

MODELLAZIONE DEL FLUSSO IDRICO SOTTERRANEO E DEL TRASPORTO DI IDROCARBURI IN UN'AREA NELLA CITTA' DI SAN PIETROBURGO (RUSSIA)

GROUNDWATER FLOW & TRANSPORT MODELS FOR AN OIL POLLUTED AREA IN THE CITY OF SAINT PETERSBURG (RUSSIA)

MARCO ROTIROTI^(*), TULLIA BONOMI^(*), LETIZIA FUMAGALLI^(*),
PAOLA CANEPA^(*), PIERGIORGIO VALENTINI^(**) & MICHEL FASOLI^(**)

^(*)Università degli Studi di Milano-Bicocca - Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio - Piazza della Scienza, 1 - 201216 Milano, Italy
E-mail: tullia.bonomi@unimib.it

^(**)Provincia di Milano - Servizio Sistema Informativo Ambientale

RIASSUNTO

Il presente lavoro tratta l'applicazione di modelli matematici di flusso e trasporto per le acque sotterranee nello studio di un sito contaminato da idrocarburi ubicato nella città di San Pietroburgo. Lo studio è stato sviluppato in tre fasi principali:

- raccolta ed interpretazione dati mediante l'utilizzo di sistemi informativi territoriali e banche dati;
- elaborazione del modello concettuale tramite metodi di analisi geostatistica;
- implementazione del modello matematico di flusso e trasporto.

Il modello di flusso è stato calibrato in base a diverse misure di carico idraulico effettuate nei pozzi presenti nell'area di studio. Data la mancanza di analisi chimiche di tipo qualitativo e quantitativo, non è stato possibile calibrare il modello di trasporto in base a dati reali.

Il campo di moto è stato simulato con un basso livello di errore (5%) e dimostra l'esistenza di un significativo grado d'interazione tra gli acquiferi presenti.

Il modello di trasporto, impostato con un meccanismo advettivo-dispersivo e reazioni di degradazione ed adsorbimento, ha fornito valide ipotesi dell'estensione della contaminazione e dei principali obiettivi dell'inquinamento.

TERMINI CHIAVE: *acquifero morenico multistrato, modello di flusso e trasporto, contaminazione da idrocarburi, San Pietroburgo*

INTRODUZIONE

Questo studio è nato all'interno del progetto europeo "GEOINFORM - Integrating Geological Information in City Management to Prevent Environmental Risks - LIFE06 TCY/ROS/000267", che coinvolge diversi enti amministrativi europei e russi. L'obiettivo è quello di sviluppare dei sistemi di controllo e di gestione del territorio della città di San Pietroburgo, per la tutela delle risorse naturali (suolo, sottosuolo, acque sotterranee) e la prevenzione del rischio ambientale. Nell'ambito del progetto europeo, il presente lavoro ha analizzato un'area pilota caratterizzata da un complesso sistema acquifero multistrato di tipo morenico e soggetta ad un fenomeno di inquinamento da idrocarburi delle acque sotterranee, attraverso l'implementazione di un modello matematico di flusso e trasporto. I codici di calcolo applicati sono stati MODFLOW (Mc DONALD & HARBAUGH,

ABSTRACT

This work involves the application of mathematical flow and transport models for groundwater in the study of an oil polluted site situated in the city of St. Petersburg. The study has been developed in three principal phases:

- data collection and interpretation using Geographical Information Systems and database;
- conceptual model elaboration using geostatistical analysis;
- mathematical flow and transport model implementation.

The flow model has been calibrated considering the different head value measured in wells situated in the study area. Considering the absence of any qualitative and quantitative chemical analysis, the transport model has not been calibrated on real data.

The flow field has been simulated with a lower error level (5%) and indicates considerable interaction between the aquifers considered.

The transport model has been applied with advective-dispersive mechanism and degradation and sorption reactions, and it has provided valid hypotheses for the extent of pollution and the contaminant path and evolution.

KEY WORDS: *moraine multi-layer aquifer, flow and transport model, oil pollution, Saint Petersburg.*

INTRODUCTION

This study was developed within the European project "GEOINFORM - Integrating Geological Information in City Management to Prevent Environmental Risks LIFE06 TCY/ROS/000267", which involves various European and Russian authorities. The main aim is to develop some control and management systems for the city of St. Petersburg in order to protect natural resources, like soil, subsoil and groundwater, and to prevent environmental risk. Within the European project, this work analyzes a pilot area characterized by a complex moraine multi-layer aquifer and affected by groundwater oil pollution, through the implementation of flow and transport mathematical models. The code MODFLOW (Mc DONALD & HARBAUGH, 1988) and MT3DMS (ZENGEH & WANG, 1999) has been applied.

1988) e MT3DMS (ZENGEH & WANG, 1999). Lo scopo generale è quello di dimostrare la validità dei modelli matematici come strumenti a supporto delle decisioni nella gestione e nella salvaguardia delle acque sotterranee. Gli obiettivi specifici sono quelli di ricostruire l'andamento del flusso di falda in due acquiferi sovrapposti (un acquifero superficiale ed uno intermorenico sotteso), comprendendo modalità e localizzazione delle loro possibili interazioni, e di ipotizzare le modalità di propagazione degli agenti inquinanti presenti, definendo l'estensione e i probabili bersagli.

L'implementazione di modelli matematici per lo studio di sistemi acquiferi multistrato di tipo morenico è riportata in diversi lavori, tra cui MARTIN & FRIND (1998), BECKERS & FRIND (2000, 2001) e KASSENAR & WEXLER (2006). L'analisi di questi contributi ha permesso di sviluppare una metodologia di studio adeguata, comprendente una iniziale caratterizzazione del sito, tramite le informazioni fornite dalle autorità russe (*Committee for Nature Use, Environmental Protection and Ecological Safety, City of St. Petersburg & Mineral State Unitary Company*), una successiva elaborazione del modello concettuale, volta principalmente alla definizione delle geometrie tridimensionali del sistema, e l'impostazione, la calibrazione e la simulazione del modello di flusso e di trasporto.

CARATTERIZZAZIONE DEL SITO

L'area di studio, denominata *Shuvalovo*, è collocata nella periferia nord-orientale di San Pietroburgo. Con una superficie di circa 25 km², è caratterizzata dalla contemporanea presenza di aree verdi ed attività produttive. Il territorio è principalmente pianeggiante, nella parte centrale le quote sono intorno a 20 m s.l.m. e diminuiscono rapidamente in direzione sud-ovest fino a raggiungere valori di 5-8 m s.l.m. Nella parte nord orientale è presente una zona collinare con quote massime di 60 m s.l.m. (Fig. 1).

Il sistema idrografico è abbastanza articolato e comprende fiumi, torrenti, laghi e stagni (di origine naturale ed artificiale). Gli elementi idrologici principali considerati nello studio sono lo stagno *Shuvalovskiy*, ubicato nella parte meridionale, e il fiume *Kamenka*, che scorre attraversando lo stagno da est verso ovest (Fig. 1).

La geologia dell'area è stata ricostruita dall'analisi di 4 sezioni geologiche e delle successioni stratigrafiche di 338 pozzi.

Le unità geologiche di tipo quaternario presenti nei primi 70 m di profondità sono così strutturate (BAKHAREV *et alii*, 2009; Fig. 2):

- *Holocene unit*: depositi superficiali distribuiti localmente e composti da torba con uno spessore di pochi m;
- *Ostashkovo supermoraine unit*: depositi di origine glaciale composti da sabbia a granulometria eterogenea con uno spessore variabile da 1 a 20 m;
- *Ostashkovo moraine unit*: depositi morenici distribuiti in maniera discontinua e formati da sabbia e *loam* con uno spessore che varia da 0 a 30 m;
- *Moskow-Ostashkovo intermoraine unit*: depositi distribuiti localmente e a composizione variabile da sabbia a ciottoli, con uno spessore da 0 a 30 m;
- *Moskow moraine unit*: depositi morenici formati da sabbia e *loam* con uno spessore di 30-40 m;

The general purpose is to prove the capability of mathematical models in groundwater management and preservation. The specific goals are: to simulate the groundwater flow system in two overlapping aquifers (the superficial shallow one and the deep semi-confined one); to understand the connection between them; to hypothesize the contaminant transport, defining the extent of pollution and the contaminant migration.

The implementation of mathematical models in the study of moraine multi-layer aquifers is showed in various works, like MARTIN & FRIND (1998), BECKERS & FRIND (2000, 2001) and KASSENAR & WEXLER (2006).

The analysis of this works has produced an accurate applied methodology, which has considered initial site characterization, created with the information given by the Russian authorities (*Committee for Nature Use, Environmental Protection and Ecological Safety, City of St. Petersburg & Mineral State Unitary Company*), conceptual model construction, mainly concerning three-dimensional geometry elaboration, and flow and transport model application, calibration and simulation.

SITE CHARACTERIZATION

The study area, called *Shuvalovo*, is situated in the northern and eastern part of St. Petersburg. With a surface of around 25 km², it features both green areas and productive activity. The territory is flat, in the central part the altitude is around 20 m a.s.l., which quickly decreases in a southern and western direction falling to values of 5-8 m a.s.l. In the northern and eastern part there is a hilly zone with a maximum height of 60 m a.s.l. (Fig. 1).

The hydrological system is quite rich and includes rivers, streams, lakes and ponds (of natural and artificial origin). The main water bodies considered are the *Shuvalovskiy* pit, in the southern part of the area, and the *Kamenka* River, which flows from east to west crossing the pit (Fig. 1).

The geology of the area has been reconstructed by the analysis of 4 geological cross sections and 338 well stratigraphies.

The Quaternary units, included in the first 70 m of depth, are listed below (BAKHAREV *et alii*, 2009; Fig. 2):

- *Holocene unit*: superficial, locally distributed deposits composed of peat with shallow thickness;
- *Ostashkovo supermoraine unit*: glacial deposits composed of heterogeneous sand with a thickness of 1 - 20 m;
- *Ostashkovo moraine unit*: discontinuous moraine deposits composed of loamy sand with a thickness of 0 - 30 m;
- *Moskow-Ostashkovo intermoraine unit*: locally distributed deposits with a variable composition from sand to pebbles and a thickness of 0 - 30 m;
- *Moskow moraine unit*: moraine deposits composed of sand and loam with a thickness of 30-40 m.

Fig. 1 - Geomorfologia ed idrologia dell'area di studio, in nero la traccia della sezione di figura 2
- *Geomorphology and hydrology of the study area, with black line the cross-section showed in figure 2*

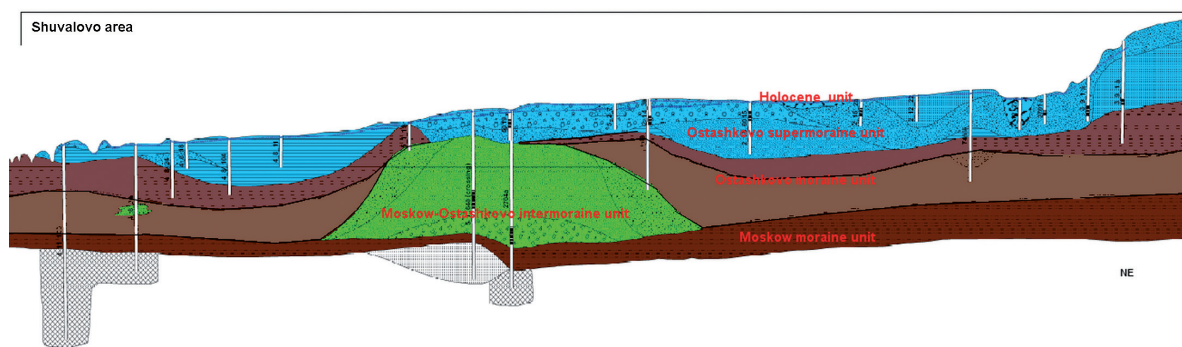
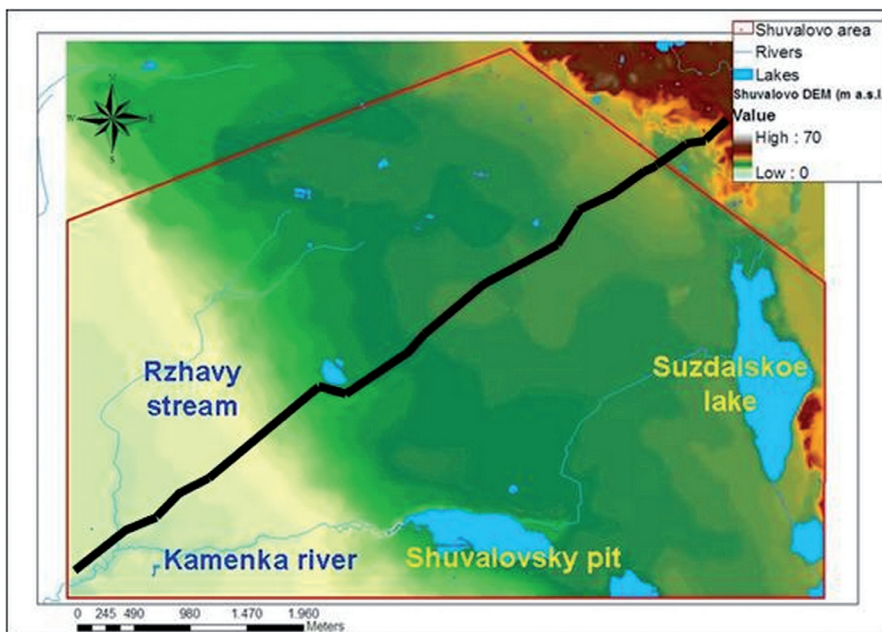


Fig. 2 - Sezione geologica sud-ovest nord-est; supermoraine unit in azzurro, intermoraine unit in verde e moraine unit in marrone
- *South-west north-east geological cross section; supermoraine unit in blue, intermoraine unit in green and moraine unit in brown*

La *Ostashkovo supermoraine unit* ospita una falda libera e costituisce l'acquifero superficiale (Fig. 3, a sinistra). La falda superficiale presenta un valore di soggiacenza molto basso, scorrendo in prossimità del piano campagna. Nella parte orientale dell'area, la forma delle isopieze segue molto da vicino quella delle isoipse. La direzione di flusso prevalente è da nord-est verso sud-ovest. All'interno dell'area di studio il carico idraulico varia da una quota massima di circa 30 m s.l.m. ad una quota minima di circa 3 m s.l.m.

La *Moskow-Ostashkovo intermoraine unit* ospita una falda confinata e costituisce l'acquifero profondo (Fig. 3, a destra). Questa unità è presente solo nella parte centrale dell'area (zona di colore rosa in figura 3), distribuita lungo un cordone che si estende da nord-ovest verso sud-est. All'interno del cordone il carico idraulico varia da un valore di 20 m s.l.m. fino a 10 m s.l.m., con un andamento delle isopieze parallelo alla morfologia del cordone.

The *Ostashkovo supermoraine unit* hosts a superficial shallow aquifer (Fig. 3, on the left). The groundwater flows near the soil level at a low depth. In the eastern part of the area, the isopiestic lines are quite similar to the contour lines. The main flow direction is from north-east to south-west. Inside the study area, the hydraulic head level varies from a maximum value of around 30 m a.s.l. to a minimum value of around 3 m a.s.l.

The *Moskow-Ostashkovo intermoraine unit* hosts a deep confined aquifer (Fig. 3, on the right). This unit only interests the central part of the area (pink zone in figure 3) with a shape extending from north-west to south-east. The hydraulic head varies from 20 m a.s.l. to 10 m a.s.l. The isopiestic lines are parallel to the morphology of the unit.

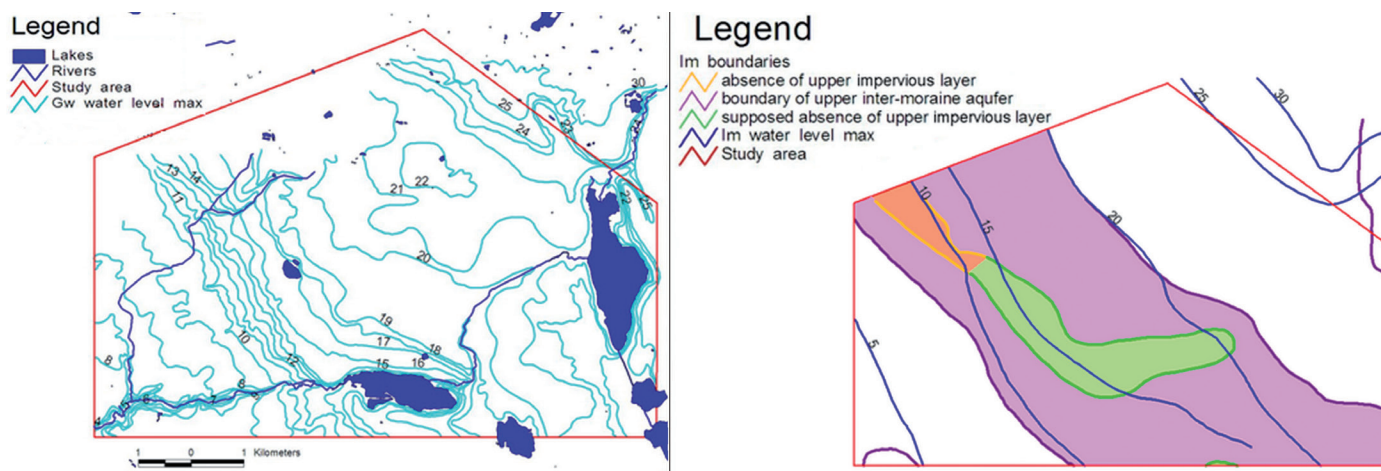


Fig. 3 - Carta piezometrica dell'acquifero superficiale, a sinistra, e carta piezometrica e morfologica dell'acquifero profondo, a destra, dove sono evidenziate l'estensione del cordone intermorenico (in viola), della zona di erosione verificata (in arancio) e della zona di erosione supposta (in verde)
- Piezometric map of the superficial aquifer, on the left, and piezometric & morphologic map of the deep aquifer, on the right; intermoraine unit extent in pink, validated erosion zone in orange and supposed erosion zone in green

La direzione di flusso della falda profonda è un elemento incerto, di non immediata interpretazione. Dalla carta piezometrica locale (Fig. 3 a destra) si deduce un andamento da nord-est verso sud-ovest, in questo caso il flusso di alimentazione dovrebbe provenire dall'unità morenica a bassa permeabilità presente a nord-est. L'analisi a una scala più ampia, che considera l'estensione dell'intera unità intermorenica, fa emergere una alimentazione della porzione di cordone analizzato proveniente invece da nord-ovest.

I due acquiferi sono separati da un acquitrando formato dalla *Ostashkovo moraine unit*, che risulta però eroso nella parte centrale dell'area mettendo in comunicazione le due falde. L'estensione della zona di erosione costituisce un elemento di incertezza, poiché è dimostrata da dati sperimentali per una limitata porzione di area (in colore arancio in Fig. 3, a destra), mentre è solo supposta per una maggiore porzione di area (in colore verde in Fig. 3, a destra). La configurazione della zona di erosione è stata successivamente chiarita attraverso l'implementazione del modello di flusso.

MODELLO CONCETTUALE

L'importanza della realizzazione di un accurato modello concettuale per la modellazione di complessi sistemi acquiferi è già stata evidenziata in letteratura (TROLDBORG, 2004). In particolare viene sottolineato come una precisa definizione delle geometrie tridimensionali di un complesso acquifero morenico multistrato risulti necessaria per una corretta simulazione del flusso sotterraneo (MARTIN & FRID, 1998).

La complessa struttura del sistema idrogeologico è stata schematizzata attraverso la costruzione di numerosi strati corrispondenti alle diverse unità idrogeologiche. Per ogni strato sono state definite le superfici del tetto e del letto, elaborando con metodi di analisi geostatistica, per mezzo di interpolazione Kriging (DAVIS, 1986), le informazioni derivate dalle sezioni e dalle successioni stratigrafiche dei pozzi presenti

The flow direction of the confined aquifer is an uncertain element. A NE-SW flow direction is deduced from the local piezometric map (Fig. 3, on the right), with a northern and eastern ingoing water coming from the low-permeability moraine unit. On the other hand, a bigger scale analysis, considering the whole extent of the intermoraine unit, underlines an ingoing water coming from northern and western direction.

The two aquifers are separated by an aquitard (the *Ostashkovo moraine unit*). It is eroded in the central part of the area, connecting the two aquifers. The extent of the erosion zone is uncertain: it is validated for a restricted area (orange zone in Fig. 3, on the right) while it is only supposed for a larger area (green zone in Fig. 3, on the right). The erosion zone extent has been clarified through flow model implementation.

CONCEPTUAL MODEL

The importance of an accurate conceptual model construction for the simulation of complex aquifer systems is well underlined in literature (TROLDBORG, 2004). In particular, it is highlighted a good three-dimensional geometry elaboration for a moraine multi-aquifer systems as essential to model the groundwater flow system correctly (MARTIN & FRID, 1998).

The complex hydrogeological structure has been schematized through various layers, corresponding to the different hydrogeological units. For each layer the top and bottom surfaces have been defined elaborating the information of cross sections and well stratigraphies with geostatistical analysis by mean of Kriging interpolation (DAVIS, 1986). In this way the whole three-dimensional system

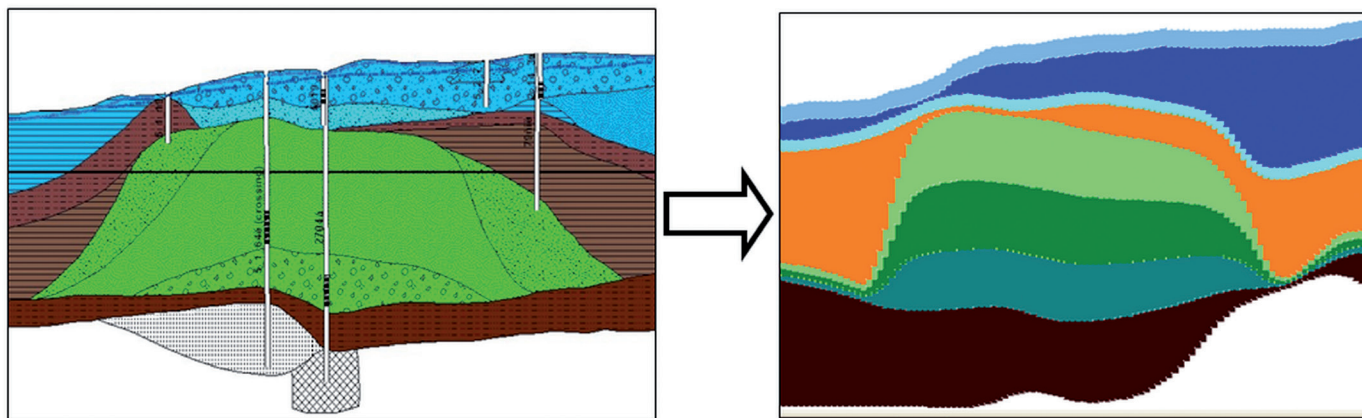
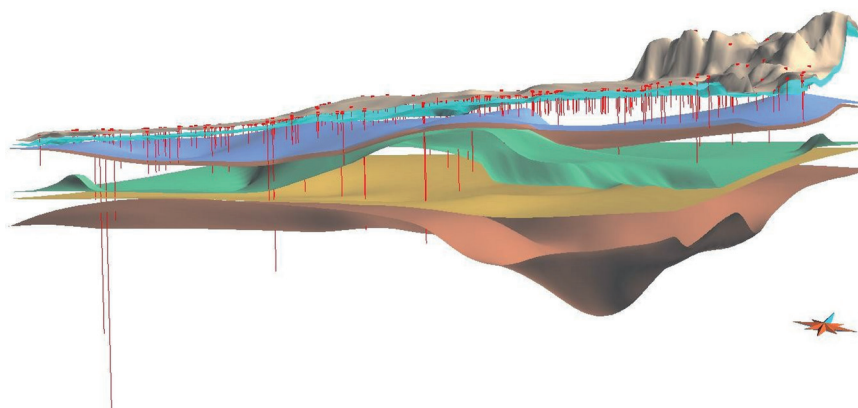


Fig. 4 - Dalle geometrie del sistema reale alle geometrie del modello ad 8 strati
- The three pollution sources position, in violet (oil) and in pink (benzene)

Fig. 5 - Geometrie tridimensionali del sistema con ubicazione e profondità dei pozzi
- From the real system geometry to the 8 layers model geometry



nell'area. In questo modo sono state ricostruite le geometrie tridimensionali dell'intero sistema. In totale è stato realizzato un modello ad otto strati (Fig. 4). Le corrispondenze tra elementi reali e simulati sono:

- Strato 1 - il sistema idrologico superficiale;
- Strato 2 - il corpo centrale dell'acquifero libero;
- Strato 3 - la lente di sabbia eterogenea presente sul fondo dell'acquifero superficiale che regola l'interazione con l'acquifero profondo;
- Strato 4 - l'aquitardo di separazione;
- Strato 5 - i depositi a granulometria fine dell'acquifero profondo;
- Strato 6 - i depositi a granulometria media dell'acquifero profondo;
- Strato 7 - i depositi a granulometria grossolana dell'acquifero profondo;
- Strato 8 - l'aquicludo basale.

Tutti gli strati ricostruiti sono continui e non subiscono interruzioni, anche se nella situazione reale si presentano come discontinui (es. cordone intermorenico; Fig. 4). Questo aspetto è dovuto alle caratteristiche del modello matematico alle differenze finite che non supporta strati di tipo discontinuo. Le discontinuità presenti nel caso reale sono state ricostruite nel modello tramite un'accurata zonazione delle conducibilità idrauliche all'interno di ogni strato. Tutte le superfici elaborate sono riportate in Fig. 5.

geometry has been reconstructed. An eight layer model has been realized (Fig. 4). The correspondence between real and simulated elements is listed below:

- layer 1 - the hydrological system;
- layer 2 - the shallow aquifer main part;
- layer 3 - the loamy sand lens which regulates the water exchange between the two aquifers;
- layer 4 - the aquitard;
- layer 5 - the deep aquifer fine grain deposits;
- layer 6 - the deep aquifer medium grain deposits;
- layer 7 - the deep aquifer coarse grain deposits;
- layer 8 - the aquiclude.

Although in reality the layers are discontinuous, in the mathematical model they are all continuous and have no interruptions (i.e. intermoraine unit; Fig. 4). This aspect is generated by the finite difference mathematical model, which does not support a discontinuous layer type. In application of the model, the real discontinuities have been reconstructed through an accurate distribution of hydraulic conductivity inside each layer. All the elaborated surfaces are represented in Fig. 5.

IMPOSTAZIONE DEL MODELLO DI FLUSSO

Il codice applicato, MODFLOW, è un modello numerico di flusso tridimensionale alle differenze finite. Sviluppato dal Servizio Geologico Americano (USGS), è costituito da una serie di moduli, detti pacchetti, ciascuno capace di modellare i diversi aspetti idrogeologici sia naturali che antropici. L'equazione generale che governa il flusso idrico sotterraneo, risolta dal modello, è la seguente:

$$\partial (K_x \cdot \partial h / \partial x) / \partial x + \partial (K_y \cdot \partial h / \partial y) / \partial y + \partial (K_z \cdot \partial h / \partial z) / \partial z - W = S_s \cdot \partial h / \partial t$$

dove:

K_x, K_y, K_z , conducibilità idraulica lungo gli assi x, y e z;

h , carico potenziometrico;

W , flusso in ingresso e/o uscita da sorgente;

S_s , immagazzinamento specifico;

t , tempo.

Nell'impostazione del modello di flusso sono state definite le geometrie tridimensionali, le condizioni al contorno e le proprietà idrogeologiche.

Il dominio spaziale dell'area (25 km² di superficie e 50-70 m di profondità) è stato discretizzato con una griglia tridimensionale formata da 100 righe, 130 colonne e 8 strati con celle di 50 m x 50 m e spessore variabile.

Le condizioni al contorno sono state impostate utilizzando limiti del primo, secondo e terzo tipo (ANDERSON & WOESSNER, 1992). Sono stati inseriti sia limiti di tipo idrologico reale, per modellizzare i corpi idrici superficiali presenti, sia limiti di tipo idraulico artificiale, per simulare le particolari condizioni idrauliche del sistema, descritte di seguito in dettaglio.

Per l'acquifero superficiale (Fig. 6), i corpi idrici presenti, come fiumi, torrenti, laghi e stagni sono stati modellati attraverso elementi RIVER, GHB e DRAIN. Sono stati imposti anche una serie di limiti di tipo artificiale. Lungo il confine nord-orientale dell'area è stato inserito un elemento COSTANT HEAD che rappresenta il flusso di ricarica da monte proveniente dalla zona collinare. Lungo il confine meridionale è stato impostato un elemento GHB che simula le variazioni di carico idraulico presenti ai margini dell'area di studio. La sua forma incurvata è stata definita al fine di modellare il forte effetto drenante esercitato dallo stagno *Shuvalovsky*.

Per simulare con maggiore precisione il flusso presente nella parte centrale dell'area, interessata dal fenomeno d'inquinamento, è stato inserito un altro elemento GHB. Questo limite corrisponde all'isolinea 20 m s.l.m. presente nella carta piezometrica elaborata dalle autorità russe (Fig. 3, a sinistra).

Il modello di flusso MODFLOW presenta delle difficoltà nella simulazione di sistemi caratterizzati dalla presenza di una tavola d'acqua in prossimità del piano campagna. Prendendo in considerazione solo la parte satura del sottosuolo, il modello non riesce a simulare gli effetti regolatori del suolo insaturo nell'oscillazione verticale dell'acqua sotterranea. Nella parte centro-occidentale dell'area di studio, il profilo morfologico del terreno si abbassa rapidamente e la falda si avvicina drasticamente al piano campagna. Per evitare che il modello

FLOW MODEL SETTINGS

The applied code, MODFLOW, is a three-dimensional finite-difference numerical flow model. Developed by the United States Geological Survey (USGS), it consists of a series of modules, called packages, each one of which is designed to model a particular aspect of the hydrogeological system. The general equation governing the flow field, resolved by the model, is expressed by the following expression:

where:

K_x, K_y, K_z , hydraulic conductivity along the x, y and z coordinate axes;

h , potentiometric head;

W , volumetric flux represents sources and/or sinks of water;

S_s , specific storage;

t , time.

Three-dimensional geometries, boundary conditions and hydrogeological properties have been defined in the flow model settings.

The spatial domain of the area (25 km² of surface and 50-70 m of depth) has been discretised with a three-dimensional grid, composed of 100 lines, 130 columns and 8 layers with cells of 50 m x 50 m of varying thickness.

Boundary conditions have been set using first, second and third limit types (ANDERSON & WOESSNER, 1992). Hydrological real elements and hydraulic artificial elements have been inserted to model superficial water bodies and particular hydraulic conditions of the system respectively. The detailed description of these particular hydraulic conditions follows.

For the superficial aquifer (Fig. 6), water bodies, such as rivers, streams, lakes and ponds, have been modelled through RIVER, GHB (general head boundary) and DRAIN elements. Some artificial limits have also been imposed. Along the northern and eastern area border, a COSTANT HEAD element has been inserted to represent the inflow coming from the hilly zone. Along the southern area border a GHB element has been inserted to simulate the hydraulic head variation. Its curved shape is generated to model the strong drainage effect of the *Shuvalovsky* pit.

In order to have a better flow simulation in the central part of the area, where the pollution case is located, another GHB element has been inserted. This limit corresponds to the 20 m isopiestic line, taken from the piezometric map elaborated by the Russian authorities (Fig. 3, on the left).

The MODFLOW code has some difficulties in modelling hydrogeological systems with a low depth water table. It is not able to simulate the regulating effect of the unsaturated zone in water table vertical oscillation, because it considers only the subsoil saturated zone. In the western and central part of the study area, the water table comes very near to the soil level, but flooding zones have not been observed. A DRAIN element system has been inserted in order to avoid a simulated water table above the soil level. In this way the simulated head is forced below the soil surface.

simuli un carico idraulico superiore alla quota del piano campagna, in un'area dove non sono presenti evidenze di allagamento, è stato inserito un sistema di elementi DRAIN. In questo modo il carico simulato è vincolato ad una quota inferiore a quella del piano campagna.

Per l'acquifero profondo sono stati inseriti solo limiti di tipo idraulico artificiale attraverso elementi GHB.

Visto il grado d'incertezza nell'andamento del sistema di flusso, sono stati considerati solo gli elementi che presentano maggiore validità e certezza. Essi consistono nei livelli piezometrici misurati nei pozzi che intercettano l'acquifero profondo e nel flusso d'ingresso dal confine settentrionale del cordone.

Per tutti i corpi idrici superficiali, le quote inserite sono state estrapolate dalle carte idrometriche, mentre i parametri costitutivi (profondità, larghezza, ecc.) e il valore di conducibilità dei letti sono stati derivati dalle sezioni e dalle descrizioni qualitative e quantitative fornite dalle autorità russe. Per gli elementi idraulici artificiali, i parametri inseriti sono stati derivati dalle proprietà idrogeologiche degli acquiferi.

Per quanto riguarda le proprietà idrogeologiche del sistema, è stata definita la distribuzione della conducibilità idraulica, in base alle carte litologiche fornite dai partners russi. Sono state impostate 6 differenti classi di permeabilità, con valori che variano da un minimo di 10-3 m/g ad un massimo di 10 m/g (Fig. 7).

For the deep aquifer, only artificial hydraulic limits have been inserted through GHB elements. Referring to the uncertainty of the flow system, only reliable hydraulic elements have been considered. These elements are the measured head in the deep well and the groundwater inflow through the northern shape border.

The hydrometric values for all superficial water bodies have been extrapolated by maps, while the constitutive parameters (depth, width, etc.) and the river bed conductivity values have been derived from the sections and from a qualitative and quantitative description elaborated by the Russian authorities. The parameters of artificial hydraulic elements have been derived from the hydrogeological properties of the aquifers.

Hydraulic conductivity distribution has been defined by means of lithological maps provided by the Russian partners. Six different classes of permeability have been defined, with varying values from a minimum of 10-3 m/d to a maximum of 10 m/d (Fig. 7).

Fig. 6 - Condizioni al contorno per l'acquifero superficiale
- Boundary conditions for the superficial shallow aquifer

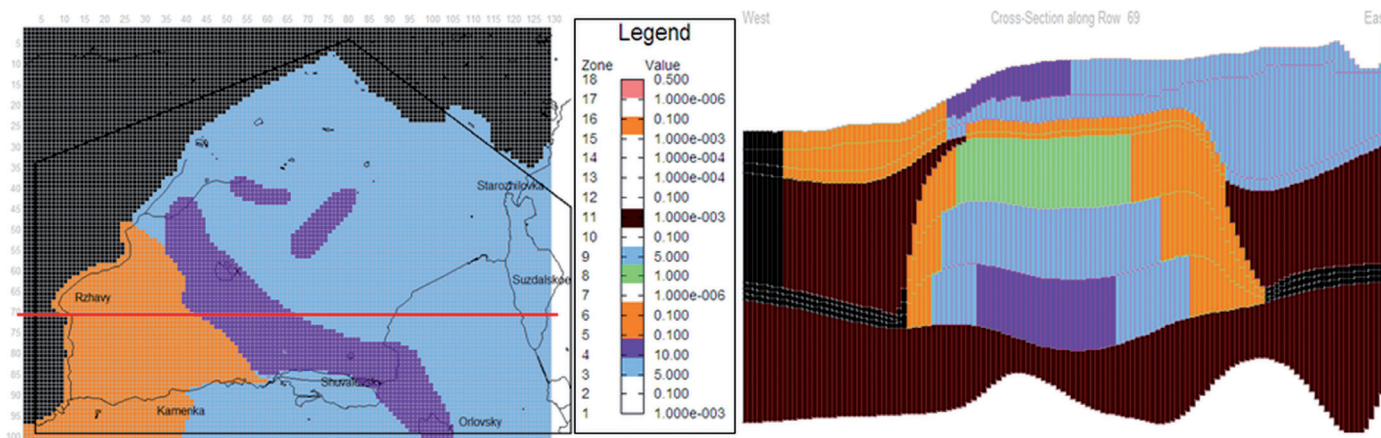
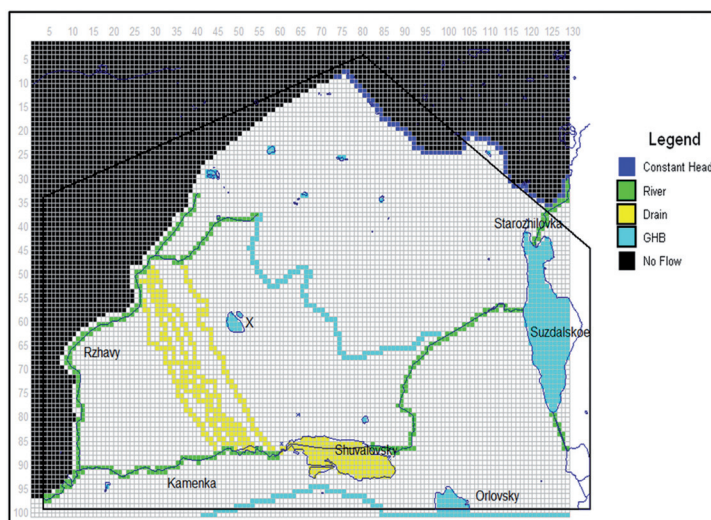


Fig. 7 - Conducibilità idraulica (m/g) per lo strato 1, a sinistra, e per la sezione in riga 69, a destra. Con la linea rossa il tracciato della sezione
- Hydraulic conductivity (m/d) for layer 1, on the left, and for row 69, on the right. With the red line the shape of the cross section

MODELLO DI FLUSSO SIMULATO

Il flusso è stato simulato in condizioni di tipo stazionario, riferite ai livelli massimi di falda, in modo tale da assicurare condizioni di tipo cautelativo nella successiva fase di modellazione del trasporto.

La simulazione del flusso è stata calibrata in base all'analisi statistica dei valori residui, definiti come differenza tra carico idraulico misurato nei pozzi (*targets*) e carico idraulico simulato. Per l'acquifero superficiale sono stati inseriti 165 targets, mentre per quello profondo sono stati considerati solo 7 targets, in accordo con le misurazioni disponibili.

Seguendo la metodologia di precedenti lavori (MARTIN & FRIND, 1998), al fine di stabilire la corretta estensione della zona di erosione dell'aquitardo, in modo da comprendere il grado d'interazione tra acquifero superficiale ed acquifero profondo, sono state impostate due differenti simulazioni (1 e 2), caratterizzate da una diversa distribuzione della conducibilità idraulica per lo strato di separazione. In figura 8 è evidenziata con la linea verde la zona di supposta erosione. Nella simulazione numero 1 (Fig. 8, a sinistra), è stata inserita una finestra a permeabilità maggiore (0,1 m/g) in modo da modellare una più estesa zona di erosione. Nella simulazione numero 2 (Fig. 8, a destra) non è presente questa finestra e la conducibilità assume il valore dell'intorno (10^{-3} m/g), in modo da simulare una minore zona di erosione. La piccola area evidenziata dal colore rosa in figura 8 è una zona di erosione confermata da dati sperimentali ed è stata modellata per entrambe le simulazioni con una finestra a permeabilità maggiore (0,5 m/g).

Il sistema di flusso simulato è rappresentato in Fig. 9 (simulazione 1) ed in Fig. 10 (simulazione 2).

In entrambi i casi il sistema di flusso simulato assume una configurazione che si avvicina abbastanza bene a quella presente nella carta piezometrica fornita dalle autorità russe. Per l'acquifero superficiale sono stati riprodotti i principali gradienti idraulici, le direzioni di flusso e gli effetti drenanti dei corpi idrici superficiali, in particolar modo per lo stagno Shuvalovsky.

L'inserimento del limite GHB corrispondente all'isopiezia 20 m contribuisce ad un miglior dettaglio del flusso riprodotto nella parte centrale dell'area, così come il sistema di dreni assicura il livello della tavola d'acqua al di sotto del piano campagna. Il sistema di flusso

SIMULATED FLOW MODEL

The flow model has been simulated with steady-state conditions, referred to the maximum water table level. This assumption ensures precautionary conditions for the following transport model phase.

The simulated flow model has been calibrated by means of residual value statistical analysis. Residual values are defined as the difference between the measured and the simulated hydraulic head in targets (wells located in the study area). 165 targets have been inserted for the superficial aquifer, while only 7 targets have been considered for the deep aquifer, according to available measurements.

Following the methodology of previous works (MARTIN & FRIND, 1998), two simulations (1 & 2) have been elaborated with different hydraulic conductivity settings which aim to define the real extent of the aquitard erosion zone and understand the relationships between superficial and deep aquifers. The supposed erosion zone is outlined in green in figure 8. In simulation 1, for the aquitard layer (Fig. 8, on the left) a higher permeability window (0.1 m/d) has been inserted in order to model a larger erosion zone. In simulation number 2 (Fig. 8, on the right) this window has not been inserted and the conductivity has the same value as the surroundings (10^{-3} m/d), in order to simulate a smaller erosion zone. In Fig. 8 the small pink area is an erosion zone validated from experimental data which has been modelled for both simulations with a higher permeability value (0.5 m/d).

The simulated flow model is shown in Fig. 9 (simulation 1) and in Fig. 10 (simulation 2).

In both cases the simulated flow system is similar to the piezometric map made by the Russian authorities. In the superficial aquifer the main hydraulic gradient, the flow directions and the drainage effects of the water bodies, especially for the Shuvalovsky pit, are shown. The GHB limit, corresponding to the 20 m isopiestic line, generates a more detailed simulation for the central area, while the drain system forces the water table under the soil level. The simulated flow in the deep aquifer underlines a complex groundwater movement system, which moves mainly from east to west.

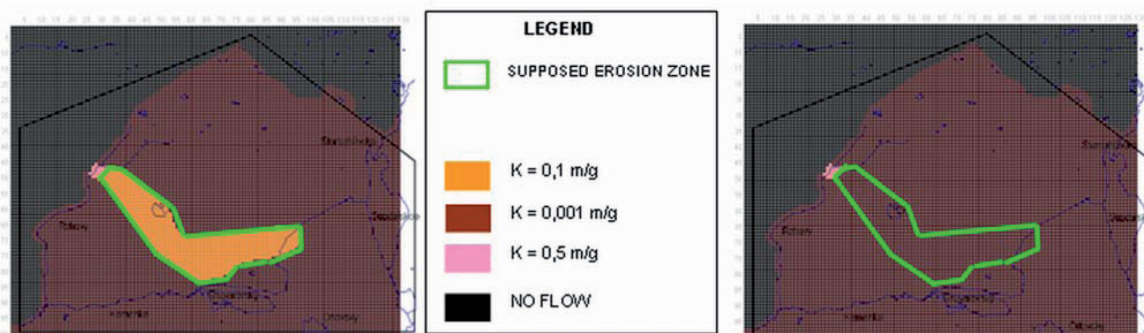


Fig. 8 - Distribuzione della conducibilità per l'aquitardo di separazione nella simulazione 1, a sinistra, e nella simulazione 2, a destra; l'area di supposta erosione è evidenziata in verde
- Conductivity distribution for the aquitard in simulation 1, on the left, and in simulation 2, on the right. The shape of the supposed erosion zone is outlined in green

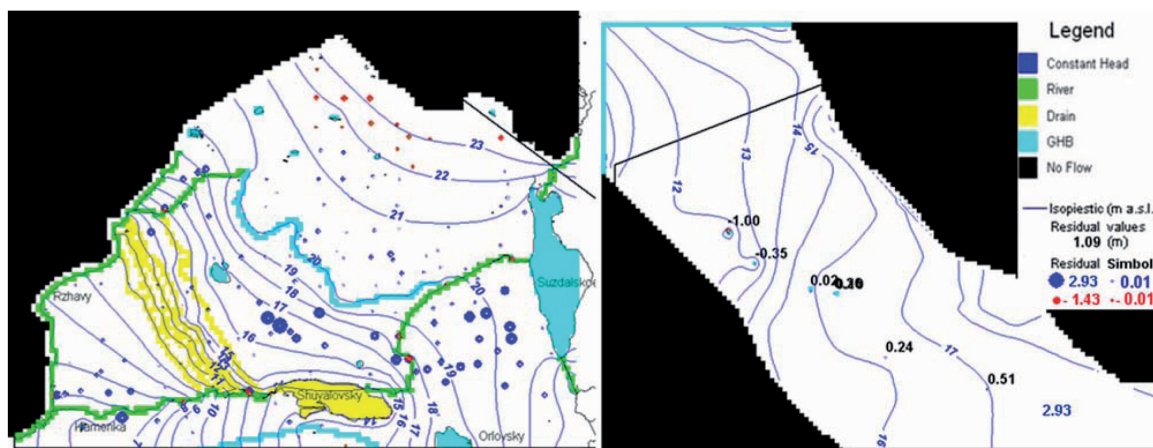


Fig. 9 - Sistema di flusso risultante per la simulazione 1 nello strato 1 (acquifero libero), a sinistra, e nello strato 6 (acquifero profondo), a destra
- Simulated flow model for simulation 1 in layer 1 (superficial aquifer), on the left, and in layer 6 (deep aquifer), on the right

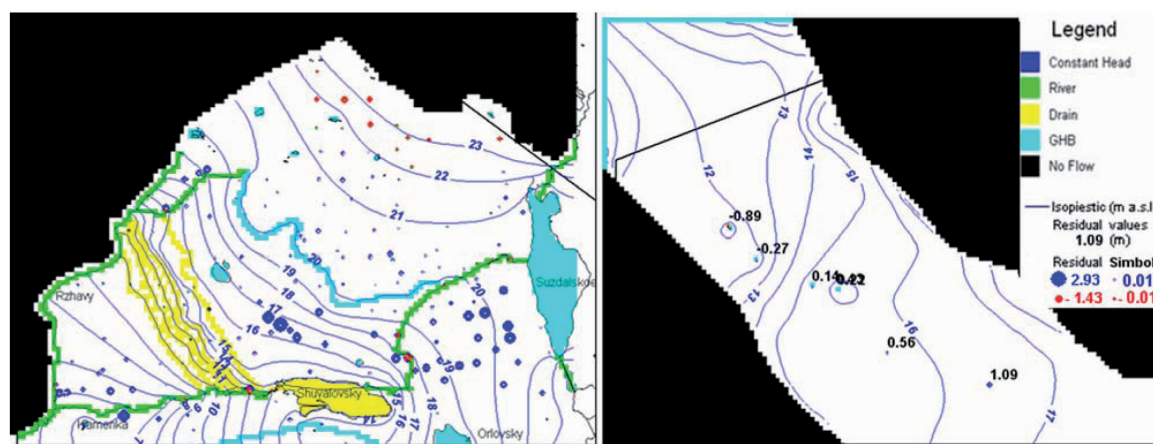


Fig. 10 - Sistema di flusso risultante per la simulazione 2 nello strato 1 (acquifero libero), a sinistra, e nello strato 6 (acquifero profondo), a destra
- Simulated flow model for simulation 2 in layer 1 (superficial aquifer), on the left, and in layer 6 (deep aquifer), on the right

simulato per l'acquifero profondo evidenzia un andamento complesso della direzione di movimento della falda, che sembra comunque dirigersi prevalentemente da est verso ovest.

Dal confronto tra la prima e la seconda simulazione sono emersi elementi utili alla definizione delle relazioni esistenti tra i due acquiferi. L'analisi del bilancio di massa effettuato lungo la zona di erosione dimostra come per entrambe le simulazioni si verifichi un movimento d'acqua dall'acquifero superficiale verso l'acquifero profondo. Nella simulazione numero 2, il flusso in ingresso nel cordone è inferiore di circa il 23% rispetto a quello della simulazione 1. L'analisi generale dei valori residui per le due simulazioni non fa emergere significativi cambiamenti, i valori sono molto simili.

Le differenze maggiori nell'andamento della piezometria simulata si registrano nell'acquifero profondo, in particolar modo nella parte meridionale del cordone, dove l'assenza di condizioni al contorno

The comparison between the first and the second simulation can provide useful elements for defining the existing relationships between the two aquifers. From the analysis of the erosion zone mass budget it is possible to understand how groundwater moves from superficial to deep aquifer in both simulations. In simulation number 2, the intermoraine aquifer inflow decreases by about 23% compared to simulation 1. The analysis of residual values for the two simulations does not show meaningful changes so these values are very similar.

The greatest differences between the two simulations are found in the deep aquifer, especially in the southern part of the area, where the boundary conditions are absent. In this zone there are only two targets with statistical meaning. The other targets, bounded by GHB elements, do not give useful information for evaluating the simulated flow system. The residual values of the two southern targets vary

non pone dei vincoli al sistema di flusso. In questa zona sono presenti gli unici due targets per l'acquifero profondo che possiedono significato statistico, gli altri, vincolati da elementi GHB, non forniscono informazioni utili alla valutazione del sistema di flusso simulato. I valori residui dei due targets meridionali variano da 0,24 m e 0,51 m per la simulazione 1, a 0,53 m e 1,03 m per la simulazione 2.

Questi dati evidenziano un migliore andamento del sistema di flusso per la simulazione 1, ovvero per la configurazione con una maggiore estensione della zona di erosione nell'acquifero.

Per la simulazione 1, considerata più vicina al caso reale, viene presentata l'analisi statistica dei valori residui (Fig. 11). Il valore medio dei residui risulta essere di $0,58 \pm 0,78$. Il rapporto tra la deviazione standard dei residui e l'intervallo di quote piezometriche simulato viene utilizzato come indice di errore di un modello. Il valore risultante del 5% è al di sotto dell'8%, considerato come limite per un modello significativo (FEINSTEIN, 2007).

Un altro elemento che conferma la validità della simulazione ottenuta è la percentuale di errore sul bilancio di massa, che per la simulazione 1 si attesta su un valore di 0,023%.

from 0.24 m and 0.51 m for the simulation 1 to 0.53 m and 1.03 m for simulation 2. These data underline better results for simulation 1, and give a more precise configuration with a bigger extent of the erosion zone in the aquifer.

For simulation 1, which is considered more realistic, the statistical analysis of residual values is shown in picture 11. The residual average value is 0.58 ± 0.78 . The ratio between the residual standard deviation and the observed range in head is used as model error index. The 5% resultant value is below the 8%, considered as the limit for a good model (FEINSTEIN, 2007).

Another element that confirms the simulation validity is the water mass balance error. For simulation 1 this value is 0.023%.

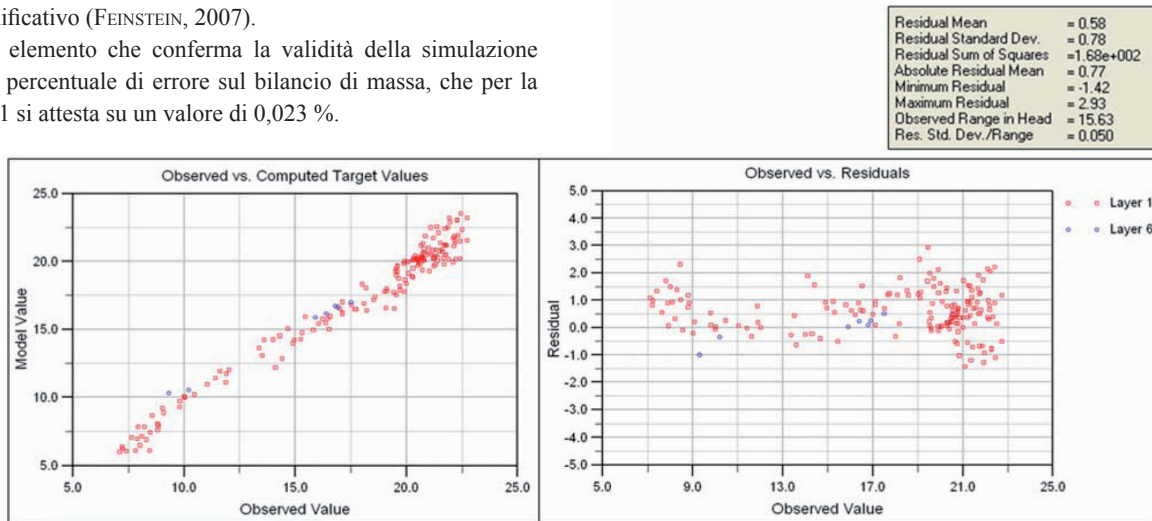


Fig. 11 - Grafico dei carichi misurati contro i carichi simulati nei targets, a sinistra, grafico dei carichi osservati contro i valori residui, a destra, e analisi statistica dei valori residui, sotto, per la simulazione 1
- For simulation 1: observed versus simulated target head values (m a.s.l.) on the left; observed (m a.s.l.) versus residual (m) values, on the right; statistical parameters for residual values, below

IMPOSTAZIONE DEL MODELLO DI TRASPORTO

Il codice applicato, MT3DMS, è un modello tridimensionale di trasporto multi specie per la simulazione di meccanismi di advezione, dispersione e reazione chimica. Il modello simula le variazioni di concentrazione degli agenti inquinanti (o naturali) presenti nel sottosuolo considerando il campo di flusso risolto da MODFLOW e risolvendo la seguente equazione di governo del trasporto:

$$\partial (\theta \cdot C^k) / \partial t = \partial (\theta \cdot D_{ij} \cdot \partial C^k / \partial x_j) / \partial x_i - \partial (\theta \cdot v_i \cdot C^k) / \partial x_i + q_s \cdot C_s^k + \Sigma R_n$$

dove :

θ , porosità efficace dell'acquifero;

C^k , concentrazione in soluzione delle specie k;

t , tempo;

$x_{i,j}$, distanza lungo i rispettivi assi cartesiani;

TRANSPORT MODEL SETTINGS

The applied code, MT3DMS, is a three-dimensional multispecies transport model that can simulate advection, dispersion and chemical reaction. The model simulates the pollutant (or natural) concentration variations in groundwater, considering the simulated flow field by MODFLOW and resolving the following equation:

where:

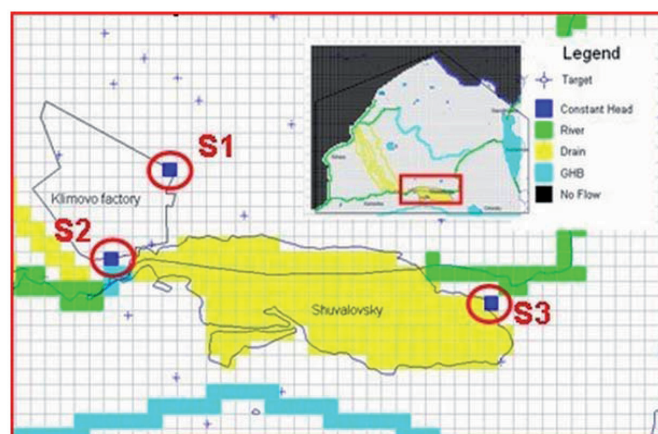
θ , effective porosity;

C^k , dissolved concentration of species k;

t , time;

$x_{i,j}$, distance along the respective Cartesian axis;

Fig. 12 - Impostazione delle sorgenti inquinanti:
S1 a nord, S2 a ovest e S3 ad est
- The three sources: the northern (S1),
the western (S2) and the eastern (S3)



D_{ijp} coefficiente di dispersione idrodinamica;
 v_p velocità reale dell'acqua nei pori;
 q_{s^k} flusso in ingresso e/o uscita da sorgente;
 $C_{s^k}^k$ concentrazione alla sorgente delle specie k ;
 R_{n^k} termine di reazione chimica.

L'impostazione del modello di trasporto, considerando l'assenza di misure in campo, è stata effettuata ipotizzando i valori delle proprietà delle sorgenti e delle caratteristiche idrogeologiche, idrodispersive ed idrochimiche necessarie alla determinazione dei processi advettivi-dispersivi considerando reazioni di adsorbimento e degradazione.

Le tre sorgenti di contaminazione (S1, S2, S3; Fig. 12) sono state rappresentate per mezzo di una condizione di primo tipo assegnata con elementi puntuali cui è attribuita una concentrazione ipotetica di 1 g/l di durata pari a 10 anni.

La distribuzione della porosità efficace è stata definita seguendo quella della conducibilità idraulica ed assegnando valori da letteratura (BERETTA, 1992). In complesso sono state definite 6 zone con valori che variano da un massimo di 0.22 ad un minimo di 0.1.

La dispersività viene definita con due differenti valori riferiti rispettivamente agli acquiferi ed agli strati a bassa permeabilità (acquitaro ed acquicludo). Per l'individuazione del valore di dispersività longitudinale della zona riferita agli acquiferi è stata considerata la seguente espressione (MERCADO, 1967):

dove:

α_L , dispersività longitudinale;
 x , distanza percorsa dal pennacchio;
 a e b , coefficienti empirici.

Con a e b definiti per gli acquiferi in genere ($a = 0,085$ e $b = 0,96$; MERCADO, 1967) e x pari a 300 m, distanza tra la sorgente settentrionale e lo stagno Shuvalovsky, la relazione calcola un valore di dispersività longitudinale pari a 20,3 m.

Nella definizione delle dispersività trasversale e verticale vengono prese in considerazione le seguenti espressioni (GELHAR *et alii*, 1992):

$$\alpha_T = 0,1 \cdot \alpha_L$$

D_{ijp} hydrodynamic dispersion coefficient;
 v_p linear pore water velocity;
 q_{s^k} volumetric flow rate representing fluid sources and sinks;
 $C_{s^k}^k$ concentration of the source or sink flux for specie k ;
 R_{n^k} chemical reaction term.

Considering the absence of field measure, the transport model settings concern the hypothetical definition of the source properties and the hydrogeological, hydrodispersive and hydrochemical characteristics, needed to determine the advective-dispersive mechanisms with degradation and sorption reactions.

The three contamination sources have been represented with first type boundary conditions. Three punctual elements (S1, S2 & S3) have been inserted, for a 10 year period and with constant concentration (hypothesized value = 1 g/l; Fig. 12).

Effective porosity distribution has been defined following hydraulic conductivity distribution, selecting literature values (BERETTA, 1992). Six zones have been defined with values varying from a maximum of 0.22 to a minimum of 0.1.

Dispersivity has been defined with two zones related to the aquifers and to the lower permeability layers (aquitaro and aquicludo). To determinate the longitudinal dispersivity value, the following expression was considered (MERCADO, 1967):

$$\alpha_L(x) = a \cdot x^b$$

where:

α_L , longitudinal dispersivity;
 x , plume length;
 a e b , empirical coefficients.

With a & b defined for general aquifers ($a = 0.085$ e $b = 0.96$; MERCADO, 1967) and x equal to 300 m, the distance between the central source and the Shuvalovsky pit, the computed value of longitudinal dispersivity is 20.3 m.

In order to define transversal and vertical dispersivity values, the following expressions were considered (GELHAR *et alii*, 1992):

$$\alpha_V = 0,01 \cdot \alpha_L$$

I valori risultanti di α_T e α_V sono rispettivamente 2,03 m e 0,203 m. I valori di dispersività della zona riferita all'aquitardo e all'aquicludo sono stati impostati con un ordine di grandezza minore rispetto a quelli precedentemente calcolati in modo da evidenziare le proprietà isolanti degli strati a bassa permeabilità.

Per quanto riguarda la definizione delle proprietà idrochimiche, è stato scelto come composto di riferimento il benzene. Questa impostazione assicura condizioni di tipo cautelativo data la bassa degradabilità di questo composto rispetto agli idrocarburi lineari.

Il processo di adsorbimento produce un effetto di ritardo del trasporto degli inquinanti che viene definito dalla seguente relazione:

$$R = 1 + \rho_d K_d / n$$

con:

ρ_d , densità apparente dell'aquifero;

K_d , coefficiente di distribuzione tra fase disciolta e adsorbita in un modello lineare;

n , porosità totale dell'aquifero.

Il coefficiente di distribuzione regola l'equilibrio tra la fase disciolta e quella adsorbita di un composto inquinante. Per le specie chimiche di tipo organico il K_d è definito dall'espressione:

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

dove:

f_{oc} , contenuto in carbonio organico del suolo;

K_{oc} , coefficiente di ripartizione tra acqua e carbonio organico.

Il K_{oc} è definito a partire dal coefficiente di ripartizione ottanolo/acqua (K_{ow}) in base ad alcune relazioni di tipo empirico. Nel presente studio è stata considerata la seguente relazione (LYMAN, 1982) riferita a composti aromatici:

$$\log(K_{oc}) = 0.937 \log(K_{ow}) - 0.006$$

Con un valore di $\log(K_{ow})$ pari a 2.13 (SPITZ & MORENO, 1996) ed un valore di f_{oc} pari a 0.00023, riferito alla classe litologica "fine to medium glacio-fluvial sand" (GILLHAM *et alii*, 1987), il coefficiente di distribuzione calcolato presenta un valore di 0.022 cm³/g.

Il valore di densità apparente impostato è di 1,7 g/cm³ (FEINSTEIN, 2007).

L'intensità dei processi degradativi all'interno di un sistema acquifero dipende fortemente dalle condizioni sito-specifiche, da parametri come quantità di microrganismi presenti, concentrazione di ossigeno, concentrazione di macronutrienti, temperatura, pH, ecc.

In letteratura il tempo di dimezzamento del benzene presenta un significativo intervallo di valori possibili: da 10 a 730 g (HOWARD *et alii*, 1991). Nel presente lavoro è stato considerato un valore intermedio pari a 365 g.

MODELLO DI TRASPORTO SIMULATO

A differenza del modello di flusso, simulato in regime stazionario, il modello di trasporto è stato elaborato con un regime di tipo transitorio, dove i valori di concentrazione simulati nel sistema variano al variare del tempo, anche se le condizioni al contorno sono state definite con valori stazionari ($C_{S1,2,3} = 1$ g/l per la durata dell'intera simulazione).

where:

α_T , transversal and dispersivity;

α_V , vertical dispersivity.

The computed values of α_T & α_V are respectively 2.03 m and 0.203 m. The dispersivity values of the aquitard and the aquicludo has been set with a smaller value of magnitude in order to underline the insulating property of low permeability layers.

To define hydrochemical properties, benzene has been selected as reference compound. This assumption ensures precautionary conditions because benzene has low degradability compared to linear hydrocarbons.

The sorption process produces a pollutant retard effect defined by the following expression:

with:

ρ_d , bulk density;

K_d , distribution coefficient;

n , total aquifer porosity.

The distribution coefficient regulates the equilibrium between the pollutant's dissolved and sorbed phases. For the organic species K_d is defined by the following expression:

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

where:

f_{oc} , fraction of organic carbon in soil material;

K_{oc} , organic carbon partition coefficient.

The K_{oc} is defined with an empirical relationship which considers the distribution coefficient between octanol and water (K_{ow}). This study has considered the following relationship (LYMAN, 1982), referring to the aromatic compounds:

With a value of $\log(K_{ow})$ equal to 2.13 (SPITZ & MORENO, 1996) and a value of f_{oc} equal to 0.00023, referred to the lithological class "fine to medium glacio-fluvial sand" (GILLHAM *et alii*, 1987), the computed value of distribution coefficient is 0.022 cm³/g.

The considered bulk density value is 1.7 g/cm³ (FEINSTEIN, 2007).

The rate of groundwater degradation strongly depends on site-specific conditions, like quantity of micro-organisms, oxygen concentration, macronutrient concentration, temperature, pH, etc.

The literature of benzene's half-life time introduces a large interval of possible values: from 10 to 730 days (HOWARD *et alii*, 1991). In this work a mean value of 365 days has been considered.

SIMULATED TRANSPORT MODEL

Unlike the flow model, simulated with steady-state condition, the transport model has been elaborated with transient condition, where simulated concentration values vary with time, even though boundary conditions have been set with constant value ($C_{S1,2,3} = 1$ g/l for the whole simulation). Therefore it is necessary to define the

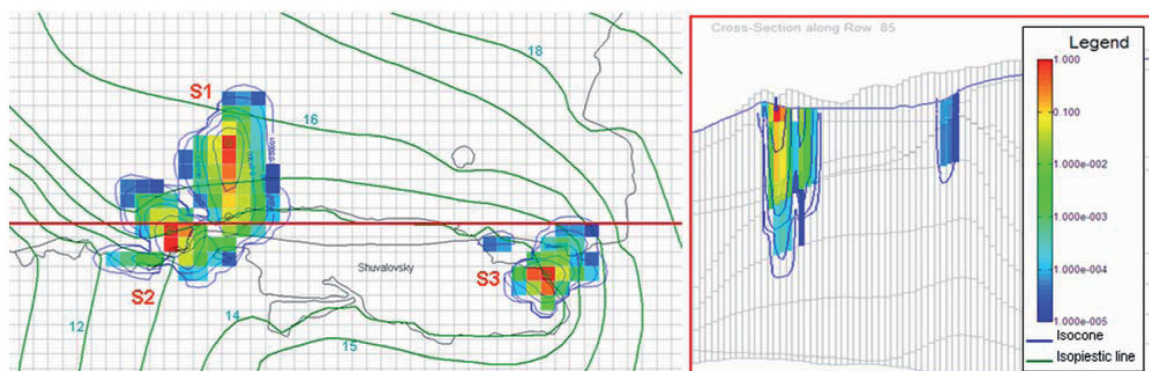


Fig. 13 - Modello di flusso e trasporto simulato con un tempo di 10 anni per lo strato 1 (acquifero superficiale), a sinistra, e per la riga 85, a destra. Concentrazione in g/l e carico idraulico in m s.l.m.. Dettaglio per l'area dello stagno Shuvalovsky
- Simulated transport and flow model after 10 years for layer 1 (superficial aquifer), on the left, and for row 85, on the right. Concentrations in g/l and isopiestic lines in m a.s.l. Focus on Shuvalovsky pit area

ne). Risulta necessario definire quindi la durata del tempo di calcolo (*stress period*), suddiviso in intervalli intermedi (*transport time steps*).

In questo caso lo *stress period* è stato impostato con un valore indicativo di 3650 giorni (10 anni), mentre la scelta della durata dei time steps viene lasciata al risolutore, in base alle proprie esigenze di calcolo.

Vista l'assenza di analisi quantitative sulla presenza degli idrocarburi nella falda e nel suolo, il modello non può essere tarato su dati di tipo reale. In questo caso lo strumento modellistico viene utilizzato come metodo di analisi preliminare, con l'obiettivo di fornire indicazioni per successive analisi in campo: dalla definizione delle probabili aree coinvolte dalla contaminazione, alla definizione dei parametri che maggiormente influenzano i meccanismi di trasporto.

Nel presente lavoro sono stati considerati meccanismi di tipo advettivo-dispersivo, con presenza di reazioni di adsorbimento e degradazione.

Il risolutore matematico applicato è il TVD (Total Variation Diminishing) di tipo euleriano di ordine superiore (ZHENG & WANG, 1999). Questo metodo, che richiede maggiori capacità computazionali, riesce a minimizzare gli effetti di dispersione numerica ed oscillazione artificiale producendo allo stesso tempo un bilancio di massa affetto da un livello di errore accettabile.

Il sistema di trasporto simulato con un tempo di 10 anni è rappresentato, con un dettaglio sull'area dello stagno Shuvalovsky, in figura 13.

Possiamo osservare come il fenomeno di contaminazione interessi una porzione limitata dell'area di studio. Lo stagno Shuvalovsky, dotato di un forte effetto drenante, limita l'estensione della contaminazione e costituisce il principale bersaglio d'inquinamento. La presenza di contaminazione all'interno degli strati profondi indica una probabile vulnerabilità della falda confinata nei confronti di fenomeni d'inquinamento da sorgenti superficiali.

I pennacchi delle tre sorgenti (S1 a nord, S2 a ovest ed S3 ad est) confluiscono, dopo un breve percorso, all'interno dei corpi idrici superficiali presenti.

Quelli generati dalle sorgenti S2 ed S3 presentano una morfologia

simulation time (*stress period*), diviso in intervalli intermedi (*transport time steps*).

In this case the *stress period* has been set with an indicative value of 3650 days (10 years), while the time step length is selected by the solver, considering calculation needs.

Considering the absence of soil and groundwater chemical analysis, the model cannot be set on real data. In this case the model is used as a preliminary analysis method, with the purpose of directing future field analyses: from the definition of the probable polluted areas to the definition of the most important transport parameters. Advective-dispersive mechanisms, with degradation and sorption reactions, have been considered.

The selected mathematical solver is the TVD (Total Variation Diminishing), a Eulerian superior order type (ZHENG & WANG, 1999). This method has greater computational requirements but can minimize both numerical dispersion and artificial oscillation, producing a smaller mass balance error level.

The simulated transport model, after 10 years, is represented in picture 13.

It is possible to observe how contamination affects a small zone of the study area. The Shuvalovsky pit has high drainage which limits pollution extent and becomes the main pollution target. The contamination of deeper layers shows intermoraine aquifer vulnerability to a superficial pollution phenomenon.

The plumes generated by the three sources (S1, S2 & S3) converge, after a short path, inside the water bodies (Kamenka River and Shuvalovsky pit).

The S2 & S3 plumes have a particular morphology, with a polluting mass flow that moves in the opposite direction to groundwater flow. This effect is produced by the small distance between the two sources and the pit. The polluting mass remains in proximity of the pit and spreads in a direction opposite to the water flow. The drainage effect of the Kamenka River increases this effect for the S3 plume. In

particolare, con un flusso di massa inquinante che risale abbondantemente il flusso di falda. Questo effetto è generato dalla piccola distanza delle due sorgenti dallo stagno stesso. Il flusso di massa inquinante staziona in prossimità dello stagno e diffonde in direzione opposta al movimento della falda. Per la S3 questo effetto è accentuato dalla presenza a monte del fiume Kamenka, che richiama l'inquinamento grazie al suo effetto drenante. Il fiume in quest'area viene così contaminato e diventa una sorgente secondaria per lo stagno Shuvalovsky.

Il modello di trasporto simulato dimostra anche come il tratto di fiume Kamenka a valle dello stagno sia coinvolto in maniera significativa dal fenomeno di contaminazione.

Dalla sezione trasversale (Fig. 13, a destra) è possibile verificare come il fenomeno d'inquinamento raggiunga anche l'acquifero profondo, lo stazionamento della massa inquinante nei pressi dello stagno, favorisce la mobilità verticale della contaminazione che si estende in profondità.

Dall'analisi del bilancio di massa cumulativo sui 10 anni (Tab. 1) è possibile comprendere come su un 100% di massa inquinante totale immessa dalle sorgenti (Total sources), l'8% rimanga nell'acquifero (Total mass in aquifer), mentre il rimanente 92% esca dall'acquifero (Total sinks). Di questo 92%, il 52,7 % arriva nello stagno Shuvalovsky, lo 0,2% arriva direttamente nel fiume Kamenka e il 47,1 % viene degradato dalle reazioni. Questi rapporti percentuali derivano dall'interpretazione delle voci dettagliate di ingresso e uscita di massa dal sistema, considerando il bilancio tra la differenza fra la massa in ingresso dalle sorgenti (Sources) e quella in uscita dai corpi idrici e per degradazione (Shuvalovsky pit, Kamenka river, Reaction), e la variazione di massa immagazzinata (differenza tra Mass storage OUT e Mass storage IN), sia disciolta che adsorbita.

Dallo sviluppo di tre diverse simulazioni (non riportate), ciascuna caratterizzata dal funzionamento di una singola sorgente per volta, è stato possibile comprendere il ruolo esercitato da ciascuna sorgente nel fenomeno di contaminazione.

Sul totale di massa che arriva nello stagno Shuvalovsky, il 17 % proviene dalla S1, il 51% dalla S2 e il 32% dalla S3.

Sul totale di massa che arriva nel fiume Kamenka, l'1% proviene dalla S1, il 77% da S2 e il 22% da S3.

Dall'analisi di questi dati è possibile comprendere come la sorgente S2 sia quella più pericolosa, da sola libera più della metà di massa inquinante diretta ai corpi idrici superficiali. Eventuali interventi di bonifica dovrebbero concentrarsi in prima battuta su questa sorgente.

In questo studio viene anche modellato un semplice intervento di disinquinamento, composto dalla rimozione delle sorgenti e da processi di attenuazione naturale. La modellazione viene impostata secondo 2 *stress periods*, il primo della durata di 10 anni simula il fenomeno d'inquinamento con la presenza delle sorgenti attive, il secondo, sempre della durata di 10 anni, simula l'intervento di rimozione ipotizzato, con l'assenza delle sorgenti e considerando come condizione iniziale la distribuzione di concentrazioni simulate alla fine del primo *stress period*. Il tempo totale di modellazione risulta quindi in questo caso di 20 anni, 10 anni con

this area the river is contaminated and becomes a secondary polluting source for the Shuvalovsky pit. The simulated flow model also shows how the downstream stretch of the Kamenka River becomes polluted.

From the cross section (Fig. 13, on the right) it is possible to verify how the pollution also reaches the deep aquifer. The polluting mass stops near the pond and begins to move in a vertical direction to the deep aquifer.

From the analysis of the 10 year cumulative mass budget (Tab. 1) it is possible to verify pollutant evolution. Starting with a 100% of total polluting mass introduced from the sources (Total sources), 8% remains in the aquifer (Total mass in aquifer), while the remaining 92% goes out of the aquifer (Total sinks). Of this 92%, 52.7% goes into the Shuvalovsky pit, 0.2% goes directly into the Kamenka River and 47.1% is degraded by reactions. These percentages are derived by the interpretation of the detailed in and out mass balance terms, considering the balance between the difference of the ingoing mass from the sources (Sources) and the outgoing mass from the hydrological elements and for degradation (Shuvalovsky pit, Kamenka river, Reaction), and the storage mass variation (difference between Mass storage OUT and Mass storage IN), both solute and sorbed.

Considering three different simulations (not shown), characterized by a single source working, it has been possible to understand the role played in pollution by each source. For the total mass that arrives in the Shuvalovsky pit, 17% comes from S1, 51% from S2 and 32% from S3. For the total mass that arrives in the Kamenka River, 1% originates from S1, 77% from S2 and 22% from S3.

The S2 source is the most dangerous as it spills more than 50% of total polluting mass directed to the superficial water bodies. Future remediation projects should consider this element.

Simulation time (days)	3650
Total sources (kg)	183274,8
Total sinks (kg)	169150,6
Total mass in aquifer (kg)	14948,0

	IN (kg)	OUT (kg)
Sources	183274,8	0
Shuvalovsky pit	0	89322,5
Kamenka river	0	263,3
Reaction	0	79564,8
Mass storage (solute)	194,1	12786,5
Mass storage (sorbed)	36,1	2391,7
Total	183505,0	184328,8

Discrepancy	0,448%
-------------	--------

Tab. 1 - Bilancio di massa inquinante cumulativo su 10 anni per la simulazione del trasporto
- *Pollutant cumulative mass balance for 10 years*

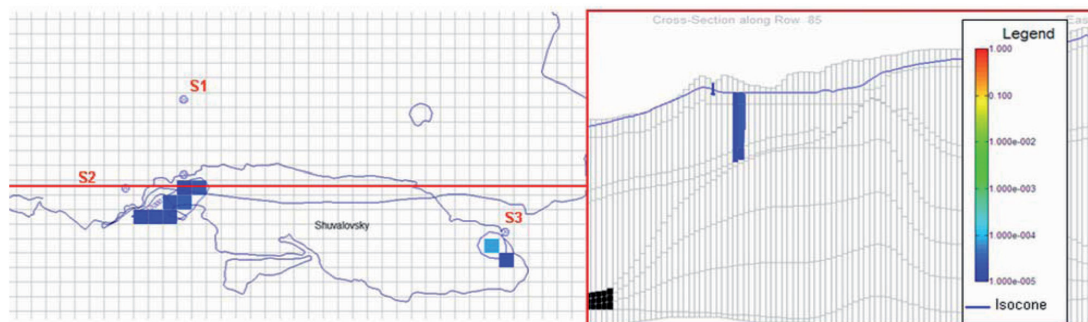


Fig. 14 - Simulazione dell'attenuazione naturale dopo 10 anni dalla rimozione delle sorgenti, campitura di colori ed isocone in g/l
- Simulation of natural attenuation 10 years after source removal. Colour shows isocone concentration in g/l

le sorgenti di contaminazione attive e 10 anni con le sorgenti rimosse.

In Fig. 14 è rappresentato il risultato dell'intervento di disinquinamento, l'immagine è riferita al tempo di modellazione 20 anni ed evidenzia l'effetto dell'attenuazione naturale dopo 10 anni dalla rimozione delle sorgenti.

Dall'analisi della Fig. 14 è possibile verificare come l'acquifero profondo non presenti livelli significativi di contaminazione, mentre la quantità di inquinante residua sia concentrata con livelli minimi nei pressi dello stagno *Shuvalovsky*. La simulazione dell'intervento di disinquinamento dimostra come i processi di attenuazione naturale, preceduti dalla rimozione delle sorgenti, possano ridurre il fenomeno d'inquinamento a livelli accettabili in un tempo di 10 anni.

Il bilancio di massa totale sia per il fenomeno di contaminazione che per il processo di disinquinamento è rappresentato in Fig. 15. Dall'analisi di questo grafico è possibile verificare come dopo circa 5 anni dall'inizio della contaminazione il sistema raggiunga condizioni di tipo stazionario, con un valore costante di massa inquinante presente nell'acquifero. Questa condizione è generata dal bilancio tra la quantità di massa immessa dalle sorgenti e la quantità di massa in uscita dai corpi idrici e dalle reazioni di degradazione. Dopo il tempo di 10 anni, dove si verifica la rimozione delle sorgenti, la massa d'inquinante diminuisce rapidamente fino a raggiungere livelli prossimi allo zero intorno ai 20 anni.

CONCLUSIONI

Il presente lavoro ha voluto analizzare un sito contaminato da idrocarburi applicando un modello matematico di flusso, per la simulazione dell'andamento della falda, e un modello matematico di trasporto, per la simulazione delle concentrazioni di contaminante disciolte in falda.

Le complesse geometrie del sistema idrogeologico sono state ricostruite nelle tre dimensioni grazie all'applicazione di metodi di analisi geostatistica.

Il modello di flusso prodotto, oltre che simulare la piezometria dell'area, ha supportato la comprensione delle relazioni esistenti tra l'acquifero superficiale e quello profondo. L'analisi dei

A simple remediation system is also modelled, composed of source removal and natural attenuation. This model is set with 2 *stress periods*: the first one (10 years), with active sources, reproduces contamination and the second one (10 years), without sources, reproduces remediation considering the simulated concentration at the end of the first *stress period* like initial conditions. Therefore the total simulation time is 20 years: 10 years with active sources and 10 years without sources.

The simulated remediation is represented in Fig. 14; it refers to a 20 year simulation time and underlines the effect of natural attenuation 10 years after source removal.

From cross section shown in Fig. 14 it is possible to verify how the deep aquifer is not polluted, while residual concentrations of pollutant are located near the *Shuvalovsky* pit. Simulated remediation shows how natural attenuation processes, following source removal, can reduce pollution to acceptable levels in 10 years.

The total mass balance for contamination and remediation is shown in Fig. 15.

Analysing this graph it is possible to verify how the system reaches a steady-state condition after about 5 years, with a constant polluting mass in the aquifer. This condition is generated by the balance between ingoing mass from the sources and outgoing mass from the sinks. After 10 years, when the sources are removed, the polluting mass quickly decreases until reaching low concentration. After 20 years the polluting mass is near to zero.

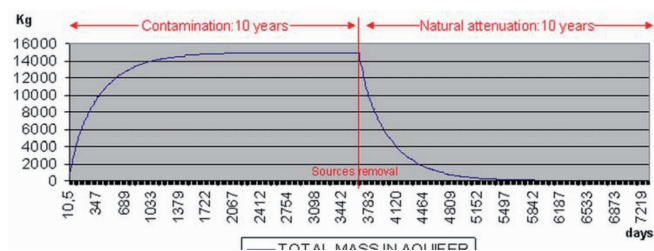


Fig. 15 - Bilancio di massa inquinante totale per il fenomeno di contaminazione e per il processo di disinquinamento
- Total pollutant mass balance for contamination and remediation (with source removal)

valori residui ha evidenziato una migliore congruenza coi i dati reali nella simulazione con una maggiore estensione della zona di erosione nell'aquitardo. L'interpretazione del bilancio di massa ha messo in luce un significativo scambio verticale di acqua tra i due acquiferi, tale da poter definire l'acquifero profondo come semiconfinato.

Il modello di trasporto ha simulato la probabile estensione tridimensionale della contaminazione, valutando, attraverso l'analisi del bilancio di massa, il grado di pericolosità delle sorgenti e di vulnerabilità dei bersagli. L'elemento più colpito dal fenomeno inquinante è risultato lo stagno Shuvalovsky, mentre la sorgente più pericolosa quella denominata S2. La simulazione di un semplice intervento di disinquinamento, costituito da processi di attenuazione naturale previa rimozione delle sorgenti, ha identificato un tempo di 10 anni per l'abbattimento della contaminazione. Queste simulazioni hanno prodotto delle utili indicazioni per l'impostazione di future analisi approfondite, anche in vista di una concreta progettazione di un intervento di bonifica.

In generale, il presente studio ha voluto dimostrare come strumenti di tipo modellistico, basati su una buona qualità e quantità di dati reali, possano costituire un valido elemento a supporto delle decisioni nell'ambito della gestione e protezione delle risorse idriche sotterranee, per la comprensione delle dinamiche e dei processi in atto all'interno del sistema idrogeologico.

RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano tutti i partners del progetto GEOINFORM, in particolare la Provincia di Milano, nella persona della Dott.ssa Roberta Donati per l'organizzazione ed il coordinamento del lavoro, il *Committee for Nature Use, Environmental Protection and Ecological Safety, City of St. Petersburg*, nelle persone del Dott. Dmitry Frank-Kamenetsky e della Dott.ssa Marina Korobeinikova e la Mineral State Company, nella persona del Dott. Igor Bogatyrev per la concessione dei dati iniziali e il supporto nell'interpretazione degli stessi e GE-COsystema srl, nelle persone del Dott. Stefano Bagli, del Dott. Paolo Mazzoli e del Dott. Alberto Pistocchi per lo sviluppo del modello con il codice SOILGIS.

OPERE CITATE / REFERENCES

- ADERSON M.P. & WOESSNER W.W. (1992) - *Applied Groundwater Modeling. Simulation of Flow and Advective Transport*. Academic Press, Inc., San Diego, California.
- BAKHAREV T.S., ZHAMOIDA V. A., ZUBAREV S.E., KLEIN J., MINISHIN V.I., MOGILENKO Y. A., NESTEROVA E. V., RYABCHUK D. V., SAVENKOVA G. B., SERGEEVA G.I., SEREBRITSKY I. A., STUKKEY G. A., TOMILINA O. V., FEDOTOVA E. S., FEDKO G. N., FRANK-KAMENETSKY D. A. & JARVA J. (2009) - *Geological Atlas of St. Petersburg*. Comilfo, St. Petersburg, Russia. 57 pp.
- BECKERS J. & FIND E.O. (2000) - *Simulating groundwater flow and runoff for the Oro Moraine aquifer system. Part I. Model formulation and conceptual analysis*. Journal of Hydrology **229** (3-4): 265-280.
- BECKERS J. & FIND E.O. (2001) - *Simulating groundwater flow and runoff for the Oro Moraine aquifer system. Part II. Automated calibration and mass balance calculations*. Journal of Hydrology **243** (1-2): 73-90.
- BERETTA G. P. (1992) - *Idrogeologia per il Disinquinamento delle Acque Sotterranee. Tecniche per lo studio e la progettazione degli interventi di prevenzione, controllo, bonifica e recupero*. Pitagora Editrice, Bologna, Italia.
- DAVIS J. C. (1986) - *Statistics and Data Analysis in Geology*. John Wiley & Sons, New York.
- FEINSTEIN D. (2007) - *Tecniche avanzate di flusso e trasporto. Atti del corso di specializzazione "Modellistica di flusso e trasporto negli acquiferi - Modulo 2"*, 15-16

CONCLUSION

This study has analyzed an oil polluted site using a mathematical flow model, to simulate groundwater flow, and a mathematical transport model, to simulate dissolved contaminant concentrations.

The complex three-dimensional geometries of the hydrogeological system have been reconstructed using geostatistical analysis.

The calculated flow model has simulated the head levels and has produced useful information for understanding relationships existing between the superficial aquifer and the deep one. The residual values analysis has underlined a better real data fitting for the simulation with a bigger extent of the erosion zone in the aquitard. A significant vertical water exchange between the two aquifers is shown by the water mass balance, so as to define the deep aquifer as semi-confined.

The calculated transport model has simulated the probable three dimensional plume extent, evaluating the role of the sources and the vulnerability of the pollutant targets through the mass balance analysis. The Shuvalovsky pit is the main pollutant targets, while the S2 source is the dangerous one. The simple simulated remediation system, composed of source removal and natural attenuation, had shown a remediation time of 10 years. These simulations have produced some useful indications for planning exhaustive future analyses and effective remediation plans.

On the whole, this work has showed how mathematical models can be used in different hydrogeological applications and how modeling tools, based on good quality and quantity of real data, can support the management and the protection of groundwater resources.

ACKNOWLEDGMENTS

All the GEOINFORM project partners are gratefully acknowledged, in particular Dr. Roberta Donati (Province of Milan) for the coordination and the organization of the work, Dr. Dmitry Frank-Kamenetsky, Dr. Marina Korobeinikova (*Committee for Nature Use, Environmental Protection and Ecological Safety, City of St. Petersburg*) and Dr. Igor Bogatyrev (Mineral State Company) for the initial data availability and helping in their interpretation, and Dr. Stefano Bagli, Dr. Paolo Mazzoli & Dr. Alberto Pistocchi for the development of the model with SOILGIS code.

**GROUNDWATER FLOW & TRANSPORT MODELS FOR AN OIL POLLUTED AREA
IN THE CITY OF SAINT PETERSBURG (RUSSIA)**

ottobre, Università degli Studi di Milano-Bicocca, Milano.

- GELHAR L. W., WELTY C. & REHFELDT K. R. (1992) - *A Critical Review of Data on Field-Scale Dispersion in Aquifers*. Water Resour. Res., **28** (7): 1955-1974.
- GILLHAM R. W., O'HANNESIN S.F., PTACEK C.J. & BARKER J.F. (1987) - *Evaluation of small case retardation tests for BTX in groundwater*. Pace Report 87-2. Inst. for Groundwater Res., University of Waterloo, Ontario.
- HOWARD P.H., BOETHLING R.S., JARVIS W.F., MEYLAN W.M. & MICHALENKO E.M. (1991) - *Handbook of Environmental Degradation Rates*. Chelsea, MI: Lewis Publishers, p. 725.
- KASSENAR J. D. C. & WEXLER E. J. (2006) - *Groundwater Modelling of the Oak Ridges Moraine Area. CAMC-YPDT Technical Report number 01-06*. Toronto, Ontario, Canada.
- LYMAN W. J. (1982) - *Adsorption coefficient for soils and sediment. Handbook of Chemical Property Estimation Methods*. eds. W. J. LYMAN ET ALII, New York: McGraw-Hill, pp 4.1-4.33.
- MARTIN P. J. & FRIND E. O. (1998) - *Modeling a complex multi-aquifer system: the Waterloo Moraine*. Groundwater **36** (4): 679-690.
- MC DONALD M. G. & HARBAUGH A. W. (1988) - *A modular three dimensional finite difference groundwater flow model. Techniques of a water resources investigation of the U.S. Geological Survey*. Book 6, Modeling Techniques, U.S. Geological Survey, Denver.
- MERCADO A. (1967) - *The spreading pattern of injected waters in a permeable stratified aquifer*. Symposium on Artificial recharge and management of aquifer, IAHS, publication No. **72**, Haifa.
- SPIZ K. & MORENO J. (1996) - *A Practical Guide to Groundwater and Solute Transport Modeling*. John Wiley & Sons, Inc., New York, N Y.
- TROLDBORG L. (2004) - *The influence of conceptual geological models on the simulation of flow and transport in Quaternary aquifer systems*. Ph.D. thesis. Geological Survey of Denmark and Greenland Report 2004/107. Copenhagen, Denmark.
- ZHENG C. & WANG P. (1999) - *MT3DMS: A Modular Three-Dimensional Multispecies Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion, and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems; Documentation and User's Guide*. Contract Report SERDP-99-1. University of Alabama. Tuscaloosa, AL.

Received April 2010 - Accepted August 2010