

Model calibration using the automatic parameter estimation procedure (PEST) of the North-eastern zone of the Milan Functional Urban Area (Italy)

Modellazione di flusso mediante calibrazione inversa (PEST) dell'area Nord-Est dell'Area Funzionale Urbana di Milano (Italy)

Luca Alberti, Martino Cantone, Loris Colombo, Ivana La Licata

Riassunto: La Functional Urban Area (FUA) di Milano è un'area densamente popolata (2.254.263 abitanti) dove l'approvvigionamento idrico è garantito esclusivamente mediante prelievi idrici sotterranei. Per questa ragione la protezione della qualità delle falde rientra tra le priorità delle politiche ambientali di Regione Lombardia. Recentemente è stato avviato un programma di studi ed interventi aventi lo scopo d'individuare i principali plumes di contaminazione da solventi clorurati distinguendone l'impatto da quello legato all'inquinamento diffuso. In questo articolo si presenta il modello di flusso sviluppato per il settore NE della FUA di Milano, con codice MODFLOW2005 (Harbaugh, 2005) e calibrato automaticamente utilizzando PEST (Doherty, 2014, 1994). Il dominio di modellazione comprende il settore Nord del comune di Milano (estensione pari a 119 km²). La zona è stata utilizzata quale area pilota per sviluppare e testare una nuova metodologia che combina statistica e modellistica al fine di distinguere il contributo delle fonti di contaminazione puntuale rispetto a quelle diffuse.

Abstract: The FUA of Milan is a densely populated area (2.254.263 inhabitants) where the water supply is guaranteed exclusively by underground water withdrawals. For this reason, the protection of groundwater quality is one of the priorities of the Lombardy Region's environmental policies. Recently, a program of studies and interventions has been started with the aim of identifying the main plumes of contamination from chlorinated solvents, distinguishing their impact from that linked to diffused pollution. This article presents the flow model developed for the NE sector of FUA in Milan, with code MODFLOW2005 (Harbaugh, 2005) and automatically calibrated using PEST (Doherty, 2014, 1994). The modelling domain comprises the northern sector of the municipality of Milan (extension equal to 119 km²). The area has been used as a pilot area to develop and test a new methodology that combines statistics and modelling in order to distinguish the contribution of the sources of contamination on time compared to the diffused ones.

Parole chiave: Modello concettuale, Idrogeologia urbana, Modellazione di flusso numerica, calibrazione automatica, PEST.

Keywords: conceptual site model, urban groundwater, Numerical flow model, automatic calibration, PEST.

Ivana LA LICATA ✉
Politecnico di Milano-DICA
Milano, Italy
ivana.lalicata@polimi.it

Luca ALBERTI,
Martino CANTONE
Loris COLOMBO
Politecnico di Milano-DICA
Milano, Italy

Ricevuto/Received: 15 June 2018-Accettato/Accepted: 26 June 2018
Pubblicato online/Published online: 29 June 2018

This is an open access article under the CC BY-NC-ND license:
<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>

© Associazione Acque Sotterranee 2018

Introduzione

La Regione Lombardia, in linea con gli obiettivi della normativa europea e nazionale sulla tutela delle acque sotterranee dall'inquinamento, nel maggio 2012 ha approvato un programma d'interventi volti alla definizione dei plumes di contaminazione presenti in falda in tre aree della Functional Urban Area di Milano (FUA). Il settore NE rappresenta un'area avente una lunga storia industriale comprendente tra gli altri i comuni di S.S. Giovanni, Cinisello Balsamo, Bresso e parte di quello di Milano. Nell'area sono presenti numerosi siti sottoposti a procedure di bonifica che nella maggior parte dei casi risultano ancora in atto, ma nonostante i numerosi interventi di risanamento messi in atto, permangono ancora diversi plumes inquinanti ed uno stato di contaminazione diffusa legata a tetracloroetilene (PCE) e tricloroetilene (TCE). La modellazione matematica del flusso e del trasporto in falda rappresenta uno strumento fondamentale nella comprensione del sistema idrico sotterraneo e dei fenomeni di inquinamento in atto. In particolare per l'area in esame ha consentito di distinguere il contributo dei plumes di contaminazione legati a sorgenti puntuali (PS) rispetto a quello diffuso legato a sorgenti puntuali multiple (MPS). La metodologia per tale distinzione è stata sviluppata nell'ambito del Progetto PLUMES di ARPA-Regione Lombardia e del progetto europeo AMIIGA (CE-32 Interreg Central Europe).

In particolare la metodologia consiste nel trattamento statistico di un esteso database (contenente la concentrazione dei principali contaminanti e le caratteristiche della rete di monitoraggio) al fine di individuare outliers e di separare le sorgenti puntuali (PS) da quelle di tipo multiple (MPS). La simulazione modellistica dei plumes e della loro estensione ha quindi permesso di separare i punti di monitoraggio in due gruppi: uno soggetto a contaminazioni dovute a PS e uno legato a MPS e pertanto rappresentativo dell'inquinamento diffuso. Quest'ultimo gruppo è stato interpolato mediante analisi geostatistica ed è stato possibile ottenere mappe di contaminazione diffusa, dove i valori delle classi di contaminazione sono stati stimati mediante un'analisi multivariata (Alberti et al. 2016a; Colombo 2017)

I risultati ottenuti sono stati recentemente presentati in alcuni articoli, nei quali tuttavia non ha mai trovato spazio un'adeguata descrizione del modello di flusso implementato che costituisce un elemento fondamentale della metodologia sopra brevemente esposta. Il presente lavoro tratta pertanto la ricostruzione del modello concettuale del sito, l'implementazione del modello di flusso (Harbaugh, 2005) e la sua calibrazione attraverso una procedura assistita con il codice PEST (Doherty et al. 2005). Questo modello è stato alla base della successiva implementazione del modello di

trasporto, realizzato con il codice MT3DMS, utilizzato per la ricostruzione dei plumes e l'individuazione dei punti di monitoraggio colpiti dall'inquinamento proveniente da sorgenti puntuali che dovevano essere esclusi dal dataset riguardante lo stato d'inquinamento diffuso.

Inquadramento geografico e struttura idrogeologica

L'area di studio si trova nella porzione di Pianura Padana compresa tra i fiumi Ticino and Adda. Al centro dell'area si trova il comune di Sesto San Giovanni, uno dei comuni con la più lunga storia industriale tra quelli presenti nel settore NE della FUA di Milano. Ai fini del presente studio il dominio di modellazione è stata esteso per una superficie complessiva di circa 120 km² (Fig. 1). L'area di interesse risulta essere pianeggiante con una debole immersione da nord a sud, con quote da 167 m s.l.m. (nord) a 120 m s.l.m. (sud). Il gradiente della superficie topografica è pari al 0,4%. Dal punto di vista idrografico l'area di studio è caratterizzata dalla presenza di un reticolo idrico principale costituito dal fiume Lambro che attraversa l'area di studio a Est in direzione NNO-SSE e dal fiume Seveso a Ovest (Fig. 1). La portata del fiume Seveso è minore rispetto a quella del fiume Lambro del 30%. Inoltre, nell'area di modellazione buona parte della sua asta fluviale risulta essere canalizzata con opere in

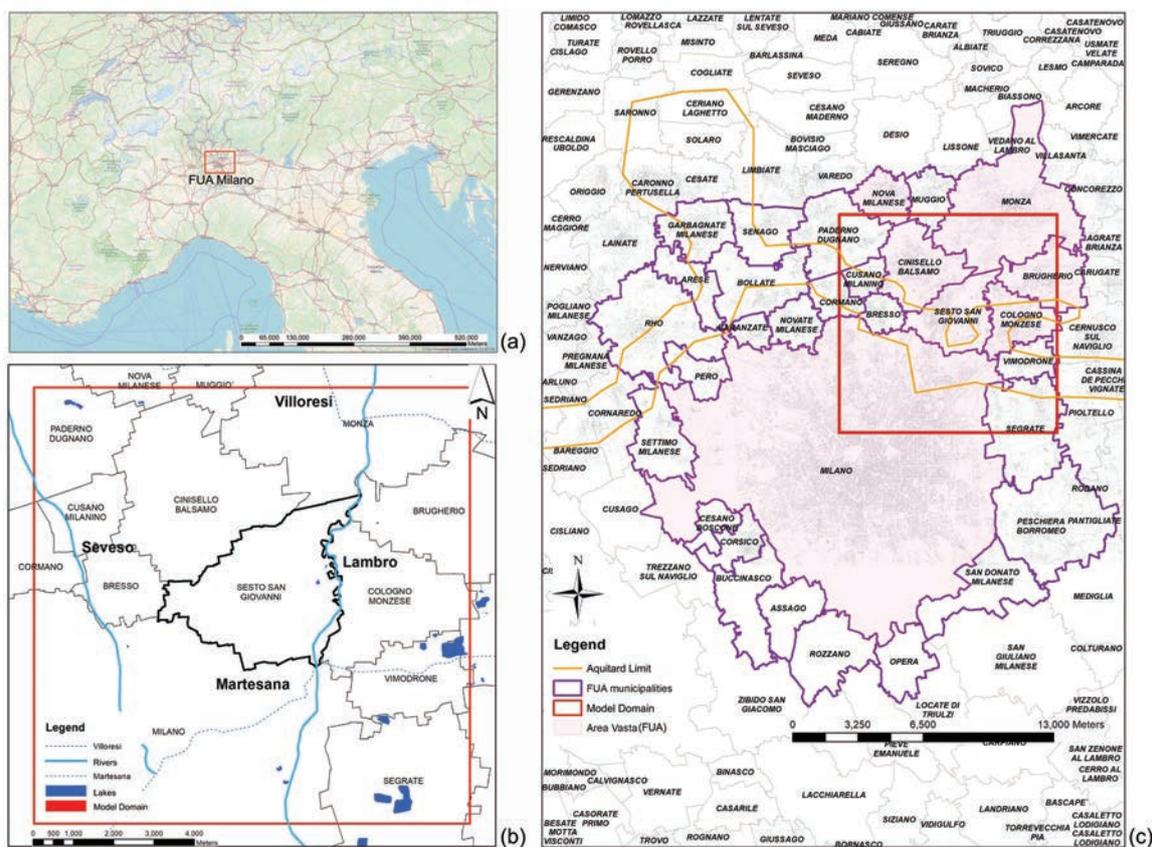


Fig. 1 - (a) Inquadramento geografico dell'area di studio e FUA di Milano (in rosso), (b) dominio di modellazione (riquadro rosso) e principale rete idrografica con confini comunali di Sesto San Giovanni evidenziati in nero, (c) FUA di Milano e dominio di modellazione (in rosso).

Fig. 1 - (a) Location of the study area and (in red), (b) model domain (red square) and hydrographic network with Sesto San Giovanni municipality (black contoured), (c) Milan FUA and model domain (in red).

calcestruzzo totalmente impermeabilizzanti ed in grado di limitarne le perdite, risultando indifferente agli scambi idrici fiume falda. Il corso d'acqua, a differenza del Lambro, non è stato quindi rappresentato in fase di modellazione. L'area di studio è anche interessata da alcuni canali irrigui artificiali, il Canale Villoresi e il Naviglio Martesana, il cui fondo non risulta perfettamente cementato. Nel settore Sud-Est dell'area di studio sono presenti dei laghi di cava che rappresentano l'affioramento della falda freatica a seguito delle opere di scavo ed il conseguente abbassamento del piano campagna. Tali elementi vengono solitamente rappresentati con zone ad elevata conducibilità idraulica e porosità unitaria o con condizioni al contorno di tipo Lake. Nel presente lavoro, tuttavia, la loro presenza è stata trascurata vista la loro posizione marginale rispetto al dominio di studio e la loro influenza estremamente locale sul deflusso di falda (Alberti et al. 2008).

Il territorio in esame è costituito da terreni alluvionali quaternari (indicati con la generica accezione di Diluvium recente), appartenenti alle formazioni del Würm e del Riss, che costituiscono il "Livello principale della pianura padana". L'area di studio è fortemente urbanizzata quindi tutti gli aspetti naturali del territorio come gli orli di terrazzo presenti sul "Livello principale della pianura padana" sono stati rimodellati o completamente asportati.

La zona mostra una azione congiunta di subsidenza, evoluzione glaciale, dinamica di base e neotettonica nel delineare i processi di costruzione della falda durante il tardo Cenozoico e Quaternario. Quattro principali unità idrostratigrafiche (denominate da A a D) sono state identificate all'interno del sistema di flusso regionale (Carcano and Piccin 2002). Alla base della sequenza (1,6 106 anni) i sedimenti pelagici sono principalmente argillosi e limosi con rare sabbie fini (Acquifero D) e rappresentano un sistema di delta alluvionale a ventaglio che si sposta da nord a sud. Sopra di loro, l'Acquifero C è caratterizzato da due cicli regressivi caratterizzati da sabbie fini e argille, che mostrano uno spostamento W-E di sistemi deposizionali, causando il rapido riempimento di bacini profondi. In cima ghiaia e sabbia sono predominanti ed hanno riempito il bacino sotto

il controllo dei cicli glaciali del tardo-medio Pleistocene. La loro origine è alluvionale e fluvio-glaciale e le falde acquifere ospitate (A e B) mostrano i più alti valori di trasmissività. L'identificazione delle caratteristiche strutturali e geometriche degli acquiferi presenti nel sottosuolo è necessaria ai fini della individuazione del modello fisico, della determinazione dei parametri idrogeologici e del comportamento idrodinamico delle falde. In Tabella 1 si propone uno schema in cui vengono sinteticamente richiamate le principali suddivisioni e terminologie introdotte dai diversi Autori per descrivere il sottosuolo della pianura milanese (Bonomi 2009; Carcano and Piccin 2002; Francani and Beretta 1995; Perego et al. 2014; Provincia di Milano 1992).

Scendendo più nel dettaglio, nell'area di studio il Gruppo Acquifero A (base variabile tra 140 e 100 m s.l.m.), corrispondente all'unità idrogeologica "ghiaioso-sabbiosa", rappresenta la porzione sommitale dell'acquifero tradizionale ed è sede di una falda libera. È caratterizzato da materiale prevalentemente ghiaioso con intercalazioni di lenti costituite da sabbia grossolana e ciottolosa di colore giallo. Il Gruppo Acquifero B, corrispondente alle unità "ghiaioso-sabbioso-limoso" e "a conglomerati e arenarie basali", rappresenta la porzione più profonda dell'acquifero tradizionale. È costituito principalmente da un'alternanza di sedimenti ghiaioso-sabbiosi e sabbiosi giallo-grigio e presenta intercalazioni di lenti di materiale sabbioso limoso e argilla. All'interno dell'acquifero si distinguono lenti di materiale cementato, costituite da conglomerati e arenarie, passanti a ghiaia o sabbia. L'acquifero B è sede di una falda confinata o semiconfinata in funzione della presenza e dello spessore dell'orizzonte di separazione tra gli acquiferi A e B. L'acquifero B (base variabile tra 90 e 10 m s.l.m.) nell'area di indagine presenta ancora le caratteristiche di un acquifero libero o semiconfinato in quanto l'acquitarzo inizia a essere presente solo nel settore settentrionale del comune di Milano. Il Gruppo Acquifero C (base variabile tra -20 e -90 m s.l.m.), corrispondente all'acquifero dell'unità "sabbioso-argillosa", è costituito prevalentemente da argilla e limo grigio-azzurro con intercalazione di lenti sabbiose limose passanti lateralmente a sabbia. Tale acquifero non è stato

Tab.1 - Rapporti stratigrafici riportati in Carcano and Piccin, 2002.

Tab.1 -- Hydrostratigraphic unit (Carcano and Piccin, 2002).

UNITA' LITOLOGICHE (Mazzarella S. e Martinis B.)		UNITA' IDROSTRATIGRAFICHE (Francani V. e Pozzi R.)	UNITA' IDROGEOLOGICHE (Avanzini et al)	QUOTA TETTO UNITA' m s.l.m.	TIPO ACQUIFERO (Eni)
LITAZONA GHIAIOSO- SABBIOSA	ACQUIFERO TRADIZIONALE	FLUVIOGLACIALE WURM AUCT. (Diluvium recente)	UNITA' GHIAIOSO-SABBIOSA	150±100	A
		FLUVIOGLACIALE RISS-MINDEL AUCT. (Diluvium Medio-Antico)	UNITA' GHIAIOSO-SABBIOSO- LIMOSA	130±40	B
		CEPPO AUCT.	UNITA' A CONGLOMERATI E ARENARIE BASALI		
LITAZONA SABBIOSO- ARGILLOSA	ACQUIFERI PROFONDI	VILLAFRANCIANO	UNITA' SABBIOSO-ARGILLOSA (facies continentali e di transizione)	110±0	C
LITAZONA ARGILLOSA			UNITA' ARGILLOSA (facies marine)	20±-200	

oggetto della modellazione qui presentata. In questo lavoro, la ricostruzione del modello concettuale del sito è partita dalle geometrie degli acquiferi forniti dagli studi precedenti disponibili e migliorata attraverso l'analisi di 191 stratigrafie. Per implementare il modello numerico, la preparazione del set di dati per ogni acquifero includeva l'elaborazione dei dati delle proprietà idrauliche, la ricarica e le percentuali di prelievo dei pozzi. Il codice utilizzato per la modellazione è MODFLOW2005 (Harbaugh 2005) mentre la calibrazione automatica dei parametri è stata eseguita utilizzando PEST (Doherty 2014, 1994). Le informazioni utilizzate per la definizione del modello concettuale, provengono da banche dati già esistenti presso Regione Lombardia e ARPA. La Fig. 2 mostra la distribuzione spaziale dei dati di sottosuolo utilizzati per la ricostruzione del modello concettuale dell'area di studio. In corrispondenza dell'area di Sesto S. G. sono presenti numerosi dati per la presenza del Sito di Interesse Nazionale ex Falk. Con una profondità compresa tra i 0 e 30 metri (in verde) sono disponibili 233 sondaggi. La maggior parte dei sondaggi disponibili raggiunge una profondità

compresa tra i 30 e 100 metri (894 punti, in blu) con una distribuzione relativamente omogenea, mentre i sondaggi più profondi, oltre i 100 metri, sono posti principalmente a Sud del comune e appartengono all'acquedotto del comune di Milano (434 punti, in rosso).

Al fine di ricostruire con maggiore dettaglio la struttura idrogeologica dell'area in esame, sono state elaborate 15 sezioni, 7 in direzione nord-sud e 8 in direzione est-ovest, utilizzando le descrizioni stratigrafiche di 191 sondaggi. La figura 2 a mostra l'ubicazione dei sondaggi utilizzati per la ricostruzione del modello concettuale mentre in figura 2 b è riportata una delle sezioni più significative.

L'analisi delle sezioni idrogeologiche conferma e approfondisce il quadro emerso dagli studi precedentemente realizzati nell'ambito della pianura milanese. In generale è stato individuato una porzione di acquifero superiore (acquifero A) caratterizzato da sedimenti ghiaiosi grossolani con uno spessore medio di 20/30 metri e una porzione inferiore (acquifero B) costituito prevalentemente da conglomerati e arenarie alternati a ghiaie e sabbie, parzialmente separati

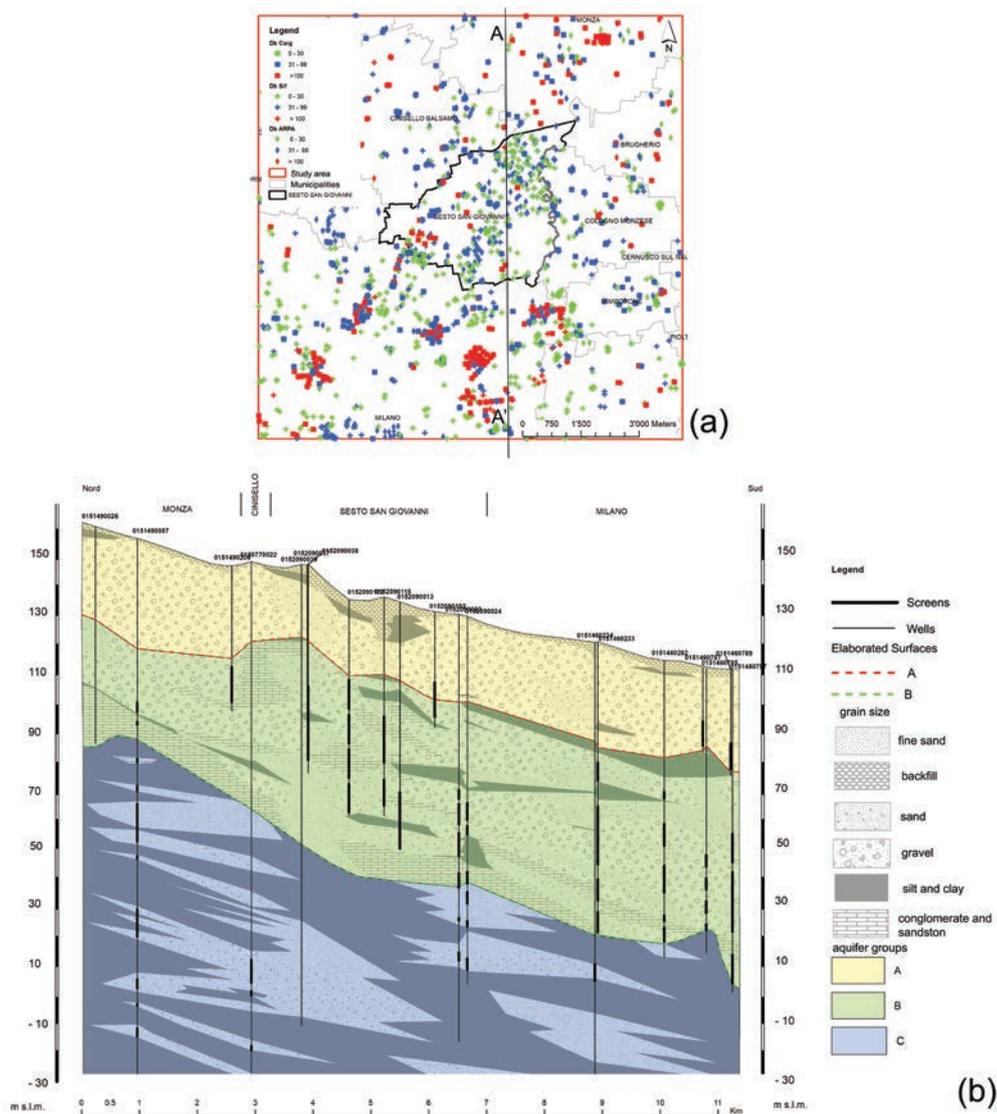


Fig. 2 - a) ubicazione dei sondaggi utilizzati per la ricostruzione del modello concettuale e b) sezione idrogeologica N-S (A-A').

Fig. 2 - a) location of stratigraphic logs used for conceptual site model and b) hydrogeological cross-section N-S (A-A').

da un setto argilloso (denominato AB) presente soprattutto nella porzione meridionale del sito e di spessore limitato. La separazione tra l'acquifero B e l'acquifero C (denominato BC) risulta invece più netta. L'acquifero C, più profondo, risulta caratterizzato da lenti sabbiose intercalate a sedimenti argillosi e limosi.

Materiali e metodi

Piezometria

Al fine di effettuare uno studio di dettaglio in merito alle caratteristiche piezometriche sono stati individuati circa 40 punti nell'area di studio, scelti tra tutti i pozzi e i piezometri presenti all'interno della provincia di Milano sulla base del modello concettuale descritto e delle informazioni disponibili relative alla posizione dei filtri (appartenenza ai diversi corpi acquiferi).

La campagna piezometrica è stata realizzata nel mese di maggio 2014. Per motivi di accessibilità ai pozzi/piezometri la rete si è ridotta a 34 punti, di cui 23 per il monitoraggio dell'acquifero A, 5 per l'acquifero B e 6 per monitorare l'acquifero tradizionale (A+B) dove non è presente il setto di separazione idraulica. I dati sono stati integrati con i rilievi di una campagna piezometrica realizzata per l'area di Pioltello-Rodano (a sud-est del dominio) e da alcune misure realizzate dalle società proprietarie presso l'area ex-Falck di Sesto San Giovanni.

Implementazione del modello numerico di flusso

L'implementazione del modello matematico è stata realizzata attraverso il codice di calcolo alle differenze finite Modflow2005 (Harbaugh 2005) sviluppato dall'USGS (United States Geological Survey). Il dominio del modello matematico interessa i comuni di Bresso, Brugherio, Cinisello Balsamo,

Cologno Monzese, Cormano, Cusano Milanino, Milano, Monza, Segrate, Sesto San Giovanni, Paderno Dugnano e Vimodrone (Fig. 3). Il Comune di Sesto San Giovanni occupa una posizione centrale all'interno del dominio (Fig. 3a). La discretizzazione orizzontale utilizzata è regolare e omogenea: tutte le celle hanno dimensione di 50x50 metri per un totale di 219 righe e 218 colonne. Il modello è discretizzato verticalmente con 3 layers: il primo e il terzo rappresentano i Gruppi Acquiferi A e B, mentre il secondo layer rappresenta il livello argilloso di separazione idraulica laddove dove presente (Fig.3b). Il modello matematico è stato implementato soltanto per i primi due acquiferi che sono quelli interessati dalla contaminazione, oggetto dello studio successivamente sviluppato attraverso il modello di trasporto (Colombo 2017) e la procedura di modellazione stocastica inversa (Alberti et al. 2018, 2017).

- 1° layer: la base del layer varia da una quota di 150 metri s.l.m. a Nord fino a circa 80 metri s.l.m. nel settore meridionale con un gradiente di circa 0.63%. Dal punto di vista granulometrico è costituito principalmente da ghiaie e sabbie;
- 2° layer: nell'area di studio tale livello non è sempre presente, infatti solo presso il comune di Milano la lente argillosa è continua, con uno spessore mai superiore ai 5 metri. Dove non presente è stato comunque mantenuto uno spessore medio di 2 metri per dare continuità geometrica al secondo layer. L'aquitard varia da una quota di circa 145 metri s.l.m. a Nord fino a circa 75 metri s.l.m. a Sud;
- 3° layer: la base del layer varia da circa 90 metri s.l.m. a Nord fino a 25 metri s.l.m. per uno spessore complessivo di circa 65 metri. È costituito prevalentemente da sabbie e ghiaie con la presenza di conglomerati e arenarie nella parte basale.

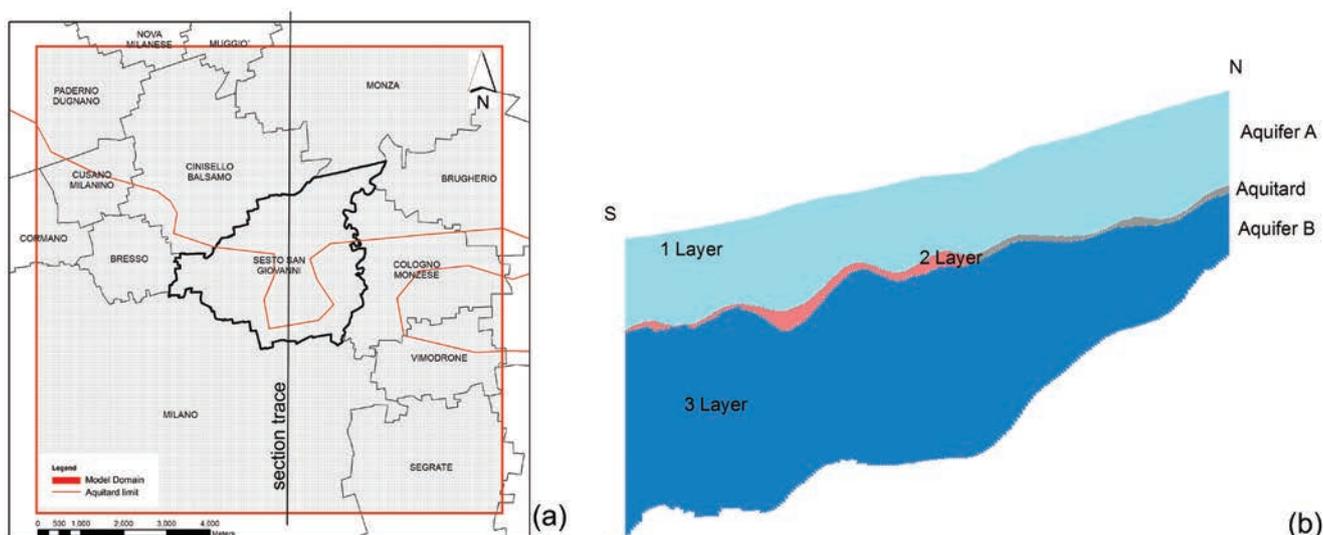


Fig. 3 - Dominio del modello matematico di flusso (riquadro rosso) e discretizzazione orizzontale e verticale.

Fig. 3 - Model domain (red square) and a) horizontal and b) vertical discretization.

Conducibilità idraulica e porosità

La risoluzione dell'equazione discretizzata alle differenze finite presuppone la definizione, per ogni singola cella del modello, dei parametri strutturali ed idrogeologici. Le celle del modello sono caratterizzate da condizioni e proprietà idrauliche (carichi, conducibilità idraulica e porosità efficace) di seguito descritte.

La determinazione dei valori di conducibilità idraulica orizzontale attribuiti al primo e terzo layer del modello è stata effettuata a partire dai valori assegnati da ARPA Lombardia ai singoli intervalli stratigrafici presenti nel suo database. Per ogni stratigrafia disponibile, è stata calcolata la conducibilità idraulica equivalente K_e di ogni layer ricavabile secondo la relazione:

$$K_e = \sum_{i=1}^n K_i \cdot d_i / \sum_{i=1}^n d_i$$

dove K_i rappresenta la conducibilità idraulica dell'intervallo stratigrafico i -esimo ricadente all'interno del layer stesso e di il suo spessore. La conducibilità idraulica è stata assunta isotropa orizzontalmente mentre è stata assegnata un'anisotropia verticale ($K_z = 0.1 K_x$).

Questa analisi è stata effettuata in corrispondenza di tutti i punti di cui è nota la successione stratigrafica, e ha fornito valori puntuali della conducibilità idraulica, a partire dai quali è stato possibile ricostruire la distribuzione di conducibilità idraulica per gli acquiferi A e B.

La ricostruzione della distribuzione delle conducibilità idraulica all'interno dei layers rispecchia il modello concettuale. La conducibilità idraulica equivalente interpolata per il primo layer (acquifero A) è compresa tra $4 \cdot 10^{-3}$ e $1 \cdot 10^{-5}$ m/s, valori assimilabili a sabbie e ghiaie, con la presenza di alcune zone ad elevata conducibilità idraulica riconducibili ai paleovalvei del fiume Lambro, come nel settore Est e Ovest del modello. L'acquifero B è caratterizzato da conducibilità idrauliche equivalenti comprese tra $1.4 \cdot 10^{-3}$ e $1 \cdot 10^{-5}$ m/s, anche in questo caso riconducibili a litotipi sabbioso ghiaiosi. Al sotto acquitardo è stato attribuito, laddove presente, un valore unico di $1 \cdot 10^{-9}$ m/s, mentre dove il livello argilloso è assente sono state attribuite le conducibilità idraulica del primo layer. Le prove di pompaggio svolte nell'area sono state utilizzate solamente in fase di calibrazione per vincolare con più accuratezza il valore di conducibilità idraulica equivalente stimato. Nell'area di studio è stata assegnata una porosità efficace variabile tra 0.15 e 0.2 ad eccezione dell'aquitardo per cui è stato utilizzato un valore di 0.05.

Condizioni al contorno e interne al dominio di modellazione

Constant Head

Lungo i margini del dominio di modellazione sono state attribuite condizioni di carico costante (condizioni di Dirichlet), sulla base dei risultati della campagna piezometrica di maggio 2014 (Fig. 4). La rete di monitoraggio ha permesso di distinguere piezometrie differenti per l'acquifero A e per

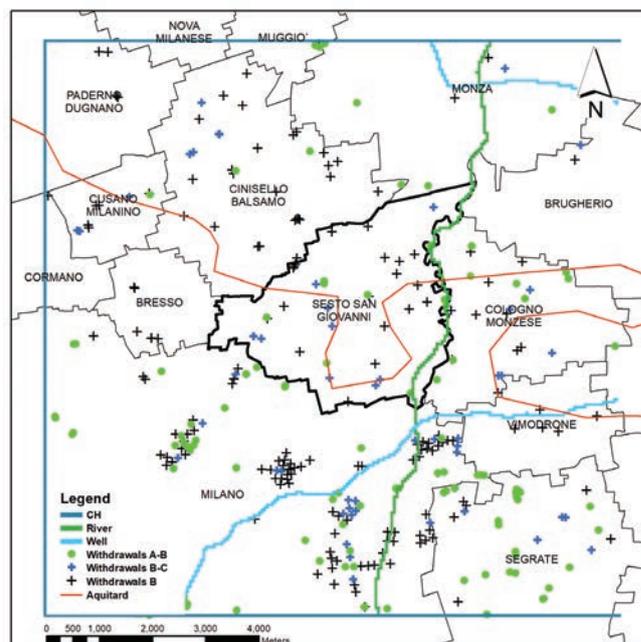


Fig. 4 - Condizioni al contorno e condizioni interne al dominio di modellazione.

Fig. 4 - Boundary and inner conditions.

l'acquifero B, di conseguenza anche i carichi imposti sono differenti nei rispettivi layers del modello. A nord, dove non si registrano differenze piezometriche, è stato assegnato un carico idraulico variabile da 140 a 141 metri s.l.m. sia per il primo che per il terzo layer. Lungo il margine sud, dove la differenza di carico tra i due acquiferi diventa apprezzabile, il valore imposto sul terzo layer (108-112 metri s.l.m.) è minore di circa 1 metro rispetto a quello assegnato al primo layer (109-113 metri s.l.m.). Nel primo layer lungo il margine orientale del modello, data la presenza di una direzione di flusso sostanzialmente parallela a questo limite, è stata assegnata una condizione di No-Flow.

Well - Perdite dai canali e pozzi

Le perdite in falda del canale Villoresi e del naviglio Martesana, stimate rispettivamente pari a $9,6 \cdot 10^{-4}$ m³/s e $5 \cdot 10^{-3}$ m³/s (valore assegnato per ogni cella rappresentante il tratto dei canali), sono state rappresentate attraverso la presenza di una serie di pozzi lungo i rispettivi percorsi (pacchetto WELL, che permette di inserire valori di portata in ingresso al modello, Fig. 4). Questi valori di portata sono stati valutati a partire dalla differenza tra la portata misurata in ingresso al tratto di canale considerato e quella in uscita al netto di eventuali derivazioni da parte dei canali secondari. Tale differenza è stata quindi ripartita sulla lunghezza dell'asta del canale nel dominio di modellazione.

All'interno del modello sono stati inseriti anche 386 elementi analitici che simulano l'emungimento dei pozzi nei 3 layers. I valori delle portate estratte sono stati elaborati al fine di distribuire la portata nel layer corretto. Nello specifico i pozzi filtrati solo nell'acquifero B sono stati inseriti solo nel terzo layer, mentre i filtri dei pozzi che emungono sia dall'acquifero

A che dal B sono stati rappresentati, in funzione della loro profondità, nei layers in cui ricadono, in modo da ripartire la portata estratta sui diversi orizzonti acquiferi. Per quanto riguarda i pozzi filtrati sia nei layers rappresentati nel modello (layers 1, 2 e 3) che in porzioni di acquifero non rappresentate (acquifero C, al di sotto del terzo layer) è stata calcolata una portata di emungimento relativa al solo tratto appartenente al dominio verticale di modellazione. In questo caso, la portata da assegnare al singolo layer ($Q_{i,j,k}$) è stata calcolata attraverso la formula (Anderson and Woessner 1992):

$$Q_{i,j,k} = T_{i,j,k} \cdot (Q_{WT} / \sum T_{i,j,k})$$

dove $T_{i,j,k}$ è la trasmissività del layer e Q_{WT} è la portata totale del pozzo. Per il calcolo della trasmissività $T_{i,j,k}$ sono stati considerati, da stratigrafia, solo gli spessori dei tratti permeabili (sottraendo quindi allo spessore del layer il contributo dei livelli più fini) e come conducibilità idraulica il valore medio della conducibilità idraulica degli stessi. Nel caso di pozzi filtrati solo oltre la base del layer 3 è stata considerata una conducibilità idraulica media pari a $5.5 \cdot 10^{-4}$ m/s (da sabbia fine a sabbia media) al fine di depurare il prelievo dall'aliquota proveniente dagli acquiferi non inclusi nel modello.

River - Fiume Lambro

Il fiume Lambro (Fig. 4), che scorre in direzione Nord-Sud per tutta l'estensione del modello, è stato rappresentato all'interno del modello assegnando una larghezza media dell'alveo pari a 15 m, uno spessore dei sedimenti del fondo di 2 metri e una conducibilità idraulica degli stessi di $1 \cdot 10^{-6}$ m/s. I livelli del pelo libero sono stati dedotti dalle misure delle stazioni ARPA rilevate nel medesimo periodo dell'esecuzione della campagna piezometrica e risultano in media pari ad 1.5 m di battente rispetto al bottom dell'alveo (variabile tra 153 m s.l.m. e 113 m s.l.m.) Il fiume Seveso non è stato invece rappresentato in quanto all'interno del dominio di modellazione risulta pressoché del tutto cementato e quindi non idraulicamente in contatto con la falda.

Ricarica

Il valore di ricarica per le aree verdi e agricole è stato ricavato dai dati pluviometrici della stazione situata a Cinisello Balsamo per il periodo Gennaio-Aprile 2014 (644 mm di pioggia sul quadrimestre considerato). Il metodo di Thorntwaite (Thorntwaite and Mather 1955) per la stima dell'evapotraspirazione ha permesso di stimare un valore di ricarica di $8.21 \cdot 10^{-9}$ m/s per le zone non urbanizzate, rappresentate in verde in Fig. 5 pari al 70 % della precipitazione efficace, considerando un run-off pari al 30%. La ricarica nelle zone urbanizzate è stata considerata come

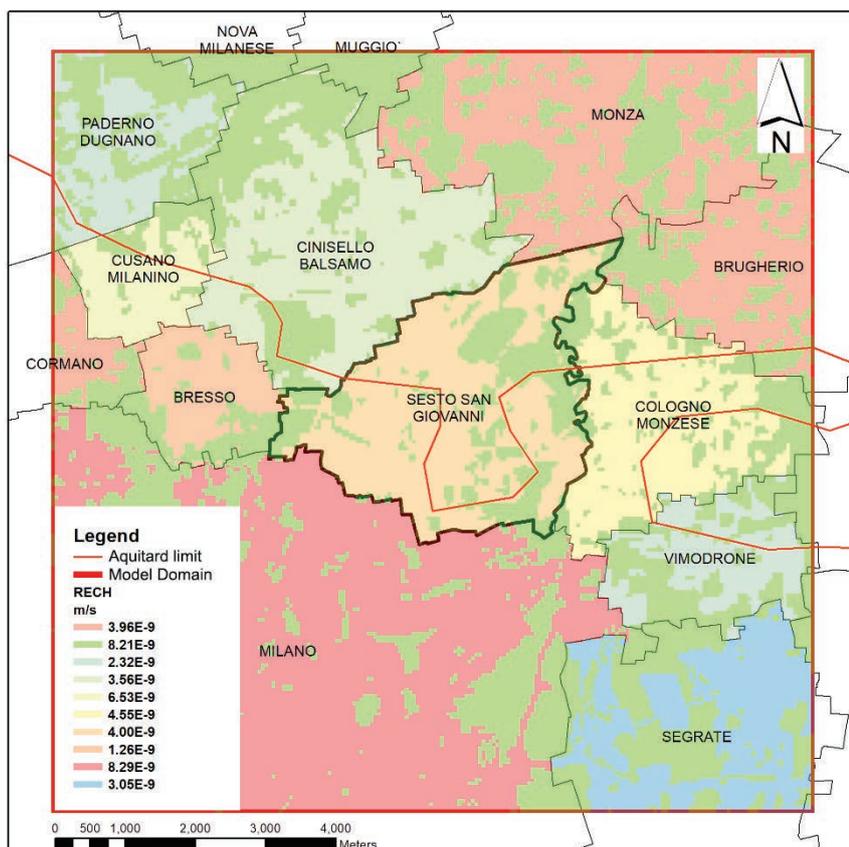


Fig. 5 - Valori di ricarica inseriti nel modello. In verde le aree considerate verdi, mentre le aree urbane sono colorate diversamente per ciascun comune.

Fig. 5 - Recharge zone in the model domain. Green areas (green color) and different colors represent different urban areas zone.

dovuta esclusivamente alle perdite dalla rete di distribuzione acquedottistica. Tale valore in base alle informazioni raccolte presso i gestori acquedottistici, CAP Holding e MM, è stato stimato essere pari al 15% del totale emunto dai pozzi pubblici diviso per la superficie di ciascun comune, ottenendo un valore espresso in m/s diverso di ricarica per ogni area urbanizzata (Fig. 5). Il parametro di ricarica è stato oggetto di calibrazione in PEST con un intervallo pari a $\pm 50\%$ del valore stimato.

Calibrazione del modello numerico di flusso

La calibrazione di un modello di flusso è un processo iterativo che prevede la variazione dei valori dei parametri di input (parametri e/o condizioni al contorno) al fine di ottenere la migliore riproduzione delle condizioni di livello e/o flusso di riferimento, entro un margine di errore ritenuto accettabile. Nel caso specifico è stato utilizzato un metodo di stima automatica dei parametri (calibrazione inversa), attraverso l'ausilio del codice PEST (Doherty 2010, 2003, 1994).

PEST è un programma di calibrazione automatica che calcola la relazione tra i parametri di input e le previsioni del modello al fine di minimizzare la funzione obiettivo, rappresentata dal quadrato della differenza tra ogni osservazione (target) e il corrispondente valore di output.

La calibrazione è stata condotta in condizioni stazionarie avendo come riferimento i livelli piezometrici misurati nella campagna di maggio 2014. Complessivamente i target di carico utilizzati come valori di riferimento sono 60, di cui 51 per l'acquifero A (layer 1) e 9 per l'acquifero B (layer 3), come indicato in figura 6a. Dopo una prima fase di calibrazione di tipo trial and error della ricarica meteorica e della conducibilità idraulica, nella quale sono state prese in considerazione le prove di pompaggio realizzate nell'area (Fig. 6b), si è passati

alla fase di calibrazione inversa, al fine della stima di entrambi i parametri

Per ogni Layer, è stata creata quindi una griglia di Pilot Points distanziati tra loro circa 2 km, strumento utilizzato da PEST per il calcolo della distribuzione dei valori di conducibilità idraulica all'interno di ciascun layer, sia nel 1° che nel 3° layer. Nel 2° layer, i Pilot Points sono stati inseriti solo nella porzione in cui è presente il livello argilloso. Sono inoltre stati introdotti 8 Pilot Points relativi alle prove di pompaggio. In totale nel modello sono presenti 130 Pilot Point, di cui 51 nel 1° layer, 17 nel 2° layer e 54 nel 3° layer (Fig. 6b).

Per ciascun Pilot Point sono stati impostati ranges di variazione abbastanza ampi (10^{-2} - 10^{-5} m/s per gli acquiferi e 10^{-6} - 10^{-8} m/s per il setto di separazione idraulica argillosa), al fine di lasciare grande flessibilità a PEST nella ricerca della migliore soluzione. Al fine di poter tenere in considerazione le conoscenze idrogeologiche dell'area, PEST è stato costretto solo in corrispondenza dei punti dove erano disponibili delle prove di pompaggio, assegnando ai Pilot Point ranges più ristretti ($1/4$ di ordine di grandezza in più e in meno). La conducibilità idraulica verticale è stata stimata a partire dalla conducibilità idraulica orizzontale mantenendo un'anisotropia pari a 10. La calibrazione è stata effettuata mediante processo di regolarizzazione (*preferred homogeneity*).

Risultati

L'elaborazione dei dati piezometrici raccolti ha permesso di ricostruire la direzione, il gradiente della falda e l'interazione tra l'acquifero A e l'acquifero B nell'area di studio. Nell'acquifero A (Fig. 7a) la direzione principale di deflusso è N-S con carichi idraulici che variano da circa 142 m s.l.m. a nord fino a 109 m s.l.m. a sud; il gradiente (0.3%) risulta, pressoché costante in tutto il dominio di osservazione. Il

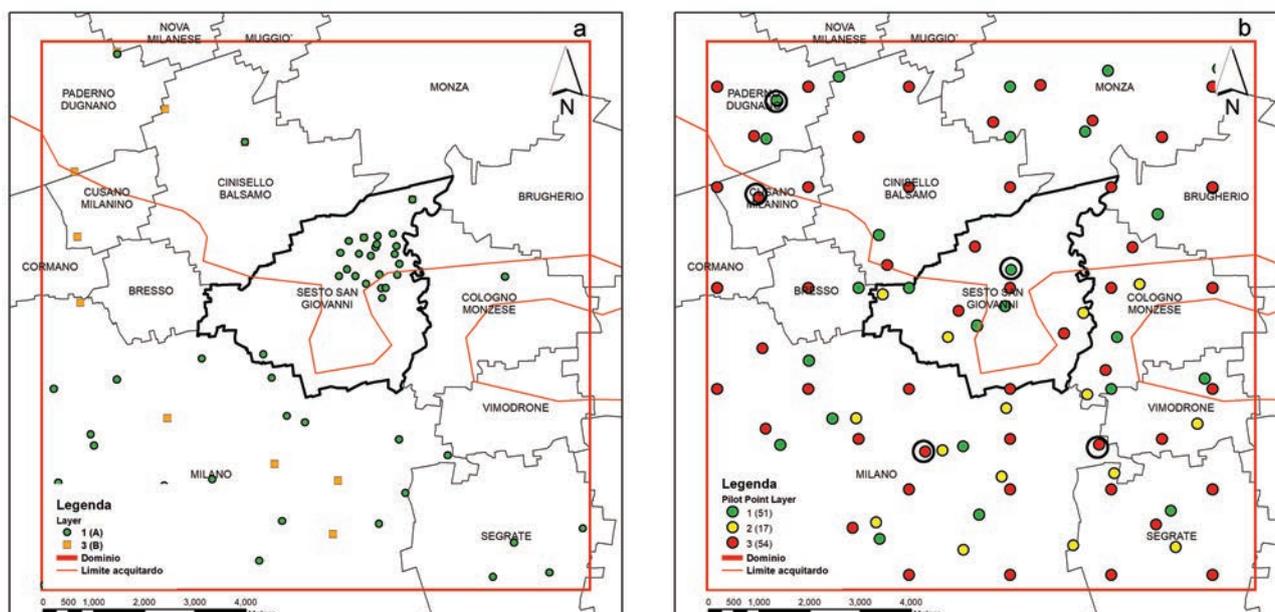


Fig. 6 - (a) Targets utilizzati nei rispettivi layer del modello e (b) Distribuzione dei Pilot Points nel modell. Nei cerchi neri le prove di pompaggio.

Fig. 6 - a) Targets for calibration flow model procedure and b) pilot points distributions with pumping test aquifer (black circled).

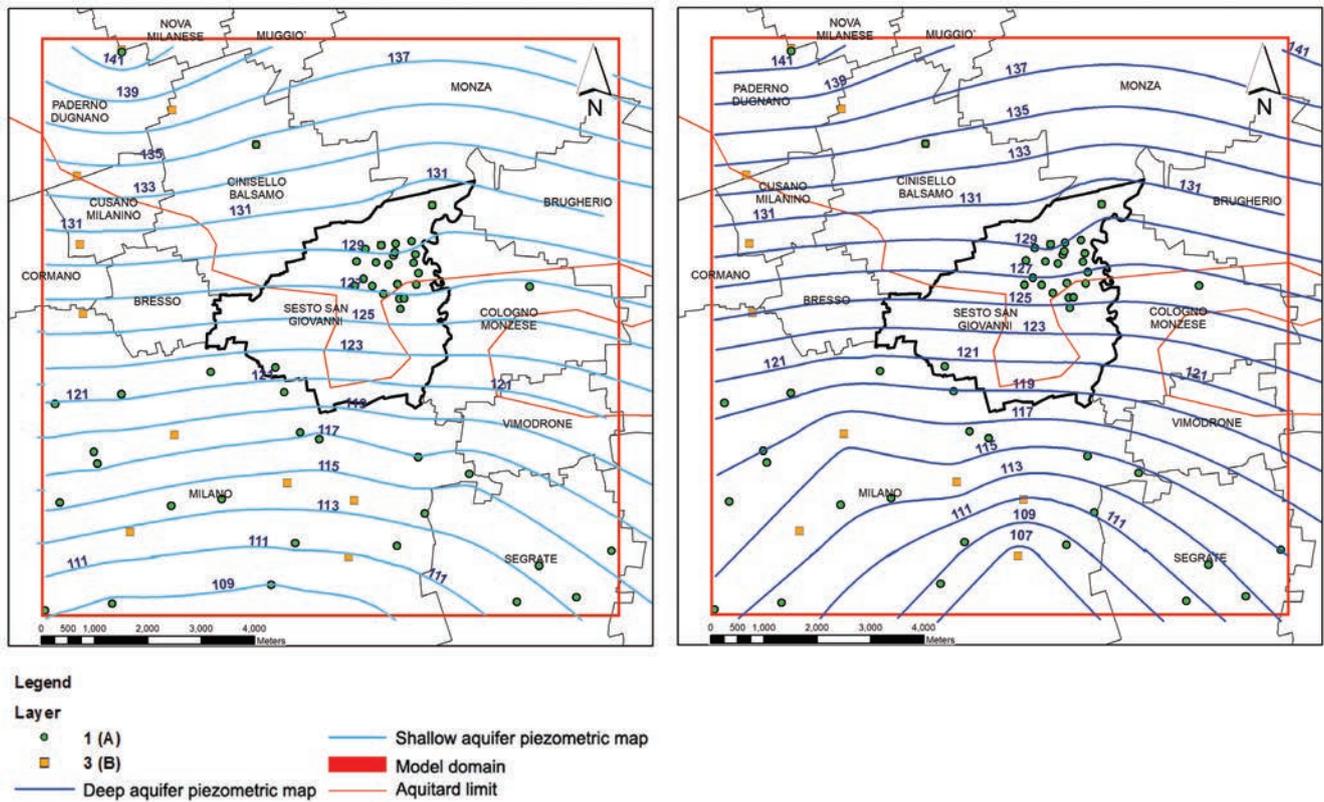


Fig. 7 - ubicazione dei sondaggi utilizzati per ricostruire l'andamento della falda nei due acquiferi oggetto della modellazione matematica e piezometrie interpolate con i dati della campagna di maggio 2014 - acquifero A (sx), acquifero B (dx). La linea rossa indica l'aquitard al di sopra del quale i due acquiferi sono da ritenersi indistinti.

Fig. 7 - Piezometric network for reconstruction of potentiometric surface map for shallow aquifer (sx) and deep aquifer (dx). Red line is aquitard limit which separates the two aquifers in Milano City.

flusso tende a convergere verso la città di Milano a causa del forte prelievo idrico potabile attuato dalla città (circa 8.000 l/s al 2014, Alberti et al. 2016b) e della maggior presenza di litologie permeabili.

Per quanto concerne l'acquifero B (Fig. 7b), la direzione di deflusso è N-S con un gradiente di 0.3% nel settore nord, in aumento verso sud, con un valore di circa 0.46% presso Milano. L'aumento del gradiente piezometrico è legato agli emungimenti della rete idrica dell'acquedotto di Milano. L'elaborazione dei dati e la ricostruzione delle superfici piezometriche hanno permesso di valutare le differenze di carico tra i due acquiferi. Nel settore nord dell'area di studio

tali differenze risultano nulle in quanto non è presente il livello argilloso e i due acquiferi sono in continuità idraulica. Nel settore più a sud, il carico idraulico nell'acquifero A risulta maggiore di circa 1 metro rispetto a quello misurato nell'acquifero B. In questa zona si presenta con continuità il setto di separazione idraulica tra i due acquiferi, ma la differenza di carico è indubbiamente in parte dovuta anche al fatto che quasi tutti i pozzi della rete di distribuzione comunale sono filtrati nell'acquifero B.

La stima automatica del codice PEST ha fornito una distribuzione della conducibilità idraulica in linea con il modello concettuale elaborato (Fig. 8).

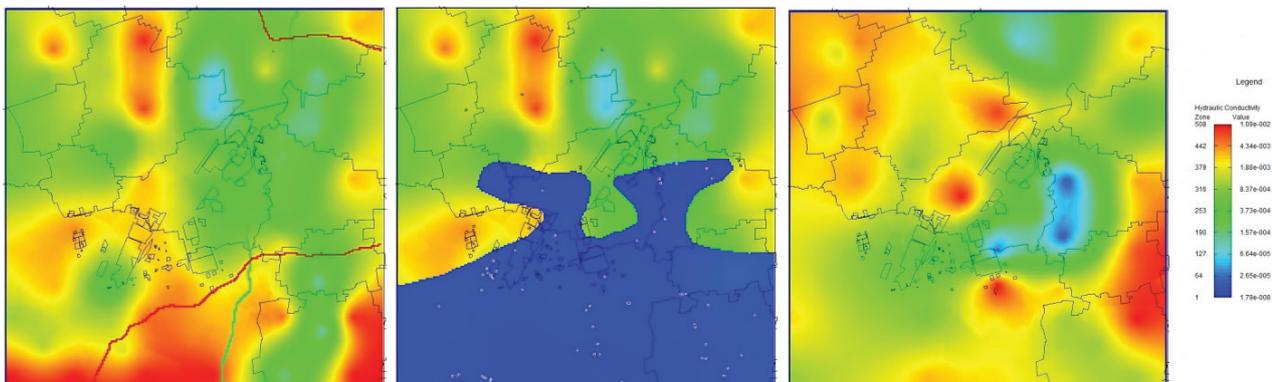


Fig. 8 - Distribuzione delle conducibilità idraulica nel modello. Da sinistra layer 1, 2 e 3.

Fig. 8 - Model hydraulic conductivity distribution in Layer 1, Layer 2 and Layer 3 respectively.

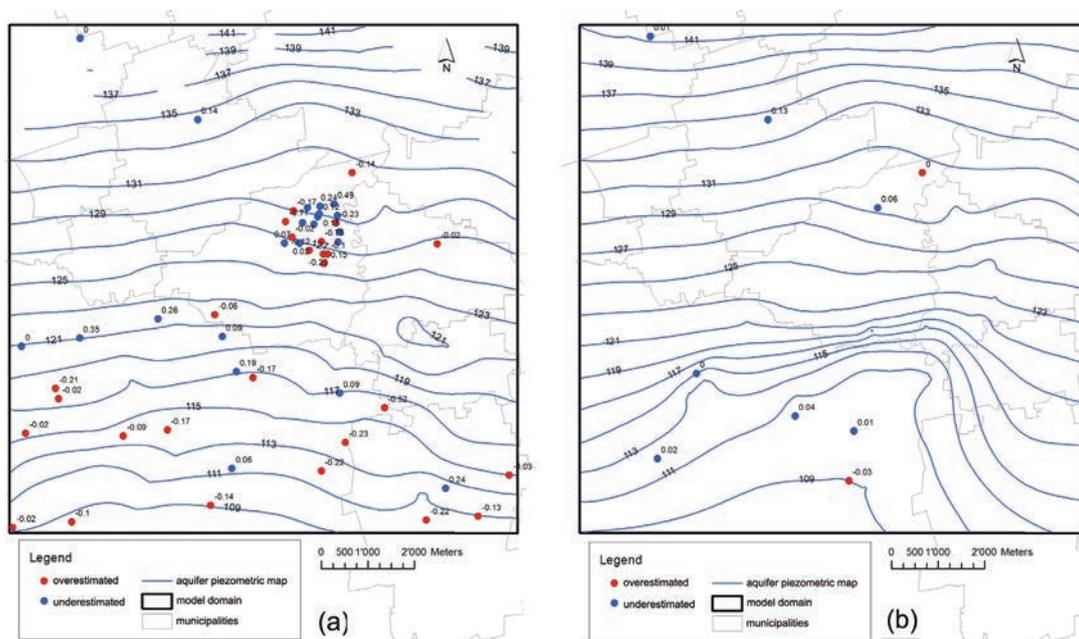


Fig. 9 - Piezometria simulata e residui dei target nel primo (a) e nel terzo layer (b).
 Fig. 9 - Simulated head contour for Aquifer A (a) and Aquifer B (b) with residual target values.

La calibrazione effettuata attraverso PEST ha consentito di simulare in modo corretto la superficie piezometrica in entrambi gli acquiferi.

Nell'acquifero A (layer 1) l'andamento generale della piezometria simulata figura 9 rispecchia la superficie piezometrica osservata. L'analisi dei residui dei singoli target, mostra come in linea generale, il modello tende a sovrastimare i livelli piezometrici nel settore meridionale dove i residui sono negativi, salvo nel settore occidentale dove i valori simulati sono inferiori ai valori misurati.

La corrispondenza fra i livelli osservati e quelli simulati è riportata nello scatterplot di Fig. 10 mentre in Tab. 2 sono riportati i valori di alcuni parametri statistici utilizzati per l'analisi dei risultati.

Tab. 2 - Parametrici statistici post-calibrazione.

Tab. 2 - Post-calibration general statistics.

	Layer 1	Layer 3
Residual mean (m)	-0.03	0.03
Abs. Res. Mean (m)	0.16	0.03
Res. Std. Dev (m)	0.22	10.04
Obs	51	9
Range in obs (m)	33.48	36.02
Scaled RMS (%)	2.8	4.1

La piezometria dell'acquifero B (3° layer), riportata in Fig. 9, presenta residui maggiori rispetto a quelli osservati nel primo layer, poiché i punti di misura spesso appartengono alla rete di distribuzione dell'acquedotto e i relativi valori sono caratterizzati da un'incertezza legata all'azione dei pozzi limitrofi in pompaggio. Confrontando la piezometria simulata con quella osservata non si notano comunque sostanziali differenze nella direzione di flusso e nel gradiente idraulico.

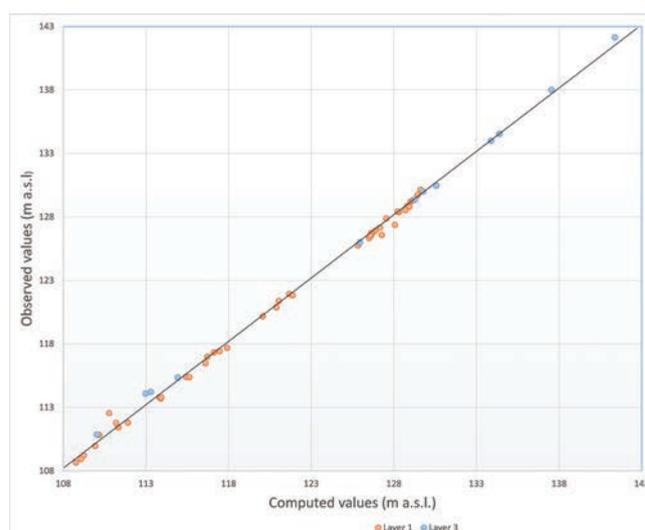


Fig. 10 - Retta di calibrazione.

Fig. 10 - Scatter plot computed vs observed head values.

Discussione

Il bilancio di massa del modello (Tab. 3) ha consentito di valutare il grado di efficienza della simulazione.

Tab. 3 - Bilancio di massa del modello (m³/s).

Tab. 3 - Mass balance (m³/s).

	Inflow (m ³ /s)	Outflow (m ³ /s)	Error (%)
Well*	1.34	3.59	
Costant Head	5.75	4.37	
River	0.11		
Recharge	0.75		
Total	7.95	7.96	-0.0013

Tra le voci di ingresso quella più consistente (circa il 70%) è rappresentata dal deflusso sotterraneo proveniente dalle zone idrogeologicamente poste a monte. Il valore di ricarica come atteso, trattandosi di un'area a forte urbanizzazione, ammonta a poco meno del 10%.

Il valore in ingresso alla voce well corrisponde alla ricarica proveniente dai canali Martesana e Villoresi legate alle perdite lungo il loro percorso. Tale termine costituisce un elemento importante tra gli ingressi e l'analisi di sensitività ha in particolare mostrato una forte influenza del valore attribuito alle perdite del canale Martesana. Per tale ragione si ritiene che in futuro per migliorare l'affidabilità del modello, sarà necessario con il Consorzio Irriguo competente verificare ulteriormente le stime realizzate ed effettuare misure piezometriche locali per meglio valutare gli scambi idrici canale/falda. Infine il fiume Lambro invece costituisce nel complesso un piccola percentuale tra i termini di ingresso del modello. Tuttavia laddove disponibile una rete piezometrica adeguata come presso il SIN di Sesto San Giovanni, è stata evidenziata come questa piccola alimentazione determini un'influenza a scala locale in grado di deformare la piezometria sino ad una distanza di circa 200 m dall'alveo del fiume.

Il modello ha inoltre permesso di stimare le velocità di deflusso delle acque sotterranee che variano tra un massimo di 670 m/anno e un minimo di 120 m/anno (Tab. 4). Tale dato non solo permette di comprendere i tempi di rinnovo delle risorse idriche, ma costituisce un primo elemento utile alla stima della velocità di transito dei plumes di contaminazione e in alcuni casi alla comprensione delle differenze di concentrazione che si possono osservare nelle coppie piezometriche monte/valle poste a monitoraggio di siti contaminati arealmente particolarmente estesi. Anche senza considerare più complessi processi di ritardo e dispersione dei contaminanti, risulta evidente come in taluni casi concentrazioni osservate in ingresso ad un sito possono richiedere anni per essere poi osservate nei corrispondenti piezometri di valle.

Tab. 4 - Valori di velocità minimi e massimi della falda stimati con il modello.

Tab. 4 - Max and min groundwater velocity calculated through the modeled.

AREA TRA MONZA E SESTO S.GIOVANNI			
ACQUIFERO	m/s	m/d	m/anno
A	2.04E-05	1.76	643.33
	4.14E-06	0.36	130.56
AB	2.12E-05	1.83	668.56
	3.86E-06	0.33	121.73
B	3.86E-06	0.33	121.73
	1.08E-05	0.93	340.59

Conclusioni

Nel settore NE della FUA di Milano è stata realizzata una modellazione 3D del deflusso idrico sotterraneo per i principali acquiferi del territorio milanese (acquiferi A e B). L'attività di modellazione del flusso idrico sotterraneo rientra in uno studio di più ampio respiro che ha permesso l'applicazione di una nuova metodologia per la valutazione dello stato di

contaminazione diffusa presente nell'area di studio e legata a PCE e TCE. Il modello di flusso è stato uno degli strumenti chiave che ha permesso l'applicazione di tale metodologia e pertanto un'accurata ricostruzione del modello concettuale e un elevato grado di accuratezza della calibrazione sono stati due elementi essenziali. Il modello concettuale dell'area è stato ricostruito mediante l'utilizzo di un ampio dataset, messo a disposizione da Regione Lombardia, costituito da informazioni stratigrafiche, idrologiche, piezometriche e delle pressioni antropiche. Successivamente l'applicazione di una calibrazione assistita mediante il codice PEST, ha permesso di ottenere una calibrazione del modello di flusso in stazionario adeguata agli scopi dello studio. In particolare l'utilizzo della tecnica Pilot Point con vincolo di alcuni di questi ai risultati di K delle prove di pompaggio disponibili, ha permesso di includere nel modello di flusso e quindi nel modello concettuale finale, conoscenze idrogeologiche dell'area non esclusivamente basate sui dati stratigrafici. In tal modo è stato possibile sorpassare il concetto di "distribuzione a zone" delle proprietà idrauliche giungendo ad una "distribuzione continua" delle proprietà che permette una più corretta rappresentazione del flusso idrico sotterraneo.

Sotto il profilo del bilancio idrico il modello calibrato ha permesso di determinare i diversi termini di ricarica evidenziando il ridotto ruolo svolto dalla ricarica meteorica e dal fiume Lambro, seppure quest'ultimo a scala estremamente locale può esercitare una certa influenza sulle direzioni di deflusso della falda.

Pur ritenendo che il modello matematico di flusso qui presentato abbia raggiunto un buon livello di affidabilità, si ritiene che i modelli non dovrebbero essere considerati strumenti statici, ma anzi andrebbero progressivamente aggiornati e migliorati perché possano essere resi sempre più affidabili quali strumenti di supporto delle politiche gestionali quali-quantitative degli enti regionali. Nel caso specifico miglioramenti della modellazione di quest'area pilota potranno indubbiamente essere ottenuti mediante una calibrazione anche in transitorio al fine di calibrare i valori i parametri di immagazzinamento dell'acquifero e valutare più accuratamente gli scambi idrici con i canali irrigui Villoresi e Martesana a cui i risultati del modello si sono mostrati particolarmente sensibili.

Ringraziamenti: Lo studio qui presentato è stato finanziato dai progetti PLUMES finanziato da ARPA-Regione Lombardia e dal progetto europeo AMIIGA (CE-32 Interreg Central Europe).

BIBLIOGRAFIA

- Alberti L, Francani V, Innocenti I (2008) La gestione integrata delle risorse idriche lombarde: valutazione del contributo alla ricarica da parte della rete irrigua “*The integrated management of groundwater resources in Lombardy region: evaluation of the irrigation network contribution to the recharge*”, in: Edizioni Universitarie di Lettere Economia e Diritto (Ed.), Una Nuova Geologia per La Lombardia. pp. 379–400.
- Alberti L, Azzellino A, Colombo L, Lombi S (2016a) Use of cluster analysis to identify tetrachloroethylene pollution hotspots for the transport numerical model implementation in urban functional area of Milan, Italy, in: International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM. doi:10.5593/SGEM2016/B11/S02.091
- Alberti L, Cantone M, Colombo L, Lombi S, Piana A (2016b) Numerical modeling of regional groundwater flow in the Adda-Ticino Basin: Advances and new results. *Rend. Online Soc. Geol. Ital.* 41. doi:10.3301/ROL.2016.80
- Alberti L, Colombo L, Formentin G (2018) Null-space Monte Carlo particle tracking to assess groundwater PCE (Tetrachloroethene) diffuse pollution in north-eastern Milan functional urban area. *Sci. Total Environ.* 621. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.11.253
- Alberti L, Colombo L, Formentin G, Oberto G (2017) Assessment of sources of PCE contamination in groundwater using a Monte Carlo method in the Functional Urban Area of Milano. *Rend. Online Soc. Geol. Ital.* 42. doi:10.3301/ROL.2017.15
- Anderson MP, Woessner WW (1992) Applied groundwater modeling: Simulation to flow and advective transport. *J. Contam. Hydrol.* 10, 339–340. doi:10.1016/0169-7722(92)90015-7
- Bonomi T (2009) Database development and 3D modeling of textural variations in heterogeneous, unconsolidated aquifer media: Application to the Milan plain. *Comput. Geosci.* doi:10.1016/j.cageo.2007.09.006
- Carcano C, Piccin A (2002) Padans aquifer geology of the Lombardy Plain. Firenze.
- Colombo L (2017) Statistical methods and transport modeling to assess PCE hotspots and diffuse pollution in groundwater (Milan FUA). *Acque Sotter. - Ital. J. Groundw.* 6. doi:10.7343/as-2017-301
- Doherty J (2014) Addendum to the PEST Manual. *PEST Man. Add.* 313.
- Doherty J (2010) Methodologies and software for PEST-based model predictive uncertainty analysis. *Bericht* 33.
- Doherty J (2003) Ground water model calibration using pilot points and regularization. *Ground Water* 41, 170–177. doi:10.1111/j.1745-6584.2003.tb02580.x
- Doherty J (1994) PEST: A Unique Computer Program for Model-independent Parameter Optimisation, in: *Water Down Under 94: Groundwater/Surface Hydrology Common Interest Papers; Preprints of Papers.* p. 551.
- Doherty J, Brebber L, Whyte P (2005) PEST: Model-independent parameter estimation. *Watermark Comput. Corinda, Aust.* 2005, 122. doi:10.1016/B978-141600119-5.50003-2
- Francani V, Beretta GP (1995) Preliminary survey about sustainable use of deeper groundwater in Milano province. Milan.
- Harbaugh AW (2005) MODFLOW-2005, The U. S. Geological Survey Modular Ground-Water Model- the Ground-Water Flow Process. *U.S. Geol. Surv. Tech. Methods.* doi:U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A16
- Perego R, Bonomi T, Fumagalli ML, Benastini V, Aghib F, Rotiroli M, Cavallin A (2014) 3D reconstruction of the multi-layer aquifer in a Po Plain area. *Rend. Online Soc. Geol. Ital.* 30, 41–44. doi:10.3301/ROL.2014.09
- Provincia di Milano, 1992. Indagini sulla presenza di composti organo-alogenati nelle acque di falda della Provincia di Milano. Milano;
- Province of Milano, 1992. Investigation concerning concentration of chlorinated hydrocarbons in groundwater of Milano Province.
- Thornthwaite CW, Mather JR (1955) The water balance. *Publ. Climatol.* 8, 1–104