione del modello transitorio di flusso e di monitoraggi idrochimici successivi al 2018. Sulla base delle conoscenze e dei dati idrochimici rilevati prima di questa data si ritiene che il pennacchio possa avere un'estensione simile ma con una direzione di deflusso verso S-SE in direzione del comune di Lainate.

Si noti che le carte in Figura 9 ed in Figura 10 mostrano tutti i punti disponibili anche se poi esclusi in quanto ricadenti all'interno dei buffer blu utilizzati per l'esclusione dei punti dall'analisi statistica e il calcolo dei VFA.

1.7.2 TCE – Sorgenti e simulazioni dei pennacchi

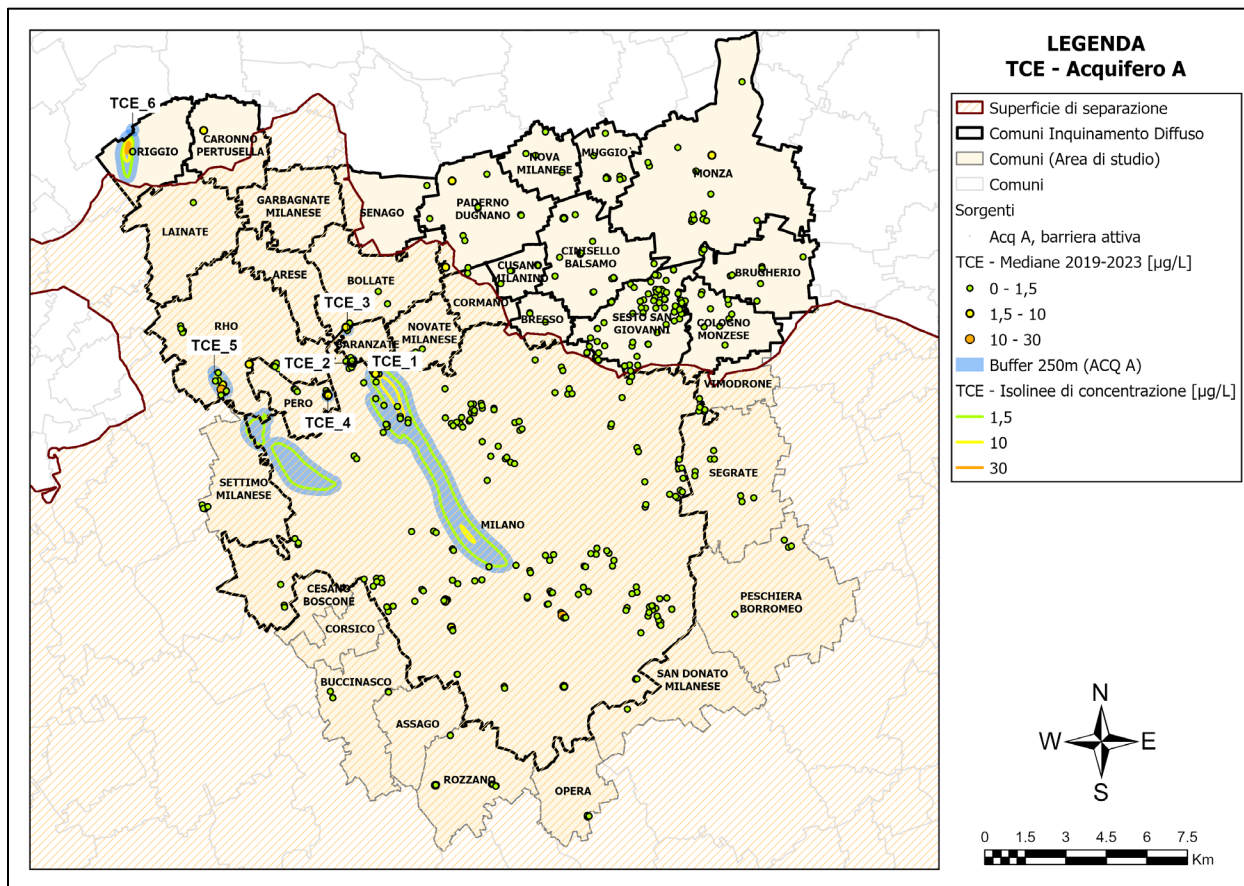


Figura 11 - Pennacchi di TCE simulati nell'Acquifero A (layer 1 del modello) a fine 2023

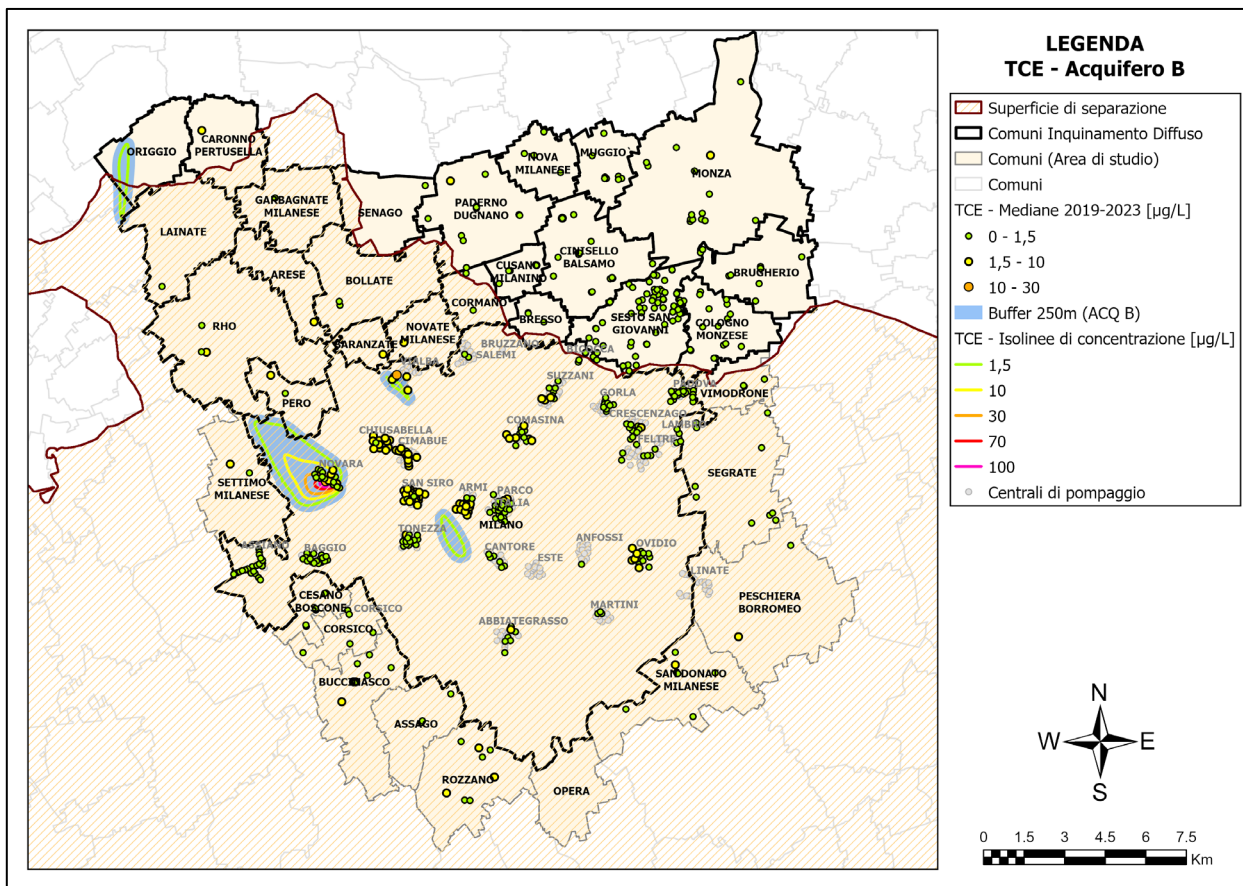


Figura 12 - Pennacchi di TCE simulati nell'Acquifero B (layer 5 del modello) a fine 2023

La contaminazione da TCE risulta essere meno importante rispetto al PCE. Nell'Acquifero A sono presenti tre pennacchi localizzati nell'area N-O dell'area di studio, nei comuni di Milano, Rho ed Origgio, con concentrazioni massime di poco superiori ai $30 \mu\text{g/l}$. All'interno di Milano le concentrazioni sono molto contenute come anche attestato dalle mediane delle concentrazioni desunte dai monitoraggi.

Nell'Acquifero B è presente un pennacchio a ridosso della centrale di Novara a Milano, con concentrazioni significative oltre i $70 \mu\text{g/l}$, mentre sono presenti pennacchi molto meno significativi con concentrazioni inferiori ai $10 \mu\text{g/l}$. In questo caso il modello sovrastima leggermente le concentrazioni in quanto in Novara la concentrazione massima registrata nel periodo 2015-2023 è pari a $82 \mu\text{g/l}$.

In aggiunta ai punti identificati con i buffer dei pennacchi, sono stati esclusi i punti facenti parte delle centrali di Chiusabella, Cimabue e San Siro, in quanto non essendovi delle sorgenti di TCE a monte, si ipotizza che le concentrazioni registrate in tali punti siano perlopiù dovute ad una degradazione del PCE in TCE, vista l'importante contaminazione da PCE rilevata nell'area e la presenza del pennacchio.

Per il pennacchio originatosi nel Comune di Origgio (TCE_6) valgono le stesse assunzioni precedentemente descritte per il pennacchio di PCE proveniente dalla stessa sorgente (PCE_7).

1.7.3 TCM – Sorgenti e simulazioni dei pennacchi

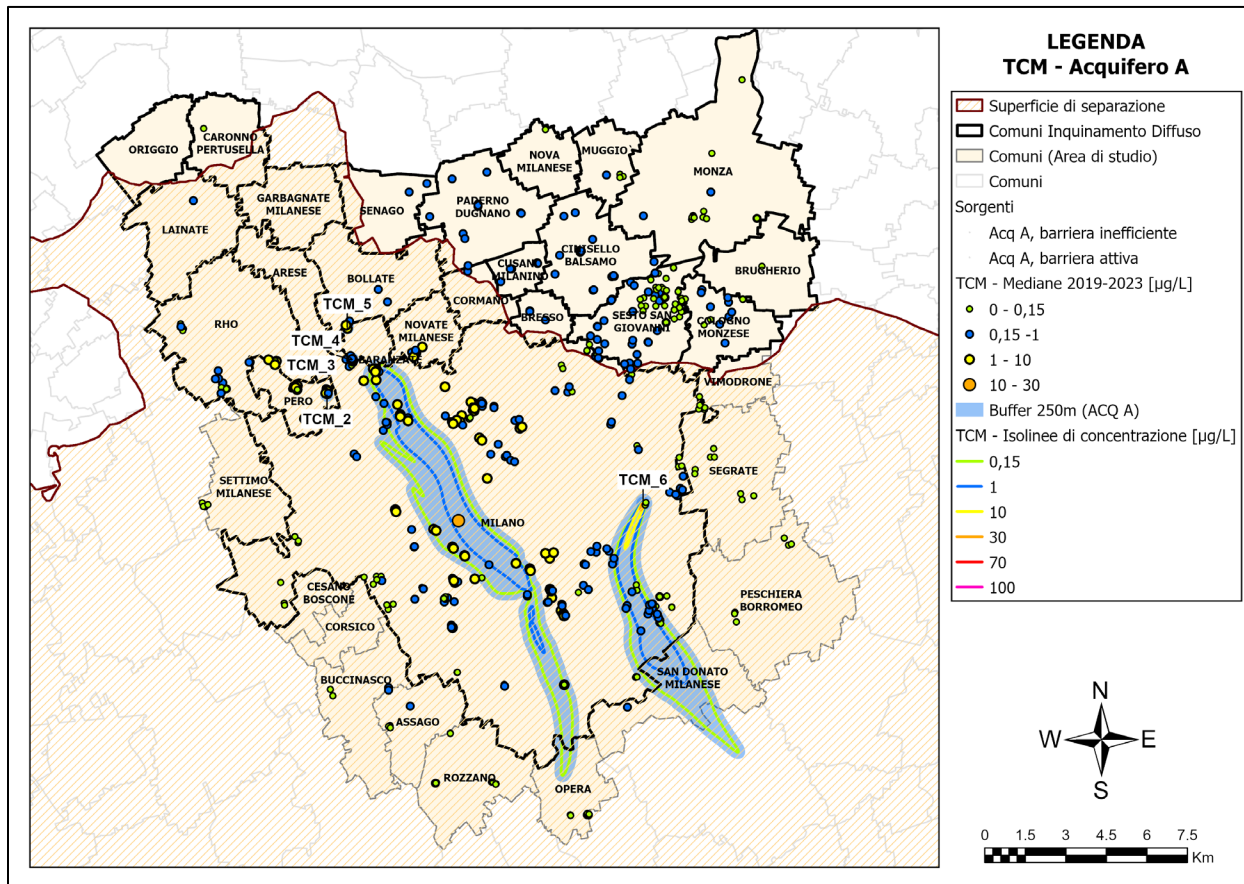


Figura 13 - Pennacchi di TCM simulati nell'Acquifero A (layer 1 del modello) a fine 2023

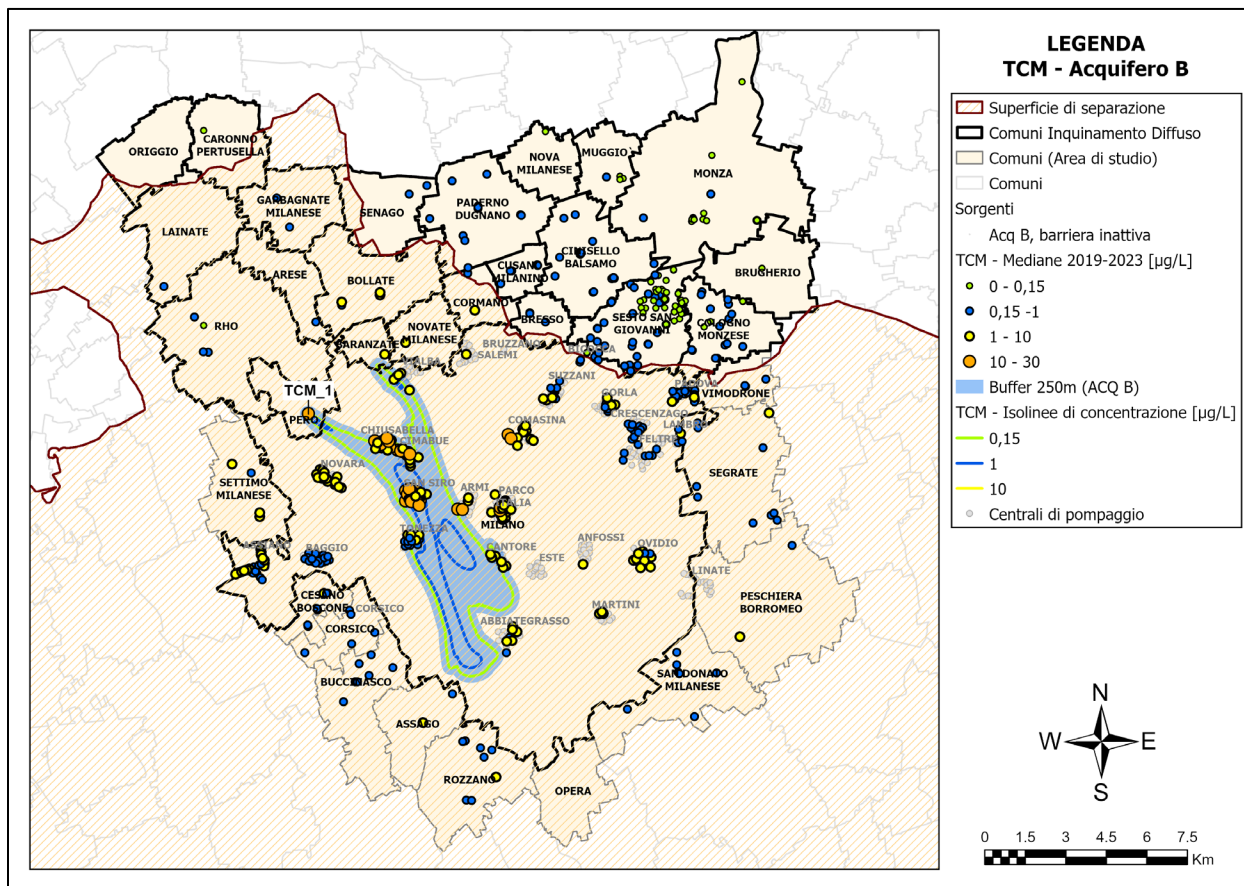


Figura 14 - Pennacchi di TCM simulati nell'Acquifero B (layer 5 del modello) a fine 2023

I pennacchi di TCM nell'Acquifero A occupano l'area del comune di Milano e si estendono a valle idrogeologica oltre i suoi confini, nei comuni di Opera e San Donato Milanese. Questi presentano un'estensione longitudinale considerevole, ma con concentrazioni limitate a valori inferiori ai 10 $\mu\text{g/l}$, se non in aree prossime alla sorgente.

Nell'Acquifero B è presente una coalescenza di due pennacchi provenienti dai comuni di Pero e Baranzate, che presentano concentrazioni sempre inferiori ai 10 $\mu\text{g/l}$ ma che interessano le centrali di Vialba, Chiusabella, Cimabue, San Siro, Tonezza ed Armi. In questo caso il modello sottostima leggermente le concentrazioni dato che le mediane di concentrazioni di diversi punti sono generalmente un po' più elevate rispetto ai valori simulati (i cui valori massimi ricadono nel range 10-30 $\mu\text{g/l}$, punti arancioni in Figura 16).

1.7.4 Cr VI – Sorgenti e simulazioni dei pennacchi

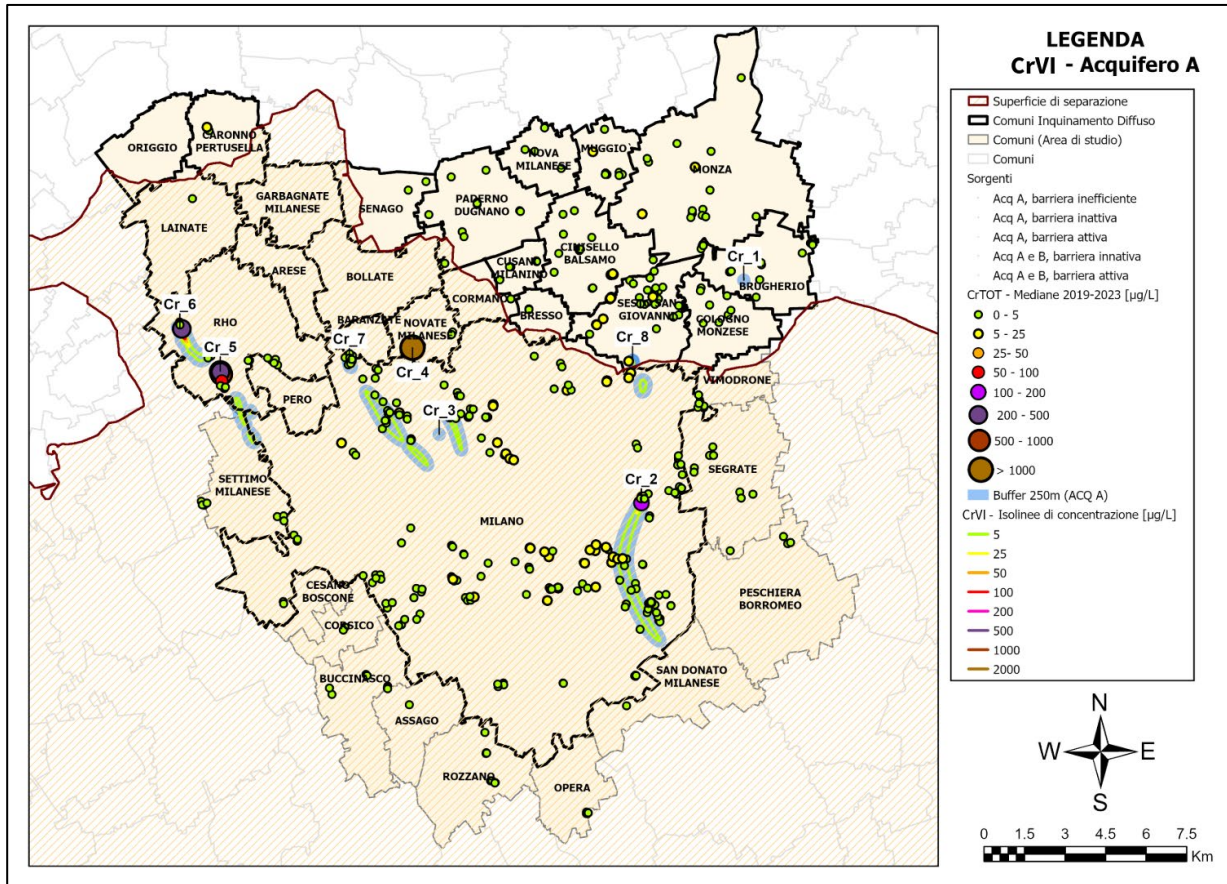


Figura 15 - Pennacchi di Cr VI simulati nell'Acquifero A (layer 1 del modello) a fine 2023. I valori mediani osservati fanno riferimento al Cr TOT (maggior numero di dati rispetto al Cr VI)

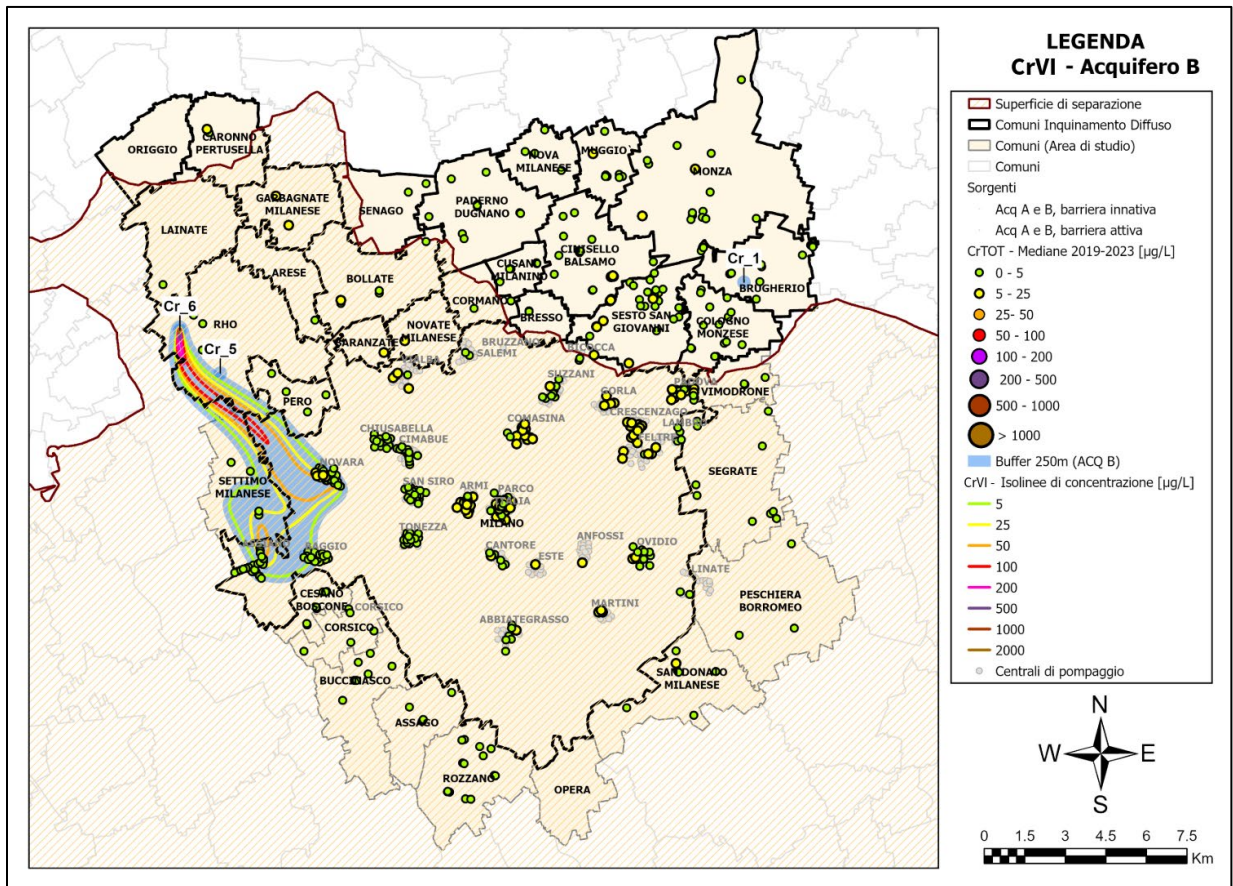


Figura 16 - Pennacchi di Cr VI simulati nell'Acquifero B (layer 5 del modello) a fine 2023. I valori mediani osservati fanno riferimento al Cr TOT (maggior numero di punti rispetto al Cr VI)

Nelle mappe sopra riportate (Figura 15 e Figura 16) i valori osservati mediani fanno riferimento al Cr TOT e non al Cr VI, in quanto il dataset per quest'ultimo risulta decisamente meno numeroso in quanto alcuni gestori dal 2022 non ricercano più tale parametro per tutti i punti, non essendo normato per le acque potabili. Si ritiene comunque che i valori di Cr TOT siano rappresentativi anche della contaminazione da Cr VI dato che il Cr VI è la specie più solubile e in acqua rappresenta il 92.6% del valore del Cr TOT (vedi Par. 2.6.4).

All'interno dell'Acquifero A sono presenti diversi pennacchi di cromo, ma che generalmente mostrano concentrazioni limitate (inferiori ai 25 $\mu\text{g/l}$), tranne che in prossimità delle sorgenti. Solo il pennacchio originatosi dalla sorgente Cr_2, posta nella zona Est del comune di Milano, risulta essere piuttosto esteso. Relativamente al pennacchio originatosi dalla sorgente Cr_7, non sono stati esclusi punti ricadenti all'interno del perimetro dello stesso, in quanto è noto da studi di dettaglio condotti da Regione Lombardia su questa sorgente che le concentrazioni risultano essere molto variabili nel tempo (spesso con valori sotto la CSC e solo sporadicamente superiori) e attualmente non sono in grado di dar luce ad un pennacchio. Questo è altresì verificato dall'assenza di contaminazione nei piezometri localizzati alcune centinaia di metri a valle idrogeologico della sorgente. Il pennacchio è stato comunque simulato, anche se i risultati non sono verosimili in quanto la discretizzazione temporale adottata per il modello non è in grado di rappresentare correttamente i brevi tempi di rilascio dalla sorgente.

Nell'Acquifero B è presente un unico pennacchio originatosi nel comune di Rho (sorgente Cr_6A/B priva di barriera idraulica), che viene intercettato dalle centrali di Assiano, Baggio e Novara di MM. Il pennacchio risulta essere piuttosto esteso e presenta concentrazioni molto elevate nella parte centrale, superiori a 100 µg/l. Purtroppo non essendovi piezometri profondi posti tra la sorgente e la Centrale di Novara, sussiste un'elevata incertezza in merito ai risultati del modello; tuttavia, va segnalato che effettivamente la Centrale di Novara registra la presenza di Cr VI mentre quelle di Baggio e Assiano non hanno ad oggi mostrato la presenza di tale sostanza. Il modello per fornire dati meno incerti necessiterebbe di maggiori informazioni relativamente alla presenza di Cr VI a valle della sorgente.

1.8 DEFINIZIONE DEL DATASET ANAGRAFICO PER IL CALCOLO DEI VFA

La simulazione dei pennacchi di contaminazione relativi ai siti prioritari ha permesso di identificare le aree non affette da pennacchi di contaminazione ma esclusivamente soggette ad inquinamento diffuso. Pertanto, ai fini del calcolo dei VFA, sono stati esclusi dal dataset utilizzato successivamente per l'analisi multivariata tutti i punti ricadenti all'interno dei perimetri dei pennacchi individuati nel Par. 1.7. Inoltre, considerando l'estensione dei perimetri dei siti contaminati presenti nel database AGISCO di ARPA, sono stati inoltre esclusi i punti di monitoraggio prossimi alle sorgenti di contaminazione in funzione della loro prossimità al sito e dell'acquifero affetto da contaminazione in base alla caratterizzazione condotta da parte dei proprietari (ved. Allegato 1).

Nella Tabella 8 viene presentato un resoconto dei punti esclusi suddivisi per sostanza e per acquifero impattato.

Tabella 8 - Dettaglio dei punti totali, esclusi e definitivi

Composto		Acq. A	Acq. AB (indifferenziato)	Acq. B	Totali
PCE	Punti iniziali	368	221	399	988
	Punti esclusi	95	74	91	260
	Punti rimanenti	273	147	308	728
TCE	Punti iniziali	330	193	377	900
	Punti esclusi	60	2	69	131
	Punti rimanenti	270	191	308	769
TCM	Punti iniziali	417	179	358	954
	Punti esclusi	153	0	74	227
	Punti rimanenti	264	179	284	727
Cr VI	Punti iniziali	358	141	318	817
	Punti esclusi	96	4	47	147
	Punti rimanenti	262	137	271	670
Cr TOT	Punti iniziali	346	126	388	860
	Punti esclusi	98	2	50	150
	Punti rimanenti	248	124	338	710

Rispetto ai lavori precedenti, è stata riscontrata una diminuzione dei punti di monitoraggio associati alle diverse sostanze, come dettagliato nell'Allegato 2.

1.9 SIMULAZIONI PREVISIONALI AL 2027 E AL 2033

Al fine di stimare l'evoluzione dei pennacchi di contaminazione al 2027 e al 2033, anni in cui è previsto l'aggiornamento del Programma di Tutela e Uso delle Acque (PTUA) di Regione Lombardia, l'orizzonte temporale del modello numerico previsionale è stato esteso di 10 anni (quindi fino al 2033), aggiungendo 40 Stress Periods al modello numerico (4 SP per anno di simulazione). Si è assunto che, per l'intera durata delle simulazioni, tutte le sorgenti mantengano invariate le concentrazioni definite per l'ultimo Stress Period del 2023. I risultati del modello al 2023 sono stati quindi utilizzati come condizioni iniziali del modello previsionale. Per quanto riguarda le condizioni di flusso, comprendenti i pompaggi dei pozzi e la ricarica, si è ipotizzato che siano rimaste invariate rispetto al 2018; pertanto, le proprietà e le condizioni al contorno del modello relative al 2018 sono state replicate fino al 2033. Si precisa pertanto che i risultati delle simulazioni previsionali hanno valenza qualitativa e sono soggetti alle incertezze e limitazioni precedentemente discusse.

Allo scopo di analizzare l'evoluzione temporale dei pennacchi di contaminazione, sono state assunte come riferimento le simulazioni previsionali al 2027 sviluppate nell'ambito del progetto ARPA-PLUMES. Il confronto consente di valutare le condizioni di contaminazione a partire da due stati iniziali distinti: quello definito in ARPA-PLUMES, basato sui dati di concentrazione del 2014, e quello elaborato nel presente progetto (SIAM2), aggiornato al 2023. Tale approccio rende possibile evidenziare eventuali variazioni di tendenza riconducibili alle misure di bonifica attuate nel periodo intercorso. Nel progetto ARPA-PLUMES sono stati sviluppati due scenari previsionali: Scenario 1, con concentrazioni costanti alle sorgenti definite per il 2014, e Scenario 2, con interruzione delle sorgenti alimentanti i pennacchi simulati. Quest'ultimo scenario è stato considerato ai fini del confronto con i risultati del progetto SIAM2, in quanto ritenuto più rappresentativo delle condizioni effettivamente verificatesi tra il 2014 e il 2023, ovvero la disattivazione di gran parte delle sorgenti conseguente agli interventi di bonifica e barrieramento idraulico (Scenario 2). Solamente per il confronto tra i pennacchi di Cr VI simulati nell'Acquifero B da ARPA-PLUMES e SIAM2 è stato fatto il confronto utilizzando lo Scenario 1, in quanto la sorgente rappresentata (Cr_6) non presenta una barriera idraulica attiva e pertanto non è stata interrotta nelle simulazioni condotte in SIAM2.

In continuità con l'impostazione di ARPA-PLUMES, i confronti sono organizzati per settore Ovest ed Est dell'area di studio, con distinzione tra acquiferi A e B. Si noti che nelle mappe presentate nei prossimi paragrafi si riporta la rete di monitoraggio con i valori mediani delle concentrazioni osservate nel 2019-2023 per SIAM2 e le concentrazioni nel 2014 in ARPA-PLUMES.

Si fa presente che i modelli di flusso utilizzati nel progetto ARPA-PLUMES e nel presente progetto (SIAM2) sono differenti e, pertanto, possono presentare differenze nei risultati delle simulazioni. Infatti, come descritto nel Par. 1.6, il modello concettuale dell'area è stato aggiornato rispetto al progetto ARPA-PLUMES, revisionando profondità, spessori e posizioni delle lenti a bassa permeabilità presenti negli acquiferi A e B e all'interno dell'Acquifero B stesso, sulla base di un maggior numero di dati rispetto alla ricostruzione precedente. Inoltre, il modello utilizzato in SIAM2 presenta una discretizzazione verticale più fitta (7 layer contro i 3 di ARPA-PLUMES) che ha permesso di rappresentare più dettagliatamente l'Acquifero B (incluso le lenti di separazione dei sottogruppi B1, B2 e B3-B4). Infine, il modello ARPA-PLUMES è stato calibrato in regime stazionario facendo riferimento all'anno 2014, mentre il modello utilizzato in SIAM2 è un modello calibrato in regime transitorio considerando il periodo 2014-2018. Pertanto, esistono alcune differenze nelle direzioni di flusso simulate dai due modelli: in ARPA-PLUMES il flusso rimane invariato per tutta la durata della simulazione, mentre in SIAM 2 le direzioni di flusso della falda, anche se in maniera limitata, variano nel tempo in funzione della ricarica e delle forzanti al modello. Complessivamente il nuovo modello è da ritenersi decisamente più robusto e affidabile del precedente.

Relativamente alle sorgenti simulate, il progetto SIAM2 ha previsto l'aggiornamento del dataset e del modello fino al 2023, che ha incluso anche la simulazione delle concentrazioni in sorgente coerentemente con i dati osservati fino al 2023, mentre ARPA-PLUMES si ferma al 2014. Va inoltre considerato che le barriere idrauliche in SIAM2 sono state attivate (disattivando le sorgenti) negli anni effettivi di attivazione, grazie anche alla discretizzazione temporale più fine del modello. Pertanto, le diverse concentrazioni in sorgente considerate e la

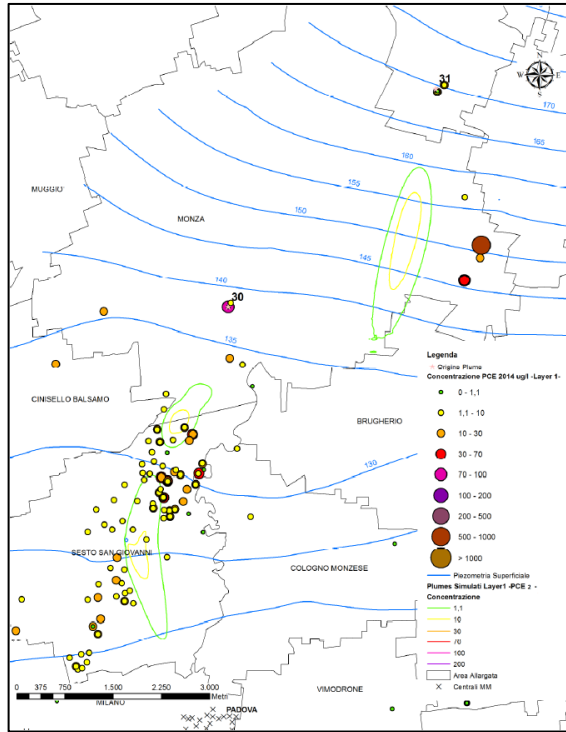
reale attivazione delle barriere comportano evoluzioni differenti dei pennacchi di contaminazione rispetto a quanto simulato negli scenari previsionali di ARPA-PLUMES.

1.9.1 PCE – confronto con ARPA-PLUMES (Scenario 2, sorgenti interrotte)

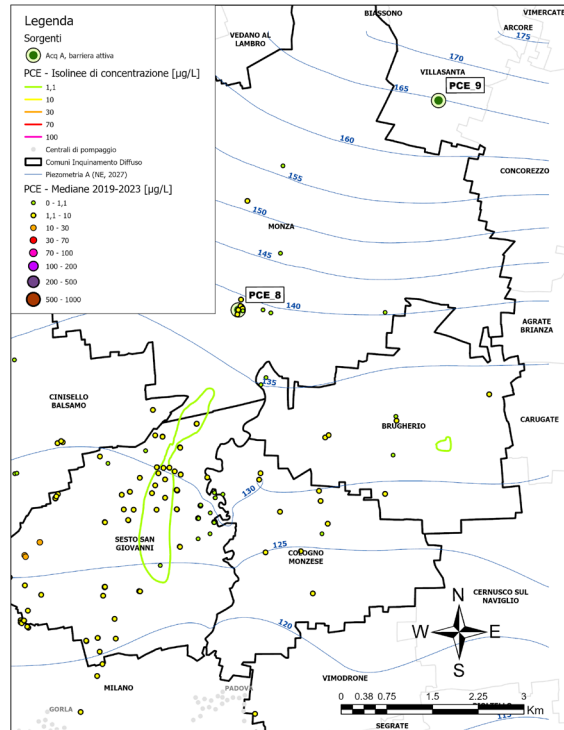
1.9.1.1 Settore Est

In Figura 17 e in Figura 18 si osserva che in entrambe le simulazioni al 2027 si prevede la persistenza di una lieve contaminazione da PCE nei comuni di Monza e Sesto San Giovanni.

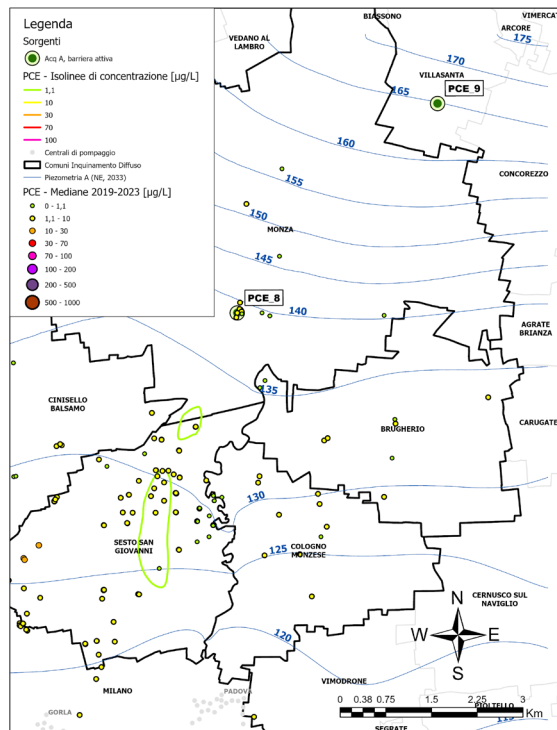
Relativamente alla parte sommitale dell'acquifero indifferenziato (Figura 17), i pennacchi simulati per l'anno 2027 mostrano direzioni simili, ma estensioni e concentrazioni inferiori in SIAM2, con valori massimi non molto superiori a 10 µg/l in ARPA-PLUMES e ben inferiori a 10 µg/l in SIAM2. In entrambe le simulazioni si osserva il distacco dei pennacchi dalle sorgenti, in seguito alla messa in pompaggio delle barriere idrauliche. L'analisi previsionale al 2033 mostra un'ulteriore riduzione del pennacchio associato alla sorgente PCE_8, mentre quello relativo a PCE_9 risulta completamente assente, comportano un progressivo miglioramento dello stato della contaminazione nel settore N-E proseguendo il trend osservato dal 2014 al 2023. Infatti, complessivamente si osserva un netto miglioramento dei valori di concentrazione misurati in campo, con valori più alti misurati nel 2014 (molti punti con valori tra 10 e 30 µg/l e picchi superiori ai 30 µg/l) rispetto alle mediane 2019-2023 (nella maggior parte dei casi si osservano valori non superiori a 10 µg/l).



A) ARPA-PLUMES (2027)



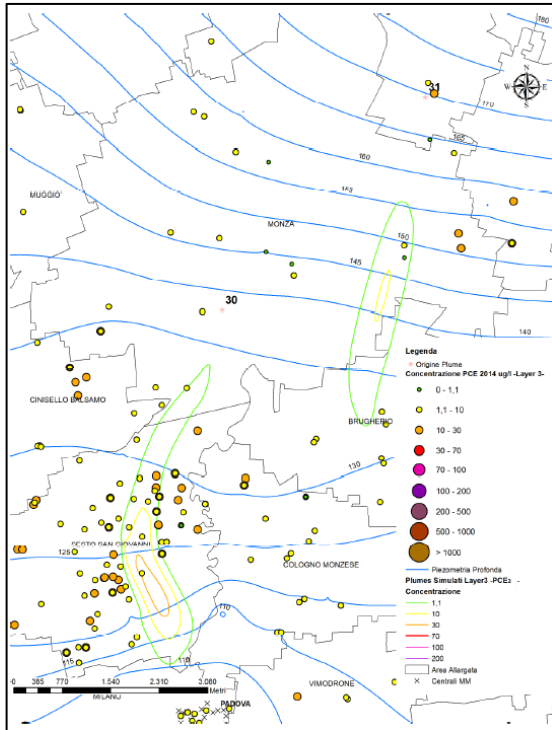
B) SIAM2 (2027)



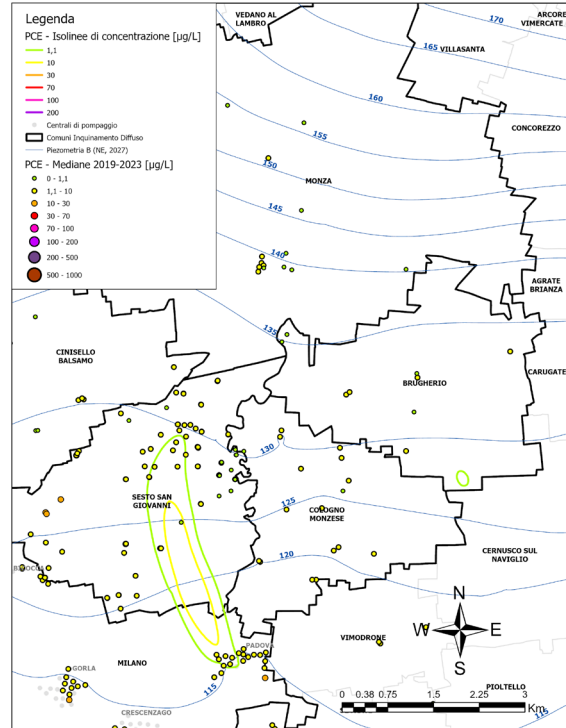
C) SIAM2 (2033)

Figura 17 - Confronto dei pennacchi previsionali di PCE simulati nel settore Est dell'acquifero indifferenziato (parte superficiale): A) ARPA-PLUMES al 2027 (layer 1 del modello), B) SIAM2 al 2027 (layer 1 del modello), C) SIAM2 al 2033 (layer 1 del modello).

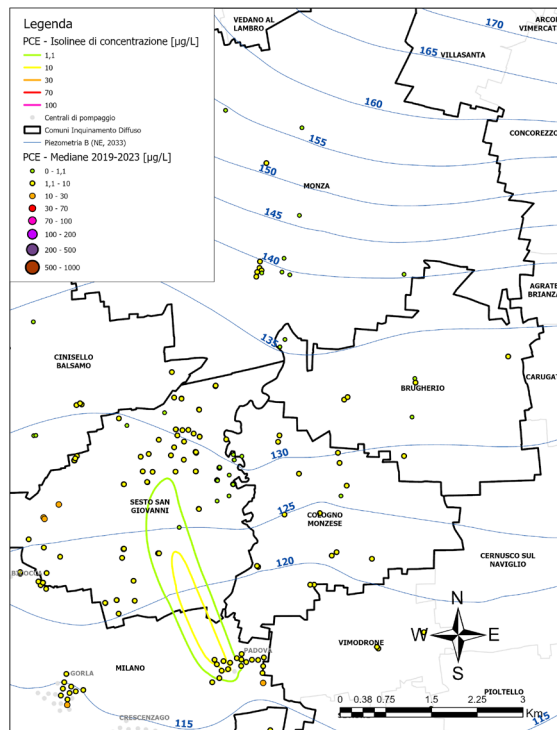
Nella parte profonda dell'acquifero indifferenziato, che poi in Milano diventa Acquifero B (Figura 18), si osserva che il pennacchio originatosi dalla sorgente PCE_9 (posta a N-E) nelle simulazioni condotte in SIAM2 risulta essere quasi scomparso, mentre risulta essere ancora presente al 2027 nelle simulazioni di ARPA-PLUMES. Relativamente al pennacchio originatosi da PCE_8 (posta nel Comune di Monza) si osserva che, contrariamente a quanto simulato da ARPA-PLUMES, in SIAM2 il pennacchio risulta essere traslato più a valle, interessando sia il comune di Sesto San Giovanni che quello di Milano (Acquifero B), andando ad impattare la centrale di pompaggio di Padova, che osserverà la prosecuzione della crescita delle concentrazioni di PCE con valori superiori a 10 µg/l (ma inferiori a 30) fino ad almeno il 2033. Relativamente alle concentrazioni simulate al 2027, ARPA-PLUMES indica la possibilità di avere concentrazioni anche superiori a 30 µg/l nel comune di Sesto San Giovanni, mentre le simulazioni di SIAM2 mostrano valori massimi sempre ben inferiori ai 30 µg/l più in linea con le mediane 2019-2023. Anche in questo caso si osserva il distacco dei pennacchi dalle aree sorgente, in quanto questi pennacchi derivano dall'approfondimento della contaminazione originatasi nei livelli più superficiali come conseguenza dell'assenza della superficie di separazione tra gli acquiferi nel comune di Sesto San Giovanni. Anche in questo caso è possibile affermare che ci si attende un miglioramento delle concentrazioni nella parte inferiore dell'acquifero indifferenziato ad esclusione della zona della Centrale di Padova (Acquifero B) dove il numero di pozzi colpiti dalla contaminazione potrà crescere almeno fino al 2033.



A) ARPA-PLUMES (2027)



B) SIAM2 (2027)



C SIAM2 (2033)

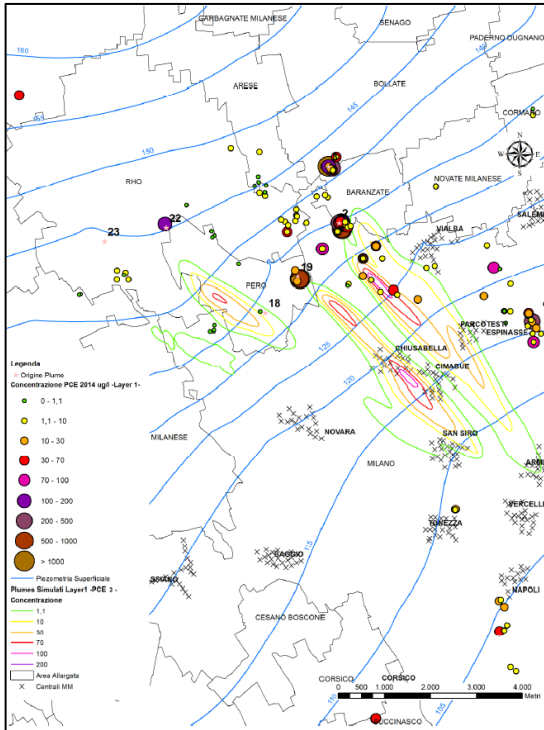
Figura 18 - Confronto dei pennacchi previsionali di PCE simulati nel settore Est dell'acquifero indifferenziato (parte profonda e B in Milano): A) ARPA-PLUMES al 2027 (layer 3 del modello), B) SIAM2 al 2027 (layer 5 del modello), C) SIAM2 al 2033 (layer 5 del mod

1.9.1.2 Settore Ovest

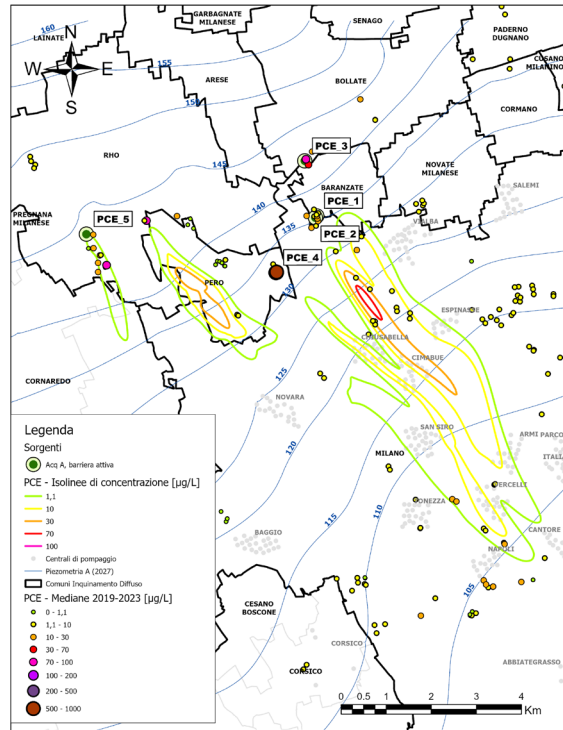
Il settore Ovest risulta essere ancora molto critico per quanto riguarda la contaminazione da PCE in entrambi gli acquiferi.

Nell'Acquifero A (Figura 19) si osserva che nel 2027 le concentrazioni massime di PCE simulate nel settore Ovest dell'Acquifero A raggiungono i 100 µg/L in ARPA-PLUMES e 70 µg/L in SIAM2. Il pennacchio associato alla sorgente PCE_5 mostra un'evoluzione diversa nei due modelli, pur essendo in entrambi i casi la sorgente disattivata dal 2015: in SIAM2 concentrazioni residue molto prossime alla CSC rimangono anche immediatamente a valle del sito di origine (200 m di distanza), mentre in ARPA-PLUMES il pennacchio risulta del tutto scollegato e spostato verso Sud-Est. Un comportamento analogo si osserva per la sorgente PCE_6 (localizzata nell'Acquifero B e denominata come 22 in ARPA-PLUMES; Figura 20), dove il nucleo principale si distacca dalla sorgente, ma restano ancora concentrazioni residue immediatamente a valle di essa. Al 2033, le simulazioni previsionali evidenziano una riduzione ulteriore delle concentrazioni massime, fino a circa 30 µg/L. La direzione del flusso idrogeologico (NO-SE) risulta coerente tra i modelli. Relativamente alle concentrazioni osservate, nonostante il numero ridotto di punti di monitoraggio presenti in questo acquifero, si nota una riduzione delle concentrazioni osservate, indice di un progressivo miglioramento della qualità delle acque nell'Acquifero A con valori nei punti di monitoraggio prevalentemente al di sotto dei 10 µg/l.

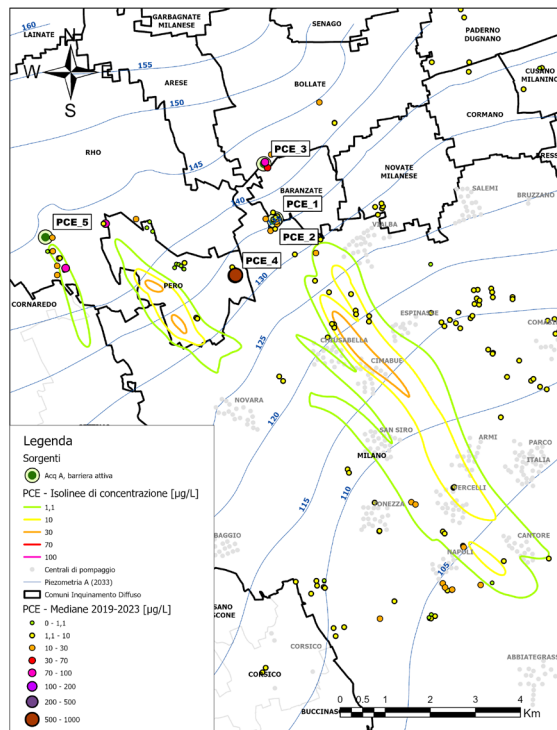
Per quanto riguarda l'Acquifero B, nel 2027 entrambi i modelli indicano uno stato severo della contaminazione da PCE (Figura 20), con concentrazioni massime piuttosto coerenti e superiori a 200 µg/l sia in ARPA-PLUMES che in SIAM2. In tutti i casi, la criticità dell'inquinamento è evidenziata dall'interessamento delle centrali di Novara, Cimabue, Chiusabella, Villalba, San Siro e Tonezza, con concentrazioni particolarmente elevate soprattutto in San Siro. Le simulazioni mostrano che la contaminazione presente all'interno della centrale di San Siro (che ad oggi in alcuni pozzi presenta concentrazioni mediane superiori a 200 µg/l) risulterà ancora persistente nel 2027, anche se la parte centrale del pennacchio tenderà progressivamente a spostarsi verso valle idrogeologico. Questo potrà potenzialmente portare ad un aumento delle concentrazioni rilevate nella centrale di Tonezza, con valori attesi massimi inferiori a 70 µg/l nei pozzi posti più ad Ovest. La migrazione del pennacchio verso valle è evidenziata anche dal confronto tra le concentrazioni osservate nel 2014 e quelle mediane del 2019-2023. Infatti, si nota una diminuzione delle concentrazioni massime (tra i 100 e i 200 µg/l) in alcuni pozzi localizzati a monte idrogeologico della centrale di San Siro, ma si osservano concentrazioni maggiori nei pozzi localizzati più a valle. Tuttavia, è possibile affermare che complessivamente dopo 10 anni, nell'area si osserva uno stato di contaminazione abbastanza invariato dal 2014, ad eccezione della centrale di ARMI, soggetta a inquinamento diffuso, dove si nota una diminuzione delle concentrazioni osservate. Al 2033, le simulazioni indicherebbero un netto miglioramento della qualità delle acque nelle Centrali di Novara, Cimabue, Chiusabella mentre a San Siro si avrebbe una situazione ancora compromessa ma con valori sotto i 70 µg/l. Le concentrazioni massime (100 µg/l) si sposterebbero idrogeologicamente a valle di quest'ultima centrale con la possibilità che Tonezza veda nei suoi pozzi un progressivo incremento delle concentrazioni.



A) ARPA-PLUMES (2027)

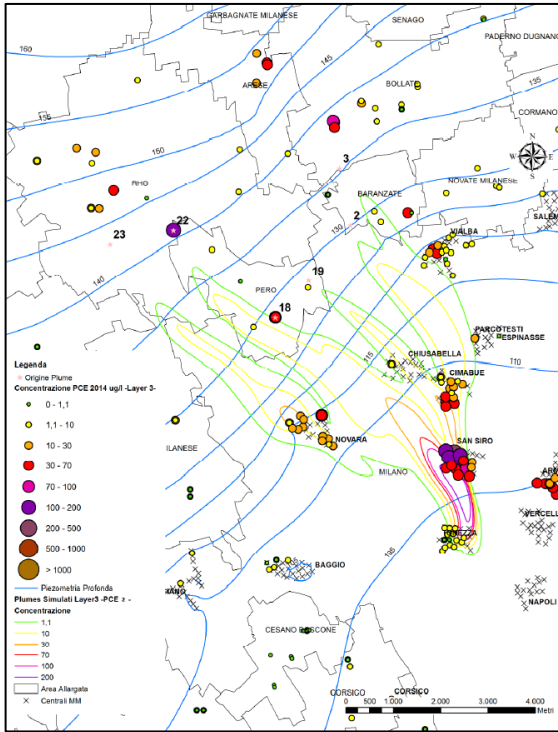


B) SIAM2 (2027)

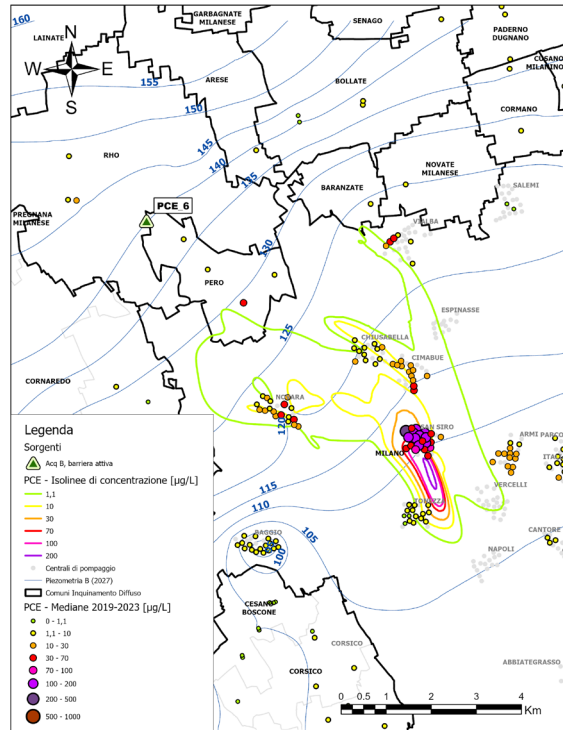


C) SIAM2 (2033)

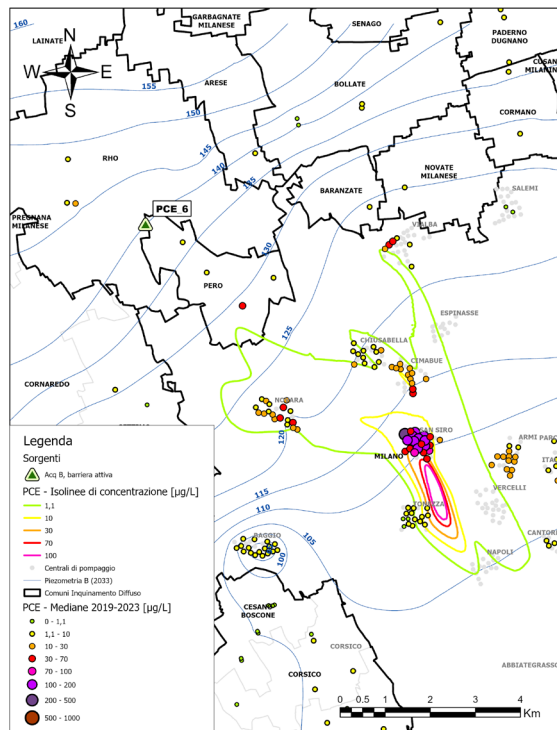
Figura 19 - Confronto dei pennacchi previsionali di PCE simulati nel settore Ovest dell'Acquifero A in: A) ARPA-PLUMES al 2027 (layer 1 del modello), B) SIAM2 al 2027 (layer 1 del modello), C) SIAM2 al 2033 (layer 1 del modello).



A) ARPA-PLUMES (2027)



B) SIAM2 (2027)



C) SIAM2 (2033)

Figura 20 - Confronto dei pennacchi previsionali di PCE simulati nel settore Ovest dell'Acquifero B in: A) ARPA-PLUMES al 2027 (layer 3 del modello), B) SIAM2 al 2027 (layer 5 del modello), C) SIAM2 al 2033 (layer 5 del modello).

1.9.1.3 Settore Origgio

In assenza di simulazioni previsionali specifiche per il pennacchio originato dalla sorgente PCE_7 in ARPA-PLUMES, la sua evoluzione è stata valutata solamente sulla base dei risultati di SIAM2. La sorgente è posta nella parte sommitale dell'acquifero indifferenziato, ma poco a valle si separa in A e B. Per tale ragione nella discussione qui di seguito riportata si farà riferimento a questi due acquiferi. Come mostrato in Figura 21, nell'Acquifero A la disattivazione di questa sorgente nel settore di Origgio determina il distacco del pennacchio che progressivamente migra verso valle, arrivando ad interessare i comuni di Cerro Maggiore e Nerviano. Tuttavia, come evidenziato in precedenza, la direzione di flusso e quindi la direzione del pennacchio non rispecchia le condizioni reali di questa zona: sulla base delle poche informazioni disponibili, si ritiene che il pennacchio possa avere l'estensione simulata ma sia diretto verso Lainate con un'inclinazione di circa 20° verso Est rispetto a quanto simulato. Le concentrazioni massime rimangono a 100 µg/l sia nel 2027 che nel 2033.

Nell'Acquifero B (Figura 22) si osserva che il pennacchio tende a estendersi longitudinalmente e a migrare progressivamente verso valle nei comuni di Cerro Maggiore, Lainate, Nerviano e Pogliano Milanese, mantenendo concentrazioni massime superiori a 100 µg/l. Anche in questo caso si ritiene che il pennacchio dovrebbe presentare una più marcata direzione verso il comune di Lainate rispetto a quello di Nerviano.

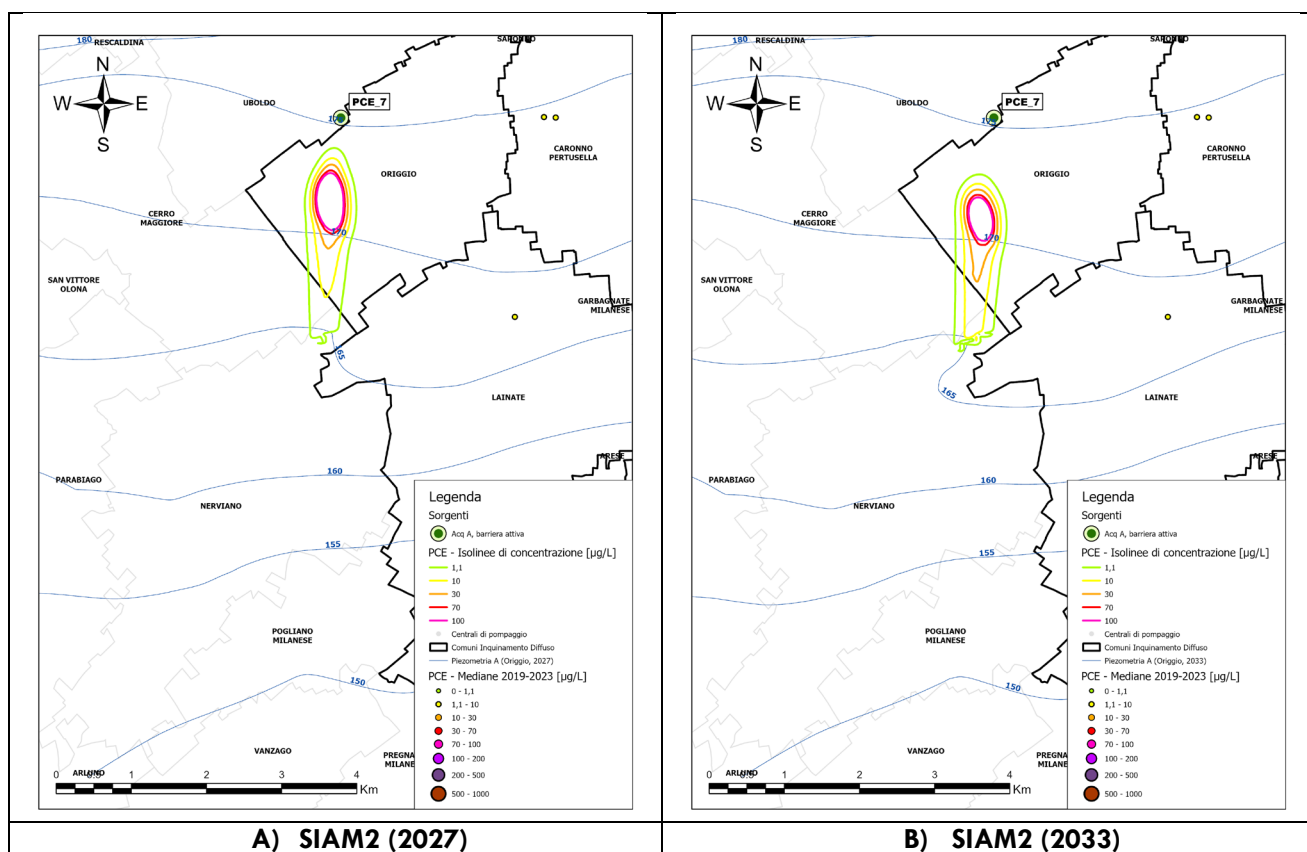


Figura 21 - Confronto dei pennacchi previsionali di PCE simulati nell'Acquifero A presso il comune di Origgio in: A) SIAM2 al 2027 (layer 1 del modello), B) SIAM2 al 2033 (layer 1 del modello).

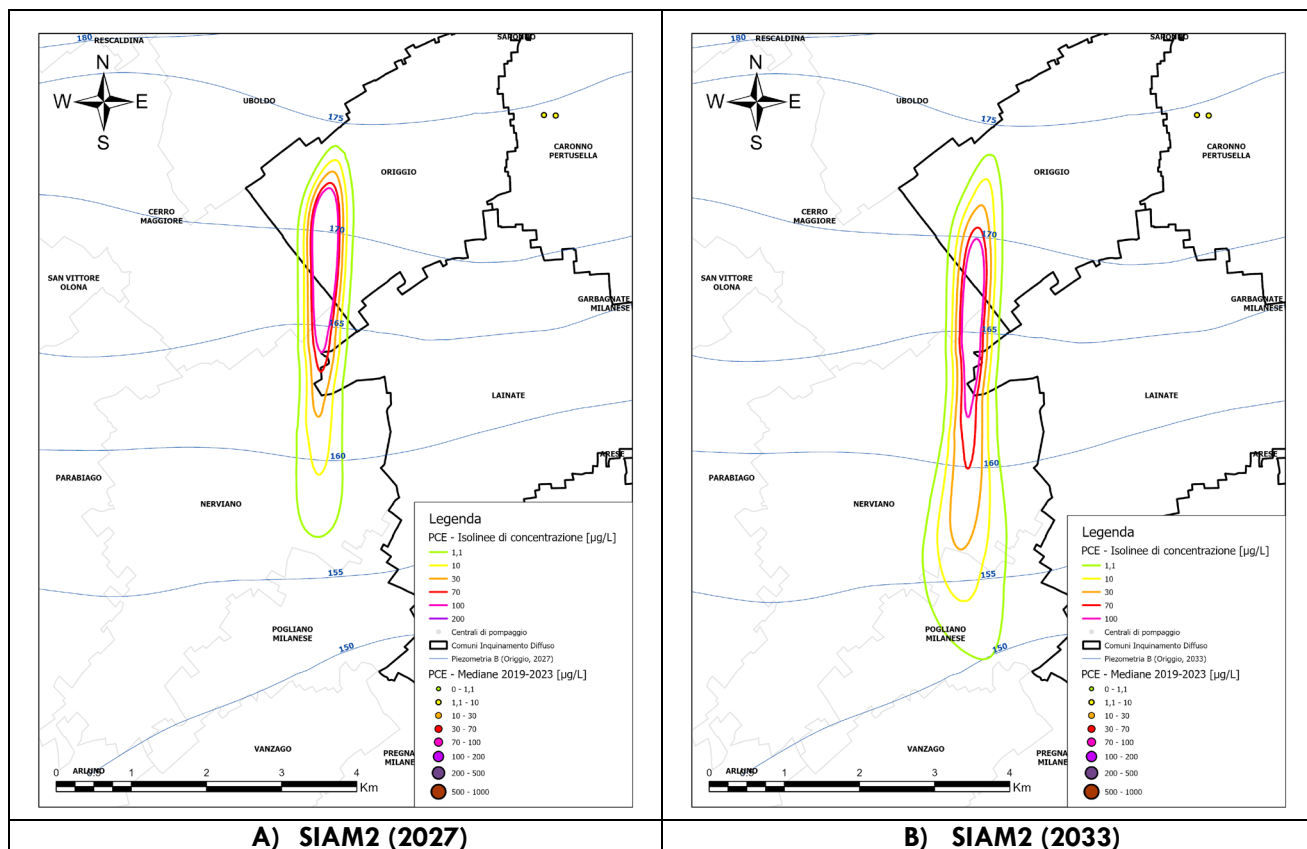


Figura 22 - Confronto dei pennacchi previsionali di PCE simulati nell'Acquifero B presso il comune di Origgio in: A) SIAM2 al 2027 (layer 5 del modello), B) SIAM2 al 2033 (layer 5 del modello).

1.9.2 TCE – confronto con ARPA-PLUMES (Scenario 2, sorgenti interrotte)

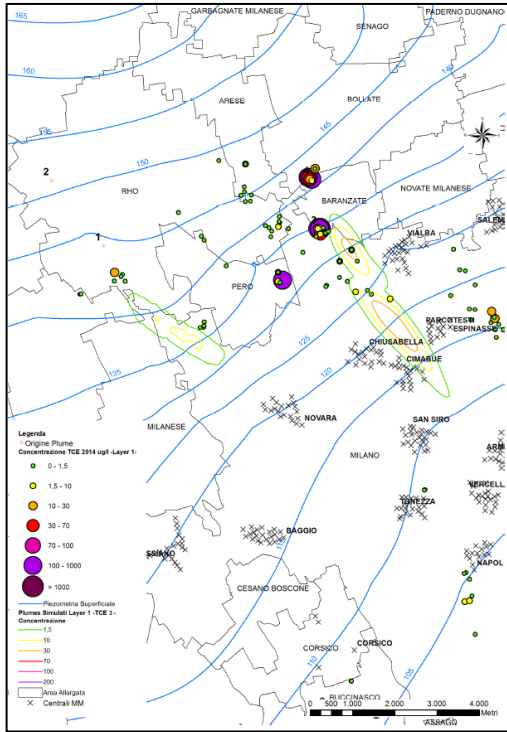
1.9.2.1 Settore Ovest

In questo settore si prevede una leggera persistenza della contaminazione di TCE nel comune di Milano e aree confinanti dei comuni di Baranzate e Rho, indicando un progressivo miglioramento della qualità delle acque sotterranee come mostrato anche dalle mediane 2014-2023 dei punti di monitoraggio. Nell'Acquifero A (Figura 23), si osserva che i pennacchi simulati per l'anno 2027 in SIAM2 mostrano direzioni simili ma concentrazioni inferiori rispetto a quanto ottenuto in ARPA-PLUMES. In SIAM2, le concentrazioni massime risultano infatti sempre ben inferiori a 10 µg/l, mentre in ARPA-PLUMES questo intervallo si estendeva fino a oltre 30 µg/l. Il distacco dei pennacchi dalle sorgenti è più evidente nelle simulazioni di SIAM2, in seguito all'attivazione delle barriere idrauliche. I pennacchi con origine nel comune di Baranzate continueranno ad interessare con concentrazioni basse le centrali di Chiusabella e Cimabue in entrambi i modelli. Tuttavia, in SIAM2 si nota come i pennacchi siano più lontani dalle sorgenti spostandosi più rapidamente di quanto previsto in ARPA-PLUMES in direzione Sud-Est, raggiungendo la centrale di Cantore, con concentrazioni poste nel range basso dell'intervallo 1,5-10 µg/l. Questo comportamento si osserva anche nello spostamento del pennacchio originatosi in TCE_5, che in SIAM2 raggiunge la zona centrale di Novara, dove sono previsti valori prossimi a 1,5 µg/l. I risultati previsionali al 2033 mostrano

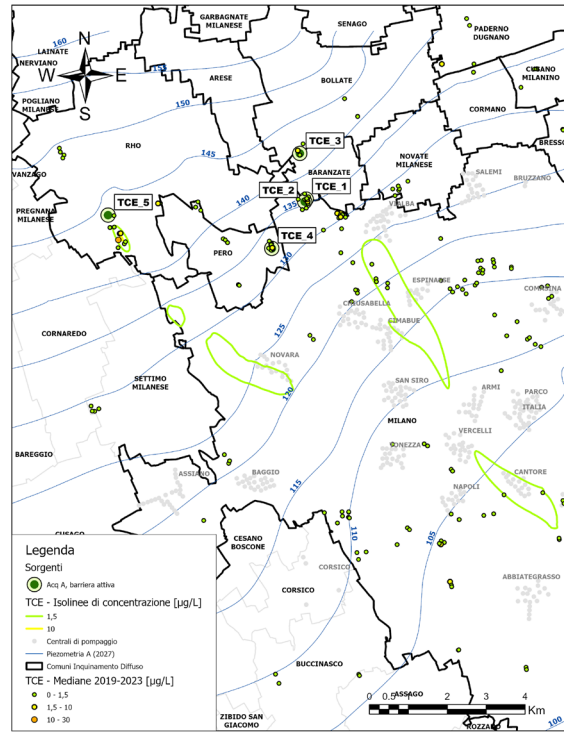
un'ulteriore riduzione delle concentrazioni dei diversi pennacchi, comportando un miglioramento dello stato della contaminazione nel settore N-O e indicando la sua pressoché totale scomparsa.

Nell'Acquifero B (Figura 24), si osservano differenze significative tra le previsioni ottenute in SIAM2 e ARPA-PLUMES, attribuibili sia al posizionamento verticale della sorgente TCE_5: infatti nel modello SIAM2 la sorgente è stata posizionata nell'Acquifero A, sulla base delle indagini svolte nel progetto AMIGA, mentre in ARPA-PLUMES la stessa era stata localizzata nell'Acquifero B. Inoltre, in SIAM2 sono stati adottati valori più corretti dei diversi valori del tempo di dimezzamento e del coefficiente di ripartizione specifico. Di conseguenza, secondo i risultati di ARPA-PLUMES al 2027 permane una concentrazione massima di TCE oltre a 500 µg/l, con valori fino a 30 µg/l negli intorni della centrale di Novara. In SIAM2, invece, il pennacchio mostra una concentrazione massima di poco superiore a 30 µg/l nei pressi della centrale di Novara. Inoltre, ARPA-PLUMES mostra un pennacchio originatosi nel comune di Baranzate che porta concentrazioni di 10 µg/l alle centrali di Chiusabella e Cimabue, mentre in SIAM2 tale contaminazione non risulta presente, in quanto il TCE si sarebbe degradato completamente lungo il percorso di migrazione. Tale condizione trova riscontro con le mediane 2019-2023 dei punti di monitoraggio appartenenti a queste centrali che mostrano concentrazioni inferiori a 10 µg/l. Al 2033, le simulazioni indicano un'ulteriore diminuzione dell'estensione del pennacchio che interessa la centrale di Novara e concentrazioni massime prossime a 1,5 µg/l.

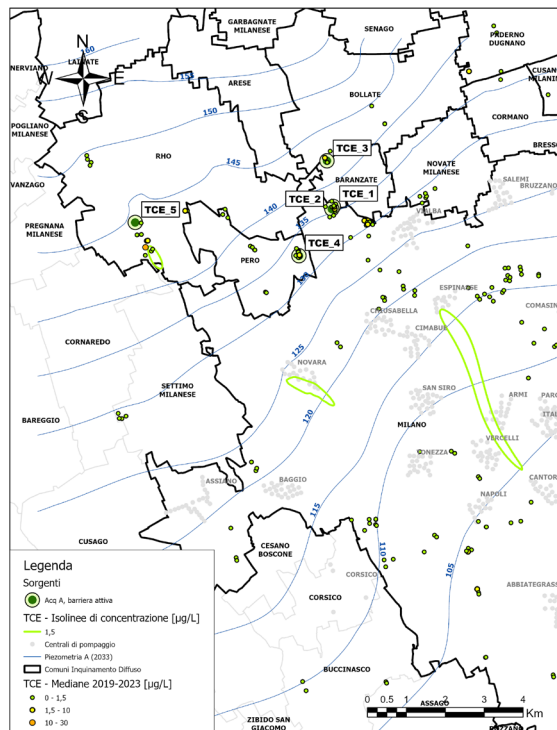
Infine, in merito agli aspetti riguardanti la modellazione del flusso, si nota che le direzioni di flusso NO-SE e l'effetto dei pompaggi risultano coerenti tra i due modelli, anche se il cono di depressione intorno alla centrale di Baggio appare più accentuato in SIAM2.



A) ARPA-PLUMES (2027)

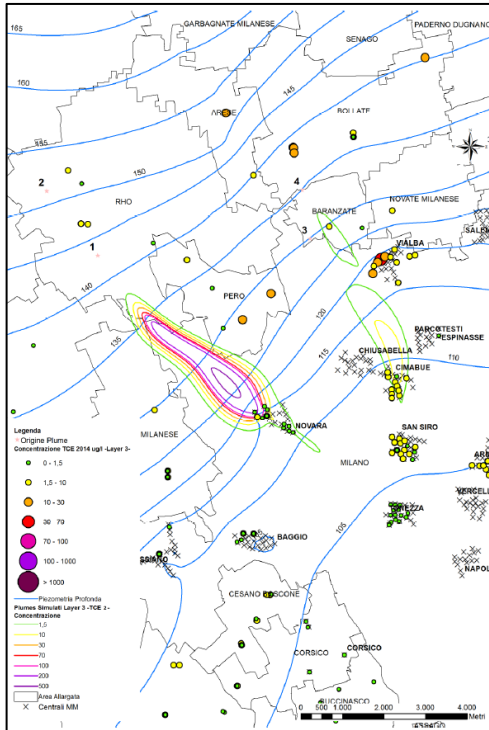


B) SIAM2 (2027)

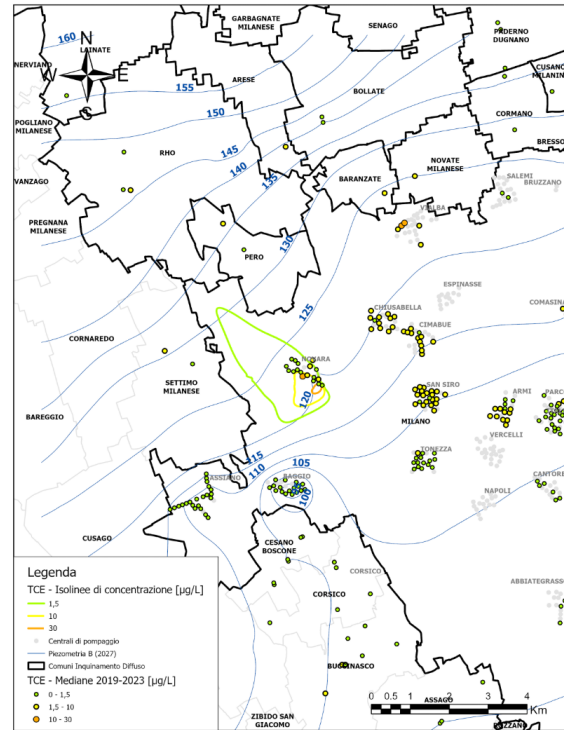


C) SIAM2 (2033)

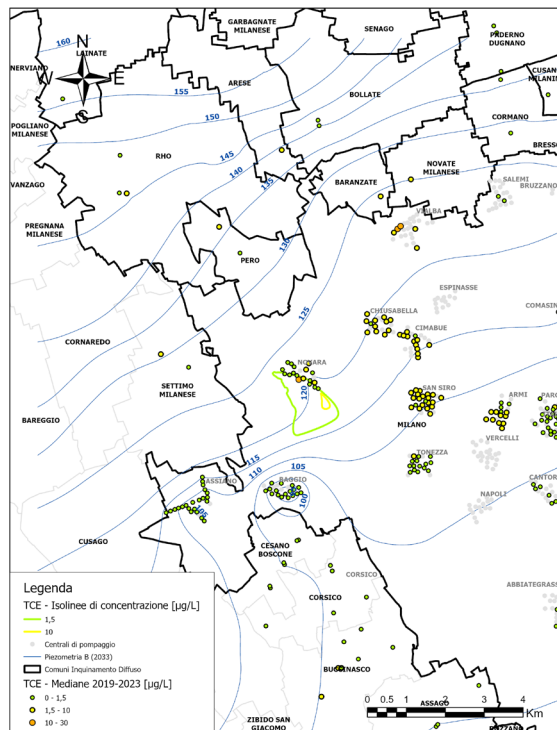
Figura 23 - Confronto dei pennacchi previsionali di TCE simulati nel settore Ovest dell'Acquifero A in: A) ARPA-PLUMES al 2027 (layer 1 del modello), B) SIAM2 al 2027 (layer 1 del modello), C) SIAM2 al 2033 (layer 1 del modello).



A) ARPA-PLUMES (2027)



B) SIAM2 (2027)



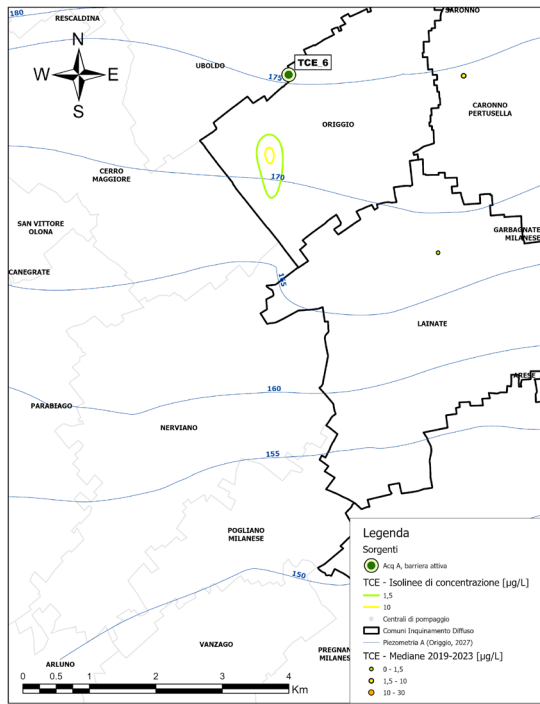
C) SIAM2 (2033)

Figura 24 - Confronto dei pennacchi previsionali di TCE simulati nel settore Ovest dell'Acquifero B in: A) ARPA-PLUMES al 2027 (layer 3 del modello), B) SIAM2 al 2027 (layer 5 del modello), C) SIAM2 al 2033 (layer 5 del modello).

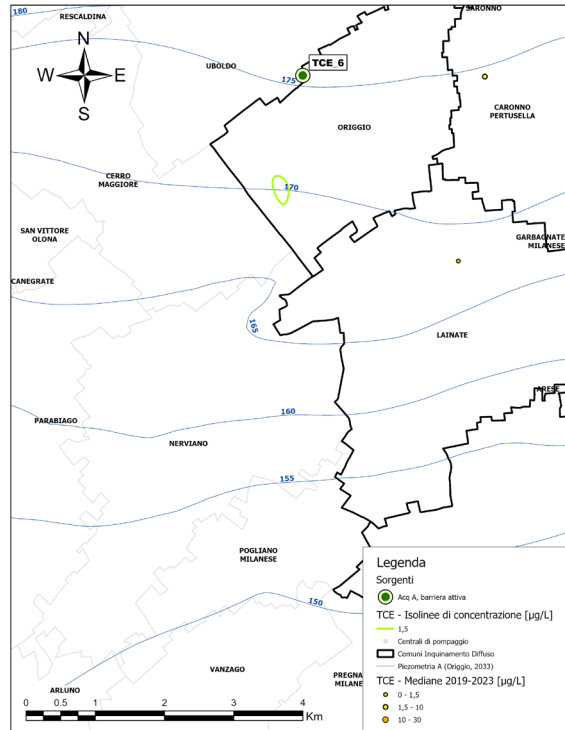
1.9.2.2 Settore Origgio

In maniera analoga a quanto riportato per la sorgente PCE_7 nel settore Origgio, l'evoluzione della contaminazione originata nella sorgente TCE_6 è stata valutata soltanto sulla base dei risultati di SIAM2. Come mostrato in Figura 25, la disattivazione di questa sorgente determina il distacco del pennacchio nell'Acquifero A, il cui migra verso valle. Al 2027 si osservano concentrazioni massime di poco superiori a 10 µg/l, mentre al 2033 si prevede un'ulteriore riduzione di queste fino alla pressoché totale scomparsa.

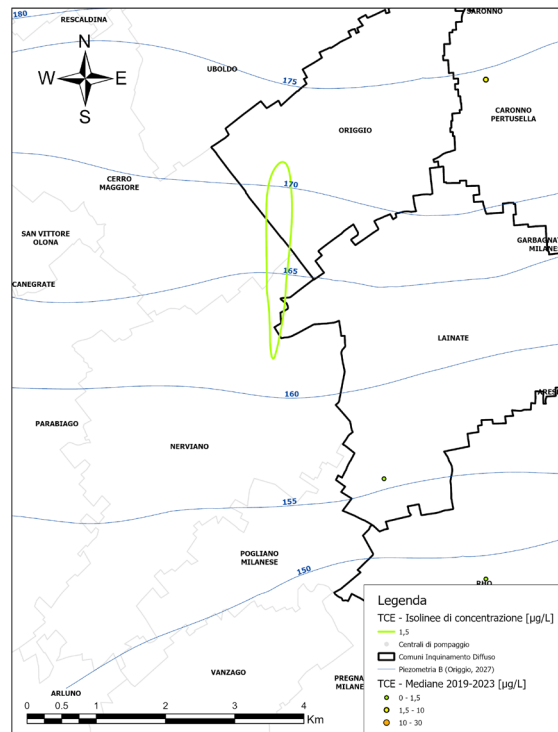
Una situazione analoga si osserva nell'Acquifero B, dove le concentrazioni all'interno del pennacchio si riducono progressivamente fino a valori posti nel range basso dell'intervallo 1,5-10 µg/l, mentre la relativa migrazione verso valle coinvolgerebbe il comune di Lainate, se si considera la direzione di flusso corretta. Al 2033 non si rilevano tracce di TCE, a seguito della completa degradazione della sostanza.



A) SIAM2, ACQUIFERO A (2027)



B) SIAM2, ACQUIFERO A (2033)



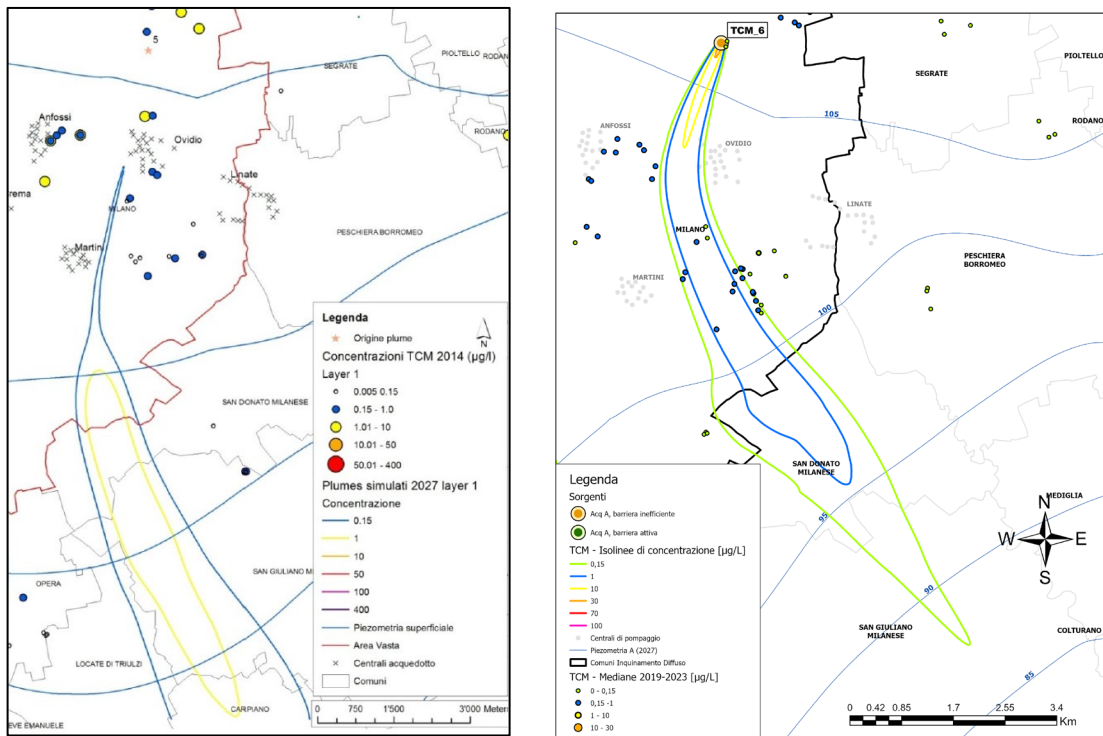
C) SIAM2, ACQUIFERO B (2027)

Figura 25 - Confronto dei pennacchi previsionali di TCE simulati negli acquiferi A e B presso il comune di Origgio: A) SIAM2 al 2027 (layer 1 del modello), B) SIAM2 al 2033 (layer 1 del modello), C) SIAM2 al 2027 (layer 5 del modello).

1.9.3 TCM – confronto con ARPA-PLUMES (Scenario 2, sorgenti interrotte)

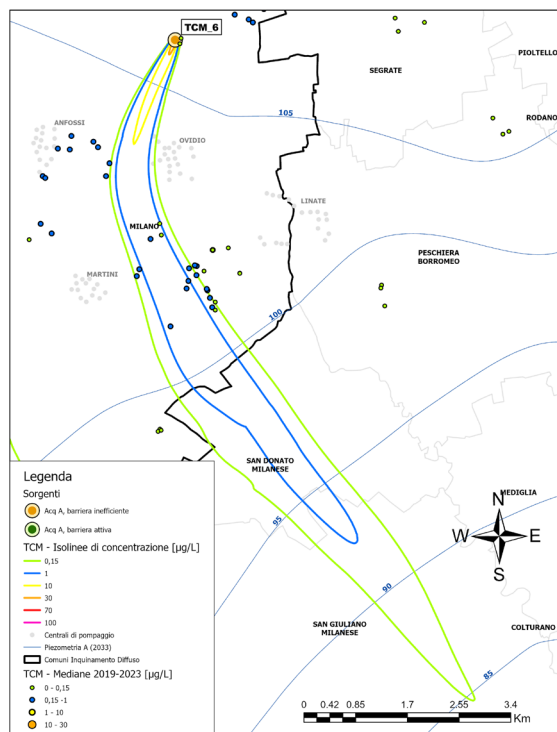
1.9.3.1 Settore Est

In Figura 26 si osserva lo stato della contaminazione da TCM nel settore Est dell'Acquifero A. La principale differenza tra i risultati dei due modelli è che nel modello ARPA-PLUMES, la sorgente TCM_6 è stata disattivata in seguito all'attivazione di una barriera idraulica, simulando così distacco del pennacchio dalla sorgente. Nel modello SIAM2, invece, la sorgente non è stata interrotta perché la barriera idraulica attivata nel sito contaminato è stata poi valutata nel 2009 come inefficiente, e nel 2024 è stato realizzato un pozzo di presa a valle della sorgente come ulteriore misura di bonifica. Tuttavia, in assenza di dati di monitoraggio che ne confermino l'efficacia e per rimanere a favore di sicurezza, si è scelto di mantenere attiva la sorgente. Nel modello SIAM2 le concentrazioni massime di TCM in prossimità della sorgente raggiungono i 30 µg/l, mentre in ARPA-PLUMES la concentrazione massima prevista è sempre inferiore a 10 µg/l. In entrambe le simulazioni, il pennacchio migra al di fuori dei confini del comune di Milano fino a raggiungere i comuni di San donato Milanese e San giuliano Milanese, anche se con concentrazioni piuttosto limitate (al di sotto dei 10 µg/l). Al 2033, continuando l'alimentazione da parte della sorgente, si osserva un incremento dell'estensione del pennacchio verso Sud-Est. I dati misurati disponibili, seppur scarsamente distribuiti, mostrano un leggero miglioramento dello stato della contaminazione, con valori mediani 2019-2023 mai superiori ad 1 µg/l.



A) ARPA-PLUMES (2027)

B) SIAM2 (2027)



C) SIAM2 (2033)

Figura 26 - Confronto dei pennacchi previsionali di TCM simulati nel settore Est dell'Acquifero A in: A) ARPA-PLUMES al 2027 (layer 1 del modello), B) SIAM2 al 2027 (layer 1 del modello), C) SIAM2 al 2033 (layer 1 del modello).

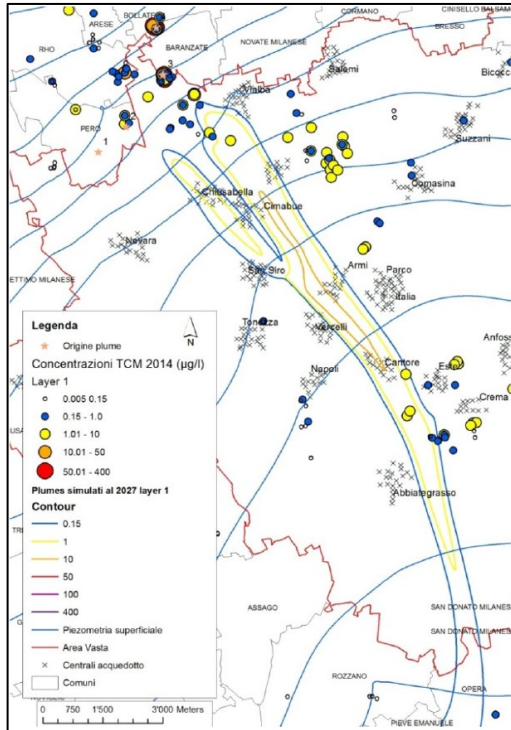
1.9.3.2 Settore Ovest

In questo settore, la contaminazione da TCM risulta ancora essere presente, anche se con concentrazioni piuttosto limitate.

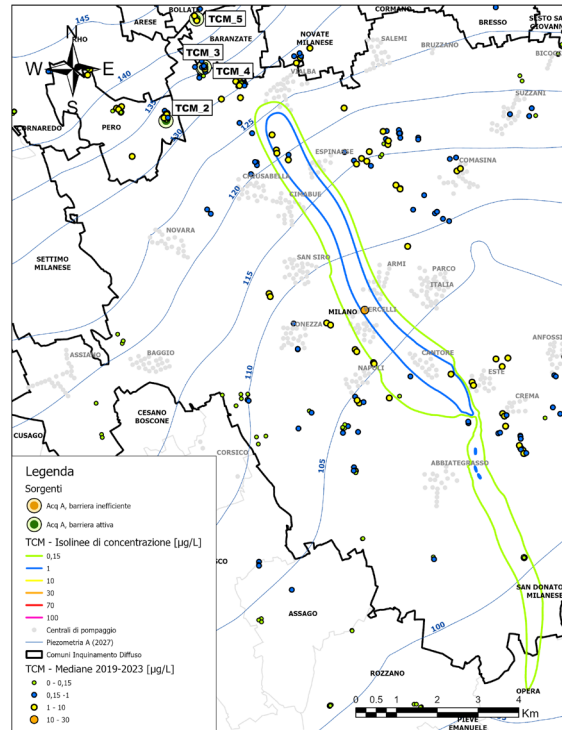
Nell'Acquifero A (Figura 27) nelle simulazioni di SIAM2 si osserva un unico pennacchio con concentrazioni massime di poco superiori a 1 µg/l, contrariamente a quanto simulato in ARPA-PLUMES, dove sono presenti due pennacchi coalescenti che presentano concentrazioni massime comprese tra 10 e 50 µg/l. I pennacchi risultano essere molto estesi, con migrazione della contaminazione oltre 10 km a valle della sorgente al 2027, sino al comune di Opera. Nel 2033 si osserva un progressivo miglioramento dello stato di contaminazione, con un restringimento significativo dell'area che presenta concentrazioni comprese tra 1 e 10 µg/l. Relativamente alle concentrazioni misurate in falda, non si osserva un particolare miglioramento dal 2014 al periodo 2019-2023.

Nell'Acquifero B (Figura 28) i modelli simulano concentrazioni massime abbastanza simili (sempre inferiori a 10 µg/l), anche se in SIAM2 l'estensione dei pennacchi risulta essere maggiore. Infatti, la sorgente TCM_1 corrisponde a un punto di passaggio di un pennacchio di origine non nota e pertanto il pennacchio continua ad essere alimentato. A valle invece, la coalescenza di pennacchi risulta essere più spostata verso Sud rispetto ad ARPA-PLUMES, piegando verso il comune di Assago. Questo è principalmente dovuto a una lieve differenza nella direzione di flusso nei due modelli, evidente nella piezometria riportata in (Figura 28). In entrambi i casi, i pennacchi impattano diverse centrali di pompaggio lungo il loro percorso (centrali di Chiusabella, Cimabue, San Siro e Abbiategrasso). Tuttavia, tali risultati non risultano essere in accordo con quanto emerge dal confronto delle concentrazioni 2014 rispetto alle mediane 2019-2023 misurate nell'Acquifero B: si osserva infatti un peggioramento dello stato di contaminazione con valori mediani che crescono leggermente in tutte le centrali esaminate. Questa differenza potrebbe essere imputabile a una sottostima della massa di TCM rilasciata dalla sorgente ignota responsabile di quanto riscontrato in TCM_1.

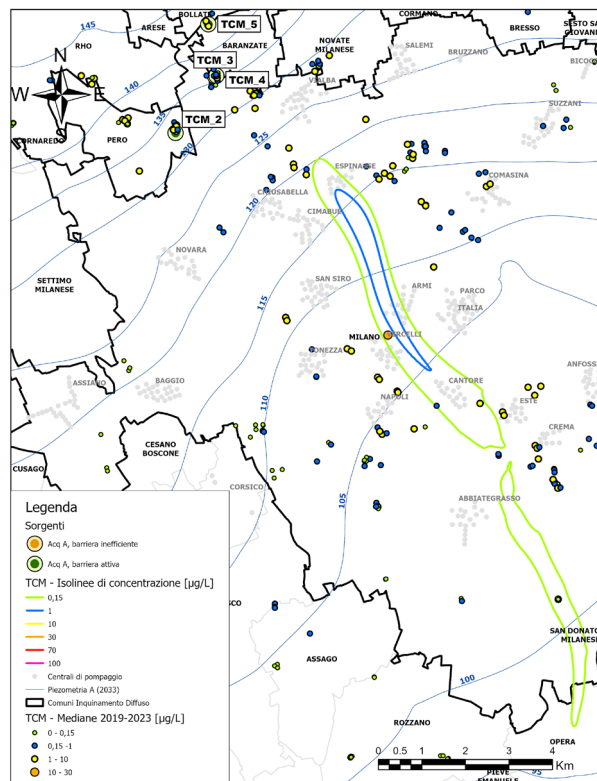
Nel 2033 si prevede una netta diminuzione delle concentrazioni simulate, con un importante restringimento dell'area che presenta concentrazioni superiori ad 1 µg/l.



A) ARPA-PLUMES (2027)

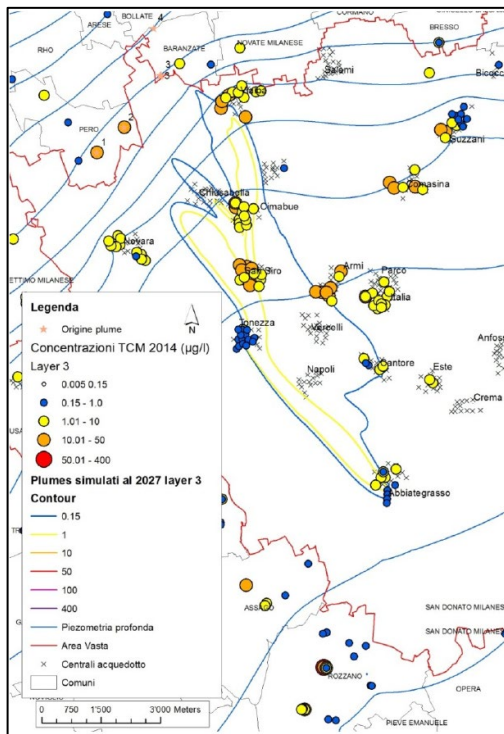


B) SIAM2 (2027)

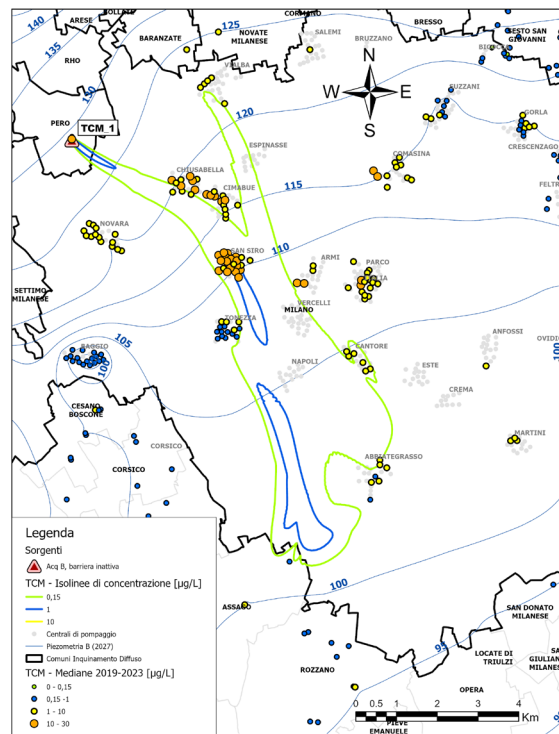


C) SIAM2 (2033)

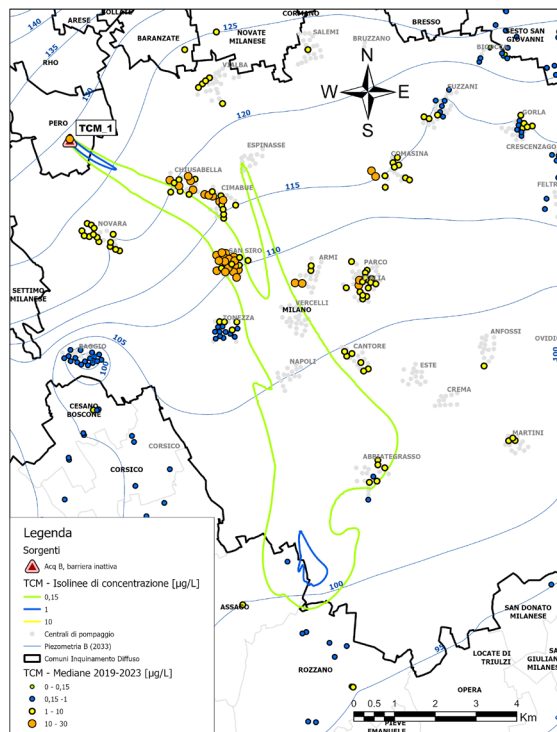
Figura 27 - Confronto dei pennacchi previsionali di TCM simulati nel settore Ovest dell'Acquifero A in: A) ARPA-PLUMES al 2027 (layer 1 del modello), B) SIAM2 al 2027 (layer 1 del modello), C) SIAM2 al 2033 (layer 1 del modello).



A) ARPA-PLUMES (2027)



B) SIAM2 (2027)



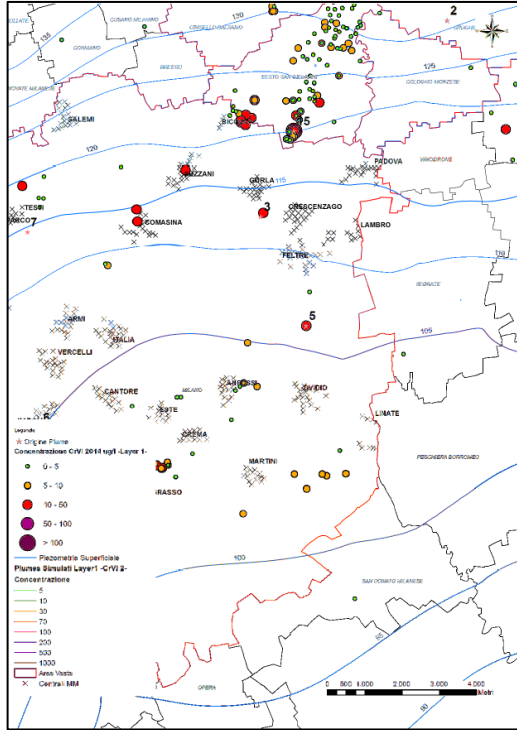
C) SIAM2 (2033)

Figura 28 - Confronto dei pennacchi previsionali di TCM simulati nel settore Ovest dell'Acquifero B in: A) ARPA-PLUMES al 2027 (layer 3 del modello), B) SIAM2 al 2027 (layer 5 del modello), C) SIAM2 al 2033 (layer 5 del modello).

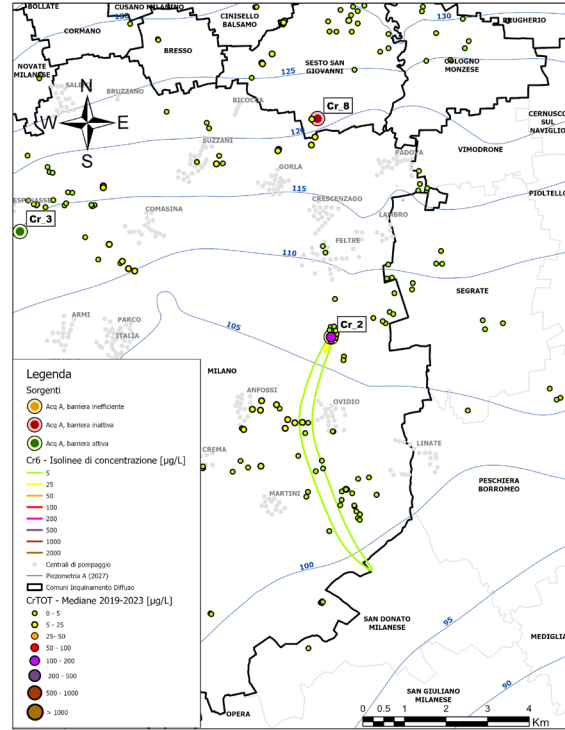
1.9.4 Cr VI – confronto con ARPA-PLUMES (Acquifero A: Scenario 2, sorgenti interrotte. Acquifero B: Scenario 1, sorgenti NON interrotte)

1.9.4.1 Settore Est

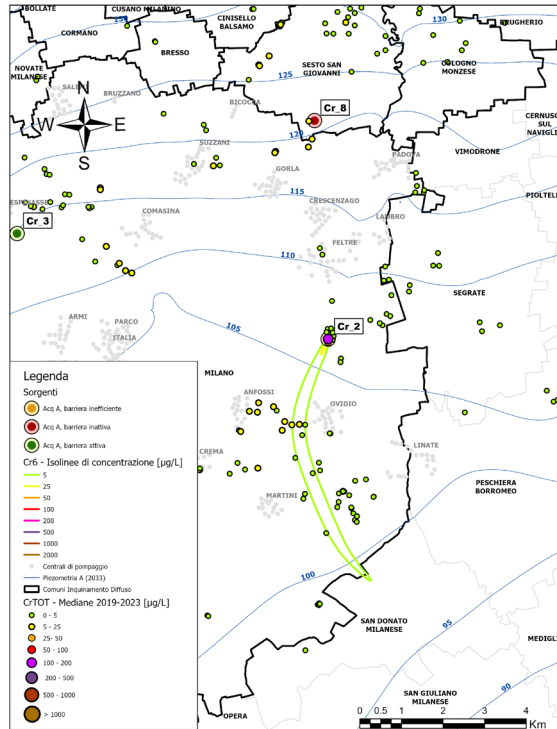
Nel settore Est dell'Acquifero A, analogamente a quanto fatto per la sorgente TCM_6, nel modello ARPA-PLUMES la sorgente Cr_2 è stata disattivata dopo l'avvio di una barriera idraulica che poi in realtà si è rivelata inefficace. In SIAM2, in assenza di dati che confermino l'efficacia del nuovo pozzo di bonifica, la sorgente è stata mantenuta attiva per ragioni di sicurezza. Il pennacchio generato da Cr_2 si muove verso S-E, con una concentrazione massima di 100 µg/l nelle in corrispondenza dell'area sorgente e che invece diminuisce progressivamente con la distanza, mostrando valori inferiori a 25 µg/l per la maggior parte della sua estensione. Anche la sorgente Cr_8 è stata mantenuta attiva in SIAM2, ma le concentrazioni emesse sono inferiori a 15 µg/l; di conseguenza, il pennacchio generato da Cr_8 al 2027 e al 2033 ha un'estensione inferiore a 150 m e una concentrazione massima di 5 µg/l. Secondo le simulazioni ARPA-PLUMES, l'interruzione di tutte le sorgenti consentirebbe l'eliminazione della contaminazione da Cromo VI entro il 2027. Relativamente alle concentrazioni misurate, si osserva un generale miglioramento in questo settore dell'Acquifero A.



A) ARPA-PLUMES (2027)



B) SIAM2 (2027)



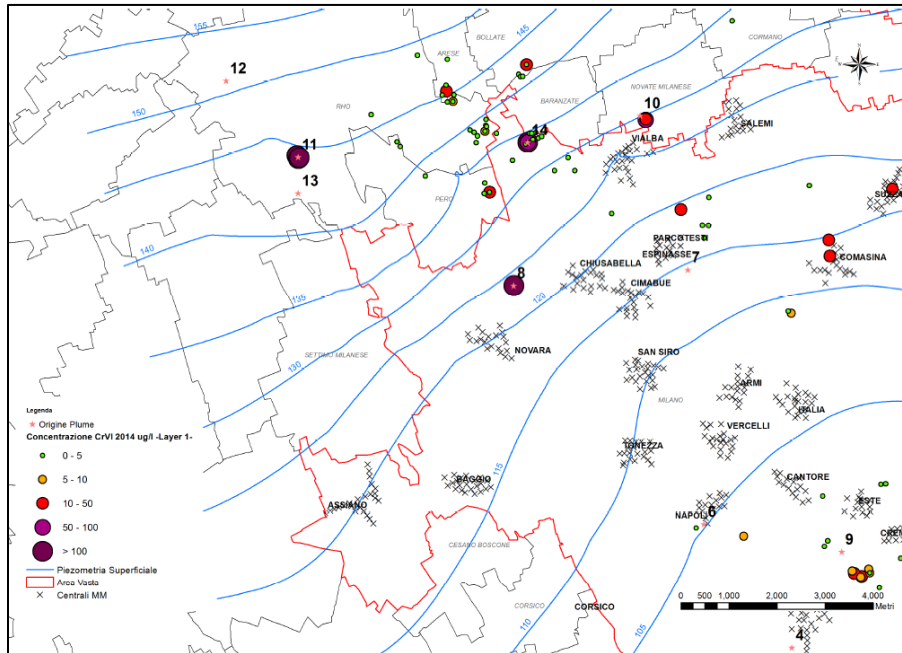
C) SIAM2 (2033)

Figura 29 - Confronto dei pennacchi previsionali di Cr VI simulati nel settore Est dell'Acquifero A in: A) ARPA-PLUMES al 2027 (layer 1 del modello), B) SIAM2 al 2027 (layer 1 del modello), C) SIAM2 al 2033 (layer 1 del modello).

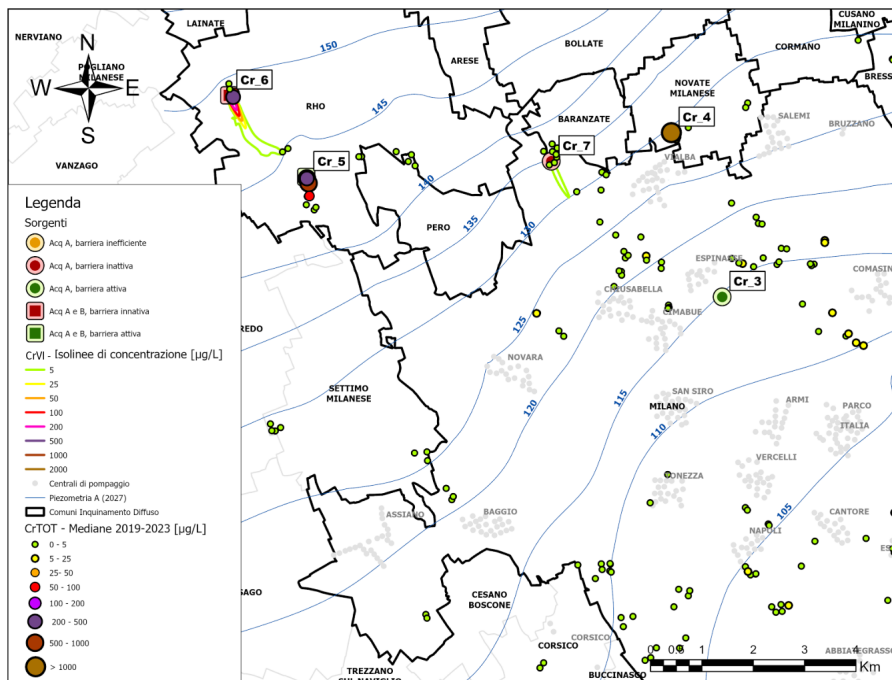
1.9.4.2 Settore Ovest

La Figura 30 mostra la situazione previsionale dell'Acquifero A nel settore Ovest, a seguito dello spegnimento di alcune sorgenti in SIAM2 e di tutte le sorgenti in ARPA-PLUMES. Secondo le simulazioni di ARPA-PLUMES, l'interruzione di tutte le sorgenti consentirebbe l'eliminazione della contaminazione da Cr VI entro il 2027. In SIAM2, data l'assenza di barriere, mantenendo attive le sorgenti Cr_6 e Cr_7 con le concentrazioni del 2023, permangono i due pennacchi corrispondenti, anche se risultano essere poco estesi e con concentrazioni rilevanti (anche superiori ai 100 µg/l) solamente in prossimità della sorgente Cr_6. Al 2033, i pennacchi risultano poco estesi, ma si rilevano tracce di contaminazione da Cr_6 nella zona Ovest del comune di Milano, dovute ad una possibile risalita del pennacchio di contaminazione presente nell'Acquifero B. Le direzioni di flusso NO-SE sono coerenti tra i due modelli. Vista la scarsità di misure di concentrazione nel 2014 relative al cromo nell'Acquifero A, risulta difficile indicare se lo stato della contaminazione è migliorato o peggiorato.

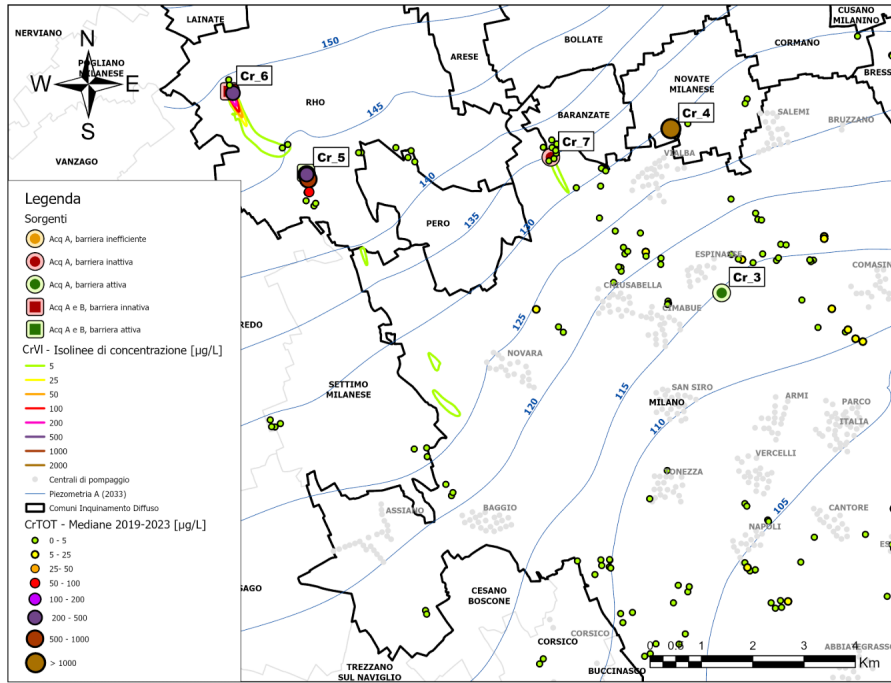
Nel caso dell'Acquifero B in questo settore è stato fatto il confronto con lo Scenario 1 di ARPA-PLUMES, in quanto presso la sorgente Cr_6, molto rilevante in termini di concentrazione, non risulta essere attiva alcuna barriera idraulica. Pertanto, i risultati della simulazione di SIAM2 risultano essere più coerenti con lo Scenario 1 di ARPA-PLUMES (sorgenti non interrotte). Dalla Figura 31 si osserva che, sia nello Scenario 1 di ARPA-PLUMES, sia in SIAM2, al 2027 permane un pennacchio significativo di Cr VI proveniente da Cr_6 nel settore Ovest dell'Acquifero B. Le concentrazioni in prossimità della sorgente raggiungono i 2000 µg/l, con un'estensione rilevante del pennacchio che raggiunge circa 8 km dalla sorgente e una direzione di flusso influenzata dalle centrali di Baggio e Assiano. Le principali differenze tra le simulazioni riguardano l'estensione della contaminazione sopra i 100 µg/l, che risulta molto più ridotta in SIAM2, e l'estensione complessiva del pennacchio, che in ARPA-PLUMES raggiunge la centrale di Tonezza mentre in SIAM2 devia verso le centrali di Baggio e Assiano. Al 2033, il pennacchio riduce il suo impatto sulla centrale di Assiano ma presenta ancora un'ampia estensione areale. In termini di stato della contaminazione si nota un netto miglioramento. Infatti, le concentrazioni rilevate nel 2014 nelle centrali di San Siro, Parco, Italia si riducono notevolmente se confrontate con i valori mediani 2019-2023 mostrando valori inferiori alla CSC. L'unica centrale che, pur migliorando, continua oggi a mostrare presenza di Cr VI, è quella di Novara.



A) ARPA-PLUMES (2027)

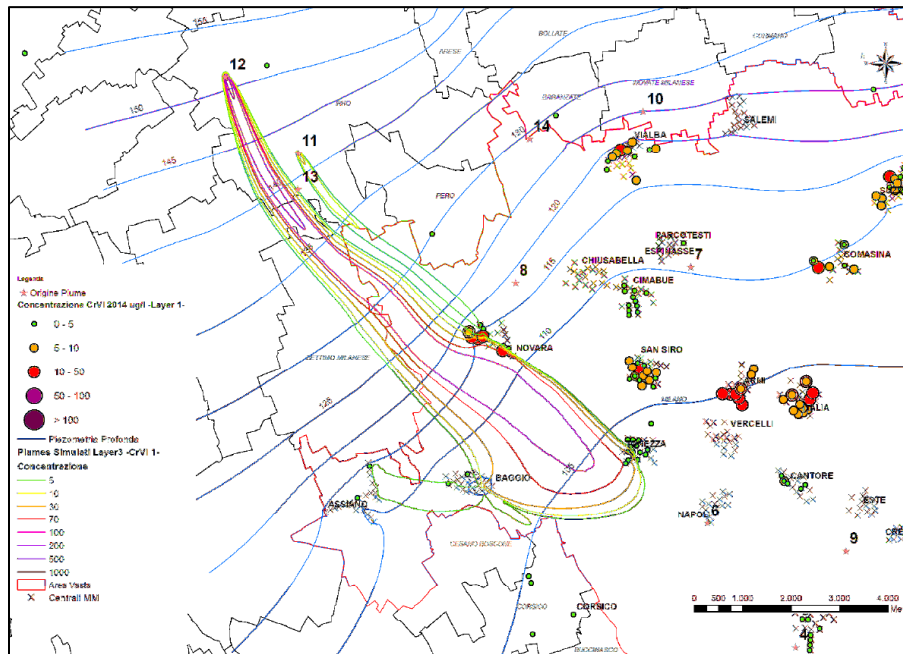


B) SIAM2 (2027)

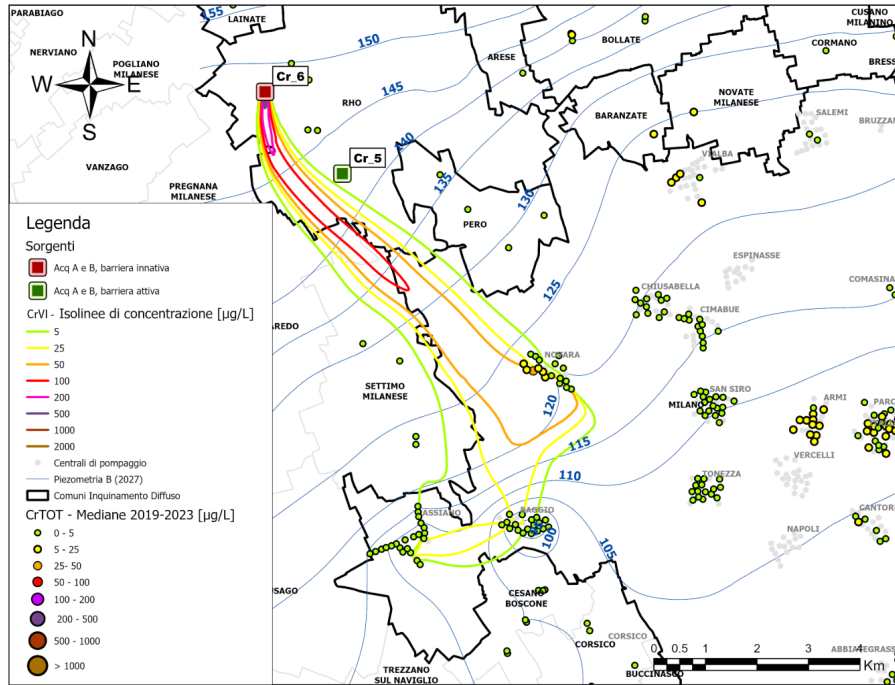


C) SIAM2 (2033)

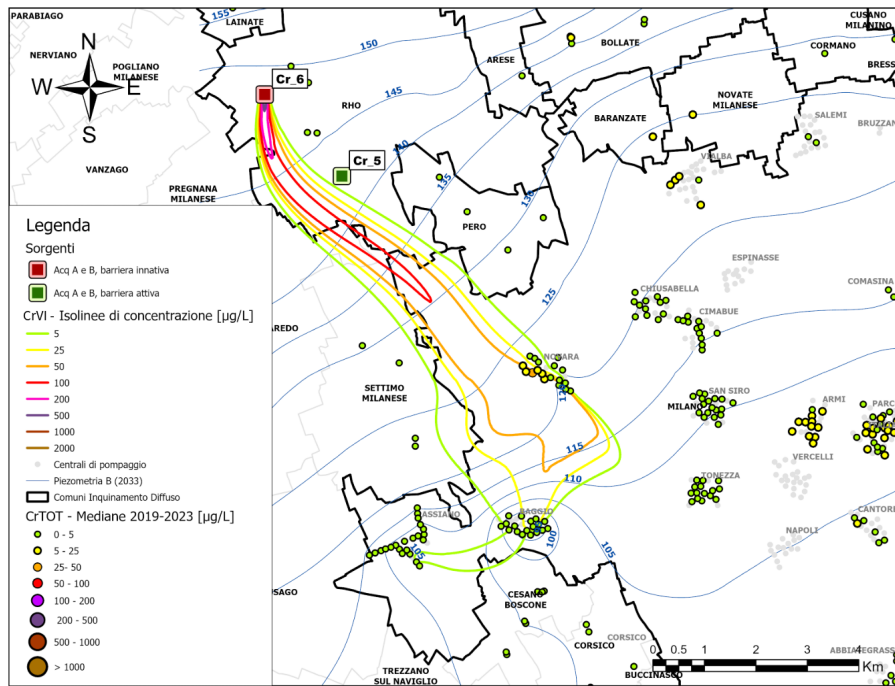
Figura 30 - Confronto dei pennacchi previsionali di Cr VI simulati nel settore Ovest dell'Acquifero A in: A) ARPA-PLUMES al 2027 (layer 1 del modello), B) SIAM2 al 2027 (layer 1 del modello), C) SIAM2 al 2033 (layer 1 del modello).



A) ARPA-PLUMES (2027)



B) SIAM2 (2027)



C) SIAM2 (2033)

Figura 31 - Confronto dei pennacchi previsionali di Cr VI simulati nel settore Ovest dell'Acquifero B in: A) ARPA-PLUMES al 2027 (layer 3 del modello), B) SIAM2 al 2027 (layer 5 del modello), C) SIAM2 al 2033 (layer 5 del modello).

2 PARTE 2 – ANALISI MULTIVARIATA E DEFINIZIONE DEI VALORI DI FONDO ANTROPICO (VFA)

2.1 INTRODUZIONE

In questo paragrafo si presentano le elaborazioni effettuate sia ai fini del completamento del quadro conoscitivo sullo stato complessivo di qualità delle acque sotterranee nell'area oggetto di studio, sia a supporto dell'individuazione degli hot-spot di contaminazione e della definizione dei Valori di Fondo Antropico (VFA).

2.2 IL DATASET IDROCHIMICO INTEGRATO

In questa fase delle elaborazioni si è utilizzato il dataset idrochimico integrato, in cui sono stati fatti convergere i dati dei gestori del Servizio Idrico integrato (CAP, MM, ALFA e Brianza Acque) e quelli di ARPA Lombardia disponibili, relativi all'area di studio (descritta nella PARTE 1 – della relazione). Il dataset risultante, costituito da una matrice di circa 200.000 record corrispondenti a loro volta a 15 parametri, è stato analizzato mediante i metodi descritti nel Par. 2.3.

2.3 METODI DI ANALISI UTILIZZATI

La fase di elaborazione statistica effettuata fa ampio uso di tecniche esplorative chemometriche quali l'analisi delle componenti principali (PCA), l'analisi fattoriale (FA) e l'analisi dei cluster (CA). Seguono delle brevi descrizioni sulle principali tecniche di analisi utilizzate. Trattandosi di tecniche sofisticate e relativamente diffuse, è opportuno far riferimento a testi specifici (Afifi et al., 2003; Fabbris, 1997) per l'approfondimento degli aspetti teorici e matematici della loro applicazione. Saranno pertanto forniti pochi elementi caratterizzanti le tecniche dal punto di vista teorico-applicativo.

2.3.1 Analisi delle Componenti Principali (PCA) e Fattoriale (FA)

L'Analisi delle Componenti Principali, come altri strumenti di analisi ereditati dalla psicologia quantitativa, è una tecnica statistica "esplorativa". La caratteristica comune di queste tecniche è quella di non fare alcuna distinzione a priori tra variabili dipendenti ed indipendenti, ma, considerando tutte le variabili come un gruppo unico di soggetti, di esaminarne la struttura delle relazioni reciproche. Si tratta di una tecnica di analisi multivariata che ha come principale obiettivo quello di "ridurre" i fattori in gioco (che nella PCA sono chiamati componenti) nella descrizione di un determinato fenomeno. La qualità di un acquifero è l'espressione di molti fattori. Considerando solo la chimica dell'acqua, infatti, troveremmo che alcuni costituenti sono l'espressione della composizione del terreno che lo contiene, mentre altri possono essere l'effetto delle attività umane che interessano il suo bacino, quali le attività agricole o industriali. Il legame con la singola sorgente dei costituenti chimici presenti nell'acqua può essere individuato sulla base delle loro reciproche relazioni. In pratica se nitrati, solfati, conducibilità, sodio e

potassio sono l'espressione dell'idrochimica dell'acquifero, questi risulteranno correlati fra loro e verranno collocati dalla tecnica che stiamo esaminando all'interno di un medesimo fattore che potremmo definire "matrice chimica dell'acquifero". In questo senso, perciò, la tecnica di analisi funziona all'inverso dell'esempio appena fatto; infatti, il suo scopo è quello di risalire ai fattori o componenti sfruttando l'informazione disponibile sulle correlazioni esistenti tra i parametri chimici. La base di partenza dell'analisi è la matrice di correlazione che contiene tutti i coefficienti di correlazione bivariata delle variabili di partenza. Il coefficiente di correlazione lineare di Pearson (r) misura la forza dell'associazione tra due variabili quantitative:

$$r = \frac{\sum (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})}{\sqrt{[\sum (X_i - \bar{X})^2] \cdot [\sum (Y_i - \bar{Y})^2]}} \quad (1)$$

Il numeratore della su menzionata espressione è noto come covarianza e si indica come $\text{cov}(x,y)$.

$$\text{cov}(x,y) = \sum (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y}) \quad (2)$$

E quindi esprimendo così la covarianza, dal momento che i due termini presenti al denominatore sono le deviazioni standard rispettivamente della variabile (y) e (x), il coefficiente di correlazione r può anche essere indicato come:

$$r = \frac{\text{cov}(x,y)}{\sigma_x \sigma_y} \quad (3)$$

Come si è detto, la matrice di correlazione è generalmente la base di partenza di un'Analisi delle Componenti Principali. Talvolta può essere utilizzata in alternativa la matrice di covarianza. In generale però il coefficiente di correlazione è preferito, perché essendo un indice normalizzato e variabile tra -1 e 1 , consente di gestire variabili misurate su scale diverse (es. il contenuto di calcio e magnesio e la conducibilità elettrica). L'obiettivo dell'analisi è quello di arrivare a determinare una serie di combinazioni lineari del tipo:

$$F1 = w11X1 + w12X2 + \dots + w1kXk \quad (4)$$

$$F2 = w21X1 + w22X2 + \dots + w2kXk \quad (5)$$

che definiscano ciascun fattore. In queste espressioni le X sono le k variabili che compongono la tabella dati di partenza mentre i termini w sono i pesi relativi (anche detti coefficienti fattoriali) di ciascuna variabile nei confronti di ciascun fattore o componente. Un'importante caratteristica di questi fattori (o componenti) sta nel fatto che i pesi w relativi alle variabili che li individuano sono scelti in modo tale da esprimere il massimo della variabilità del campione e dal secondo fattore (o componente) estratto in poi, il requisito successivo è l'ortogonalità ovvero la

mancanza di correlazione con i fattori precedentemente estratti. Il vincolo dell'ortogonalità implica che la varianza spiegata dai fattori successivi al primo sia via via sempre minore. Se quindi esiste davvero una struttura latente nei dati, la maggior parte della variabilità dovrebbe essere spiegata già dai primi fattori. In estrema sintesi, l'obiettivo della PCA è proprio quello di "spiegare" la variabilità di una matrice dati in termini di fattori soggiacenti o variabili "latenti" (le componenti appunto), ortogonali tra loro, che riducano la ridondanza dell'informazione contenuta nella matrice originaria.

Chiarito l'obiettivo della PCA, un problema successivo all'estrazione dei fattori (che generalmente si pone per questa e per altre tecniche fattoriali affini) è quello di decidere quanti dei fattori estratti prendere in considerazione. Diversi criteri sono stati proposti in proposito. Uno dei criteri più utilizzati per scartare fattori in esubero è quello di considerare solo i fattori caratterizzati da autovalori (o eigenvalues) uguali a uno. L'autovalore o eigenvalue può tranquillamente essere inteso come la quantità di variabilità (e quindi, in statistica, la varianza) spiegata da ciascun fattore. Il criterio dell'eigenvalue uguale a uno è dovuto al fatto che l'analisi trasforma le variabili di partenza in variabili standardizzate, di media uguale a zero e deviazione standard uguale a 1, la varianza totale spiegata da tutti fattori estratti (ovvero la somma degli eigenvalue) sarà uguale alla somma delle variabili, anche se risulterà ripartita diversamente su ciascuno dei fattori estratti. Un eigenvalue di valore inferiore ad 1, quindi, verrebbe a spiegare meno del contributo di una singola variabile e, per questo motivo, è ragionevole pensare di scartarlo. Un altro criterio piuttosto diffuso per decidere quanti fattori considerare è quello dello Scree test. Lo Scree test (Figura 32) si basa su una valutazione "qualitativa" della progressiva perdita di informazione nei fattori di livello superiore al primo. Nel caso della Figura 32, per esempio, lo Scree plot suggerirebbe di scartare tutti i fattori dal 5 in su, zona del grafico in cui la curva si appiattisce decisamente. Utilizzando il criterio dell'eigenvalue minore di 1, si dovrebbe escludere anche il fattore numero 4.

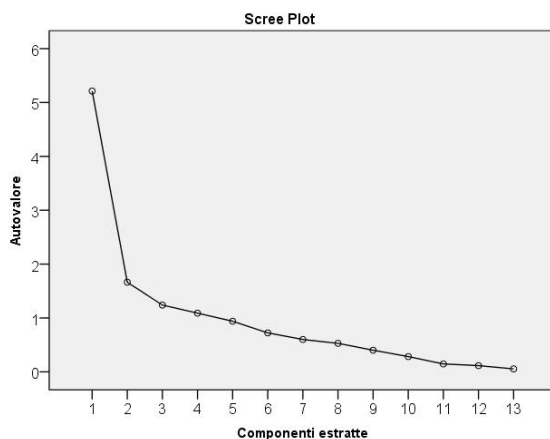


Figura 32 - Scree Plot di una Analisi delle Componenti Principali

Il grafico dei pesi fattoriali è sicuramente la visualizzazione geometrica più comunemente utilizzata per sintetizzare i risultati di un'Analisi delle Componenti Principali. In pratica i pesi fattoriali sono l'espressione più diretta del peso delle variabili sui fattori, sono cioè i coefficienti standardizzati (β) della regressione multipla che

individua ciascun fattore. Quando i fattori sono ortogonali, come nella PCA, questi coefficienti sono equivalenti a dei coefficienti di correlazione: un peso fattoriale di 0,7 indica una forte correlazione tra la variabile a cui il peso appartiene e il fattore a cui il peso si riferisce. La Tabella 9 mostra un esempio di tabella dei pesi fattoriali relativi ad un'analisi PCA che ha consentito l'estrazione di 4 componenti.

Tabella 9 - Pesi fattoriali relativa ad una analisi PCA in cui sono state estratte 4 componenti. Sono riportati in grassetto i pesi fattoriali maggiori di 0,5

	Componente			
	1	2	3	4
Ca	0,909	-0,288	-0,038	-0,023
Cl	0,828	0,295	0,151	-0,114
Conducibilità	0,975	-0,051	0,038	-0,067
Cr TOT	0,138	-0,221	0,444	0,563
Mg	0,705	-0,429	-0,094	-0,024
NO3-	0,714	-0,153	0,072	0,184
pH	-0,529	0,301	0,432	-0,241
K	0,560	0,285	0,083	-0,334
Residuo secco	0,975	-0,105	-0,013	-0,047
Na	0,605	0,672	0,003	-0,084
SO4-	0,866	0,166	0,065	0,079
TCE	0,109	0,520	-0,492	0,623
TCM	0,027	0,162	0,636	0,294

Talvolta è utile rappresentare i pesi fattoriali nello spazio stesso delle componenti attraverso il grafico dei pesi fattoriali (Figura 33). Generalmente si rappresentano i pesi fattoriali relativi alle componenti che spiegano la maggior parte della varianza (e quindi soprattutto le prime) ed il principale vantaggio del grafico è quello di fornire una rappresentazione visiva, e quindi immediata, delle correlazioni esistenti tra le variabili.

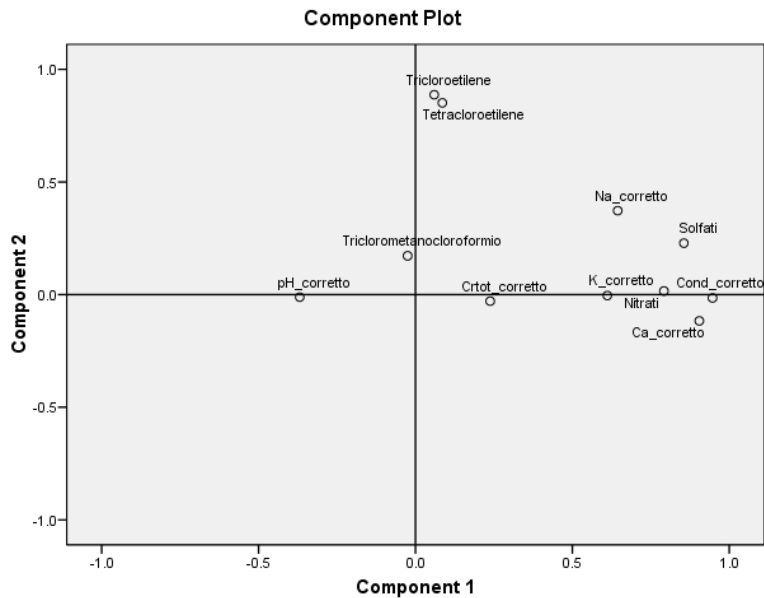


Figura 33 - Pesì fattoriali relativo all'analisi delle componenti principali riportata in Tabella 9. Sono riportate solo le prime due componenti

In alcuni casi la soluzione ricavata in base all'estrazione delle componenti principali non risulta del tutto soddisfacente ai fini dell'interpretazione delle componenti stesse. In questi casi è possibile passare dalla soluzione trovata in base al metodo delle componenti principali (PCA) a quella di un'analisi fattoriale (FA). Le componenti trovate in ragione della prima estrazione possono infatti essere ruotate attraverso diversi criteri di rotazione (Figura 34).

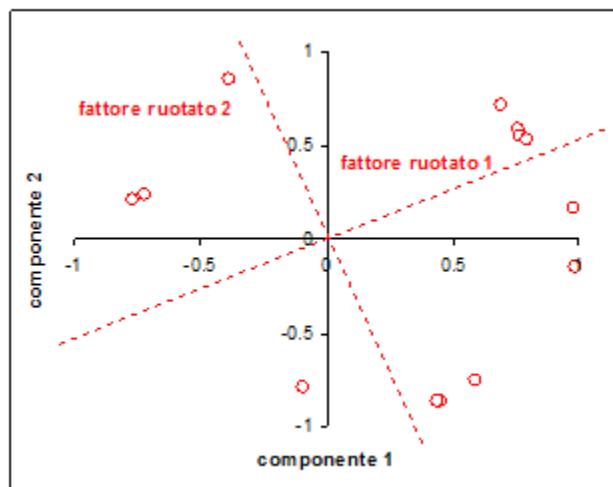


Figura 34 - Rotazione di Fattori. L'ortogonalità degli assi viene mantenuta (VARIMAX)

La rotazione viene generalmente utilizzata per massimizzare il significato o il senso fisico espresso dalle singole componenti estratte e può essere effettuata mediante criteri diversi che, in alcuni casi, possono anche implicare la perdita dell'ortogonalità. In generale il criterio di rotazione adottato dovrebbe portare a soddisfare le seguenti condizioni:

- ridistribuire la variabilità spiegata tra i fattori;
- massimizzare il contributo (peso fattoriale) delle variabili rispetto ad un unico fattore.

Talvolta queste condizioni vengono soddisfatte già dalla soluzione trovata con la PCA senza necessità di alcuna rotazione. Altre volte la rotazione permette una migliore interpretazione dei risultati della PCA. Fra i criteri di rotazione proposti (in genere 4 o 5) quello più utilizzato è il criterio VARIMAX. La VARIMAX (Figura 34) è una rotazione ortogonale che porta a massimizzare la varianza spiegata dai nuovi assi "ruotati" verso le variabili che avevano il peso fattoriale più alto rispetto alle componenti originarie.

2.3.2 Analisi dei Cluster (CA)

Se l'obiettivo di un'analisi fattoriale è quello di una riduzione delle variabili in gioco, l'obiettivo di un'Analisi dei Cluster è quello di segmentare l'insieme degli oggetti che si sta studiando (ad esempio un insieme di misure di qualità provenienti da punti di monitoraggio differenti) e di raggrupparne le unità che si somigliano (ovvero che presentano caratteristiche di concentrazione dei parametri di qualità simili). L'Analisi dei Cluster si fonda quindi su un concetto di similarità che viene valutato attraverso indici metrici di somiglianza o di distanza. Di metriche di similarità ne esistono diverse varianti, fra cui le più note sono quelle appartenenti alla cosiddetta famiglia delle distanze di Minkowski:

$$d(\mathbf{x}_i, \mathbf{x}_j) = \sqrt[p]{\sum_{k=1}^q |\mathbf{x}_{ik} - \mathbf{x}_{jk}|^p} \quad (6)$$

alla quale appartengono anche la Distanza City-Block:

$$d_1(\mathbf{x}_i, \mathbf{x}_j) = \sum_{k=1}^q |\mathbf{x}_{ik} - \mathbf{x}_{jk}| \quad (7)$$

e la Distanza Euclidea:

$$d_2(\mathbf{x}_i, \mathbf{x}_j) = \sqrt{\sum_{k=1}^q (\mathbf{x}_{ik} - \mathbf{x}_{jk})^2} \quad (8)$$

che sono fra le metriche di somiglianza più comunemente utilizzate. Attraverso queste metriche, può essere ottenuta una matrice di similarità che racchiude l'informazione sulle somiglianze, a due a due, tra le unità statistiche che compongono il campione. A questo punto entra in gioco l'algoritmo di clustering – di cui anche in questo caso esistono diverse varianti – che raggruppa le unità fra loro più simili. In generale si parla di metodi gerarchici o non gerarchici. Entrambi presentano vantaggi e svantaggi la cui analisi esula dagli scopi di questa relazione. Si faccia ancora riferimento a testi specifici (es. (Afifi et al., 2003; Fabbris, 1997)) per una trattazione approfondita dell'argomento. Nel caso del **metodo gerarchico**, la procedura di segmentazione o clustering si sviluppa per fasi ordinate in cui i due oggetti (unità o gruppi di unità) più omogenei tra loro in base alla misura di distanza o similarità vengono di volta in volta aggregati. La base di partenza è quindi, come anticipato, la matrice di distanza o similarità:

$$\mathbf{D} = \begin{pmatrix} 0 & d(x_1, x_2) & \dots & d(x_1, x_n) \\ & 0 & \dots & d(x_2, x_n) \\ & & \ddots & \vdots \\ & & & 0 \end{pmatrix} \quad (9)$$

Sulla base di questa, l'algoritmo di segmentazione individua le due unità caratterizzate dalla distanza minore (e quindi dalla somiglianza maggiore) ad ogni step e le raggruppa facendole diventare un "cluster" rispetto al quale ricalcolare tutte le distanze. Occorre a questo punto che sia definita la regola di aggregazione per gli insiemi derivanti dalle unità combinate (cluster).

Definita la metrica di somiglianza e la regola di aggregazione l'analisi ha inizio con i seguenti step:

- 1° fase: si considerano le n unità come cluster elementari;
- 2° fase: si scelgono, osservando la matrice di distanze, i due elementi più vicini che vengono aggregati e formano il primo cluster composto;
- 3° fase: si ricalcola la matrice di distanze ridotta e si ripetono i primi due step in modo gerarchico fino ad ottenere un unico cluster finale che raccoglie tutte le unità.

L'espressione grafica di questo modo di procedere è il dendrogramma (Figura 35):

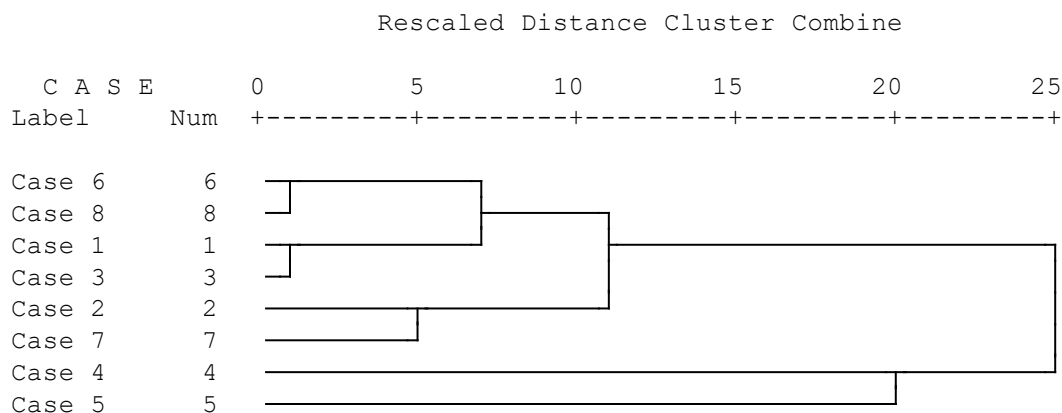


Figura 35 - Dendrogramma

Dalla Figura 35, infatti, è possibile desumere ad esempio come i casi 6 e 8 e 1 e 3 siano quelli più simili tra loro e come siano stati i primi ad essere raggruppati, prima a coppie: 6-8 e 1-3 e poi, dopo l'unione dei casi 2 e 7, come insieme di 4. Il raggruppamento termina quando la coppia 2-7 diventa parte dell'insieme 6-8-1-3 e si forma la coppia 4-5. A questo punto, infatti, viene formato il gruppo unico che racchiude tutte le 8 unità originarie. Naturalmente il gruppo unico, pur essendo il termine dell'analisi dei cluster, non è l'obiettivo finale in quanto molto più interessanti sono le coppie e i gruppi che si formano nei primi stadi. Così come lo *Scree plot*, per l'Analisi Fattoriale, era lo strumento grafico per decidere quanti fattori portarsi dietro ad analisi conclusa, il dendrogramma, nell'Analisi dei Cluster gerarchica, costituisce una guida nel decidere quanti gruppi considerare. Nel caso di Figura 4 per esempio, considerando una distanza di circa 8 come quella che consente di ritenere i gruppi adeguatamente omogenei, ci si potrebbe fermare ad una soluzione di 4 gruppi che verrebbe ad essere così costituita: gruppo 1 (6-8-1-3), gruppo 2 (2-7), gruppo 3 (4), gruppo 4 (5).

Il **metodo delle k-medie (K-means)** è il più diffuso metodo di segmentazione della famiglia dei metodi non gerarchici. L'algoritmo K-means produce un'unica soluzione per il numero di cluster richiesti, che deve perciò essere specificato dall'utente **prima** di effettuare l'analisi. Ogni caso viene assegnato al cluster con la distanza minore tra il caso ed il centro del cluster (centroide). Sulla base della definizione iniziale del numero di cluster attesi, il metodo K-means prevede infatti, attraverso una procedura di randomizzazione, la definizione di centri iniziali per gli n cluster. A partire da questa situazione iniziale i centri dei cluster si modificano iterativamente e per approssimazioni successive ogni qualvolta che al cluster viene assegnata una nuova unità. Quando lo spostamento dei centri dei cluster diventa minore di una soglia prefissata, la segmentazione si ferma e la soluzione viene raggiunta. Questo metodo è particolarmente efficiente quando il numero di casi è molto elevato, in quanto richiede una minore quantità di memoria e un minor tempo di elaborazione rispetto al metodo gerarchico. **Indipendentemente dal metodo di clustering utilizzato, la valenza di questa analisi è quella di evidenziare casistiche omogenee e per converso identificare i casi estremi (outliers). Quando sono presenti degli outliers, infatti, la segmentazione li inserisce in cluster separati consentendo perciò la loro rapida identificazione.** A titolo di esempio, la Figura 36

mostra il grafico a scatola che rappresenta la distribuzione complessiva delle misure di tetracloroetilene presenti nel dataset. Si noti come la scala dei valori sia logaritmica e come siano presenti un gran numero di valori esterni al corpo della scatola. La scatola contiene infatti il 50% delle misure, comprese tra il valore del 75° e del 25° percentile. La linea centrale è il valore mediano e i valori minimo e massimo, distanti dal valore mediano meno di 1.5 volte la distanza interquartile (ITQ: 75° percentile – 25° percentile) sono rappresentati come barre di errore. **Tutti i valori esterni alla scatola e alle barre di errore possono ritenersi degli outliers.**

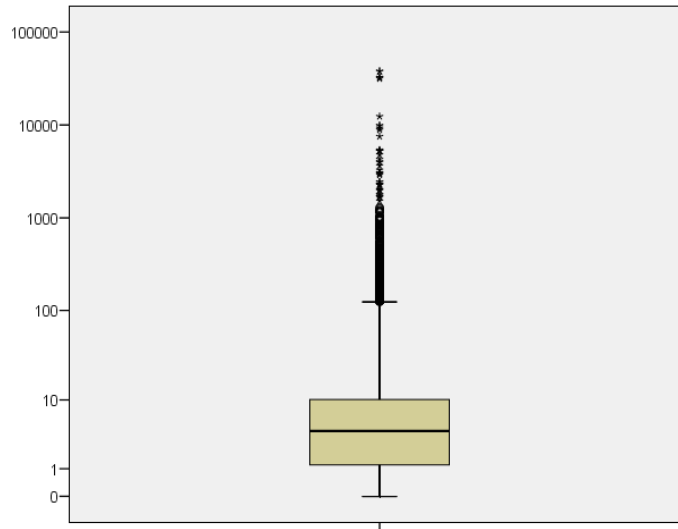


Figura 36 - Distribuzione complessiva dei valori del TCE

Successivamente all'identificazione dei cluster (in questo caso definiti inizialmente uguali a 15) la distribuzione dei valori nei cluster risulta molto più omogenea e spiccano moltissimi cluster (12 su 15) costituiti dai pochi casi estremi (vedi Figura 37). Questa analisi, infatti, porta a identificare 3 cluster principali (cluster 1, 4 e 7) rappresentanti più del 99,9% di tutti i valori.

a)

Number of Cases in each Cluster

Cluster	1	28845
	2	1
	3	1
	4	56
	5	2
	6	2
	7	460
	8	9
	9	2
	10	4
	11	1
	12	3
	13	1
	14	1
	15	1
Valid		29389

b)

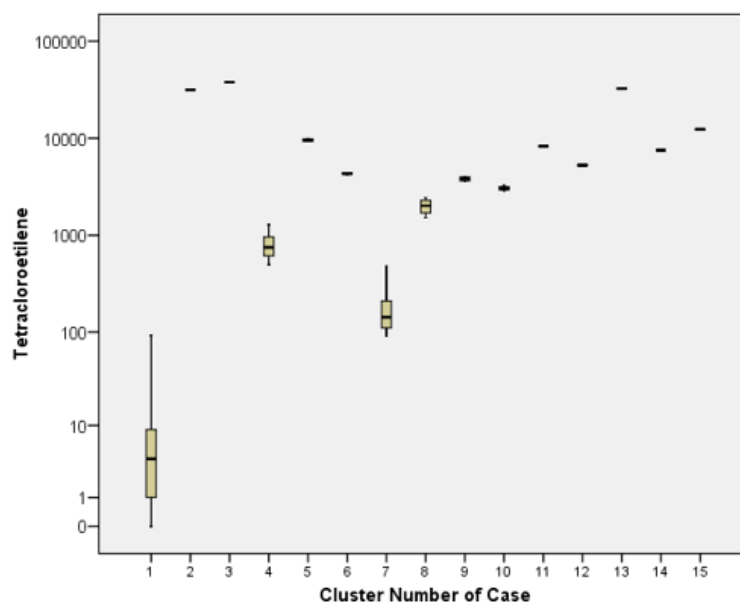


Figura 37 - a) Tabella delle frequenze dei casi appartenenti ai 15 cluster trovati dalla CA; b) grafici a scatola rappresentanti la distribuzione dei valori del tetracloroetilene all'interno dei cluster

Una volta individuati i gruppi, se ne dovranno analizzare i profili. Questo può essere fatto valutando per ogni gruppo la media di tutte le variabili utilizzate, la loro deviazione standard e qualunque altro indicatore statistico ritenuto utile (vedi Tabella 10). Per esempio, nel caso dei 3 cluster principali derivanti dall'analisi del tetracloroetilene è interessante valutarne la collocazione geografica nell'area di studio attraverso il comune di appartenenza.

Tabella 10 - Statistiche riassuntive dei 3 cluster principali identificati in base alla CA effettuata sui valori di TCE

Numero cluster del caso	Media	Mediana	Dev. Standard	Minimo	Massimo	N
1	7,597	4,000	11,299	0,005	92,100	28845
4	784,520	753,000	214,093	498,000	1290,000	56
7	176,414	142,850	87,659	92,200	480,000	460
Totale	11,724	4,000	43,729	0,05	1290,000	29361

I grafici di Figura 38 rappresentano rispettivamente la distribuzione dei valori (a) e le frequenze dei comuni di appartenenza (b) nei 3 cluster principali.

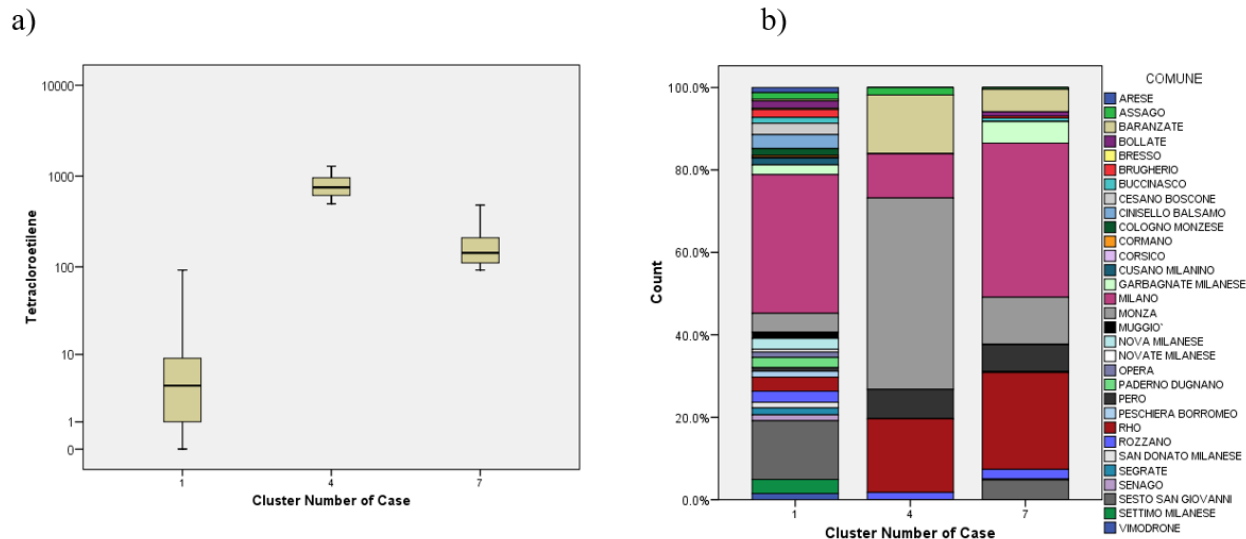


Figura 38 - Tabella delle frequenze dei casi appartenenti ai 15 cluster trovati dalla CA; b) grafici a scatola rappresentanti la distribuzione dei valori del tetracloroetilene all'interno dei cluster

È possibile osservare come nel caso del cluster 1, rappresentato da valori mediamente bassi (4-7,6 microgrammi/l) e da più del 98% dei valori, la distribuzione dei comuni di appartenenza sia molto variegata e rispecchi la distribuzione dei punti sul territorio dell'area studiata con la predominanza delle aree del comune di Milano e di Sesto San Giovanni. Nel caso degli altri due cluster caratterizzati da valori molto più elevati, la caratterizzazione risulta molto più netta sui comuni connotati dalla maggior presenza di hot-spot di contaminazione (es. Baranzate, Monza, Pero, Rho per il piccolo cluster 4 caratterizzato dai valori più elevati e Baranzate, Garbagnate, Milano, Monza, Pero, Rozzano e Rho per il cluster 7).

2.4 AREA DEL MILANESE - ANALISI DEI CLUSTER MONOPARAMETRO PER L'INDIVIDUAZIONE DEGLI HOT-SPOT E PRIMA IDENTIFICAZIONE DELLA COMPONENTE DIFFUSA

L'Analisi dei Cluster applicata ai valori misurati di PCE, TCM e Cr TOT estratti dal dataset integrato ha consentito di individuare gli "hot-spot" di contaminazione presenti nell'area investigata e di delineare una prima definizione della componente diffusa. In ragione della consistenza del dataset idrochimico integrato (più di 14000 record per parametro, vedi Tabella 11) si è preferito far riferimento al metodo non gerarchico dell'Analisi dei Cluster *K-means*.

Tabella 11 - Consistenza (numero di casi) del dataset idrochimico integrato utilizzato per l'Analisi dei Cluster monoparametro

	Parametro			
	TCM	Cr-tot	PCE	TCE
2015	1331	1622	1334	1329
2016	1382	1636	1384	1374
2017	1293	1526	1333	1330
2018	1771	1930	1996	1996
2019	1973	2147	2202	2200
2020	1804	1919	2027	2025
2021	1757	1993	1895	1893
2022	1458	1431	1605	1575
2023	1380	1702	1504	1497
Totale	14149	15906	15280	15219

L'analisi è stata effettuata utilizzando la distanza euclidea come metrica di somiglianza e fissando a 12 i K centri iniziali della prima ripartizione random del dataset. L'analisi è stata pertanto effettuata una prima volta a partire da 12 centri iniziali selezionati attraverso una procedura di randomizzazione, e una seconda volta utilizzando come centri iniziali di questa seconda analisi i centri finali dei 12 cluster identificati in base al primo run di analisi. La Tabella 12 riporta la consistenza dei cluster trovati in base a questa seconda analisi K-means.

Tabella 12 - Numerosità dei cluster identificati in base all'analisi K-means

	Parametro			
	TCM	Cr-tot	PCE	TCE
1	11826	1	27	2
2	61	1	1	1
3	2	15862	1	1
4	7	11	8	15185
5	1149	1	1	2
6	30	2	548	1
7	2	4	1	1
8	746	1	2	1
9	35	1	4	1
10	15	20	1	2
11	37	1	151	2
12	239	1	14535	20
Total	14149	15906	15280	15219

Si può osservare come per quasi tutti i parametri esista un cluster di maggiori dimensioni (> 95% dei casi), con l'unica eccezione del TCM per il quale, oltre al cluster dominante che contiene più del 80% delle misure, esiste un cluster diffuso minoritario che costituisce all'incirca l'8% del campione complessivo (Tabella 13), caratterizzato da valori dell'ordine dei 5 µg/l. I rimanenti cluster minoritari, potenzialmente degli hot-spot, sono stati sottoposti ad ulteriore approfondimento e rimossi dal calcolo delle mediane.

Tabella 13 - Numerosità percentuale dei casi nei cluster identificati in base all'analisi K-means

Cluster	Parametro			
	TCM	Cr-tot	PCE	TCE
1	83,6%	0%	0,2%	0%
2	0,4%	0%	0%	0%
3	0%	99,7%	0%	0%
4	0%	0,1%	0,1%	99,8%
5	8,1%	0%	0%	0%
6	0,2%	0%	3,6%	0%
7	0%	0%	0%	0%
8	5,3%	0%	0%	0%
9	0,2%	0%	0%	0%
10	0,1%	0,1%	0%	0%
11	0,3%	0%	1%	0%
12	1,7%	0%	95,1%	0,1%

La Figura 8 mostra la distribuzione dei valori di Cloroformio per cluster. Si può notare come il cluster dominante sia quello caratterizzato dalle minori concentrazioni (cluster 12), caratteristica comune a quella degli altri parametri (da Figura 39 a Figura 42).

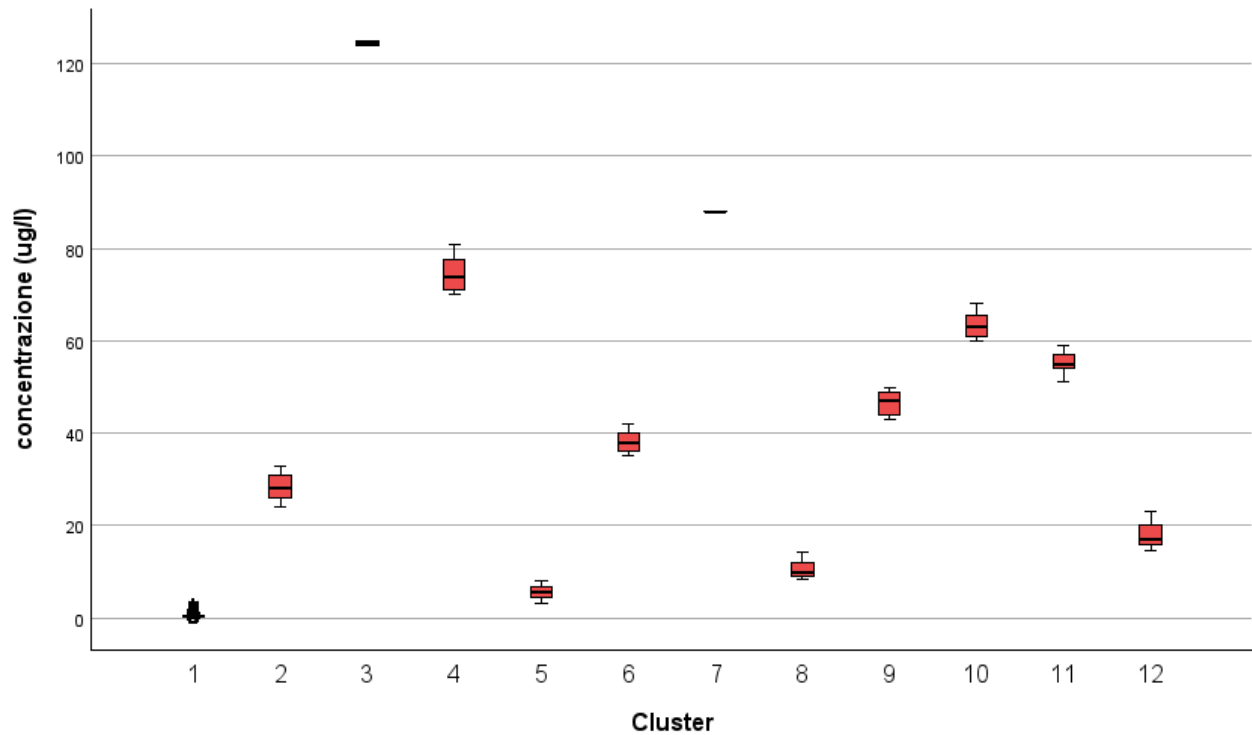


Figura 39 - Grafici a scatola rappresentanti la distribuzione dei valori del TCM all'interno dei 12 cluster. Si evidenzia facilmente la differenza di scala dei valori appartenenti al cluster 1 (ascrivibile alla componente diffusa) con quella degli altri cluster

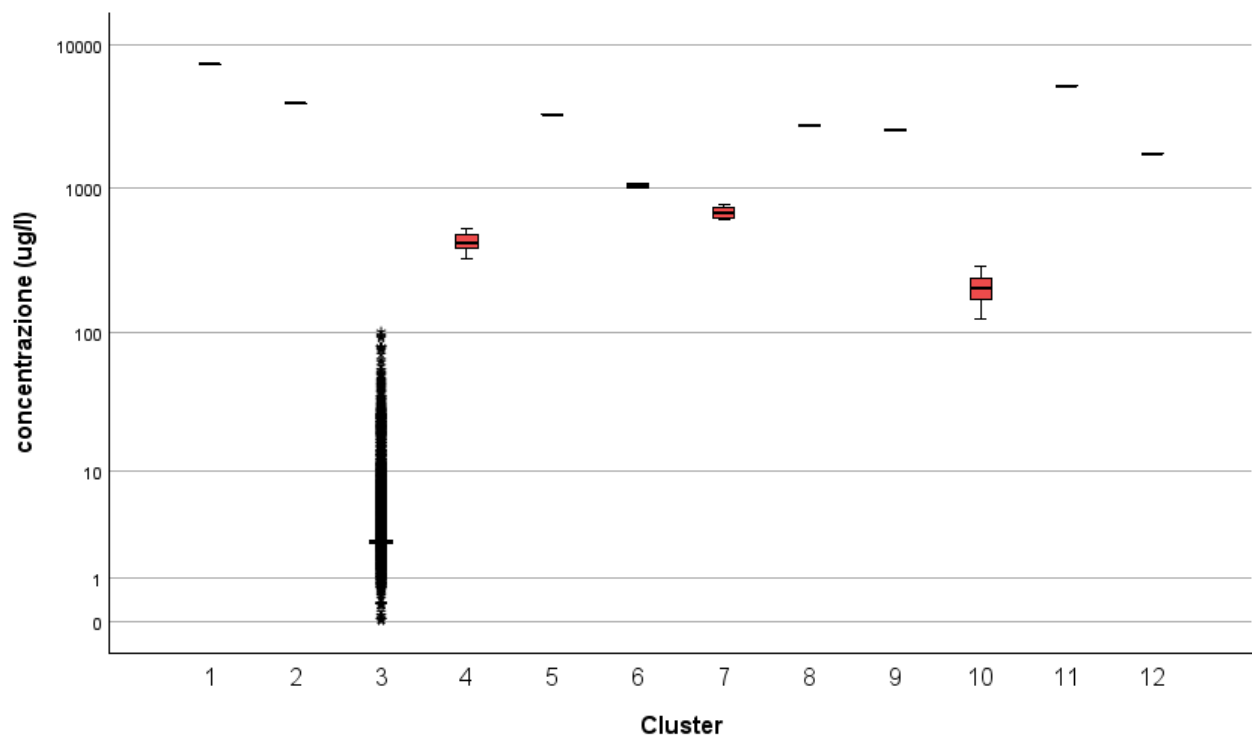


Figura 40 - Grafici a scatola rappresentanti la distribuzione dei valori del Cr TOT all'interno dei 12 cluster (scala logaritmica)

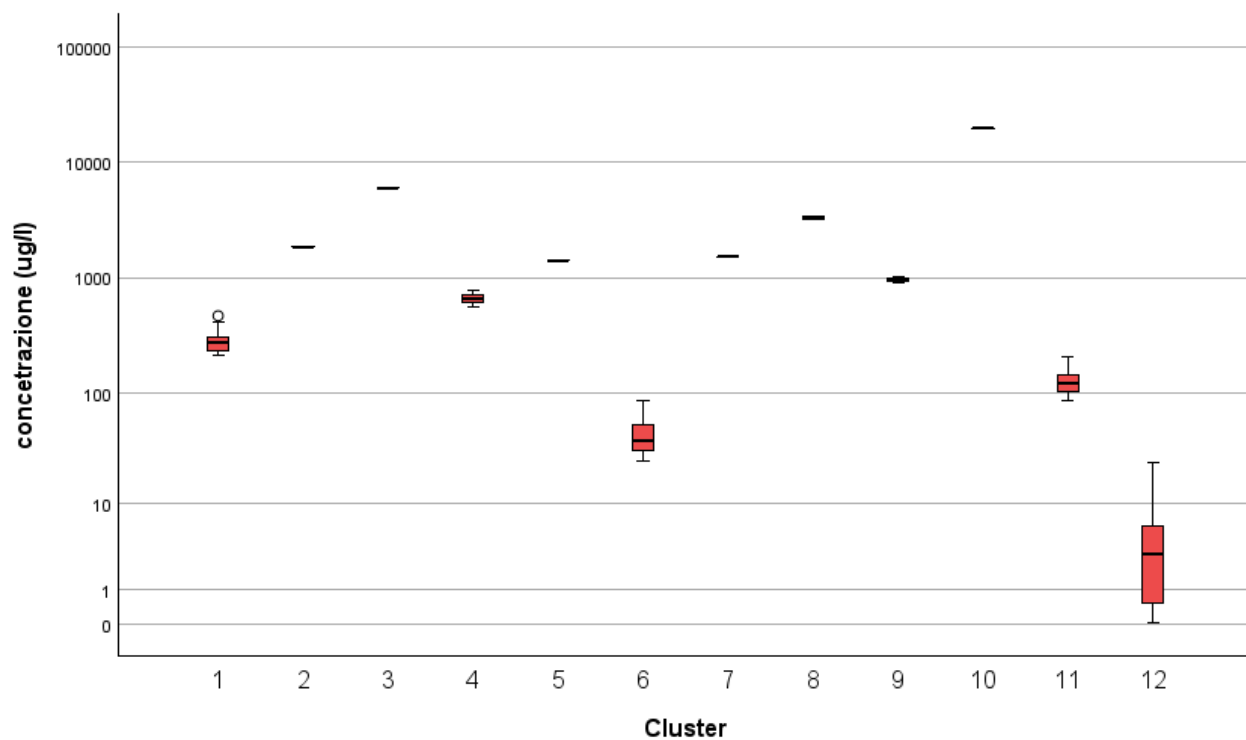


Figura 41 - Grafici a scatola rappresentanti la distribuzione dei valori del PCE all'interno dei 12 cluster (scala logaritmica)

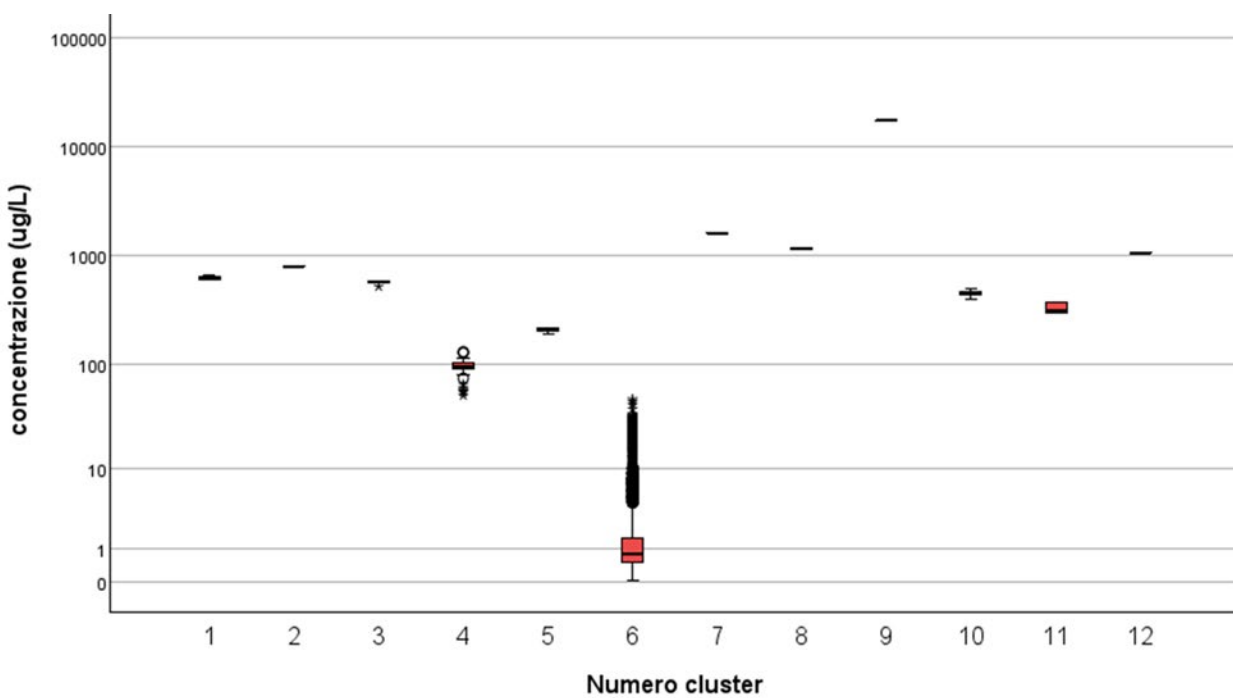


Figura 42 - Grafici a scatola rappresentanti la distribuzione dei valori del TCE all'interno dei 12 cluster (scala logaritmica)

Tabella 14 - Statistiche descrittive relative ai valori delle concentrazioni ($\mu\text{g/L}$) di TCM identificati dai diversi cluster

Cluster	Media	N	Deviazione Std.	Mediana	Minimo	Massimo
1	0,726	11826	0,68552	0,5	0,01	3,2
2	28,238	61	2,807	28	24	33
3	124,5	2	0,707	124,5	124	125
4	74,571	7	4,276	74	70	81
5	5,680	1149	1,394	5,7	3,21	8,2
6	38,1	30	2,295	38	35	42
7	88	2	0	88	88	88
8	10,728	746	1,699	10	8,3	14,2
9	46,571	35	2,725	47	43	50
10	63,333	15	2,664	63	60	68
11	55,108	37	2,503	55	51	59
12	17,881	239	2,458	17	14,6	23
Total	2,532	14149	6,255	0,5	0,01	125

Tabella 15 - Statistiche descrittive relative ai valori delle concentrazioni ($\mu\text{g/L}$) di Cr TOT identificati dai diversi cluster

Cluster	Media	N	Deviazione Std.	Mediana	Minimo	Massimo
1	7363	1		7363	7363	7363
2	3932	1		3932	3932	3932
3	3,725	15862	4,560	2,5	0,020	101
4	430,636	11	68,675	422	328	528
5	3250	1		3250	3250	3250
6	1045	2	49,497	1045	1010	1080
7	687,250	4	75,119	679,5	607	783
8	2760	1		2760	2760	2760
9	2550	1		2550	2550	2550
10	204,45	20	50,084	202	124	286
11	5140	1		5140	5140	5140
12	1750	1		1750	1750	1750
Total	6,256	15906	90,696	3	0,020	7363

Tabella 16 - Statistiche descrittive relative ai valori delle concentrazioni ($\mu\text{g/L}$) di PCE identificati dai diversi cluster

Cluster	Media	N	Deviazione Std.	Mediana	Minimo	Massimo
1	280	27	67,709	270	209	465
2	1854	1		1854	1854	1854
3	5968	1		5968	5968	5968
4	661,75	8	72,732	654	562	778
5	1396	1		1396	1396	1396
6	43,927	548	6,701	38	25	85
7	1519	1		1519	1519	1519
8	3287,5	2	81,317	3288	3230	3345
9	958.5	4	46,744	959	907	1009
10	19650	1		19650	19650	19650
11	126,096	151	30,171	119	86	202
12	4,118	14535	4,306	3	0.030	24
Total	10,250	15280	174,110	3	0.030	19650

Tabella 17 - Statistiche descrittive relative ai valori delle concentrazioni ($\mu\text{g/L}$) di TCE identificati dai diversi cluster

Cluster	Media	N	Deviazione Std.	Mediana	Minimo	Massimo
1	1160	2	22,627	1160	1144	1176
2	373	1		373	373	373
3	1064	1		1064	1064	1064
4	1,520	15185	2,528	0,700	0,030	42
5	247,5	2	82,731	247.5	189	306
6	1605	1		1605	1605	1605
7	17500	1		17500	17500	17500
8	795	1		795	795	795
9	666	1		666	666	666
10	501	2	2,121	500,5	499	502
11	579	2	2,828	579	577	581
12	84,735	20	26,644	86,7	47	130
Total	3,401	15219	143,936	0,7	0,030	17500

L'analisi monoparametro è stata utilizzata sia per identificare potenziali hot-spot di contaminazione che non fossero ancora stati oggetti di modellazione, sia per eliminare dal dataset di calcolo delle mediane questi valori anomali che avrebbero reso meno affidabile l'analisi di interpolazione spaziale.

2.5 ANALISI MULTIVARIATA PER L'INDIVIDUAZIONE DEI PROFILI DI CONTAMINAZIONE

In questo paragrafo viene riportata l'analisi effettuata sul dataset idrochimico integrato, analizzando parametri di interesse e idrochimici insieme.

2.5.1 COSTRUZIONE ED ANALISI DEL DATASET IDROCHIMICO INTEGRATO

Il dataset idrochimico integrato (contenente tutti i dati forniti), costituito in totale da **206000** record di cui **66164** relativi ai contaminanti di interesse (PCE, TCE, TCM, Cr VI, Cr TOT), contiene le informazioni relative a:

- Codice identificativo univoco del punto (che corrisponde con quello indicato nell'anagrafica);
- Data del campionamento;
- Metodo di analisi ed eventuali note, quando disponibili;
- Valori di concentrazione dei parametri con la relativa unità di misura;
- Fonte del dato.

Si precisa che nei casi in cui il valore di concentrazione trasmesso è inferiore al limite di rilevabilità, ai fini dello studio è stato considerato un valore pari alla metà del limite di rilevabilità (come da protocollo ISPRA - Linee guida SNPA 34/2021). Per quanto riguarda i parametri di interesse ai fini della stima dei valori di inquinamento diffuso (PCE, TCE, TCM, Cr VI, Cr TOT), circa il 52% dei dati proviene dal CAP, il 23% da MM e il 21% da ARPA, il restante sono dati forniti da BrianzAcque e ALFA di cui solo pochi Comuni ricadono nell'area di studio (Tabella 18, Figura 43 e Figura 44).

Tabella 18 - Dettaglio del numero di analisi chimiche relative ai contaminanti di interesse appartenenti al dataset idrochimico integrato (tutti i dati ricevuti) distinto per fonte e per sostanza

FORTE	PCE	TCE	TCM	Cr Tot	Cr VI	Totale
ALFA	24	24	24	39	8	119
ARPA	2899	2838	2894	2310	2652	13593
BrianzAcque	1126	1126	0	511	300	3063
CAP	7804	7804	7804	9971	704	34087
MM	3427	3427	3427	3075	1946	15302
Totale complessivo	15280	15219	14149	15906	5610	66164

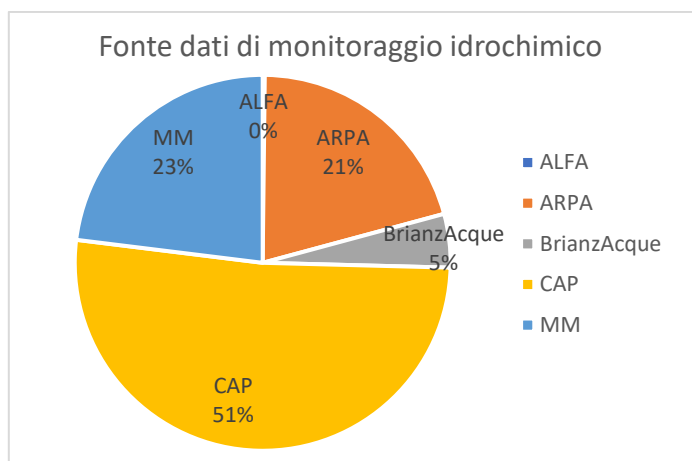


Figura 43 - Distribuzione dell'informazione relativa al dato idrochimico suddivisa per fonte

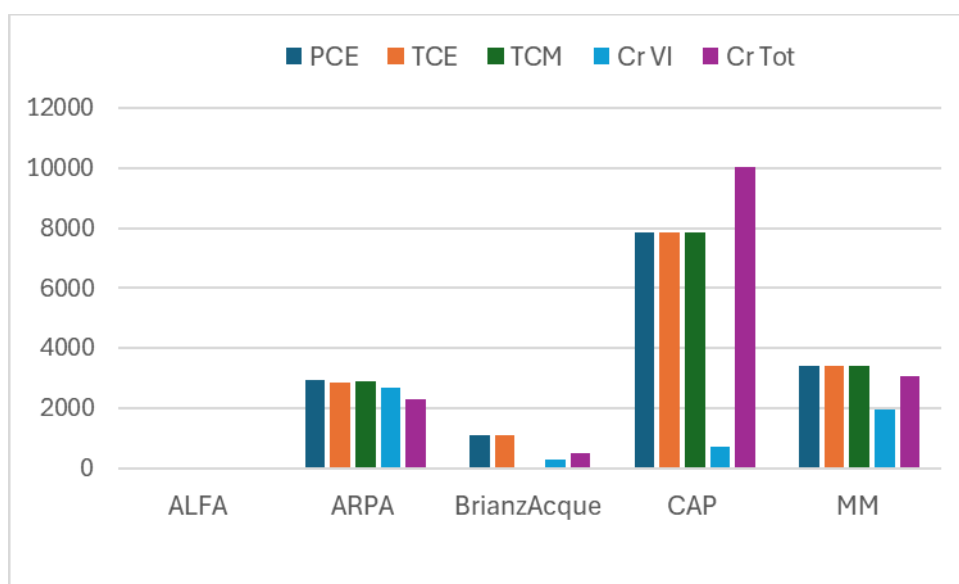


Figura 44 - Distribuzione del numero di campioni per i parametri PCE, TCE, TCM e Cr VI suddivisi per fonte

Il primo step è stato quello dell'Analisi Fattoriale finalizzata alla rimozione dell'informazione ridondante potenzialmente presente nel dataset (dovuta alle correlazioni esistenti fra i diversi parametri). Sui fattori individuati dall'Analisi Fattoriale è stata poi effettuata l'Analisi dei Cluster non gerarchica (*K-means*). Questo percorso di analisi, essendo multidimensionale, e offrendo maggiori spunti per l'interpretazione dei pattern osservati nelle misure, è stato ritenuto più efficace dell'analisi monoparametro nell'evidenziare profili di contaminazione comuni. I parametri considerati sono quelli rappresentati in Tabella 10. Non è stata effettuata nessuna separazione in base agli acquiferi di appartenenza, a monte dell'analisi per consentire a quest'ultima di evidenziare eventuali singolarità dei profili di qualità degli acquiferi stessi. La Tabella 10 mostra anche la sensibile riduzione (40-50%) della numerosità del campione oggetto dell'analisi multivariata dovuta all'applicazione del criterio *listwise* che mantiene validi per l'analisi solo i casi che risultano avere l'informazione completa per tutte le variabili. Per ovviare

a questa riduzione si è poi proceduto a recuperare i casi esclusi dall'analisi mediante un modello predittivo del cluster più probabile (vedi Par. 2.5.4).

Tabella 19 - Statistiche di sintesi dei parametri considerati per l'analisi multivariata

Parametro	N	Minimo	Massimo	Media	Deviazione std.
Calcio	13809	0,09	600	68,14	26,64
Cloroformio	14144	0,00	125	2,54	6,26
Cromo Totale	15866	0,02	7363	6,26	90,81
Cromo VI	5563	0,50	5269	10,81	130,81
Magnesio	13815	0,01	51	14,30	5,12
Nitrato (come NO3)	14293	0,50	93	22,75	12,94
Potassio	13808	0,00	35	1,25	0,73
Sodio	13808	0,01	57	11,12	6,84
Solfato (SO4)	14819	0,50	886	30,60	22,37
Tetracloroetilene	15105	0,03	19650	10,29	175,12
Tricloroetilene	15044	0,03	17500	3,43	144,77

2.5.2 Analisi fattoriale del dataset idrochimico integrato

L'analisi FA ha infatti consentito di ridurre le dimensioni in gioco ad un set ridotto di variabili (i fattori) riassuntivi delle variabili fra loro correlate. Essendo queste tecniche molto sensibili ai valori mancanti sono stati scartati dal dataset di analisi tutti quei parametri minoritari in termini di misurazioni disponibili all'interno del dataset (ad es. residuo secco, pH e Cr VI) che avrebbero potuto determinare una riduzione del campione di analisi, dovuta al criterio *listwise*, ancor più significativa. Nel caso del cromo esavalente, essendo questo uno degli inquinanti prioritari oggetto del presente studio, si è valutata anche l'opportunità di mantenerlo nel dataset destinato all'analisi multivariata, utilizzando il valore misurato, laddove disponibile, e stimandone il valore sulla base delle misure del cromo totale, laddove mancante. Questa strada non è stata ritenuta adottabile perché la variabile Cr VI con sostituzione dei valori mancanti risultava essere per più del 70% dei casi costituita dalle stime derivate dal valore di Cr TOT (ovvero 11.000 su 15.866 casi totali). Si è deciso pertanto di utilizzare nell'analisi il solo Cr TOT, sia in virtù dell'elevata correlazione esistente con il Cr VI ($r: 0,973$, il Cr VI risulta mediamente pari al 92.6% del valore di Cr TOT) sia della maggiore completezza di questo parametro nell'ambito del dataset idrochimico integrato (15866 casi di cromo totale rispetto ai 5563 casi di cromo esavalente). I fattori sono stati estratti a partire da un'analisi preliminare di componenti principali e applicando alle componenti estratte un criterio di rotazione VARIMAX (vedi Par. 2.3.1). Nella Tabella 20 e nella Tabella 21 si riportano rispettivamente: i fattori estratti e la corrispondente varianza spiegata, e i pesi fattoriali delle variabili di partenza rispetto alle nuove variabili (fattori) estratte in base all'analisi fattoriale.

Tabella 20 - Fattorizzazione: sono riportati autovalori iniziali e percentuali di varianza spiegata da ciascun fattore per la soluzione non ruotata (componenti principali) sia per la soluzione ruotata (fattoriale)

Varianza totale spiegata									
Componente	Autovalori iniziali			Caricamenti somme dei quadrati di estrazione			Caricamenti somme dei quadrati di rotazione		
	Totale	% di varianza	% cumulativa	Totale	% di varianza	% cumulativa	Totale	% di varianza	% cumulativa
1	3,755	37,550	37,550	3,755	37,550	37,550	2,976	29,764	29,764
2	1,788	17,877	55,427	1,788	17,877	55,427	1,590	15,901	45,664
3	1,125	11,245	66,673	1,125	11,245	66,673	1,530	15,303	60,968
4	0,810	8,100	74,773	0,810	8,100	74,773	1,055	10,554	71,522
5	0,723	7,228	82,000	0,723	7,228	82,000	1,048	10,479	82,000
6	0,538	5,377	87,378						
7	0,462	4,615	91,993						
8	0,360	3,604	95,597						
9	0,327	3,274	98,871						
10	0,113	1,129	100,000						

Metodo di estrazione: Analisi dei componenti principali.

Tabella 21 - Tabella dei pesi fattoriali relativa ai 5 fattori estratti mediante FA. Sono evidenziati i pesi fattoriali di maggior rilievo

Matrice dei componenti ruotati ^a					
	Componente				
	1	2	3	4	5
Calcio	0,903				
Magnesio	0,838				
Solfato (SO ₄)	0,756				
Nitrato (come NO ₃)	0,753				
TCM		0,919			
TCE		0,834			
Potassio			0,870		
Sodio	0,504		0,666		
Cr TOT				0,980	
PCE					0,961

La valutazione delle varianze associate ai fattori estratti porta a ritenere che una soluzione limitata ai primi 5 fattori estratti sia sufficiente per descrivere esaurientemente la variabilità presente nel dataset idrochimico integrato (82% di varianza complessivamente spiegata).

In base ai rispettivi pesi fattoriali, **i 5 fattori possono essere così interpretati:**

1. Componente idrochimica-1 (Ca, Mg, SO₄, NO₃, Na)
2. Componente inquinante Cloroformio/Tricloroetilene (TCM/TCE)
3. Componente idrochimica-2 (K, Na)
4. Componente inquinante Cromo totale (Cr TOT)
5. Componente inquinante Tetracloroetilene (PCE)

2.5.3 Analisi dei Cluster K-Means

Sulla base dei 5 fattori individuati tramite l'analisi fattoriale, è stata poi effettuata un'Analisi dei Cluster K-Means finalizzata a identificare profili comuni di contaminazione. In questo modo le 5 componenti della variabilità sono state tutte utilizzate e bilanciate nella loro importanza relativa nella definizione delle similarità tra profili di qualità. Infatti, se l'Analisi dei Cluster fosse stata effettuata a partire dai 10 parametri iniziali anziché dai 5 fattori, i risultanti cluster sarebbero stati molto più influenzati dalle componenti di conducibilità, tutte correlate fra loro, che non dalle componenti inquinanti (PCE, TCE, TCM e Cr TOT) evidenziando cluster di similarità sbilanciati sulle caratteristiche chimico-fisiche del corpo idrico rispetto a quelle degli inquinanti.

La Tabella 22 mostra la consistenza numerica dei cluster individuati mentre la Figura 45 le loro caratteristiche in termini di fattori. Si può osservare come 8 dei 15 cluster individuati mediante l'analisi K-means siano in realtà outliers, ovvero dei cluster la cui numerosità sia molto inferiore all'1% del campione.

Tabella 22 - Numerosità dei 15 cluster individuati in base all'Analisi del Cluster K-means dei fattori estratti dall'Analisi Fattoriale

		Numero cluster del caso			
		Frequenza	Percentuale	Percentuale valida	Percentuale cumulativa
Valido	1	6	0,0	0,1	0,1
	2	820	4,3	8,0	8,1
	3	2582	13,6	25,2	33,3
	4	57	0,3	0,6	33,8
	5	270	1,4	2,6	36,5
	6	28	0,1	0,3	36,7
	7	6	0,0	0,1	36,8
	8	3128	16,5	30,5	67,3
	9	2916	15,3	28,5	95,8
	10	1	0,0	0,0	95,8
	11	1	0,0	0,0	95,8
	12	11	0,1	0,1	95,9
	13	283	1,5	2,8	98,7
	14	2	0,0	0,0	98,7
	15	134	0,7	1,3	100,0
	Totale	10245	53,9	100,0	
Mancante	Sistema	8769	46,1		
Totale		19014	100,0		

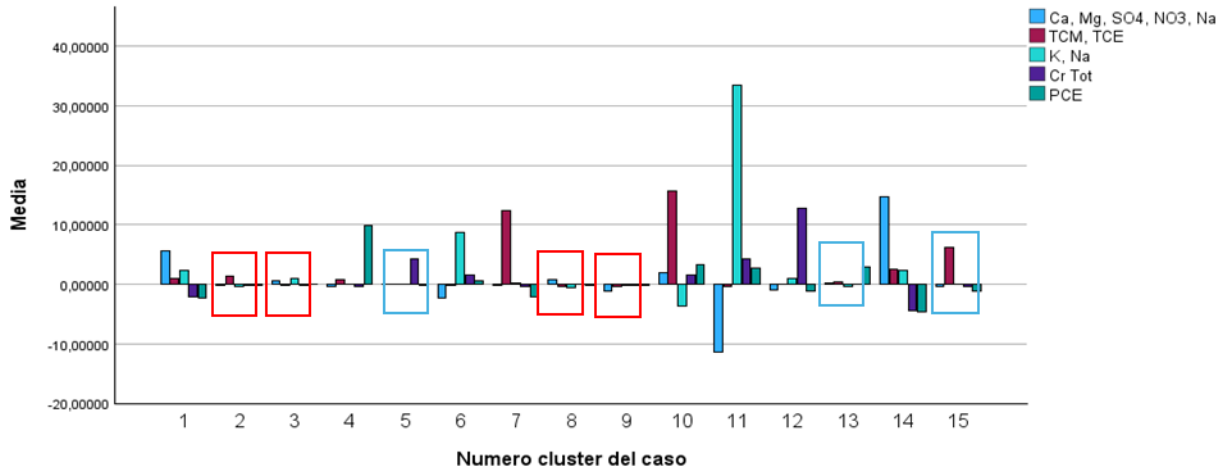


Figura 45 - Caratteristiche dei cluster: le barre rappresentano i valori medi di ciascun fattore all'interno del cluster. Lo zero rappresenta la media del campione totale e le barre vengono valutate in termini di multipli della deviazione standard rispetto al valore della media. Nei riquadri sono indicati i cluster principali

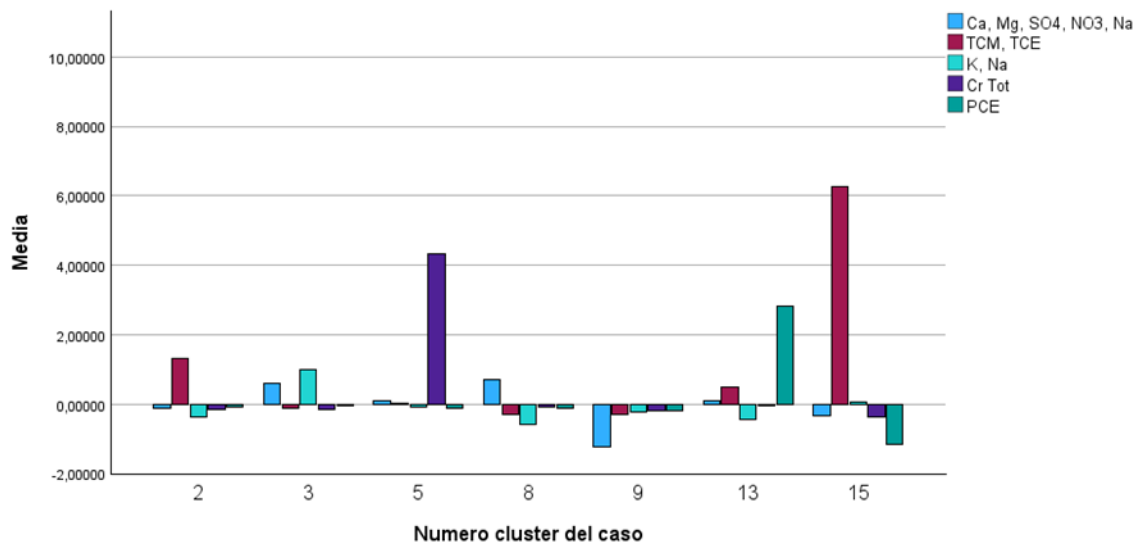


Figura 46 - Caratteristiche dei cluster più consistenti (> 1% del campione totale): le barre rappresentano i valori medi di ciascun fattore all'interno del cluster. Lo zero rappresenta la media del campione totale e le barre vengono valutate in termini di multipli della deviazione standard rispetto al valore della media

Il grafico di Figura 46 mostra le caratteristiche dei cluster 2, 3, 5, 8, 9, 13 e 15, ovvero quelli di maggiori dimensioni (> 1% del campione totale). È quindi possibile osservare come i cluster di maggiori dimensioni, cluster 3, 8 e 9, siano quelli caratterizzati dai valori più prossimi alla media del campione mentre i cluster 2, 5, 13 e 15 presentano valori leggermente superiori alla media del campione rispettivamente per TCM/TCE, Cr TOT, PCE e TCM/TCE.

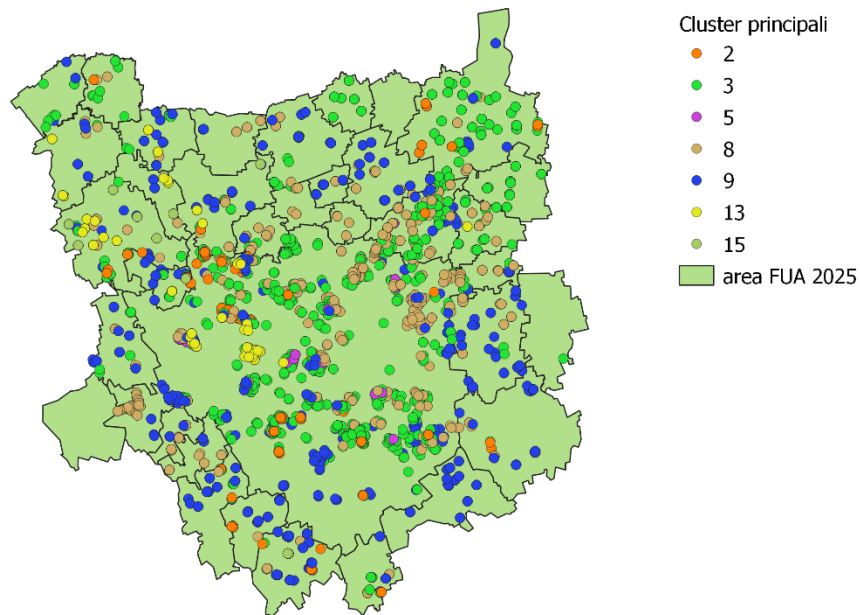


Figura 47 - Mappa dei principali cluster. Si può osservare come il cluster 3, 8 e 9 siano quelli maggiormente diffusi nell'area di studio

Nelle figure che seguono (Figura 48, Figura 49, Figura 50, Figura 51, Figura 52, Figura 53 e Figura 54) vengono presentate le mappe dei cluster principali e le relative statistiche per gli acquiferi di interesse.

Statistiche

QCL1_nomiss: 2,00

acquiferi_num			Cloroformio	Cromo VI	Cromo Totale	Tetracloroetilene	Tricloroetilene
A	N	Valido	116	41	42	117	117
		Mancante	1	76	75	0	0
		Media	4,27	9,04	8,41	375,62	251,63
		Minimo	0	1	1	0	3
		Massimo	124	82	79	19.650	17.500
	Percentili	25	0,17	1,00	1,00	8,25	5,15
		50	0,56	1,00	2,50	23,00	12,00
		75	1,80	4,45	2,50	122,50	56,30
		90	9,06	36,02	33,36	644,80	398,20
	AB	N	Valido	6	7	5	20
Mancante			15	14	16	1	0
		Media	0,27	6,24	5,44	168,60	4,92
		Minimo	0	1	1	0	3
		Massimo	1	11	9	3.230	11
Percentili		25	0,12	1,00	2,05	1,00	3,60
		50	0,20	7,90	6,50	1,00	4,20
		75	0,38	8,30	8,30	3,68	5,15
		90	.	.	.	100,53	10,12
B		N	Valido	488	69	402	488
	Mancante		0	419	86	0	0
		Media	9,92	2,78	2,89	15,90	5,09
		Minimo	1	1	1	0	1
		Massimo	51	12	14	410	51
	Percentili	25	3,00	1,00	2,50	0,50	3,00
		50	9,50	2,00	2,50	4,00	3,90
		75	14,00	2,00	2,50	14,00	7,00
		90	19,00	8,00	5,00	33,00	9,00

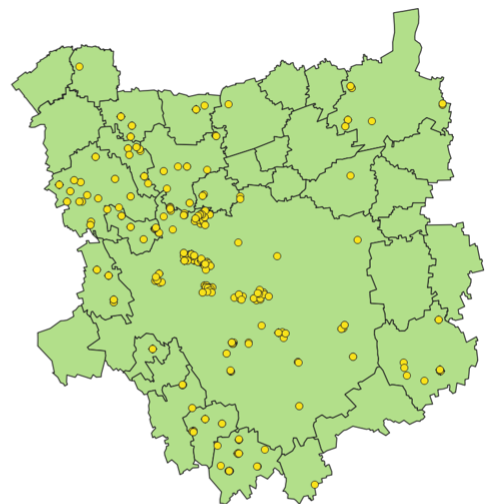


Figura 48 - Mappa del cluster 2 e principali statistiche delle concentrazioni dei parametri inquinanti negli acquiferi A, B e AB

Statistiche

QCL1_nomiss: 3,00

acquiferi_num			Cloroformio	Cromo VI	Cromo Totale	Tetracloroetilene	Tricloroetilene
A	N	Valido	800	590	565	808	782
		Mancante	14	224	249	6	32
		Media	0,99	9,54	10,80	20,27	0,72
		Minimo	0	1	1	0	0
		Massimo	17	963	1.010	3.345	8
	Percentili	25	0,20	1,00	2,50	2,90	0,28
		50	0,50	2,10	2,50	5,90	0,50
		75	1,21	4,40	2,55	11,00	0,86
		90	2,30	12,48	10,00	25,00	1,50
	AB	N	Valido	1.087	658	787	1.162
Mancante			75	504	375	0	4
		Media	0,30	2,61	3,12	6,21	0,69
		Minimo	0	1	1	0	0
		Massimo	4	58	29	320	5
Percentili		25	0,10	1,00	2,50	2,90	0,46
		50	0,22	1,00	2,50	4,70	0,50
		75	0,50	2,82	2,90	7,50	0,83
		90	0,50	5,80	5,00	10,00	1,40
B		N	Valido	1.104	395	882	1.104
	Mancante		0	709	222	0	0
		Media	2,47	5,03	4,11	9,95	0,88
		Minimo	0	1	0	0	0
		Massimo	24	59	52	170	5
	Percentili	25	0,50	2,00	2,41	3,00	0,50
		50	0,70	3,00	2,50	5,90	0,60
		75	2,70	6,00	5,28	10,00	1,20
		90	8,30	10,00	8,10	18,00	1,90

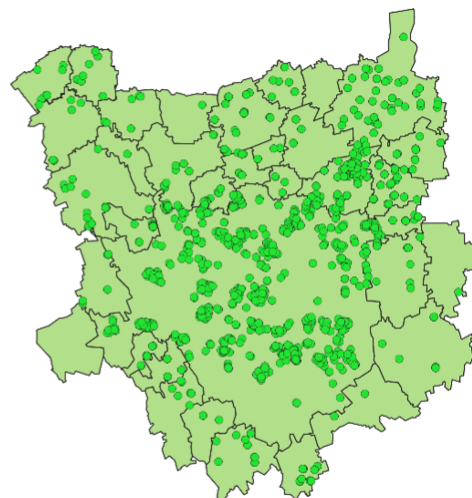


Figura 49 - Mappa del cluster 3 e principali statistiche delle concentrazioni dei parametri inquinanti negli acquiferi A, B e AB

Statistiche

QCL1_nomiss: 5,00

acquiferi_num			Cloroformio	Cromo VI	Cromo Totale	Tetracloroetilene	Tricloroetilene
A	N	Valido	8	8	8	8	8
		Mancante	0	0	0	0	0
		Media	0,26	22,56	25,38	11,55	0,90
		Minimo	0	13	15	7	1
		Massimo	0	32	33	18	1
	Percentili	25	0,17	15,78	18,50	7,38	0,68
		50	0,29	22,95	28,00	10,70	0,91
		75	0,30	28,38	31,25	15,75	1,10
		90	-	-	-	-	-
	AB	N	Valido	18	4	18	18
Mancante			0	14	0	0	0
		Media	1,00	18,00	19,56	11,36	1,03
		Minimo	1	12	13	1	1
		Massimo	3	21	23	15	2
Percentili		25	0,50	13,75	18,25	10,75	0,50
		50	0,50	19,50	20,50	12,50	1,00
		75	2,00	20,75	22,00	14,00	1,00
		90	2,10	-	23,00	14,10	2,00
B		N	Valido	120	82	120	120
	Mancante		0	38	0	0	0
		Media	2,99	18,04	20,43	11,43	1,64
		Minimo	0	2	13	1	0
		Massimo	17	33	34	36	8
	Percentili	25	1,03	15,00	17,50	7,50	0,50
		50	1,40	18,00	20,35	9,90	0,70
		75	5,55	21,00	23,00	13,00	1,65
		90	7,20	23,00	25,49	20,61	5,09

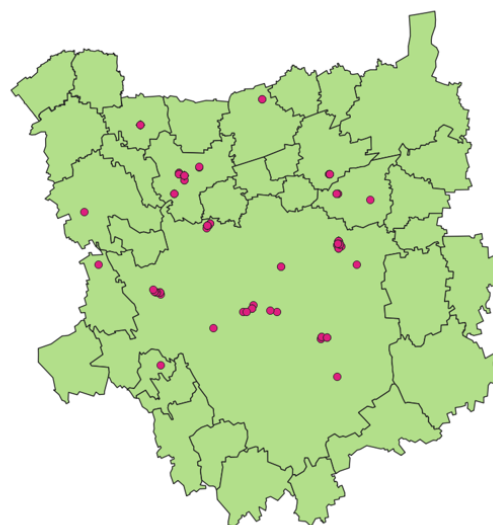


Figura 50 - Mappa del cluster 5 e principali statistiche delle concentrazioni dei parametri inquinanti negli acquiferi A, B e AB

Statistiche

QCL1_nomiss: 8,00

acquiferi_num			Cloroformio	Cromo VI	Cromo Totale	Tetracloroetilene	Tricloroetilene
A	N	Valido	227	144	151	236	213
		Mancante	9	92	85	0	23
		Media	1,13	15,05	14,58	4,78	0,98
		Minimo	0	1	1	0	0
		Massimo	22	578	607	76	9
		Percentili					
		25	0,18	1,00	2,50	2,41	0,60
		50	0,67	3,00	2,50	3,40	0,78
		75	1,40	6,75	5,70	4,30	0,97
		90	2,40	20,70	19,64	8,63	1,70
AB	N	Valido	800	358	797	1.108	1.102
		Mancante	308	750	311	0	6
		Media	0,47	3,84	4,04	4,27	1,00
		Minimo	0	1	1	0	0
		Massimo	3	126	177	63	7
		Percentili					
		25	0,28	1,00	2,50	2,00	0,50
		50	0,50	1,50	2,50	3,60	1,00
		75	0,50	5,35	5,00	5,50	1,00
		90	0,50	9,00	8,00	8,40	2,00
B	N	Valido	1.222	362	1.060	1.222	1.222
		Mancante	0	860	162	0	0
		Media	1,22	3,59	3,12	3,53	1,09
		Minimo	0	1	1	0	0
		Massimo	26	20	12	52	6
		Percentili					
		25	0,50	2,00	2,50	1,40	0,50
		50	0,60	3,00	2,50	3,00	0,70
		75	1,65	5,00	2,81	4,00	1,20
		90	3,00	7,00	6,00	7,29	2,80



Figura 51 - Mappa del cluster 8 e principali statistiche delle concentrazioni dei parametri inquinanti negli acquiferi A, B e AB

Statistiche

QCL1_nomiss: 9,00

acquiferi_num			Cloroformio	Cromo VI	Cromo Totale	Tetracloroetilene	Tricloroetilene
A	N	Valido	423	581	605	413	411
		Mancante	378	220	196	388	390
		Media	0,55	57,01	62,36	0,60	0,11
		Minimo	0	1	1	0	0
		Massimo	16	5.269	7.363	17	1
		Percentili					
		25	0,03	1,00	2,50	0,16	0,05
		50	0,05	1,00	2,50	0,44	0,05
		75	0,29	3,80	2,50	0,97	0,13
		90	0,98	10,80	10,04	1,24	0,29
AB	N	Valido	300	307	523	297	297
		Mancante	369	362	146	372	372
		Media	0,32	3,72	3,78	0,55	0,37
		Minimo	0	1	1	0	0
		Massimo	1	141	124	8	2
		Percentili					
		25	0,03	1,00	2,50	0,50	0,10
		50	0,50	1,50	2,50	0,50	0,50
		75	0,50	3,00	2,50	0,50	0,50
		90	0,50	6,74	6,00	0,93	0,50
B	N	Valido	807	200	1.787	807	807
		Mancante	1.064	1.671	84	1.064	1.064
		Media	1,36	5,61	2,85	0,95	0,92
		Minimo	0	1	0	0	0
		Massimo	13	22	27	19	6
		Percentili					
		25	0,50	2,00	2,50	0,50	0,50
		50	0,50	3,00	2,50	0,50	0,50
		75	2,00	8,00	2,50	0,60	1,00
		90	4,00	16,00	2,63	1,72	2,00

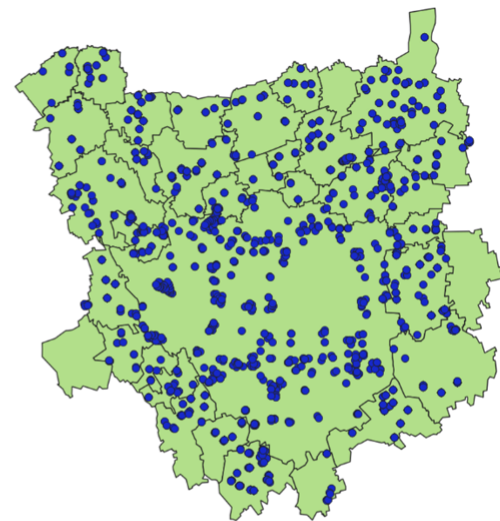


Figura 52 - Mappa del cluster 9 e principali statistiche delle concentrazioni dei parametri inquinanti negli acquiferi A, B e AB

Statistiche

QCL1_nomiss: 13,00

acquiferi_num			Cloroformio	Cromo VI	Cromo Totale	Tetracloroetilene	Tricloroetilene
A	N	Valido	1	1	1	1	1
		Mancante	0	0	0	0	0
	Media		0,83	10,70	12,00	25,00	3,00
	Minimo		1	11	12	25	3
	Massimo		1	11	12	25	3
	Percentili	25	0,83	10,70	12,00	25,00	3,00
		50	0,83	10,70	12,00	25,00	3,00
		75	0,83	10,70	12,00	25,00	3,00
		90	0,83	10,70	12,00	25,00	3,00
	AB	N	Valido	1	1	1	1
Mancante			0	0	0	0	0
Media		0,07	2,50	2,50	47,00	0,17	
Minimo		0	3	3	47	0	
Massimo		0	3	3	47	0	
Percentili		25	0,07	2,50	2,50	47,00	0,17
		50	0,07	2,50	2,50	47,00	0,17
		75	0,07	2,50	2,50	47,00	0,17
		90	0,07	2,50	2,50	47,00	0,17
B		N	Valido	96	36	96	96
	Mancante		0	60	0	0	0
	Media		6,50	2,64	3,16	45,22	4,39
	Minimo		1	1	1	23	1
	Massimo		18	8	14	98	19
	Percentili	25	0,50	1,00	1,96	31,00	2,00
		50	7,05	2,00	2,50	38,00	2,70
		75	10,30	3,00	2,92	54,63	3,98
		90	13,30	5,30	6,30	73,65	12,30

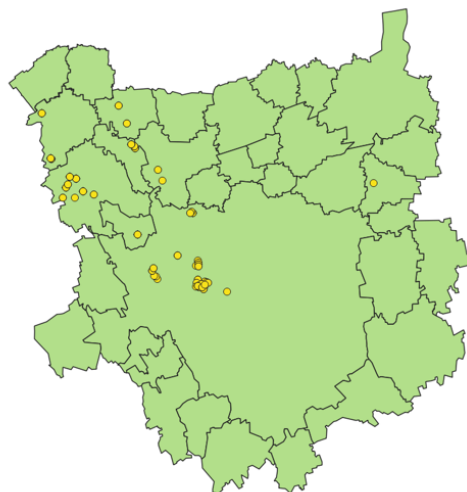


Figura 53 - Mappa del cluster 13 e principali statistiche delle concentrazioni dei parametri inquinanti negli acquiferi A, B e AB

Statistiche

QCL1_nomiss: 15,00

acquiferi_num			Cloroformio	Cromo VI	Cromo Totale	Tetracloroetilene	Tricloroetilene
B	N	Valido	89	0	89	89	89
		Mancante	0	89	0	0	0
	Media		49,15		2,81	6,49	10,32
	Minimo		26		3	1	1
	Massimo		88		7	13	15
	Percentili	25	42,00		2,50	4,00	9,00
		50	50,00		2,50	6,00	10,00
		75	57,00		2,50	8,00	12,00
		90	62,00		5,00	11,00	14,00

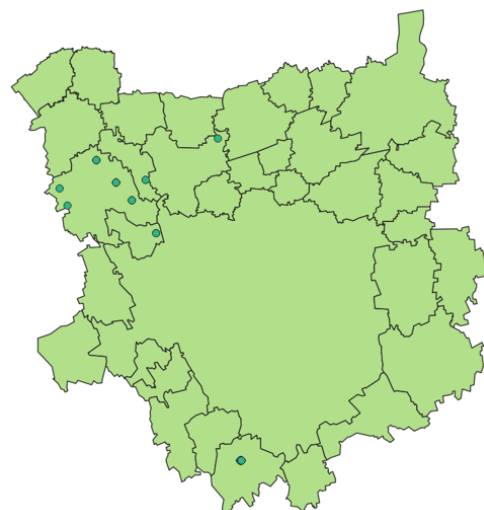


Figura 54 - Mappa del cluster 15 e principali statistiche delle concentrazioni dei parametri inquinanti nell'acquifero B

2.5.4 Stima del cluster di appartenenza per i punti esclusi dal criterio *listwise*

Per compensare la riduzione del dataset causata dal criterio *listwise*, che seleziona solo i casi con dati completi nell'analisi multivariata, è stato creato un modello capace di stimare l'appartenenza al cluster. A tal fine si è utilizzato un albero decisionale con algoritmo di crescita CHAID (Ritschard, 2013) (Figura 55) usando come

predittori dei cluster principali (2, 3, 8, 9) la concentrazione di PCE e TCE ovvero i due parametri con la maggior disponibilità di misure.

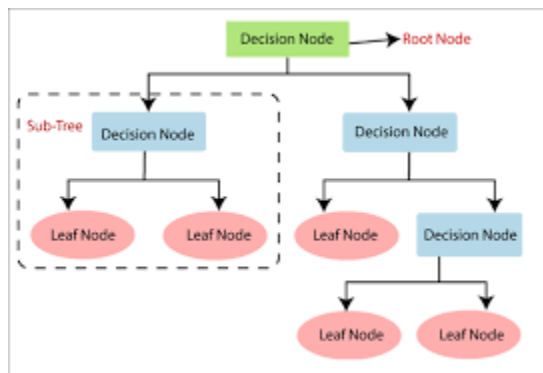


Figura 55 - Struttura di crescita dell'Albero Decisionale

La crescita dell'albero decisionale era condizionata da un vincolo sui livelli (massimo 3) e da un vincolo sul numero di casi dei nodi parenti (decision nodes) e figli (leaf node) posto rispettivamente a 100 casi per i primi e a 50 per i secondi. Ai fini dell'apprendimento del modello il dataset idrochimico integrato è stato suddiviso in un Training dataset nel quale confluivano il 75% (7133) dei 9446 casi del dataset idrochimico integrato e in un Test dataset in cui confluiva il 25% rimanente del numero di casi (2333). L'accuratezza del modello nella previsione del cluster era sufficientemente elevata sfiorando il 65%. La Tabella 23 mostra la matrice di confusione dell'albero decisionale andando a incrociare le classificazioni di cluster osservati sulle righe con quelle previste, sulle colonne. Si può osservare come l'accuratezza delle classificazioni nel dataset di Test sia paragonabile a quello di Training confermando l'affidabilità della previsione.

Tabella 23 - Matrice di confusione delle previsioni dell'albero decisionale CHAID (colonne) rispetto ai valori dei cluster reali (righe)

Classificazione						
Sample	Cluster Osservati	Cluster Previsti				Percentuale classificazioni corrette
		2	3	8	9	
Training	2	416	82	115	0	67,9%
	3	31	1.293	608	47	65,3%
	8	58	740	1.310	217	56,3%
	9	115	94	395	1.592	72,5%
						64,8%
Test	2	129	24	54	0	62,3%
	3	9	388	183	23	64,3%
	8	18	260	451	74	56,2%
	9	29	29	122	540	75,0%
						64,6%
Metodo di crescita: CHAID						

La previsione ottenuta tramite l'albero decisionale ha consentito di associare a tutte le misure disponibili un cluster riportando la numerosità del dataset ai 19014 record iniziali.

2.6 MAPPE DELLA CONTAMINAZIONE DIFFUSA

Nel presente paragrafo sono rappresentate, per ogni inquinante indice considerato (PCE, TCE, TCM e Cr VI), le mappe con la rappresentazione delle concentrazioni stimate ascrivibili ad inquinamento diffuso ottenute dall'interpolazione dei dati disponibili, come di seguito indicato.

Al fine di effettuare l'interpolazione spaziale dei punti di misura disponibili senza pregiudicarne eccessivamente la copertura e di ottenere in questo modo una mappatura della contaminazione diffusa nell'area studiata si è fatto riferimento agli ultimi 5 anni di misure presenti nel dataset idrochimico integrato. Per ciascun pozzo/piezometro, è stato infatti valutato il valore mediano (la mediana è stata preferita alla media per limitare l'effetto di eventuali *outliers* ancora presenti nel set di dati) sul quinquennio 2019-2023 e tale valore è stato poi utilizzato per l'interpolazione effettuata con il metodo IDW "Inverse Distance Weighted". Il metodo IDW consente di ottenere stime della concentrazione in tutti i punti dell'area studiata, derivanti dalla media pesata per l'inverso della loro distanza dei più vicini 15 punti di misura interpolanti. Inoltre, le stime prodotte dall'interpolatore sono state "ripulite" dalla presenza dei pennacchi di contaminazione, dai punti che non filtrano esclusivamente uno degli acquiferi di interesse (A, B o AB) e dagli outliers identificati nel dataset delle mediane mediante un'ulteriore analisi dei cluster monoparametro.

Il dataset utilizzato per le elaborazioni geostatistiche (dataset delle mediane) costituisce quindi un sottoinsieme del dataset idrochimico integrato, ottenuto escludendo:

- I punti non contenuti nel dataset anagrafico per il calcolo dei VFA (punti senza informazioni sulla posizione, non classificati come A, B o AB, ricadenti all'interno di pennacchi di contaminazione (come riportato nel Par. 2.2);
- I punti classificati come hot-spot ma non simulati nel modello di trasporto;
- I punti individuati come *outlier* ovvero valori anomali non rappresentativi di livelli di contaminazione diffusa.

Le figure presentate di seguito (Figura 56, Figura 57, Figura 58, Figura 59, Figura 60 e Figura 61) mostrano le mappe di interpolazione ottenute per ciascun inquinante e le confrontano con quelle elaborate nell'ambito della DGR 6737/2017 (APPROVAZIONE DELLE MISURE DI RISANAMENTO DELL'INQUINAMENTO DIFFUSO DELLE ACQUE SOTTERRANEE DA ATTUARE PER L'AREA VASTA COMPRENDEnte I COMUNI DI BRUGHERIO, CINISELLO BALSAMO, COLOGNO MONZESE, MILANO, MONZA, NOVA MILANESE E SESTO SAN GIOVANNI E DELLA DISCIPLINA DELL'INQUINAMENTO DIFFUSO DELLE ACQUE SOTTERRANEE DELL'AREA VASTA (ART. 239, COMMA 3 DEL D.LGS. 152/2006).

2.6.1 PCE

La Figura 56 mostra il confronto tra le concentrazioni stimate per il PCE nella cartografia relativa al periodo 2010-2014, alla base della DGR 6737/2017 e la mappa ottenuta dall'elaborazione dei dati mediani del periodo 2019-2023 nell'acquifero superficiale (A) e indifferenziato (AB). Si può osservare come ci sia stato un significativo miglioramento della situazione dell'inquinamento diffuso con una riduzione sensibile sia delle zone rosse (concentrazioni di PCE superiori ai 10 µg/L) sia di quelle gialle (concentrazioni di PCE superiori alla CSC 1,1 µg/L ma inferiori o uguali ai 10 µg/L).

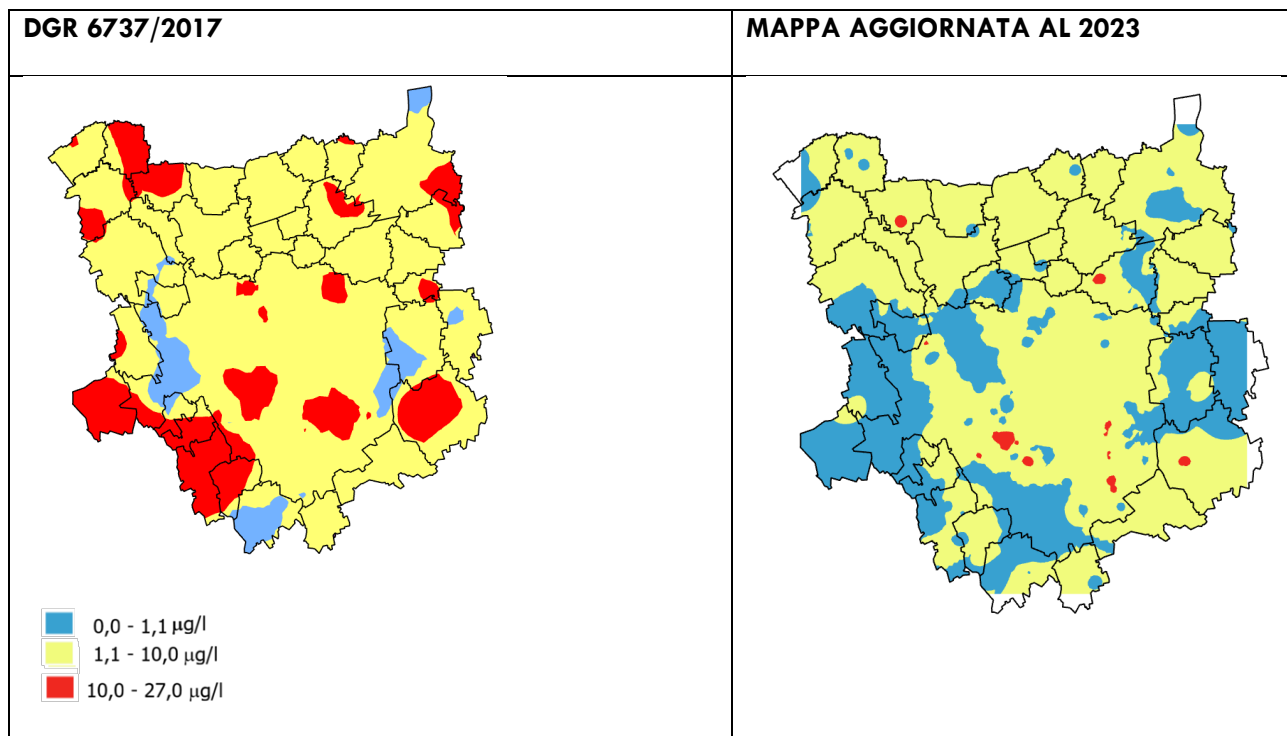


Figura 56 - Acquifero A e AB (indifferenziato): confronto tra la mappa di interpolazione del PCE della DGR 6737/17 e quella aggiornata al 2023

La Figura 57 mostra il medesimo confronto tra la mappa 2010-2014, allegata alla DGR 6737/2017 e la mappa ottenuta dall'elaborazione dei dati mediani del periodo 2019-2023 nell'acquifero confinato (B) e indifferenziato (AB).

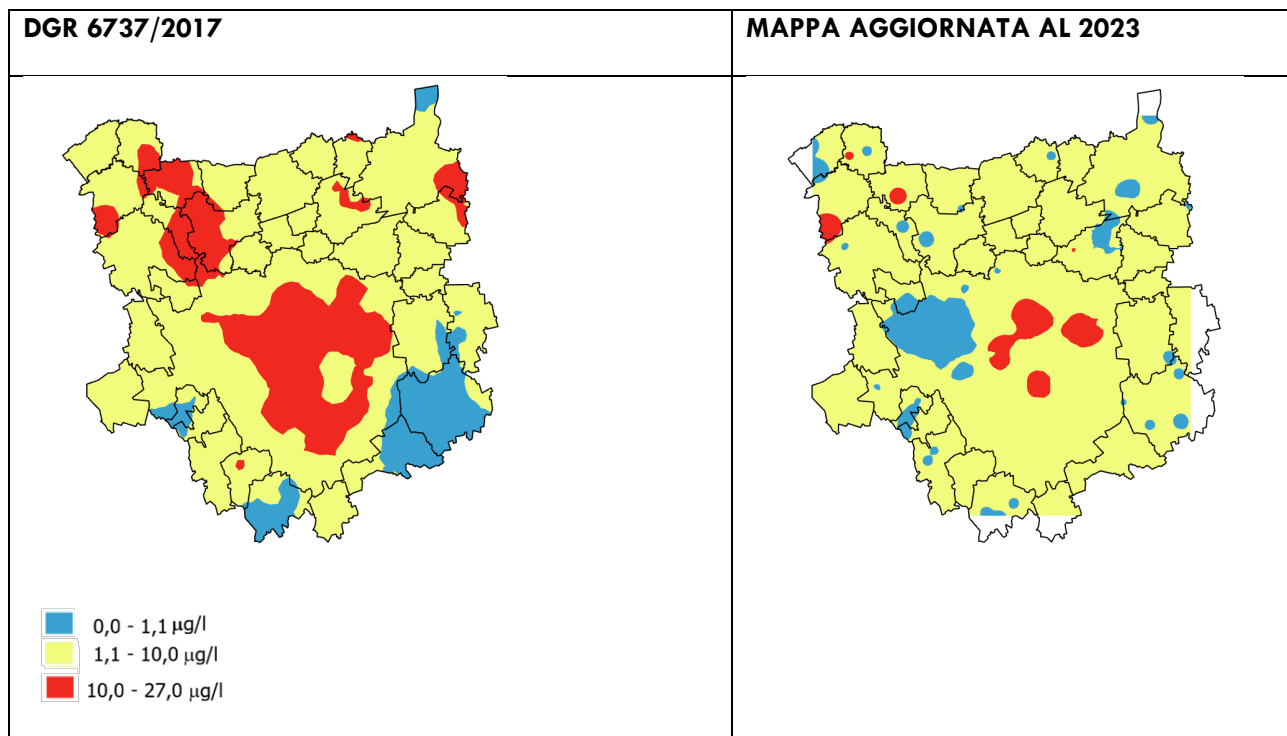


Figura 57 - Acquifero B e AB (indifferenziato): confronto tra la mappa di interpolazione del PCE della DGR 6737/17 e quella aggiornata al 2023

Anche in questo caso si può osservare un significativo miglioramento della situazione dell'inquinamento diffuso con una riduzione molto rilevante delle zone rosse (concentrazioni di PCE superiori ai 10 µg/L) e il conseguente allargamento delle zone gialle (concentrazioni di PCE superiori alla CSC 1,1 µg/L ma inferiori o uguali ai 10 µg/L).

2.6.2 TCE

La Figura 58 mostra la mappa ottenuta dall'elaborazione dei dati mediani di Tricloroetilene (TCE) nel periodo 2019-2023 nell'acquifero confinato (B) e indifferenziato (AB). Si può osservare come nella maggior parte dell'area di studio non sia presente una situazione di apprezzabile inquinamento diffuso, ad eccezione di qualche limitata presenza di aree di concentrazioni di TCE superiori (concentrazioni di PCE superiori alla CSC 1,5 µg/L ma inferiori o uguali ai 10 µg/L).

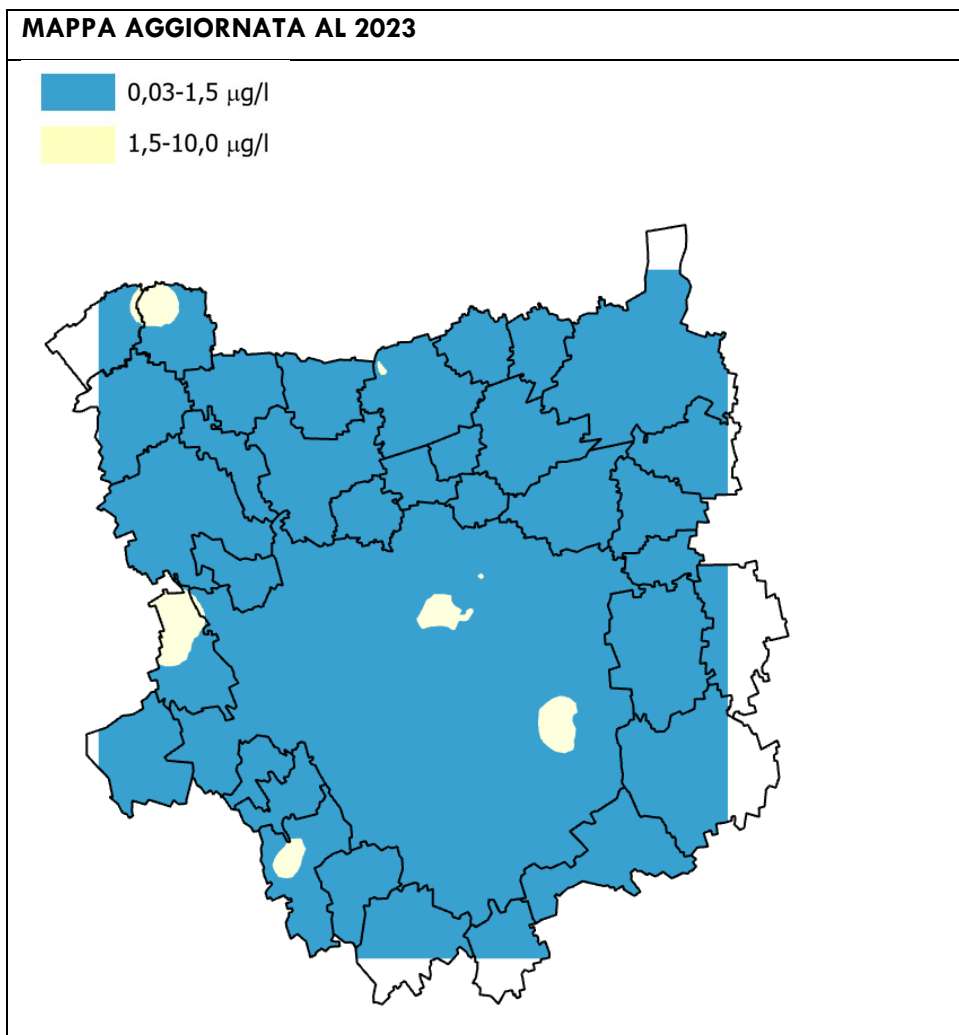


Figura 58 - Acquifero B e AB (indifferenziato): mappa di interpolazione del TCE aggiornata al 2023

In ragione di questo risultato si è confermata la non necessità di definizione di un valore di fondo antropico (VFA) superiore a quello della CSC.

2.6.3 TCM

Di seguito viene mostrato il confronto le concentrazioni di TCM nella mappa 2010-2014, allegata alla DGR 6737/2017 e la mappa ottenuta dall'elaborazione dei dati mediani del periodo 2019-2023 nell'acquifero superficiale (A, Figura 59) e indifferenziato (AB, Figura 60). Si può osservare come ci sia stato un significativo miglioramento della situazione dell'inquinamento diffuso con una riduzione sensibile sia delle zone rosse (concentrazioni di TCM superiori ai 1,5 µg/L) sia di quelle gialle (concentrazioni di TCM superiori alla CSC 0,15 µg/L ma inferiori o uguali a 1,5 µg/L).

DGR 6737/2017

MAPPA AGGIORNATA AL 2023

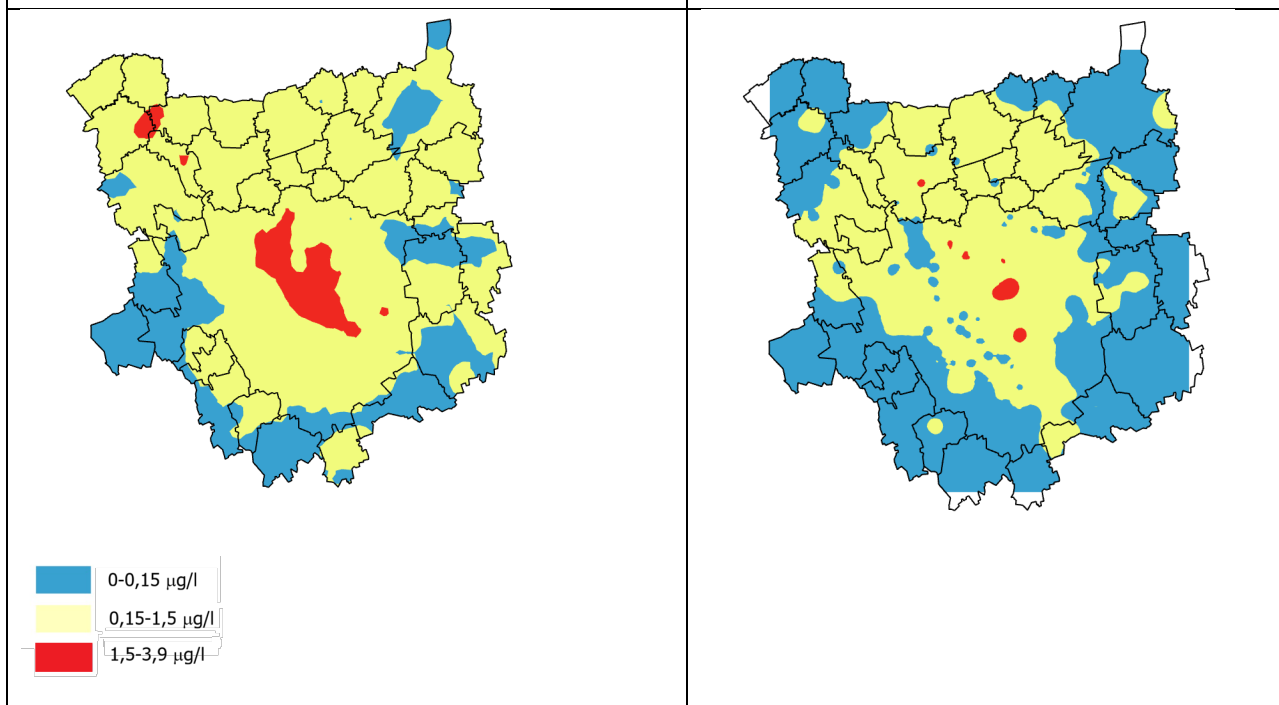


Figura 59 - Acquifero A e AB (indifferenziato): confronto tra la mappa di interpolazione del TCM della DGR 6737/17 e quella aggiornata al 2023

DGR 6737/2017

MAPPA AGGIORNATA AL 2023

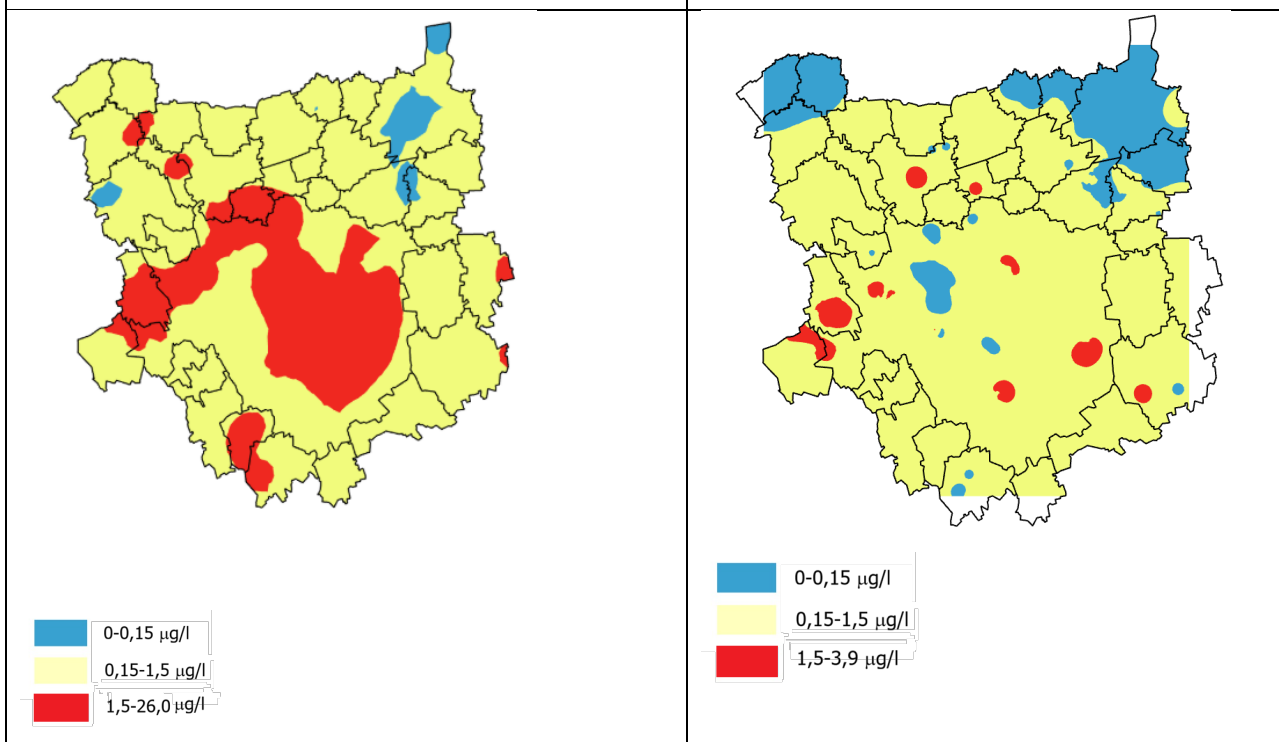


Figura 60 - Acquifero B e AB (indifferenziato): confronto tra la mappa di interpolazione del TCM della DGR 6737/17 e quella aggiornata al 2023

Il quadro rimane il medesimo nel caso dell'acquifero confinato (B). Anche in questo caso si osserva una sensibile riduzione delle zone rosse (concentrazioni di TCM superiori ai 1,5 µg/L) e un corrispondente allargamento della zona gialla (concentrazioni di TCM superiori alla CSC 0,15 µg/L ma inferiori o uguali a 1,5 µg/L). Questa situazione di esteso miglioramento è probabilmente anche dovuta all'abbassamento dei limiti di rilevazione analitici relativi al TCM, che nell'analisi aggiornata al 2023 risultano decisamente più bassi (< 1 µg/L) dei valori disponibili per il periodo 2020-2014, periodo nel quale diverse misure presentavano limiti di rilevazione < 5 o addirittura < 10 µg/L.

2.6.4 Cr TOT e Cr VI

La DGR 6737/2017 non prevedeva dei valori di riferimento di contaminazione diffusa per il Cr VI. Tuttavia, le analisi effettuate aggiornando i dati al 2023 hanno evidenziato la presenza di un fondo di contaminazione diffusa da Cr VI in alcune zone dell'area di interesse. Dal momento che, come ricordato in precedenza, il Cr VI presentava una disponibilità limitata di misure anche in ragione dell'eliminazione del parametro dal set analitico richiesto per l'acqua potabile ai Gestori, la mappa della contaminazione è stata ottenuta dall'elaborazione dei dati mediani del periodo 2019-2023 del Cr TOT, ritenuto rappresentativo del Cr VI per via della correlazione elevata tra i due parametri. La Figura 61 illustra la mappa risultante dall'interpolazione dei dati relativi alle concentrazioni di Cr TOT. L'area evidenziata in giallo indica le zone in cui il valore del Cr TOT supera la soglia di 5,4 µg/L, corrispondente alla CSC di 5 µg/ prevista per il Cr VI (il Cr VI risulta mediamente pari al 92.6% del valore di Cr TOT).

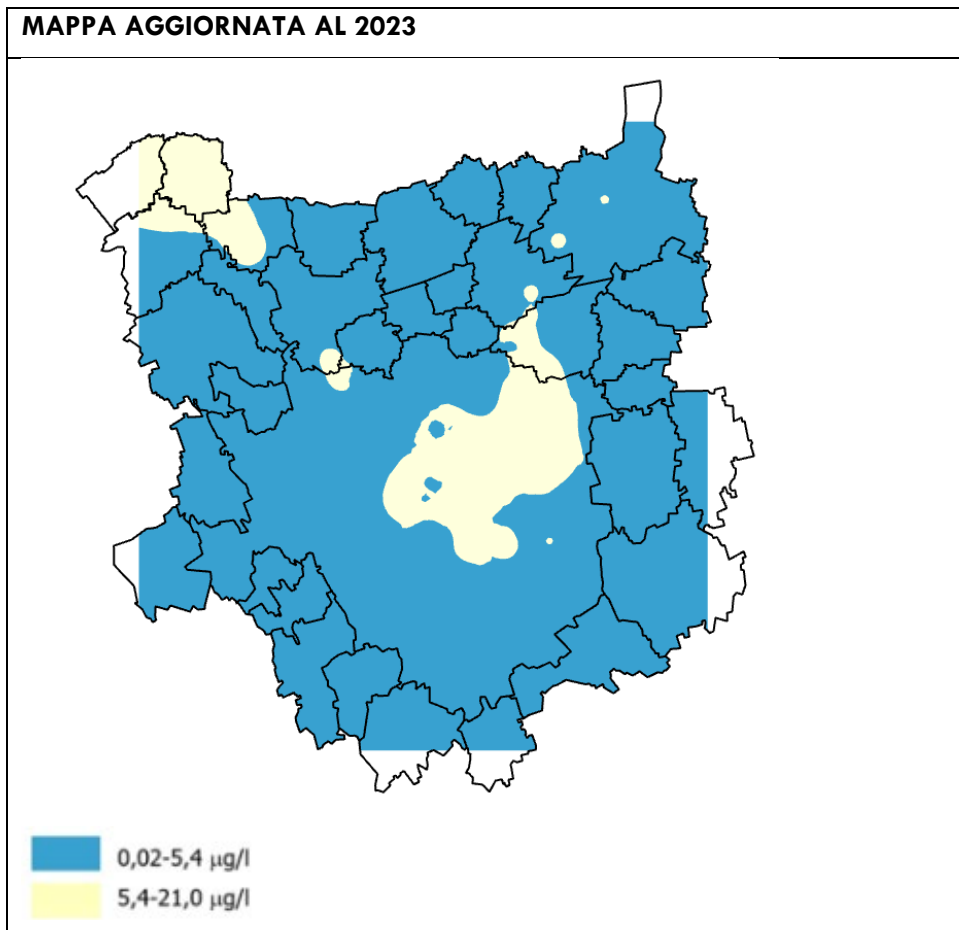


Figura 61 - Acquifero B e AB (indifferenziato): mappa di interpolazione del Cr TOT aggiornata al 2023

2.7 VALORI DI RIFERIMENTO (VFA) PER LA STIMA DELL'INQUINAMENTO DIFFUSO

2.7.1 Metodologia di definizione dei Valori di Fondo Antropico (VFA)

Nel presente paragrafo sono proposti i valori di riferimento dell'inquinamento diffuso (definiti come Valori di Fondo Antropico - VFA) nell'area di studio per i parametri PCE, TCM e Cr VI. La metodologia illustrata in Figura 62 comprende l'analisi univariata mono-parametro per escludere gli *outliers*, la definizione di un dataset di valori mediani (2019-23) per le mappe di interpolazione e l'analisi multivariata dei cluster, da cui sono stati derivati i VFA nelle fasce di interpolazione.

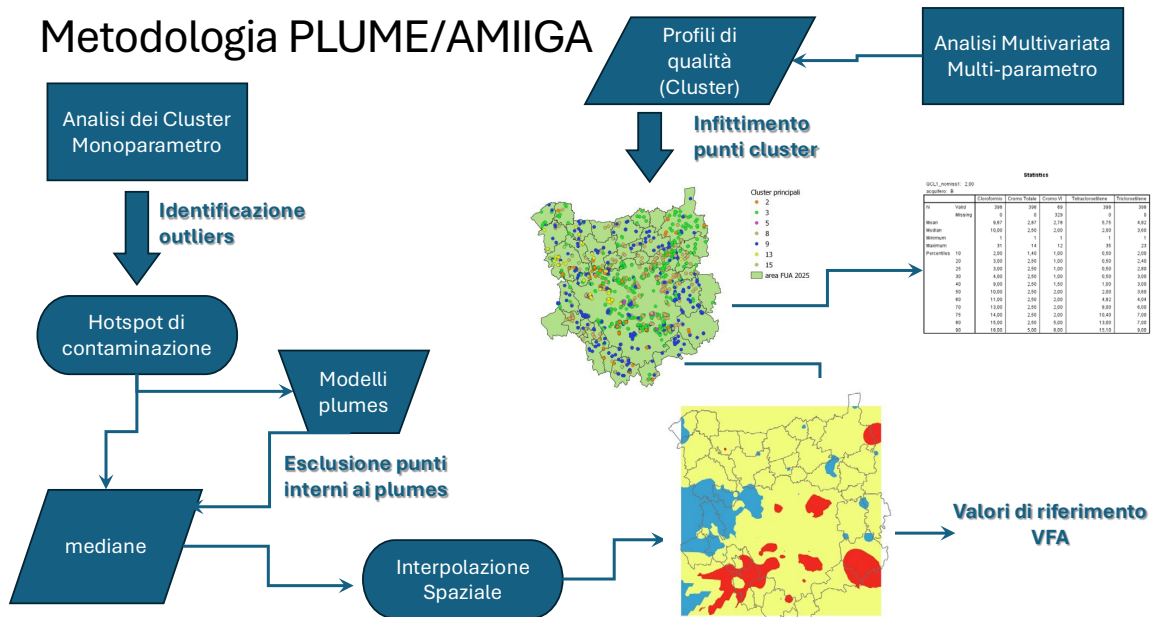


Figura 62 - Schema della metodologia di definizione dei Valori di Fondo Antropico (VFA) per i diversi inquinanti

La definizione dei VFA è stata effettuata andando a determinare le frequenze dei cluster all'intero delle fasce gialle e rosse di riferimento e facendo riferimento alle statistiche dei cluster secondo questi criteri:

- per la fascia GIALLA di concentrazione sono stati adottati i valori del 50° percentile dei cluster pensandone le statistiche in base alla loro frequenza;
- per la fascia ROSSA di concentrazione sono stati adottati i valori del 75° percentile dei cluster pensandone le statistiche in base alla loro frequenza.

2.7.2 Valori di Fondo Antropico (VFA) del Tetracloroetilene (PCE)

Facendo riferimento ai risultati ottenuti con il metodo di interpolazione IDW per il PCE (Par. 2.6.1, Figura 56 e Figura 57) ed in particolar modo, riferendosi alle fasce di concentrazione, è stata valutata la frequenza dei cluster ricadenti in ciascuna di esse, distinguendo tra zona in cui l'acquifero risulta separato (A e B) e zona in cui invece l'acquifero è indifferenziato (AB).

Tabella 24 - Frequenza dei cluster nella porzione separata dell'acquifero nell'area di studio, nelle fasce relative all'interpolazione geostatistica del PCE per l'Acquifero A, AB e B

Fasce di concentrazione	Cluster						
	2	3	5	8	9	13	15
Acquifero A (freatico)							
1,1 - 10,0	11	507	8	173	103	1	0
	1,3%	62,2%	1,0%	21,2%	12,6%	0,1%	0,0%
> 10,001	24	111	0	7	4	0	0
	16,4%	76,0%	0,0%	4,8%	2,7%	0,0%	0,0%
Acquifero AB (indifferenziato)							
1,1 - 10,0	3	588	1	740	301	1	0
	0,2%	36,0%	0,1%	45,3%	18,4%	0,1%	0,0%
> 10,001	0	32	0	7	4	0	0
	0,0%	31,1%	0,0%	4,8%	2,7%	0,0%	0,0%
Acquifero B (confinato)							
1,1 - 10,0	129	713	58	860	510	0	89
	5,4%	30,1%	2,5%	36,3%	21,5%	0,0%	3,8%
> 10,001	39	123	6	27	25	15	0
	16,5%	51,9%	2,5%	11,4%	10,5%	6,3%	0,0%

I valori proposti come riferimento dell'inquinamento diffuso da PCE nelle fasce di concentrazione gialla e rossa sono:

- per la fascia di concentrazione 1,1 – 10 µg/l (fascia GIALLA): i valori del 50° percentile (vedi Par. 2.5.3, da Figura 48 a Figura 54) dei cluster pesati per le frequenze riportate nella Tabella 24;
- per la fascia di concentrazione superiore ai 10 µg/l (fascia ROSSA): i valori 75° percentile (vedi Par. 2.5.3, da Figura 48 a Figura 54) dei cluster pesati per le frequenze riportate nella Tabella 24.

La Tabella 25 mostra i valori sintetici delle fasce di concentrazione, calcolati usando le statistiche dei cluster e pesando in base alle frequenze dei cluster nelle diverse fasce.

Tabella 25 - Valori di Fondo Antropico calcolati per il PCE all'interno delle fasce di concentrazione GIALLA e ROSSA e confronto con i valori corrispondenti definiti nella DGR 6737/2017

	DGR 6737/2017		VFA Aggiornati al 2023	
	Fascia GIALLA	Fascia ROSSA	Fascia GIALLA	Fascia ROSSA
Acq. A (freatico)	5,1 µg/l	9,4 µg/l	6,3 µg/l	9 µg/l
Acq. AB (indifferenziato)	2,9 µg/l	7,4 µg/l	3,4 µg/l	-
Acq. B (confinato)	6,1 µg/l	18,1 µg/l	4,8 µg/l	11,8 µg/l

2.7.3 Valori di Fondo Antropico (VFA) del Triclorometano (TCM)

Facendo riferimento ai risultati ottenuti con il metodo di interpolazione IDW per il TCM (Par. 2.6.3, Figura 59 e Figura 60) ed in particolar modo, riferendosi alle fasce di concentrazione, è stata valutata la frequenza dei cluster ricadenti in ciascuna di esse, distinguendo tra zona in cui l'acquifero risulta separato (A e B) e zona in cui invece l'acquifero è indifferenziato (AB).

Tabella 26 - Frequenza dei cluster nella porzione separata dell'acquifero nell'area di studio, nelle fasce relative all'interpolazione geostatistica del TCM per l'Acquifero A, AB e B

Fasce di concentrazione	Cluster						
	2	3	5	8	9	13	15
Acquifero A (freatico)							
0,15 - 1,5	97	752	8	208	751	1	0
	5,3%	41,0%	1,0%	11,4%	41,0%	0,1%	0,0%
> 1,501	1	30	0	13	12	0	0
	1,8%	53,6%	0,0%	23,2%	21,4%	0,0%	0,0%
Acquifero AB (indifferenziato)							
0,15 - 1,5	4	615	13	672	355	0	0
	0,2%	36,9%	0,8%	40,4%	21,3%	0,0%	0,0%
> 1,501	0	0	5	0	0	0	0
	0,0%	0,0%	100,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Acquifero B (confinato)							
0,15 - 1,5	36	676	58	933	1,473	33	0
	1,1%	21,0%	1,8%	29,0%	45,7%	1,0%	0,0%
> 1,501	100	186	30	234	170	3	0
	13,8%	25,6%	4,1%	32,2%	23,4%	0,4%	0,0%

I valori proposti come riferimento dell'inquinamento diffuso da TCM nelle fasce di concentrazione gialla e rossa sono:

- per la fascia di concentrazione 0,15 – 1,5 µg/l (fascia GIALLA): i valori del 50° percentile (vedi Par. 2.5.3, da Figura 48 a Figura 54) dei cluster pesati per le frequenze riportate nella Tabella 26;
- per la fascia di concentrazione superiore ai 1,5 µg/l (fascia ROSSA): i valori 75° percentile (vedi Par. 2.5.3, da Figura 48 a Figura 54) dei cluster pesati per le frequenze riportate nella Tabella 26.

La Tabella 27 mostra i valori sintetici delle fasce di concentrazione, calcolati usando le statistiche dei cluster e pesando in base alle frequenze dei cluster nelle diverse fasce.

Tabella 27 - Valori di Fondo Antropico calcolati per il TCM all'interno delle fasce di concentrazione GIALLA e ROSSA e confronto con i valori corrispondenti definiti con le elaborazioni alla base della DGR 6737/2017

	DGR 6737/2017		VFA Aggiornati al 2023	
	Fascia GIALLA	Fascia ROSSA	Fascia GIALLA	Fascia ROSSA
Acq. A (freatico)	0,7 µg/l	1,5 µg/l	0,3 µg/l	1,1 µg/l
Acq. AB (indifferenziato)	0,5 µg/l	-	0,4 µg/l	-
Acq. B (confinato)	2,3 µg/l	3,1 µg/l	0,75 µg/l	3,9 µg/l

2.7.4 Valori di Fondo Antropico (VFA) del Cromo esavalente (Cr VI)

Facendo riferimento ai risultati ottenuti con il metodo di interpolazione IDW per il Cr TOT (Par. 2.6.4, Figura 61) ed in particolar modo, riferendosi alla fascia di concentrazione superiore ai 5,4 µg/l, corrispondente ai 5 µg/l di Cr VI, è stata valutata la frequenza dei cluster ricadenti in ciascuna di esse, distinguendo tra zona in cui l'acquifero risulta separato (B) e zona in cui invece l'acquifero è indifferenziato (AB).

Tabella 28 - Frequenza dei cluster nella porzione separata dell'acquifero nell'area di studio, nelle fasce relative all'interpolazione geostatistica del Cr TOT per l'Acquifero AB e B

Fasce di concentrazione	Cluster						
	2	3	5	8	9	13	15
Acquifero AB (indifferenziato)							
> 5,401	15	125	7	170	89	0	0
	3,7%	30,8%	1,7%	41,9%	21,9%	0,0%	0,0%
Acquifero B (confinato)							
> 5,401	27	222	66	113	116	8	0
	4,8%	39,7%	11,8%	20,2%	20,8%	1,4%	0,0%

I valori proposti come riferimento dell'inquinamento diffuso da Cr VI nella fascia di concentrazione superiore ai 5,4 µg/l sono stati così definiti:

- per la fascia di concentrazione superiore ai 5,4 µg/l (fascia ROSSA): i valori 75° percentile (vedi Par. 2.5.3, da Figura 48 a Figura 54) dei cluster pesati per le frequenze riportate nella Tabella 28.

La Tabella 29 mostra i valori sintetici dei VFA, calcolati usando le statistiche dei cluster e pesando in base alle frequenze dei cluster nella fascia di concentrazione di interesse.

Tabella 29 - Valori di Fondo Antropico calcolati per il Cr VI all'interno della fascia di concentrazione ROSSA

	VFA Aggiornati al 2023	
	Fascia GIALLA	Fascia ROSSA
Acq. A (freatico)	-	-
Acq. AB (indifferenziato)	-	6,0 µg/l
Acq. B (confinato)	-	7,8 µg/l

2.8 CONCLUSIONI

Nel presente studio è stata condotta l'analisi statistica dei dati idrochimici per il periodo 2017-2023 con lo scopo di:

- fornire elementi di aiuto ad individuare gli hot-spot di contaminazione di PCE, TCE, TCM e Cr che sono stati simulati mediante modellazione matematica del trasporto in falda;

- fornire degli strumenti di supporto alla valutazione dello stato di inquinamento diffuso nei comuni dell'area di studio per i parametri PCE, TCM e Cr VI;
- individuare dei criteri che possano supportare Regione Lombardia nella definizione dei valori di riferimento dell'inquinamento diffuso nell'area di studio per i parametri PCE, TCM e Cr VI.

L'analisi dei cluster monoparametro, abbinata alle informazioni fornite da ARPA (database AGISCO), ha permesso di distinguere i pozzi o piezometri la cui contaminazione era legata ad un hot-spot di contaminazione, perché prossimi alla sorgente o colpiti dal pennacchio da essa generato. Questi hot-spot sono poi stati oggetto di approfondimento e di modellazione del trasporto in falda dei pennacchi di PCE, TCE, TCM e Cr come descritto nella PARTE 1 –. La generazione di mappe di interpolazione e la delimitazione di aree all'interno delle quali con buona probabilità il pennacchio è ancora in transito ha poi consentito di definire dei Valori di Fondo Antropico, VFA, relativi a fasce di contaminazione.

L'approccio multivariato, essendo multidimensionale e offrendo maggiori spunti per l'interpretazione dei pattern osservati nelle misure, è stato ritenuto quello più efficace nell'evidenziare profili di contaminazione comuni sia dal punto di vista delle concentrazioni in gioco sia dal punto di vista del loro andamento temporale e quindi assunto come base per la derivazione di tutte le statistiche di riferimento. L'analisi multivariata ha permesso di distinguere per l'area in esame sette cluster principali, rappresentanti diversi gradi di intensità di inquinamento diffuso per le diverse sostanze considerate.

L'applicazione delle statistiche (50° e 75° percentile) sui cluster individuati tramite analisi multivariata nelle fasce di concentrazione interpolate ha permesso di definire i VFA. Questi valori sono notevolmente inferiori ai valori stimati che sono stati alla base per l'elaborazione della DGR 6737/2017, indicando un miglioramento della situazione. Si rileva qui come i confronti con lo scenario pregresso siano tutti riferiti alle elaborazioni predisposte per la DGR 6737/2017, perché pur essendoci stata una più recente (DGR 2482/2019) questa presentava degli aggiornamenti solo per il settore Nord-Ovest milanese. Si è ritenuto pertanto più indicato far riferimento al quadro relativo alla DGR del 2017.

3 PARTE 3 – VALUTAZIONE DEL RISCHIO DA INQUINAMENTO DIFFUSO

3.1 INTRODUZIONE ALLA PARTE III

I solventi clorurati, quali tetracloroetilene, tricloroetilene e triclorometano, ed il Cr VI sono presenti nelle acque di falda nell'area del Milanese, sia in forma di pennacchi ben delineati, sia di inquinamento diffuso ascrivibile alle numerose fonti inquinanti che per lungo tempo hanno agito sul territorio.

La presenza di tali composti in falda può porre problematiche sanitarie, oltre che per gli impieghi delle acque, anche per il potenziale rischio associato ad alcune vie di esposizione, quali ad esempio l'inalazione di vapori nel caso di inquinanti volatili.

In situazioni di contaminazione sito-specifica, la valutazione del rischio sanitario è in carico agli specifici soggetti individuati dalla normativa vigente in tema di siti inquinati. Viceversa, in caso di contaminazione diffusa, la pubblica amministrazione ha la necessità di garantire la tutela della salute pubblica senza caricare il singolo cittadino di oneri a lui non imputabili. In questo caso è quindi auspicabile individuare criteri che consentano di discernere tra situazioni:

1. con rischio trascurabile, che non richiedano ulteriori approfondimenti;
2. in cui sia necessario affinare la valutazione del rischio, mediante approfondimenti d'indagine e acquisizione di dati aggiuntivi;
3. intraprendere azioni o introdurre limitazioni che riconducano il rischio all'accettabilità.

La Parte 3 del documento ha come obiettivo la valutazione di screening dei potenziali rischi sanitari connessi allo stato di inquinamento diffuso individuato nell'area di studio (come dettagliato nella PARTE 2 – ANALISI MULTIVARIATA E DEFINIZIONE DEI VALORI DI FONDO ANTROPICO (VFA)).

L'analisi è impostata secondo un approccio di analisi di rischio esplorativa, finalizzata a:

- verificare la potenziale sussistenza di rischi sanitari non accettabili associati alle principali vie di esposizione attivabili nel contesto urbano considerato;
- individuare eventuali scenari che richiedano approfondimenti conoscitivi;
- supportare l'Amministrazione nella definizione di criteri di gestione proporzionati al livello di rischio stimato.

A tal fine, la valutazione si articola nei seguenti passaggi:

1. richiamo dei VFA e degli areali di inquinamento diffuso di riferimento;
2. inquadramento tossicologico dei composti oggetto di analisi;
3. descrizione delle caratteristiche territoriali e meteorologiche rilevanti ai fini dell'esposizione;
4. analisi degli usi delle acque nell'Area Vasta e del quadro normativo di riferimento;
5. definizione della metodologia di calcolo del rischio sanitario, con individuazione degli scenari di esposizione e dei recettori;
6. applicazione di modelli semplificati per la stima delle concentrazioni di esposizione;

7. calcolo degli indicatori di rischio cancerogeno e non cancerogeno;
8. valutazione complessiva del rischio potenziale e formulazione delle conclusioni.

La valutazione è condotta con impostazione cautelativa e si configura come strumento di supporto decisionale a scala territoriale, non sostitutivo delle procedure di analisi di rischio sito-specifiche previste dalla normativa vigente in materia di siti contaminati.

3.2 Tossicità dei composti di interesse

Nella banca dati ISS-INAIL (ultimo aggiornamento disponibile del 2018, [12]), a ciascuna sostanza è associata la classificazione del Regolamento CE n. 1272/2008 e ss.mm.ii., relativo alla classificazione, all'etichettatura e all'imballaggio delle sostanze e delle miscele, che pone le basi per uniformare la classificazione europea a quella delle Nazioni Unite (GHS, Globally Harmonised System of Classification and Labelling of Chemicals), [13].

Nella banca dati sono riportati i seguenti parametri tossicologici utilizzati per valutare gli effetti tossici e cancerogeni di ciascuna sostanza a seguito di esposizione umana:

- Slope Factor per ingestione (SF Ing.) [$\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{giorno})$]⁻¹
- Inhalation Unit Risk (IUR) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
- Reference Dose per ingestione (RfD Ing.) [$\text{mg}/(\text{kg} \cdot \text{giorno})$]
- Reference Concentration (RfCi) [mg/m^3]

Lo Slope Factor (SF) rappresenta la pendenza della curva dose–risposta per effetti cancerogeni e consente di stimare la probabilità incrementale di sviluppare un tumore nell'arco della vita a seguito di esposizione cronica per via orale alla sostanza. Il rischio cancerogeno viene calcolato come prodotto tra la dose media cronica assunta e lo Slope Factor. L'Inhalation Unit Risk (IUR) esprime il rischio cancerogeno associato all'inalazione continua e prolungata di una concentrazione unitaria della sostanza in aria ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

La Reference Dose (RfD) è la stima della dose giornaliera di esposizione per via orale che si ritiene non comporti effetti avversi apprezzabili per la salute umana, anche in caso di esposizione per tutta la vita; essa è utilizzata per la valutazione degli effetti non cancerogeni. La Reference Concentration (RfCi) analogamente rappresenta la concentrazione di una sostanza in aria alla quale si ritiene che l'esposizione cronica per inalazione non determini effetti tossici avversi.

I valori dello Slope Factor e della Reference Dose per contatto dermico, in assenza di valori specifici, si assumono corrispondenti rispettivamente allo Slope Factor e alla Reference Dose per ingestione. Di seguito vengono riportati in forma tabellare (Tabella 30) i parametri tossicologici dei contaminanti di interesse. Per consentire una corretta comprensione della classificazione armonizzata UE viene riportato in Tabella 31 un estratto dalla guida della banca dati ISS INAIL.

Tabella 30 - Parametri tossicologici per PCE, TCM e Cr VI

	PCE	TCM	Cr VI
Numero CAS	127-18-4	67-66-3	18540-29-9
Classificazione Armonizzata UE	Canc. 2 H351 Cronicità in acqua 2 H411	Canc. 2 H351 Repr 2 H361d Tox.acuta 3 H331 Tox. acuta 4 H302 STOT RE (Esposizione ripetuta) 1 H372 Irrit. occhi 2 H319 Irrit. pelle 2 H315	Carc. 1B H350i Skin Sens. 1 H317 Aquatic Acute 1 H400 Aquatic Chronic 1 H410
Classificazione IARC	2A (Sup 7, 63, 106, 2014)	2B (Sup 7, 73, 1999)	1 (Sup 7, 49, 100C, 2012)
SF Ing. [mg/kg-giorno] ⁻¹	2,10E-03	3,10E-02	5,00E-01
IUR [µg/m ³] ⁻¹	2,60E-07	2,30E-05	8,40E-02
RfD Ing. [mg/kg-giorno]	6,00E-03	1,00E-02	3,00E-03
RfCi [mg/m ³]	4,00E-02	9,80E-02	1,00E-04

Tabella 31 - Estratto della banca dati ISS-INAIL (2018) dei parametri tossicologici per i contaminanti oggetto di studio.

Classe	Categoria	Indicazione di pericolo
Tossicità acuta	1 o 2	H300: Letale se ingerito
		H310: Letale a contatto con la pelle
		H330: Letale se inalato
	3	H301: Tossico se ingerito
		H311: Tossico per contatto con la pelle
		H333: 1 Tossico se inalato
	4	H302: Nocivo se ingerito
		H312: Nocivo per contatto con la pelle

Classe	Categoria	Indicazione di pericolo
		H332: Nocivo se inalato
Corrosione/irritazione pelle	1A/1B/1C	H314: Provoca gravi ustioni cutanee e gravi lesioni oculari
	2	H315: Provoca irritazione cutanea
Gravi lesioni oculari/irritazione oculare	1	H318: Provoca gravi lesioni oculari
	2	H319: Provoca grave irritazione oculare
Mutagenicità sulle cellule germinali	1A o 1 B	H340: Può provocare alterazioni genetiche
	2	H341: Sospettato di provocare alterazioni genetiche
Cancerogenicità	1A o 1 B	H350: Può provocare il cancro
		H350i: Può provocare il cancro se inalato
	2	H351: Sospettato di provocare il cancro
Tossicità per la riproduzione	1A o 1 B	H360D: può nuocere al feto
		H360F: può nuocere alla fertilità
		H360FD: Può nuocere alla fertilità. Può nuocere al feto
		H360Df: Può nuocere al feto. Sospettato di nuocere alla fertilità
	2	H361d: Sospettato di nuocere al feto
		H361f: Sospettato di nuocere alla fertilità
		H361fd: Sospettato di nuocere alla fertilità. Sospettato di nuocere al feto
	Con effetti sull'allattamento o attraverso l'allattamento	H362: Può essere nocivo per i lattanti allattati al seno
Tossicità specifica per organi bersaglio (esposizione singola)	3	H335: Può irritare le vie respiratorie
		H336: Può provocare sonnolenza e vertigini

Classe	Categoria	Indicazione di pericolo
Tossicità specifica per organi bersaglio (esposizione ripetuta)	1	H372: Provoca danni agli organi in caso di esposizione prolungata o ripetuta
	2	H373: Può provocare danni agli organi in caso di esposizione prolungata o ripetuta
Pericoloso per l'ambiente acquatico – Tossicità cronica	1	H410: Molto tossico per gli organismi acquatici con effetti di lunga durata
	2	H411: Tossico per gli organismi acquatici con effetti di lunga durata
	3	H412: Nocivo per gli organismi acquatici con effetti di lunga durata
	4	Può essere nocivo per gli organismi acquatici con effetti di lunga durata

3.3 Areali di inquinamento diffuso e VFA

Per l'area di studio (Figura 63), come ampiamente illustrato nella PARTE 1 – MODELLAZIONE NUMERICA DI FLUSSO E TRASPORTO e nella PARTE 2 – ANALISI MULTIVARIATA E DEFINIZIONE DEI VALORI DI FONDO ANTROPICO (VFA), è stato aggiornato il quadro della contaminazione diffusa, delimitando per i comuni dell' "Area Nord Milanese" le aree interessate da fenomeni di contaminazione diffusa e i relativi Valori di Fondo Antropico (VFA).

L'area nel complesso è caratterizzata da un acquifero libero indifferenziato (AB) nel settore a Nord della linea di estensione dell'acquitaro (Figura 63) (Comuni di Origgio e Caronno Pertusella a nord-ovest, e Senago, Paderno Dugnano, Cusano Milanino, Bresso, Cinisello Balsamo, Nova Milanese, Muggiò, Sesto San Giovanni, Cologno Monzese, Brugherio e Monza, per l'area nord-est) e di due acquiferi distinti (A e B) a Sud, separati da un livello limoso argilloso dello spessore di qualche metro; l'acquifero più superficiale (A) risulta essere di tipo freatico, mentre l'acquifero sottostante (B) si configura come semiconfinato/confinato in relazione all'entità dello scambio idrico.



Figura 63 - Comuni dell'area di studio (rosa), Comuni per i quali viene definito un valore di inquinamento diffuso (tratteggiati), e linea di estensione acquifero in arancione.

La distribuzione spaziale della contaminazione diffusa nelle acque di falda nell'area di studio per TCM e PCE è mostrata in Figura 64 per l'acquifero superficiale A e indifferenziato AB, e Figura 65 per l'acquifero profondo (AB/B). La Figura 66 è, invece, relativa al Cr VI che interessa il solo acquifero indifferenziato AB e l'acquifero B.

Nelle figure, che riprendono quanto illustrato nella sezione 2.6, sono rappresentate le zone caratterizzate da differenti livelli di contaminazione diffusa, denominate “fascia gialla” e “fascia rossa”. Per ciascuna fascia e ciascun inquinante, come sintetizzato in Tabella 32, la concentrazione rappresentativa è stata assunta pari al relativo VFA, determinato in PARTE 2 – ANALISI MULTIVARIATA E DEFINIZIONE DEI VALORI DI FONDO ANTROPICO (VFA) come 50° e 75° percentile delle distribuzioni areali delle concentrazioni osservate nelle rispettive porzioni di territorio. Le aree in azzurro rappresentano porzioni di territorio non interessate da contaminazione diffusa che, sulla base dei dati analizzati, presentano concentrazioni conformi alle Concentrazioni Soglia di Contaminazione (CSC) di cui alla Tabella 2 dell'Allegato 1 al Titolo V alla parte quarta del D.Lgs. 152/06 e ss.mm.ii.. Alcune aree, rappresentate con tratteggio in giallo, comprendono sia aree interessate da plume di contaminazione specifici (cfr. sezione 1.7), sia limitate estensioni classificate come “azzurre” ma completamente immerse in aree di fascia “gialla” di maggiore estensione; in entrambi i casi, esse sono state cautelativamente ricondotte alla fascia “gialla” per garantire coerenza e continuità nella perimetrazione areale ai fini dello screening del rischio.

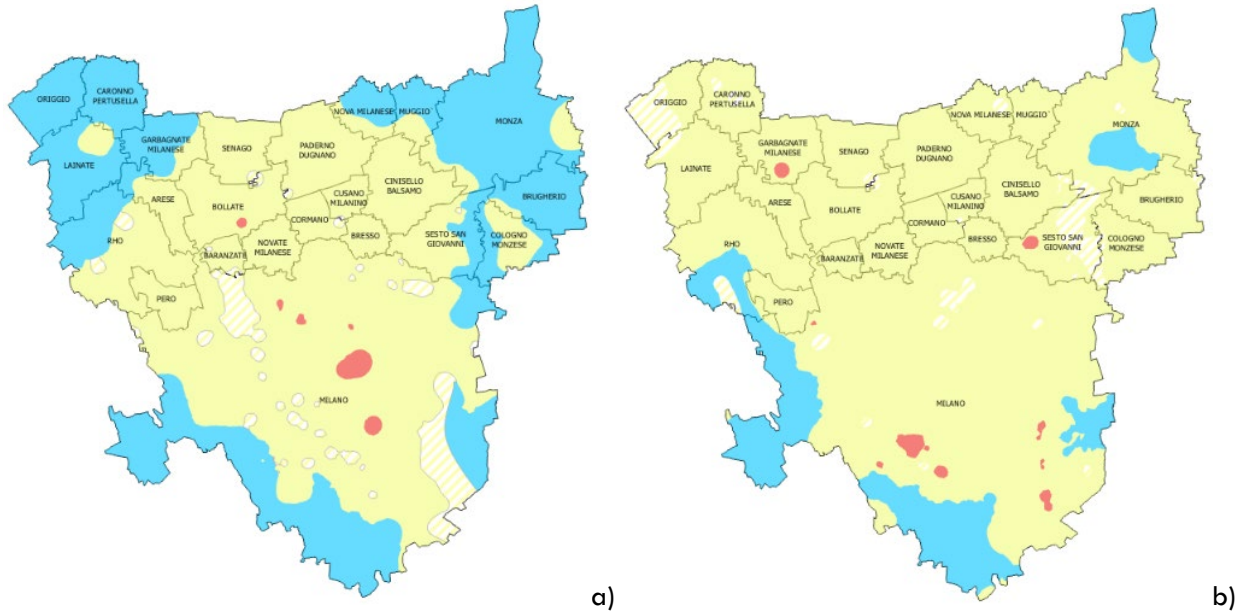


Figura 64 - Contaminazione diffusa da a) TCM e b) PCE nell'area di studio: zone in "fascia gialla" e in "fascia rossa" – acquifero A e AB; le porzioni in azzurro rappresentano territori non interessati da contaminazione diffusa, mentre le aree tratteggiate in giallo sono state cautelativamente ricondotte alla "fascia gialla" ai fini dello screening del rischio.

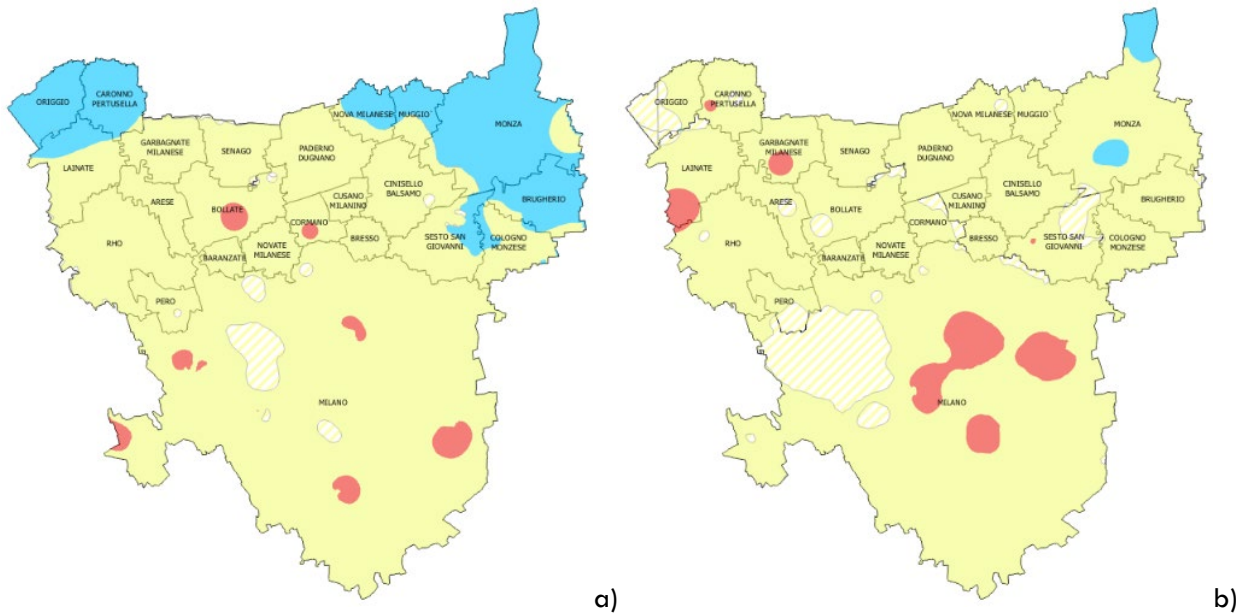


Figura 65 - Contaminazione diffusa da a) TCM e b) PCE nell'area di studio: zone in "fascia gialla" e in "fascia rossa" – acquifero B e AB; le porzioni in azzurro rappresentano territori non interessati da contaminazione diffusa, mentre le aree tratteggiate in giallo sono state cautelativamente ricondotte alla "fascia gialla" ai fini dello screening del rischio.



Figura 66 - Contaminazione diffusa da Cr VI nell'area di studio – acquifero B e AB; le porzioni in azzurro rappresentano territori non interessati da contaminazione diffusa di Cr VI, mentre le aree tratteggiate in giallo sono state cautelativamente ricondotte alla “fascia gialla” ai fini dello screening del rischio.

Tabella 32 - VFA proposte per le aree di inquinamento diffuso

Acquifero	PCE (µg/l) CSC = 1,1 µg/l		TCM (µg/l) CSC = 0,15 µg/l		CrVI (µg/l) CSC = 5 µg/l
	Fascia gialla (50° percentile)	Fascia rossa (75° percentile)	Fascia gialla (50° percentile)	Fascia rossa (75° percentile)	Fascia gialla (50° percentile)
	Acq. A (Superficiale)	6,3	9,0	0,3	1,1
Acq. AB (Indifferenziato)	3,4	-	0,4	-	6,0
Acq. B (Profondo)	4,8	11,8	0,75	3,9	7,8

3.4 Caratteristiche dell'area Nord milanese rilevanti ai fini dello screening

Nel presente paragrafo si riassumono alcuni tratti dell'area di studio di interesse per le valutazioni.

3.4.1 Soggiacenza della falda

La soggiacenza indicativa della falda rispetto al piano campagna nell'area di interesse (Figura 67) è stata ricostruita come differenza tra la quota assoluta del piano campagna, ricostruita dal DTM 5 m regionale e i livelli piezometrici acquisiti nell'ambito della ricostruzione della piezometria a scala regionale nel 2014 (<http://www.geoportale.regione.lombardia.it/>) (Figura 68) e all'aggiornamento 2022 per la sola area della Città Metropolitana di Milano (Figura 69). La ricostruzione condotta è in linea con i valori più recenti di città metropolitana milanese (Figura 70).

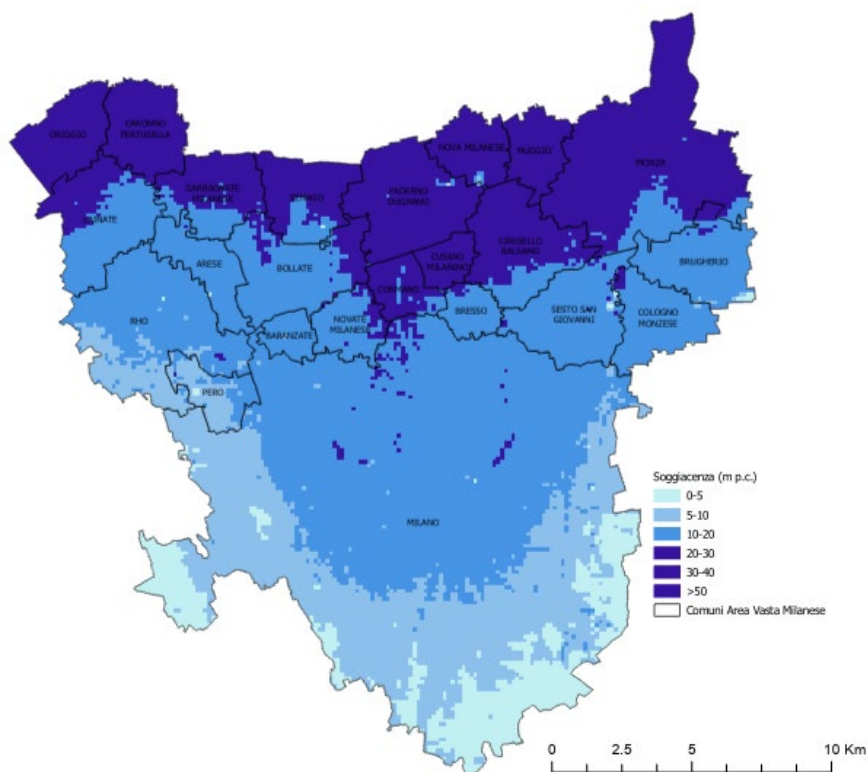


Figura 67 - Soggiacenza della falda nei Comuni dell'area di studio

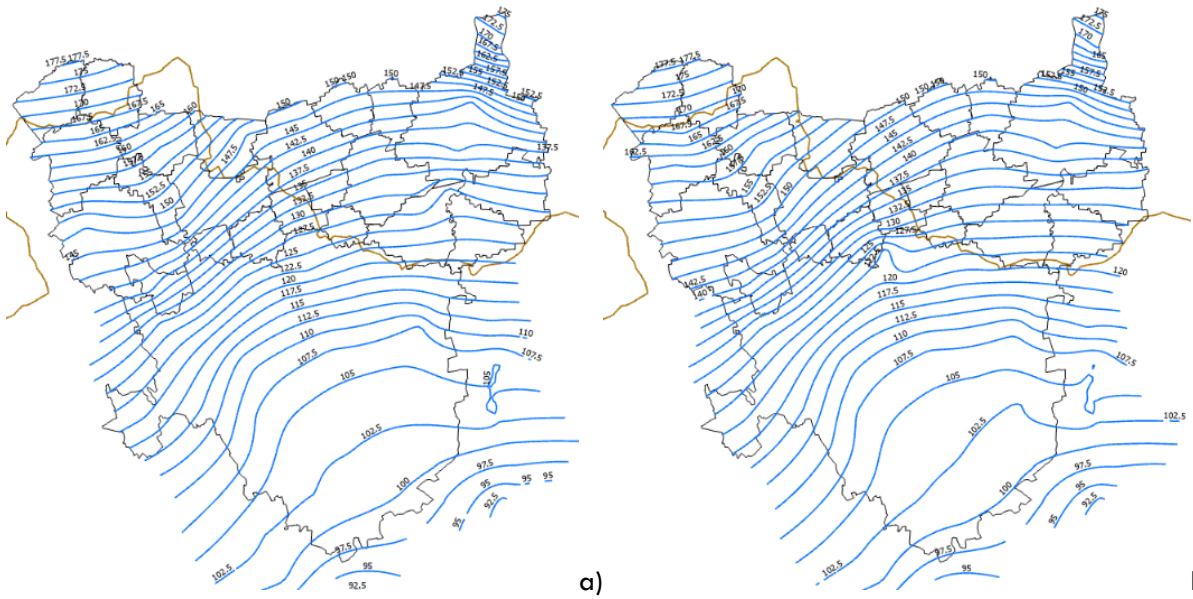


Figura 68 - Piezometria della falda superficiale all'interno dell'area di studio a) maggio e b) settembre 2014; la linea marrone rappresenta il confine di separazione fra acquifero superficiale A a Sud e acquifero indifferenziato AB a Nord

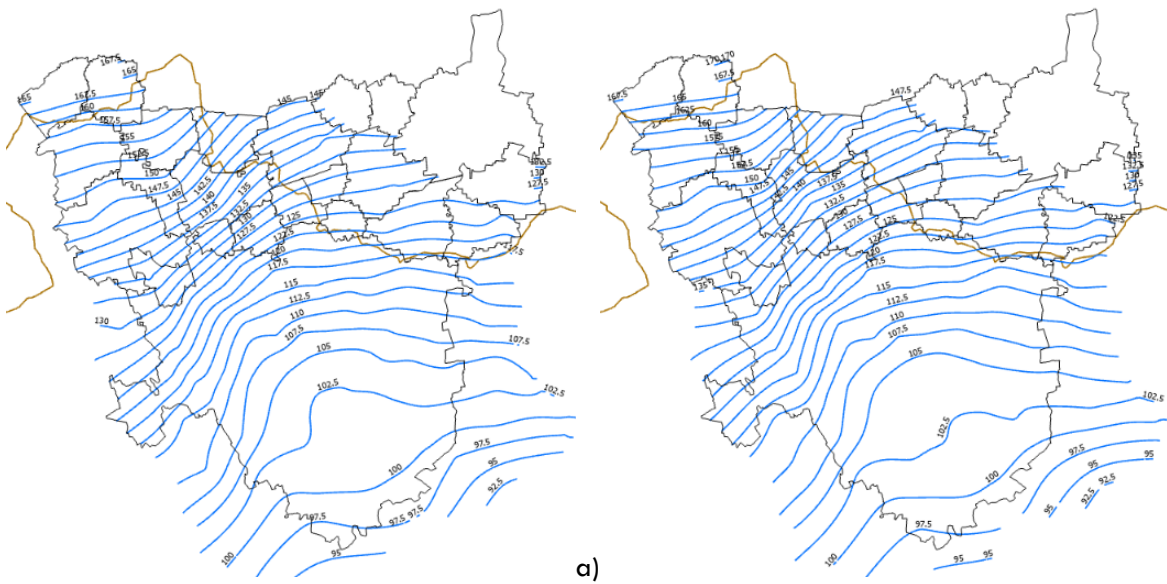


Figura 69 - Piezometria della falda superficiale nell'area della città metropolitana di Milano a) maggio e b) settembre 2022; la linea marrone rappresenta il confine di separazione fra acquifero superficiale A a Sud e acquifero indifferenziato AB a Nord

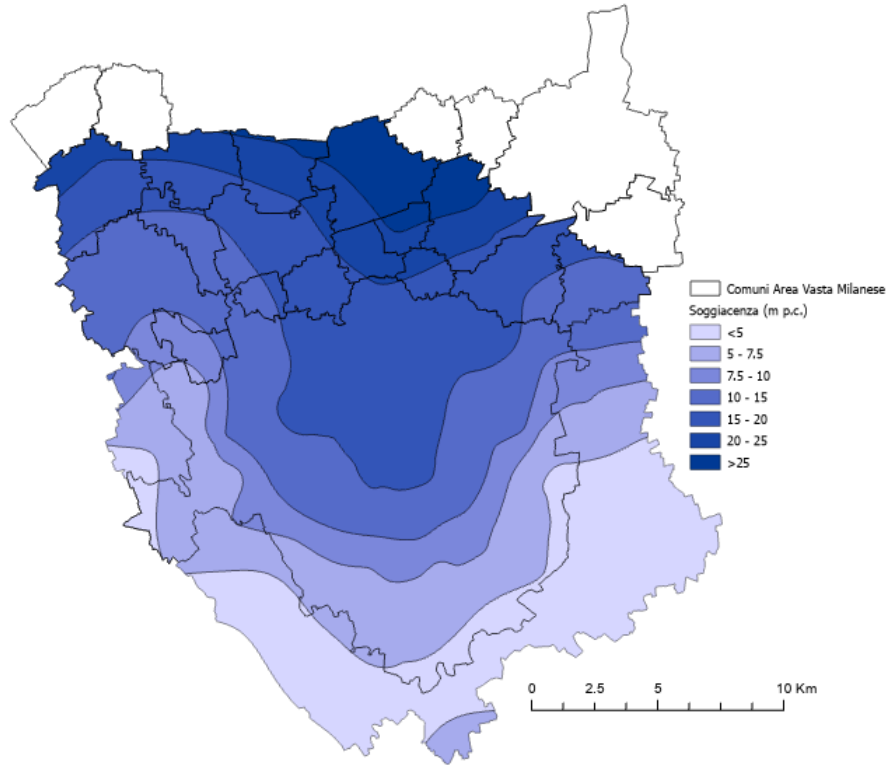


Figura 70 - Fasce di soggiacenza indicativa della falda nel territorio dell'area funzionale urbana di Città Metropolitana al 2022 (tratto da "Piezometria e soggiacenza indicativa della prima falda nel territorio della città metropolitana di Milano - Marzo e settembre 2022")

3.4.2 Affioramenti e corpi idrici alimentati da acque di falda

All'interno dell'area di studio sono presenti diversi punti di affioramenti della falda (fontanili o laghetti di cava) e corpi d'acqua superficiali costituiti da laghetti artificiali e bacini idrici, che, in base a morfologia e contesto idrogeologico, potrebbero essere almeno in parte alimentati da acque della falda superficiale.

In Tabella 33 sono elencati gli specchi d'acqua situati in zone di contaminazione diffusa da TCM e PCE (fasce "gialla" e "rossa"), le relative caratteristiche geometriche di interesse e il tipo di recettori da considerare in funzione della loro collocazione, individuati sulla base della cartografia regionale, Database Geo-Topografico (DBGT) e DUSAF 7.0 per l'uso del suolo, e verificate con ortofoto AGEA 2021 e Google Earth. Si precisa che l'elenco ha finalità di screening e deriva da fonti cartografiche e fotointerpretazione; l'effettiva connessione idraulica con la falda non è stata verificata caso per caso.

La Tabella 34 elenca, invece, i fontanili attivi presenti nell'area di studio in base alla ricognizione condotta da Regione Lombardia nell'ambito del progetto di ricerca "Tutela e valorizzazione dei fontanili del territorio lombardo FonTe" [14].

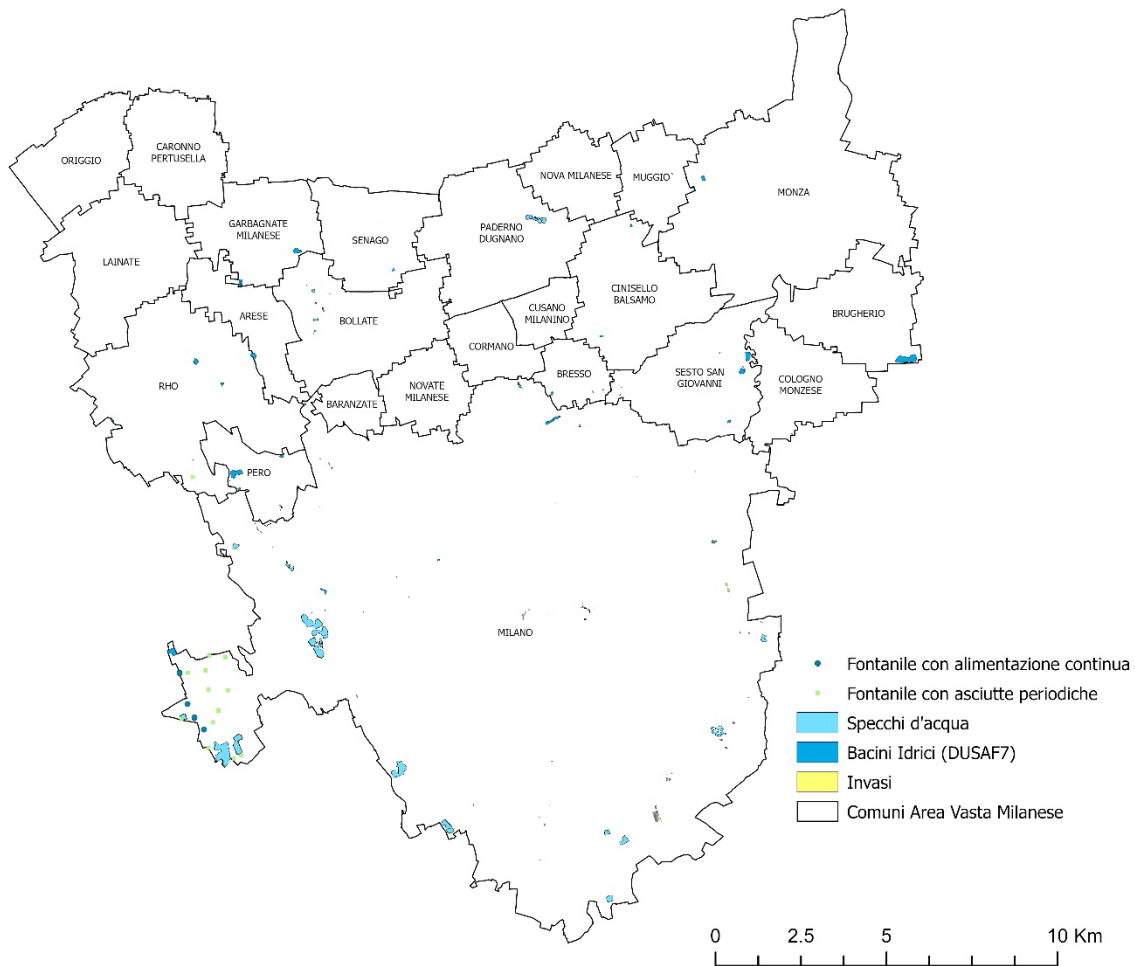


Figura 71 - Localizzazione nell'area di studio di fontanili e specchi d'acqua potenzialmente connessi ad affioramenti di acque sotterranee.

Tabella 33 - Caratteristiche dei principali specchi d'acqua presenti nell'area di studio, suddivisi per comune di appartenenza.

Specchio d'acqua/Bacino Idrico/Invaso	Superficie (m²)	Lunghezza massima* (m)	Recettore	Area TCM	Area PCE
Arese					
Lago Morganda	18792	195	Residenziale	gialla	gialla
Laghetto Parco Sansovino	4570	127	Ricreativo	gialla	gialla
Bollate					
Laghetto di Castellazzo	5650	94	Ricreativo	gialla	gialla
Laghetto Antonio Rossi - circolo di pesca	5224	130	Ricreativo	gialla	gialla
Laghetto delle Ninfee	2672	103	Ricreativo	gialla	gialla
Area acquitrinosa lato scolmatore di Nord Ovest (2 aree di affioramento)	1972	83	Ricreativo	gialla	gialla
Parco villa Arconati	1156	43	Ricreativo	gialla	gialla
area via Diana - parco delle Groane	635	32	Ricreativo	gialla	gialla
Bresso					
Laghetto Oxygen - Giardini della Scienza	5014	94	Residenziale	gialla	gialla
Laghetto Leopardi	1174	89	Ricreativo	gialla	gialla
Laghetto area verde via Clerici	506	61	Ricreativo	gialla	gialla
Bacino area verde zona Velodromo Nord	683	124	Ricreativo	gialla	gialla
Brugherio					
Lago parco ex cava Increa (Via Cascina Torriana)	99882	621	Ricreativo	-	gialla
Cinisello Balsamo					
Lago Nord di Cinisello Balsamo	5019	115	Ricreativo	gialla	gialla
Oasi e Laghetto S. Eusebio	3904	86	Ricreativo	gialla	gialla

Specchio d'acqua/Bacino Idrico/Invaso	Superficie (m²)	Lunghezza massima* (m)	Recettore	Area TCM	Area PCE
Cologno Monzese					
Area verde Papa Giovanni XXIII	864	49	Residenziale	-	gialla
Parco San Maurizio	360	40	Ricreativo	-	gialla
Cormano					
Via Filzi	162	21	Residenziale	gialla	gialla
Garbagnate Milanese					
Lago La Fametta - Pesca sportiva	23601	248	Ricreativo	gialla	gialla
Circolo Pesca Sportiva - via Marietti	14900	203	Ricreativo	gialla	gialla
Milano					
Parco delle Cave (zona Baggio) – 11 specchi d'acqua	316415	1411	Ricreativo	gialla	gialla
Lago ex cava Monzoro	37459	287	Ricreativo	-	gialla
Macconago	37150	342	Ricreativo	-	gialla
Lago di Niguarda	26217	478	Ricreativo	gialla	gialla
Laghetto parco Forlanini	24971	262	Ricreativo	gialla	-
Laghetto via Molinetto	20758	224	Residenziale	gialla	-
Bosco in Città	20257	349	Ricreativo	gialla	gialla
Laghetto IEO (ospedale - struttura di cura)	16858	168	Residenziale	-	gialla
parco comunale laghetto Fossone (via Novara, via Caldera)	10438	193	Residenziale	gialla	gialla
Lago di Bruzzano	7752	217	Ricreativo	gialla	gialla
Lagheti Giardini Indro Montanelli (P.ta Venezia)	6954	408	Ricreativo	gialla	gialla
Lago Parco Lambro	5800	128	Ricreativo	gialla	gialla

Specchio d'acqua/Bacino Idrico/Invaso	Superficie (m²)	Lunghezza massima* (m)	Recettore	Area TCM	Area PCE
<i>lago svincolo A8-A52 zona Fiera</i>	<i>3454</i>	<i>69</i>	<i>Ricreativo</i>	<i>gialla</i>	<i>gialla</i>
<i>Parco Cassinis (zona Corvetto) - 4 specchi d'acqua</i>	<i>5763</i>	<i>290</i>	<i>Ricreativo</i>	<i>gialla</i>	<i>rossa</i>
<i>Parco della Vettabbia</i>	<i>2179</i>	<i>78</i>	<i>Ricreativo</i>	<i>gialla</i>	<i>gialla</i>
<i>Laghetto sud Consorzio Depurazione Acque zona Niguarda</i>	<i>2162</i>	<i>81</i>	<i>Ricreativo</i>	<i>gialla</i>	<i>gialla</i>
<i>Parco industria Alfa Romeo Portello</i>	<i>2040</i>	<i>59</i>	<i>Ricreativo</i>	<i>gialla</i>	<i>-</i>
<i>Area verde Figino Silla, 4 laghetti</i>	<i>1896</i>	<i>219</i>	<i>Ricreativo</i>	<i>gialla</i>	<i>-</i>
<i>Laghetto Galleria Arte Moderna</i>	<i>1430</i>	<i>86</i>	<i>Ricreativo</i>	<i>gialla</i>	<i>gialla</i>
<i>Giardino d'acqua - giardino botanico</i>	<i>1026</i>	<i>74</i>	<i>Ricreativo</i>	<i>gialla</i>	<i>-</i>
<i>Orti via Valla</i>	<i>335</i>	<i>45</i>	<i>Ricreativo</i>	<i>gialla</i>	<i>gialla</i>
<i>Lago Bruzzano</i>	<i>209</i>	<i>33</i>	<i>Ricreativo</i>	<i>gialla</i>	<i>gialla</i>
<i>Vasca condominiale via Valassina</i>	<i>14</i>	<i>6</i>	<i>Residenziale</i>	<i>gialla</i>	<i>gialla</i>
Monza					
<i>"Il laghetto" - Via Boscherona</i>	<i>12058</i>	<i>150</i>	<i>Ricreativo</i>	<i>-</i>	<i>gialla</i>
Muggiò					
<i>Cascina San Giuseppe - via del Parco</i>	<i>245</i>	<i>64</i>	<i>Ricreativo</i>	<i>gialla</i>	<i>gialla</i>
Nova Milanese					
<i>Cava Eges / parco agricolo Nova Sud</i>	<i>1007</i>	<i>37</i>	<i>Ricreativo</i>	<i>gialla</i>	<i>gialla</i>
Origgio					
<i>Laghetto vivaio Toppi</i>	<i>152</i>	<i>13</i>	<i>Lavorativo</i>	<i>-</i>	<i>gialla</i>
Paderno Dugnano					
<i>Laghetti parco ex cava Nord</i>	<i>60623</i>	<i>671</i>	<i>Ricreativo</i>	<i>gialla</i>	<i>gialla</i>
Pero					

Specchio d'acqua/Bacino Idrico/Invaso	Superficie (m²)	Lunghezza massima* (m)	Recettore	Area TCM	Area PCE
Cava di Pero	52996	359	Lavoratori/Residen- ziale	gialla	-
Area svincoli A52	6549	119	Ricreativo	gialla	-
Laghetto area verde a sud della cava	4253	76	Ricreativo	gialla	-
Parco naturalistico via Fermi – 2 laghetti	2653	47	Ricreativo	gialla	-
Area cava	132	17	Lavoratori	gialla	-
Area verde ferrovia TO-MI	112	18	Ricreativo	gialla	-
Rho					
Ex cava di Terrazzano	17085	149	Ricreativo	gialla	gialla
Laghetto Molinello	5939	119	Ricreativo	gialla	gialla
Zona Umida prepositurale sponda Olona - Parco Enrico Mattei	5422	161	Ricreativo	-	gialla
Lungo canale scolmatore	397	61	Ricreativo	gialla	-
Senago					
Area cantiere/cava via Brodolini	4269	88	Lavoratori	gialla	gialla
Sesto San Giovanni					
Viale T. Edison/A52 tangenziale Nord	32406	286	Ricreativo	-	gialla
Area cava Melzi v.le T. Edison (3 laghetti)	19202	283	Residenziale	-	gialla
Lago Parco della Bergamella	5800	96	Ricreativo	gialla	gialla
Laghetto Parco Nord via Clerici (2 laghetti)	957	25	Ricreativo	gialla	gialla

Tabella 34 - Fontanili attivi nell'area di studio

Nome fontanile	Località	Contesto	Area TCM	Area PCE
Fontanili con alimentazione continua				
MILANO				
Malandrone	Monzoro	Area agricola/centro urbano	-	-
Pubbie o mezzabarba ii	Nord ovest Cna Guascona	Area agricola	-	-
Testa nuova	Est Cna Scariana	Area agricola	-	-
Testino	Cna guascona	Area agricola	-	-
Fontanili con asciutte periodiche				
RHO				
Bongiovanni	Bondi	Area agricola/area naturale	gialla	-
MILANO				
Gondola o Gandola	Villaggio Cavour	Area agricola/area industriale	-	-
Vignazzo	Cimitero	Area agricola	-	-
Mezzabarba	nord ovest C.na Guascona	Area agricola	-	-
Pubblio	C.na Guascona	Area agricola	-	-
Ferro di cavallo	C.na Nuova	Area estrattiva	-	-
Testa degli Assi	C.na Nuova	Area agricola/area estrattiva	-	-
Sgarivolto o Cavetto	C.na Malandra	Area agricola	-	-
Gondolina o Gandolina	C.na Mairano	Area agricola	-	-
Rile	Ovest di Muggiano	Area agricola/centro urbano	-	-
Cornelio	Muggiano	Centro urbano	gialla	-
San Martino	Assiano	Area agricola	-	-
Mezzabarba	C.na Gaggina	Area agricola/area estrattiva	-	-
Facchetti o Cavetto	C.na Moirano	Area industriale	-	-
Mozzetta o Mussetta	C.ne Olona	Area agricola	gialla	-

3.4.3 Dati meteorologici di interesse

Per quanto riguarda i venti, per effetto delle caratteristiche geografiche, la Lombardia risulta aperta alle circolazioni da ovest a est e sud-est; per l'asse nord-sud, invece, la circolazione è fortemente limitata a causa della barriera naturale costituita dalla catena alpina. Questo conferisce una relativa stabilità delle masse d'aria in pianura, con frequenti condizioni favorevoli a circolazioni locali di brezza, soprattutto in estate e in inverno.

Per stimare la velocità del vento nell'area di studio sono stati analizzati i dati delle centraline ARPA presenti sul territorio; si è quindi calcolata la velocità media v_{quota} misurata alla quota dell'anemometro all'altezza di 10 m e successivamente, grazie al modello di Hanna et al. (eq. 10), riportato tale valore ad una quota prossima al piano campagna, per convenzione posta uguale a 2 m dal suolo (v_{2m}). In tale formula, l'esponente considerato ha un valore che si riferisce a suolo urbano e alla classe di stabilità di Pasquill D, valore di default:

$$v_{2m} = v_{quota} \cdot \left(\frac{2m}{H}\right)^{0,25} \quad (10)$$

dove v_{quota} è la velocità media misurata alla quota dell'anemometro (H , assunta pari a 10 m), e v_{2m} è la velocità riportata convenzionalmente a 2 m dal suolo. In tale formula, l'esponente considerato ha un valore che si riferisce a suolo urbano e alla classe di stabilità di Pasquill D (neutralità), valore di default nei criteri metodologici APAT (2008, [15]) e comunemente adottata come condizione di riferimento nei modelli di dispersione in ambiente urbano.

La posizione degli anemometri scelti per la valutazione dell'intensità media del vento è mostrata in Figura 72. In Tabella 35 sono riportati i valori medi misurati per ogni centralina, tenuto conto dei soli dati validi, e la velocità media alla quota di 2 m dal suolo. Le serie temporali disponibili, pur non omogenee per periodo di osservazione, risultano sufficientemente estese da garantire una stima rappresentativa delle condizioni medie di ventilazione sull'area di studio.

Pur in presenza di una direzione leggermente prevalente lungo l'asse Est-Ovest (Figura 73), ai fini dello screening si assume cautelativamente, in assenza di una netta predominanza, la rotazione completa a 360° della direzione del vento, considerando ai fini delle valutazioni la situazione maggiormente conservativa.

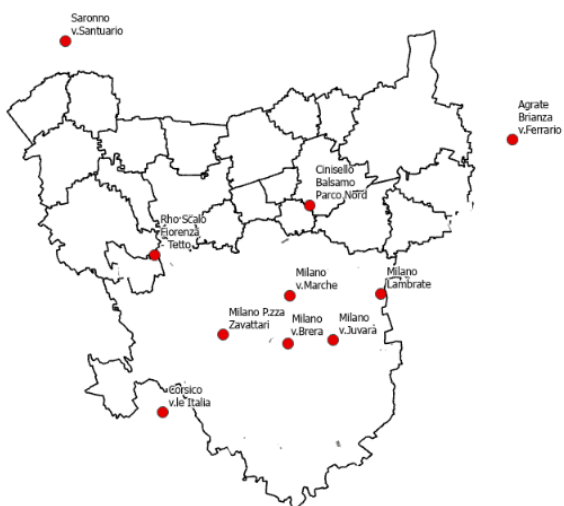


Figura 72 - Ubicazione degli anemometri usati per il calcolo della velocità media del vento nell'area di studio

Tabella 35 - Valori medi della velocità del vento misurati alla quota dell'anemometro (v_{quota}) per le centraline nell'area di studio; in grassetto è evidenziato il valore minimo di velocità media e il valore corrispondente riportato alla quota convenzionale di +2 m p.c. (v_{2m}), assunto come riferimento nelle valutazioni

Centralina	Periodo misurazione	V_{quota} (m/s)	V_{2m} (m/s) – classe D
Cinisello Balsamo parco Nord	Mar. 2013 - 2025	1,1	-
Milano Lambrate	Giu. 2001 - 2025	1,08	-
Milano piazza Zavattari	Sett. 2013 - 2025	0,92	0,62
Milano via Brera	Mar. 2014- 2025	1,51	-
Milano via Marche	Ott. 2013 - 2025	1,22	

Centralina	Periodo misurazione	V _{quota} (m/s)	V _{2m} (m/s) – classe D
Milano via Juvara	Mqr. 2014- 2025	1,34	
Agrate Brianza via Ferrario	Mar. 1990 – Ott. 2013	1,26	
Corsico v.le Italia	Ott. 2013 - 2025	0,94	
Rho Scalo Firenze - Tetto	Feb. 2015 - 2025	1,74	
San Colombano al Lambro	Giu. 2001- 2025	2,67	
Saronno - via Santuario	Lug. 2010 - 2025	1,07	

Milano
45.46°N, 9.19°E (122 m slm).
Modello. ERA5T.

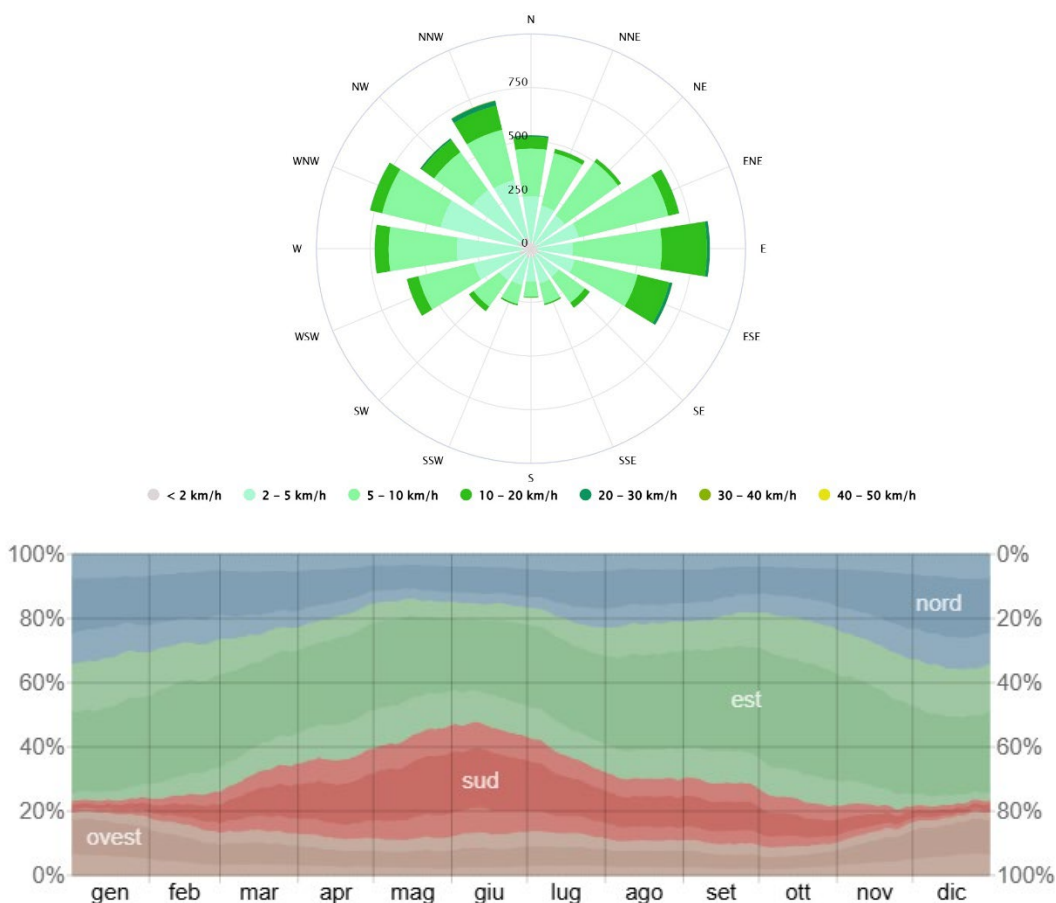


Figura 73 - Rosa dei venti rappresentativa per Milano (dati da modello NEMS, <https://www.meteoblue.com/>) a) e frequenze mensili delle direzioni del vento in corrispondenza della stazione di Milano aeroporto di Linate (<https://it.weatherspark.com/>) b)

3.5 Usi-consumi delle acque nell'area di studio

Le informazioni specifiche per l'area di studio sono derivate dai dati forniti dal Sistema Integrato di Polizia Idraulica e Utenze Idriche (SIPIUI) gestito da Regione Lombardia, che ha fornito un quadro sugli usi e i prelievi di falda con indicazioni riguardanti i pozzi di captazione; in pochi casi sono risultate disponibili le indicazioni relative alla profondità dei filtri e alle stratigrafie dei pozzi (note per circa il 55% dei pozzi). L'estrazione di tali dati è aggiornata al 2022 e ha riguardato utenze che hanno titolo a derivare, cioè utenze soggette a canone per l'uso-consumo di acqua. La Figura 74 mostra la distribuzione dei volumi annuali prelevati nell'area di studio, ripartiti per tipologia di uso secondo i dati SIPIUI al 2022.

In Tabella 36 vengono riportati il numero di opere di captazione, la portata massima concessa in relazione alla tipologia di uso-consumo e i relativi range di portata associati alle singole utenze. In Tabella 37 sono riportati il numero di opere di captazione e il volume emunto annualmente per ciascun Comune dell'area di studio.

Tabella 36 - Usi-consumi relativi alle derivazioni nell'area di studio

Uso	Numero di opere	Portata complessiva concessa (l/s)	Range portate medie (l/s)	Volume emunto annuale (m³)
Potabile	294	16669	1,0-8140	401412283
Pompa di calore	2700	9369	0,0015-48	270487403
Industriale	230	2582	0,025-50	80433799
Igienico	390	1206	0,01-72	24530734
Aree verdi/Aree sportive	394	356	0,01-18.2	11233351
Irriguo	63	695	0,2-185	9490759
Antincendio	170	361	0,01-50	7897718
Didattico/Scientifico	20	52	1,6-4,9	1645233
Piscicoltura	7	32	2,0-19	599184
Autolavaggio	9	10	0,2-4	330182
Zootecnico	6	51	1,0-19	283824
Lavaggio strade	2	7	0,5-6	204984
Altro uso (usi diversi)	29	221	0,1-55	1453810

Fonte: Elaborazione Politecnico di Milano su dati SIPIUI (2022)

Tra gli usi-consumi più importanti, sia in termini di volumi emunti che di numero di opere, spiccano quelli potabile, l'uso come fluido per scambio termico nelle pompe di calore e l'uso industriale, seguito da quello igienico e dall'irriguo. Tali informazioni sono utilizzate per selezionare, tra gli usi censiti, quelli che possono determinare un contatto realistico e potenzialmente significativo con acqua di falda non trattata (Par. 3.7.2).

Tabella 37 - Derivazioni e volumi emunti su base comunale nell'area di studio

Comune	Numero di opere	Volume emunto annuale (m ³)	% Opere	% Volume emunto annuale
ARESE	50	6740031,6	1,16	0,83
BARANZATE	10	1387584	0,23	0,17
BOLLATE	59	13718160	1,37	1,69
BRESSO	35	4615220	0,81	0,57
BRUGHERIO	31	6406223,04	0,72	0,79
CARONNO PERTUSELLA	37	8467731,36	0,86	1,05
CINISELLO BALSAMO	58	28240488	1,34	3,49
COLOGNO MONZESE	45	21532463,64	1,04	2,66
CORMANO	27	8527305,6	0,63	1,05
CUSANO MILANINO	13	8577792	0,30	1,06
GARBAGNATE MILANESE	52	13038874,56	1,21	1,61
LAINATE	100	12407071,6	2,32	1,53
MILANO	3335	562788485,2	77,31	69,48
MONZA	94	5517679,304	2,18	0,68
MUGGIO'	18	665409,6	0,42	0,08
NOVA MILANESE	21	7191784,8	0,49	0,89
NOVATE MILANESE	34	7867601,28	0,79	0,97
ORIGGIO	23	9310373,28	0,53	1,15
PADERNO DUGNANO	47	18228364,8	1,09	2,25
PERO	24	4389811,2	0,56	0,54
RHO	106	16690112,64	2,46	2,06
SENAGO	31	3710659,6	0,72	0,46
SESTO SAN GIOVANNI	64	39984036,8	1,48	4,94

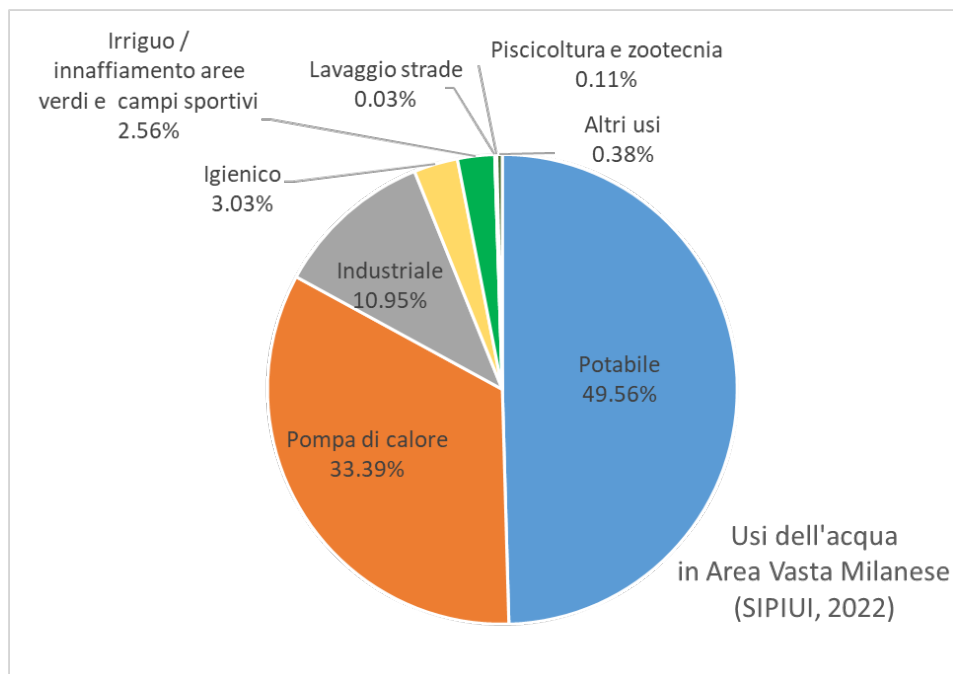


Figura 74 - Usi delle acque sotterranee nell'area di studio per volumi prelevati annualmente (SIPIUI, 2022)

3.6 Normativa di riferimento sugli usi delle acque

Nell'ambito del presente lavoro, la normativa di riferimento per le acque sotterranee è l'Allegato 1 al Titolo V della Parte IV del D.Lgs. 152/2006 e ss.mm.ii., che cita "Valori superiori alle CSC possono essere ammissibili solo in caso di fondo naturale più elevato o di modifiche allo stato originario dovute all'inquinamento diffuso, ove accertati o validati dalla autorità competente, ..., comunque compatibilmente con l'assenza di rischio igienico-sanitario per eventuali altri ricettori a valle". Per i parametri di interesse, le CSC sono riportate in Tabella 1. Per TCM e per la sommatoria di PCE e TCE, ulteriori valori di riferimento per le acque sotterranee sono indicati nel D.M. del 6 luglio 2016, di recepimento della direttiva 2014/80/UE sulla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento.

Risulta, inoltre, utile richiamare ulteriori limiti normativi o valori guida applicati in Italia per specifici utilizzi delle acque di interesse nel presente lavoro, facendo riferimento a norme e regolamenti tecnici di settore e, ove manchino limiti specifici, a valori guida tecnici comparativi (ad es. riuso reflui).

Per i parametri di interesse, CSC, concentrazioni soglia per la valutazione dello stato chimico e limiti/valori guida per gli usi delle acque sono riassunti in Tabella 38.

Tabella 38 - Limiti o valori guida dei contaminanti di interesse per le acque sotterranee e per specifici usi delle acque.

Parametro	Limiti/Valori Guida ($\mu\text{g/l}$)			Riferimento normativo / Note
	PCE	TCM	Cromo	
Tutela ambientale				
CSC Acque sotterranee	1,1	0,15	Cr VI = 5,0	D.Lgs. 152/2006
Valori soglia valutazione stato chimico acque sotterranee	Sommatoria PCE+TCE = 10	0,15	Cr totale = 50; Cr VI = 5	DM 6.7.2016
Usi delle acque				
Potabile	PCE+TCE = 10	Triometani totali = 30	Cr totale = 25 dal 12/01/2026	D.Lgs. 18/2023 All. I Parte B
Irrigazione	PCE+TCE = 10	Triometani totali = 30	Cr totale = 100; Cr VI = 5	D.M. 185/2003 (riutilizzo reflui)
Balneazione	Nessun limite specifico	Nessun limite specifico	Nessun limite specifico	D.Lgs. 116/2008; D.M. 30/03/2010 e s.m.i. La disciplina è basata su parametri microbiologici (E. coli ed enterococchi intestinali)
Acquacoltura (salmonidi, ciprinidi) in acque superficiali	Nessun limite specifico	Nessun limite specifico	Nessun limite specifico	D.Lgs. 152/2006 Parte III All. 2
Molluschicoltura in acque superficiali	Concentrazione di sostanze organo-alogenate tale da mantenere una buona qualità del prodotto e obbligatoriamente da non provocare effetti nocivi per i molluschi e le loro larve		Nessun limite specifico	
Zootecnico	L'acqua di abbeverata deve risultare "potabile o pulita" (non sono tuttavia indicati parametri qualitativi per accertarne la qualità).			Reg. 852/2004/CE

Il D.Lgs. 18/2023 (ex D.Lgs. 31/2001) “Attuazione della direttiva (UE) 2020/2184 del Parlamento europeo e del Consiglio, del 16 dicembre 2020, concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano” riporta valori limite per le acque destinate all’uso potabile, per la preparazione di cibi e bevande o per altri usi domestici, a prescindere dalla loro origine e modalità di distribuzione. Sono incluse le acque utilizzate in impresa alimentare per la fabbricazione, il trattamento, la conservazione o l’immissione sul mercato di prodotti o di sostanze destinate al consumo umano, fatta salva la salubrità del prodotto alimentare finale. In tale decreto, sono indicati un valore limite per la somma di PCE e TCE (10 µg/l), uno per i trialometani totali cloroformio, bromoformio, dibromoclorometano, e bromodichlorometano., inclusivi del TCM (30 µg/l) e uno per il Cr TOT (25 µg/l, dal 12 gennaio 2026). I valori guida indicati dall’Organizzazione Mondiale della Sanità (WHO), per confronto, per PCE, TCM e Cromo totale in acqua potabile sono rispettivamente pari a 40 µg/l, 300 µg/l e 50 µg/l ([16], [17]).

Il D.M. 12 giugno 2003, n. 185 disciplina il riutilizzo delle acque reflue e ammette, tra le destinazioni d’uso, l’uso irriguo (per colture destinate alla produzione di alimenti per il consumo umano e animale e per colture non alimentari, nonché per l’irrigazione di aree verdi, ricreative e sportive) e l’uso civile (ad es. lavaggio delle strade nei centri urbani, ecc.). Salvo diversa specifica, i limiti del D.M. 185/2003 sono da intendersi come valori medi su base annua, fatta eccezione per l’uso irriguo, per il quale il riferimento è al singolo utilizzo/campagna irrigua. A seguito dell’entrata in vigore del Regolamento (UE) 2020/741, per il riuso a fini irrigui in agricoltura si applicano i requisiti minimi europei e il piano di gestione del rischio previsti dal Regolamento, che tuttavia definisce soprattutto requisiti microbiologici (ad esempio E. coli, enterococchi fecali) e alcuni requisiti operativi/di monitoraggio, lasciando la gestione di eventuali sostanze chimiche attraverso Piano di gestione del rischio e eventuali limitazioni da parte delle autorità; il D.M. 185/2003 continua a trovare applicazione nelle parti non in contrasto con il Regolamento e rimane riferimento per gli usi non agricoli (civili e industriali).

Il D.Lgs. 152/06, al Titolo II della Sezione II della Parte III, disciplina gli obiettivi di qualità ambientale per specifiche destinazioni, quali: a) le acque superficiali destinate alla balneazione; b) le acque dolci che richiedono protezione per essere idonee alla vita dei pesci e dei molluschi. Con riferimento alle acque destinate alla balneazione, il quadro attuale è costituito dal D.Lgs. 116/2008 e dal suo decreto attuativo D.M. 30/03/2010 (aggiornato nel 2018), i quali tuttavia non definiscono limiti specifici per le sostanze di interesse, concentrandosi primariamente sui parametri microbiologici (Escherichia coli ed enterococchi intestinali).

Per quanto attiene la qualità delle acque dolci in relazione alla vita di pesci e molluschi, le Tabelle 1/B e 1/C nell’Allegato 2 alla Parte Terza del D.Lgs. 152/06 forniscono l’elenco dei parametri da valutare rispettivamente per salmonidi/ciprinidi e molluschi. Nel caso di salmonidi/ciprinidi, non sono previsti parametri chimici riconducibili ai contaminanti di interesse. Nel caso dei molluschi, le concentrazioni delle sostanze devono essere tali da mantenere una buona qualità del prodotto della molluschicoltura (valore guida) e comunque non provocare effetti nocivi per i molluschi e le loro larve; non è tuttavia fornito un esplicito valore.

3.7 Valutazione di screening del rischio sanitario

3.7.1 Metodologia di lavoro

Lo studio si è concentrato sull'analisi della situazione di inquinamento diffuso delle acque sotterranee nell'Area del Nord Milanese, con particolare riferimento ai potenziali rischi sanitari associati al percorso di inalazione di vapori da falda in situ per i contaminanti organici volatili, PCE e TCM, per la falda più superficiale e ai rischi connessi a possibili usi non potabili delle acque sotterranee non trattate.

La valutazione del rischio è stata condotta in coerenza con la metodologia ufficiale descritta nel Piano Regionale delle Bonifiche (PRB) della Regione Lombardia, approvato con D.G.R. XI/6408 del 23 maggio 2022, che prevede l'applicazione di un'Analisi di Rischio (AdR) semplificata a fenomeni diffusi o a contaminazioni estese non direttamente imputabili a singole fonti o che, se anche originati da singola sorgente, interessano porzioni ampie di territorio, come nel caso di plume estesi. Lo screening si basa sull'impiego di modelli analitici di letteratura e parametri di esposizione conformi alle Linee guida ISPRA per l'AdR applicata ai siti in bonifica e a quanto riportato nell'Allegato Tecnico 14 del PRB, che descrive in dettaglio la procedura di stima.

Le soglie di accettabilità adottate ($HI = 1$; $R = 1 \times 10^{-6}$) coincidono con i valori normativi previsti per i siti contaminati e con i criteri del PRB, in un'ottica prudenziale che garantisce coerenza, confrontabilità e allineamento con le valutazioni regionali.

3.7.2 Scenari di esposizione e recettori

In considerazione delle caratteristiche geologiche e idrogeologiche dell'area, delle caratteristiche chimico-fisiche delle sostanze di interesse e agli usi delle acque, lo screening ha preso in esame le vie di esposizione di seguito elencate.

Per i soli acquiferi superficiale A e "indifferenziato" A/B (nella porzione settentrionale di area vasta, dove non esiste una separazione netta fra acquifero superficiale e profondo):

- inalazione di vapori da falda in situ per i composti organici volatili (PCE e TCM), sia per esposizione indoor che outdoor;
- inalazione di vapori per i composti organici volatili (PCE e TCM) e contatto dermico outdoor da affioramenti (specchi d'acqua);

per tutti i corpi acquiferi, vie di esposizione legate agli usi non potabili delle acque:

- inalazione di vapori per PCE e TCM o aerosol per Cr VI e contatto dermico con acque per uso sanitario personale (doccia indoor);
- inalazione di vapori per PCE e TCM o aerosol per Cr VI durante l'uso irriguo (Irrigazione/Innaffiamento aree verdi e/o impianti sportivi) outdoor;

Sulla base degli usi dell'acqua in area vasta (SIPIUI, 2022), delle normative vigenti e delle caratteristiche/modalità di impiego, lo screening ha considerato esclusivamente usi non potabili che implicano un potenziale contatto realistico con acque di falda non trattate nelle aree della contaminazione diffusa.

Sono stati esclusi:

- gli usi potabili o assimilati, nonché gli usi che per legge prevedono impiego esclusivo di acqua potabile (es. industria alimentare diretta, in accordo al D.Lgs. 18/2023 (ex D.Lgs. 31/2001) e al Reg. CE 852/2004 (HACCP);
- gli usi delle acque in circuito chiuso in condizioni di normale funzionamento, ad esempio come fluido vettore all'interno di impianti a pompa di calore, per cui il contatto/esposizione con le acque si può ritenere trascurabile. Anche nel caso di impianti a pompa di calore con recapito in corpo idrico superficiale, il potenziale di esposizione è ritenuto limitato, sia perché molti corsi d'acqua dell'area milanese risultano tombinati, precludendo le possibilità di contatto diretto, sia perché, anche nei casi di tratti a cielo aperto, lo scarico è puntuale ed eventuali fenomeni di volatilizzazione interessano aree limitate; inoltre, le portate dei corsi d'acqua, e gli elevati fattori di diluizione che ne conseguono, garantiscono un rapido abbattimento delle concentrazioni residue.

Per gli scenari industriali non alimentari (processi produttivi, raffreddamento, lavaggio impianti, ...) è stata considerata l'esposizione per inalazione e/o contatto dermico da parte dei lavoratori assimilandoli in termini di esposizione a uso sanitario/irriguo fatto salvo per gli specifici parametri di esposizione dell'uso occupazionale. Usi episodici (es. antincendio, lavaggio strade, ...) non sono stati valutati esplicitamente, ritenendoli ricompresi nelle casistiche precedenti.

Le vie di esposizione per ingestione indiretta tramite prodotti irrigati non sono state considerate, in quanto non rappresentative. Per composti organici volatili ad alta costante di Henry (PCE, TCM) la via inalatoria domina, infatti, la dose assorbita di 2–3 ordini di grandezza rispetto alle altre vie di esposizione, come documentato in letteratura ([18], [19], [20]). Per il Cr VI, analogamente, le concentrazioni attese nelle parti eduli sono trascurabili in ragione dei processi di riduzione a Cr III nel suolo e nei tessuti vegetali. Infatti, pur essendo possibile l'assorbimento radicale di Cr VI, numerosi studi indicano che il cromo viene in larga parte ridotto a Cr III e immobilizzato nei tessuti vegetali (in particolare a livello radicale), con un trasferimento limitato alle parti edibili alle concentrazioni tipicamente considerate nei contesti irrigui. In considerazione anche dell'elevata urbanizzazione dell'area di studio, la via di esposizione per ingestione di prodotti agricoli irrigati con acque di falda non trattate, è stata ritenuta non prioritaria ai fini dello screening territoriale, ferma restando la possibilità di eventuali approfondimenti puntuali nel caso dovessero emergere evidenze specifiche di irrigazione di colture destinate al consumo umano e di condizioni pedologiche/gestionali tali da rendere potenzialmente non trascurabile il trasferimento.

In ragione dell'ampiezza dell'area di studio e dei differenti usi del suolo che coesistono sul territorio, la valutazione del rischio sanitario per la contaminazione diffusa è stata effettuata considerando come recettore il

“residenziale on site”, maggiormente conservativo, in termini di rischio atteso, rispetto a recettori ricreativo e industriale/commerciale.

L'unica eccezione riguarda l'inalazione di vapori da specchio d'acqua, per la quale sono stati considerati anche i recettori “lavoratore on site” e “ricreativo on site” in funzione della localizzazione del corpo idrico e degli usi che insistono sull'area, osservando immagini satellitari e aeree (Google Earth) e ricercando sul web i possibili usi adiacenti a ciascuno specchio d'acqua. Nello specifico il recettore residenziale è stato preso in esame solo nelle situazioni con presenza di edifici residenziali nel raggio di 30 m dallo specchio d'acqua.

Tabella 39 - Sintesi dei percorsi di esposizione considerati nello screening

Percorso	Acquifero	Recettore	Indoor/ Outdoor	Contaminanti	Riferimenti modellistici
Volatilizzazione da falda in situ	A / AB	Residenziale (più cautelativo per contesti urbani)	Indoor + Outdoor	PCE, TCM	0
Volatilizzazione da affioramenti di falda	A / AB	Ricreativo/ Lavoratore / Residenziale (entro 30 m) in funzione della specifica area	Outdoor	PCE, TCM	3.8.2
Uso sanitario (doccia)	Tutti	Residenziale	Indoor	PCE, TCM (vapori), Cr VI (aerosol)	3.8.3
Irrigazione aree verdi	Tutti	Residenziale / Lavoratore/ Ricreativo	Outdoor	PCE, TCM (vapori), Cr VI (aerosol)	3.8.3

3.7.3 Stima dell'esposizione

Prima di introdurre i modelli specifici utilizzati nei calcoli si riassumono le equazioni per la stima della dose media giornaliera e dei rischi non cancerogeno, o tossico, e cancerogeno per le vie di esposizione di interesse, inalazione e contatto dermico, secondo le espressioni APAT (2008, [15]) e i parametri di esposizione considerati.

3.7.3.1 Concentrazione equivalente di esposizione cronica per inalazione

$$C_{eq} = C_{air} \cdot \frac{ET}{24} \cdot \frac{EF}{365} \cdot \frac{ED}{AT} \quad (11)$$

dove:

C_{eq} = concentrazione equivalente di esposizione cronica in aria ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

C_{air} = concentrazione in aria ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

ET = durata esposizione (h/d)

EF = frequenza esposizione (d/anno)

ED = durata esposizione (anni)

AT = periodo di mediazione (giorni), ED nel caso valutazione effetti tossici; $AT = LT = 70$ anni per effetti cancerogeni

3.7.3.2 Dose dermica cronica

$$CDI_{derm} = \frac{C_{water} \cdot K_p \cdot SA \cdot ET \cdot EF \cdot ED \cdot CF}{BW \cdot AT} \quad (12)$$

dove:

CDI_{derm} = dose dermica cronica (mg/kg/d)

C_{water} = concentrazione in acqua ($\mu\text{g}/\text{L}$)

K_p = permeabilità cutanea (cm/h — importante per Cr VI)

SA = superficie cutanea esposta (cm^2)

CF = fattori di conversione delle unità. Le equazioni, coerentemente con APAT ([15])/ PRB (2022) sono implementate nel tool di calcolo con i necessari fattori di conversione delle unità ($\mu\text{g} \rightarrow \text{mg}$; $\text{L} \rightarrow \text{cm}^3$; $\text{h} \rightarrow \text{d}$).

ET = tempo di esposizione (h/d)

EF = frequenza di esposizione (d/anno)

ED = durata di esposizione (anni)

AT = periodo di mediazione (giorni), ED nel caso valutazione effetti tossici; $AT = 70$ anni per effetti cancerogeni

3.7.3.3 Rischio non cancerogeno

Il rischio non cancerogeno è espresso mediante l'Indice di Rischio (Hazard Index, HI).

$$HI = \frac{CDI_{derm}}{RfD} \quad (13)$$

o per inalazione:

$$HI_{inh} = \frac{C_{eq}}{RfC} \quad (14)$$

dove:

CDI_{derm} = dose dermica cronica (mg/kg/d)

C_{eq} = concentrazione equivalente di esposizione cronica in aria ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

RfD = Reference Dose (ingestione/dermico) (mg/kg/d)

RfC = Reference Concentration (inalazione) ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

3.7.3.4 Rischio cancerogeno

Il rischio cancerogeno è valutato come probabilità incrementale di sviluppare un tumore nell'arco della vita a seguito dell'esposizione considerata, ovvero come Excess Lifetime Cancer Risk (ELCR), di seguito indicato anche come Rischio (R):

$$ELCR = CDI_{derm} \cdot SF \quad (15)$$

per ingestione/dermico, oppure:

$$ELCR_{inh} = C_{eq} \cdot IUR \quad (16)$$

per inalazione, con:

CDI_{derm} = dose dermica cronica (mg/kg/d)

C_{eq} = concentrazione equivalente di esposizione cronica in aria ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

ELCR = R = Excess Lifetime Cancer Risk o Rischio

SF = Slope Factor [$(\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$]

IUR = Inhalation Unit Risk [$(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$]

Per gli effetti cancerogeni, nel caso di esposizioni in contesti residenziali o ricreativi si è tenuto conto dell'esposizione cumulata in età infantile e adulta (recettore "adjusted").

Per quanto riguarda l'inalazione di aria outdoor e indoor, i parametri di esposizione sono stati assunti pari ai default indicati nei Criteri Metodologici APAT (2008, [15]). Per le altre vie di esposizione (contatto dermico e inalazione in doccia, contatto dermico e inalazione da irrigatore, contatto dermico con acque in affioramento), in assenza di indicazioni nelle linee guida nazionali, i valori dei parametri sono stati derivati da fonti bibliografiche secondo un approccio cautelativo di Reasonable Maximum Exposure (RME) ([21]). A tal proposito occorre osservare come tali assunzioni, di carattere generale, potrebbero non descrivere in modo accurato specifiche condizioni locali dell'area di studio; nel caso in esame, la potenziale non rappresentatività è più rilevante per i percorsi di esposizione legati all'uso irriguo delle acque (frequenze, modalità d'impiego e popolazione esposta), che in un contesto urbano verosimilmente riguardano una quota minoritaria della popolazione. I risultati devono essere interpretati come stima cautelativa del rischio potenziale massimo ragionevole e non come rappresentazione dell'esposizione media effettiva della popolazione.

Tabella 40 - Parametri di esposizione

Parametri Generali	Simbolo	Unità di misura	Residenziale		Industriale/ Commerciale	Ricreativo	
			Adulto	Bambino	Lavoratore	Adulto	Bambino
Peso corporeo	BW	kg	70	15	70	70	15
Durata di esposizione sostanze non cancerogene	ED	anni	24	6	25	24	6
Tempo di mediazione	LT	anni	70	70	70	70	70
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno	350	350	250	350	350
Inalazione di aria outdoor							
Tempo di esposizione giornaliero	ET	ore/giorno	24	24	8	3	3
Fattore di assorbimento: inalazione	AAF	adim	1	1	1	1	1
Fattore di ritenzione polmonare	LRF	adim	1	1	1	1	1
Inalazione di aria indoor							
Frequenza di esposizione quotidiana	ET		24	24	8	3	3
Fattore di assorbimento: inalazione	AAF	adim	1	1	1	1	1
Fattore di ritenzione polmonare	LRF	adim	1	1	1	1	1
Inalazione in doccia							
Tempo di esposizione giornaliero	ET	ore/giorno	0.2	0.2	0.2	0.12	0.2
Fattore di assorbimento: inalazione	AAF	adim	1	1	1	1	1
Fattore di ritenzione polmonare	LRF	adim	1	1	1	1	1
Inalazione irrigatore							
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno	150	150	200	150	150
Tempo di esposizione giornaliero	ET	ore/giorno	2	2	4	2	2
Fattore di assorbimento: inalazione	AAF	adim	1	1	1	1	1
Fattore di ritenzione polmonare	LRF	adim	1	1	1	1	1
Contatto dermico in doccia							
Tempo di esposizione giornaliero	ET	ore/giorno	0.2	0.2	0.2	0.12	0.2
Superficie di pelle esposta	SA	cm2	23000	7280	23000	18400	6800
Fattore di assorbimento: contatto dermico con acqua	AAF	adim	1	1	1	1	1
Contatto dermico acque in affioramento							
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno	36	36	36	5	5
Tempo di esposizione giornaliero	ET	ore/giorno	2.6	2.6	2.6	2.6	2.6
Superficie di pelle esposta	SA	cm2	23000	7280	23000	18400	6800
Fattore di assorbimento: contatto dermico con acqua	AAF	adim	1	1	1	1	1
Contatto dermico irrigazione							
Frequenza di esposizione	EF	giorni/anno	150	150	150	20	20
Tempo di esposizione giornaliero	ET	ore/giorno	2	2	2	0.5	0.5
Superficie di pelle	SA	cm2	23000	7280	23000	18400	6800
Frazione di pelle esposta	FS	/	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5
Fattore di assorbimento	AAF	adim	1	1	1	1	1

Le combinazioni percorso–recettore–ambiente riportate nel Par. 3.7.2 e i parametri di Tabella 40 costituiscono input per i modelli presentati nel Par. 3.8 e per il calcolo degli indicatori di rischio riportati nel Par. 3.9.

3.8 Modelli di volatilizzazione, emissione e dispersione in atmosfera e parametri di calcolo

Il presente paragrafo illustra i modelli tratti dalla letteratura scientifica di potenziale interesse per la valutazione di screening del rischio sanitario connesso a:

- acque di falda in situ;
- acqua di falda affiorante (es., cave in esercizio e/o ex cave adibite a parco, cantieri con escavazione in zona satura, specchi d'acqua, ecc.);
- acqua di falda emunta e nebulizzata (es., per uso personale, per attività irrigue, per scopi ricreativi, ecc.).

La principale via di esposizione, fatta eccezione per vie di esposizione dirette quali il contatto dermico e l'ingestione, ad acque di falda contaminate è l'"inalazione di vapori" nel caso le sostanze di interesse presentino caratteristiche di volatilità. La valutazione di questo percorso richiede approccio modellistico idoneo a stimare la concentrazione di inquinanti in fase vapore attesa nell'aria respirata dal recettore umano al punto di esposizione. Da questa è poi possibile stimare il rischio sanitario con l'approccio canonico utilizzato nel caso di contaminazione sito-specifica (APAT, 2008, [15]).

Oltre ai modelli impiegati per la stima della volatilizzazione da falda e dispersione in aria outdoor e indoor di cui allo standard ASTM, ripreso nei criteri metodologici APAT (2008, [15]), in letteratura sono stati proposti modelli di emissione da corsi d'acqua superficiali, che potrebbero trovare applicazione per la stima delle emissioni dei contaminanti di interesse da fontanili o a seguito di recapito delle acque di falda in corsi d'acqua superficiali. Tuttavia, come evidenziato in USGS (1998, [22]), in tali situazioni l'emissione risulta generalmente rapida, in relazione al moto dell'acqua, e limitata alle immediate vicinanze del punto di emersione o di recapito. La concentrazione attesa sopra il corso d'acqua è pertanto, in linea generale, poco significativa ai fini dell'esposizione, sia per le portate generalmente esigue dei fontanili, sia per la diluizione nei corpi idrici superficiali. Si è quindi ritenuto di non approfondire ulteriormente tale aspetto.

Il rischio da contatto dermico con acqua per attività ricreative e uso personale o durante l'uso irriguo viene, invece, valutato direttamente a partire dalla concentrazione dei contaminanti nell'acqua in uso e pertanto prescinde da modelli atti a valutare la concentrazione attesa nella matrice in contatto con il recettore umano. Il rischio sanitario è quindi valutato inserendo direttamente le concentrazioni osservate in falda nelle formule che consentono di stimare la dose assunta. Da questa è poi possibile stimare il rischio sanitario con l'approccio canonico utilizzato all'estero nel caso di contaminazione sito-specifica ([21]).

3.8.1 Volatilizzazione da acque di falda in situ

3.8.1.1 Modellazione

In assenza di prodotto libero, si considera l'equazione del trasporto di inquinante nel terreno trifase:

$$\sum_i \frac{\partial(\vartheta_i \cdot c_i)}{\partial t} = -\sum_i \nabla \cdot (\vartheta_i \cdot \vec{v}_i \cdot c_i - \vartheta_i \cdot \vec{D}_i \cdot \nabla c_i) + \sum_i \frac{\partial(\vartheta_i \cdot c_i)}{\partial t}_{\text{Bio}} + \sum_i \frac{\partial(\vartheta_i \cdot c_i)}{\partial t}_{\text{Chim}} \quad (17)$$

dove:

- il pedice i indica la fase del terreno: fase solida (S), acqua interstiziale (L) o aria interstiziale (A);
- ϑ_i [-] è il contenuto volumetrico delle fasi, la cui sommatoria è pari a 1;
- c_i [M·L⁻³] è la concentrazione dell'inquinante nella fase i ;
- \bar{v}_i [L·T⁻¹] è la velocità di filtrazione della fase i ;
- \bar{D}_i [L²·T⁻¹] è tensore di dispersione dell'inquinante nella fase i .

L'equazione è generale, dato che tiene in considerazione sia il flusso advettivo che quello diffusivo; inoltre sono compresi i meccanismi di rimozione biologica e chimica che concorrono, nelle rispettive fasi, a ridurre la massa inquinante del sistema. Se, a questa equazione generale, si associano le seguenti ipotesi semplificative:

- fasi del terreno statiche, $\bar{v}_i = 0$;
- assenza di dispersione idrodinamica nella fase solida, $\bar{D}_S = 0$;
- assenza di rimozioni per via biologica e chimica;
- contenuti volumetrici delle fasi costanti nel tempo e nello spazio;
- sistema monodimensionale (moto dell'inquinante solo lungo la verticale z , in direzione ascendente verso il piano campagna),

si può ottenere l'equazione:

$$\left(\rho_b \cdot \frac{K_D}{H} + \frac{\vartheta_L}{H} + \vartheta_A \right) \cdot \frac{\partial c_A}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\left(\vartheta_L \cdot \frac{D_L^*}{H} + \vartheta_A \cdot D_A^* \right) \cdot \frac{\partial c_A}{\partial z} \right) \quad (18)$$

dove:

ρ_b [M·L⁻³] è la densità apparente del terreno secco;

K_D [-] è il coefficiente di distribuzione dell'inquinante;

H [-] è la costante di Henry dell'inquinante;

D_A^* e D_L^* [L²·T⁻¹] sono i coefficienti di diffusione molecolare efficace in aria e acqua. Tali coefficienti tengono conto del fatto che la diffusione avviene in più fasi e sono calcolati in funzione della porosità totale del terreno f [-] e del rispettivo coefficiente di diffusione molecolare (D_A in aria, D_L in acqua), caratteristico di ogni inquinante.

Nelle applicazioni d'interesse, è utile derivare il flusso diffusivo di contaminante J [M L⁻² T⁻¹], ossia la massa di inquinante che fluisce nell'unità di tempo attraverso l'unità di superficie perpendicolare all'asse z , in condizioni stazionarie:

$$J = -D^* \cdot \frac{\partial c_A}{\partial z} \quad (19)$$

dove D^* [L² T⁻¹] è il coefficiente di diffusione efficace del mezzo poroso nel quale si considera il trasporto dei vapori inquinanti.

3.8.1.1.1 Indoor

Per lo scenario indoor, l'eq. 19 viene tipicamente abbinata ad un modello di dispersione in ambiente confinato, previo attraversamento dei vapori inquinanti del basamento dell'edificio.

Il modello ASTM (2015),[23] implementato anche nel software Risknet 3.2 (2024, [24]) per analisi di rischio sito-specifica in siti contaminati, fornisce la concentrazione in aria ambiente C_{indoor} [$M L^{-3}$] come:

$$C_{\text{indoor}} \cong C_L \cdot H \cdot \left[\frac{D^* \cdot A_B}{ER_B \cdot V_B \cdot L_F} \right] \quad (20)$$

dove:

- C_L [$M L^{-3}$] è la concentrazione di inquinante disciolto nell'acqua di falda;
- H [-] è la costante di Henry adimensionata del contaminante;
- D^* [$L^2 T^{-1}$] è il coefficiente di diffusione efficace del multistrato "frangia capillare + terreno insaturo + fondazioni edificio", calcolabile con la relazione

$$D^* = \frac{L_{\text{cap}} + (L_F - L_{\text{cap}}) + L_{\text{crack}}}{\frac{L_{\text{cap}}}{D_{\text{cap}}^*} + \frac{L_F - L_{\text{cap}}}{D_{\text{ins}}^*} + \frac{1}{\eta} \frac{L_{\text{crack}}}{D_{\text{crack}}^*}}, \text{ con}$$

- L_{cap} [L] = spessore della frangia capillare;
- L_F [L] = distanza fra livello di falda e base delle fondazioni;
- L_{crack} [L] = spessore delle fondazioni;
- D_{cap}^* [$L^2 T^{-1}$] = coefficiente di diffusione efficace in frangia capillare = $D_A \frac{\vartheta_{A,\text{cap}}^{10/3}}{f_{\text{cap}}^2} + \frac{D_L}{K_H} \frac{\vartheta_{L,\text{cap}}^{10/3}}{f_{\text{cap}}^2}$,

dove $\vartheta_{A,\text{cap}}$ [-], $\vartheta_{L,\text{cap}}$ [-] e f_{cap} [-] sono rispettivamente i contenuti volumetrici di aria, acqua e la porosità totale della frangia capillare;

- D_{crack}^* [$L^2 T^{-1}$] = coefficiente di diffusione efficace nelle fratture delle fondazioni = $D_A \frac{\vartheta_{A,\text{crack}}^{10/3}}{f_{\text{crack}}^2} + \frac{D_L}{K_H} \frac{\vartheta_{L,\text{crack}}^{10/3}}{f_{\text{crack}}^2}$, dove $\vartheta_{A,\text{crack}}$ [-], $\vartheta_{L,\text{crack}}$ [-] e f_{crack} [-] sono rispettivamente i contenuti volumetrici di aria, acqua e la porosità totale delle fratture nelle fondazioni dell'edificio;

- D_{ins}^* [$L^2 T^{-1}$] = coefficiente di diffusione efficace nel terreno insaturo [$L^2 T^{-1}$] = $D_A \frac{\vartheta_{A,\text{ins}}^{10/3}}{f_{\text{ins}}^2} + \frac{D_L}{K_H} \frac{\vartheta_{L,\text{ins}}^{10/3}}{f_{\text{ins}}^2}$, dove $\vartheta_{A,\text{ins}}$ [-], $\vartheta_{L,\text{ins}}$ [-] e f_{ins} [-] sono rispettivamente i contenuti volumetrici di aria, acqua e la porosità totale del terreno insaturo;

- η [-] è la frazione areale delle fratture nelle fondazioni dell'edificio;

In Risknet 2.3 (2024), il coefficiente di diffusione efficace viene calcolato con una formula leggermente differente, che tuttavia non porta a differenze significative rispetto a quella sopra riportata;

- A_B [L^2] è la superficie dell'edificio a contatto con il terreno;
- ER_B [T^{-1}] è il numero di ricambi di aria nell'edificio nell'unità di tempo;
- V_B [L^3] è il volume della porzione di edificio ove c'è dispersione di inquinante.

3.8.1.1.2 Outdoor

Per l'ambiente outdoor, il flusso di inquinante ottenuto dalla risoluzione della eq. 19 viene abbinato a modelli di dispersione in ambiente aperto, tipicamente il modello "a box".

Nel modello di Farmer et al., 1980 ([25]), implementato anche nel software Risknet 3.2 (2024, [24]) per analisi di rischio sito-specifica in siti contaminati, il flusso diffusivo di inquinante emesso a piano campagna J [$M L^{-2} T^{-1}$] è calcolato come:

$$J = \frac{C_L \cdot H}{L_F} \cdot D^* \quad (21)$$

dove:

- C_L [$M L^{-3}$] è la concentrazione di inquinante disciolto nell'acqua di falda;
- H [-] è la costante di Henry adimensionata del contaminante;
- L_F [L] è la distanza fra il livello di falda e il piano campagna;
- D^* [$L^2 T^{-1}$] è il coefficiente di diffusione efficace del multistrato "frangia capillare + terreno insaturo", calcolabile con la relazione

$$D^* = \frac{L_F}{\frac{L_{cap}}{D_{cap}^*} + \frac{L_F - L_{cap}}{D_{ins}^*}}, \text{ con}$$

- L_{cap} [L] = spessore della frangia capillare;

- D_{cap}^* [$L^2 T^{-1}$] = coefficiente di diffusione efficace in frangia capillare = $D_A \frac{\vartheta_{A, cap}^{10/3}}{f_{cap}^2} + \frac{D_L}{K_H} \frac{\vartheta_{L, cap}^{10/3}}{f_{cap}^2}$,

dove $\vartheta_{A, cap}$ [-], $\vartheta_{L, cap}$ [-] e f_{cap} [-] sono rispettivamente i contenuti volumetrici di aria, acqua e la porosità totale della frangia capillare;

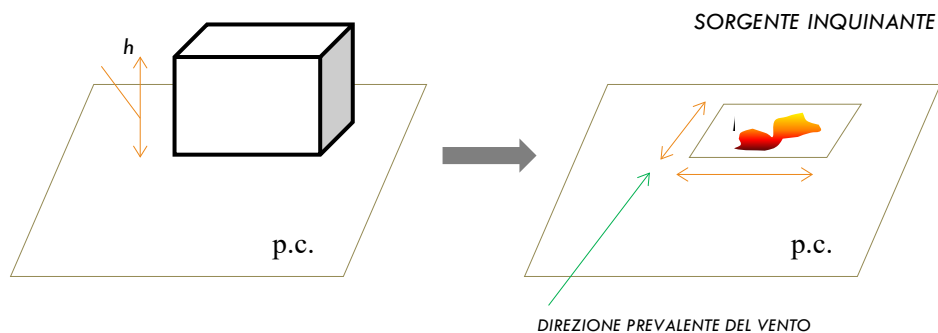
- D_{ins}^* [$L^2 T^{-1}$] = coefficiente di diffusione efficace nel terreno insaturo [$L^2 T^{-1}$] =

$$D_A \frac{\vartheta_{A, ins}^{10/3}}{f_{ins}^2} + \frac{D_L}{K_H} \frac{\vartheta_{L, ins}^{10/3}}{f_{ins}^2}, \text{ dove } \vartheta_{A, ins} [-], \vartheta_{L, ins} [-] \text{ e } f_{ins} [-] \text{ sono rispettivamente i contenuti volumetrici}$$

di aria, acqua e la porosità totale del terreno insaturo.

Nel modello a box (Figura 75) (Lynn e Walden, 2001, [21]), l'altezza della zona di miscelazione dell'inquinante emesso al piano campagna è h [L] e tipicamente viene assunta pari a 2 m. La base del box contiene tutta la proiezione della sorgente inquinante al piano campagna; la lunghezza L [L] viene tracciata secondo la direzione prevalente del vento, mentre la larghezza W [L] è perpendicolare a L .

Figura 75 - Dimensione del box



Dal bilancio di massa per il box così creato, assumendo una completa e istantanea miscelazione del flusso J [$M L^{-2} T^{-1}$] emesso al suolo (da eq. 22) e l'aria ambiente, inizialmente priva di contaminazione, si può ricavare il valore della concentrazione in aria outdoor C_{outdoor} [$M L^{-3}$]:

$$C_{\text{outdoor}} = \frac{J \cdot L}{v_{\text{vento}} \cdot h} \quad (22)$$

dove v_{vento} [$M L^{-1}$] è il modulo della velocità media del vento lungo la direzione prevalente.

L'eq. 22 con $h = 2$ può fornire una buona stima della concentrazione sopra la sorgente nel caso in cui questa sia di limitata estensione. Per sorgenti di grandi dimensioni, specialmente lungo la direzione prevalente del vento ($L > 100$ m), come il caso di inquinamento diffuso, tale approccio può risultare troppo cautelativo rispetto ai fenomeni di dispersione atmosferica che avvengono su strati di rimescolamento di altezze significativamente più alte; alcuni autori hanno, pertanto, proposto approcci differenti per tenere conto degli effetti indotti dalla maggiore dispersione in atmosfera. Nocentini (2011, [26]) fornisce una "altezza equivalente" di miscelazione h_{eq} , da utilizzare nella eq. 23 in sostituzione ad $h = 2$ m, che varia in funzione dell'estensione L della sorgente lungo la direzione del vento:

$$h_{\text{eq}} = \frac{h \cdot L}{100 \text{ m} + \sqrt{\frac{2}{\pi}} \cdot h \cdot \int_0^{L-100\text{m}} \frac{1}{\sigma_z(x)} dx} \quad (23)$$

dove σ_z [L] è la dispersività verticale, funzione di x ed esprimibile mediante relazioni di Briggs (Tabella 41) in funzione della classe di stabilità atmosferica di Pasquill. Nel tool excel, è implementata una risoluzione numerica approssimata dell'integrale 13 per il calcolo dell'altezza equivalente, tenuto conto delle diverse espressioni di σ_z in funzione della classe di stabilità atmosferica.

Tabella 41 - Relazioni di Briggs per la dispersività verticale σ_z in funzione della classe di stabilità atmosferica di Pasquill (Manca, 2016, [27]). Formule differenti si applicano in differenti range di x [m].

Classe di stabilità atmosferica (Pasquill)	σ_z (m)	
A	$\sigma_z = 0,087 x^{1,10}$	$100 < x < 300$
	$\log_{10} \sigma_z = -1,67 + 0,902 \log_{10} x + 0,181 (\log_{10} x)^2$	$300 < x < 3000$

B	$\sigma_z = 0,135 x^{0,95}$ $\log_{10} \sigma_z = -1,25 + 1,09 \log_{10} x + 0,0018 (\log_{10} x)^2$	100<x<500 500<x<20000
C	$\sigma_z = 0,112 x^{0,91}$	100<x<100000
D	$\sigma_z = 0,093 x^{0,85}$ $\log_{10} \sigma_z = -1,22 + 1,08 \log_{10} x + 0,061 (\log_{10} x)^2$	100<x<500 500<x<100000
E	$\sigma_z = 0,082 x^{0,82}$ $\log_{10} \sigma_z = -1,19 + 1,04 \log_{10} x + 0,070 (\log_{10} x)^2$	100<x<500 500<x<100000
F	$\sigma_z = 0,057 x^{0,80}$ $\log_{10} \sigma_z = -1,91 + 1,37 \log_{10} x + 0,119 (\log_{10} x)^2$	100<x<500 500<x<100000

3.8.1.2 Assunzioni e parametri di calcolo

Nel caso delle valutazioni sulla falda in situ, per i calcoli è stato utilizzato sia il tool allegato al PRB sia il software Risk-net 3.2, in uso per l'analisi di rischio sito-specifica di siti contaminati in quanto implementano i medesimi modelli. Le informazioni circa i parametri di input adottati sono fornite di seguito in accordo alla sequenza del software stesso; ove nulla precisato, è da intendersi l'impiego del valore di default dei "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati – Rev. 2" di APAT (2008).

Nel tool Excel (foglio "Calcoli" sezione MODELLO VOLATILIZZAZIONE DA FALDA IN SITU (OUTDOOR e INDOOR) sono implementate le medesime equazioni utilizzate anche in Risknet 3.2, per l'indoor (Par. 3.8.1.1.1, modello ASTM 2015) e per l'outdoor (Par. 3.8.1.1.2, modello di Farmer et al. (1980, [25]), integrato però anche con modello a box di altezza standard equivalente secondo Nocentini (2011, [26])).

3.8.1.2.1 Caratteristiche del terreno insaturo e profondità di falda

In considerazione degli effetti della litologia sul trasporto dell'inquinante in terreno insaturo, è stata assunta sull'intera zona di interesse la litologia "Sand" di cui ai Criteri Metodologici APAT (2008, [15]). Tale litologia, ampiamente diffusa sul territorio in esame, è quella più permeabile ai vapori tra quelle contemplate nei Criteri Metodologici ISPRA ed è pertanto la più cautelativa ai fini della stima del rischio. Relativamente alla soggiacenza della falda, in considerazione della possibile variabilità spaziale all'interno del territorio di ciascun comune/zona, di interesse è stato cautelativamente preso in considerazione il valore minimo.

In particolare, per le simulazioni sono stati impiegati i valori minimi di soggiacenza in corrispondenza delle zone nell'area del Nord Milanese riquadrate in Figura 77 (in giallo la fascia "gialla", in rosso per la fascia "rossa").

3.8.1.2.2 Caratteristiche ambiente outdoor e dimensione sorgenti

Nel modello di calcolo entra in gioco, in maniera direttamente proporzionale al rischio, la dimensione della sorgente lungo la direzione prevalente del vento. Al fine di derivare i valori da utilizzare per le aree in fascia "gialla" e in fascia "rossa", in via cautelativa, coerentemente con quanto discusso nel Par. 3.4.3, si è assunto che la direzione del vento possa variare liberamente. Avendo a riferimento le sorgenti riquadrate in Figura 77, le dimensioni utilizzate sono per TCM 23,2 km per la fascia "gialla" e 2,15 km per la fascia "rossa" e per PCE 26,5

km per la fascia "gialla" e 1,45 km per la fascia "rossa", considerando per ciascuna fascia le aree più estese, a maggiore potenziale rischio sanitario.

Per quanto riguarda la velocità del vento a +2 m p.c., si è assunto un valore di 0,62 m/s, calcolato sulla base del minimo dei valori medi relativi al periodo 2011 - 2024 per l'area di studio (dati da centraline meteo ARPA Lombardia di Cinisello Balsamo Parco Nord, Saronno via Santuario, Garbagnate Milanese, Rho Scalo Fiorenza, Agrate Brianza via Ferrario, Milano Lambrate, Milano p.za Zavattari, Milano Brera, Milano v.le Marche e Milano via Juvara, Corsico v.le Italia), ipotizzando una classe di stabilità atmosferica di Pasquill-Gifford D in ambiente urbano.

Geometria Sorgenti		Zona Insatura (Suoli)		Outdoor		Indoor	
Outdoor				★ Default		Copia labela Help	
Descrizione		Valore					
Parametro	Simbolo	Default	Sito-Specifico	UM	check		
Dati Meteo							
Velocità del vento	Uair	2.25	0.62	m/s	✓		
Calcola velocità del vento		<input checked="" type="checkbox"/> Calcolato					
Velocità del vento misurata nella centralina meteo	Uair,sm	2.25	0.92	m/s	✓		
Altezza della centralina meteo	Hsm	10	10	m	✓		
Classe di stabilità atmosferica			Classe D				
Tipologia di area		<input checked="" type="radio"/> Suolo Urbano <input type="radio"/> Suolo Rurale					

Figura 76 - Parametri relativi all'ambiente outdoor; in particolare è mostrata la velocità del vento ricondotta alla quota di riferimento di 2 m.

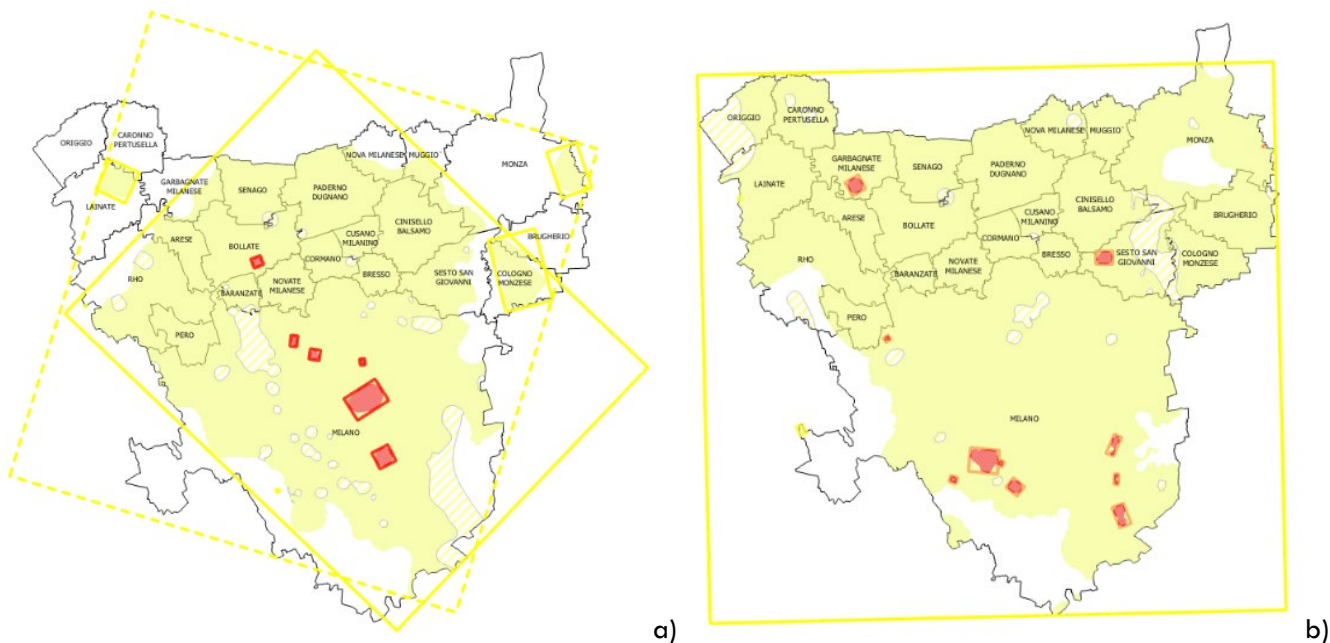


Figura 77 - Dimensioni delle aree per la stima del rischio sanitario in fascia "gialla" (perimetro giallo) e "rossa" (linee rosse) per l'acquifero superficiale (A/AB) per a) TCM e b) PCE; le aree a maggior rischio potenziale sono quelle di maggiori dimensioni e minor soggiacenza della falda.

3.8.1.2.3 Caratteristiche ambiente indoor

I parametri che entrano in gioco nel modello di emissione in ambiente confinato e dispersione indoor sono mostrati in Figura 78 e sono stati assunti pari a quelli di default di APAT (2008, [15]) e Risk-net 3.2.

Dovendo simulare un edificio generico e con caratteristiche cautelative si è assunta cautelativamente la presenza di piani interrati sino a lambire il livello di falda, in particolare la base delle fondazioni è stata posta in corrispondenza del top della frangia capillare. Il rapporto tra il volume dell'ambiente indoor di dispersione degli inquinanti e la superficie di infiltrazione dei vapori è stato posto pari a 1 m, perché nel caso di piani interrati, l'intrusione del contaminante nell'ambiente indoor può avvenire anche attraverso le superfici laterali in contatto con il terreno, valore cautelativo corrispondente ad interrati con superficie di calpestio $\geq 8 \text{ m} \times 8 \text{ m}$ e altezza $\geq 2 \text{ m}$.

Geometria Sorgenti		Zona Insatura (Suoli)		Outdoor		Indoor	
Indoor				★ Default		Copia etichetta Help	
Descrizione		Valore					
Parametro	Simbolo	Default	Sito-Specifico	UM	check		
Caratteristiche edificio on-site							
Profondità delle fondazioni da p.c.	Z crack	0.15	0.15	m	✓		
Spessore delle fondazioni	L crack	0.15	0.15	m	✓		
Frazione areale di fratture indoor	η	0.01	0.01	m ² /m ²	✓		
Rapporto tra volume indoor ed area di infiltrazione	Lb	2	1	m	✓		
Contenuto volumetrico di acqua nelle fondazioni	θ_w, crack	0.12	0.12	-	✓		
Contenuto volumetrico di aria nelle fondazioni	θ_a, crack	0.26	0.26	-	✓		
Tasso di ricambio di aria indoor	ER	0.00014	0.00014	1/s	✓		
Differenza di pressione tra outdoor e indoor	Δp	0	0	g/cm/s ²	no check		
Flusso convettivo entrante nell'edificio	<input type="checkbox"/> Inserisci valore sito-specifico						
Superficie totale coinvolta nell'infiltrazione	Ab	70	70	m ²	✓		
Permeabilità del suolo al flusso di vapore*	Kv	1e-12	1e-12	m ²	✓		
Perimetro delle fondazioni/muri	x crack	34	34	m	✓		
Viscosità del vapore	μ_{air}	0.000181	0.000181	g/cm/s	✓		
Flusso convettivo entrante nell'edificio	Qs	Calcolato	0.00e+0	L/min	✓		
Profondità della zona aerobica dalle fondazioni	La Indoor	1	1	m	✓		

* Le linee guida ISPRA suggeriscono di usare dei dati di Kv tra 1E-10 m² e 1E-11 m² per le sabbie medie, tra 1E-11 m² e 1E-12 m² per le sabbie fini, tra 1E-12 m² e 1E-13 m² per i limi e tra 1E-13 m² e 1E-14 m² per le argille.

Figura 78 - Caratteristiche dell'ambiente indoor

3.8.2 Volatilizzazione da acque di falda affioranti

3.8.2.1 Modellazione

In letteratura sono disponibili modelli di emissione di vapori per situazioni di affioramento della falda, utilizzabili in caso di specchi d'acqua in cave (in esercizio o meno) e/o cantieri con escavazione in zona satura (Figura 79).

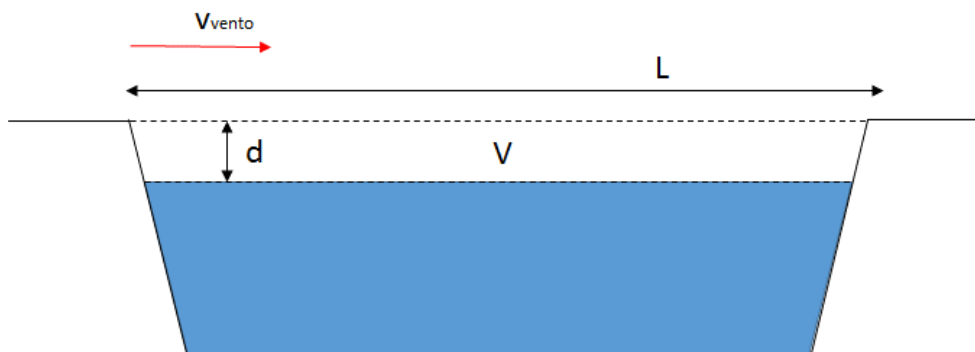


Figura 79 - Specchio d'acqua in cave e/o cantieri con escavazione in zona saturata

Ad esempio, in Apollo et al. (2010, [28]), la concentrazione in aria ambiente outdoor C_{outdoor} [M L^{-3}] sopra lo specchio d'acqua è calcolata con la seguente relazione:

$$C_{\text{outdoor}} = C_L \cdot VF \quad (24)$$

dove:

- C_L [M L^{-3}] è la concentrazione di inquinante disciolto nell'acqua di falda affiorante;
- VF [-] è un fattore di volatilizzazione, stimabile con il metodo di Hwang (1982):

$$VF = \frac{1}{\frac{1}{k_L} + \frac{1}{H \cdot k_G}} \cdot \frac{1}{\sqrt{\frac{25^\circ\text{C}}{T} \cdot \frac{\mu_T}{\mu_{25^\circ\text{C}}}}} \cdot \frac{A}{\text{ACH} \cdot V} \quad (25)$$

- k_L [L T^{-1}] = coefficiente di trasferimento di massa del contaminante in acqua, calcolabile con la relazione

$$k_L = \sqrt{\frac{PM_{O_2}}{PM}} \cdot k_{L,O_2}, \text{ ove}$$

- PM e PM_{O_2} = pesi molecolari rispettivamente del contaminante e dell'ossigeno;
- k_{L,O_2} = coefficiente di trasferimento di massa dell'ossigeno in acqua a 25°C = $0,00002 \text{ m/s}$;
- H [-] = costante di Henry del contaminante alla temperatura T [$^\circ\text{C}$] dell'acqua affiorante (es., 16°C);
- k_G [L T^{-1}] = coefficiente di trasferimento di massa del contaminante in aria, calcolabile con la relazione

$$k_G = \left(\frac{PM_{H_2O}}{PM} \right)^{0,335} \cdot k_{G,H_2O}, \text{ ove}$$

- PM e PM_{H_2O} = pesi molecolari rispettivamente del contaminante e dell'acqua;
- k_{G,H_2O} = coefficiente di trasferimento di massa del vapore acqueo in aria a 25°C = $0,00833 \text{ m/s}$;
- μ_T [$\text{M L}^{-1} \text{T}^{-1}$] = viscosità dinamica dell'acqua alla temperatura T [$^\circ\text{C}$] dell'acqua affiorante (es., $0,001109 \text{ Pa s}$ a 16°C);

- $\mu_{25^\circ\text{C}} [\text{M L}^{-1} \text{T}^{-1}] = \text{viscosità dinamica dell'acqua a } 25^\circ\text{C} = 0,0009 \text{ Pa s};$
- $A [\text{L}^2] = \text{superficie dello specchio d'acqua};$
- $\text{ACH} [\text{T}^{-1}] = \text{numero di ricambi d'aria nell'unità di tempo nel volume di miscelazione della contaminazione, calcolato come la portata d'aria che attraversa la sezione con lato parallelo al segmento di maggior lunghezza dello specchio d'acqua diviso per il volume di aria (di altezza pari a } d) \text{ sopra lo specchio d'acqua};$
- $V [\text{L}^3] = \text{volume di miscelazione in aria.}$

Questo tipo di modello è particolarmente indicato nel caso di cantieri o aree di escavazione in falda, come le cave, nelle quali il pelo libero dell'acqua si trova a quote ribassate rispetto al piano campagna, in cui la dispersione atmosferica può essere ridotta/limitata.

In USEPA (1994, [29]), è riportato il modello per il calcolo dell'emissione $J_{\text{pond}} [\text{M L}^{-2} \text{T}^{-1}]$ di inquinante da una superficie liquida quiescente, espresso come flusso areale:

$$J_f = C_L \cdot k \quad (26)$$

dove:

- $C_L [\text{M L}^{-3}]$ è la concentrazione di inquinante disciolto nell'acqua;
- $k [\text{L T}^{-1}]$ è il coefficiente di trasferimento di massa complessivo, dato da:

$$k = \frac{1}{\frac{1}{k_L} + \frac{1}{H \cdot k_G}} \quad (27)$$

con k_L , H e k_G aventi lo stesso significato che nella eq. 25, ma calcolati con formule differenti:

$$K_L = 2,78 * 10^{-6} * \left(\frac{D_L}{D_{\text{ether}}} \right)^{\frac{2}{3}}$$

$$K_G = 4,82 * 10^{-3} * v_{\text{vento}}^{0,78} * SC_G^{-0,67} * d_e^{-0,11}$$

dove:

- D_L è il coefficiente di diffusione in acqua del contaminante $[\text{L}^2 \text{T}^{-1}]$;
- D_{ether} è il coefficiente di diffusione in acqua dell'etere $[\text{L}^2 \text{T}^{-1}]$, pari a $0,0000085 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$;
- d_e è il diametro efficace del lago $[\text{L}]$, calcolato a partire dall'area del lago;
- v_{vento} è la velocità del vento a 2 m dal suolo $[\text{L T}^{-1}]$;
- SC_G è il coefficiente di Schmidt, calcolato come:

$$SC_G = \mu_{\text{aria}} / (D_A \cdot \rho_{\text{aria}})$$

- D_A è il coefficiente di diffusione in aria del contaminante $[\text{L}^2 \text{T}^{-1}]$;
- μ_{aria} è la viscosità dell'aria $[\text{M L}^{-1} \text{T}^{-1}]$;
- ρ_{aria} è la densità dell'aria $[\text{M L}^{-3}]$.

A questo modello si può poi abbinare il modello a box, nello specifico la eq. 22, per il calcolo della concentrazione attesa in aria sullo specchio d'acqua.

I due modelli descrivono lo stesso processo (volatilizzazione da acqua ad aria), ma sono pensati per contesti un po' differenti. Il modello di Apollo et al. (2010, [28]), basato sul fattore di volatilizzazione di Hwang, è più

adatto a cave, cantieri e scavi in falda, cioè in generale a affioramenti della falda all'interno di volumi semi-confinati (fondi scavo, trincee, vasche o canalette incassate), dove lo specchio d'acqua è limitato e ha senso definire un volume d'aria locale sopra l'acqua (box con altezza d , volume V e ricambi d'aria ACH); esso consente una stima diretta della concentrazione media in aria nel volume di miscelazione locale (ad esempio per l'esposizione dei lavoratori all'interno dell'area di scavo). Il modello USEPA (1994, [29]) è invece più indicato per stagni, laghi o bacini esposti al vento, e in generale per affioramenti a cielo aperto a raso del piano campagna (laghetti, bacini, tratti di canale, fontanili aperti, specchi d'acqua di dimensioni maggiori), perché lega il flusso di emissione J_{pond} alle condizioni meteorologiche (vento, scala del bacino tramite diametro efficace, numero di Schmidt, ecc.), separando in modo esplicito la fase di emissione dalla successiva dispersione in aria ambiente. In pratica, il modello di Apollo/Hwang è più adatto quando l'esposizione è riferita all'aria all'interno o in prossimità di uno scavo con acqua affiorante sul fondo, mentre il modello USEPA risulta più flessibile e coerente per la valutazione del flusso di massa emessa da corpi idrici "naturali" o "semi-naturali" esposti al vento, nei quali il ruolo delle condizioni meteorologiche e della scala del bacino risulta più rilevante. La scelta del modello più appropriato è stata effettuata in funzione del contesto morfologico e dell'effettiva configurazione dell'affioramento, privilegiando l'approccio più rappresentativo e cautelativo per ciascun caso.

3.8.2.2 Assunzioni e ipotesi di calcolo

Per gli affioramenti /specchi d'acqua alimentati dalla falda la stima è stata condotta attraverso il tool Excel che implementa le equazioni mostrate nel Par. 3.8.2.1. Nel caso di bacini di dimensioni significative e in caso di profondità del pelo libero dell'acqua rispetto al piano campagna circostante ("d") limitata, la valutazione è stata condotta con il solo modello USEPA (1994, [29]), considerando la velocità del vento pari al minimo dei valori medi nell'area di studio, ricondotto all'altezza di +2 m dal piano campagna (0,62 m/s). Il modello di Apollo et al. (2010, [28]) è stato impiegato solo per aree di affioramento significativamente ribassate rispetto al piano campagna circostante dove effettivamente sia possibile un'esposizione in tali condizioni.

Nello specifico per ogni contaminante e ogni areale di contaminazione diffusa sono stati presi in esame gli affioramenti presenti e le loro caratteristiche sia in termini di geometria ed estensione sia utilizzo attuale e destinazione d'uso dell'area in cui si inseriscono (area produttiva, ricreativa, ...). La concentrazione di inquinante nelle acque per ogni specchio d'acqua è stata assunta uguale a quella da perimetrazione della contaminazione diffusa, in base alla fascia in cui esso è ricompreso (Tabella 32), di fatto escludendo a favore di cautela diluizioni per miscelazione con altre acque (es- rogge o canali superficiali, acque piovane).

In considerazione della struttura dei modelli per ogni zona, la valutazione ha preso in esame i corpi idrici di maggiori dimensioni, tenuto conto anche del contesto in cui sono inseriti e del tipo di recettori presenti. Nello specifico per gli affioramenti all'interno di aree verdi a parco è stato considerato il contesto di esposizione ricreativo; analogamente per le aree di cava o cantieri è stata presa in esame l'esposizione in ambito lavorativo, tuttavia in presenza di edifici residenziali entro 30 m di distanza dall'area di affioramento (valutata sulla base dell'uso del

suolo da DUSAF 7.0, sulla presenza di edifici da DBGT e su verifica mediante ortofoto e Google Earth della natura del singolo edificio) la verifica è stata condotta anche rispetto all'esposizione residenziale .

3.8.3 Volatilizzazione da acque nebulizzate

3.8.3.1 Per uso personale

Il modello incluso in Spence e Walden (2001, [21]) consente di calcolare la concentrazione di inquinante nell'aria inalata durante la doccia effettuata con acqua contaminata C_{doccia} [$M L^{-3}$], mediante la relazione.

$$C_{\text{doccia}} = \frac{f \cdot Q \cdot t \cdot C_L}{V_{\text{doccia}}} \quad (28)$$

dove:

- f [-] è la frazione di contaminante volatilizzato e può essere calcolata con la relazione

$$f = 1 - \exp \left(- \frac{1}{\frac{1}{k_L} + \frac{1}{H \cdot k_G}} \cdot \frac{1}{\sqrt{\frac{25^\circ\text{C}}{T} \cdot \frac{\mu_T}{\mu_{25^\circ\text{C}}}}} t_{\text{goccia}} \cdot \frac{6}{d} \right),$$

dove:

- k_L , H e k_G hanno lo stesso significato che nella eq. 25, fatta eccezione per H che va riferita alla temperatura T [$^\circ\text{C}$] dell'acqua in doccia (es., 48°C);
- μ_T [$M L^{-1} T^{-1}$] = viscosità dinamica dell'acqua alla temperatura T [$^\circ\text{C}$] dell'acqua in doccia (es., $0,000566$ Pa s a 48°C);
- $\mu_{25^\circ\text{C}}$ [$M L^{-1} T^{-1}$] = viscosità dinamica dell'acqua a 25°C = $0,0009$ Pa s;
- t_{goccia} [T] è il tempo di caduta della goccia in doccia, che può essere assunto pari a 2 s;
- $6/d$ [L^{-1}] rappresenta la superficie specifica della goccia d'acqua, di diametro d ; valore tipico per d è 0,1 cm;
- Q [$L^3 T^{-1}$] è la portata di acqua, tipicamente 10 l/min;
- t [T] è la durata giornaliera della doccia, che cautelativamente può essere assunta pari a 0,2 h/d;
- C_L [$M L^{-3}$] è la concentrazione di contaminante nell'acqua della doccia;
- V_{doccia} [L^3] è volume di aria nella doccia (es., $2,5$ m³).

3.8.3.2 Per irrigazione

Con riferimento all'irrigazione per aspersione, durante la quale l'acqua è erogata sotto forma di pioggia artificiale rilasciata da irrigatori alimentati da condotte in pressione, la concentrazione di inquinante generata in aria ambiente outdoor C_{irrig} [$M L^{-3}$] è stimabile con la relazione (Spence e Walden, 2001, [21]):

$$C_{\text{irrig}} = \frac{f \cdot q \cdot C_L}{h \cdot v_{\text{vento}}} \quad (29)$$

dove:

- $f [-]$ è la frazione di contaminante volatilizzato durante l'irrigazione e può essere calcolata con la relazione

$$f = 1 - \exp \left(- \frac{1}{\frac{1}{k_L} + \frac{1}{H \cdot k_G}} \cdot \frac{1}{\sqrt{\frac{25^\circ\text{C}}{T} \cdot \frac{\mu_T}{\mu_{25^\circ\text{C}}}}} \cdot t_{\text{goccia}} \cdot \frac{6}{d} \right),$$

dove:

- k_L , H e k_G hanno lo stesso significato che nella eq. 26, ad eccezione che H va riferita alla temperatura $T [^\circ\text{C}]$ dell'acqua di irrigazione (es., 25°C);
- $\mu_T [M L^{-1} T^{-1}]$ = viscosità dinamica dell'acqua alla temperatura $T [^\circ\text{C}]$ dell'acqua di irrigazione (es., $0,0009 \text{ Pa s}$ a 25°C);
- $\mu_{25^\circ\text{C}} [M L^{-1} T^{-1}]$ = viscosità dinamica dell'acqua a $25^\circ\text{C} = 0,0009 \text{ Pa s}$;
- $t_{\text{goccia}} [T]$ è il tempo di caduta della goccia durante l'irrigazione, che può essere assunto pari a 5 s ;
- $6/d [L^{-1}]$ rappresenta la superficie specifica della goccia d'acqua, di diametro $d [L]$, all'interfaccia con l'aria; valore tipico per d è $0,2 \text{ cm}$;
- $q [L^2 T^{-1}]$ è la portata di acqua d'irrigazione per unità di lunghezza di terreno irrigato lungo la direzione prevalente del vento, tipicamente $5 \text{ l}/(\text{min m})$;
- $C_L [M L^{-3}]$ è la concentrazione di inquinante disciolto nell'acqua di irrigazione;
- $h [L]$ è l'altezza della zona di miscelazione dell'inquinante emesso, tipicamente assunta pari a 2 m ;
- $v_{\text{vento}} [M L^{-1}]$ è il modulo della velocità media del vento lungo la direzione prevalente.

Nel tool sezione “Calcoli – Modelli da volatilizzazione nella doccia” sono implementate le equazioni presentate nel Par. 3.8.3.1 per esposizione in doccia e Par. 3.8.3.2 per l'irrigazione, con i parametri di default. Come per il “Modello outdoor da falda in situ”, la velocità del vento considerata è pari a $0,62 \text{ m/s}$.

3.8.4 Formazione di aerosol da acque nebulizzate

Nel caso di composti non volatili, quale Cromo esavalente (Cr VI), l'esposizione per inalazione legata agli usi delle acque non deriva da processi di volatilizzazione, bensì dalla formazione meccanica di aerosol acquoso inalabile generato durante l'uso dell'acqua (ad es. doccia indoor, irrigazione a spruzzo outdoor, sistemi industriali pressurizzati) ([17], [30]). Nei fenomeni di nebulizzazione, gli inquinanti rimangono completamente disciolti nella fase liquida, e raggiungono le vie respiratorie come particolato liquido inalabile (gocce $< 100\text{--}200 \mu\text{m}$). In accordo con le convenzioni di campionamento della frazione inalabile (UNI EN 481), la frazione di particelle/droplet potenzialmente inalabili è, infatti, generalmente riferita a diametri aerodinamici fino all'ordine di $100 \mu\text{m}$, talvolta esteso in modo prudenziale fino a $\sim 200 \mu\text{m}$ in approcci screening.

In tal caso la concentrazione in aria può essere stimata tramite un approccio semplificato e conservativo:

$$C_{\text{air}} = C_{\text{water}} \cdot F_{\text{aer}} \quad (30)$$

dove:

$C_{water}(\mu\text{g/L})$ = concentrazione in acqua,

$F_{aer}(\text{L/m}^3)$ = fattore di formazione di aerosol - frazione volumetrica di acqua convertita in aerosol per unità di volume d'aria.

Il parametro F_{aer} incorpora, in forma semplificata, informazioni sulla portata d'acqua, l'efficienza di atomizzazione, la dispersione in aria in ambiente confinato o outdoor.

Sulla base della letteratura e dell'approccio "screening conservativo", sono stati assunti:

- Doccia indoor: $F_{aer} = 10^{-4}$ – 10^{-3}L/m^3
- Irrigazione spray outdoor: $F_{aer} = 10^{-5}$ – 10^{-4}L/m^3
- Nebulizzazione debole (fontane, spruzzi): $F_{aer} \leq 10^{-5}\text{L/m}^3$

Tali intervalli sono coerenti con il comportamento degli aerosol fini descritti, con approccio cautelativo, in Gao et al., 2024 e Zhou et al., 2007 ([31], [32]).

3.9 Rischio potenziale da contaminazione diffusa

3.9.1 Rischio da inalazione di vapori da falda in situ

La Tabella 42 riporta la stima del rischio sanitario associato al percorso di inalazione di vapori da falda in situ per TCM e PCE nell'area di studio, calcolato attraverso il tool di screening del rischio inquinamento diffuso e pennacchi (PRB, 2022); la Figura 80 e la Figura 81, per confronto, e gli Allegati 1 e 2 cui si rimanda per i dettagli, illustrano la stima condotta mediante l'uso del software Risknet 3.2.

Con riferimento ai criteri di accettabilità del rischio tossico e cancerogeno per siti contaminati di cui al D.Lgs. 152/06 e ss.mm.ii. (indice di rischio $HI \leq 1$, rischio cancerogeno $R \leq 1 \times 10^{-6}$), i valori ottenuti sono pienamente accettabili sia per la fascia "gialla" che "rossa" sia per PCE che per TCM (Figura 82).

In particolare, per PCE e TCM sia l'indice di rischio che il rischio cancerogeno più elevati ottenuti sono risultati associati alle fasce gialle in ambiente outdoor (per PCE: $HI = 5,25 \times 10^{-2}$, $R = 2,34 \times 10^{-7}$ e per TCM: $HI = 8,08 \times 10^{-4}$, $R = 7,80 \times 10^{-7}$), con valori per l'indoor nella stessa fascia circa 3-5 volte inferiori (PCE: $HI = 2,30 \times 10^{-2}$, $R = 1,03 \times 10^{-7}$; TCM: $HI = 2,15 \times 10^{-4}$, $R = 2,08 \times 10^{-7}$).

In fascia rossa, viceversa, la situazione a maggior rischio, pur ampiamente accettabile, è associata all'ambiente indoor (per PCE $HI = 0,033$, $R = 1,47 \times 10^{-7}$; per TCM $HI = 5,91 \times 10^{-4}$, $R = 5,71 \times 10^{-7}$), con valori per l'outdoor sostanzialmente analoghi, anche se lievemente più bassi (per PCE $HI = 0,0042$, $R = 1,87 \times 10^{-8}$; per TCM $HI = 0,012$, $R = 1,17 \times 10^{-7}$).

Tabella 42 - Rischi non cancerogeno (indice di rischio HI) e cancerogeno (R) per TCM e PCE in fascia "gialla" (a) e "rossa" (b) calcolati con il tool di screening rischio inquinamento diffuso e pennacchi (PRB, 2014).

Percorso di esposizione	Concentrazione di esposizione/ Recettore	A/AB	A/AB	A/AB	A/AB
		TCM Rossa	PCE Rossa	TCM Gialla	PCE Gialla
		Triclorometano (TCM)	Tetracloroetilene (PCE)	Triclorometano (TCM)	Tetracloroetilene (PCE)
	C_{falda} [$\mu\text{g}/\text{l}$]	1,1	9,0	0,4	6,3
Concentrazioni di esposizione e Indice di rischio (HI) per effetti non cancerogeni					

			A/AB TCM Rossa	A/AB PCE Rossa	A/AB TCM Gialla	A/AB PCE Gialla
Percorso di esposizione			Triclorometano (TCM)	Tetracloroetilene (PCE)	Triclorometano (TCM)	Tetracloroetilene (PCE)
Concentrazione di esposizione/ Recettore						
C_{falda} [$\mu\text{g/l}$]			1,1	9,0	0,4	6,3
INALAZIONE DI VAPORI DA FALDA OUTDOOR (recettore residenziale)	1° Modello	$HI_{outdoor}$ Falda (soglia di accettabilità: $HI \leq 1$)	1,22E-04	4,19E-03	8,08E-04	5,25E-02
	2° Modello	$HI_{outdoor}$ Falda (soglia di accettabilità: $HI \leq 1$)	9,79E-06	1,04E-04	3,54E-06	7,27E-05
INALAZIONE DI VAPORI DA FALDA INDOOR (recettore residenziale)		$HI_{outdoor}$ Falda (soglia di accettabilità: $HI \leq 1$)	5,91E-04	3,29E-02	2,15E-04	2,30E-02
Concentrazioni di esposizione e Rischio cancerogeno (R)						
INALAZIONE DI VAPORI OUTDOOR (recettore residenziale)	1° Modello	$R_{outdoor}$ Falda Residenziale (soglia di accettabilità: $R \leq 1,0E-06$)	1,17E-07	1,87E-08	7,80E-07	2,34E-07
	2° Modello	$R_{outdoor}$ Falda Residenziale (soglia di accettabilità: $R \leq 1,0E-06$)	9,45E-09	4,63E-10	3,42E-09	3,24E-10
		$R_{outdoor}$ Falda				
INALAZIONE DI VAPORI DA FALDA INDOOR (recettore residenziale)		R_{indoor} Falda , residenziale (soglia di accettabilità: $R \leq 1,0E-06$)	5,71E-07	1,47E-07	2,08E-07	1,03E-07

Dettaglio Rischi - Falda								
Contaminante	CRS	f	CRS/f	Sol	On-Site		On-Site	
					Vapori Outdoor		Vapori Indoor	
					R	HI	R	HI
Tetracloroetilene	$6.30e+0$		$6.30e+0$	$2.06e+5$	-	-	-	-
Rischio Cumulato					$2.37e-7$	$5.32e-2$	$4.67e-8$	$1.05e-2$

(a)

Dettaglio Rischi - Falda								
Contaminante	CRS	f	CRS/f	Sol	On-Site		On-Site	
					Vapori Outdoor		Vapori Indoor	
					R	HI	R	HI
Tetracloroetilene	$9.00e+0$		$9.00e+0$	$2.06e+5$	-	-	-	-
Rischio Cumulato					$1.48e-8$	$3.32e-3$	$5.39e-8$	$1.21e-2$

(b)

Figura 80 - Rischio cancerogeno e indice di rischio per PCE in fascia "gialla" (a) e "rossa" (b).

Dettaglio Rischi - Falda								
Contaminante	CRS	f	CRS/f	Sol	On-Site		On-Site	
					Vapori Outdoor		Vapori Indoor	
					R	HI	R	HI
	µg/L		µg/L	µg/L	-	-	-	-
Triclorometano	4.00e-1		4.00e-1	7.95e+6	5.37e-7	5.56e-4	1.62e-7	1.68e-4
Rischio Cumulato					5.37e-7	5.56e-4	1.62e-7	1.68e-4

(a)

Dettaglio Rischi - Falda								
Contaminante	CRS	f	CRS/f	Sol	On-Site		On-Site	
					Vapori Outdoor		Vapori Indoor	
					R	HI	R	HI
	µg/L		µg/L	µg/L	-	-	-	-
Triclorometano	1.10e+0		1.10e+0	7.95e+6	1.13e-7	1.17e-4	4.46e-7	4.61e-4
Rischio Cumulato					1.13e-7	1.17e-4	4.46e-7	4.61e-4

(b)

Figura 81 - Rischio cancerogeno e indice di rischio accettabili per TCM in fascia "gialla" (a) e "rossa" (b).

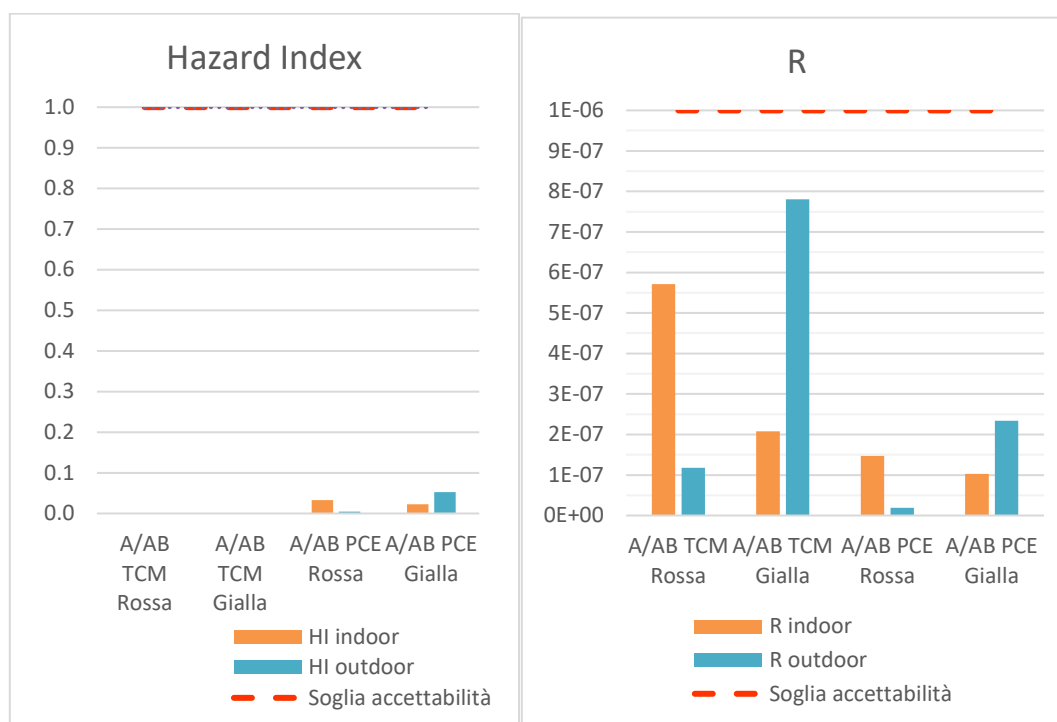


Figura 82 - Indici di rischio e rischio cancerogeno per volatilizzazione da falda in situ per PCE e TCM n fascia "gialla" e "rossa" in acquifero A – A/B.

3.9.2 Rischio da inalazione di vapori da affioramenti di falda

La stima è stata condotta attraverso il tool Excel che implementa le equazioni presentate nel Par. 3.8.2. Nel caso di bacini di dimensioni significative e in caso di profondità del pelo libero dell'acqua rispetto al piano

campagna circostante (“d”) limitata, la valutazione è stata condotta con il solo modello USEPA (1994), assumendo cautelativamente la velocità del vento minima media nell’area di studio ricondotta a +2 m dal piano campagna (0,62 m/s). Il modello di Apollo et al. (2010, [28]) è stato, invece, applicato ai soli affioramenti in aree significativamente ribassate rispetto al piano campagna circostante (“d” <2 m), dove effettivamente possono verificarsi condizioni di parziale confinamento/ristagno di aria. Nei casi in cui lo specchio d’acqua sia risultato allo stesso livello del piano campagna, si è imposto un valore minimo di 2 m, pari all’altezza di default del modello box di dispersione (APAT (2008, [15])).

3.9.3 Rischi connessi agli usi delle acque

La Tabella 43 riporta la stima del rischio sanitario associato ai possibili usi delle acque nelle aree dell’area di studio interessate da inquinamento diffuso, calcolato attraverso il tool di screening del rischio inquinamento diffuso e pennacchi (PRB, 2022).

In sintesi, i risultati mostrano che, per gli usi non potabili considerati (uso sanitario personale e irrigazione), i valori di indice di rischio (HI) risultano in tutti gli scenari ampiamente inferiori alla soglia di accettabilità pari a 1, evidenziando assenza di criticità per effetti non cancerogeni.

Con riferimento al rischio cancerogeno (R), i valori stimati risultano nella quasi totalità dei casi inferiori alla soglia di 1×10^{-6} . Un lieve superamento ($R = 1,10 \times 10^{-6}$) si osserva esclusivamente per lo scenario residenziale relativo all’uso sanitario (doccia) di acque emunte dall’acquifero B in fascia rossa per il TCM.

Si evidenzia che tali stime sono derivate in condizioni cautelative (parametri di esposizione RME, utilizzo dei VFA areali e assenza di trattamenti o diluizioni) e rappresentano una condizione teorica di utilizzo di acqua di falda non trattata. Alla luce della natura di screening della valutazione, il risultato deve essere interpretato come indicazione prudenziale; solo in presenza di effettivo utilizzo domestico/sanitario di acque di falda non trattata da captazioni ricadenti in fascia rossa dei VFA potrà risultare opportuno, in un’ottica di buona pratica gestionale, un eventuale approfondimento sito-specifico a verificare l’acquifero effettivamente captato, le reali modalità d’uso e le concentrazioni realmente riscontrate.

Tabella 43 - Stima del rischio (indice di rischio HI e cancerogeno R) legati ai possibili impieghi non potabili di acque di falda non trattate, per ciascun composto di interesse TCM, PCE e Cr VI, fascia "gialla" o "rossa" e acquifero calcolati con il tool di screening rischio inquinamento diffuso e pennacchi (PRB, 2022).

	Area	A/AB TCM Rossa	A/AB PCE Rossa	A/AB TCM Gialla	A/AB PCE Gialla	AB/B Cr VI	AB/B TCM Rossa	AB/B PCE Rossa	AB/B TCM Gialla	AB/B PCE Gialla
Via di esposizione	VFA Recettore	1,1	9	0,4	6,3	7,8	3,9	11,8	0,75	4,8
Indice di rischio (HI) per effetti non cancerogeni (soglia di accettabilità HI≤1)										
Irrigatore	Residenziale	1,53E-04	1,01E-02	5,56E-05	7,04E-03	1,04E-03	5,42E-04	1,32E-02	1,04E-04	5,36E-03
	Lavorativo	1,10E-04	6,92E-03	3,99E-05	4,85E-03	7,02E-04	3,89E-04	9,08E-03	7,48E-05	3,69E-03
	Ricreativo	7,76E-06	3,70E-04	2,82E-06	2,59E-04	3,23E-05	2,75E-05	4,85E-04	5,29E-06	1,97E-04
Doccia	Residenziale	3,83E-04	1,04E-02	1,39E-04	7,26E-03	4,84E-04	1,36E-03	1,36E-02	2,61E-04	5,53E-03
	Lavorativo	2,58E-04	6,33E-03	9,37E-05	4,43E-03	2,34E-04	9,13E-04	8,30E-03	1,76E-04	3,38E-03
	Ricreativo	2,53E-04	7,78E-03	9,21E-05	5,44E-03	4,52E-04	8,98E-04	1,02E-02	1,73E-04	4,15E-03
Rischio cancerogeno (R) (soglia di accettabilità per singola sostanza R ≤ 1,0E-06)										
Irrigatore	Residenziale	8,64E-08	4,00E-08	5,39E-09	2,80E-08	4,94E-07	5,26E-08	5,25E-08	1,01E-08	2,13E-08
	Lavorativo	1,70E-07	3,05E-08	4,14E-09	2,13E-08	3,76E-07	4,04E-08	3,99E-08	7,77E-09	1,62E-08
	Ricreativo	7,21E-08	1,12E-09	1,76E-10	7,85E-10	1,38E-08	1,71E-09	1,47E-09	3,29E-10	5,98E-10
Doccia	Residenziale	3,10E-07	4,41E-08	1,13E-07	3,09E-08	2,31E-07	1,10E-06	5,78E-08	2,11E-07	2,35E-08
	Lavorativo	1,84E-07	2,53E-08	1,43E-09	7,11E-09	1,25E-07	6,52E-07	3,31E-08	1,25E-07	1,35E-08
	Ricreativo	2,10E-07	2,85E-08	1,58E-09	7,89E-09	1,39E-07	7,45E-07	3,74E-08	1,43E-07	1,52E-08

3.9.4 Rischi complessivi

Per tener conto della possibile presenza di più vie di esposizione contemporaneamente attive e la parziale sovrapposizione delle aree di inquinamento diffuso per PCE, TCM e Cr VI, i valori dei rischi stimati per ciascun contaminante e per le singole vie di esposizione sono stati altresì raggruppati considerando l'additività dei contributi, secondo un approccio cautelativo coerente con la metodologia di Analisi di Rischio.

Per il rischio cancerogeno, oltre al criterio per singola sostanza ($R \leq 10^{-6}$), è stato considerato anche il criterio cumulato comunemente adottato in AdR ($R_{tot} \leq 10^{-5}$).

In particolare, sono stati determinati:

- Totale Indoor: somma dei contributi da Inalazione di vapori da falda in situ indoor, Inalazione di vapori e contatto dermico in doccia;
- Totale Outdoor: somma dei contributi da Inalazione di vapori da falda in situ outdoor, Inalazione di vapori e contatto dermico da irrigatore

considerando per gli usi delle acque dei valori massimi calcolati, tenendo conto dei possibili prelievi sia dall'acquifero superficiale A/AB che profondo B, così da rappresentare uno scenario worst-case.

Anche considerando i rischi cumulati, i valori complessivamente rispettano tutti i limiti di indice di rischio HI e rischio cancerogeno R del D.Lgs. 152/06 e ss.mm.ii., ad eccezione di un lieve superamento del rischio cancerogeno da TCM nello scenario residenziale indoor, per il percorso d'inalazione indoor di vapori in doccia nel caso di utilizzo sanitario di acque emunte dall'acquifero B in corrispondenza delle aree in fascia rossa.

Tale superamento, coerentemente con quanto già evidenziato per i singoli percorsi, deve essere interpretato nel contesto di uno scenario cautelativo di screening (parametri RME, utilizzo dei VFA areali e assenza di trattamenti o diluizioni) e rappresenta non un'evidenza diretta di una situazione di rischio sanitario attuale, quanto piuttosto un'indicazione prudenziale in uno scenario teorico di utilizzo domestico di acqua di falda non trattata.

Dalle informazioni SIPIUI sui volumi emunti al 2022, risultano presenti, in corrispondenza di alcune aree in fascia rossa per TCM (Figura 83), concessioni attive per uso igienico-sanitario; alla luce però dell'assenza di informazioni dettagliate circa le caratteristiche dei pozzi e le profondità effettive dei filtri, l'acquifero realmente captato (A o B), né le modalità concrete di utilizzo dell'acqua (corrispondenza tra concessione e uso effettivo, presenza di eventuali sistemi di trattamento o miscelazione, ecc.), lo scenario modellato deve essere interpretato anche alla luce delle assunzioni cautelative alla base non come rappresentazione di un'esposizione accertata, tanto più che le concentrazioni VFA sono di gran lunga inferiori ai limiti per uso potabile delle acque (Par. 3.6). Si ritiene, tuttavia, opportuno, in presenza di concessioni effettivamente attive per usi domestico/sanitario in aree di fascia rossa, valutare eventuali verifiche mirate volte ad accertare: (i) l'acquifero effettivamente captato, (ii) le modalità di utilizzo dell'acqua, (iii) l'eventuale presenza di sistemi di trattamento o diluizione e (iv) le concentrazioni effettive dei contaminanti nelle acque emunte.

Tabella 44 - Stima del rischio (indice di rischio HI e cancerogeno R) cumulato legato alla contaminazione diffusa da TCM, PCE e Cr VI nell'area di studio.

Scenario		Triclorometano (TCM)	Tetracloroetilene (PCE)	Cr VI	Rischio cumulato
Hazard Index (Soglia di accettabilità HI ≤ 1)					
Rischio Outdoor	Residenziale	1,35E-03	6,56E-02	1,30E-03	6,83E-02
	Lavorativo	5,81E-04	2,16E-02	1,41E-03	2,36E-02
	Ricreativo	1,28E-04	7,04E-03	2,99E-04	7,47E-03
Rischio Indoor	Residenziale	1,95E-03	4,65E-02	1,11E-03	4,96E-02
	Lavorativo	1,05E-03	1,61E-02	6,79E-04	1,79E-02
	Ricreativo	9,72E-04	1,43E-02	8,26E-04	1,61E-02
Rischio cancerogeno (ELCR) (soglia di accettabilità R ≤ 10⁻⁶ per singola sostanza e R ≤ 10⁻⁵ per rischio cumulato)					
Rischio Outdoor (escluse acque in affioramento)	Residenziale	8,67E-07	2,86E-07	5,18E-07	1,67E-06
	Lavorativo	3,25E-07	1,19E-07	4,27E-07	8,72E-07
	Ricreativo	1,70E-07	5,31E-08	3,69E-08	2,60E-07
Rischio Indoor	Residenziale	1,67E-06	2,04E-07	2,33E-07	2,11E-06
	Lavorativo	7,65E-07	6,22E-08	1,27E-07	9,54E-07
	Ricreativo	8,16E-07	5,57E-08	1,41E-07	1,01E-06

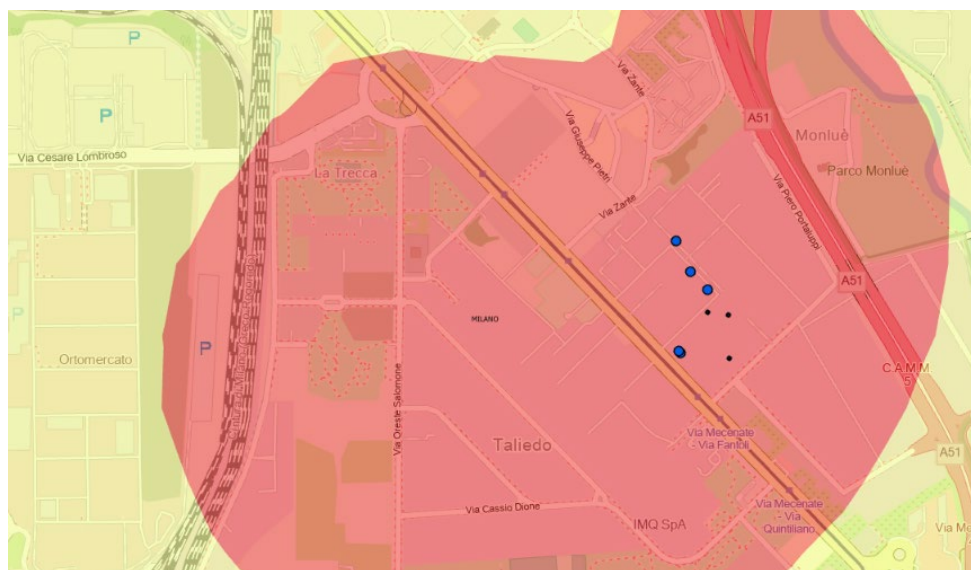


Figura 83 - Concessioni attive per pozzi ad uso igienico-sanitario nell'area di fascia "rossa" per TCM nell'acquifero B. I punti di dimensioni maggiori rappresentano i pozzi per i quali è stato dichiarato un volume emunto al 2022; quelli di dimensioni minori indicano pozzi con prelievo nullo.

3.10 CONCLUSIONI

Per tutti gli inquinanti identificati nell'area del Nord Milanese (PCE, TCM e Cr VI) non si riscontrano particolari criticità con riferimento ai criteri di accettabilità del rischio tossico e cancerogeno fissati dal D.Lgs. 152/06 e ss.mm.ii. per i siti contaminati.

I valori ottenuti per la volatilizzazione da acque di falda in situ/affioramenti sono, sotto le ipotesi di calcolo e gli scenari cautelativi considerati, pienamente accettabili sia per la fascia "gialla" che "rossa". Anche per eventuali usi delle acque non trattate non si rilevano criticità significative, fatto salvo un lieve superamento del rischio cancerogeno per il TCM nello scenario di uso igienico/sanitario (doccia) delle acque, riferito a condizioni cautelative di uso di acqua non trattata, nelle zone di fascia rossa dell'acquifero B.

È opportuno, a tal proposito, sottolineare che la presente analisi si configura come valutazione di **screening cautelativo** su scala territoriale e si basa su modelli semplificati, parametri di esposizione di default e concentrazioni rappresentative (VFA) determinate su base statistica areale. Le stime ottenute sono pertanto affette da incertezza legata alle semplificazioni e alle assunzioni adottate. **I risultati devono essere interpretati come stima prudenziale del rischio potenziale massimo ragionevole e non come misura diretta dell'esposizione effettiva della popolazione.** Potranno, nel caso, essere valutate verifiche sulle effettive finalità e modalità di impiego delle acque nelle aree perimetrare per inquinamento diffuso e approfondimenti sito-specifici di verifica rispetto alle assunzioni e ai parametri della modellazione condotta.

In termini gestionali, i risultati supportano l'assenza di necessità di misure generalizzate di limitazione d'uso, ferma restando l'opportunità di verifiche mirate nei soli contesti in cui siano documentati prelievi ad uso domestico-sanitario da falda non trattata nelle aree di fascia rossa.

4 BIBLIOGRAFIA

- [1] L. Alberti, A. Azzellino, M. Cantone, L. Colombo, and S. Lombi, "Progetto PLUMES integrazione - Modello matematico di trasporto dei plume di PCE, TCE, TCM e Cromo ed elaborazione statistica e geostatistica dei dati chimici per il periodo 2003-2014," Milano, 2016.
- [2] L. Alberti *et al.*, "Enhancing Groundwater Resource Management in the Milan Urban Area Through a Robust Stratigraphic Framework and Numerical Modeling," *Water (Basel)*, vol. 17, no. 2, p. 165, Jan. 2025, doi: 10.3390/w17020165.
- [3] M. Cantone, I. La Licata, L. Alberti, P. Gattinoni, and L. Scesi, "PROGETTO MODEL-MI REVISIONE E AGGIORNAMENTO DELLA MODELLAZIONE NUMERICA DEL FLUSSO IDRICO SOTTERRANEO E DEL TRASPORTO NELL'AREA URBANA DI MILANO - Parte I: modello concettuale," Milan, Feb. 2021.
- [4] M. Cantone, L. Colombo, A. Ortelli, L. Alberti, P. Gattinoni, and L. Scesi, "PROGETTO MODEL-MI REVISIONE E AGGIORNAMENTO DELLA MODELLAZIONE NUMERICA DEL FLUSSO IDRICO SOTTERRANEO E DEL TRASPORTO NELL'AREA URBANA DI MILANO Parte II: modello matematico del flusso idrico e scenari previsionali," Milan, Feb. 2021.
- [5] A. W. Harbaugh, "MODFLOW-2005, The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model-the Ground-Water Flow Process," Reston, Virginia, USA, 2005. Accessed: Nov. 27, 2020. [Online]. Available: http://water.usgs.gov/software/ground_water.html/.
- [6] S. M. Westenbroek, V. A. Kelson, W. R. Dripps, R. J. Hunt, and K. R. Bradbury, "USGS Techniques and Methods 6-A31: SWB—A Modified Thornthwaite-Mather Soil-Water-Balance Code for Estimating Groundwater Recharge." Accessed: Aug. 05, 2025. [Online]. Available: <https://pubs.usgs.gov/tm/tm6-a31/>
- [7] J. E. Doherty, M. N. Fienen, and R. J. Hunt, "Approaches to highly parameterized inversion: Pilot-point theory, guidelines, and research directions," *Scientific Investigations Report*, 2011, doi: 10.3133/SIR20105168.
- [8] V. Bedekar, E. D. Morway, C. D. Langevin, and M. J. Tonkin, "MT3D-USGS version 1: A U.S. Geological Survey release of MT3DMS updated with new and expanded transport capabilities for use with MODFLOW," *Techniques and Methods*, 2016, doi: 10.3133/TM6A53.
- [9] L. Fabbri, *Statistica Multivariata. Analisi esplorativa dei dati*. ITA, 1997.
- [10] A. Afifi, S. May, and V. A. Clark, "Computer-Aided Multivariate Analysis, Fourth Edition," p. 512, 2003.
- [11] G. Ritschard, "CHAID and earlier supervised tree methods," in *Contemporary Issues in Exploratory Data Mining in the Behavioral Sciences*, Routledge, 2013, pp. 48–74. doi: 10.4324/9780203403020.
- [12] E. Beccaloni, F. Scaini, S. Bernardi, E. Bemporad, and S. Campanari, "Banca dati ISS-INAIL, Proprietà chimico-fisiche e tossicologiche dei contaminanti e relativo Documento di supporto," 2018.
- [13] L. Musmeci, E. Beccaloni, F. Scaini, S. Berardi, and E. Bemporad, "Banca dati ISS-INAIL: Documento di Supporto," 2015.

- [14] Regione Lombardia, "Progetto FonTe - Tutela e valorizzazione dei fontanili del territorio lombardo," 2012.
- [15] APAT, "Criteri metodologici per l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati," 2008.
- [16] World Health Organization, *Guidelines for Drinking-water Quality*, 3rd ed., vol. 1. Geneva, 2008.
- [17] World Health Organization, "Guidelines for Drinking-water Quality: Chapter on Chromium," 2017.
- [18] J. B. Andelman, "Inhalation Exposure in the Home to Volatile Organic Contaminants of Drinking Water," *Science of the Total Environment*, vol. 47, pp. 443–460, 1985, doi: 10.1016/0048-9697(85)90349-3.
- [19] T. E. McKone, "Assessing Multiple Pathway Exposures: Variability, Uncertainty, and Ignorance," in *Municipal Waste Incineration Risk Assessment*, vol. 5, C. C. Travis, Ed., in *Contemporary Issues in Risk Analysis*, vol. 5., Boston, MA: Springer, 1991. doi: 10.1007/978-1-4615-3294-1_12.
- [20] U.S. Environmental Protection Agency, "Exposure Factors Handbook: 2011 Edition," Washington, DC, 2011.
- [21] L. R. Spence, T. Walden, and U. K. Sunbury, "RISC4 User's Manual," *Risk Integrated Software for Clean-Ups*, p. 464, 2001.
- [22] U.S. Geological Survey, "Transport, Behavior, and Fate of Volatile Organic Compounds in Streams," Washington, 1998.
- [23] ASTM, "Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release," vol. 95, no. Reapproved 2015, pp. 1–53, 2020, Accessed: Mar. 02, 2026. [Online]. Available: <https://store.astm.org/e1739-95r15.html>
- [24] I. Verginelli, "Risk-net 3.2," 2024.
- [25] W. J. Farmer, M. S. Yang, J. Letey, and W. F. Spencer, "Hexachlorobenzene: Its vapor pressure and vapor phase diffusion in soil," *SOIL SCI. SOC. AMERICA J.*, vol. 44, no. 4, pp. 676–680, Jul. 1980, doi: 10.2136/sssaj1980.03615995004400040002x.
- [26] M. Nocentini, "Analisi Di Rischio Per Siti Contaminati: calcolo della concentrazione in atmosfera a valle di aree di elevate dimensioni," 2011.
- [27] G. Apollo *et al.*, "Modelization of Vapor Emission from Soil and Groundwater as a Screening Tool to Evaluate Potential Exposure Levels during Construction Works," in *Proceedings of Consoil 2010*, 2010, pp. 1–11.
- [28] U.S. Environmental Protection Agency, "Air Emissions Models for Waste and Wastewater," 1994.
- [29] J. P. Koplan, "Toxicological profile for chromium. US Department of Health and human Services," *Public Health Service*, vol. 9, pp. 1–3, 2000.
- [30] Q. Gao, M. Dai, G. Lei, X. Hou, D. Zhang, and W. Du, "Research on the Spatial Distribution Characteristics and Inhalation Health Risk Assessment of Bacterial Aerosols in Spraying Environments," *Water (Switzerland)*, vol. 16, no. 22, p. 3187, Nov. 2024, doi: 10.3390/w16223187.

- [31] Y. Zhou, J. M. Benson, C. Irvin, H. Irshad, and Y. S. Cheng, "Particle Size Distribution and Inhalation Dose of Shower Water under Selected Operating Conditions," *Inhal. Toxicol.*, vol. 19, no. 4, pp. 333–342, Apr. 2007, doi: 10.1080/08958370601144241.

SITOGRAFIA

- Archivio dati idro-nivo-meteorologici di ARPA Lombardia <https://www.arpalombardia.it/temi-ambientali/meteo-e-clima/form-richiesta-dati/>
- Dati modello NEMS, <https://www.meteoblue.com/>
- Dati meteorologici stazione di Milano aeroporto di Linate, <https://it.weatherspark.com/>
- Geoportale Regione Lombardia <http://www.geoportale.regione.lombardia.it/>
- Sistema nazionale per la raccolta, l'elaborazione e la diffusione di dati Climatici di Interesse Ambientale – SCIA <http://www.scia.isprambiente.it>
- ISPRA <https://www.isprambiente.gov.it/>
- Istituto Superiore di Sanità (ISS) www.iss.it
- Sistema integrato di polizia idraulica e utenze idriche (SIPUI) <https://www.regione.lombardia.it/wps/portal/istituzionale/HP/DettaglioServizio/servizi-e-informazioni/enti-e-operatori/territorio/governo-delle-acque/reticoli-e-polizia-idraulica/sistema-integrato-polizia-idraulica-utenze-idriche-sipiui/sistema-integrato-polizia-idraulica-utenze-idriche-sipiui>

NORMATIVA

- Direttiva 98/83/CE del 3 novembre 1998- Direttiva del consiglio europeo. Qualità delle acque destinate al consumo umano
- D.Lgs. 18/2023 Attuazione della Direttiva (UE) 2020/2184 concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano
- D.Lgs. 2 febbraio 2001, n. 31. Attuazione della direttiva 98/83/CE relativa alla qualità delle acque destinate al consumo umano. G.U. 3 marzo 2001, n. 52, S.O.
- D.M. 12 giugno 2003, n. 185. Regolamento recante norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue in attuazione dell'articolo 26, comma 2, del D.Lgs. 11 maggio 1999, n. 152. G.U. 23 luglio 2003, n. 169
- Regolamento CE n. 852/2004 del parlamento europeo e del consiglio del 29 aprile 2004 sull'igiene dei prodotti alimentari
- D.Lgs 3 aprile 2006, n. 152. Norme in materia ambientale. G.U. n. 88 del 14 Aprile 2006- suppl. or. N. 96

D.M. 6 luglio 2016. Recepimento della direttiva 2014/80/UE della Commissione del 20 giugno 2014 che modifica l'allegato II della direttiva 2006/118/CE del Parlamento europeo e del Consiglio sulla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento. G.U. 16 luglio 2016, n.165

D.M. 12 giugno 2003, n. 185 Regolamento recante norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue. Regolamento (UE) 2020/741 Requisiti minimi per il riutilizzo dell'acqua.

D.Lgs. 116/2008 Attuazione della Direttiva 2006/7/CE relativa alla gestione della qualità delle acque di balneazione.

D.M. 30 marzo 2010 Criteri per la determinazione e gestione della qualità delle acque di balneazione. Regolamento (CE) 852/2004 Igiene dei prodotti alimentari.

ALLEGATI

ALLEGATO 1

—

Procedure di esclusione dei punti di
monitoraggio in prossimità di sorgenti di
contaminazione dal dataset per
l'interpolazione

1 INTRODUZIONE

Il presente allegato alla relazione principale identifica i punti esclusi dal dataset per le interpolazioni relative ai valori di inquinamento diffuso, al fine di escludere tutti quei punti che ricadono all'interno di un pennacchio di contaminazione o all'interno di aree sorgente, così da permettere di identificare i punti di monitoraggio interessati solo da inquinamento diffuso. Nel documento vengono descritte nel dettaglio le operazioni svolte al fine di rimuovere dal dataset i punti. L'Allegato 2 contiene un file MS Excel che fornisce il dettaglio dei punti esclusi per sostanza al termine delle procedure.

2 ESCLUSIONE DEI PUNTI RICADENTI NEI PENNACCHI DI CONTAMINAZIONE

La procedura seguita per rimuovere dal dataset i punti ricadenti all'interno dei pennacchi di contaminazione è la seguente:

- Individuazione dei limiti del pennacchio, identificati considerando una concentrazione pari alla Concentrazione Soglia di Contaminazione (CSC) relativa allo specifico contaminante;
- Applicazione di un buffer pari a 250 m ai limiti del pennacchio, al fine di considerare le incertezze nei risultati della modellazione di flusso e trasporto e così restando a favore di sicurezza;
- Esclusione dei punti ricadenti entro il buffer;
- Eventuale analisi specifica di dettaglio su singoli punti rimanenti.

3 ESCLUSIONE DEI PUNTI RICADENTI IN AREE SORGENTE

La procedura seguita per rimuovere dal dataset i punti ricadenti all'interno di aree sorgente è la seguente:

- Creazione di un buffer di 250 m attorno ai punti sorgente;
- Selezione dei punti ricadenti all'interno del buffer;
- Individuazione dei soli punti posti all'interno del perimetro AGISCO o a valle idrogeologica dell'area stessa, che presentano una concentrazione mediana superiore alla CSC ed esclusione dal dataset per l'analisi multivariata.

Rispetto all'analisi effettuata per l'esclusione dei punti interni ai pennacchi è stato svolto un lavoro più dettagliato. Infatti, non sono stati rimossi i punti a valle idrogeologica del perimetro AGISCO ricadenti internamente al buffer risultati non contaminati, considerando le mediane annuali dal 2015 al 2023. Quest'analisi più di dettaglio è stata svolta al fine di considerare più punti utili all'interpolazione delle concentrazioni di inquinamento diffuso.

3.1 PCE

Per quanto riguarda le sorgenti di PCE, sono stati esclusi punti ricadenti nelle aree sorgenti PCE_1, PCE_2, PCE_3, PCE_4 e PCE_8. Per le altre sorgenti non sono stati esclusi punti in più rispetto a quelli già esclusi considerando i buffer dei pennacchi. In seguito, le scelte vengono spiegate nel dettaglio.

3.1.1 Sorgenti PCE_1 e PCE_2

Per queste due sorgenti, molto prossime tra loro e insistenti nell'acquifero superficiale (A), viene presentata un'analisi congiunta. Dei punti che ricadono all'esterno dei perimetri dei pennacchi di contaminazione, sono stati esclusi anche i 6 punti in Tabella 1, in quanto considerati all'interno o prossimi al perimetro del sito contaminato (Figura 1).

Tabella 1 - Punti rimossi dalle aree sorgenti PCE_1 e PCE_2

Id_punto	Motivazione
PO015250NR0004	Punto contaminato a valle del sito
PO015250NR0013	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015250NR0012	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015146NR0111	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015250NRA107	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015146NR0193	Punto contaminato a valle del sito

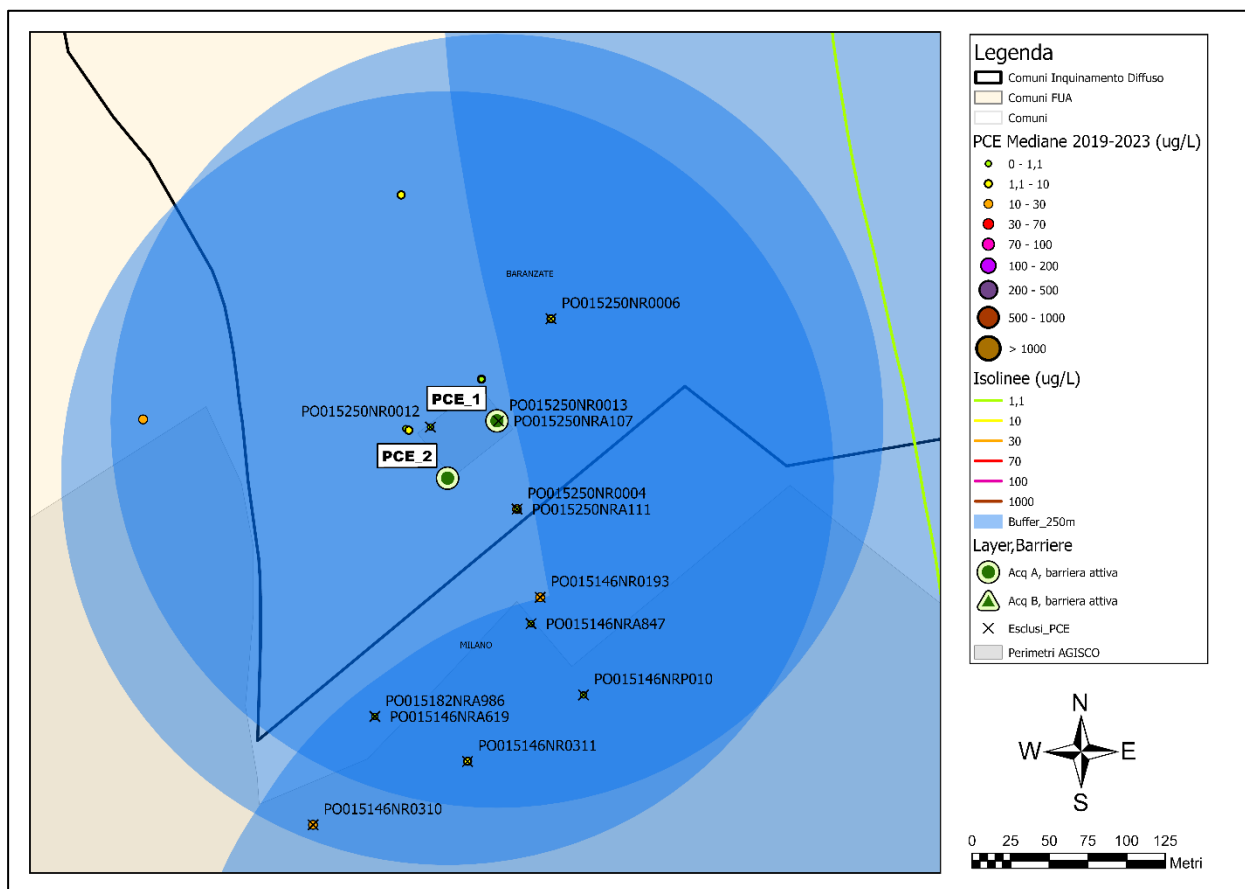


Figura 1 - Dettaglio punti esclusi per il PCE relativamente alle sorgenti PCE_1 e PCE_2

3.1.2 Sorgente PCE_3

Per quanto riguarda la sorgente PCE_3, relativa all'acquifero superficiale (A), sono stati esclusi i 3 punti mostrati in Tabella 2 e in Figura 2, in quanto considerati all'interno o prossimi al perimetro del sito contaminato (perimetro AGISCO non presente). È stato quindi considerato anche un punto abbastanza contaminato poco a monte della sorgente.

Tabella 2 - Punti rimossi dall'area sorgente PCE_3

Id_punto	Motivazione
PO015027NRA272	Punto contaminato a valle del sito
PO015027NRA263	Punto contaminato a valle del sito
PO015027NRA276	Punto contaminato poco a monte dell'origine della contaminazione (assenza AGISCO)

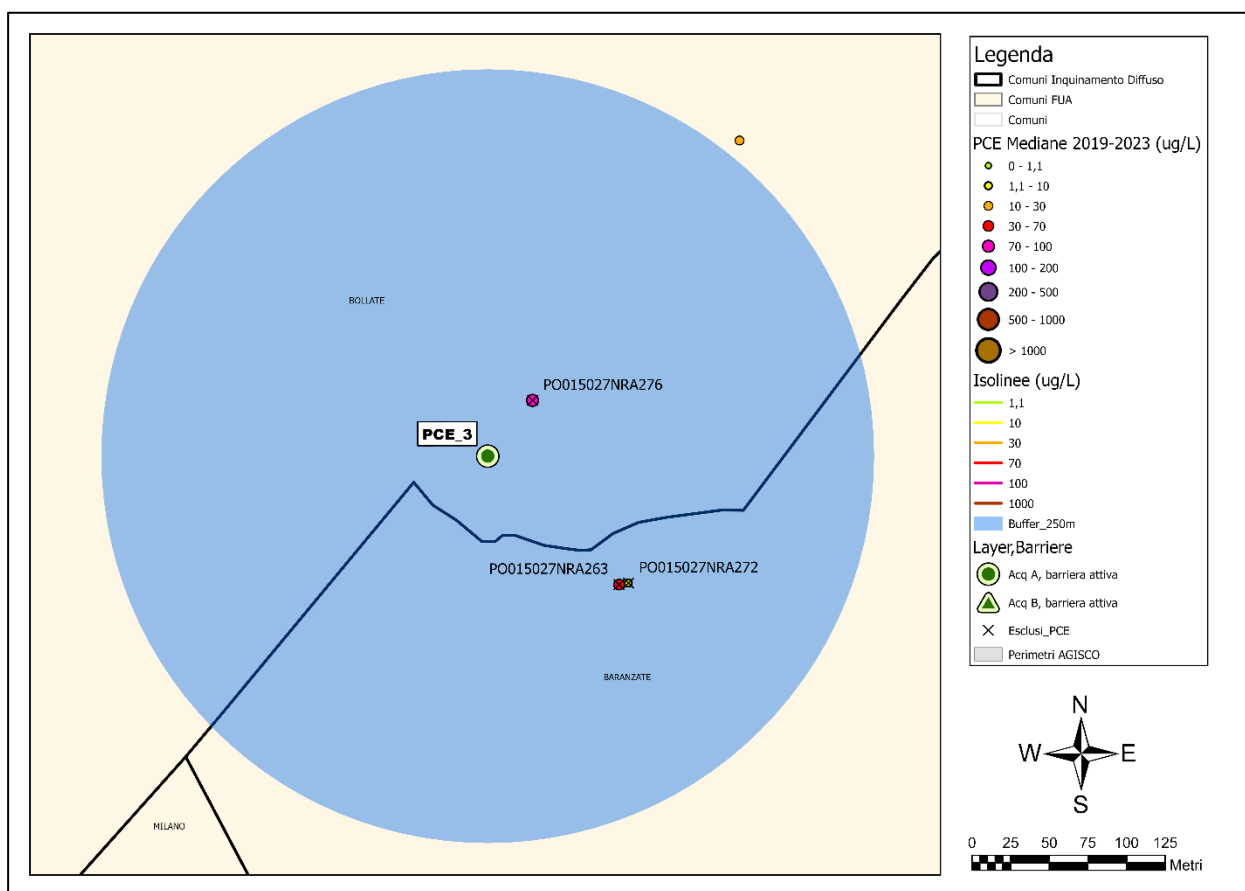


Figura 2 - Dettaglio punti esclusi per il PCE relativamente alla sorgente PCE_3

3.1.3 Sorgente PCE_4

Per questa sorgente, relativa all'acquifero superficiale (A) sono stati esclusi tutti i 9 punti riportati in Tabella 3 e mostrati in Figura 3.

Tabella 3 - Punti rimossi dall'area sorgente PCE_4

Id_punto	Motivazione
PO0151709R0001	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015170NR0052	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015170NR0001	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015170NRA280	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015170NRA324	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015170NRA331	Punto contaminato a valle del sito
PO015170NR0103	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015170NRA308	Punto contaminato a valle del sito
PO015170NR0252	Punto contaminato interno al sito

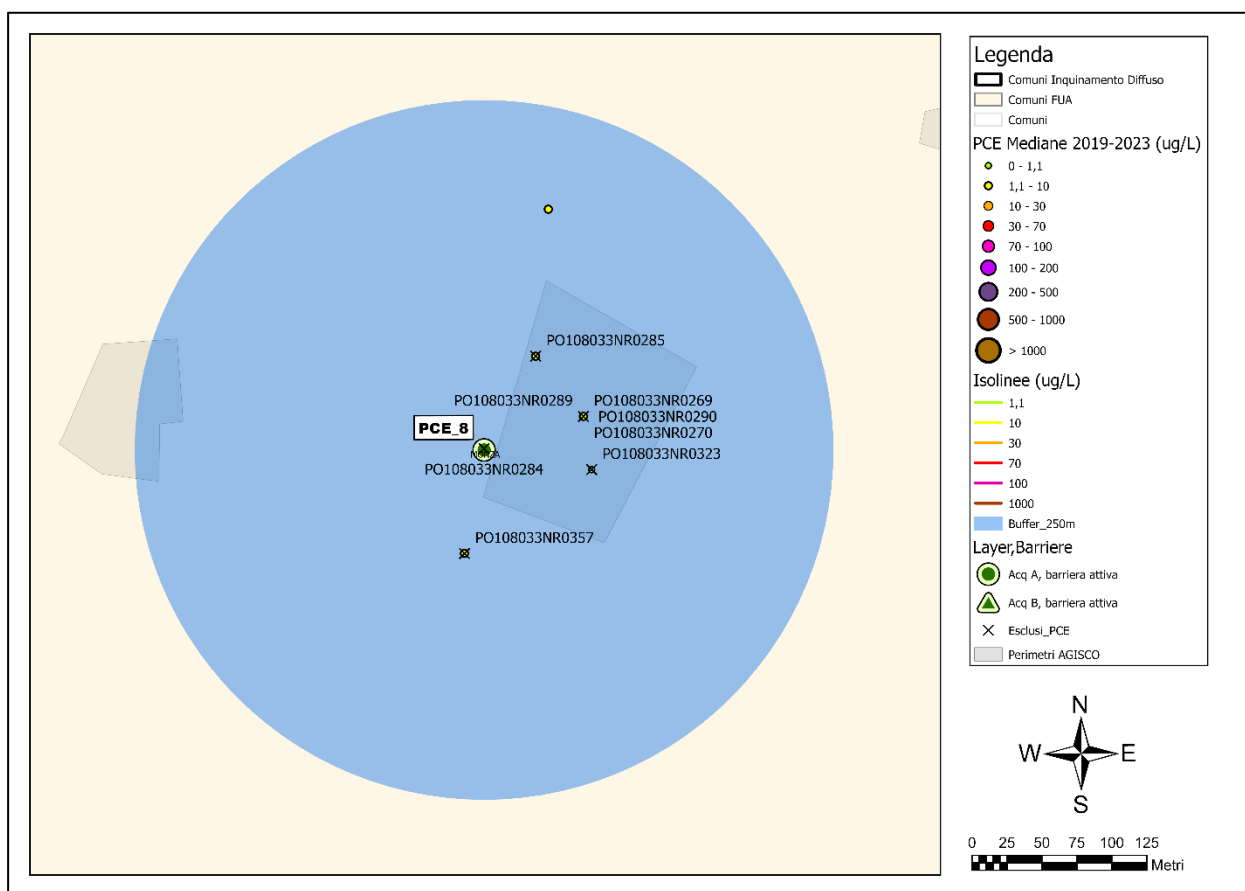


Figura 4 - Dettaglio punti esclusi per il PCE relativamente alla sorgente PCE_8

3.2 TCE

Per quanto riguarda tutte le sorgenti tranne TCE_5 sono stati esclusi altri punti rispetto a quelli già esclusi tramite i buffer dei pennacchi di contaminazione, come descritto nei paragrafi seguenti.

3.2.1 Sorgenti TCE_1 e TCE_2

Per queste due sorgenti, che impattano l'acquifero superficiale (A), viene presentata un'analisi congiunta in quanto risultano essere molto prossime tra loro. Gli 8 punti in Tabella 5 sono stati esclusi dal dataset (Figura 5).

Tabella 5 - Punti rimossi dalle aree sorgenti TCE_1 e TCE_2

Id_punto	Motivazione
PO015146NR0193	Punto contaminato a valle del sito
PO015146NRP010	Punto contaminato a valle del sito
PO015250NR0004	Punto contaminato a valle del sito
PO015250NR0012	Punto interno al perimetro AGISCO

PO015250NR0013	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015250NRA107	Punto contaminato a valle del sito
PO015146NRA847	Punto contaminato a valle del sito
PO015250NRA111	Punto contaminato a valle del sito

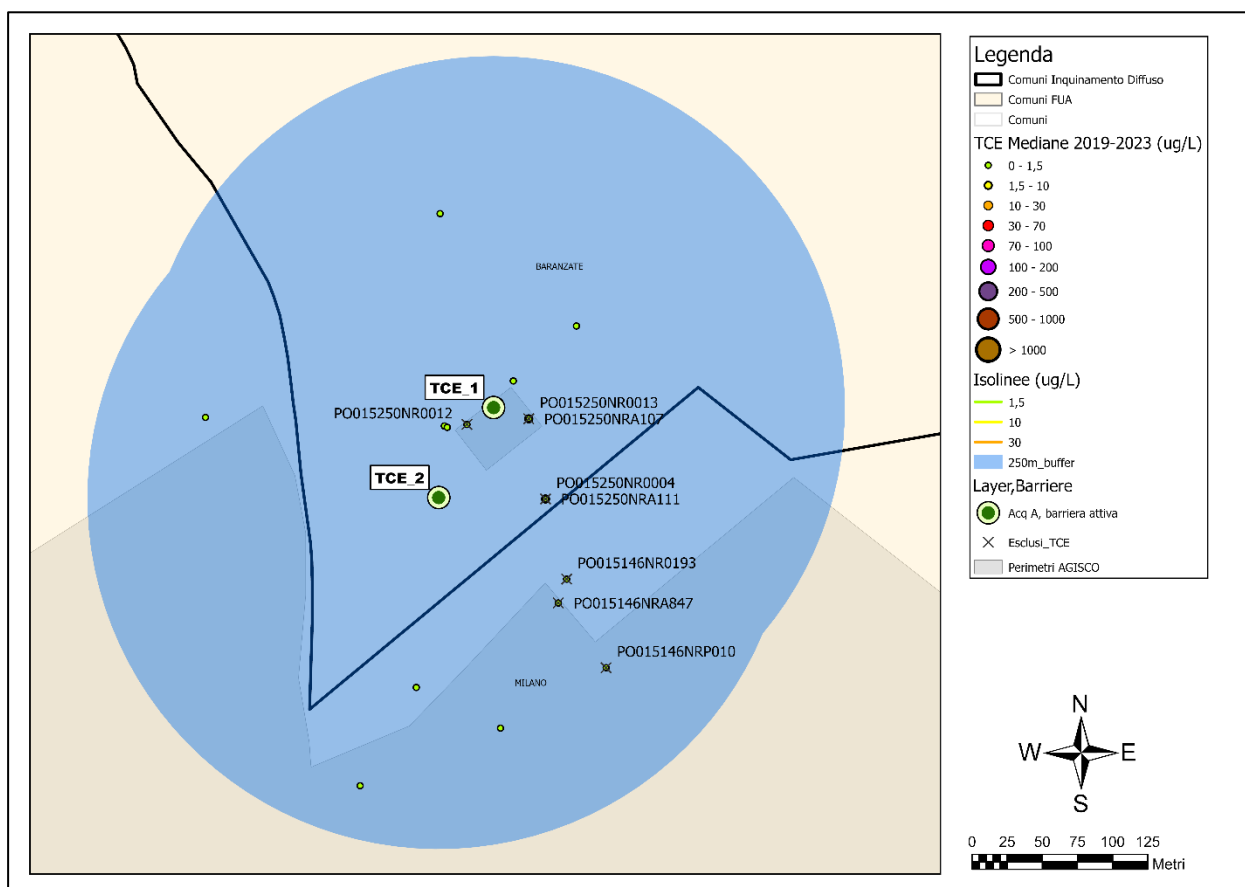


Figura 5 - Dettaglio punti esclusi per il TCE relativamente alle sorgenti TCE_1 e TCE_2

3.2.2 Sorgente TCE_3

Per questa sorgente presente all'interno dell'acquifero superficiale (A), è stato escluso un solo punto posizionato poco a valle idrogeologica del sito (Tabella 6 e Figura 6).

Tabella 6 - Punti rimossi dall'area sorgente TCE_3

Id_punto	Motivazione
PO015027NRA263	Punto a valle del sito

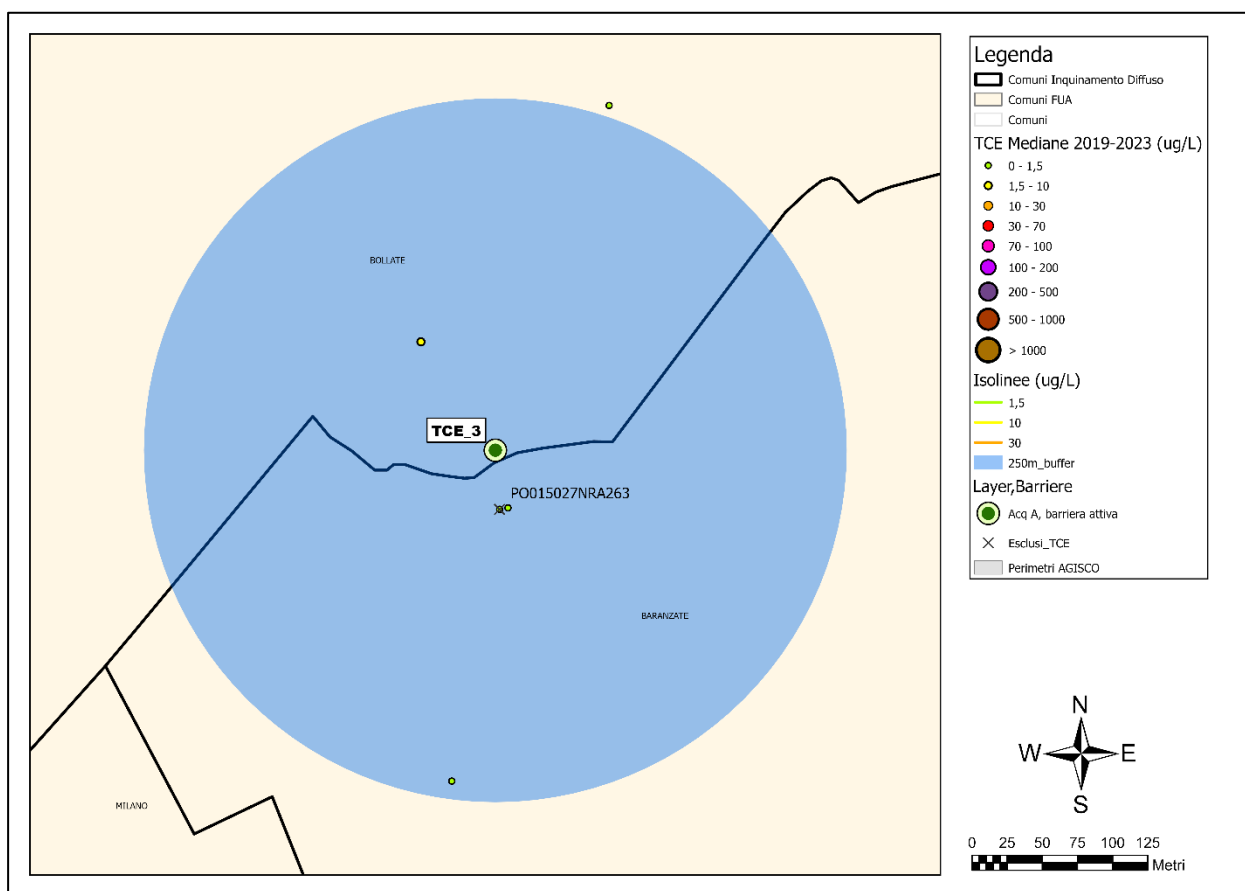


Figura 6 - Dettaglio punti esclusi per il TCE relativamente alla sorgente TCE_3

3.2.3 Sorgente TCE_4

Per questa sorgente posta all'interno dell'acquifero superficiale (A), sono stati esclusi i 7 punti elencati in Tabella 7 e mostrati in Figura 7.

Tabella 7 - Punti rimossi dall'area sorgente TCE_4

Id_punto	Motivazione
PO015170NRA280	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015170NRA324	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015170NR0103	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015170NR0252	Punto interno al perimetro AGISCO
PO0151709R0001	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015170NR0052	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015170NR0001	Punto interno al perimetro AGISCO

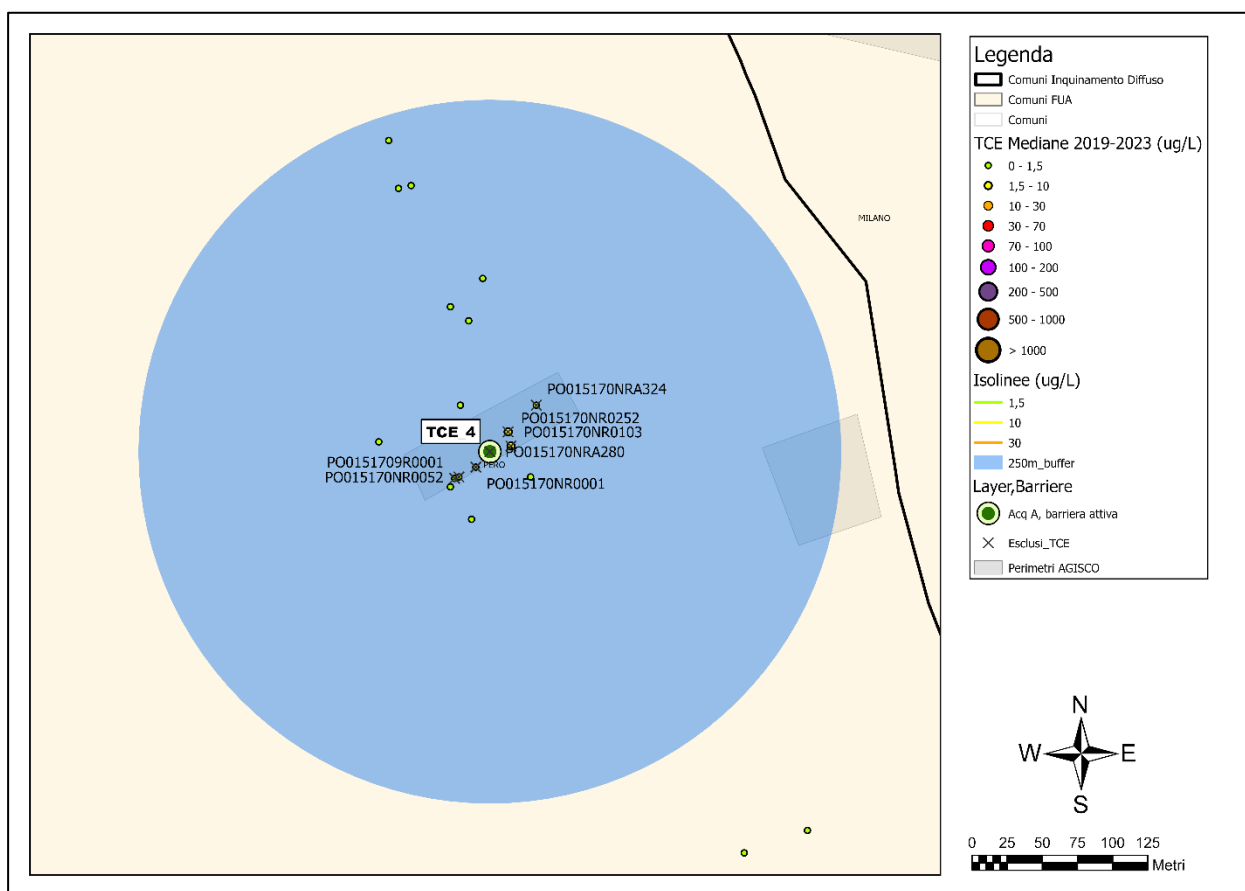


Figura 7 - Dettaglio punti esclusi per il TCE relativamente alla sorgente TCE_4

3.3 TCM

Per quanto riguarda le sorgenti di TCM, sono stati esclusi punti in più rispetto ai pennacchi per le sorgenti TCM_2, TCM_3, TCM_4 e TCM_5, come descritto di seguito, mentre non sono stati esclusi ulteriori punti per le sorgenti TCM_1 e TCM_6.

3.3.1 Sorgente TCM_2

Relativamente alla sorgente TCM_2, sita nell'acquifero superficiale (A), sono stati esclusi gli 8 punti elencati in Tabella 8 e mostrati in Figura 8.

Tabella 8 - Punti rimossi dall'area sorgente TCM_2

Id_punto	Motivazione
PO0151709R0001	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015170NR0052	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015170NR0001	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015170NRA280	Punto interno al perimetro AGISCO

PO015170NRA324	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015170NRA331	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015170NR0103	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015170NR0252	Punto interno al perimetro AGISCO

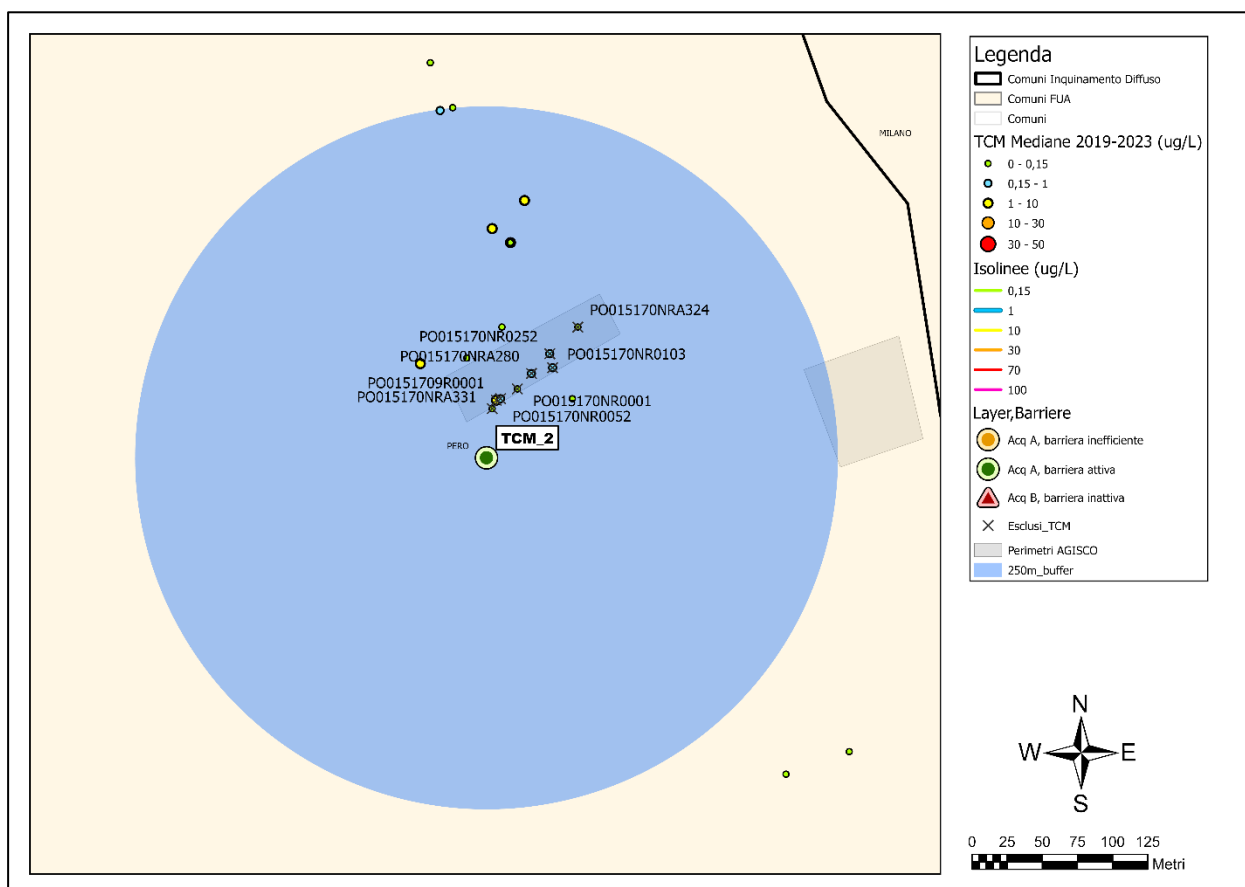


Figura 8 - Dettaglio punti esclusi per il TCM relativamente alla sorgente TCM_2

3.3.2 Sorgenti TCM_3 e TCM_4

Queste sorgenti risultano essere molto prossime tra loro e posizionate nell'acquifero superficiale (A), vengono trattate congiuntamente. Sono stati esclusi i 10 punti riportati in Tabella 9 e in Figura 9.

Tabella 9 - Punti rimossi dalle aree sorgenti TCM_3 e TCM_4

Id_punto	Motivazione
PO015146NR0193	Punto contaminato a valle del sito
PO015146NRP010	Punto contaminato a valle del sito
PO015182NRA986	Punto contaminato a valle del sito
PO015250NR0004	Punto contaminato a valle del sito
PO015250NR0012	Punto interno al perimetro AGISCO

PO015250NR0013	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015250NRA107	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015146NRA619	Punto contaminato a valle del sito
PO015146NRA847	Punto contaminato a valle del sito
PO015250NRA111	Punto contaminato a valle del sito

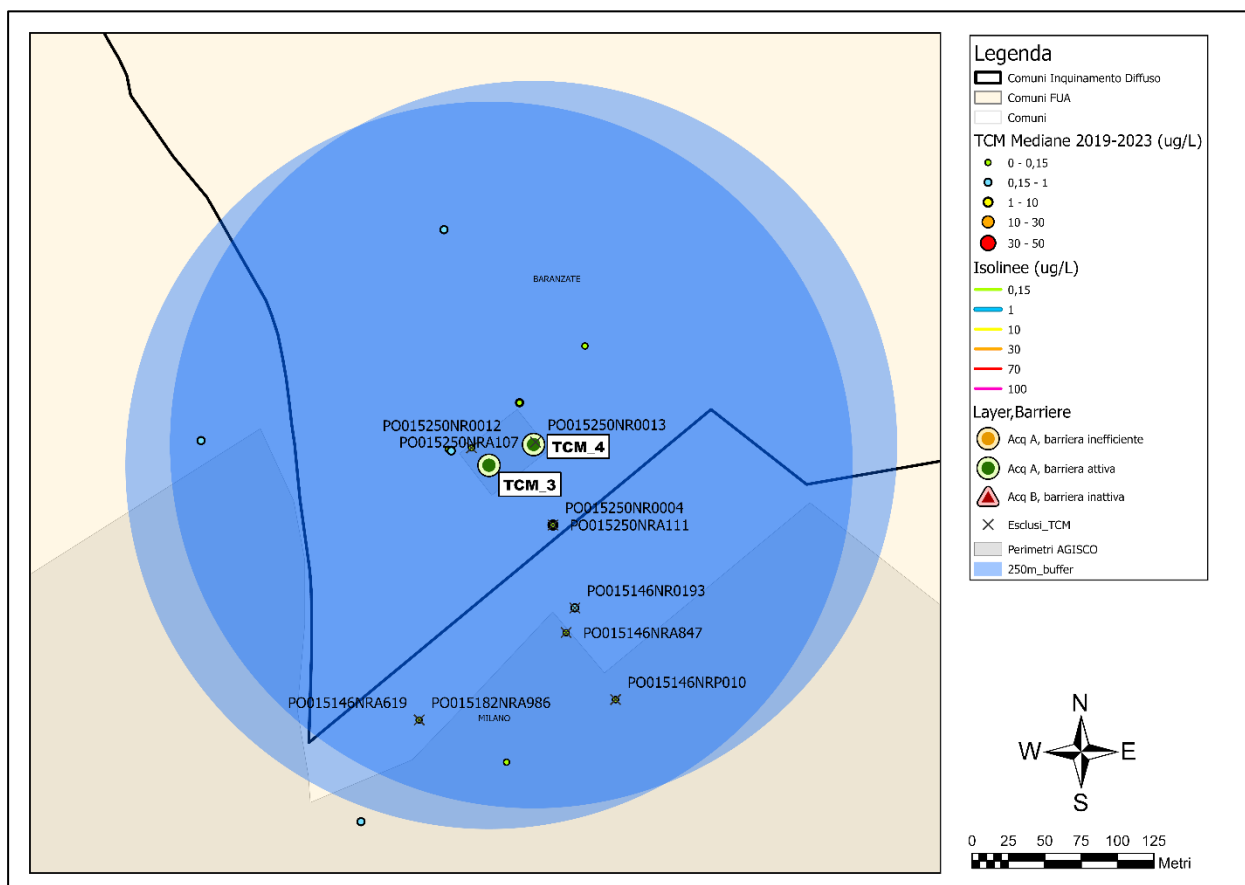


Figura 9 - Dettaglio punti esclusi per il TCM relativamente alle sorgenti TCM_3 e TCM_4

3.3.3 Sorgente TCM_5

Per quanto concerne la sorgente TCM_5, vengono esclusi i due punti elencati in Tabella 10 e mostrati in Figura 10.

Tabella 10 - Punti rimossi dall'area sorgente TCM_5

Id_punto	Motivazione
PO015250NRA112	Punto contaminato a valle del sito
PO015027NRA263	Punto contaminato a valle del sito

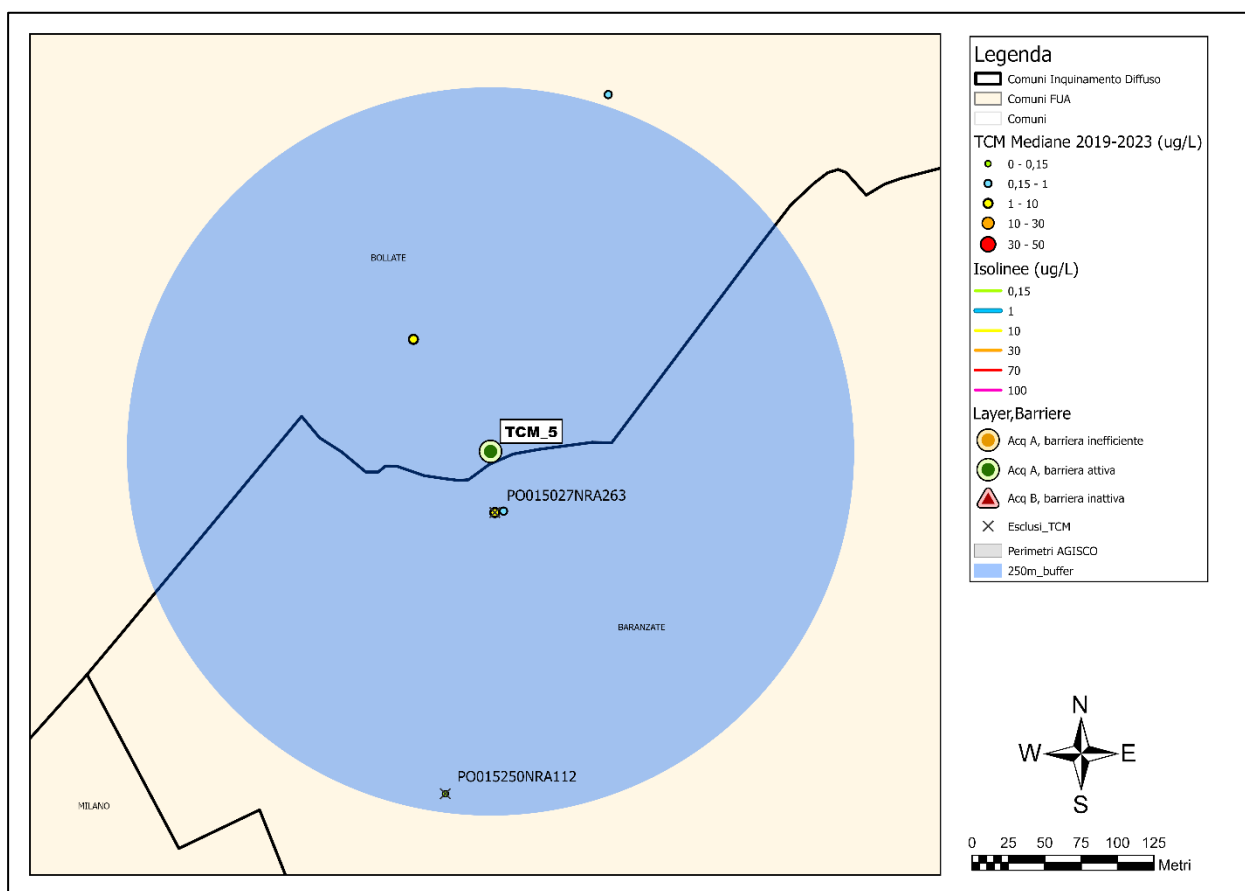


Figura 10 - Dettaglio punti esclusi per il TCM relativamente alla sorgente TCM_5

3.4 Cromo esavalente (Cr VI)

Relativamente alle sorgenti di Cromo esavalente, vengono esclusi punti aggiuntivi rispetto ai pennacchi solo per le sorgenti Cr_3, Cr_4 e Cr_5.

3.4.1 Sorgente Cr_3

Per la sorgente Cr_3, posizionata all'interno dell'acquifero superficiale (A), è stato escluso solamente un punto ricadente in area sorgente (Tabella 11 e Figura 11).

Tabella 11 - Punti rimossi dall'area sorgente Cr_3

Id_punto	Motivazione
PO015146NR3595	Punto sorgente

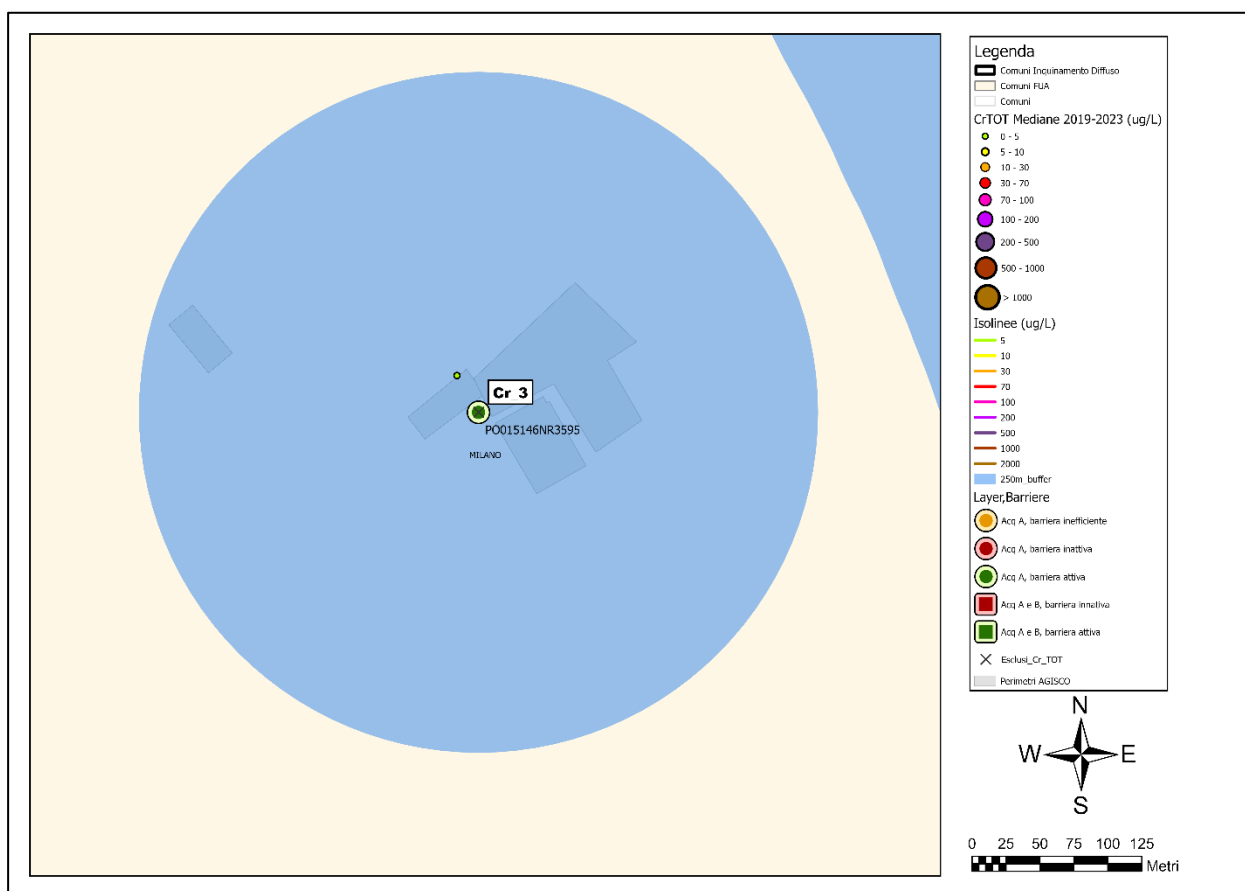


Figura 11 - Dettaglio punti esclusi per il Cr VI relativamente alla sorgente Cr_3

3.4.2 Sorgente Cr_4

Il buffer della sorgente Cr_4, posta nell'acquifero superficiale (A), ha permesso di escludere i 12 punti elencati in Tabella 12 e mostrati in Figura 12.

Tabella 12 - Punti rimossi dall'area sorgente Cr_4

Id_punto	Motivazione
PO015157NR0002	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015157NR0052	Punto contaminato prossimo a perimetro AGISCO
PO015157NR0099	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015157NR0047	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015157NRA157	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015157NRA138	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015157NRA156	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015157NR0003	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015157NRA135	Punto contaminato prossimo a perimetro AGISCO
PO015157NRA141	Punto interno perimetro AGISCO (sorgente)
PO015157NRA139	Punto interno al perimetro AGISCO

PO015157NRA155 Punto contaminato prossimo a perimetro AGISCO

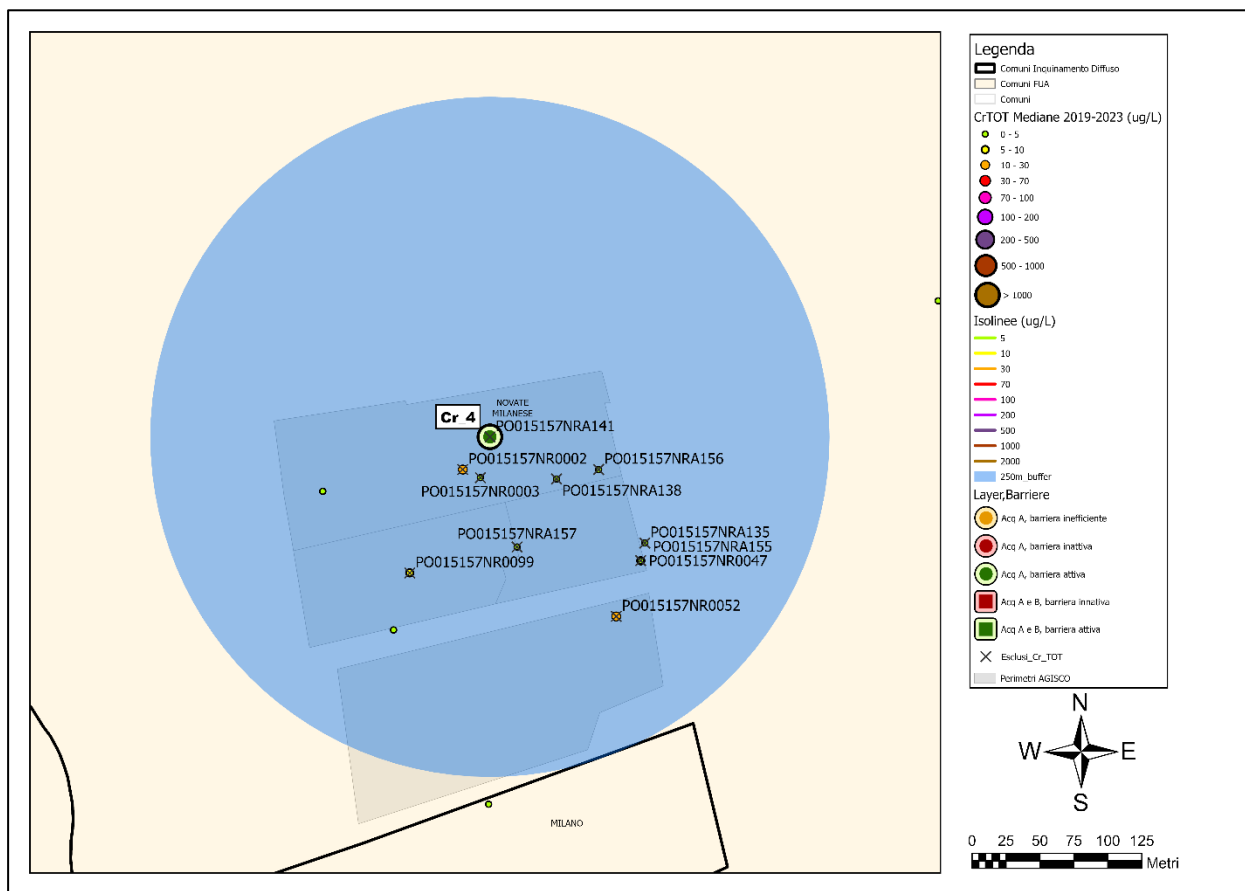


Figura 12 - Dettaglio punti esclusi per il Cr VI relativamente alla sorgente Cr_4

3.4.3 Sorgente Cr_5

Relativamente alla sorgente Cr_5, posizionata all'interno di entrambi gli acquiferi (A e B), sono stati esclusi i 6 punti ricadenti all'interno del perimetro AGISCO elencati in Tabella 13 e mostrati in Figura 13.

Tabella 13 - Punti rimossi dall'area sorgente Cr_5

Id_punto	Motivazione
PO015182GR0001	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015182GR0002	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015182GR0003	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015182GR0004	Punto interno al perimetro AGISCO
PO015182NRA772	Punto interno al perimetro AGISCO
PO0151820RA649	Punto interno al perimetro AGISCO

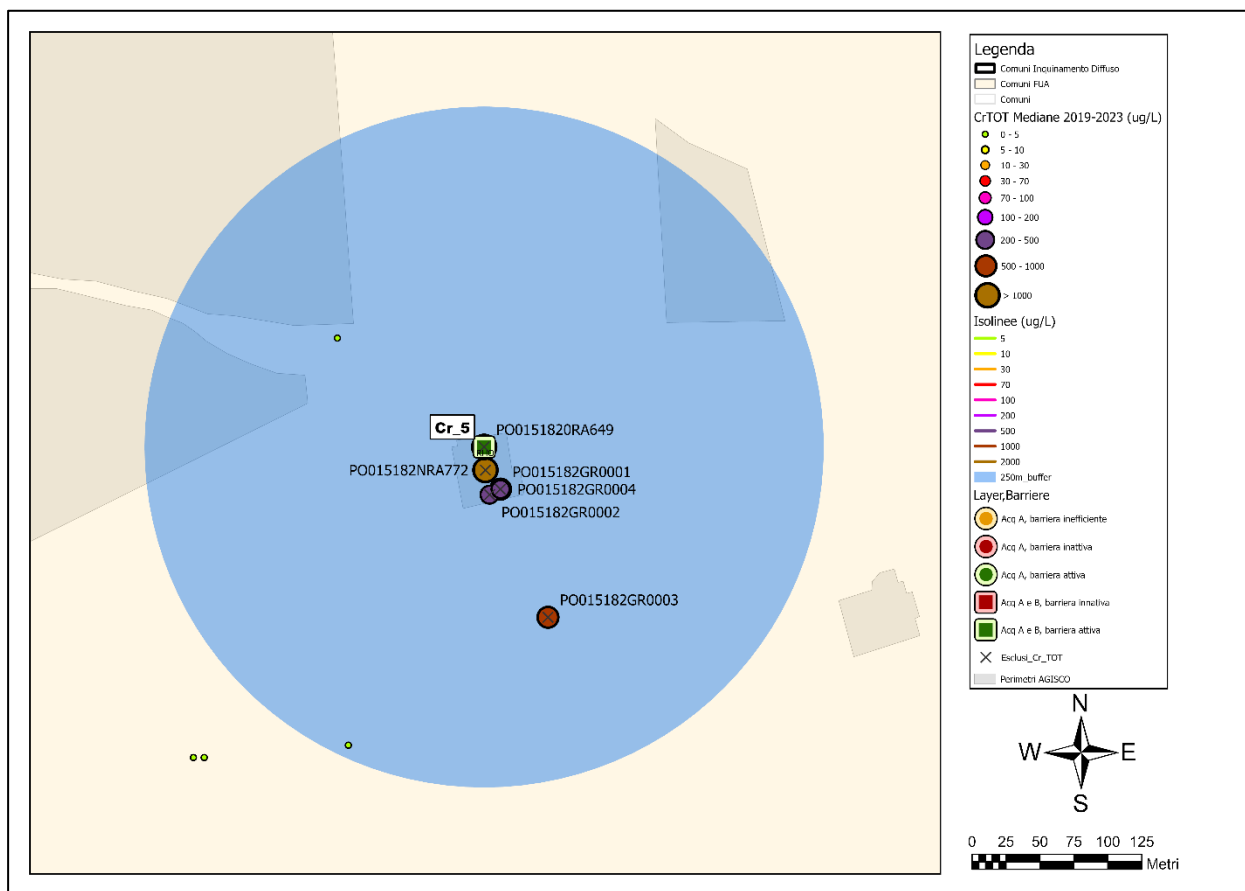


Figura 13 - Dettaglio punti esclusi per il Cr VI relativamente alla sorgente Cr_5

ALLEGATO 2

—

Confronto tra i dataset utilizzati nelle
precedenti DGR

1 CONFRONTO DEL DATASET CON LAVORI PREGRESSI

Il presente capitolo presenta un confronto con i dataset utilizzati nel presente lavoro e nei lavori precedentemente svolti nell'ambito della valutazione dell'inquinamento diffuso (progetti ARPA-PLUMES e AMIIGA). L'obiettivo è quello di valutare quanto il dataset di partenza risulta essere differente e di quale entità è stata la variazione della numerosità dei punti di monitoraggio nel tempo.

1.1 Confronto con i progetti ARPA-PLUMES e AMIIGA

Nella Tabella 1 viene presentato un confronto tra il numero di punti di monitoraggio ricadenti all'interno della FUA ricevuti da parte degli enti e dei gestori per il presente progetto (SIAM2) ed i precedenti progetti ARPA-PLUMES ed AMIIGA.

Tabella 1 - Confronto tra i dataset dei progetti ARPA-PLUMES, AMIIGA e del presente progetto (SIAM2)

Acquifero	ARPA-PLUMES (dataset 2003-2014)	AMIIGA (dataset 2010-2017)	SIAM2 (dataset 2015-2023)
A (freatico)	908	1'121	898
AB (indifferenziato)	400	365	288
B (confinato)	536	527	433
Totale A, AB, B	1'844	2'013	1'619
Altri punti*	457	495	385
Totale punti forniti	2'301	2'508	2'021
*punti che filtrano altri acquiferi non considerati nei progetti (es. C), che filtrano più acquiferi (es. A+B+C, B+C), che non presentano una classificazione certa, oppure che non presentano informazioni anagrafiche complete (es. coordinate)			

Si precisa che esistono alcune criticità da considerare nel confronto tra i due dataset:

- Nel presente lavoro, rispetto ai progetti ARPA-PLUMES ed AMIIGA, è stato utilizzato un modello concettuale idrogeologico aggiornato; pertanto, l'assegnazione dei punti ai diversi gruppi acquiferi può in alcuni casi essere differente;
- L'estensione spaziale dei punti di monitoraggio nei tre progetti risulta essere differente. In particolare, nei progetti ARPA-PLUMES ed AMIIGA erano disponibili più punti di monitoraggio localizzati in comuni posti al di fuori dell'areale considerato nel presente progetto. Contrariamente, nel presente progetto sono stati utilizzati punti di monitoraggio localizzati nella Provincia di Varese (comuni di Origgio e Caronno Pertusella), che invece non erano disponibili nel progetto ARPA-PLUMES. La soprastante tabella fa riferimento ai punti ricadenti nella sola area di studio del presente progetto, per i quali sono stati richiesti i dati nel progetto attuale (rimuovendo quindi i punti esterni all'area di studio dal dataset dei progetti ARPA-PLUMES ed AMIIGA);

- L'estensione temporale è differente, infatti nel progetto ARPA-PLUMES i dati facevano riferimento al periodo 2003-2014 (12 anni), in AMIIGA al periodo 2010-2017 (8 anni), mentre nel presente elaborato si considera il periodo 2015-2023 (9 anni).

Rispetto ai progetti precedenti, il numero dei punti di monitoraggio complessivi risulta essere inferiore, con una diminuzione di 280 punti rispetto al progetto ARPA-PLUMES e di poco inferiore ai 500 rispetto al progetto AMIIGA. Considerando invece i punti di monitoraggio appartenenti ai soli acquiferi considerati (A – freatico, B – confinato, AB – indifferenziato) si nota come il numero di punti a disposizione sia diminuito nel presente progetto in modo consistente, passando da 1'844 punti in ARPA-PLUMES, tralasciando i 2'013 punti in AMIIGA, per poi raggiungendo 1'619 punti in questo progetto. Per i singoli acquiferi, si nota come l'acquifero confinato (B) presenti un numero simile di punti di monitoraggio rispetto ai progetti passati, che invece si riduce notevolmente nel presente progetto (di circa 100 punti). Anche l'acquifero indifferenziato (AB) subisce un calo dei punti di monitoraggio, che passano a 288 punti in questo progetto contro i 400 di ARPA-PLUMES ed i 365 di AMIIGA. Invece, per l'acquifero freatico (A) la numerosità dei punti rimane pressoché invariata tra i progetti ARPA-PLUMES e SIAM2 (circa 900 punti), mentre in AMIIGA risulta essere decisamente superiore (di più di 200 punti).

In generale, si osserva una riduzione della numerosità dei punti di monitoraggio a disposizione rispetto ai progetti precedenti. Relativamente alla numerosità dei punti ricadenti negli specifici acquiferi considerati, (A, B, AB), è necessario ricordare che nel presente progetto sono stati riclassificati i diversi punti di monitoraggio utilizzando un diverso ed aggiornato modello concettuale; pertanto, il confronto tra i punti suddivisi per acquifero non risulta essere completamente significativo.

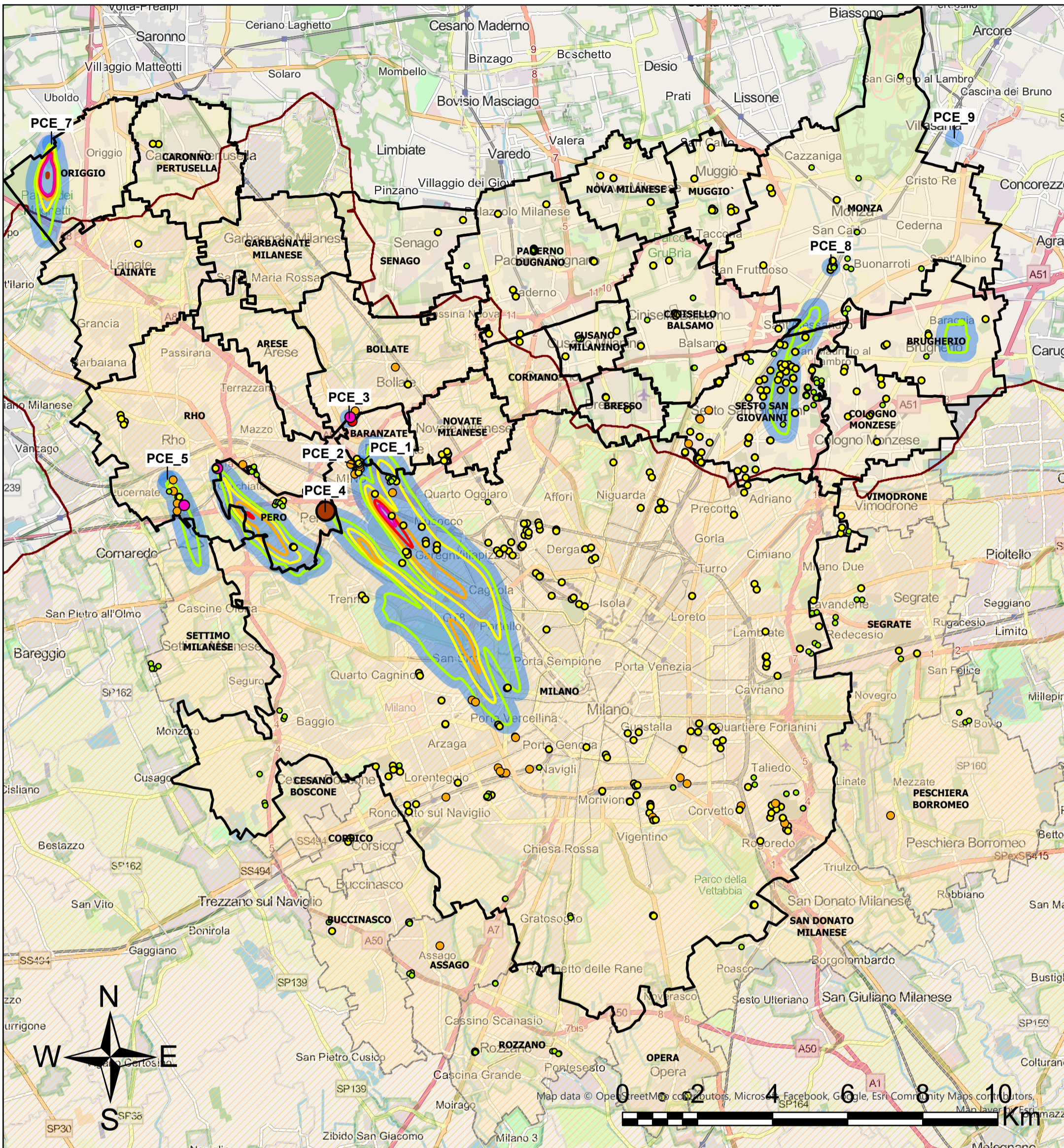
MISURE DI GESTIONE DELL'INQUINAMENTO DIFFUSO DELLE ACQUE SOTTERRANEE NELL'AREA DEL NORD MILANESE

ALLEGATO 3 Tavole - Perimetrazione pennacchi per PCE /TCE /TCM /Cr VI

Aprile 2026



PCE - Acquifero A



LEGENDA

PCE - Mediane 2019-2023 [$\mu\text{g/L}$]

- 0 - 1,1
- 1,1 - 10
- 10 - 30
- 30 - 70
- 70 - 100
- 100 - 200
- 200 - 500
- 500 - 1000

Sorgenti

- Acq A, barriera attiva
- Comuni Inquinamento Diffuso

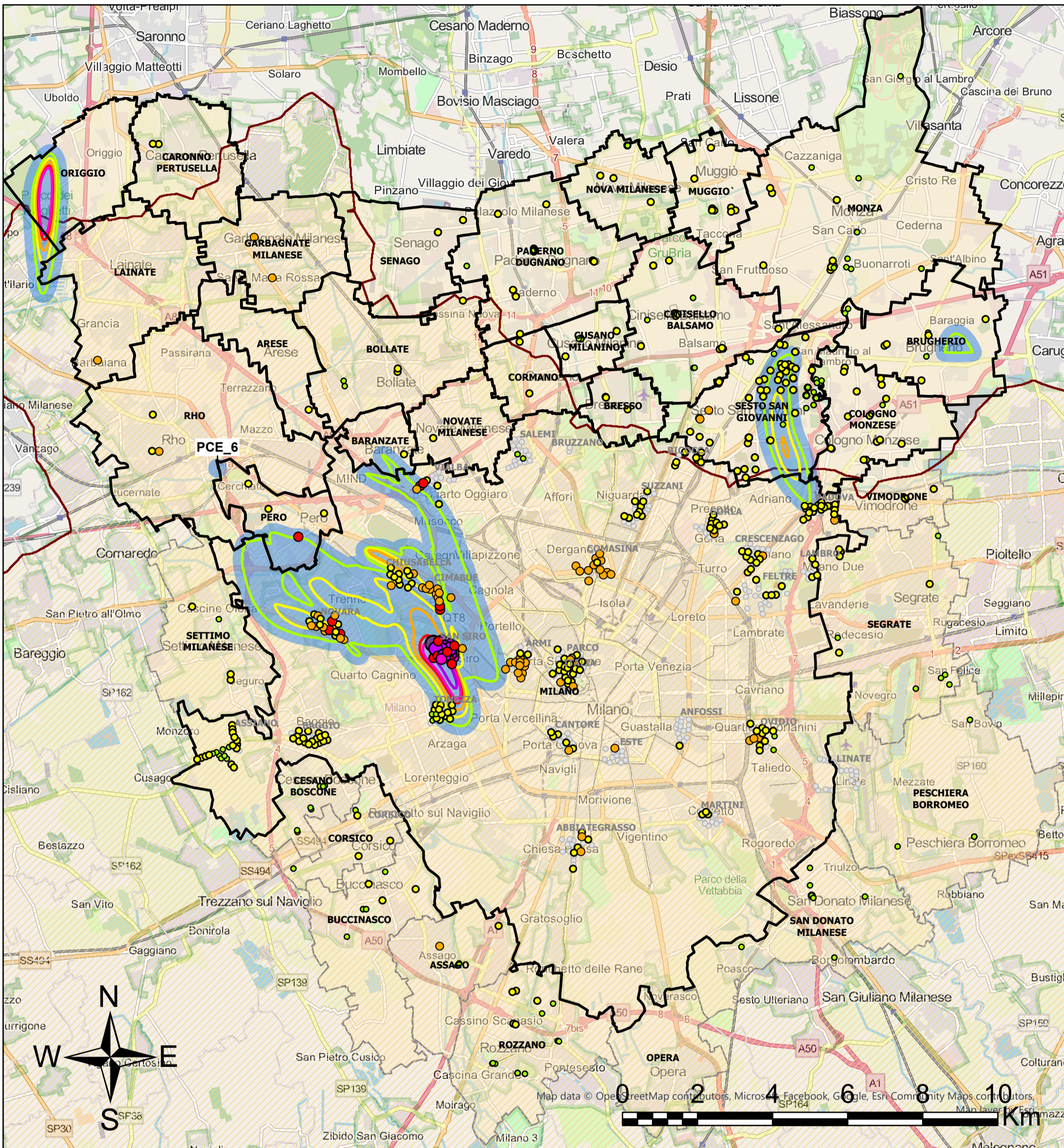
PCE - Isolinee di concentrazione [$\mu\text{g/L}$]

- 1,1
- 10
- 30
- 70
- 100
- 1000

■ Buffer 250m (ACQ A)

- Superficie di separazione
- Comuni (Area di studio)

PCE - Acquifero B



LEGENDA

PCE - Mediane 2019-2023 [$\mu\text{g/L}$]

- 0 - 1,1
- 1,1 - 10
- 10 - 30
- 30 - 70
- 70 - 100
- 100 - 200
- 200 - 500
- 500 - 1000

Sorgenti

- Acq B, barriera attiva
- Comuni Inquinamento Diffuso

PCE - Isolinee di concentrazione [$\mu\text{g/L}$]

- 1,1
- 10
- 30
- 70
- 100
- 200

■ Buffer 250m (ACQ B)

- Centrali di pompaggio
- Superficie di separazione
- Comuni (Area di studio)

Map data © OpenStreetMap contributors, Microsoft, Facebook, Google, Esri, Community Maps contributors, Maplayer, Esri, mazz

TCE - Acquifero A



LEGENDA

TCE - Mediane 2019-2023 [$\mu\text{g/L}$]

- 0 - 1,5
- 1,5 - 10
- 10 - 30

Sorgenti

Acq A, barriera attiva

□ Comuni Inquinamento Diffuso

TCE - Isolinee di concentrazione [$\mu\text{g/L}$]

- 1,5
- 10
- 30
- Buffer 250m (ACQ A)

— Superficie di separazione

□ Comuni (Area di studio)

TCE - Acquifero B



LEGENDA

TCE - Mediane 2019-2023 [$\mu\text{g/L}$]

• 0 - 1,5

• 1,5 - 10

• 10 - 30

▣ Comuni Inquinamento Diffuso

TCE - Isolinee di concentrazione [$\mu\text{g/L}$]

— 1,5

— 10

— 30

— 70

— 100

■ Buffer 250m (ACQ B)

• Centrali di pompaggio

▬ Superficie di separazione

▭ Comuni (Area di studio)

TCM - Acquifero A



LEGENDA

TCM - Mediane 2019-2023 [$\mu\text{g/L}$]

- 0 - 0,15
- 0,15 - 1
- 1 - 10
- 10 - 30

Sorgenti

- Acq A, barriera inefficiente
- Acq A, barriera attiva

□ Comuni Inquinamento Diffuso

TCM - Isolinee di concentrazione [$\mu\text{g/L}$]

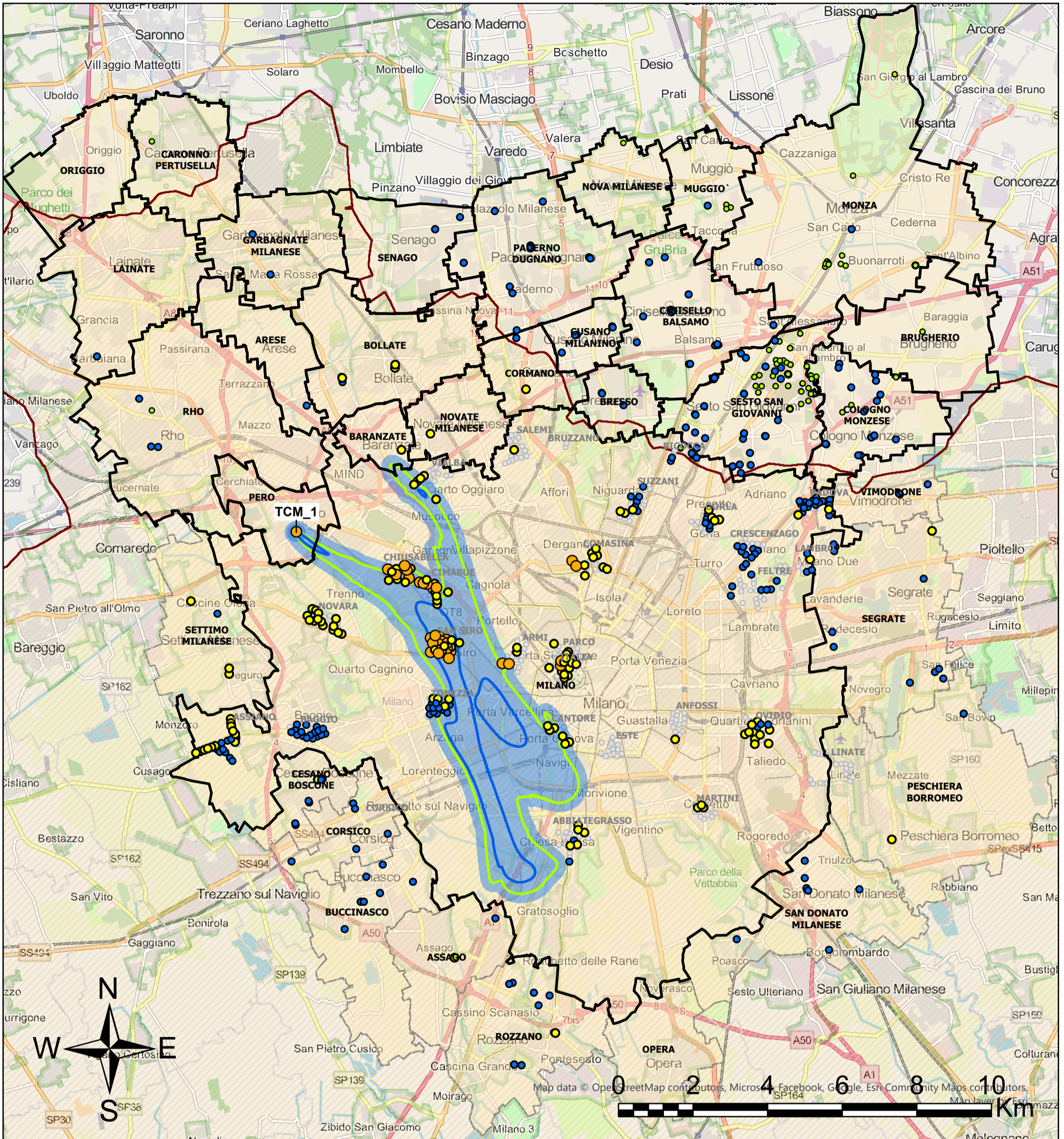
- 0,15
- 1
- 10
- 30
- 70
- 100

■ Buffer 250m (ACQ A)

▭ Superficie di separazione

□ Comuni (Area di studio)

TCM - Acquifero B



LEGENDA

TCM - Mediane 2019-2023 [$\mu\text{g/L}$]

- 0 - 0,15
- 0,15 - 1
- 1 - 10
- 10 - 30

Sorgenti

- Acq B, barriera inattiva
- Comuni Inquinamento Diffuso

TCM - Isoleee di concentrazione [$\mu\text{g/L}$]

- 0,15
- 1
- 10

■ Buffer 250m (ACQ B)

- Centrali di pompaggio
- ▭ Superficie di separazione
- ▭ Comuni (Area di studio)

CrVI - Acquifero A



LEGENDA		
CrTOT - Mediane 2019-2023 [$\mu\text{g/L}$]	Sorgenti	Cr6 - Isolinee di concentrazione [$\mu\text{g/L}$]
● 0 - 5	● Acq A, barriera inefficiente	— 5
● 5 - 25	— Acq A, barriera inattiva	— 25
● 25 - 50	 Acq A, barriera attiva	— 50
● 50 - 100	— Acq A e B, barriera inattiva	— 100
● 100 - 200	+ Acq A e B, barriera attiva	— 200
● 200 - 500	□ Comuni Inquinamento Diffuso	— 500
● 500 - 1000		— 1000
● > 1000		— 2000
		 Buffer 250m (ACQ A)
		 Superficie di separazione
		 Comuni (Area di studio)

CrVI - Acquifero B



LEGENDA

CrTOT - Mediane 2019-2023 [$\mu\text{g/L}$]

- 0 - 5
- 5 - 25
- 25 - 50
- 50 - 100
- 100 - 200
- 200 - 500
- 500 - 1000
- > 1000

Sorgenti

- Acq A e B, barriera innativa
- Acq A e B, barriera attiva
- Comuni Inquinamento Diffuso

Cr6 - Isolinee di concentrazione [$\mu\text{g/L}$]

- 5
- 25
- 50
- 100
- 200
- 500
- 1000
- 2000

Buffer 250m (ACQ B)

- Centrali di pompaggio
- Superficie di separazione
- Comuni (Area di studio)

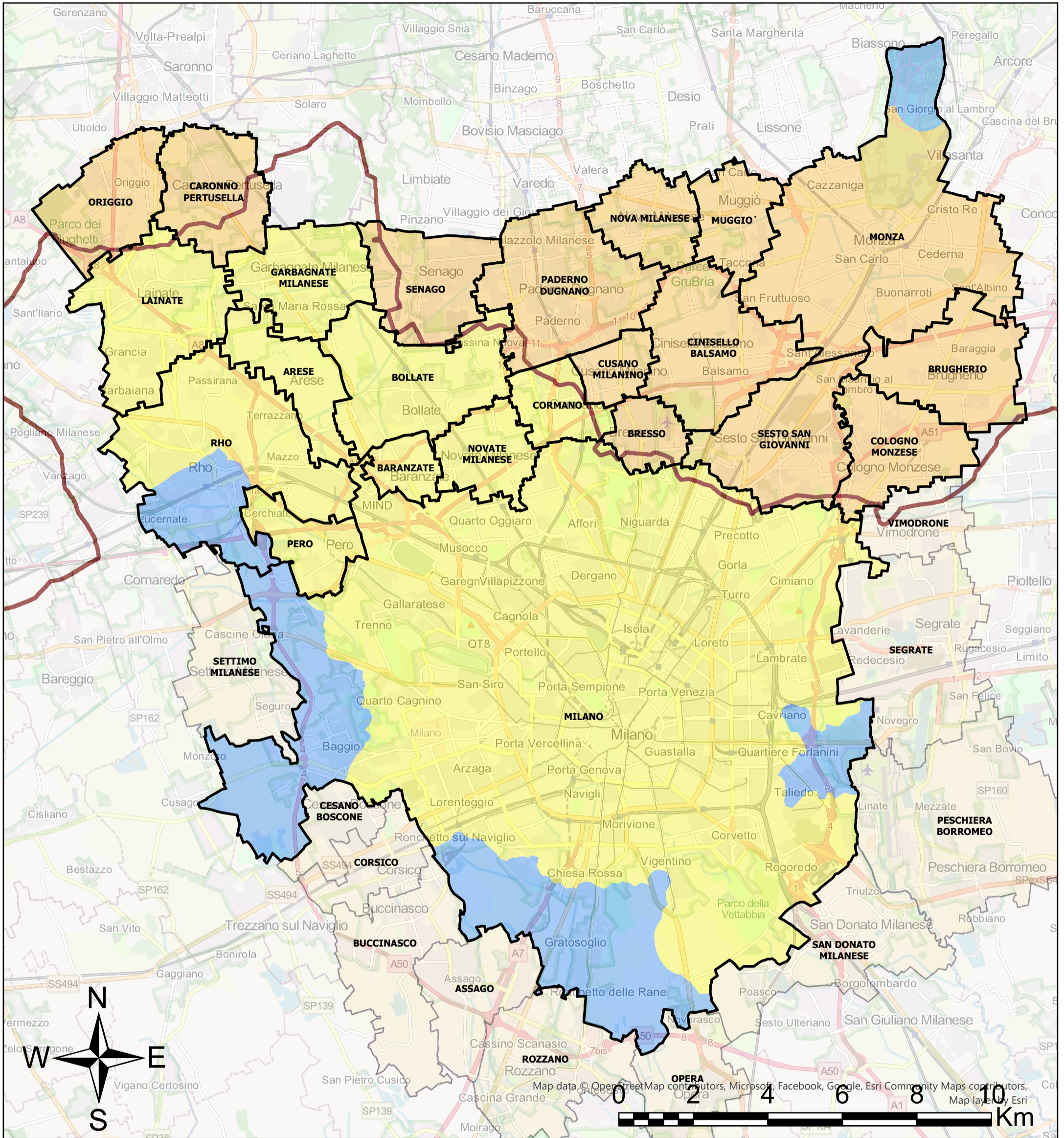
Map data © OpenStreetMap contributors, Microsoft, Facebook, Google, Esri, Community Maps contributors, Maplayer, Esri, mazz

MISURE DI GESTIONE DELL'INQUINAMENTO DIFFUSO DELLE ACQUE SOTTERRANEE NELL'AREA DEL NORD MILANESE

ALLEGATO 4
Tavole - Perimetrazione
inquinamento diffuso
e CRB definite per
PCE, TCM, Cr VI

Aprile 2026

CRB PCE - Acquifero A/AB



LEGENDA

CRB PCE Acq. A ($\mu\text{g/l}$)

1,1

6,3

CRB PCE Acq. AB ($\mu\text{g/l}$)

1,1

3,4



Superficie di separazione

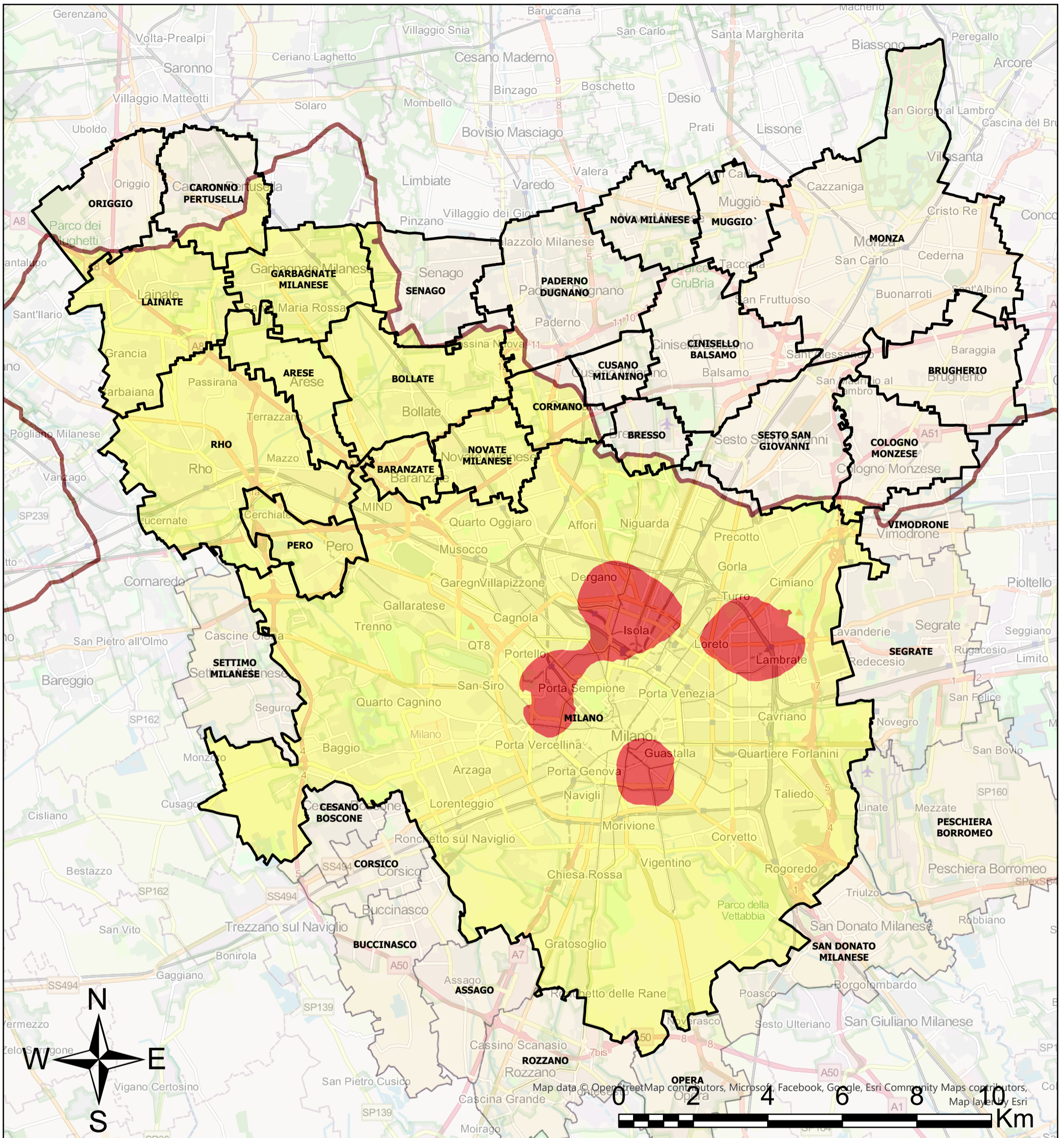


Comuni Inquinamento Diffuso



Comuni (Area di studio)

CRB PCE - Acquifero B



LEGENDA

CRB PCE Acq. B ($\mu\text{g/l}$)

4,8

8,5



Superficie di separazione

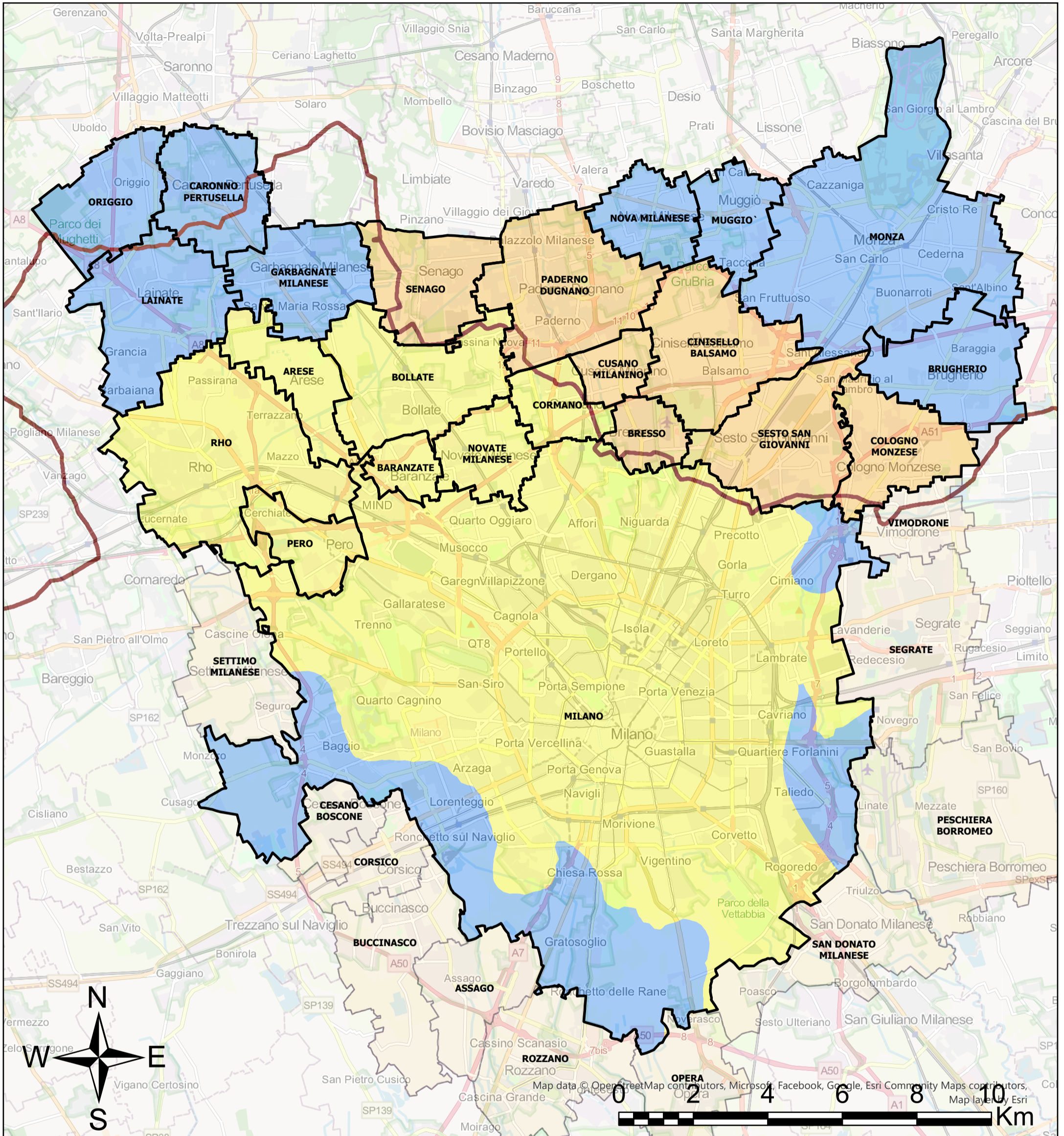


Comuni Inquinamento Diffuso



Comuni (Area di studio)

CRB TCM - Acquifero A/AB



LEGENDA

CRB TCM Acq. A ($\mu\text{g/l}$)

0,15

0,30

CRB TCM Acq. AB ($\mu\text{g/l}$)

0,15

0,40



Superficie di separazione

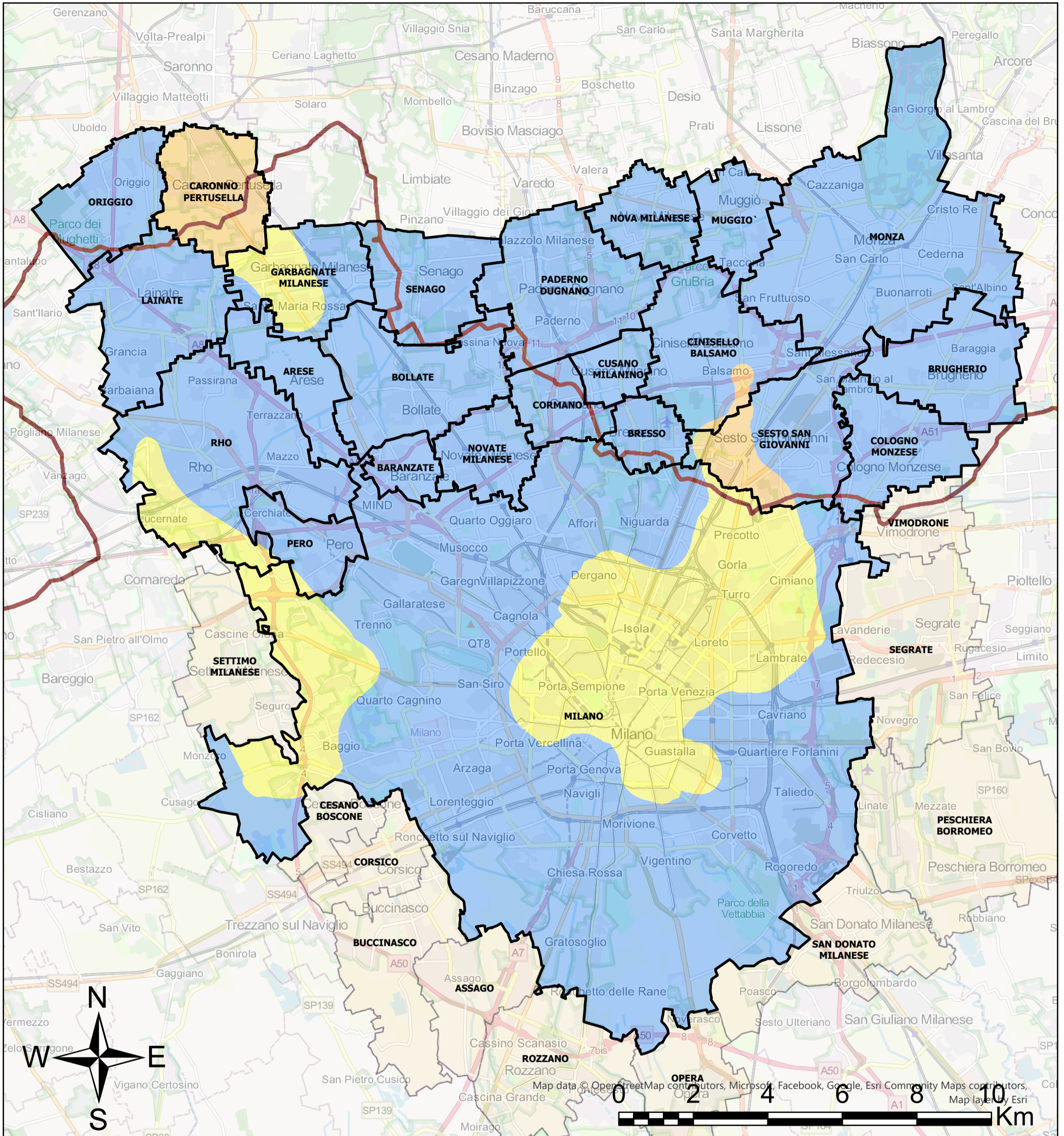


Comuni Inquinamento Diffuso



Comuni (Area di studio)

CRB Cr VI - Acquifero B/AB



LEGENDA

CRB Cr VI Acq. B ($\mu\text{g/l}$)

5,0

7,8

CRB Cr VI Acq. AB ($\mu\text{g/l}$)

5,0

6,0



Superficie di separazione



Comuni Inquinamento Diffuso



Comuni (Area di studio)

MISURE DI GESTIONE DELL'INQUINAMENTO DIFFUSO DELLE ACQUE SOTTERRANEE NELL'AREA DEL NORD MILANESE

ALLEGATO 5 Elenco siti contaminati e pot. contaminati per le acque sotterranee

Aprile 2026

Allegato 5 - Elenco siti contaminati e potenzialmente contaminati per le acque sotterranee da solventi clorurati e cromo - Siti aggiornati a gennaio 2026

N	ID SITO	Provincia	Comune	Stato attuale procedimento	Classificazione sito	Tipologia sito	Matrice	Inquinanti falda	Tecnologia di bonifica	MISE
1	MI027.0006	MI	BOLLATE	Caratterizzazione conclusa	potenzialmente contaminato	smaltimenti non autorizzati - abbandono rifiuti	acque sotterranee	Solventi clorurati	non specificata	non specificata
2	MI032.0005	MI	BRESSO	Caratterizzazione conclusa	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati	non specificata	non specificata
3	MI034.0001	MB	BRUGHERIO	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee	Cromo	pump and treat, soilwashing (SW), altro	messa in opera di barriere idrauliche
4	MI034.0002	MB	BRUGHERIO	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee	Solventi clorurati, Cromo	rimozione e smaltimento terreno	messa in opera di barriere idrauliche
5	MI105.0030	MI	GARBAGNATE MILANESE	Caratterizzazione conclusa	potenzialmente contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati	non specificata	non specificata
6	MI146.0028	MI	MILANO	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati	altro	altro, rimozione o svuotamento di bidoni, container
7	MI146.0115	MI	MILANO	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati	rimozione e smaltimento terreno, barriere idrauliche, confinamento orizzontale superficiale	non specificata
8	MI146.0165	MI	MILANO	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati, Cromo	altro	non specificata
9	MI146.0221	MI	MILANO	Bonifica conclusa in attesa di certificazione	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati, Cromo	rimozione e smaltimento terreno, confinamento orizzontale superficiale	non specificata
10	MI146.0233	MI	MILANO	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Cromo	pump and treat, soil vapour extraction (SVE), altro, barriere idrauliche	non specificata
11	MI146.0310	MI	MILANO	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Cromo	barriere idrauliche	rimozione dei rifiuti
12	MI146.0372	MI	MILANO	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati	altro, barriere idrauliche	rimozione serbatoi, messa in opera di barriere idrauliche
13	MI146.0388	MI	MILANO	Caratterizzazione conclusa	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati, Cromo	pump and treat, soil flushing, barriere idrauliche	copertura impermeabile temporanea
14	MI146.0626	MI	MILANO	Bonifica in corso	contaminato	operazioni di recupero rifiuti	acque sotterranee	Cromo	altro	non specificata
15	MI146.2616	MI	MILANO	Progetto operativo degli interventi di bonifica approvato	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati	altro	non specificata
16	MI146.2662	MI	MILANO	Caratterizzazione conclusa	potenzialmente contaminato	altri siti non meglio specificati	acque sotterranee	Solventi clorurati	non specificata	non specificata
17	MI146.3813	MI	MILANO	Bonifica in fase di collaudo	contaminato	altri siti non meglio specificati	acque sotterranee	Solventi clorurati	rimozione e smaltimento terreno	non specificata
18	MI146.3842	MI	MILANO	Bonifica in fase di collaudo	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati, Cromo	rimozione e smaltimento terreno	non specificata
19	MI146.4325	MI	MILANO	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati, Cromo	rimozione e smaltimento terreno	non specificata
20	MI146.4386	MI	MILANO	Progetto operativo degli interventi di bonifica da approvare	contaminato	discariche abusive o incontrollate	acque sotterranee	Solventi clorurati	non specificata	non specificata
21	MI149.0047	MI	MONZA	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati	pump and treat	non specificata
22	MI149.0078	MI	MONZA	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee	Solventi clorurati	pump and treat	non specificata
23	MI156.0001	MI	NOVA MILANESE	Progetto operativo degli interventi di bonifica approvato	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Cromo	non specificata	non specificata
24	MI157.0008	MI	NOVATE MILANESE	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati	non specificata	copertura impermeabile temporanea, messa in opera di barriere idrauliche

N	ID SITO	Provincia	Comune	Stato attuale procedimento	Classificazione sito	Tipologia sito	Matrice	Inquinanti falda	Tecnologia di bonifica	MISE
25	MI166.0006	MI	PADERNO DUGNANO	Piano di caratterizzazione da approvare	potenzialmente contaminato	discariche autorizzate	acque sotterranee	Solventi clorurati	non specificata	non specificata
26	MI170.0018	MI	PERO	Piano di caratterizzazione approvato	Potenzialmente contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee	Solventi clorurati	non specificata	altro
27	MI170.0019	MI	PERO	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee	Solventi clorurati	rimozione e smaltimento terreno, pump and treat, confinamento orizzontale superficiale	messa in opera di barriere idrauliche
28	MI170.0020	MI	PERO	Caratterizzazione conclusa	potenzialmente contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee	Solventi clorurati	non specificata	non specificata
29	MI170.0055	MI	PERO	Progetto operativo degli interventi di bonifica da approvare	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati	non specificata	non specificata
30	MI182.0001	MI	RHO	Bonifica in corso	contaminato	smaltimenti non autorizzati - abbandono rifiuti	acque sotterranee	Solventi clorurati	altro	non specificata
31	MI182.0013	MI	RHO	Bonifica in corso	Contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee	Solventi clorurati	pump and treat	non specificata
32	MI182.0024	MI	RHO	Progetto operativo degli interventi di bonifica approvato	contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee	Solventi clorurati	rimozione e smaltimento terreno, soil vapour extraction (SVE), barriere idrauliche	non specificata
33	MI182.0028	MI	RHO	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee	Solventi clorurati	pump and treat, air sparging, soil vapour extraction (SVE)	non specificata
34	MI182.0093	MI	RHO	Progetto operativo degli interventi di bonifica approvato	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Cromo	non specificata	non specificata
35	MI209.0002	MI	SESTO SAN GIOVANNI	Caratterizzazione conclusa	potenzialmente contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee	Solventi clorurati, Cromo	rimozione e smaltimento terreno	copertura impermeabile temporanea
36	MI209.0017	MI	SESTO SAN GIOVANNI	Caratterizzazione conclusa	potenzialmente contaminato	discariche abusive o incontrollate	acque sotterranee	Solventi clorurati	altro	non specificata
37	MI209.0020	MI	SESTO SAN GIOVANNI	Caratterizzazione in corso	potenzialmente contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati	non specificata	non specificata
38	MI209.0021	MI	SESTO SAN GIOVANNI	Caratterizzazione conclusa	potenzialmente contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati	non specificata	altro
39	MI209.0023	MI	SESTO SAN GIOVANNI	Caratterizzazione conclusa	potenzialmente contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati	non specificata	non specificata
40	MI209.0025	MI	SESTO SAN GIOVANNI	Caratterizzazione conclusa	potenzialmente contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati	non specificata	non specificata
41	MI209.0026	MI	SESTO SAN GIOVANNI	Caratterizzazione conclusa	potenzialmente contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati	non specificata	non specificata
42	MI209.0027	MI	SESTO SAN GIOVANNI	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati	rimozione e smaltimento terreno, altro	non specificata
43	MI209.0029	MI	SESTO SAN GIOVANNI	Caratterizzazione conclusa	contaminato	smaltimenti non autorizzati - abbandono rifiuti	acque sotterranee	Solventi clorurati	non specificata	non specificata
44	MI209.0035	MI	SESTO SAN GIOVANNI	Caratterizzazione conclusa	potenzialmente contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati	non specificata	non specificata
45	MI209.0036	MI	SESTO SAN GIOVANNI	Caratterizzazione conclusa	potenzialmente contaminato	aree industriali dismesse	acque sotterranee	Solventi clorurati	non specificata	non specificata
46	MI209.0039	MI	SESTO SAN GIOVANNI	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee	Solventi clorurati, Cromo	rimozione e smaltimento terreno, altro	non specificata
47	MI209.0041	MI	SESTO SAN GIOVANNI	Caratterizzazione conclusa	potenzialmente contaminato	impianti di stoccaggio rifiuti	acque sotterranee	Solventi clorurati, Cromo	confinamento orizzontale superficiale	non specificata
48	MI209.0063	MI	SESTO SAN GIOVANNI	Bonifica in corso	contaminato	smaltimenti non autorizzati - abbandono rifiuti	acque sotterranee	Solventi clorurati, Cromo	altro	non specificata
49	MI250.0035	MI	BARANZATE	Bonifica in corso	contaminato	aree industriali in attività	acque sotterranee	Solventi clorurati	rimozione e smaltimento terreno	messa in opera di barriere idrauliche