Progetto PST/MURST "Ambiente e Territorio"
Linea "Tecnologie avanzate per la gestione delle acque"
Parte "Software per la modellistica ambientale"

Contratto tra PST (Parco Scientifico e Tecnologico della Sardegna),
Pratica IMI n. 63481 Progetto n. 97/Ric.,
e CRS4 (Centro di Ricerca, Sviluppo e Studi Superiori in Sardegna)
stipulato in data 15/09/99

Descrizione delle prove di calibrazione e validazione: sito di Portoscuso

Claudio Gallo[1] e Pierluigi Cau[2]
1: Area Idrologia e Gestione delle Risorse Idriche
2: Area GIS

CRS4, Cagliari

Indice

Elenco delle tabelle

Elenco delle figure

1 Introduzione

Nel presente documento vengono descritte le fasi di calibrazione e validazione del modello numerico tridimensionale CODESA-3D (*Gambolati et al.* 1999, *Lecca* 2000) per la simulazione dei fenomeni di flusso e contaminazione dell'acquifero costiero di Portoscuso (Sardegna Sud-occidentale), svolte nell'ambito della III fase (Attuazione) del Progetto PST/MURST "Tecnologie avanzate per la gestione delle risorse idriche: software per la modellazione ambientale". Il rapporto si richiama agli elaborati "Adattamento e parametrizzazione del modello numerico: sito di Portoscuso" e "Interfacciamento GIS-Modello" della fase III del presente Progetto e contiene la relazione tecnica sulle analisi modellistiche svolte per il sito di Portoscuso. Obiettivo generale di questa parte del Progetto è l'analisi e la previsione, tramite il modello numerico tridimensionale CODESA-3D, dei fenomeni di flusso, trasporto, e, quindi, contaminazione del sistema acquifero e dei suoli della zona costiera di Portoscuso. Diversamente da casi quali la piana Oristano (vedi rapporto "Adattamento e parametrizzazione del modello numerico: sito di Oristano" e "Descrizione delle prove di calibrazione e validazione: sito di Oristano") in cui il fenomeno di intrusione marina è il problema fondamentale dell'inquinamento della falda con le ovvie implicazioni sull'approvvigionamento di acqua dolce per uso domestico, agricolo e industriale, il sito di Portoscuso è soprattutto interessato da problemi di contaminazione da sostanze chimiche pericolose, quali soda caustica, metalli pesanti e solventi clorurati. In questo contesto, quindi, risulta particolarmente critica la quantitá di dati necessaria ad un inquadramento preciso del fenomeno nella zona e, soprattutto, allo studio e alla pianificazione di interventi mirati a interventi di confinamento, risanamento o bonifica delle zone inquinate. Si deve inoltre tenere conto che la mole di dati richiesta per uno studio geochimico non riguarda solo il campionamento delle sostante, ma anche la caratterizzazione dei suoli e delle loro caratteristiche di aciditá, composizione e chimico-fisiche. Queste non sono a tutt'oggi purtroppo disponibili, ragion per cui si è proceduto ad uno studio modellistico di carattere più generico sul problema del flusso e contaminazione della zona rispetto a questioni piú specifiche legate ad uno o piú contaminanti specifici.

Il sistema acquifero della piana di Portoscuso è stato comunque oggetto di diversi studi nel recente passato, come descritto in vari lavori (*Barbieri e Ghiglieri* 1994, *Manca et al.* 1999, *Cau et al.* 2001). La zona è interessata da un grosso polo industriale che include attività minerarie (Eurallumina), di produzione di energia elettrica (ad esempio, la Centrale dell'ENEL), etc. A questo va aggiunta la presenza di una vasta zona di stoccaggio di fanghi carichi di scorie da residui di lavorazione da attivitá estrattive. Gli studi sopra menzionati hanno costituito la base di partenza per la definizione del modello fisico-concettuale del sistema acquifero. A partire da quest'ultimo si è definito il modello matematico-numerico, comprendente l'insieme dei parametri di input del programma di calcolo. Lo studio presentato in questo rapporto tecnico verterá sui seguenti punti:

- parametrizzazione del modello per il sito in studio;
- calibrazione del modello per il sito in studio;
- studio di alcuni aspetti particolari relativi ai fenomeni di flusso e trasporto, quali, ad esempio, il grado di comunicazione fra l'acquifero superficiale e confinato e l'effetto dell'adsorbimento sulla migrazione dell'inquinante nel sottosuolo.

Questi punti verranno descritti nei paragrafi seguenti.

2 Lo studio modellistico

Data la quantità di dati disponibile sui suoli e sugli inquinanti non sufficiente ad uno studio di tipo geochimico e data la delicatezza del problema della contaminazione del sottosuolo da sostanze chimiche quali i metalli pesanti – piombo, zinco, cadmio, mercurio, etc., lo studio modellistico assume in questo caso un ruolo di strumento di test e/o verifica di alcune ipotesi sulla situazione in atto e su possibili scenari futuri. In particolare, la simulazione numerica permette di fornire indicazioni a supporto o contrarie a certe assunzioni fatte sulle caratteristiche del terreno, sulle quantitá di acqua in gioco, sui flussi e sugli effetti di un certo intervento. Come descritto in parte nel rapporto tecnico relativo all'adattamento e parametrizzazione del modello per il sito di Portoscuso, (Fase III del progetto) e in parte nei prossimi paragrafi, l'uso del modello ha permesso di determinare alcune delle caratteristiche dello strato impermeabile del modello e gli ordini di grandezza dei valori della conducibilitá idraulica della zona. La caratterizzazione della zona da modellare è descritte in dettaglio nel rapporto "Adattamento e parametrizzazione del modello numerico: sito di Portoscuso" (*Gallo e Cau*, 2002) (vedi figura 1 di tale rapporto con la mappa della zona industriale) assieme alle scelte operate per l'identificazione e la parametrizzazione del modello. In questo rapporto, comunque, vengono ripresi tali argomenti ma in un ottica maggiormente orientata alla simulazione piuttosto che alla descrizione del sito e delle sue caratteristiche.

2.1 Conducibilitá idraulica

Nella procedura di assegnazione delle proprietà del terreno, risulta di particolare importanza l'assegnazione dei valori di conducibilità idraulica, dato che la velocitá a cui l'acqua si muove nel terreno dipende principalmente da questo parametro. La procedura di calibrazione si compone in genere di piú fasi. Dapprima si opera un confronto fra la piezometria calcolata con il modello in condizioni stazionarie con le curve piezometriche ricostruite dalle misure per la zona in studio. Se vi è un buon accordo fra i valori calcolati e quelli misurati, si assume che il modello si tarato in modo corretto, altrimenti si correggono alcuni valori del campo di conducibilitá in modo che, rieseguendo il calcolo, la piezometrica calcolata e quella misurata risultino piú vicine e questo fino a convergenza. Fino a questo punto, peró, ci permette di asserire la correttezza dei valori relativi assegnati alle singole zone, ma non quella dei valori assoluti, come tipicamente accade eseguendo la procedura di calibrazione in condizione di flusso stazionario. La finalizzazione della fase di calibrazione si ottiene tarando i valori di conducibilitá idraulica attraverso alcune simulazioni di flusso transitorio, cioé di un processo che cambia in un tempo limitato. Nella sezione 3.1 vengono riportati ulteriori dettagli.

2.2 Curve di saturazione

Nello studio condotto sul sito di Portoscuso, si è tenuto conto anche della presenza del flusso insaturo, cioé del fatto che parte del suolo ha un contenuto idrico inferiore al massimo possibile. Questo ha delle implicazioni non trascurabili non solo dal punto di vista fisico, in quanto, in condizioni di regime di flusso insaturo, la velocitá dell'acqua è molto piú bassa (l'insaturazione riduce infatti i valori di conducibilitá idraulica) che non nel caso saturo, ma anche dal punto di vista computazionale, dato che l'esecuzione dei calcoli risulta piú laboriosa (forti nonlinearitá introdotte nelle equazioni di flusso) e costosa in termini di tempo macchina (occorrono delle opportune procedure iterative che aumentano di molto la quantitá di calcoli da fare per ottenere la soluzione). È sembrato opportuno, comunque, tenere conto dell'effetto della presenza di zone insature nel dominio, dato che questo tipo di fenomeno è particolarmente evidente in zone afflitte da forti periodi siccitosi come la Sardegna.

Riguardo alla scelta dei parametri relativi alle curve di saturazione e di permeabilitá relativa, si è optato per l'uso non di valori di laboratorio ottenuti su campioni di terreno prelevati in situ, ma di considerare dei valori medi dei parametri per il tipo di suolo della zona. Le ragioni di ció sono molteplici:

- la misura di laboratorio dei parametri di saturazione e di permeabilitá relativa avviene necessariamente ad una scala molto diversa rispetto a quella a cui queste misure vengono applicate, con grave deficit di affidabilitá. Ad esempio, le misure di conducibilitá idraulica relativa e dei parametri di saturazione vengono in genere eseguite su campioni della dimensione di pochi centimetri, mentre le simulazioni vengono eseguite su scale dell'ordine di 10-100 metri. Questo fa capire che il significato e quindi il valore dei singoli parametri delle curve di saturazione e conducibilità idraulica relativa cambia a seconda della scala spaziale di riferimento;
- esistono molte incertezze relativamente alla composizione esatta del suolo e alla distribuzione delle eterogeneitá del suolo stesso, per cui l'assegnazione di curve diverse fra zone diverse risulta assai arbitraria.

I valori delle curve usati nelle simulazioni sono dunque standard per un terreno di composizione mista. Questo ci ha permesso di considerare la presenza di zone di insaturo e dei suoi effetti su "storage", contenuto idrico del suolo e conducibilitá idraulica (vedi tabella 1). Per le espressioni analitiche delle equazioni delle curve di Huyakorn si rimanda al rapporto tecnico contenente la descrizione del modello CODESA-3D (*Lecca* 2000).

2.3 Condizioni iniziali - Simulazioni di flusso

La questione relativa alle condizioni iniziali e alla procedura di "avvio" del processo di simulazione è stata ampiamento descritta nel rapporto tecnico "Adattamento e parametrizzazione

Tabella 1: Valori dei parametri delle curve di capillarità (curve di Huyakorn). Il significato dei parametri è il seguente: α, β e γ sono paretri di calibrazione, ψ_a la pressione minima di entrata, S_{swr} è la saturazione residua, n è l'esponente della curva di saturazione, e a e b sono altre due costanti di calibrazione.

α (-)	β (-)	γ (-)	ψ_a (m)	S_{swr} (-)	n (-)	a (-)	b (-)
0.015	0.	0.	-.10	0.01	2	0.	0.

del modello: sito di Portoscuso" (*Gallo e Cau* 2002) della fase III del progetto. Questa viene brevemente riassunta puntualizzando in modo piú dettagliato gli aspetti piú importanti.

- Condizione di inizio simulazione. Per questa si è assunto l'equilibrio idrostatico del dominio completamente saturo d'acqua (vedi figura 1);
- Condizione di stato stazionario, calcolata a partire dal punto precendente per un tempo sufficientemente lungo per il raggiungimento delle condizioni di equilibrio del sistema, cioé di una distribuzione di pressioni che non cambia nel tempo rimanento le condizioni al contorno e le forzanti immutate (vedi figura 2);
- Condizioni di transitorio: vengono calcolate a partire dalla condizione determinata al punto precedente. A questo tipo di simulazioni appartengono, ad esempio, i casi discussi in seguito sulla verifica dello sfasamento fra la ricarica naturale e le fluttuazioni di falda.

2.4 Le condizioni al contorno

Lo stesso discorso fatto per le condizioni iniziali viene fatto qui per le condizioni al contorno, che vengono brevemente riassunte, rimandando al rapporto tecnico sull'adattemento e parametrizzazione del modello per il sito di Portoscuso (fase III). Vale la pena di notare che il set di condizioni qui elencate è stato ottenuto attraverso una serie di passi successivi durante i quali si è arrivati alla configurazione che viene qui di seguito descritta:

- Lato Nord: flusso nullo;
- Lato Est: condizione di pressione ottenute dalla ricostruzione della piezometrica;
- Lato Sud: flusso nullo;
- Lato Ovest: condizioni di pressione a livello del mare;
- Superficie del dominio: ricarica naturale dell'ordine dei 150 mm/anno per lo stato stazionario. Fluttuazione di ricarica descritta in seguito;
- Fondo del dominio: flusso nullo, cioé fondo assunto impermeabile;

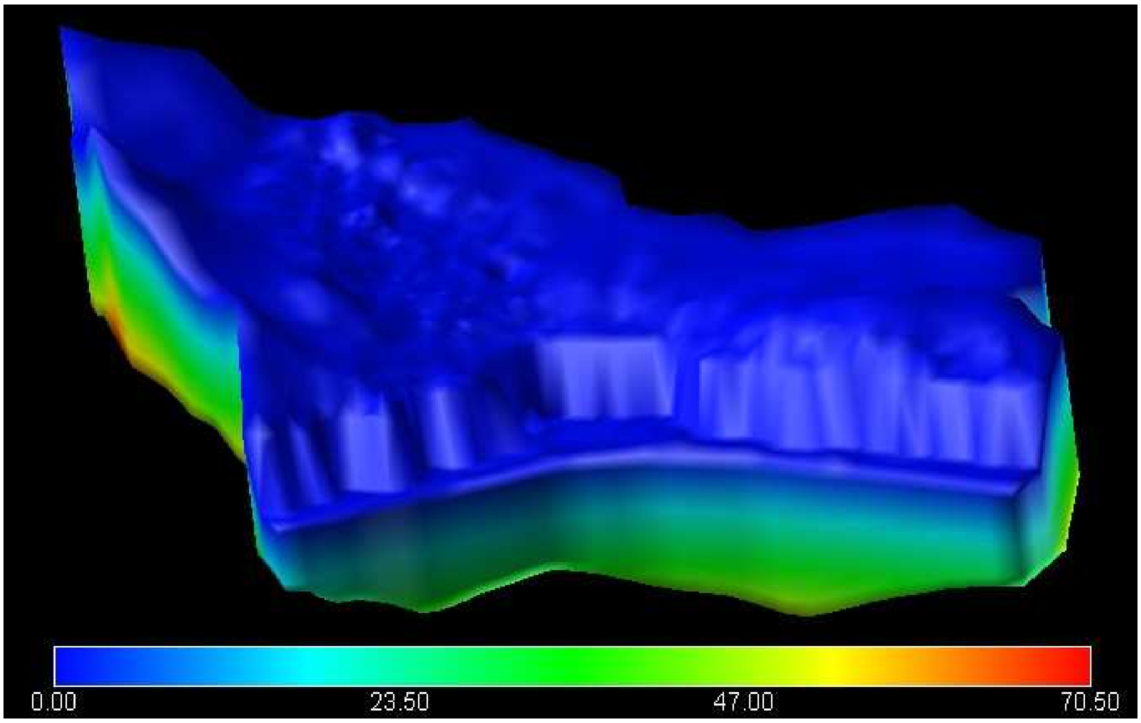

Figura 1: Condizioni iniziali per il calcolo del regime stazionario (pompaggi non attivi). I valori della legenda sono espressi in termini di altezza idrostatica.

- Pompaggi: 0.1 m^3/sec, nelle stazioni di pompaggio indicate in figura 5.

Vale la pena di notare che la scelta di queste condizioni è avvenuta sulla base di considerazioni geografiche, geologiche e idrologiche, come descritto nel rapporto su adattamento e parametrizzazione del sito di Portoscuso. È chiaro che queste condizioni sono suscettibili di piccole variazioni sia in termini di estensione spaziale che in termini di valori assegnati. La scelta operata anche in termini di distribuzione delle condizioni è risultata sufficientemente flessibile da permettere una buona calibrazione del modello.

2.5 Scelta dei parametri di simulazione

Anche questa, come molte delle fasi preparatorie delle simulazioni, è critica ai fini dell'ottenimento dei risultati e della loro accuratezza. In particolare, la scelta dei solutori iterativi, del passo temporale e dei criteri di variazione dello stesso al verificarsi di certe condizioni di convergenza possono determinare il successo o il fallimento del calcolo. I valori inseriti in tabella 2 sono stati identificati dopo uno studio preliminare di testing del codice e tenendo conto delle dimensioni del dominio, dei tempi caratteristici del fenomeno, dell'accuratezza necessaria a conseguire dei risultati significativi e delle problematiche associate alla convergenza degli algoritmi di soluzione delle nonlinearitá.

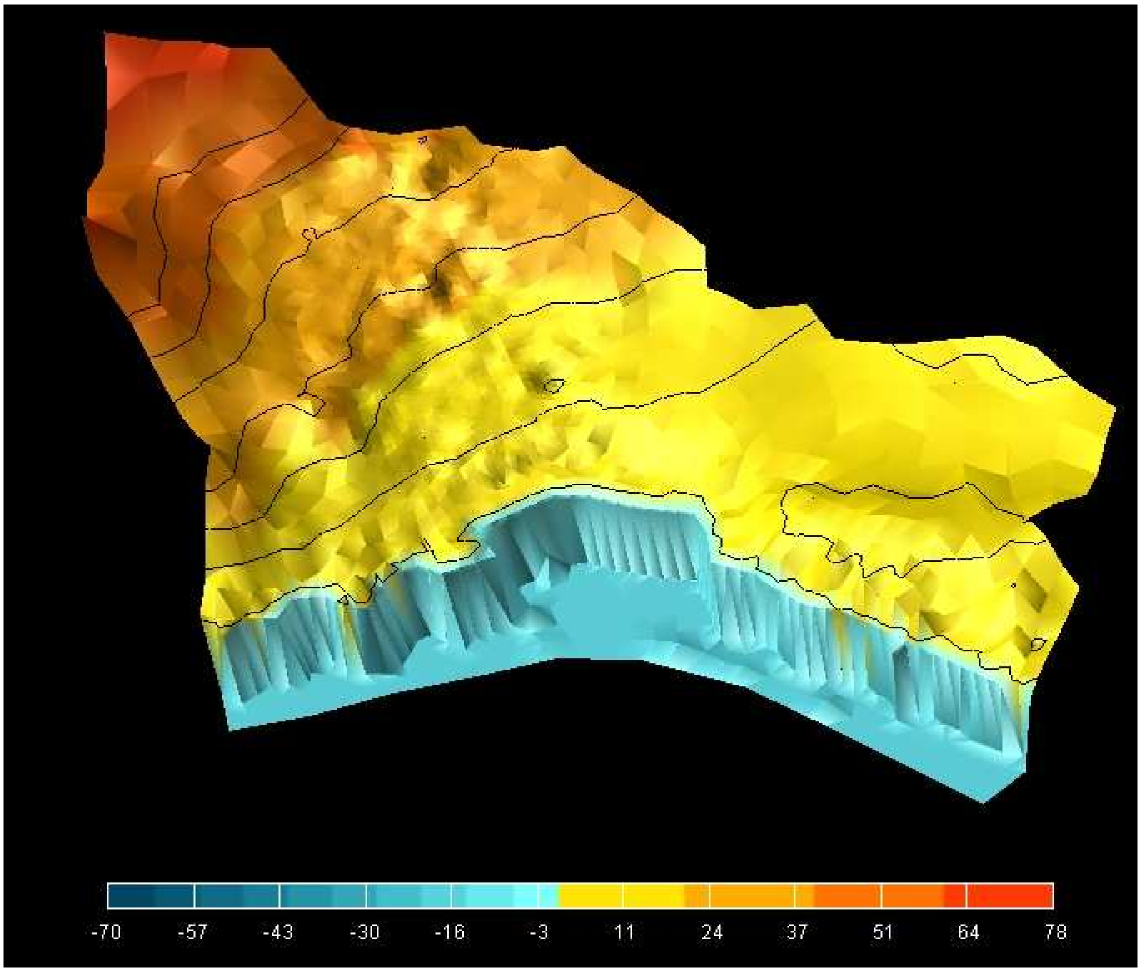

Figura 2: Condizioni di stazionario calcolate (pompaggi non attivi). I valori della legenda sono espressi in termini di altezza idrostratica.

Tabella 2: Parametri di simulazione per il modello CODESA-3D. Il significato dei parametri è il seguente: Δt, Δt_{min} e Δt_{max} sono rispettivamente il passo di integrazione temporale iniziale/corrente, quello minimo ammesso e quello massimo, T_{max} è il tempo totale simulato, $N_{it,1}$, $N_{it,2}$ e $N_{it,max}$ sono i numeri delle iterazioni nonlineari in base ai quali decidere la variazione del passo temporale di integrazione per l'equazione di flusso insaturo, $Toll_f$ è la tolleranza per l'iterazione nonlineare del flusso, $N_{g,it,1}$, $N_{g,it,2}$, $N_{g,it,max}$ e $Toll_g$ sono gli omonimi dei parametri precendenti ma per l'accoppiamento globale flusso-trasporto.

Δt	Δt_{min}	Δt_{max}	T_{max}
(gg.)	(gg.)	(gg.)	(gg.)
0.25	0.25	0.25	3650
$N_{it,1}$	$N_{it,2}$	$N_{it,max}$	$Toll_f$
(-)	(-)	(-)	(-)
12	20	50	1.E-4
$N_{g,it,1}$	$N_{g,it,2}$	$N_{g,it,max}$	$Toll_g$
(-)	(-)	(-)	(-)
7	12	200	1.E-2

3 Risultati e discussione

3.1 La fase di calibrazione

La parte dello studio dedicata alla calibrazione ha riguardato la determinazione della mappa di conducibilitá idraulica del dominio in modo da poter riprodurre col modello di calcolo la distribuzione delle pressioni ricostruita dalle misure di campo.

La calibrazione del modello è avvenuta in due fasi. Dapprima si è cercato di riprodurre la piezometria del sistema in studio in stato stazionario col solo modello di flusso e quindi senza trasporto. Confrontando figura 3 in cui sono mostrati i valori di piezometria misurati e figura 2 si vede che sono stati riprodotti in modo sufficientemente accurato, specialmente nelle zone in quota e lontane dal mare. In particolare, confrontando i livelli freatici s.l.m. calcolati (vedi figura 2) con le stesse linee ricostruite dalla misure (vedi figura 3) si nota come seguano in ambedue i casi l'andamento dell'altimetria della zona. Nel caso di figura 3, si fa notare come le linee non seguano una scala lineare come nel caso di figura 2, per cui le differenze fra le due figure che si notano nella zona Sud sono in realtà molto piccole. Questa parte del dominio, infatti, è molto piatta e quindi piccole differenze nei valori producono grossi spostamenti nelle linee equipotenziali che, pero' differiscono di valori piccoli. Si puó comunque considerare che dal punto di vista pratico applicativo la piezometria sia stata ricostruita in modo soddisfacente.

La seconda fase della calibrazione della conducibilitá idraulica ha riguardato la stima dei valori assoluti e non solo della distribuzione dei valori relativi del campo di conducibilitá. Vale la pena di osservare che la calibrazione del modello usando solo informazioni provenienti dallo stato stazionario non consente di calibrare i valori assoluti, ma solo i valori relativi. Infatti,

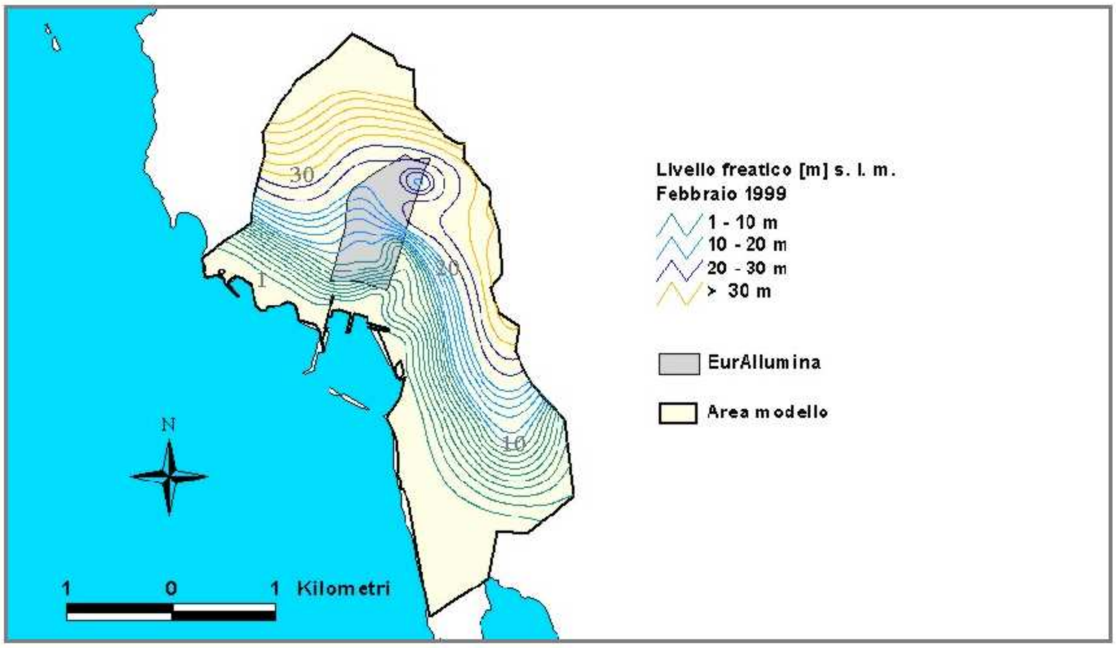

Figura 3: Mappa piezometrica ricostruita dai valori di misurati in campo.

in uno stato stazionario, la moltiplicazione per un qualsiasi fattore di scala di tutti i valori di conducibilitá di un sistema, non porta ad alcuna variazione delle distribuzioni relative. Questo ha reso necessaria la calibrazione del modello anche in modo transitorio. Questo ha portato a ridurre le conducibilitá di campo calcolate al fine di riprodurre il transiente di pressione. In tabella 3 vengono riportati i valori finali ottenuti per i valori di conducibilitá idraulica del dominio. Questi valori sono stati ottenuti in base alle caratteristiche note del terreno e, in seguito, raffinati sulla base di simulazione eseguite in condizioni transitorie. Come criterio di scelta, si è preso il confronto fra le figure presi come riferimento le fluttuazioni del pozzo 24 mostrato in figura 13 e quelle simulate 18 per il nodo 385.

Tabella 3: Valori di conducibilitá idraulica, porositá, e coefficiente di immagazzinamento negli strati identificati per il dominio di Portoscuso. Il significato dei parametri è il seguente: K_x, K_y, e K_z sono le conducibilità idrauliche nelle tre direzioni cartesiane, n è la porosità del terreno e S_s è il fattore di "storage" del terreno.

parametro	K_x	K_y	K_z	n	S_s
unità	(m/s)	(m/s)	(m/s)	(-)	(1/m)
Acquifero sup.	1.E-3	1.E-3	1.E-4	0.292	1.E-5
Strato imperm.	1.E-7	1.E-7	1.E-7	0.292	1.E-5
Acquifero conf.	1.E-4	1.E-4	1.E-4	0.292	1.E-5

3.2 Valutazione del grado di interconnessione degli acquiferi superficiale e confinato

Le simulazioni del sito di Portoscuso hanno permesso di svolgere una notevole quantità di valutazioni, sia al fine di testare alcune ipotesi di lavoro, sia in un contesto analitico, come nel caso dell'analisi multivariabile per la localizzazione della sorgente di inquinamento descritta in seguito.

Come accennato sopra, la presenza dei pilastri di fondazione costruiti nella zona, che arrivano a penetrare lo strato impermeabile dell'acquifero, crea una possibile via di comunicazione preferenziale fra l'acquifero superficiale e quello confinato. In questo contesto, le informazioni di carattere idrogeologico non permettono di caratterizzare lo strato impermeabile in modo preciso, e alcuni dati sembrano indicare che tale strato non sia continuo. Questo fatto risulta di notevole importanza e merita di essere studiato ulteriormente, dato che comporta la possibilità per gli inquinanti prensenti nello strato superficiale di penetrare velocemente nell'acquifero confinato (vedi figura 3 del rapporto di parametrizzazione e adattamento del modello per il sito di Portoscuso, dove si mostrano le linee di isoconducibilitá elettrica).

In questo contesto, la validità delle indicazioni fornite dai dati a disposizione è stata verificata analizzando contemporaneamente i valori di ricarica naturale dell'acquifero, stimati partendo dalla precipitazione misurata su base mensile, e la risposta dell'acquifero stesso. Confrontando l'idrografo di flusso della formazione superficiale e di quella profonda, si vede che la risposta dei due acquiferi non è naturalmente sincronizzata con la ricarica superficiale. Questo è probabilmente causato dalle caratteristiche e dai parametri idraulici del suolo.

Sulla base di questa considerazione si è pensato di fare uno studio modellistico per verificare come, al variare della permeabilità dello strato di separazione fra i due acquiferi, potesse variare il campo di pressione/saturazione del suolo anche in relazione alle misure disponibili. Attraverso una procedura di calibrazione "trial-and-error" ci si propone determinare se e di quanto possa aumentare in media la permeabilità dello strato impermeabile nella zona dell'Euroallumina a causa della presenza dei pilastri di fondazione. La figura 4 mostra le posizioni dei pozzi considerate sia per i pompaggi, sia per i punti di rilevamento del segnale di sfasamento del dominio. In figura 5 vengono mostrate le posizioni dei pozzi sulla mesh di calcolo. Al fine di poter confrontare le misure rilevate in alcuni pozzi con i valori calcolati sul dominio di calcolo, si riportano in tabella 4 i numeri dei pozzi e i corrispondenti nodi della mesh (si confrontino figura 4 e figura 5): Lo studio modellistico atto a ottenere indicazioni sulla

Tabella 4: Numeri dei pozzi e corrispondenti nodi sulla mesh di calcolo (il pozzo 24 e il nodo 6196 fanno riferimento all'acquifero confinato, sotto lo strato impermeabile).

nr. pozzo	9	28	33	24
nr. nodo	385	432	782	6196

continuitá dello strato impermeabile che separa l'acquifero superficiale da quello confinato (o presunto tale) è stato svolto in due fasi:

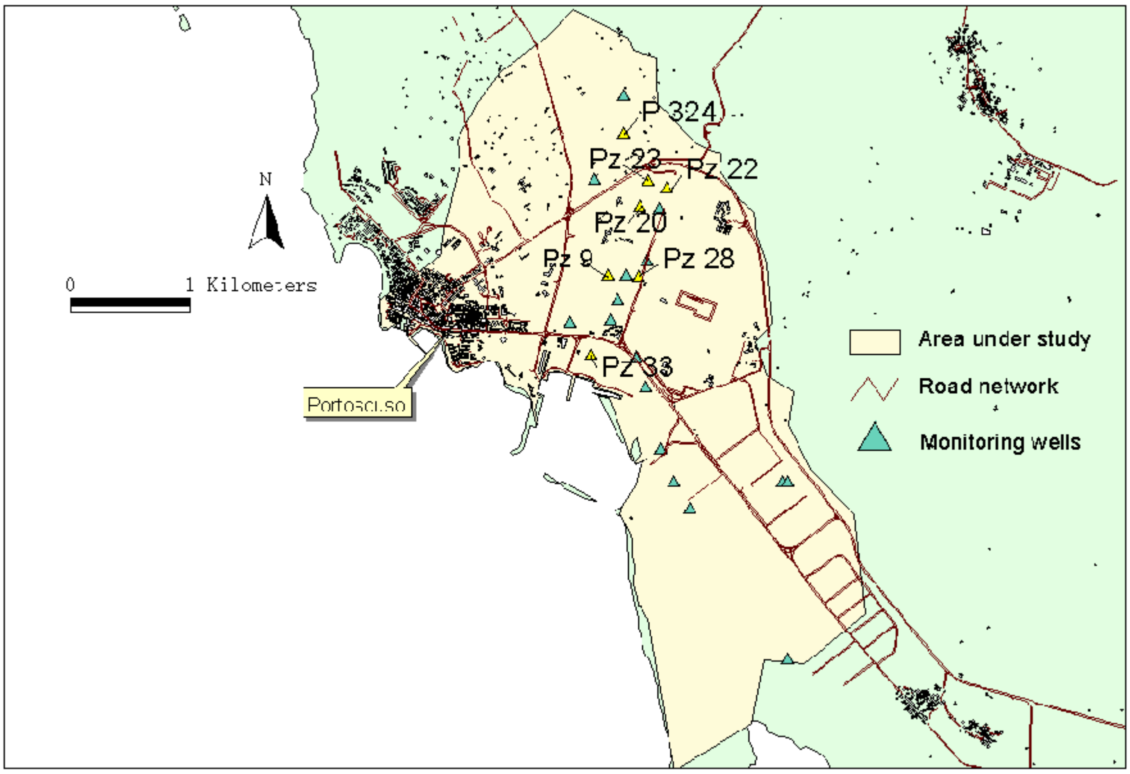

Figura 4: Localizzazione geografica dei pozzi e dei punti di rilevamento.

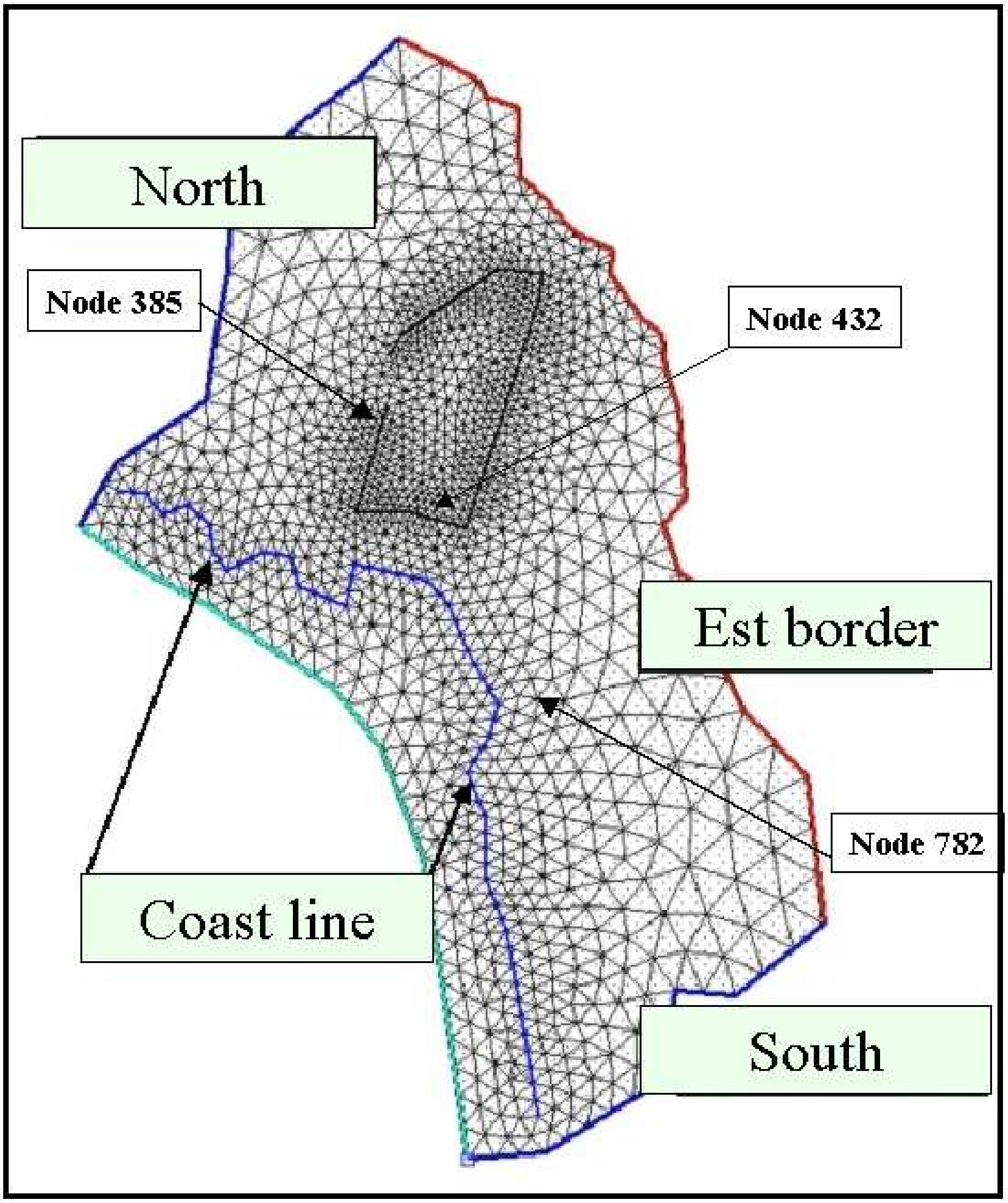

Figura 5: Localizzazione dei pozzi sulla mesh di calcolo bidimensionale.

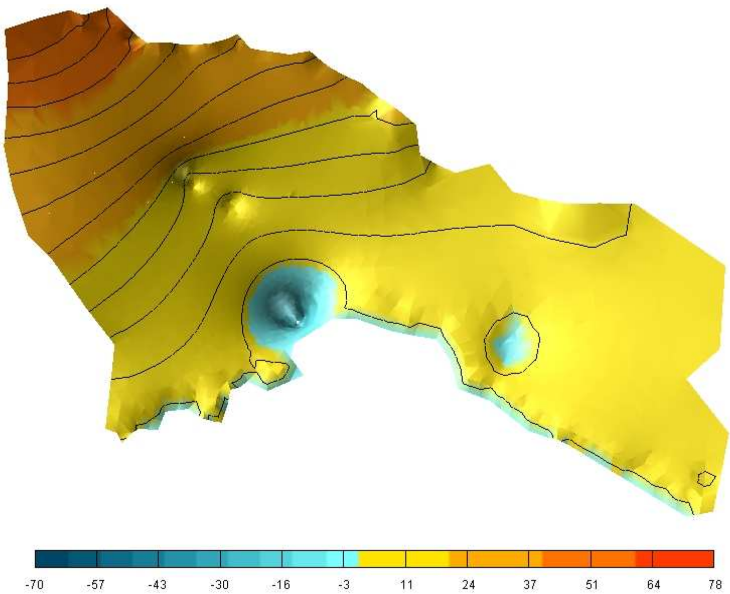

Figura 6: Superficie freatica del dominio per il caso di pompaggio e strato intermedio omogeneo con valori di conducibilitá idraulica uguale a $K = 10^{-4}$ m/s.

1. lo strato di separazione fra i due acquiferi si assume omogeneo e di conducibilitá idraulica da determinarsi;
2. lo strato di separazione si assume ancora omogeneo, eccetto nella zona dell'Eurallumina nella quale sono stati costruiti i pilastri, a causa dei quali la conducibilitá idraulica potrebbe essere variata e merita uno studio piú dettagliato.

3.2.1 Caso 1: strato di separazione omogeneo.

Per questo primo caso è stata eseguita una serie di simulazioni per diversi valori di conducibilitá idraulica dello strato di suolo compresi nell'intervallo [10^{-7},10^{-4}] m/s. Le simulazioni sono state eseguite in condizioni di stazionario. Le figure 6 e 7 mostrano i risultati ottenuti per il campo di pressione per i valori estremi dell'intervallo di permeabilitá, cioé $K = 10^{-4}$ e $K = 10^{-7}$ m/s. Come si vede, non vi sono grosse differenze fra le linee di uguale pressione nei due casi. L'effetto dei pompaggi, visualizzato attraverso le isosuperfici dei coni di emungimento, risulta localizzato in una piccola zona intorno alle installazioni di pompaggio e non ha influenza al di fuori di questo.

3.2.2 Caso 2: strato di separazione eterogeneo (presenza di discontinuitá nella zona dei pilastri)

In questo secondo caso si è considerato lo stesso intervallo di variazione di conducibilitá idraulica del caso precendente per la sola zona dei pilastri (Eurallumina), lasciando invariate le caratteristiche di detto strato per il resto del dominio (conducibilitá idraulica di 10^{-7}

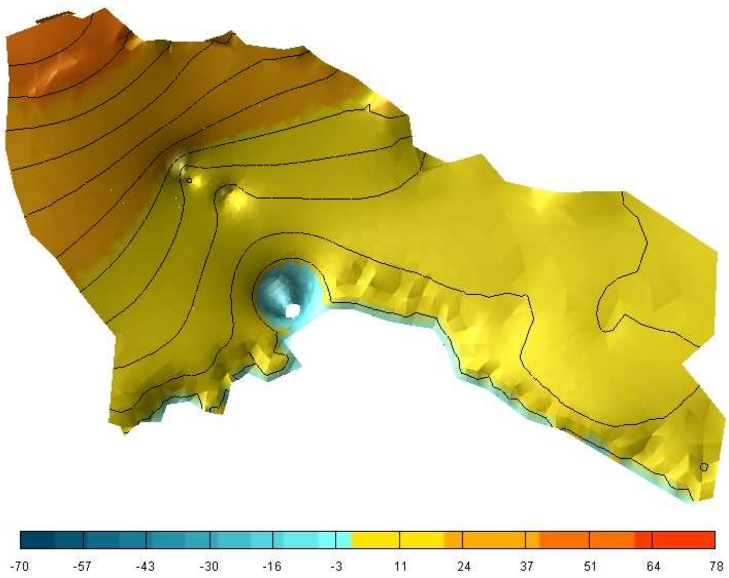

Figura 7: Superficie freatica del dominio per il caso di pompaggio e strato intermedio omogeneo con valori di conducibilitá idraulica uguale a $K = 10^{-7}$ m/s.

m/s). Anche in questo caso, si è simulato lo stato stazionario. Le figure 8– 11 raffigurano la distribuzione del campo di pressione e della superficie di falda ($\psi = 0$) per i differenti valori di conducibilitá della zona ad alta permeabilitá. Anche in questo caso, le variazioni di conducibilitá idraulica della zona dei pilastri non determinano alterazioni sostanziali del campo di pressione e, comunque, l'effetto dei pompaggi resta confinato ad una zona piccola intorno ai pozzi.

3.3 Simulazione dello sfasamento temporale fra precipitazione e misure della piezometrica.

Come accennato precedentemente, parte della calibrazione del modello è stata eseguita a mezzo di simulazioni di transitorio. Il fenomeno preso in esame è stato lo sfasamento temporale fra precipitazione e misure della piezometrica. Il riuscire a far coincidere i valori simulati con quelli misurati garantisce che, almeno in media, i valori di conducibilità idraulica inseriti nel modello e quelli di campo siano in buon accordo. In figura 12 viene riportato l'andamento annuale medio delle precipitazioni nella zona in studio mentre nelle figure 13 e 14 vengono riportate le fluttuazioni di falda misurate nei pozzi 24 e 28 (vedi figura 4), rispettivamente.

Le figure 15, 16, 17 e 18 mostrano invece le fluttuazioni di falda simulate. Il confronto fra le simulazioni e le misure permette di affermare che lo sfasamento temporale fra il regime di precipitazione (e quindi di ricarica naturale) e la risposta dell'acquifero superficiale è stata riprodotta in maniera accettabile in alcune parti del dominio, vedi la fluttuazione misurata per il pozzo 28 e per il nodo 432 (figura 17) situato vicino al pozzo nella mesh di calcolo.

Lo stesso non si può dire per il caso del pozzo 24, per il quale non si è riusciti ad avere lo stesso accordo fra simulazioni e misure. Varie possono essere le cause di questo:

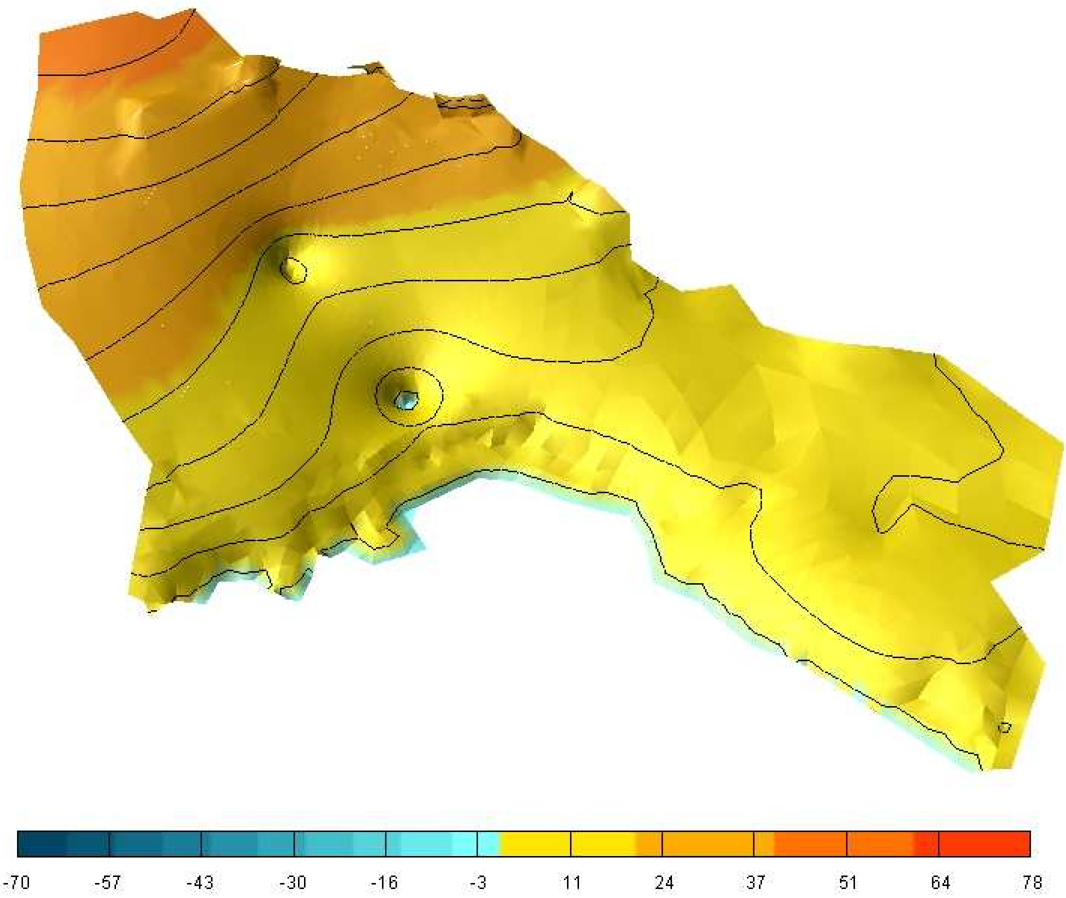

Figura 8: Superficie freatica del dominio per il caso di pompaggio e strato intermedio omogeneo a conducibilitá idraulica $K = 10^{-7}$ e "buco" nella zona dell'Eurallumina in cui la conducibilitá è assegnata $K = 10^{-4}$ m/s.

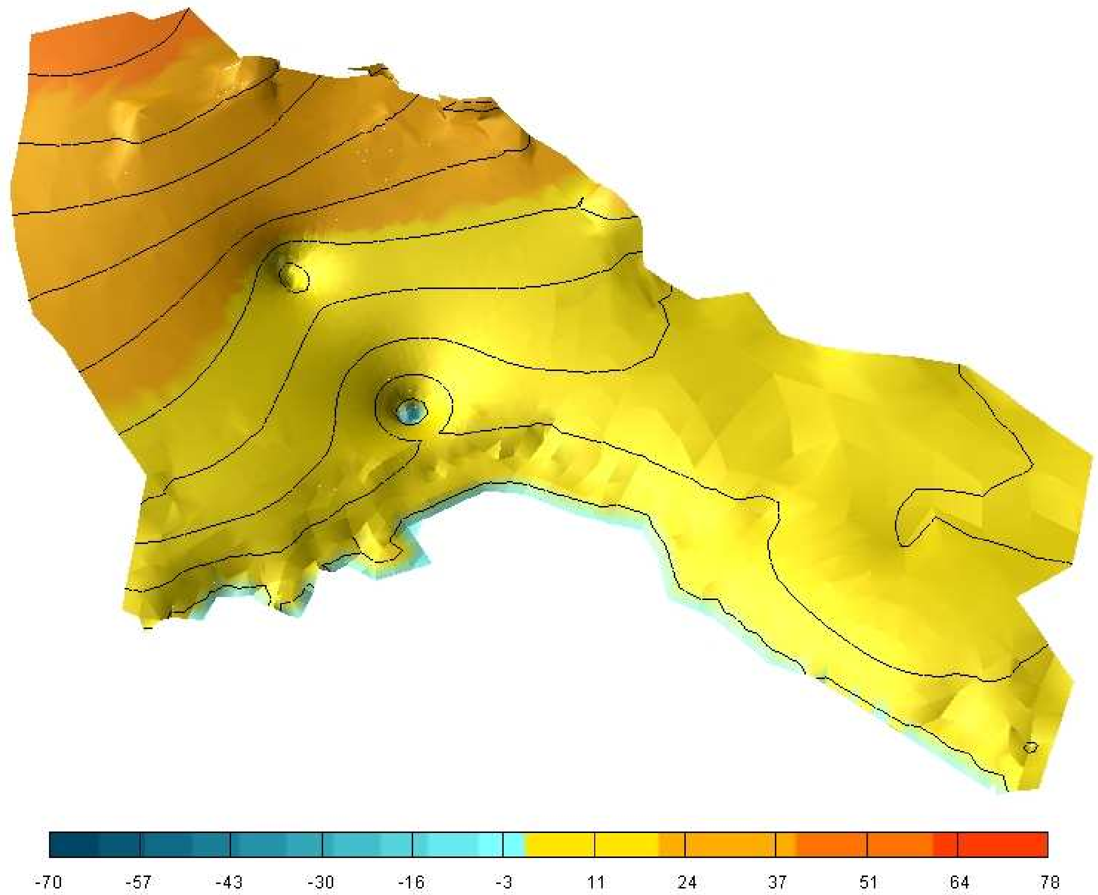

Figura 9: Superficie freatica del dominio per il caso di pompaggio e strato intermedio omogeneo a conducibilitá idraulica $K = 10^{-7}$ e "buco" nella zona dell'Eurallumina in cui la conducibilitá è assegnata $K = 10^{-5}$ m/s.

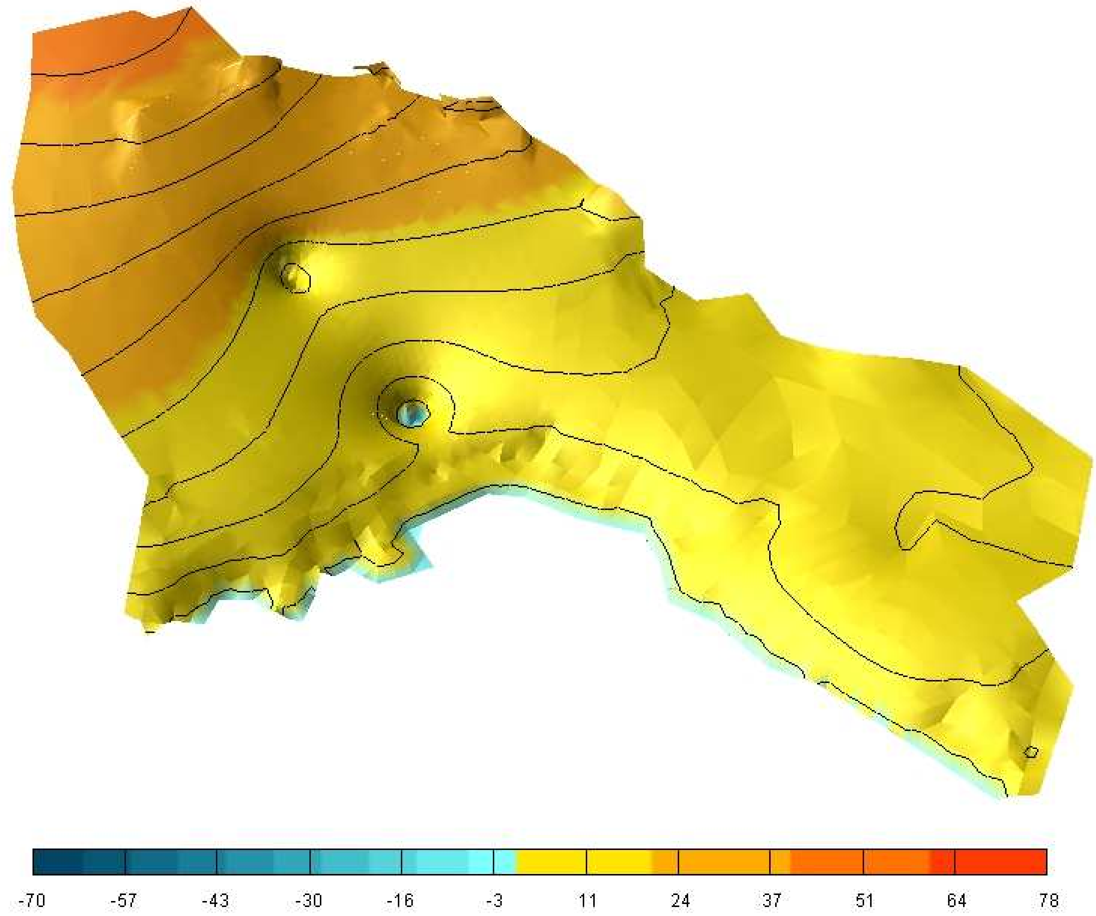

Figura 10: Superficie freatica del dominio per il caso di pompaggio e strato intermedio omogeneo a conducibilitá idraulica $K = 10^{-7}$ e “buco” nella zona dell’Eurallumina in cui la conducibilitá è assegnata $K = 10^{-6}$ m/s.

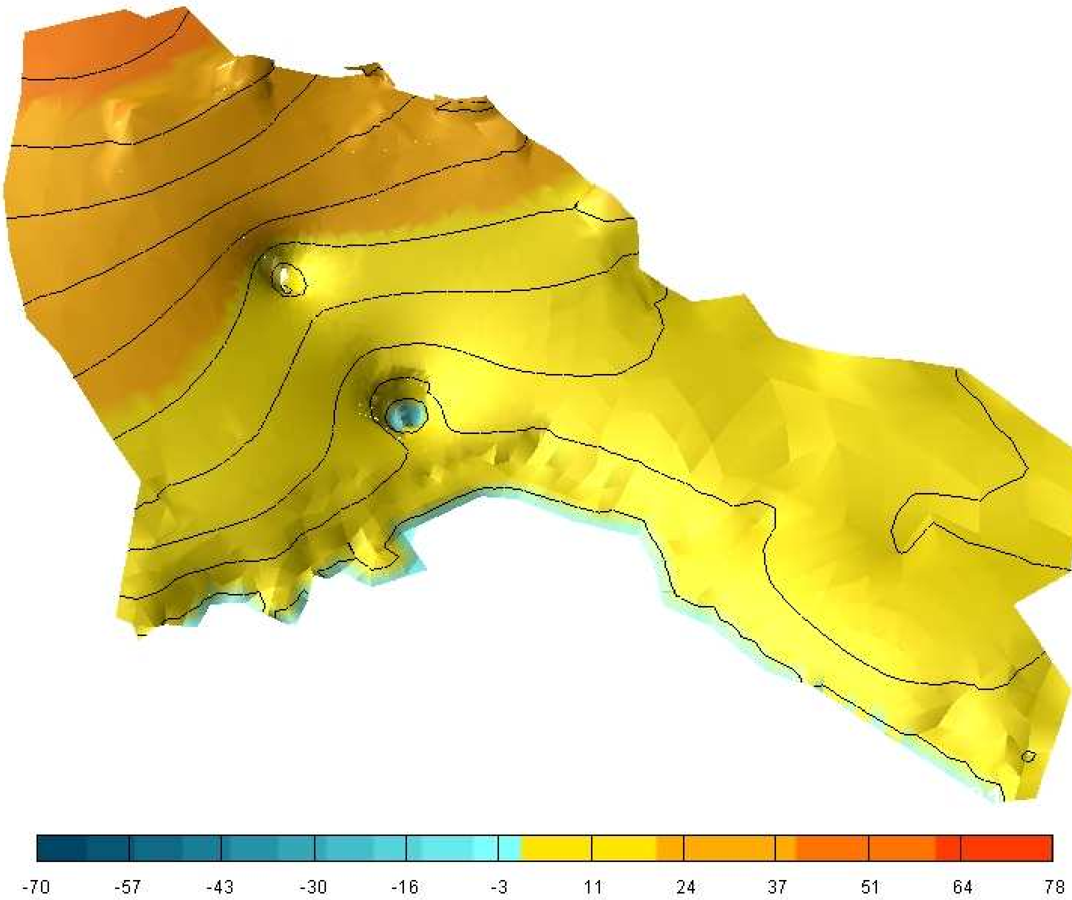

Figura 11: Superficie freatica del dominio per il caso di pompaggio e strato intermedio omogeneo a conducibilitá idraulica $K = 10^{-7}$ e "buco" nella zona dell'Eurallumina in cui la conducibilitá è assegnata $K = 10^{-4}$ m/s.

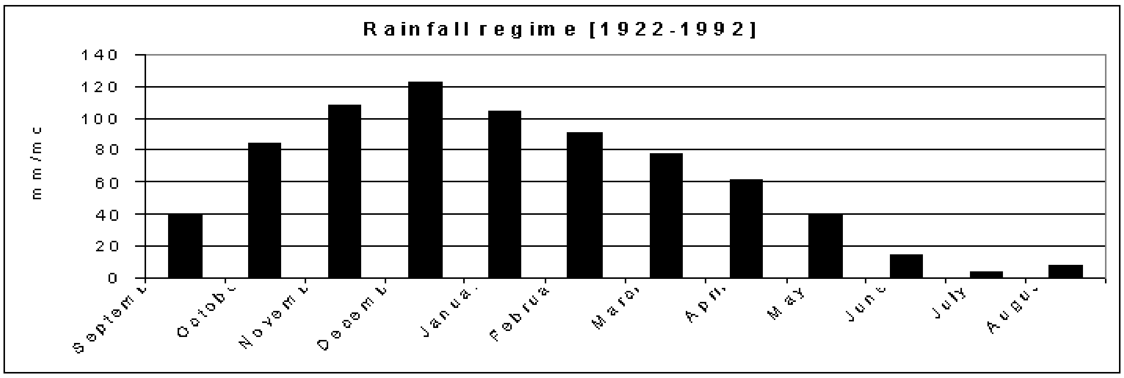

Figura 12: Andamento (su base mensile) delle precipitazioni nella zona di Portoscuso ottenuto mediando 70 anni di dati.

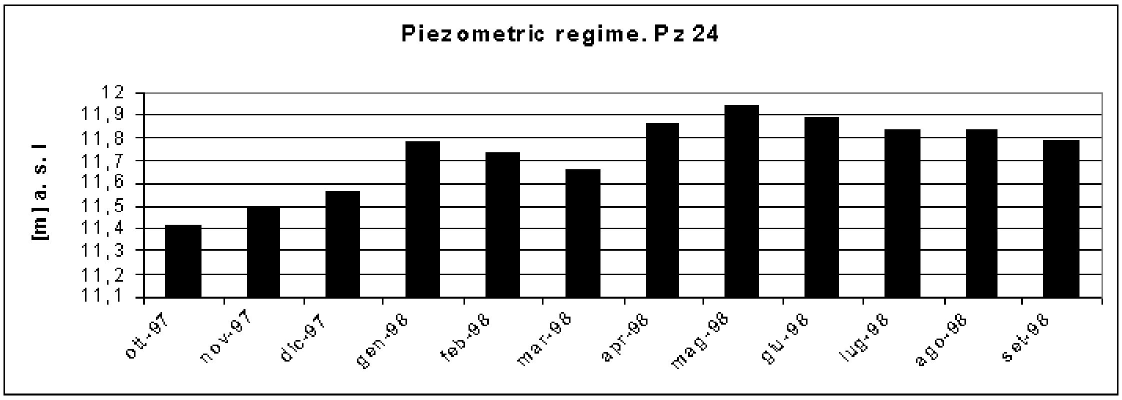

Figura 13: Fluttuazione annuale della piezometrica misurata a cavallo fra il 1997 e il 1998 nel pozzo 24.

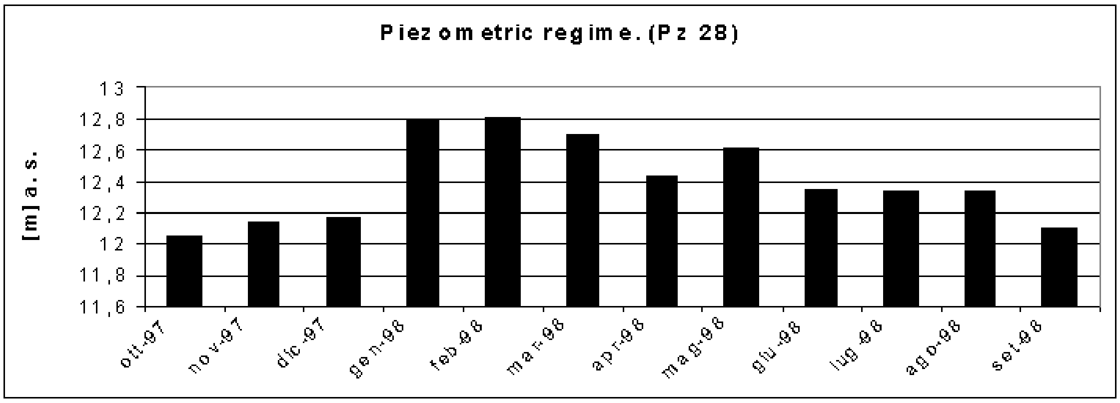

Figura 14: Fluttuazione annuale della piezometrica misurata a cavallo fra il 1997 e il 1998 nel pozzo 28.

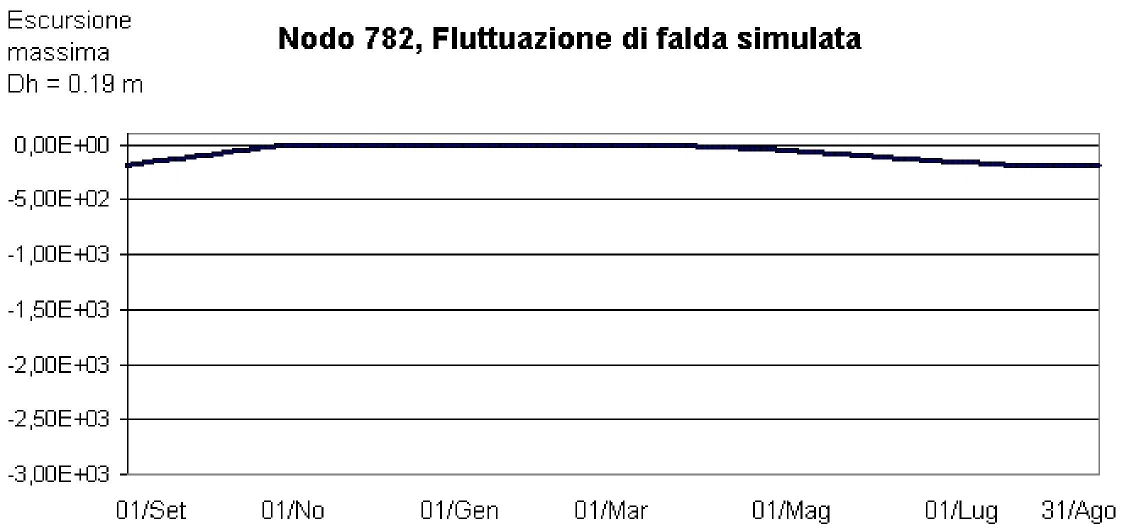

Figura 15: Fluttuazione annuale della piezometrica simulata per il periodo settembre – agosto per il nodo 782 (pozzo 33).

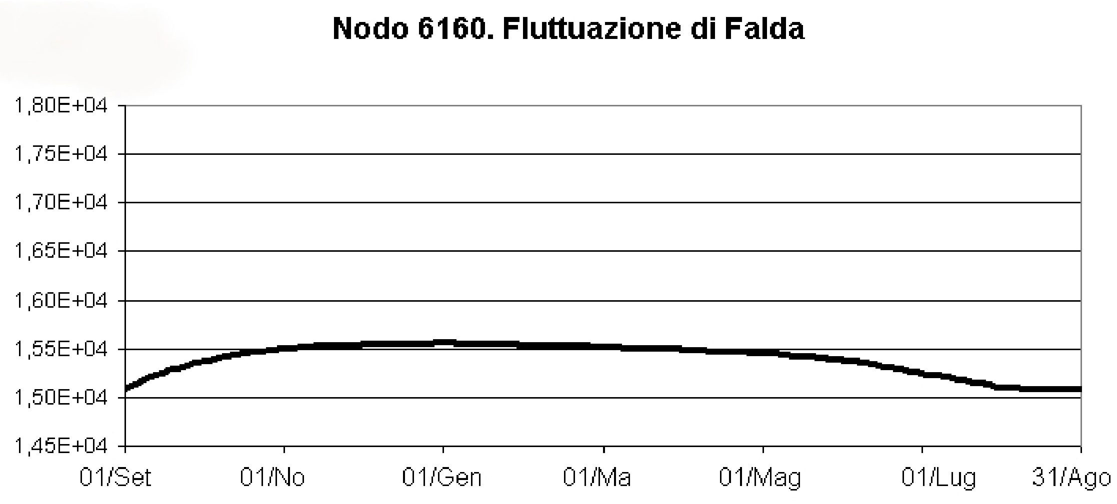

Figura 16: Fluttuazione annuale della piezometrica simulata per il periodo settembre – agosto per il nodo 6160 (pozzo 24).

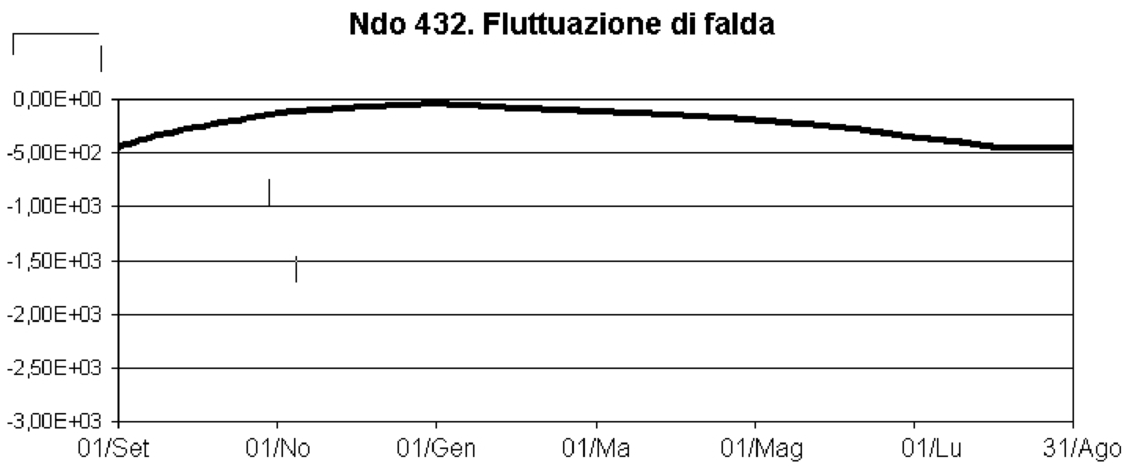

Figura 17: Fluttuazione annuale della piezometrica simulata per il periodo settembre – agosto per il nodo 432 (pozzo 28).

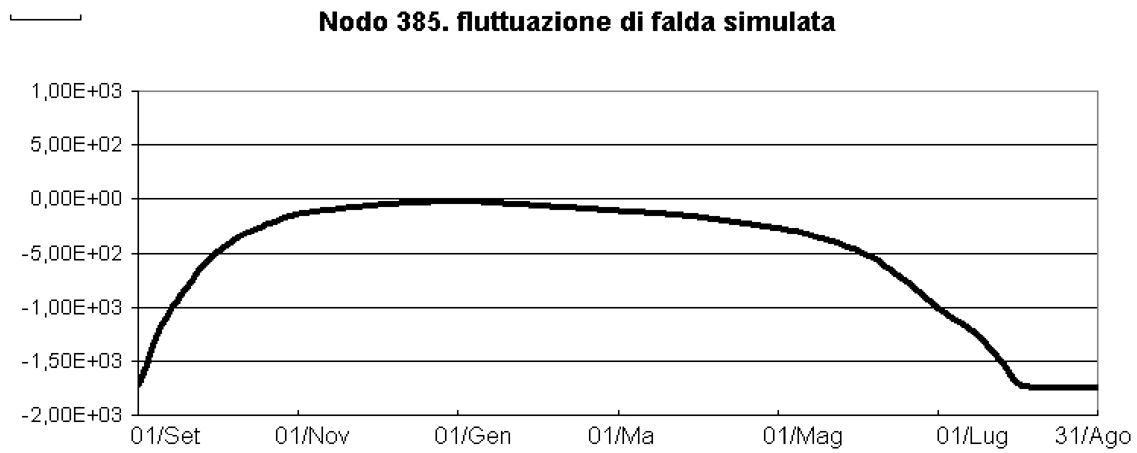

Figura 18: Fluttuazione annuale della piezometrica simulata per il periodo settembre – agosto per il nodo 385 (pozzo 9).

- possibile presenza di acquiferi sospesi e/o di zone insature fra i due acquiferi. Questo potrebbe accadere, per esempio, nel caso di presenza di zone di transizione in cui vi è una forte riduzione della conducibilitá idraulica (vedi il caso di presenza di lenti di argilla) e forte aumento del coefficiente di immagazzinamento. La conseguenza di ció sarebbe una forte riduzione della velocitá di propagazione delle fluttuazioni di pressione attraverso tali zone e quindi un forte ritardo fra le fluttuazioni del flusso fra i due acquiferi e quindi poca sincronizzazione fra i due acquiferi;
- presenza di eterogeneità orizzontali di cui non si è tenuto conto nel presente studio. Anche questo punto potrebbe aver influito in modo sostanziale, sia per i cammini preferenziali dei flussi d'acqua, sia per la creazione di acquiferi sospesi e/o zone di non flusso (questo potrebbe costituire argomento di studi futuri);
- una combinazione dei due sopradetti.

Si deve inoltre far notare che i dati sembrerebbero indicare che il regime di flusso dell'acquifero profondo sia controllato non tanto dall'acquifero superficiale attraverso le discontinuità dello strato semipermeabile, quanto invece della presenza di una terzo sistema acquifero, situato nello strato delle ignimbriti sottostante l'acquifero suddetto interessato in modo diretto dalla ricarica da monte. Infatti, lo sfasamento temporale di ben 5 mesi fra la risposta dell'acquifero superficiale e quello profondo è infatti troppo grande per essere attribuita alla presenza dello strato semipermeabile fra i due sistemi e dal fattore e al coefficiente di immagazzinamento del sistema acquifero.

3.4 Simulazioni di trasporto

Il sito di Portoscuso risulta afflitto da diversi problemi di inquinamento, i maggiori dei quali risultano l'ingressione di acqua salata nei due acquiferi e la presenza di metalli pesanti nel terreno. Nel caso specifico di questo sito, il problema dell'ingressione di acqua salata risulta di portata minore rispetto al quello più grave invece della presenza in falda di alte concentrazioni di ioni metallici quali piombo, cadmio, zinzo, mercurio, etc.

La parte maggiore del lavoro svolto durante lo studio condotto sul sito di Portoscuso della stata dedicata al problema del flusso e delle caratteristiche di eterogeneità del terreno, con particolare attenzione al problema della calibrazione. Questa scelta è stata motivata da una serie di ragioni:

- la determinazione del regime di flusso della zona risulta di fondamentale importanza. Il trasporto degli inquinanti dipende infatti dal regime di flusso del suolo, ovvero, dal campo di velocità dell'acqua. I dati idrogeologici disponibili non permettevano di dire alcunchè sulla presenza o meno di discontinuitá dello strato argilloso che separa l'acquifero superficiale da quello confinato. Risultava quindi importante capire se e quanto la presenza di discontinuitá nello strato assunto come impermeabile potesse influenzare il campo di pressione della falda e la superficie piezometrica.
- il sito di Portoscuso risulta afflitto da diversi problemi di inquinamento. Gli eccessivi pompaggi causati dalla presenza di molti insediamenti industriali che necessitano di

grandi quantità di acqua sia per necessità di raffreddamento degli impianti, sia per i processi di lavorazione veri e propri ha prodotto un abbassamento della falda e quindi l'ingressione di acqua marina nei pozzi;

- la presenza di un insediamento industriale delle dimensioni di quello di Portoscuso e la presenta di attività di trattamento di minerali ha fatto sì che nel terreno si siano verificati diversi casi di inquinamento del suolo e della falda da metalli pesanti (vedi tabella nel rapporto tecnico "Parametrizzazione e adattamento del modello: sito di Portoscuso"). La migrazione dei metalli nel terreno è un insieme di processi molto complesso, fortemente dipendente dalle caratteristiche geochimiche del terreno e dal tipo degli inquinanti stessi. Questo implica che la possibilitá di eseguire uno studio modellistico accurato sia vincolata alla disponibilitá di una mole adeguata e consistente di dati, in particolare relativamente al tipo e composizione chimica del terreno e alle sue caratteristiche geochimiche. Queste informazioni sono in genere molto complicate ad ottenersi e implicano una serie estesa di misure e analisi di laboratorio che nel caso in oggetto non sono state eseguite e/o non sono state rese disponibili al team di lavoro del CRS4. Si deve inoltre tenere in conto il fatto che uno dei processi più importanti che caratterizzano la diffusione di ioni metallici nel terreno è l'adsorbimento degli stessi sui grani di suolo. Questo, oltre ad essere fortemente influenzato dalle condizioni geochimiche e in particolare dal pH, è critico nel determinare la velocitá di avanzamento dei fronti di concentrazione degli inquinanti, dato che maggiore è la tendenza di una specie chimica ad essere adsorbita nel terreno, minore sará la sua velocitá di migrazione. Tenendo conto che la quantitá di specie adsorbita nel terreno puó arrivare ad essere circa 10 volte quella presente in soluzione, è facile comprendere come anche la stessa velocitá di avanzamento di un fronte di concentrazione di un inquinante possa variare di un fattore 10. Essendo quindi possibili variazioni del coefficiente di adsorbimento di diversi ordini di grandezza e stante la carenza di dati relativamente alle condizioni geochimiche del terreno, si è ritenuto di limitato interesse l'esaminare a tappeto tutte le possibili combinazioni di parametri. Questo avrebbe implicato un enorme sforzo computazionale e un ventaglio di possibili scenari troppo ampio, ma, soprattutto, ognuno di questi avrebbe rappresentato una possibilitá verisimile, ma per la quale non si sarebbe potuto affermare nulla riguardo alla sua probabilitá di accadimento.

Quanto sopra descritto fa capire le difficoltá incontrate nella rappresentazione del trasporto di inquinante e nella sua modellazione. Di seguito vengono descritti alcuni aspetti rilevanti dello studio.

3.4.1 Il campo di velocità

In figura 19 viene riportata la rappresentazione tridimensionale del campo di velocità calcolato per il caso stazionario. Il campo di pressione e, di conseguenza, il campo di velocitá dell'acqua, nel caso in cui siano presenti i pompaggi a differenti regimi varia sia nello spazio che nel tempo. Si è peró preferito prendere come riferimento quello del caso stazionario, dato che, come discusso precendentemente, l'effetto dei pompaggi risulta localizzato nelle vicinanze delle zone delle emungimenti e quindi non perturba in modo rilevante il campo generale.

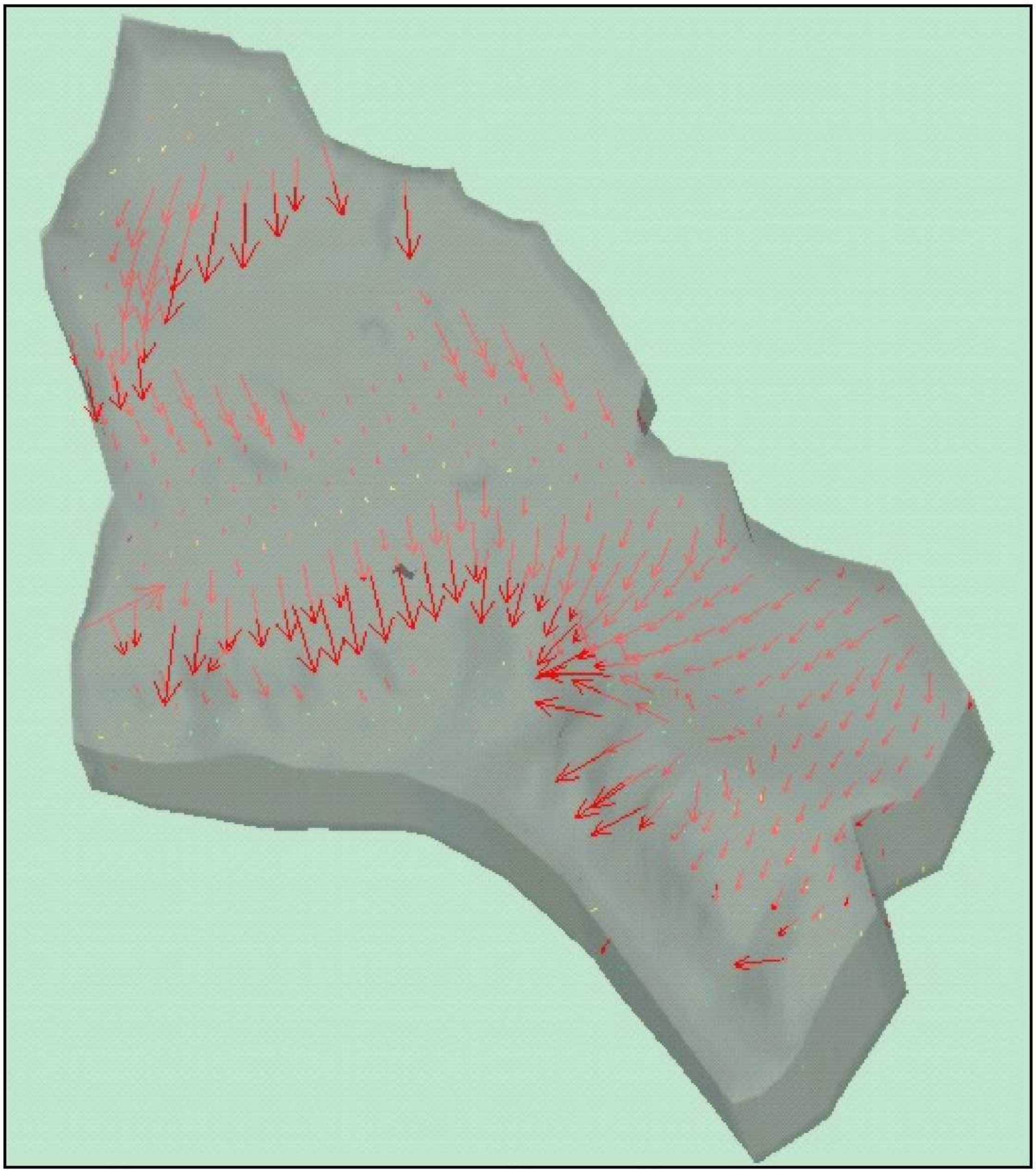

Figura 19: Campo di velocità calcolato per il caso stazionario.

Tabella 5: Parametri del suolo per le simulazioni di trasporto, ove α_L e α_T sono le dispersività longitudinale e trasversale, rispettivamente, R è il fattore di ritardo che ingloba l'adsorbimento e ϵ è il rapporto di densità.

Tabella 6: Valori di dispersività, "retardation" e fattore di densità per le simulazioni di trasporto.

	α_L (m)	α_T (m)	R (-)	ϵ (-)
ML	10.	1.	10	0.03
MV	10.	1.	1	0.03

3.4.2 Il plume di inquinante - caratteristiche dell'infiltrazione

Le simulazioni del plume di inquinante sono state eseguite considerando il caso di un punto di sversamento di un inquinante disciolto in acqua in grado di diffondere nel terreno e di essere poi trasportato dal moto di falda all'interno degli strati di suolo. In tabella 5 vengono riportati i parametri del suolo per il caso del trasporto. Si fa notare che il valore di ϵ è stato settato diverso da zero, anzi, più precisamente, è stato dato un valore di circa 3%. Come descritto nel rapporto tecnico relativo al codice CODESA-3D (*Lecca* 2000), ϵ è il parametro che accoppia il flusso col trasporto. L'aver considerato un valore di circa 3% implica l'aver tenuto in considerazione anche un possibile effetto dell'inquinante sulla densità della soluzione acqua+inquinante.

La condizione iniziale assunta per le simulazioni è di concentrazione nulla in tutto il dominio di calcolo. Per quanto riguarda le condizioni al contorno, si è imposto un valore fisso concentrazione (c=1) nel punto di immissione (nodi 78-80-82, adiacenti al pozzo 20, vedi figura 4) per tutto il tempo di simulazione. Questa condizione è sembrata la piú appropriata per simulare il caso di sversamento in un buco o di perdita di fluido inquinato da un bidone. Per tutto il resto della frontiera, si è imposta la condizione di gradiente di concentrazione nullo. Il tempo di simulazione considerato è di 30 anni, come indicato in tabella. Sono stati considerati due diversi scenari di inquinamento, che differiscono per la velocità di propagazione dell'inquinante.

3.4.3 Caso di migrazione lenta (ML) di inquinante

Con la definizione di "migrazione lenta" (indicata dalla sigla ML) si indica l'idroveicolazione di inquinanti che possono essere adsorbiti sui grani di suolo. Nel caso in studio, si è tenuto conto di un fattore di ritardo $R = 10$, il che significa che la velocitá effettiva di migrazione dell'inquinante è 1/R volte quella di flusso dell'acqua. La scelta di un fattore 10 è motivata dal fatto che in diversi casi l'adsorbimento causa valori del fattore di ritardo anche molto piú grandi, dipendentemente dal tipo di terreno, inquinante, e ambiente geochimico. Il valore $R = 10$ si puó considerare caratteristico di un terreno in cui la tendenza del contaminante ad essere adsorbito sia molto forte. Come si puó facilmente intuire, la ML implica una riduzione dei volumi di suolo interessati dall'inquinamento (e quindi una zona inquinata poco estesa), ma, al tempo stesso, una quantitá di inquinante per unitá di volume di suolo+acqua maggiore di un fattore R.

Le figure 20, 21, 22 e 23 mostrano l'evoluzione temporale della nuvola di inquinante sulla superficie freatica. Da questo insieme di immagini si puó vedere come la contaminazione si muova poco dalla zona di immissione, anche per tempi grandi (t=30 anni). Ció indica il ruolo predominante del processo di adsorbimento nella migrazione del contaminante a dispetto del campo di velocitá dell'acqua che tenderebbe a portarlo verso la costa. La forma delle linee di isoconcentrazione è comunque allungata lungo la direzione del moto generale verso la costa, ma la zona di influenza rimane confinata all'interno di poche centinaia di metri.

Dal punto di vista della valutazione del rischio di contaminazione della zona, lo scenario descritto in questo paragrafo descrive una situazione auspicabile, essendo l'inquinante "catturato" dai grani di suolo che lo trattengono fino a saturazione dello spazio disponibile prima di farlo proseguire. Naturalmente, la situazione descritta rappresenta una situazione in condizioni ideali, in cui il processo di adsorbimento dell'inquinante è istantaneo e completo, per cui vengono subito raggiunte le condizione di equilibrio fra la concentrazione nel fluido (acqua) e sui grani di suolo. Si deve far presente, comunque, che il caso ML è rappresentativo di una situazione limite, in cui il processo di adsorbimento è istantaneo ed il mezzo poroso viene saturato di contaminante: queste condizioni, ovviamente, sono spesso disattese nei casi reali. Si è comunque ritenuto di dover esaminare questa ipotesi al fine di determinare l'intervallo all'interno del quale trova collocazione il "caso reale". Il caso di non adsorbimento rappresenta l'altro caso limite e viene descritto nel prossimo paragrafo.

3.4.4 Caso di migrazione veloce (MV) del contaminante.

Il caso di migrazione veloce dell'inquinante viene discusso in maggiore dettaglio in quanto rappresenta il caso piú critico in termini di rischio di contaminazione della zona. In molti casi, infatti, l'infiltrazione di contaminanti nel terreno non è considerata un problema insormontabile se il terreno è in grado di immobilizzare o, quantomeno, di rallentare moltissimo la migrazione degli stessi, come nel caso in cui vi sia un forte adsorbimento. Nel caso precedente, considerando R uguale 10, la velocità di migrazione rispetto al caso di inquinante non soggetto ad asorbimento è circa un decimo, con ovvi benefici per la diluizione, il tempo di risanamento e/o bonifica e di gestione dell'emergenza.

Lo scenario di inquinamento discusso in questo paragrafo può essere inquadrato nella casistica di inquinanti non soggetti ad adsorbimento oppure nel caso di variazione delle condizioni geochimiche del sistema (vedi, ad esempio, una forte variazione del pH dell'acqua o di aumento di concentrazioni di alcuni sali di ioni metallici). Bisogna infatti ricordare che il comportamento degli ioni metallici è fortemente influenzato dalle condizioni geochimiche e che una variazione delle stesse può comportate una mutazione radicale delle condizioni del sistema.

Le figure da 24 a 32 mostrano l'evoluzione temporale della mappa di inquinamento durante il periodo di 30 anni dall'inizio della fase di contaminazione. Le figure mostrano il "plume" di inquinante e le sue contourlines significative mappate sulla falda freatica. In figura 24 il

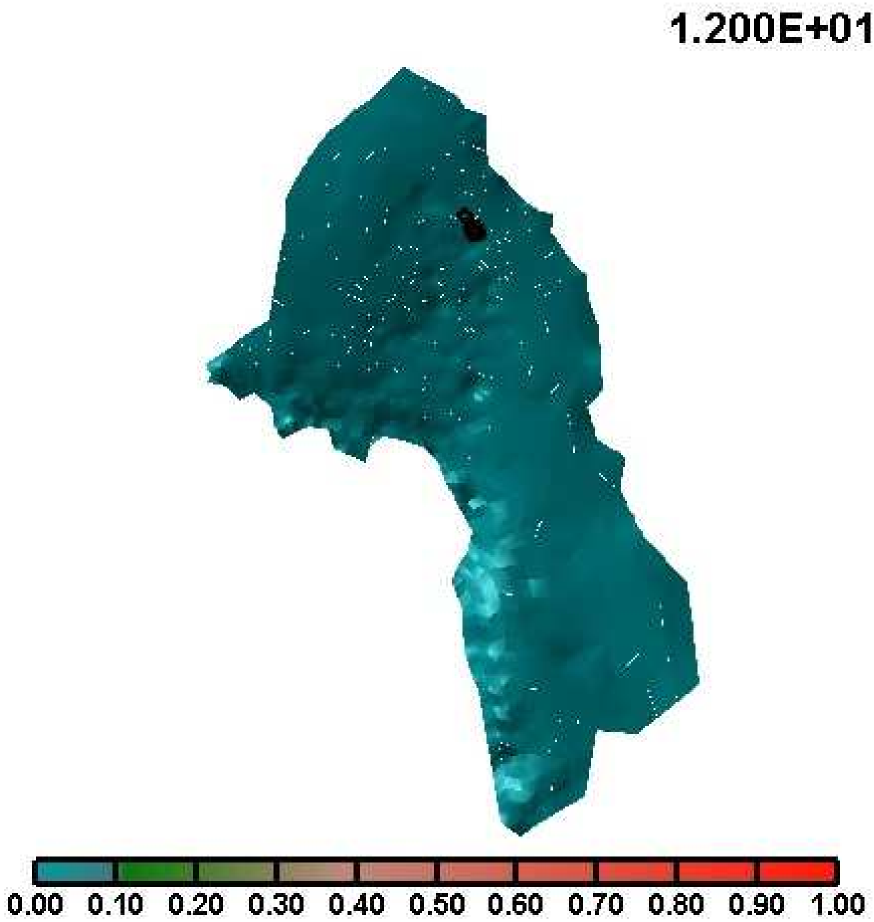

Figura 20: Mappa di concentrazione normalizzata del contaminante simulata a $t = 12$ mesi. Caso ML.

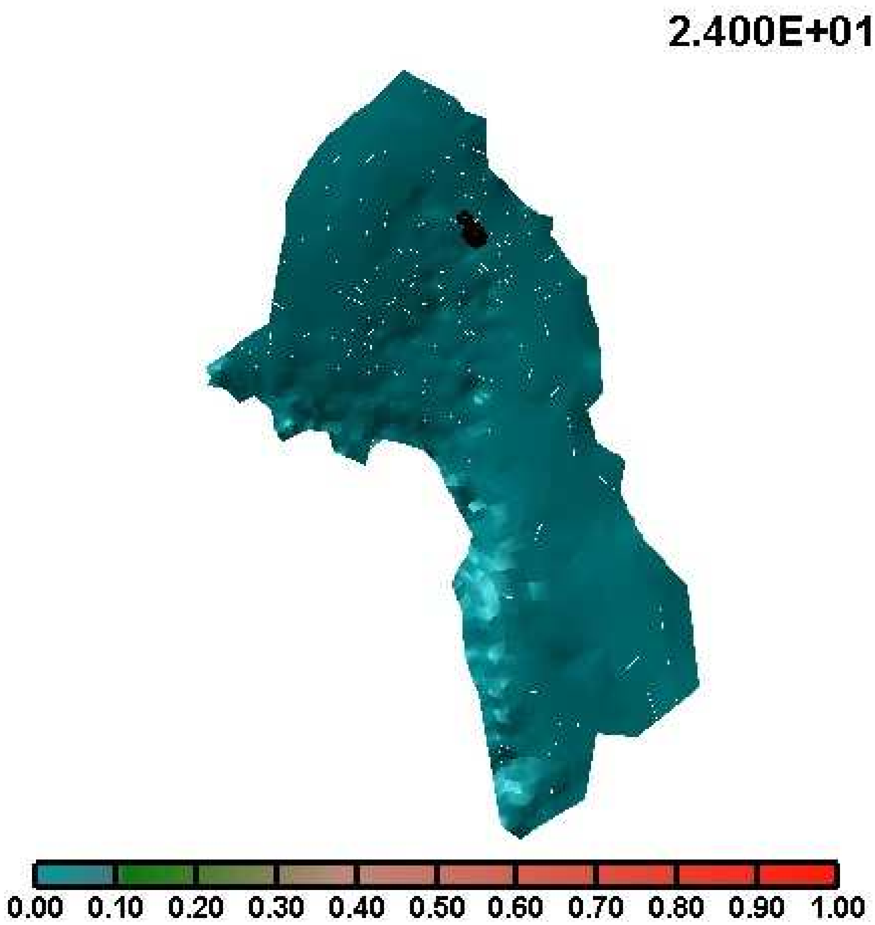

Figura 21: Mappa di concentrazione normalizzata del contaminante simulata a $t = 24$ mesi. Caso ML.

dominio è rappresentato in condizioni iniziali, senza alcun inquinante presente e con la falda acquifera nelle condizioni di stazionario giá descritte in precendenza. Dopo un mese, il sistema mostra le prime tracce di inquinamento, e delle lievi modificazioni nella falda. Come si vede, la forma del "plume" di inquinante non è molto definita, dato che è in fase di formazione. Col procedere della simulazione, si vede come la nuvola di inquinante assuma una forma allungata ben definita in direzione del mare. Questo è in accordo con le direzioni indicate dal campo di velocitá, che mostrano come il moto dell'acqua sia orientato da monte verso il mare (vedi figura 19). Col procedere della simulazione, la falda subisce un piccolo abbassamento e questo causa un arretramento dal mare delle isolinee di concentrazione. Questo non implica necesseriamente una diminuzione dell'inquinamento nella zona, ma solo che l'intersezione fra il plume di inquinamento e la superficie freatica è piú piccola. La vera conseguenza di un abbassamento della falda riguarda la mobilitá dell'inquinamente nel terreno. Le porzioni di suolo che diventano insature per abbassamento di falda, risentono di una forte diminuzione della conducibilitá idraulica dell'acqua dovuto ad una calo del contenuto d'acqua del terreno e quindi della permeabilitá relativa (si vedano le relazioni matematiche descritte nel manuale d'uso del simulatore CODESA-3D – *Lecca* 2000). Si ha quindi una riduzione di mobilitá dell'inquinante che puó rallentare la sua velocitá di migrazione anche di ordini di grandezza. Se da un lato questo risulta positivo in termini di riduzione della zona interessata dall'inquinamento, puó risultare dannoso nel caso vi sia l'interesse di bonificare il terreno con un intervento del tipo "pump-and-treat" (si veda, ad esempio, *National Research Council* 1993).

Considerata l'evoluzione della nuvola di inquinante mostrata nelle figure da 24 a 32, si vede come, in accordo con i fenomeni considerati (tralasciando cioè pressochè completamente tutti i processi e le reazioni legati alla geochimica), buona parte delle conseguenze di un inquinamento a monte vengono subite dalla parte dell'acquifero adiacente alla costa e dalle acque marine della costa stessa. Si deve comunque tenere presente che, in base allo studio modellistico relativo al moto dell'acqua e sulla distribuzione delle pressioni, la propagazione dell'inquinante non avviene con velocitá molto grandi, relativamente alla media delle velocitá tipiche del moto di falda, anche se questo effetto positivo viene vanificato dalla durata del periodo di inquinamento che, per questa zona, ha origine dal momento in cui si sono verificati gli insediamenti industriali.

Si deve tenere conto che tutta la zona risulta potenzialmente afflitta da sorgenti di inquinamento, specialmente il deposito dei fanghi contaminati nella parte inferiore del dominio di calcolo (vedi la mappa della zona industriale di figura 1 nel rapporto relativo all'adattamento e parametrizzazione del modello per il sito di Portoscuso) che risulta essere una potenziale sorgente di inquinamento sia per infiltrazioni dalle vasche di stoccaggio, sia per ricaduta delle polveri contaminate alzate dal vento e loro dilavamento da parte della pioggia che ne causa l'infiltrazione nel terreno. Da quanto visto si puó dunque ben capire come la zona sia veramente ad alto rischio di contaminazione.

3.5 Localizzazione delle aree di sversamento dell'inquinate.

La produzione di rifiuti tossico-nocivi in Sardegna supera le centinaia di migliaia di tonnellate/anno, di queste più della metà deriva proprio dall'area industriale di Portovesme. Per quanto riguarda il loro smaltimento, le diverse industrie, situate nell'agglomerato industriale, hanno operato in modo non coordinato, individuando ciascuna proprie soluzioni, ricorrendo comunque a discariche nelle quali è sempre più difficile individuare aree di stoccaggio adeguate. La situazione allarmante se si tiene conto dei volumi di rifiuti in gioco, del loro grado di pericolosità e soprattutto della mancanza di una tecnologia definitiva di trattamento, considerando che lo stoccaggio in discarica del rifiuto tal quale costituisce la pratica comune. È credibile in questo scenario che il degrado ambientale evidenziato nella piana sia conseguenza dell'errato stoccaggio dei rifiuti industriali e di fortuiti sversamenti di inquinanti all'interno dell'area industriale. È importante in questo contesto studiare una metodologia per individuare in maniera univoca le possibili aree di sversamento dell'inquinate o dalle quali si muove l'inquinante idroveicolata dalla falda.

A tal fine è stata eseguita una serie di simulazioni di flusso e trasporto, avendo imposto come condizioni iniziali il campo di pressione soluzione del problema di flusso in condizioni indisturbate in regime stazionario (steady state) senza pompaggi. Le simulazioni hanno riguardato un transitorio di 10 anni per la ricostruzione temporale della concentrazione dell'inquinate nel sistema acquifero multistrato.

I diversi run del modello sono stati eseguiti facendo variare la posizione di immissione dell'inquinante, al fine di coprire tutte le possibili configurazioni del sistema (2238 simulazioni). L'obbiettivo di questa serie di simulazioni è l'individuazione della posizione della pozza d'immissione dell'inquinante e il relativo tempo di permanenza.

3.6 Le simulazioni

Il tempo totale di cpu per simulazione è variabile da 6 minuti a piè di 3 ore; ciò significa che, utilizzando un pc totalmente dedicato, occorrono più di 20 giorni. Al fine di ridurre sensibilmente i tempi stata utilizzata una macchina parallela, IBM RS/6000 SP a 16 processori POWERPC-Power3, 16 GB di memoria condivisa, tramite la quale, con un sistema di code (first in first out) e la possibilità di far girare più simulazioni in contemporanea (teoricamente fino a sedici), le 2238 simulazioni sono state processate in 2 giorni. Il data base creato per contenere tutte le simulazioni ha richiesto uno spazio disco di circa 12 Giga byte di memoria. In figura 33 si mostra l'evoluzione temporale del plume dell'inquinate simulato con pozza di immissione situata internamente ad un'area industriale potenzialmente pericolosa.

Tramite algoritmi di ottimizzazione sono stati ricercati gli scenari che meglio approssimano il set di misure a disposizione. È stato creato il file "result" che contiene, nei punti in cui si hanno le misurazioni, l'errore commesso nella simulazione del plume d'inquinante nei diversi timestep. A partire dal file di output generale è creato il file "statistica I", nel quale sono memorizzati per ogni simulazione la media delle differenze e lo scarto quadratico medio, tra il campione delle concentrazioni misurate e quelle simulate ai diversi timestep. La configurazione, che è in grado di riprodurre meglio il sistema, è quella che ha prodotto l'errore minore tra il plume d'inquinante simulato e quello misurato (valore minimo della norma euclidea degli scarti).

3.7 Risultati

L'errore commesso nel riprodurre il campo di concentrazioni campionato, misurato dal parametro di riferimento varianza, ad ogni timestep per ogni simulazione è associato all'elemento d'immissione dell'inquinante. La varianza, funzione dello spazio e del tempo, Var = f(X,Y,t), possiede un minimo e un massimo assoluto e più minimi e massimi relativi. Le zone di minimo (varianza più piccola) individuano le aree di immissione al relativo timestep che, nella configurazione del modello di flusso e trasporto, producono il plume che si discosta meno da quello misurato. Viceversa le zone con varianza più grande sono quelle che hanno minore probabilità di essere le aree di immissione dell'inquinante. I risultati più importanti sono evidenziati nelle figure 34 e 36, che mostrano rispettivamente l'andamento temporale della varianza per le prime due migliori simulazioni e la mappa della probabilità associata allo sversamento dell'inquinante in ogni punto del dominio di calcolo. Il tempo di permanenza della pozza di inquinamento più probabile è di sei mesi. L'area di sversamento, individuata in maniera univoca, situata internamente ad un'area industriale che produce prodotti potenzialmente pericolosi, evidenzia la validità della procedura implementata. Il fenomeno di dispersione e diffusione dell'inquinante diventa stazionario dopo un periodo di tempo dell'ordine dei 72 mesi, quindi la concentrazione è funzione solo del punto ma non del tempo (particolarità emersa dall'analisi delle simulazioni). La possibilità di prevedere l'andamento spazio temporale del plume dell'inquinante idroveicolato dalla falda idrica consente di individuare le aree a maggiore rischio di inquinamento e la possibilità di mettere in allarme l'utenza che si avvale dei pozzi potenzialmente a rischio. Altresì si possono definire in tempo reale scelte ottimali per la mitigazione del fenomeno con interventi alla fonte ovvero pozzi di cattura.

4 Conclusioni

4.1 Aspetti relativi al flusso d'acqua.

L'insieme dei risultati presentati in questo rapporto tecnico non puó essere considerato come conclusivo, vista la complessitá dell'argomento trattato e la disponibilitá di dati alle volte non sufficiente a quanto auspicabile. Allo stato corrente dello studio, si possono trarre alcune interessanti conclusioni. Sulla base delle assunzioni fatte per le condizioni al contorno e per le proprietà del suolo, si è riusciti a riprodurre in modo accettabile lo sfasamento fra la ricarica naturale e la risposta dell'acquifero, lavorando con simulazioni di transitorio. Questo indica che l'ordine di grandezza del valore di conducibilità idraulica del suolo è stato settato probabilmente in modo corretto. Si deve far notare che, comunque in questo studio si è assunto che i due sistemi acquiferi siano omogenei nella direzione orizzontale anche se ciò ha comportato che l'accordo fra lo sfasamento misurato e quello calcolato è stato possibile solo in alcune parti del dominio. Più appropriato, ma assai più complesso in questa fase, sarebbe stato il considerare anche la presenza di possibili eterogeneità orizzontali. Le simulazioni hanno comunque indicato che, per quanto riguarda il flusso e il campo di pressione, l'effetto di una possibile discontinuità dello strato impermeabile nella zona dell'Euroallumina avrebbe, alla luce dei risultati ottenuti dalle simulazioni, un effetto pressochè trascurabile, dal punto di vista globale, sul campo di pressione sia dell'acquifero superficiale che di quello sotterraneo, compreso anche il grado di comunicazione dei due acquiferi, visto che le uniche variazioni indicate dai risultati sono a livello locale e di limitata estensione spaziale. Questo è stato verificato facendo variare la permeabilità della discontinuità di circa 5 ordini di grandezza.

Al contrario, allo stato attuale delle conoscenze, i dati sembrerebbero indicare che lo strato di separazione fra gli acquiferi superficiale e confinato sia in realtà meno impermeabile di quanto assunto all'inizio. Questa infatti, permetterebbe di dare una spiegazione accettabile della grande ingressione di acqua marina nell'acquifero profondo nella parte meridionale della costa del dominio in studio. Questa ipotesi, per ora suffragata da alcune indicazioni modellistiche e quindi soggetta alle incertezze connesse con l'uso dei modelli di calcolo e con la loro calibrazione e validazione, permette di configurare un certo numero di scenari, oltre al fatto che richiede una modifica del modello concettuale della zona e del sistema acquifero. In particolare, il monitoraggio, l'analisi di rischio e la pianificazione di interventi di risanamento/bonifica della zona dovrebbero tenere in conto di questo fatto, o, quantomeno, prospettare quale e quanta influenza potrebbe avere questo nuovo modello concettuale.

4.2 Aspetti relativi al trasporto di contaminanti

Per quanto riguarda il fenomeno del transporto di inquinanti si sono considerati due diversi scenari di inquinamento, focalizzando l'interesse sulla diversa velocitá di migrazione dovuta alla presenza o meno del fenomeno dell'adsorbimento. Questi due diversi scenari sono stati indicati come "migrazione lenta" e "migrazione veloce". Nel primo caso, la presenza del fenomeno di adsorbimento ha fatto sí che la migrazione dell'inquinante dalla zona di immissione sia stata molto lenta e quindi con un impatto prettamente locale rispetto alla zona di immissione. Questo non ha rivestito un grande interesse in termini di zona impattata dall'inquinamento. Il plume di inquinante si allunga appena nella direzione del mare in accordo con la distribuzione delle velocitá di flusso. Di maggiore interesse risulta il secondo scenario, cioè il caso in cui non vi sia adsorbimento sia per le caratteristiche dell'inquinante non affine al suolo sia per mutate caratteristiche geochimiche che causino il desadsorbimento di contaminante giá presente. In questo caso, durante i trenta anni di migrazione dell'inquinante simulati, il contaminante raggiunge la costa e quindi il mare disegnando una nuvola molto allungata delimitante la zona interessata dall'inquinamento. La forma del plume rende conto delle linee di flusso dell'acqua disegnate dal campo di velocitá, linee che, come poteva immaginarsi, portano da monte a valle in modo pressoché diretto. Questo è anche giustificato dal fatto che, nello studio condotto, non si è studiato il problema della presenza di eterogeneitá orizzontali in grado di variare le linee di flusso.

Il panorama dei possibili scenari considerati nella presente trattazione rispetto a quelli possibili per un sito ad alto rischio come la piana di Portoscuso risulta abbastanza ristretto, dato che si è tenuto conto solo dell'effetto dell'adsorbimento sulla velocitá di migrazione dell'inquinante. In realtá, specialmente nel caso di inquinanti il cui comportamento sia suscettibile di forti influenze da parte delle condizioni geochimiche del sistema, esistono diversi nuovi processi che entrano in gioco e il numero dei possibili scenari diventa enorme. Sulla base dei dati disponibili, si è giudicato non fattibile uno studio di questo tipo, dato che il numero delle possibilitá da investigare sarebbe stato enormemente vasto e, comunque, di poco affidamento, dato che risultati opposti fra loro sarebbero stati equiprobabili.

Si fa comunque notare che, anche se non sufficienti a validare uno studio geochimico numerico, i dati disponibili hanno permesso di tracciare un quadro del tipo di inquinamento presente nel sito e di identificare l'adsorbimento come uno dei maggiori candidati a giocare un ruolo fondamentale sia nella simulazione della diffusione degli inquinanti che nella pianificazione di opportune strategie di bonifica/risanamento di suoli e falde inquinati e/o confinamento della contaminazione.

Riferimenti bibliografici

[1] G. Barbieri and G. Ghiglieri. Artificial recharge tests in a sandy aquifer. In *Water Down Under 1194, Adelaide, South Australia*, 1994.

[2] P. Cau, C. Gallo, L. Muscas, G. Ghiglieri, and G. Barbieri. Integrazione gis-software modellistici per l'analisi di qualit ambientale della piana di portovesme. (sardegna sud-occidentale. In *In V Conferenza di ASITA*, Rimini, Italy, 2001.

[3] C. Gallo and P. Cau. Adattamento e parametrizzazione del modello numerico: sito di portoscuso. Technical report, CRS4, UTA (Ca), Italy, 2002.

[4] G. Gambolati, M. Putti, and C. Paniconi. Three-dimensional model of coupled density-dependent flow and miscible salt transport in groundwater. In J. Bear, A. H.-D. Cheng, I. Herrera, S. Sorek, and D. Ouazar, editors, *Seawater Intrusion in Coastal Aquifers: Concepts, Methods, and Practices.* Kluwer Academic, Dordrecht, Holland, 1999.

[5] G. Lecca. Implementation and testing of CODESA-3D code for density-dependent flow and transport transport in porous media. Technical Report CRS4-TECH-REP-00/40, CRS4, Italy, 2000.

[6] G. Lecca and P. Cau. Interfacciamento gis-modello. Technical report, CRS4, UTA (Ca), Italy, 2002.

[7] P. P. Manca, R. Lonis, F. Manca, and E. Sirigu. Prediction and control of surface subsidence over abandoned mined lands in Carbonia (Italy). In *Proceedings 18th Conference on Ground Control in Mining*, pages 315–321, 1999.

[8] National Research Council. *Alternatives for Ground Water Cleanup.* National Academy Press, Washington, D.C., 1994.

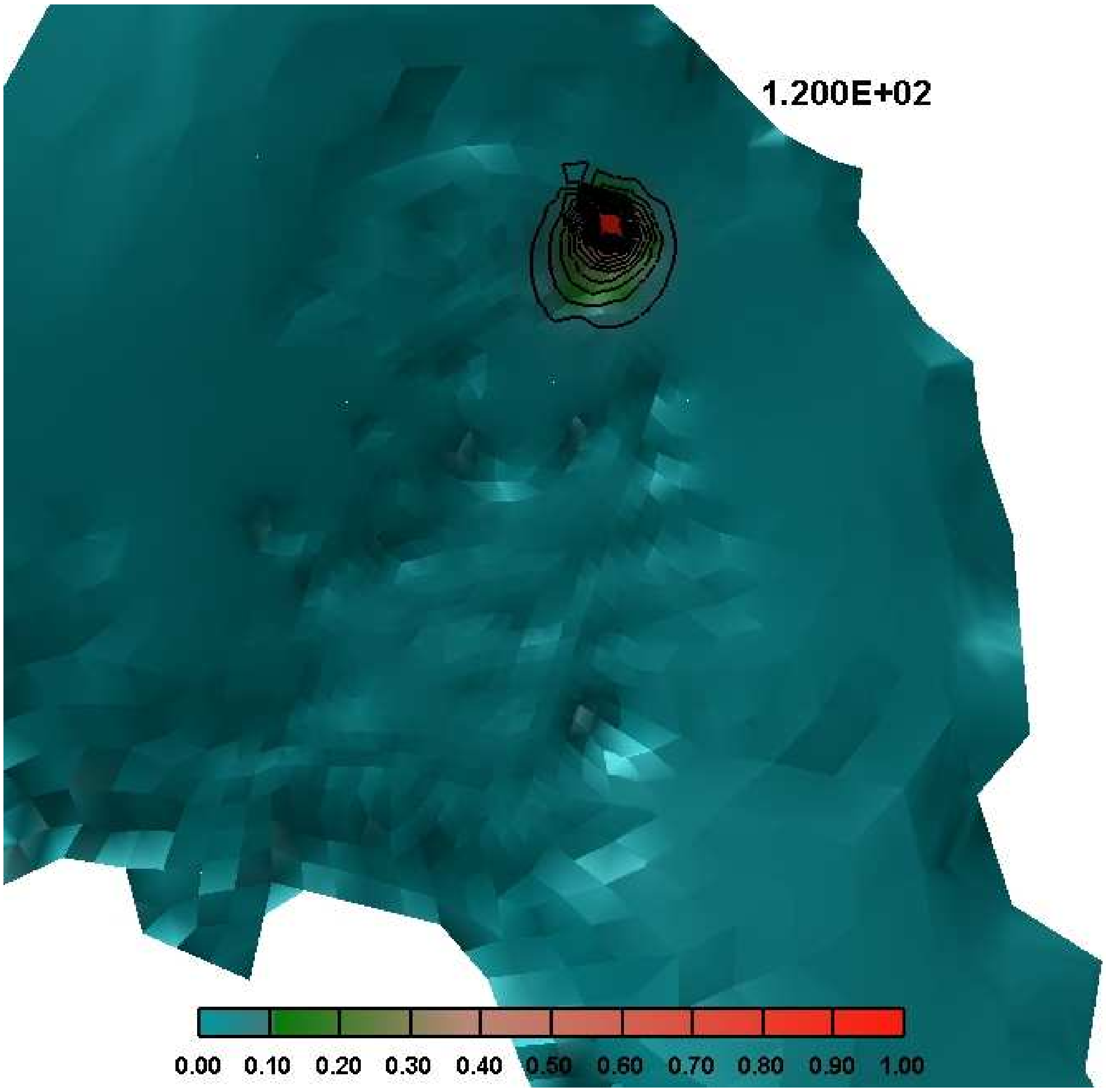

Figura 22: Mappa di concentrazione normalizzata del contaminante simulata a $t = 120$ mesi. Caso ML. Ingrandimento della parte contaminata.

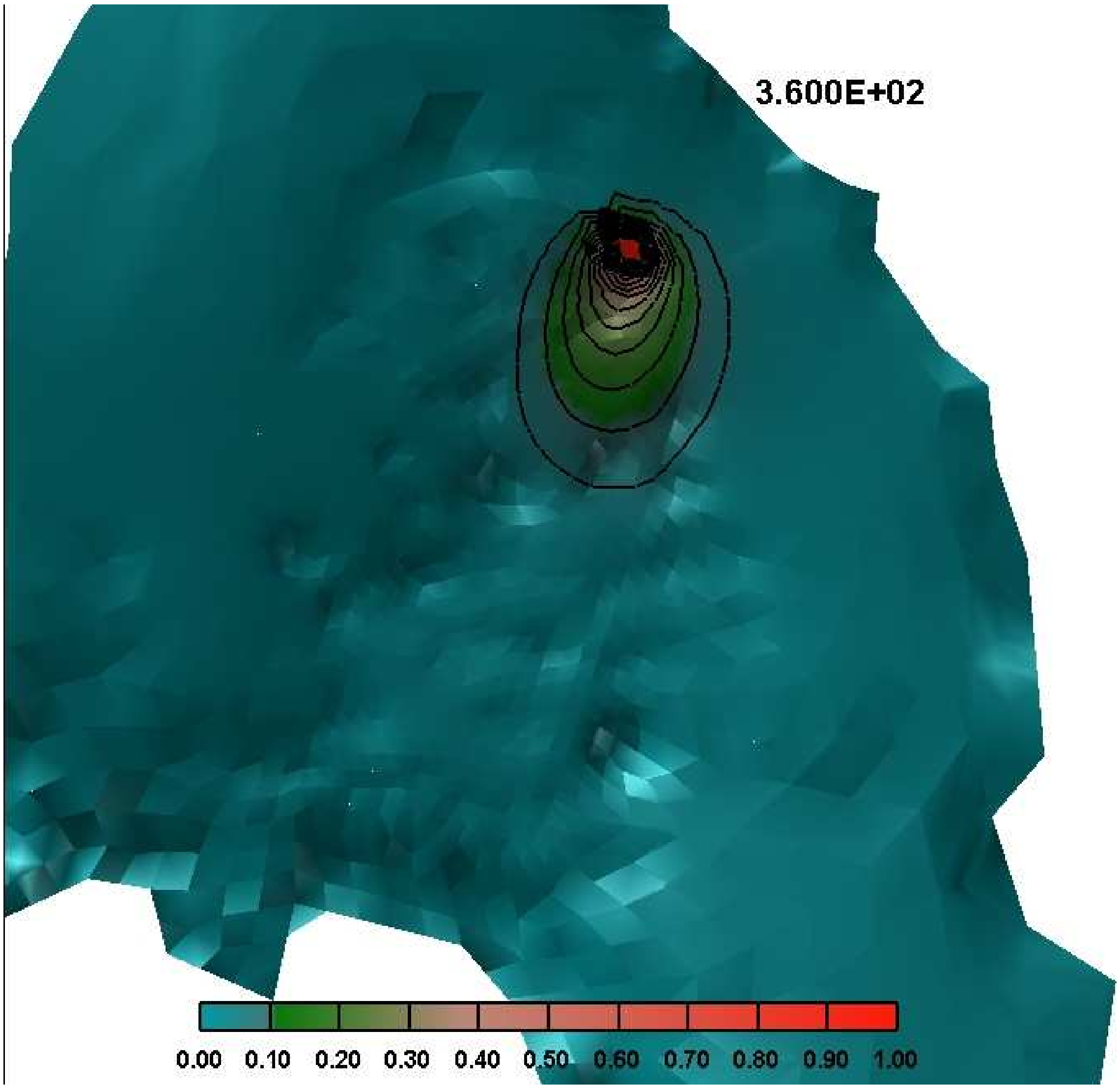

Figura 23: Mappa di concentrazione normalizzata del contaminante simulata a $t = 360$ mesi. Caso ML. Ingrandimento della parte contaminata.

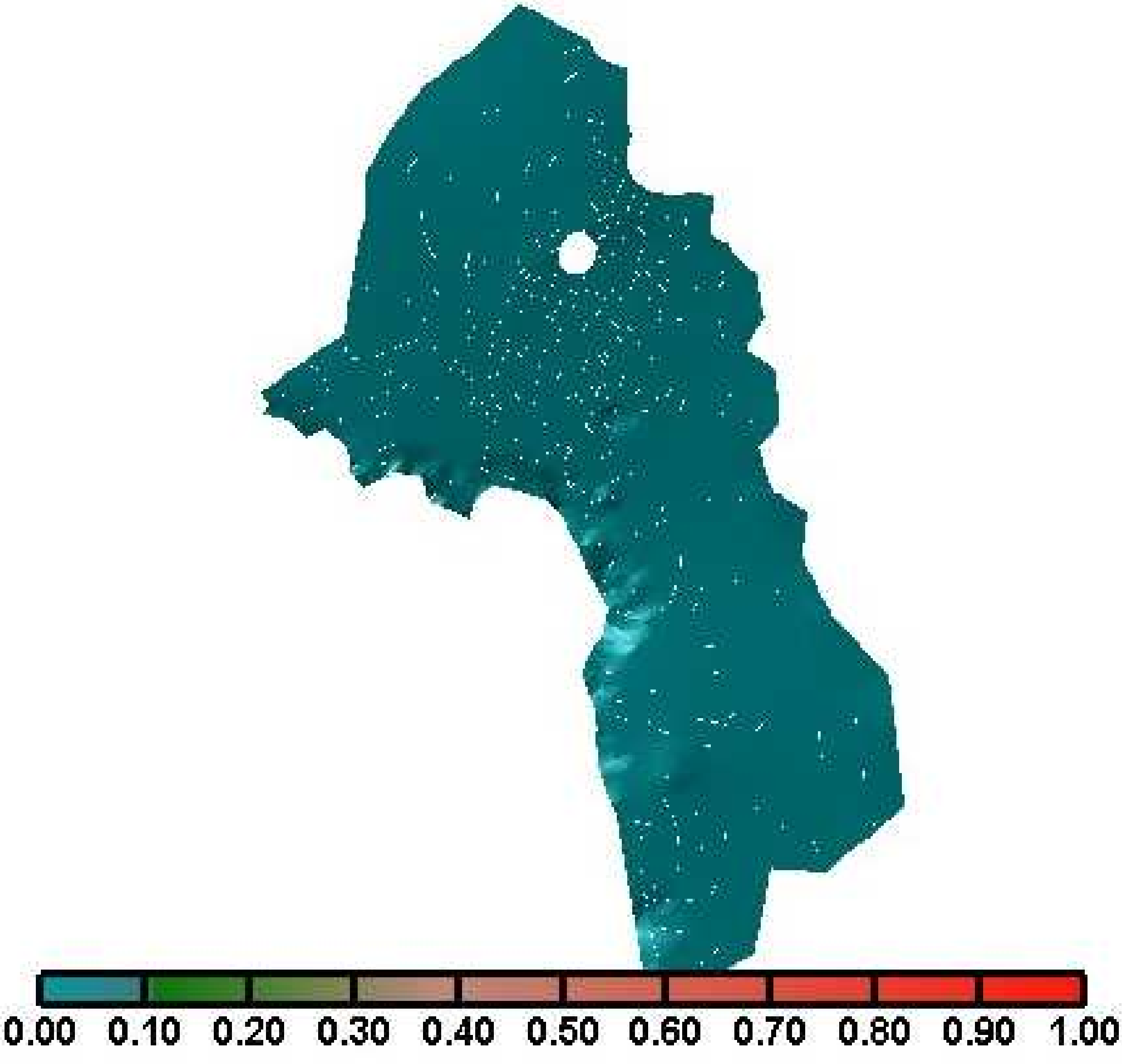

Figura 24: Mappa di concentrazione normalizzata del contaminante simulata a $t = 0$.

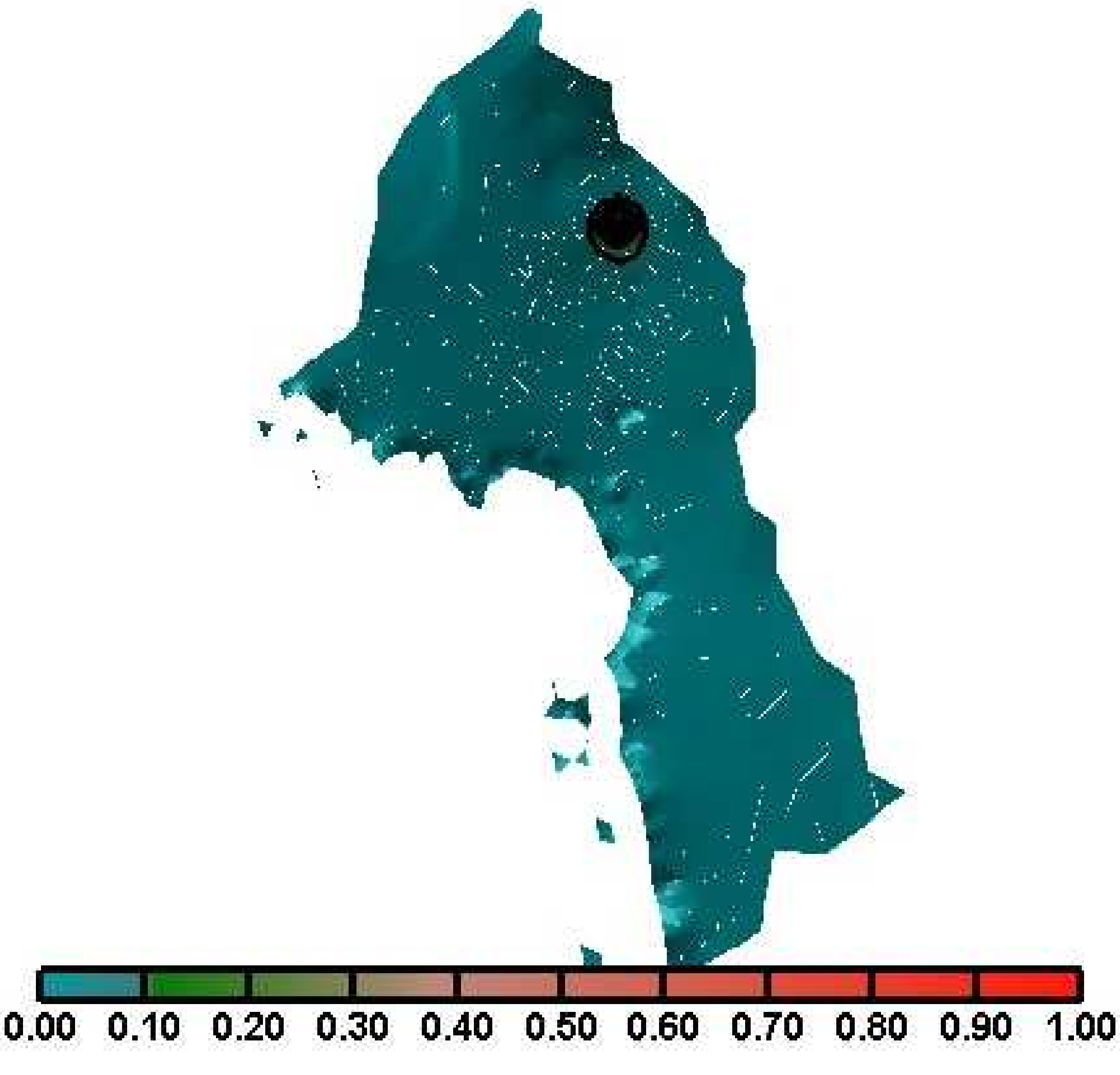

Figura 25: Mappa di concentrazione normalizzata del contaminante simulata a $t = 1$ mese.

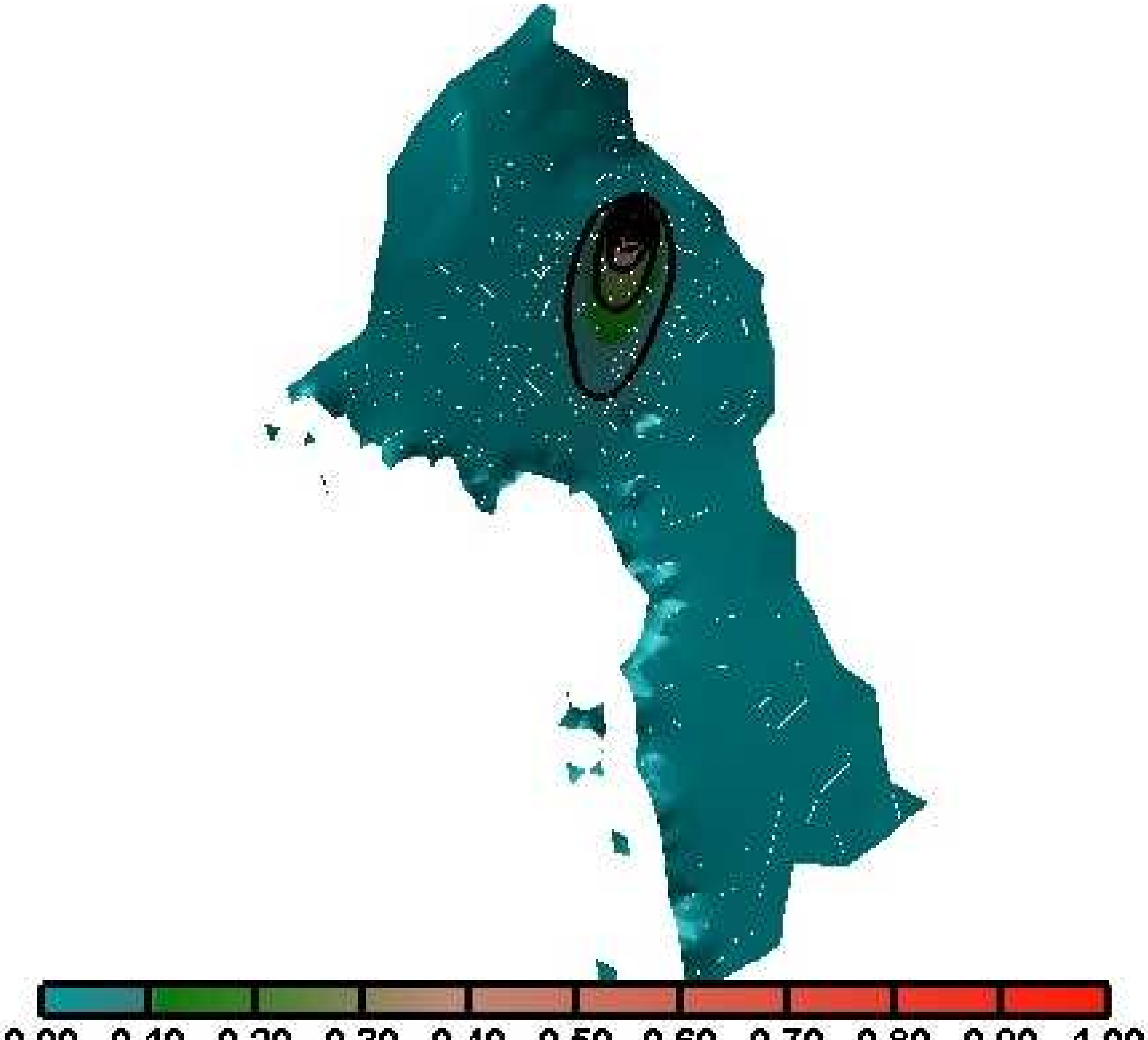

Figura 26: Mappa di concentrazione normalizzata del contaminante simulata a $t = 1$ anno.

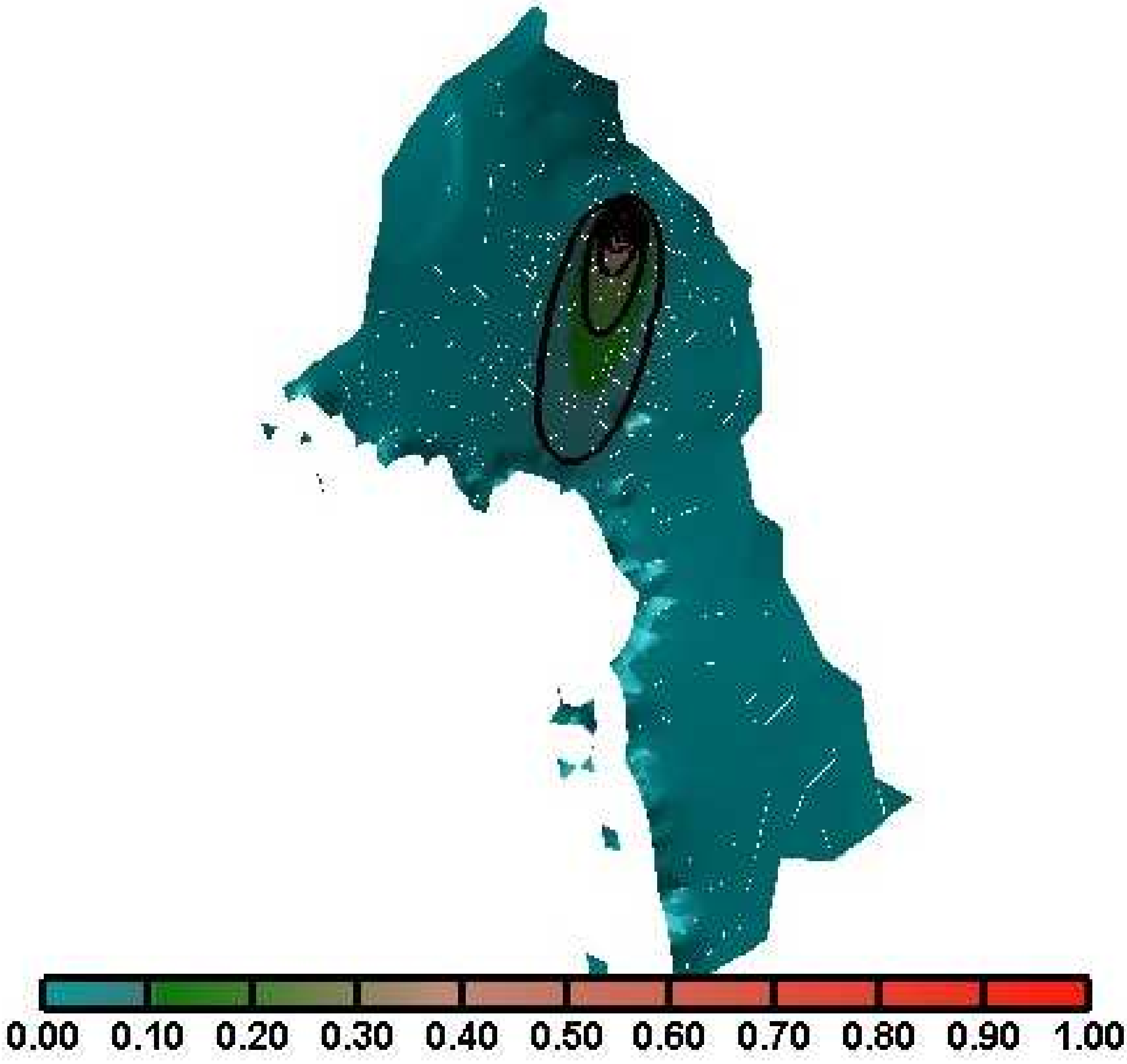

Figura 27: Mappa di concentrazione normalizzata del contaminante simulata a $t = 2$ anni.

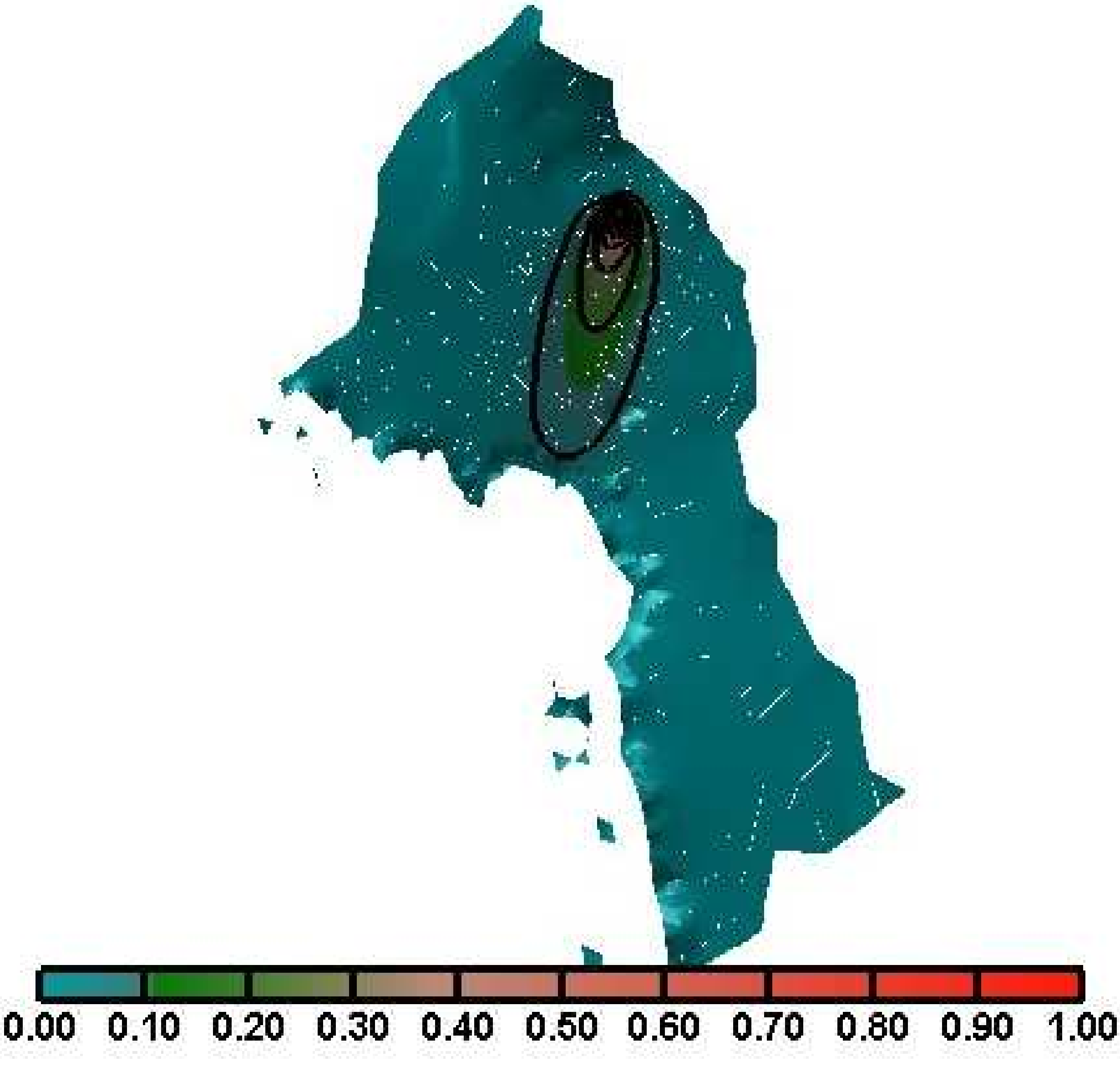

Figura 28: Mappa di concentrazione normalizzata del contaminante simulata a $t = 4$ anni.

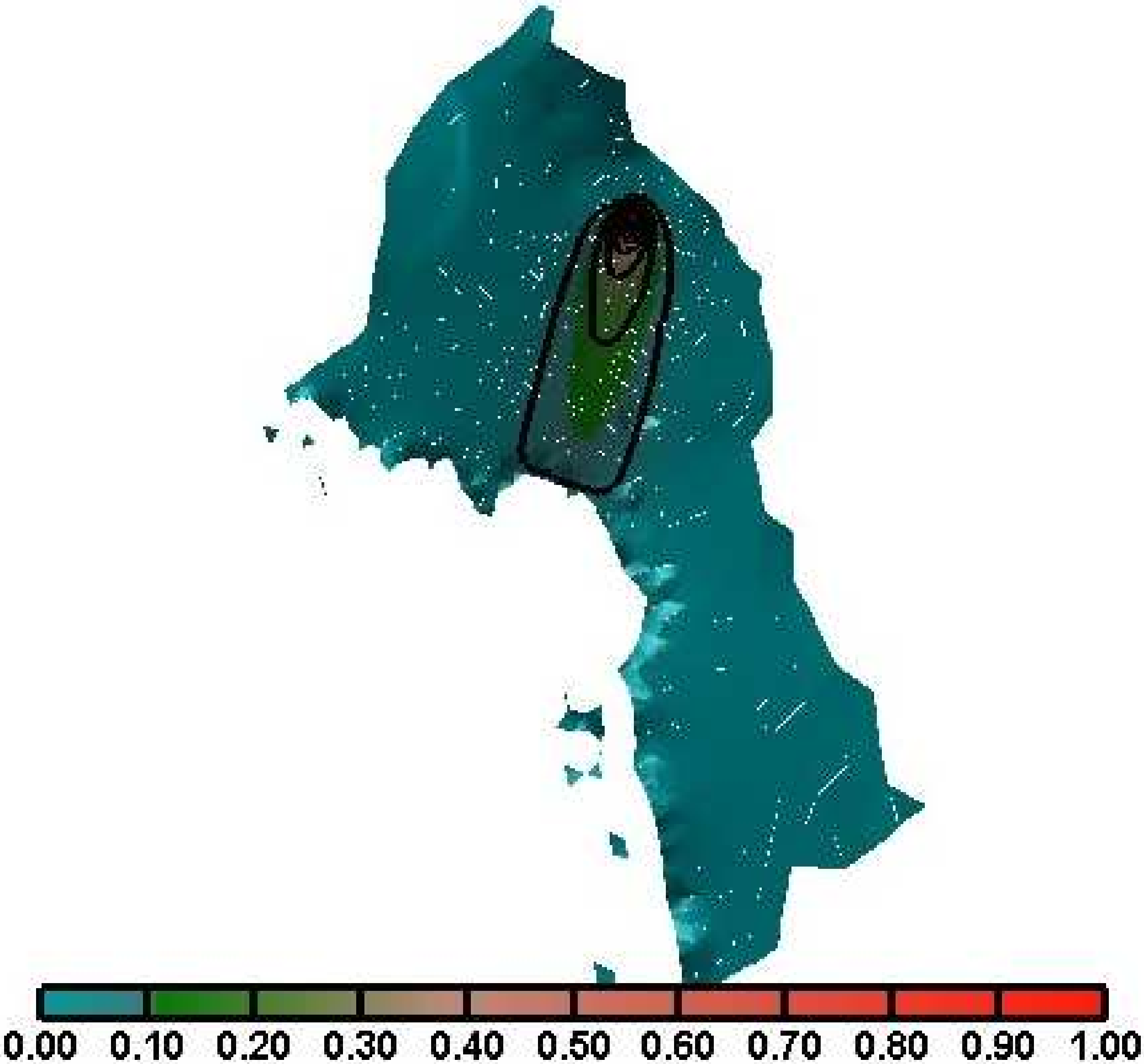

Figura 29: Mappa di concentrazione normalizzata del contaminante simulata a $t = 8$ anni.

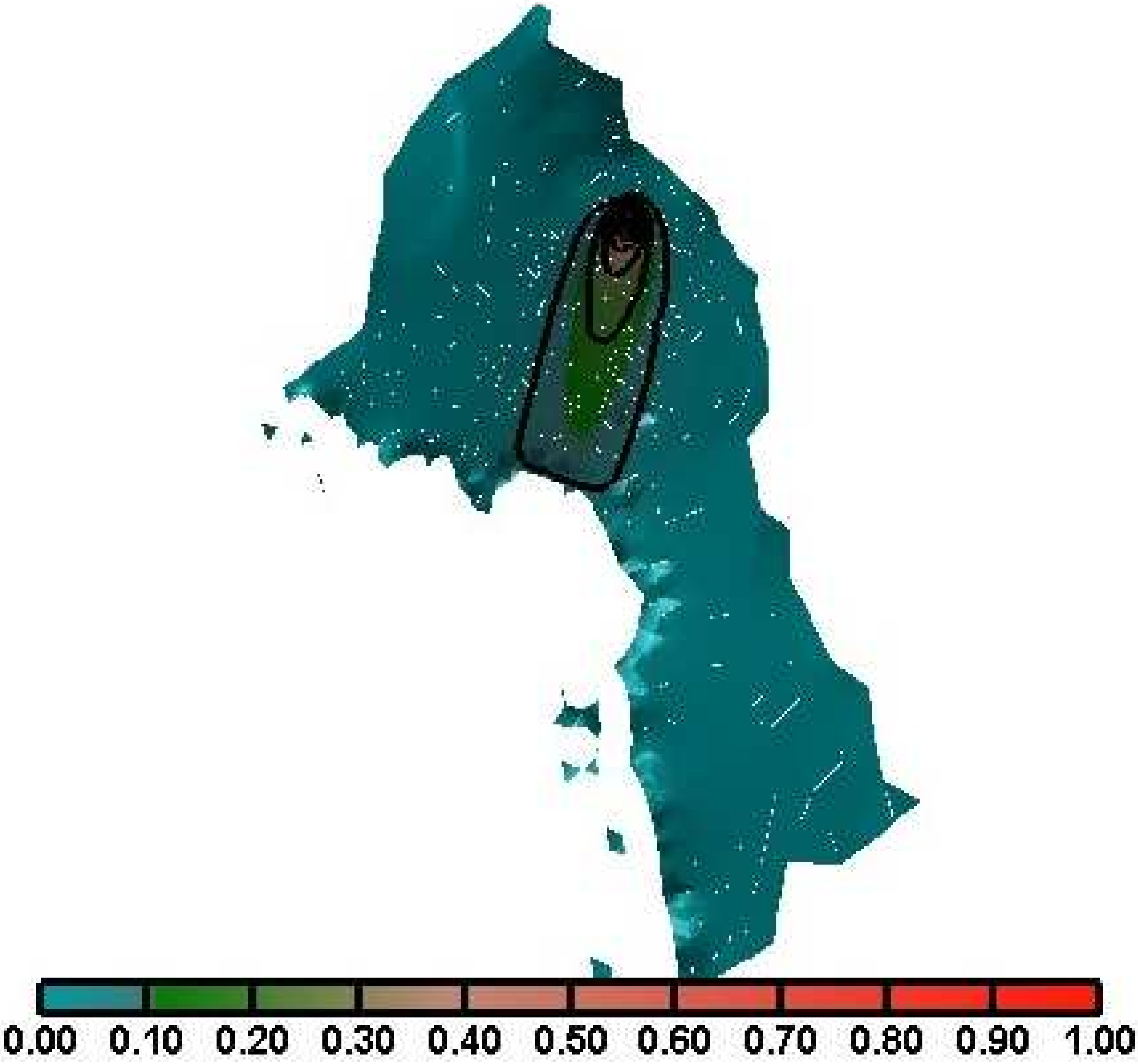

Figura 30: Mappa di concentrazione normalizzata del contaminante simulata a $t = 10$ anni.

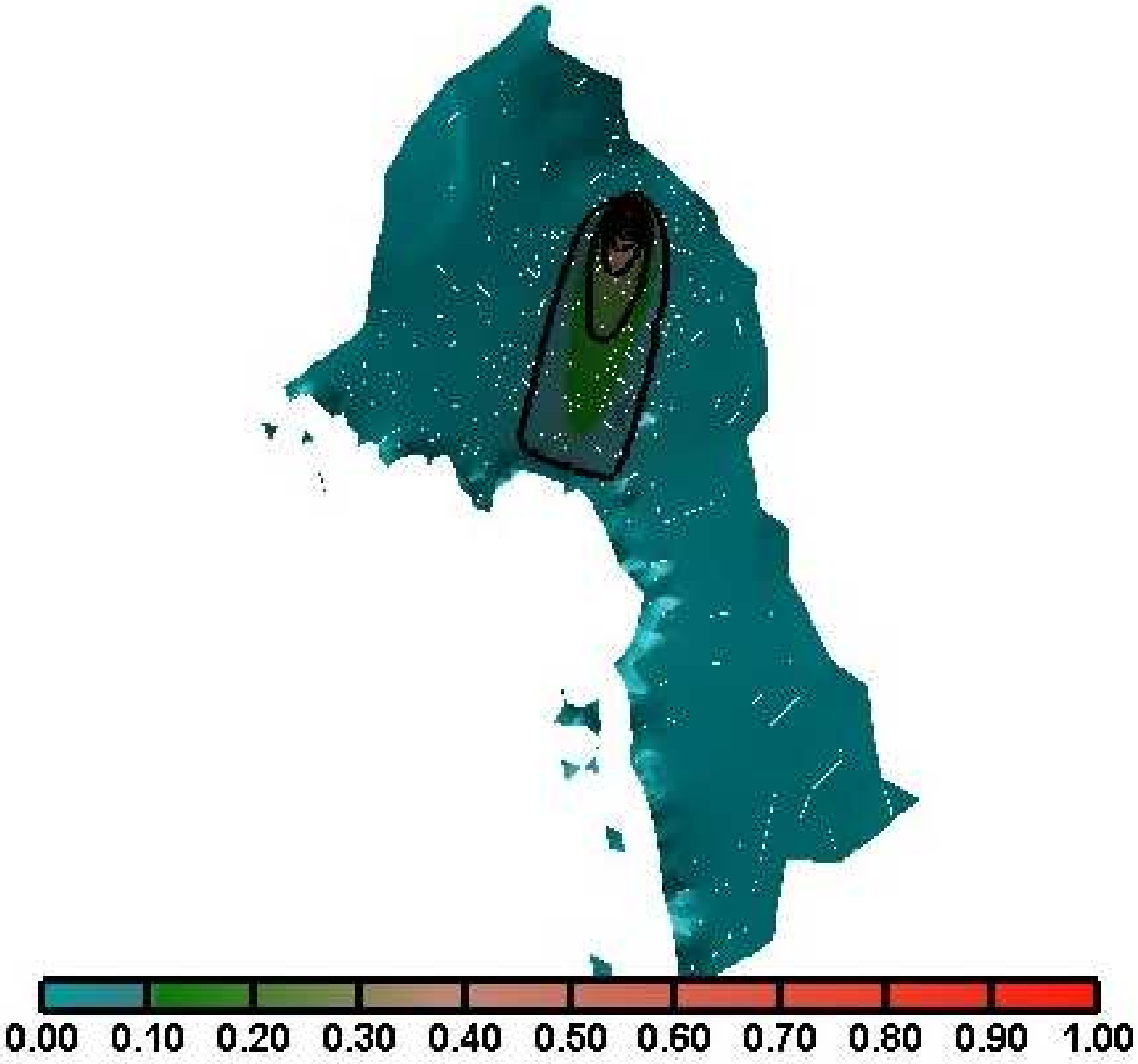

Figura 31: Mappa di concentrazione normalizzata del contaminante simulata a $t = 20$ anni.

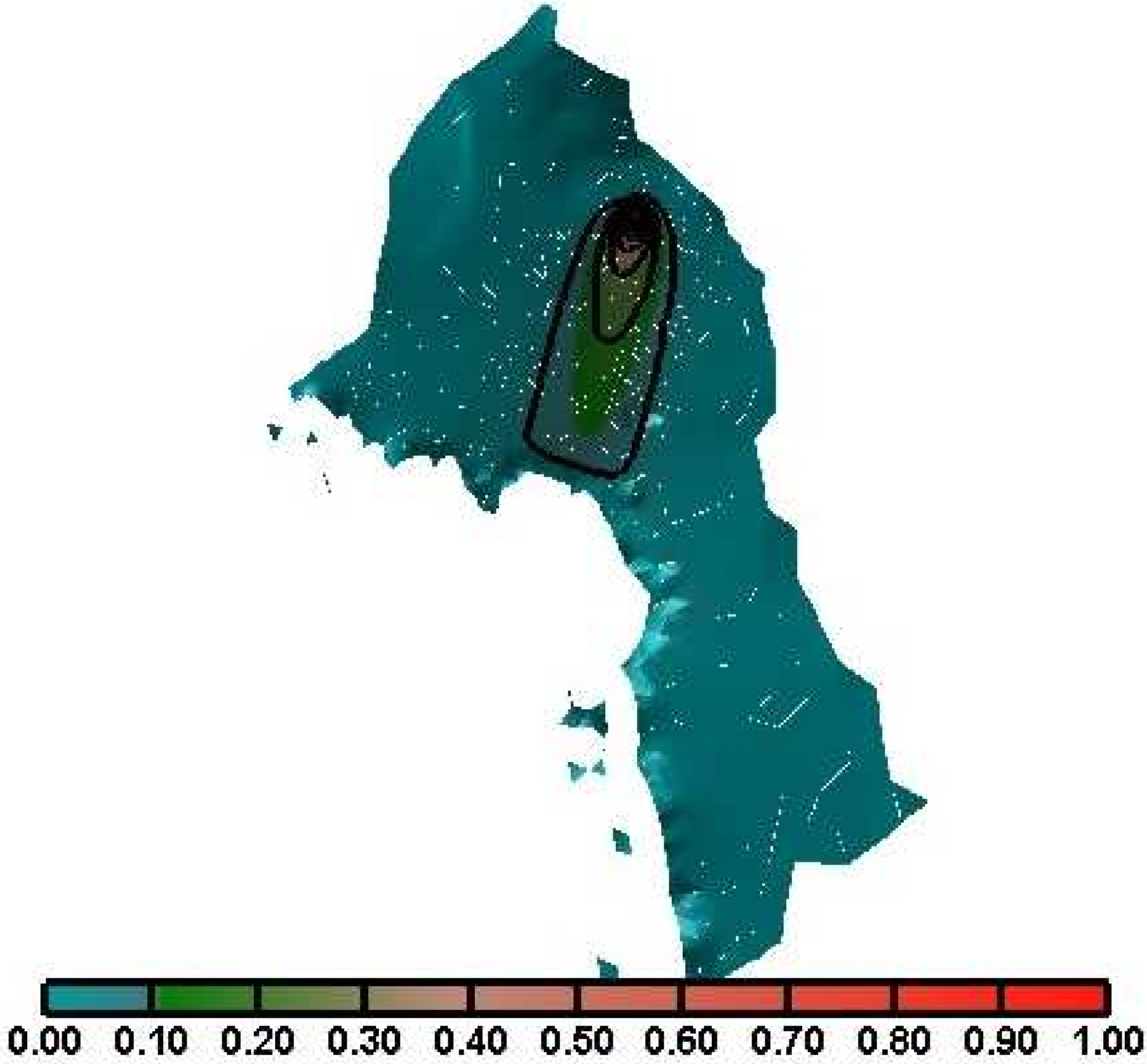

Figura 32: Mappa di concentrazione normalizzata del contaminante simulata a $t = 30$ anni.

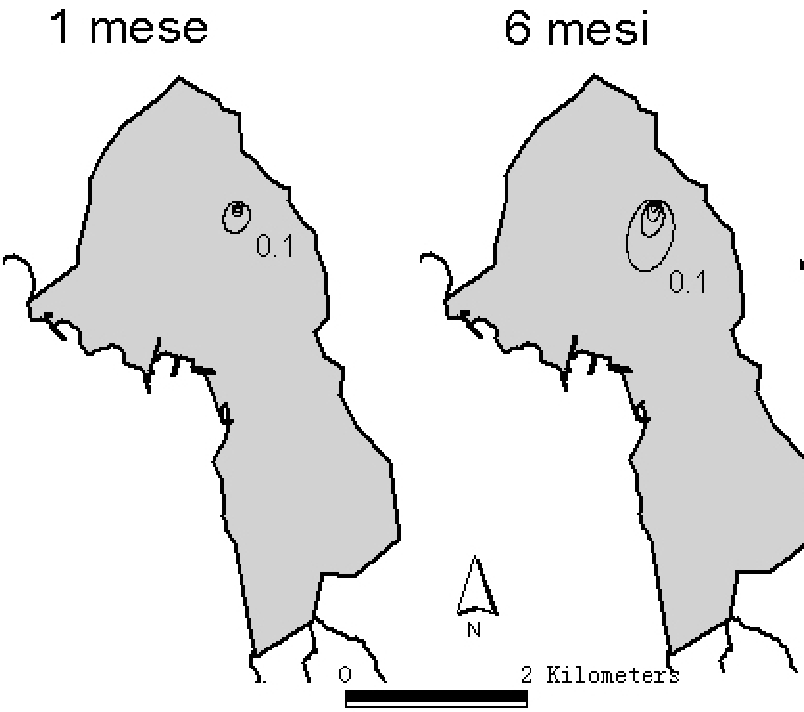

Figura 33: Andamento temporale delle concentrazione simulata dopo 1, 6 e 48 mesi con immissione dell'inquinante nell'elemento 244.

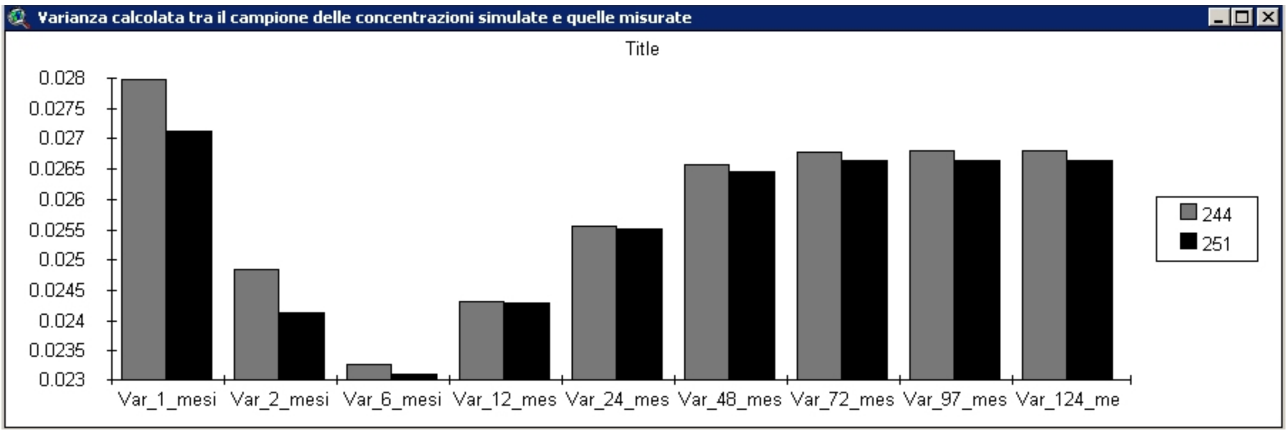

Figura 34: Andamento temporale della varianza delle migliori 2 simulazioni con aree di immissione gli elementi n. 244 e 251 (vedi figura 35 per la localizzazione di questi elementi).

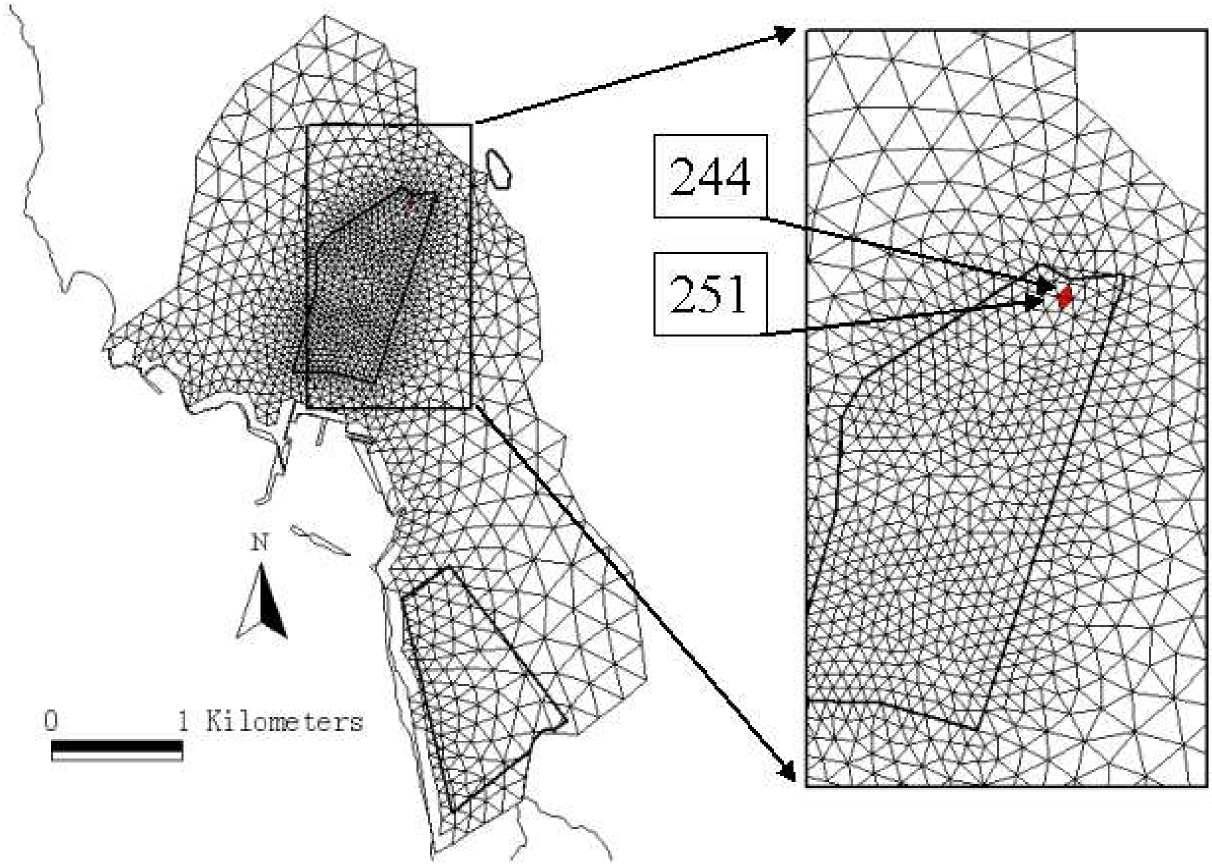

Figura 35: Localizzazione sulla mesh di calcolo degli elementi a maggiore probabilità di essere sorgenti di inquinamento.

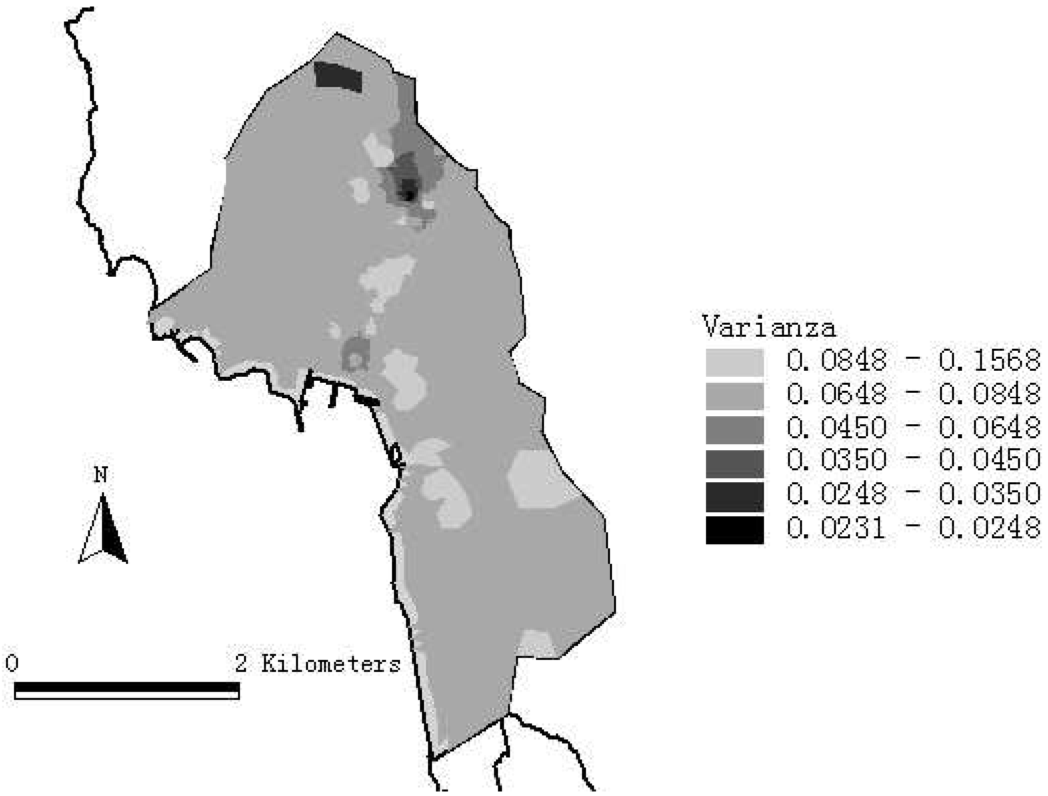

Figura 36: Le zone più scure individuano le aree dove con maggior probabilità si ha avuto lo sversamento dell'inquinante (varianza minima), viceversa le zone pi chiare individuano le aree meno probabili.