

## Caratterizzazione della qualità delle acque di falda superficiale della Piana di Brindisi mediante tecniche geostatistiche

Annamaria Castrignanò<sup>1</sup>, Nicola Lopez<sup>2</sup>, Michele Spizzico<sup>2</sup>, Donato Sciannamblo<sup>2</sup>

<sup>1</sup>C.R.A. - Istituto Sperimentale Agronomico di Bari, annamaria.castrignanano@tin.it

<sup>2</sup>D.I.C.A. - Politecnico di Bari, nicola.lopez@fastwebnet.it; m.spizzico@poliba.it; d.sciannamblo@poliba.it

### *Characterization of the quality of Brindisi Plane's surface groundwater using geostatistical methods*

**ABSTRACT:** The Brindisi Plane is a flat area of North Salento (Apulia - Italy) where calcarenitic and sandy terraced sea deposits of Middle-Upper Pleistocene outcrop mainly. This terrain overlay a clay layer of Calabrian age, which overlays Mesozoic calcareous-dolomitic rocks and Calabrian calcarenites. Two hydrogeological environments are recognised in the studied area. The first is characterised by "deep groundwater", placed in the carbonatic aquifer, which is fissured, karstified and of coastal type: it represents the main water resource for Apulian Region. The second hydrogeological environment is characterised by "surface groundwater", housed by terraced sea deposits and separated from deep aquifer by a clay layer of variable thickness. This surface groundwater is locally exploited for irrigue use, in a land where the main anthropic activity is represented by intensive agriculture with a massive use of fertilizer. This work gives a spatial description of main hydrochemical features of the surface groundwater using univariate and multivariate geostatistical techniques. The preliminary statistical analysis, applied to water samples withdrawn from 96 dug wells, has allowed to separate a first group of parameters, such as calcium, chlorine, magnesium, sodium, sulphates and total dissolved salts (TDS), that are intrinsic elements of aquifer, from nitrates that indicate an anthropic pollution. Then, the study was performed in three steps: 1) spatial data interpolation using cokriging; 2) application of stochastic simulation to estimate local error and probability of exceeding given critical thresholds; 3) partition of the area into sufficiently homogeneous and sized zones through Principal Component Analysis. The thematic maps show that Ca reaches the highest values in the south half of the area, whereas the other parameters of the first group assume the maximum values in a restricted niche at south of Brindisi. The probability map of exceeding the critical threshold of 1.5  $g\ l^{-1}$  by total salinity shows two zones at hazard, located at NW and S of Brindisi. The probability map of exceeding 10 by S.A.R. shows a wide area at hazard mainly along a strip parallel to the coast line. As regards the nitrates, the probability map of exceeding 0.804  $meq\ l^{-1}$  shows some zones at greatest risk near the point sources of pollution, most of them located in the SW and E sectors. The partition of the area into homogeneous areas has produced two maps corresponding to the first two regionalised factors which explain 84% of the total variance as a whole. Each map spots the zones more affected by natural or human factors, which allows to delineate the areas at greater risk of contamination. In particular the map of the second factor shows variability mostly due to anthropic factors with the greatest impact in the southern sector.

*Key terms:* surface aquifer, geostatistics, stochastic simulation, principal component analysis

*Termini chiave:* acquifero superficiale, geostatistica, simulazione stocastica, analisi componenti principali

### **Riassunto**

La piana di Brindisi è costituita principalmente da depositi marini terrazzati pleistocenici che ospitano una falda superficiale sostenuta alla base da un banco argilloso che la separa dalla falda profonda pugliese. Tali acque superficiali vengono utilizzate essenzialmente per l'irrigazione, in un'area interessata da un'agricoltura intensiva nella quale è pratica diffusa l'uso di fertilizzanti e concimi chimici.

Obiettivo del lavoro è quello di fornire una descrizione delle principali caratteristiche chimiche delle acque di falda superficiale, impiegando tecniche geostatistiche univariate e multivariate.

L'analisi statistica preliminare, applicata su campioni

d'acqua prelevati da 96 pozzi a scavo, ha consentito la distinzione di un gruppo di parametri, intrinseci all'acquifero, costituito da calcio, cloro, magnesio, sodio, solfati e salinità totale, dai nitrati indicatori dell'inquinamento antropico. Successivamente lo studio si è svolto in tre fasi: 1) interpolazione del dato misurato mediante la tecnica del cokriging; 2) applicazione della simulazione stocastica per la stima locale dell'errore e della probabilità di superamento di determinati valori critici; 3) suddivisione dell'area in zone sufficientemente omogenee ed estese mediante l'analisi delle componenti principali.

Le mappe ottenute mostrano che tra le variabili del primo gruppo il calcio raggiunge i valori massimi nel

settore meridionale mentre gli altri parametri assumono i valori massimi in una “sacca” a S di Brindisi. La mappa di probabilità della salinità totale  $> 1,5$  g/l individua due zone di rischio localizzate a NW e a S di Brindisi. La mappa di probabilità del S.A.R.  $> 10$  mostra una situazione di rischio piuttosto diffusa, maggiormente evidente lungo una fascia subparallela alla linea di costa. Per quanto concerne i nitrati, la mappa della probabilità di superare la soglia di 0,804 meq/l mostra una situazione di maggiore rischio in corrispondenza di fonti puntuali di inquinamento concentrate soprattutto nei settori a SO e ad E.

La classificazione in aree omogenee ha prodotto due mappe relative ai primi due fattori regionalizzati, che complessivamente spiegano più del 84% della varianza. Ciascuna mappa individua le aree con maggiore incidenza rispettivamente dei parametri chimici di origine naturale e di quelli di origine antropica, permettendo così di delimitare quelle zone che potrebbero essere maggiormente a rischio di contaminazione. In particolare, la mappa del secondo fattore evidenzia una variabilità dovuta principalmente a fattori antropici, con valori di massima incidenza nel settore meridionale.

## 1. Introduzione

La Piana di Brindisi (Puglia) è costituita da un'ampia area subpianeggiante ove affiorano, prevalentemente, depositi marini terrazzati calcarenitici e sabbiosi di età Pleistocene medio-sup.; questi terreni poggiano su un banco argilloso del Calabriano, a sua volta sovrastante la piattaforma carbonatica costituita da calcari mesozoici e dalle calcareniti calabriere (Ricchetti e Polemio, 1996).

Nella zona, si riscontrano due ambienti idrogeologici: uno rappresentato dalla cosiddetta “falda profonda”, principale risorsa idrica della regione, circolante nei calcari (Zezza, 1978; Grassi e Tadolini, 1985; Spizzico e Sciannamblo, 2003); l'altro costituito dalla “falda superficiale” (Lopez et al., 2005), di discreto interesse locale, attestata nei depositi quaternari e separata da quella “profonda” da un orizzonte argilloso a spessore variabile.

La spiccata vocazione agricola di questo territorio ha prodotto via via uno sfruttamento sempre più intensivo sia delle acque che dei suoli, favorendo così l'insorgere di un inquinamento diffuso della falda superficiale estesosi, nel tempo, anche alla falda profonda.

Di qui la necessità di uno studio articolato comprendente diverse fasi, tra le quali: 1) la caratterizzazione completa degli aspetti geologici e idrogeologici dell'acquifero “superiore” (Lopez et al., 2005), 2) la definizione delle eventuali interazioni tra le acque circolanti nelle due falde (Spizzico et al., in stampa) e 3) la valutazione dell'impatto prodotto dalle attività antropiche al fine di poter attivare un idoneo progetto di recupero e protezione dei corpi idrici sotterranei.

Nel presente lavoro si affronterà il problema relativo alla caratterizzazione della qualità dell'acquifero superficiale,

che è stata effettuata impiegando tecniche geostatistiche al fine di stimare la distribuzione spaziale dei costituenti maggiori, della salinità, del S.A.R. (Sodium Adsorption Ratio) e dei nitrati dalle analisi di campioni di acqua prelevati da pozzi a scavo attingenti alla falda superficiale e opportunamente georeferenziati.

## 2. Materiali e metodi

### 2.1 Dati sperimentali

Campioni di acqua di falda superficiale sono stati prelevati da 96 pozzi a scavo distribuiti non uniformemente nell'area indagata (fig. 1) e tutti georeferenziati, con strumentazione GPS e precisione  $\pm 3$ m, nel sistema di riferimento geodetico WGS84. Per ciascun campione sono stati misurati i seguenti parametri: temperatura, pH, concentrazione di bromo, calcio, cloro, fluoro, carbonati, magnesio, sodio, solfati, nitriti, nitrati, ammoniaca e salinità (TDS, totale dei sali disciolti).

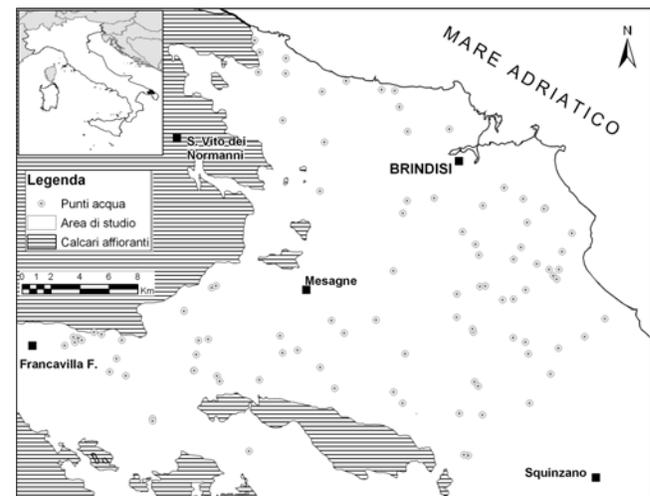


Fig. 1 – Area di studio e punti acqua  
*Investigated area with water points*

### 2.2 Geostatistica: teoria delle variabili regionalizzate

Qui si darà un breve cenno alle tecniche geostatistiche utilizzate; il lettore interessato può fare riferimento a numerosi testi pubblicati (Journel e Huijbregts, 1978; Goovaerts, 1997; Webster e Oliver, 2000; Castrignanò e Stelluti, 2001; Wackengenel, 2003).

L'analisi geostatistica, effettuata tramite il software ISATIS v.5.0 (Geovariances, 2004), si è articolata in quattro fasi: 1) analisi descrittiva dei dati sperimentali; 2) analisi strutturale della dipendenza spaziale; 3) interpolazione dei dati misurati, finalizzata alla produzione di mappe tematiche; 4) analisi alle componenti principali finalizzata alla suddivisione del territorio studiato in aree omogenee e contigue.

L'analisi esplorativa-descrittiva è consistita nel calcolo della statistica di base dei dati ovvero nella stima dei seguenti parametri: minimi, massimi, medie, mediane, deviazioni standard, varianze, coefficienti di variazione,

parametri di forma (skewness, curtosi), nel calcolo della matrice di correlazione e nell'individuazione del tipo di distribuzione.

E' seguita l'analisi strutturale dei dati secondo le tecniche della geostatistica univariata e multivariata, che consente di rivelare la presenza di particolari strutture di dipendenza spaziale e la loro orientazione nello spazio (anisotropie) e consiste nel calcolo della matrice dei variogrammi diretti ed incrociati. Preliminare all'applicazione del metodo di interpolazione multivariato è la costruzione di un modello di coregionalizzazione, che richiede la costruzione di  $n(n+1)/2$  modelli di semivariogrammi diretti e incrociati, relativi ad  $n$  variabili che soddisfino la condizione che la matrice dei semivariogrammi sia condizionalmente semidefinita negativa, affinché la varianza di una qualunque combinazione lineare delle  $n$  variabili  $z_i(\mathbf{x})$  risulti non negativa. Il modo più semplice per verificare tale condizione è quello di costruirsi il modello lineare di coregionalizzazione (LMC), (Journel e Huijbregts, 1978), che considera tutte le variabili in studio come prodotte dagli stessi processi fisici indipendenti, agenti a  $N_S$  scale spaziali differenti. I  $n(n+1)/2$  semivariogrammi diretti e incrociati vengono modellati come una combinazione lineare della stessa serie di  $N_S$  funzioni di base di variogramma. I coefficienti di tali funzioni, per ciascuna scala spaziale, costituiscono una matrice simmetrica  $n \times n$  detta matrice di coregionalizzazione. Il modello precedente è autorizzato solo se le funzioni di base sono uno dei modelli matematici autorizzati di variogramma e se le  $N_S$  matrici di coregionalizzazione sono semidefinite positive.

La terza fase dell'analisi geostatistica è consistita nell'interpolazione del dato misurato mediante la tecnica del kriging univariato o multivariato (cokriging). Il metodo del (co)kriging non richiede necessariamente l'assunzione di normalità della variabile da interpolare, tuttavia perché esso risulti il miglior stimatore lineare, nel senso dei minimi quadrati, e la varianza di kriging possa essere assunta come misura della precisione della stima è necessario che tale condizione sia verificata. In caso contrario, i dati devono venir normalizzati mediante un'anamorfofo gaussiana, ovvero una funzione matematica scritta sotto forma di uno sviluppo in serie di polinomi di Hermite troncato a un numero finito di elementi. Ai dati così trasformati si applica una delle tecniche della simulazione stocastica. Esistono diversi tipi di simulazione, quella utilizzata in questo lavoro è la simulazione sequenziale gaussiana.

La simulazione sequenziale (Journel e Alabert, 1989) consiste nel costruirsi un modello della funzione di probabilità cumulata condizionale,

$$F(\mathbf{x}'_j; z|(N)) = \text{Prob}\{Z(\mathbf{x}'_j) \leq z|(N)\} \quad , \quad \text{ove } N$$

rappresenta l'informazione condizionale, e nel trarre a caso da essa un valore, in ciascuno dei nodi della griglia d'interpolazione visitati a volta soltanto secondo un percorso casuale. Per assicurare la riproduzione

dell'istogramma campionario, ogni funzione  $F$  è resa condizionale non solo agli  $N$  dati originari, ma anche a tutti i valori simulati nei punti precedentemente visitati. La simulazione crea immagini multiple, ugualmente probabili del fenomeno d'interesse. Tranne che nelle postazioni di campionamento, in ciascun altro punto viene generata una gamma di numerosi valori possibili del fenomeno, che dà un'idea dell'incertezza associata alla stima. Dalle molteplici realizzazioni, ugualmente probabili, è possibile in ciascun punto stimato costruirsi l'istogramma delle frequenze e quindi avere una misura dell'incertezza associata alla stima. Questa valutazione dell'errore è non parametrica e prescinde quindi dal tipo di distribuzione campionaria. L'insieme delle mappe simulate può essere elaborato a posteriori (post-processing), per stimare la probabilità di superamento o no di una determinata soglia critica: sarà sufficiente in ogni punto contare il numero di volte in cui tale limite è superato. La loro proporzione, rispetto al numero totale di realizzazioni prodotte, fornirà la probabilità richiesta che risulterà molto utile nel delimitare, per esempio, aree a rischio di inquinamento.

L'ultima fase dello studio geostatistico è consistita nell'analisi classica alle componenti principali. Essa consiste nel decomporre le matrici di coregionalizzazione per estrarre la matrice  $n \times n$  dei coefficienti  $a_{iv}^u$  che trasformano le componenti principali  $Y_v^u(\mathbf{x})$  nelle variabili

regionalizzate  $Z_i(\mathbf{x})$ :  $Z_i(\mathbf{x}) = \sum_{v=1}^n a_{iv} Y_v^u(\mathbf{x})$  dove  $Y_v^u(\mathbf{x})$

sono detti fattori regionalizzati. Le componenti principali classiche, estratte dalla matrice di varianza-covarianza, sono una combinazione delle relazioni principali fra le variabili indipendentemente dalla scala spaziale. Si è preferito seguire l'approccio classico anziché quello geostatistico (factor kriging, Wackenagel, 2003), in quanto le componenti principali non hanno rilevato alcuna correlazione spaziale.

### 3. Risultati

In tab. 1 è riportata la statistica di base dei parametri misurati, da cui si evince che tutte le variabili presentano forti scostamenti dalla distribuzione normale in quanto i valori di eccentricità e curtosi sono molto diversi da quelli caratteristici della distribuzione normale, pari a 0 e 3, rispettivamente. Differenze significative si possono notare anche fra i valori di media e mediana.

Quanto affermato precedente appare più evidente dall'esame degli istogrammi delle frequenze (non riportati), che appaiono non simmetrici con lunghe code nei valori più alti soprattutto per potassio, sodio, solfati e i composti dell'azoto.

Il calcolo della statistica di base e della matrice di correlazione (tab. 2) ha consentito di scartare quelle variabili che non presentano significative eterogeneità o con scarsa correlazione con gli altri parametri. Si è quindi

applicata l'analisi geostatistica ad un gruppo più ristretto di variabili costituito da calcio, cloro, magnesio, sodio, solfati, totale dei sali disciolti (TDS) e nitrati. Per i primi sei parametri il coefficiente di correlazione è risultato superiore

allo 0.50 e pertanto si è preferito seguire un approccio di tipo multivariato, mentre per i nitrati si è optato per un univariato.

Tab. 1 – Statistica di base delle variabili esaminate.  
*Basic statistics of studied variables*

Variabile	Campioni	Minimo	Massimo	Media	Mediana	Dev. Std.	Varianza	Coeff. Var.	Eccentricità	Curtosi
Bromo (meq/l)	92	0.0004	0.05	0.02	0.009	0.01	0.0002	0.92	1.04	3.08
Calcio (meq/l)	96	1.1452	43.20	10.92	9.130	7.73	59.8170	0.71	1.79	7.27
Cloro (meq/l)	96	0.2417	61.38	15.48	9.660	14.79	218.7178	0.96	1.17	3.64
Fluoro (meq/l)	90	0.0000	0.21	0.03	0.020	0.03	0.0012	1.18	3.11	13.76
Bicarbonati (meq/l)	96	1.1119	13.73	5.47	5.460	2.00	3.9937	0.37	0.79	5.24
Potassio (meq/l)	96	0.0100	2.29	0.22	0.100	0.37	0.1361	1.65	4.07	21.18
Magnesio (meq/l)	96	0.2648	18.68	4.51	3.580	3.74	13.9727	0.83	1.48	5.36
Ammoniaca (meq/l)	96	0.0000	0.41	0.02	0.002	0.07	0.0048	2.91	3.82	17.49
Nitriti (meq/l)	96	0.0000	0.06	0.00	0.000	0.01	0.0000	4.97	8.82	83.07
Nitrati (meq/l)	96	0.0143	20.93	1.39	0.830	2.31	5.3437	1.67	6.45	53.64
Sodio (meq/l)	96	0.4062	50.73	12.40	7.920	11.56	133.6795	0.93	1.26	3.87
Solfati (meq/l)	96	0.0800	30.64	5.85	4.110	5.55	30.8029	0.95	1.94	7.33
Temperatura (°C)	96	13.80	21.40	17.13	17.10	1.90	3.5912	0.11	0.20	2.25
TDS (g/l)	96	0.17	5.20	1.72	1.34	1.22	1.4931	0.71	1.03	3.25
pH	96	6.70	8.36	7.47	7.44	0.37	0.1338	0.05	0.25	2.20

Tab. 2 – Matrice di correlazione delle variabili esaminate  
*Correlation matrix of studied variables*

Variabile	Br	Ca	Cl	F	HCO <sub>3</sub>	K	Mg	NH <sub>4</sub>	NO <sub>2</sub>	NO <sub>3</sub>	Na	SO <sub>4</sub>	T	TDS	pH
Bromo (meq/l)	1	0.54	0.96	0.06	0.3	0.23	0.79	-0.07	0.11	0.12	0.91	0.52	0.18	0.92	-0.3
Calcio (meq/l)	0.54	1	0.59	-0.2	0.12	0.09	0.49	-0.08	-0.01	0.6	0.35	0.68	0.01	0.7	-0.35
Cloro (meq/l)	0.96	0.59	1	0.02	0.31	0.2	0.8	-0.1	0.1	0.09	0.91	0.52	0.15	0.96	-0.29
Fluoro (meq/l)	0.06	-0.2	0.02	1	0.25	-0.01	0.27	0	0.54	-0.02	0.25	0.22	0.1	0.07	0.05
Bicarbonati (meq/l)	0.3	0.12	0.31	0.25	1	-0.04	0.45	0.27	0.08	-0.17	0.43	0.26	0.19	0.39	-0.28
Potassio (meq/l)	0.23	0.09	0.2	-0.01	-0.04	1	0.2	0.03	0.03	-0.02	0.26	0.35	-0.1	0.23	0.08
Magnesio (meq/l)	0.79	0.49	0.8	0.27	0.45	0.2	1	0.02	0.27	0.17	0.81	0.72	0.07	0.87	-0.18
Ammoniaca (meq/l)	-0.07	-0.08	-0.1	0	0.27	0.03	0.02	1	0.07	-0.15	-0.09	-0.04	-0.14	-0.07	-0.04
Nitriti (meq/l)	0.11	-0.01	0.1	0.54	0.08	0.03	0.27	0.07	1	0.07	0.22	0.26	0.14	0.11	-0.06
Nitrati (meq/l)	0.12	0.6	0.09	-0.02	-0.17	-0.02	0.17	-0.15	0.07	1	0.04	0.46	0.01	0.25	-0.14
Sodio (meq/l)	0.91	0.35	0.91	0.25	0.43	0.26	0.81	-0.09	0.22	0.04	1	0.56	0.24	0.89	-0.24
Solfati (meq/l)	0.52	0.68	0.52	0.22	0.26	0.35	0.72	-0.04	0.26	0.46	0.56	1	0.06	0.71	-0.2
Temperatura (°C)	0.18	0.01	0.15	0.1	0.19	-0.1	0.07	-0.14	0.14	0.01	0.24	0.06	1	0.12	-0.48
TDS (g/l)	0.92	0.7	0.96	0.07	0.39	0.23	0.87	-0.07	0.11	0.25	0.89	0.71	0.12	1	-0.3
pH	-0.3	-0.35	-0.29	0.05	-0.28	0.08	-0.18	-0.04	-0.06	-0.14	-0.24	-0.2	-0.48	-0.3	1

Trattandosi di variabili non gaussiane, si è resa necessaria una normalizzazione, per cui tutte le variabili del gruppo preso in esame sono state trasformate nelle gaussiane standardizzate corrispondenti. La trasformazione gaussiana delle singole variabili è stata effettuata mediante uno sviluppo in serie di polinomi di Hermite, troncato ai

primi cento termini. La bontà di tali trasformazioni è stata verificata con test di cross-validation (dati non mostrati).

L'analisi delle mappe dei variogrammi, che forniscono una misura della dipendenza spaziale secondo le diverse direzioni, ha mostrato l'assenza di particolari anisotropie, per cui si è assunta una variazione isotropica per tutte e sei

le proprietà.

Si è quindi determinato un modello lineare di coregionalizzazione (LMC) relativo alle variabili gaussiane corrispondenti. Il primo passo è consistito nel calcolo dei variogrammi sperimentali: quelli diretti hanno mostrato che tutte le variabili gaussiane sono strutturate e quelli incrociati che ci sono correlazioni spaziali significative tra tutte le variabili.

Si è adattato un modello lineare di coregionalizzazione all'insieme dei variogrammi sperimentali diretti ed incrociati di tipo isotropico, a doppia struttura, comprendente un modello sferico con range di circa 5000 m e un effetto nugget.

Nelle tabelle 3 e 4 sono riportati per ciascuna struttura: le matrici di coregionalizzazione, i cui elementi rappresentano i sill dei variogrammi diretti (diagonale principale) e incrociati (elementi non diagonali) (tab. 3), e, per ciascun fattore, i pesi relativi alle 6 variabili trasformate (tab. 4). Sono anche indicati i valori degli autovalori e tra parentesi la percentuale della varianza totale relativa alla scala considerata, spiegata da ciascun autovalore. Dalla somma dei 6 autovalori relativi a ciascuna struttura spaziale si è determinata la componente di varianza relativa alle due strutture spaziali, da cui si evince una ripartizione uniforme fra le due componenti.

Tab. 3 - Modello lineare di coregionalizzazione relativo alle trasformate delle variabili: matrice di coregionalizzazione relativo a ciascuna struttura spaziale

*Linear model of coregionalisation relative to gaussian variables: coregionalisation matrix for each spatial structure*

Modello sferico – Range = 5044.82m							Nugget effect						
	gCa	gCl	gMg	gNa	gSO <sub>4</sub>	gTDS		gCa	gCl	gMg	gNa	gSO <sub>4</sub>	gTDS
gCa	0.39	0.26	0.21	0.18	0.32	0.27	gCa	0.73	0.48	0.46	0.34	0.48	0.56
gCl	0.26	0.44	0.4	0.44	0.39	0.45	gCl	0.48	0.45	0.37	0.32	0.25	0.43
gMg	0.21	0.4	0.51	0.45	0.42	0.42	gMg	0.46	0.37	0.43	0.29	0.32	0.41
gNa	0.18	0.44	0.45	0.55	0.39	0.47	gNa	0.34	0.32	0.29	0.28	0.23	0.32
gSO <sub>4</sub>	0.32	0.39	0.42	0.39	0.43	0.41	gSO <sub>4</sub>	0.48	0.25	0.32	0.23	0.52	0.35
gTDS	0.27	0.45	0.42	0.47	0.41	0.48	gTDS	0.56	0.43	0.41	0.32	0.35	0.47

Tab. 4 - Strutture dei fattori regionalizzati relativi a ciascuna struttura spaziale: autovalori corrispondenti e percentuale di varianza spiegata

*Regionalised factor's structures relative to different spatial structures: eigen values and variance percentage*

Modello sferico – Range = 5044.82m									Nugget effect								
	gCa	gCl	gMg	gNa	gSO <sub>4</sub>	gTDS	Eigen value.	Var. Perc.		gCa	gCl	gMg	gNa	gSO <sub>4</sub>	gTDS	Eigen value.	Var. Perc.
Fattore 1	0.27	0.42	0.43	0.45	0.41	0.44	2.33	83.62	Fattore 1	0.53	0.39	0.39	0.3	0.37	0.44	2.42	84.14
Fattore 2	0.83	-0.03	-0.21	-0.45	0.24	-0.05	0.31	11.04	Fattore 2	0.17	-0.47	-0.14	-0.26	0.8	-0.14	0.28	9.56
Fattore 3	0.09	0.34	-0.77	0.31	-0.29	0.33	0.11	3.85	Fattore 3	-0.66	-0.07	0.51	0.44	0.3	-0.14	0.11	3.67
Fattore 4	0.23	-0.59	-0.16	0.67	0.19	-0.28	0.03	1.19	Fattore 4	-0.13	0.28	-0.75	0.54	0.24	0	0.06	2.16
Fattore 5	0.13	-0.55	0.18	-0.09	-0.38	0.71	0.01	0.31	Fattore 5	0.2	-0.73	-0.03	0.5	-0.26	0.32	0.01	0.38
Fattore 6	-0.4	-0.22	-0.35	-0.21	0.71	0.34	0	0	Fattore 6	-0.44	-0.01	-0.14	-0.33	0.1	0.82	0	0.09

L'analisi della struttura dei fattori per ciascuna scala spaziale permette di definire l'influenza delle singole variabili sulla eterogeneità spaziale alle diverse scale. Prendendo in considerazione solamente il primo fattore, in quanto ad esso è associato un autovalore maggiore di 1, possiamo interpretare il peso di ciascuna variabile come l'effetto di quest'ultima nel determinare la variazione alla scala considerata. Sul primo fattore dell'effetto nugget, che rappresenta circa l'84% della varianza totale ad una scala inferiore a quella di minimo campionamento (circa 1 km), tutte le variabili hanno peso positivo e quella con maggiore influenza è la trasformata del calcio. A scala maggiore (≈5 km) tutte le variabili hanno peso positivo, ma la situazione

rispetto alla scala più piccola si inverte: infatti, ora la trasformata del calcio è quella che influisce di meno, mentre tutte le altre cinque variabili sono, in maniera quasi uguale fra di loro, più influenti. Tutto ciò si può interpretare considerando il calcio come la variabile più "rumorosa", sia per errore di misura che per una microvariabilità che potrebbe associarsi alle caratteristiche litologiche della zona (l'acquifero è costituito da sabbie prevalentemente calcaree).

La variabilità a scala più grande di cloro, magnesio, sodio, solfati e salinità totale, invece, può interpretarsi come l'influenza della contaminazione delle acque di falda da parte di acque salate di intrusione marina.

Infine, in tab. 5 sono riportati i risultati del test di cross-validation per il modello adottato: come si può notare, i valori dell'errore medio e della varianza dell'errore standard non si discostano di molto dai valori di riferimento che sono, rispettivamente, 0 e 1.

Tab. 5 – Risultati del test di cross-validation per ciascuna delle variabili gaussiane studiate  
*Cross-validation test results for each gaussian variable*

Variabile	Errore medio	Varianza dell'errore standard
gCa	-0.0057	1.26835
gCl	0.0003	1.2148
gMg	0.0059	1.2185
gNa	0.001	1.2445
gSO <sub>4</sub>	-0.0023	1.2175
gTDS	-0.0024	1.2932

La stima della concentrazione dei nitrati è stata effettuata mediante kriging ordinario, adattando un modello isotropico a doppia struttura sferica (Range 1=2000 m e Range 2=7600 m, più un effetto nugget. In fig. 2 sono mostrati il variogramma sperimentale e teorico per questa variabile ed i risultati altamente positivi del test di cross-validation.

Le variabili normalizzate sono state interpolate ai nodi di una griglia con cella elementare di 100 metri per 100 metri, sovrapposta all'area di studio. I valori stimati con il cokriging sono stati quindi ritrasformati a quelli corrispondenti delle variabili originarie, mediante la funzione inversa della anamorfosi precedentemente calcolata. Per calcolare l'errore di stima delle variabili originarie, non essendo normali, non è stato possibile utilizzare la varianza di kriging. Si è applicata pertanto la simulazione stocastica di tipo gaussiano seriale, producendo un insieme di 200 simulazioni. Queste ultime sono state post-elaborate al fine di ottenere una stima della deviazione standard.

Dalle mappe di cokriging del calcio, magnesio e sodio si è ottenuta la mappa derivata della distribuzione del valore atteso del S.A.R. (sodium adsorption ratio). Infine post-elaborando le simulazioni del TDS, del S.A.R. e dei nitrati sono state prodotte le mappe di probabilità di superamento di: 1,5 g/l per il TDS, 10 per il S.A.R. e 0,804 meq/l ( $\approx$ 50 mg/l) per i nitrati.

In fig. 3 sono riportate le mappe delle stime di cokriging e della deviazione standard relative alle concentrazioni di calcio, cloro, magnesio, sodio, solfati e salinità totale. La mappa del calcio (fig. 3a) mostra i valori massimi a NW e a SE di Brindisi, formando nel secondo caso una "sacca" allungata in direzione N-S che dalla linea di costa si protende verso l'entroterra. Inoltre, alti valori del calcio si riscontrano anche in tutto il settore meridionale. La mappa del cloro (fig. 3b), mostra che i valori più alti sono concentrati in due zone: la prima è a NW di Brindisi; la seconda, molto più ampia della prima, è individuata a S di

Brindisi da una "sacca", che si ramifica in due segmenti secondari orientati verso N. Le mappe del magnesio (fig. 3c) e del sodio (fig. 3d) presentano una distribuzione dei massimi valori simile a quella del cloro. La mappa dei solfati (fig. 3e) ha una distribuzione simile a quella dei tre parametri precedenti, sebbene la sacca a S di Brindisi risulti di dimensioni più contenute nell'entroterra.

Per quanto riguarda le mappe degli errori del calcio (fig. 3f), del cloro (fig. 3g), del magnesio (fig. 3h), del sodio (fig. 3i) e dei solfati (fig. 3l), una caratteristica comune è la struttura a "sale e pepe", che dà l'idea di un grande disordine, con valori alti e bassi che si alternano frequentemente; in tutte le mappe si possono distinguere delle zone caratterizzate da una maggiore incertezza nella stima e concentrate soprattutto nei settori occidentale e attorno a Brindisi.

Di seguito vengono riportate la mappa delle stime (fig. 4a), della probabilità di superamento del valore critico (fig. 4b) e della deviazione standard (fig. 4c) per la salinità totale. La mappa della salinità totale (fig. 4a) mostra che i valori più alti si concentrano nelle stesse zone individuate per i precedenti quattro parametri. Per la salinità totale è stata prodotta anche una mappa della probabilità di superamento della soglia di 1,5 g/l (fig. 4b), valore oltre il quale le acque non sono più destinabili ad uso potabile. Questa mappa mostra che la zona di maggiore rischio (probabilità di superamento > 50%) si sviluppa principalmente in due aree: la prima a NW di Brindisi, mentre la seconda, molto più ampia della prima, forma una specie di sacca che dalla linea di costa si insinua nell'entroterra per diversi chilometri e si sviluppa in direzione circa parallela alla costa stessa. Tale condizione si può ricondurre o a fenomeni di intrusione salina o ad una combinazione delle attività antropiche, a causa di un eccessivo sfruttamento delle acque di falda superficiale, con le condizioni geosturali (Ciaranfi et al., 1983; Ricchetti e Polemio, 1996), caratterizzate da un aumento di permeabilità lungo gli allineamenti tettonici, che produrrebbe una diminuzione del contenuto d'acqua con conseguente incremento di concentrazione salina nella falda superficiale.

Nelle figg. 5a, 5b e 5c sono riportate rispettivamente le mappe delle stime, della probabilità di superamento e della deviazione standard per il SAR. La mappa delle stime (fig. 5a) mostra che i valori maggiori sono concentrati soprattutto in una fascia a S e SE di Brindisi. Dalla mappa di superamento della soglia di 10 (fig. 5b) risulta che le aree con probabilità superiore al 50%, quindi più a rischio, sono ristrette e allineate soprattutto lungo una fascia subparallela alla linea di costa e con orientazione circa parallela ad alcuni elementi strutturali, come già visto per la salinità.

Le mappe relative alla stima, alla probabilità di superamento e alla deviazione standard dei nitrati sono riportate rispettivamente nelle figg. 6a, 6b e 6c. La mappa dei nitrati (fig. 6a) mostra che i valori superiori a 1 caratterizzano ampie zone a SE di Brindisi e nel settore

centro-meridionale.

La mappa di probabilità (fig. 6b) di superamento della concentrazione di 0,804 meq/l ( $\approx 50$  mg/l), individua delle

aree con una probabilità superiore al 50%, ben localizzate e causate da fonti puntuali di inquinamento maggiormente concentrate nei settori orientali e sudoccidentale.

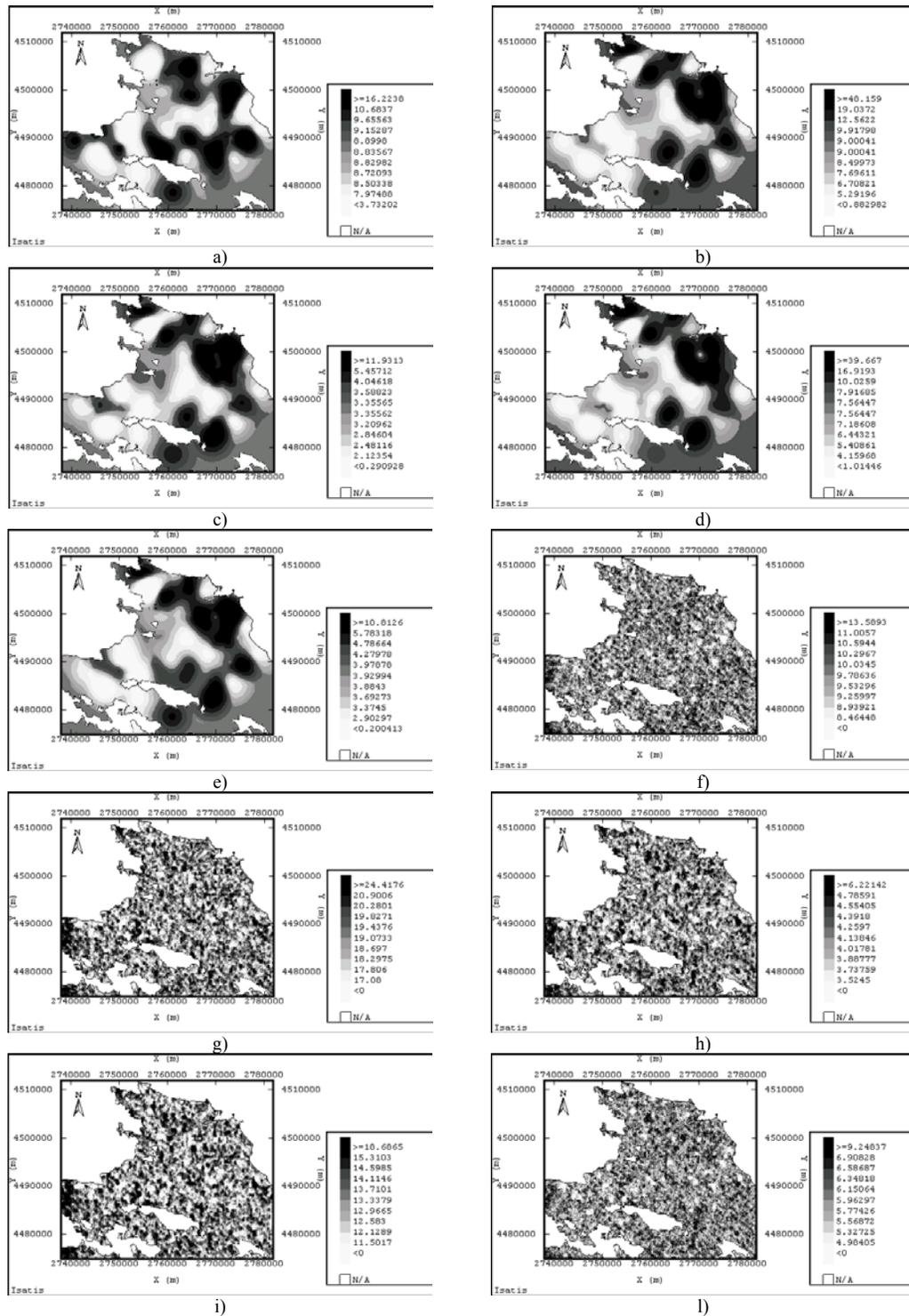


Fig. 3 – Stima e deviazione standard per le variabili del gruppo Calcio  
*Estimation and standard deviation for Calcium group variables*

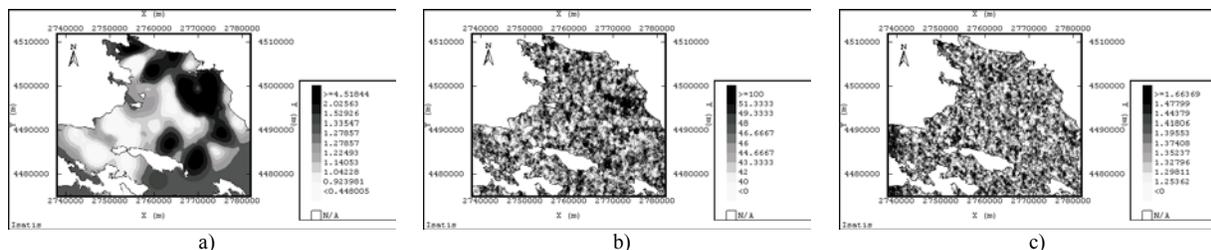


Fig. 4 – Mappe della stima (a), della probabilità di superamento soglia di 1,5 g/l (b) e della deviazione standard (c) per la salinità totale  
*Maps of estimation (a), probability of exceeding 1.5 g/l (b) and standard deviation (c) for total salinity*

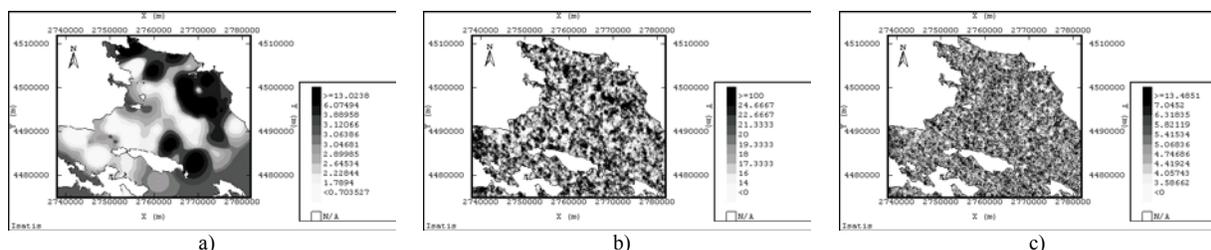


Fig. 5 - Mappe della stima (a), della probabilità di superamento soglia di 10 (b) e della deviazione standard (c) per il SAR  
*Maps of estimation (a), probability of exceeding 10 (b) and standard deviation (c) for SAR*

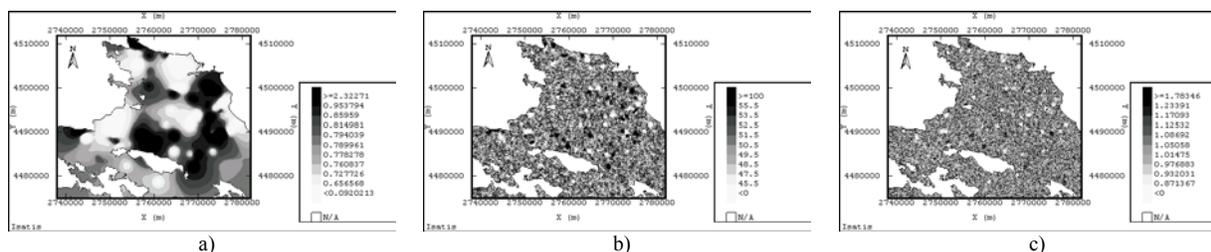


Fig. 6 – Mappe della stima (a), della probabilità di superamento soglia di 0,804 meq/l (b) e della deviazione standard (c) per i nitrati  
*Maps of estimation (a), probability of exceeding 0.804 meq/l (b) and standard deviation (c) for nitrates*

L'analisi precedente ha prodotto la descrizione della distribuzione spaziale delle singole variabili prese in esame, tuttavia per una caratterizzazione generale del territorio può risultare utile il suddividerlo in aree omogenee, originatesi dalla variazione congiunta delle variabili precedenti e che rifletta le complesse interazioni fra i vari parametri in funzione della scala spaziale. A tale scopo si è applicata l'analisi classica delle componenti principali alle seguenti variabili: bromo, calcio, cloro, magnesio, sodio, solfati, salinità totale e nitrati.

Sono stati presi in considerazione soltanto i primi due fattori regionalizzati, la cui variazione tiene conto di più del 84% della varianza. La struttura dei due fattori esaminati permette di individuare l'influenza di ogni singola variabile: per il primo fattore (F1) tutti i pesi sono positivi, con i valori più alti associati a bromo, cloro, magnesio, sodio e salinità totale; il secondo fattore (F2) ha pesi negativi per solfati, calcio e nitrati che risultano i più correlati (negativamente) con tale fattore (tab. 6).

Poiché il variogramma incrociato dei primi due fattori (F1, F2) è risultato non statisticamente diverso da zero, i

due fattori sono stati assunti indipendenti spazialmente oltre che statisticamente.

Tab. 6 – Strutture dei primi due fattori di regionalizzazione  
*Structures of the first two regionalised factors*

	F1	F2
Br	0.38	0.22
Ca	0.31	-0.39
Cl	0.4	0.22
Mg	0.38	0.11
NO <sub>3</sub>	0.19	-0.74
Na	0.38	0.3
SO <sub>4</sub>	0.33	-0.31
TDS	0.41	0.09
Eigen	5.65	1.12
Ratio	70.66%	14.02%
Cumul	70.66%	84.68%

Si è optato pertanto per un'analisi univariata e a

ciascuno dei variogrammi sperimentali dei due fattori, assunti isotropici e doppia struttura, si è adattato un diverso modello di coregionalizzazione, del quale vengono riportate

le caratteristiche (fig. 7) e i risultati della cross-validation (tab.7).

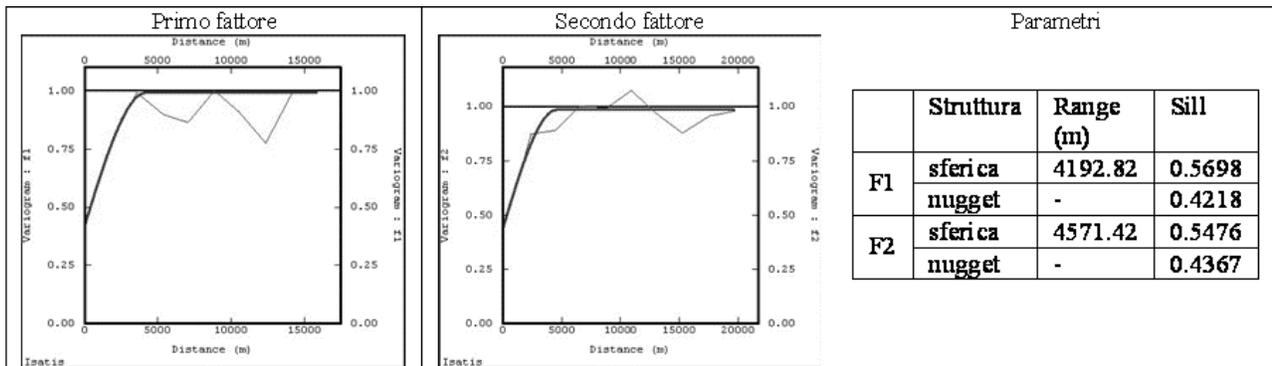


Fig. 7 – Variogrammi sperimentali (linee sottili), teorici (linee spesse) e parametri del modello per il primo e secondo fattore  
Experimental variograms (fine lines), variogram models (thick lines) and model parameters for the first and the second factor

Tab. 7 – Risultati della cross-validation per i primi due fattori regionalizzati  
Cross-validation results for the regionalised factor F1 and F2

Fattore	Errore medio	Varianza errore standard
F1	0.0283	0.9578
F2	-0.0364	0.8876

La stima è stata fatta utilizzando il kriging ordinario e ottenendo due mappe in cui si possono individuare le aree con maggiore incidenza dei parametri chimici di origine naturale (bromo, calcio, cloro, magnesio, sodio, solfati e salinità totale) dalla mappa di F1 e di quelli di origine antropica (nitrati soprattutto ma in parte anche calcio e solfati), dalla mappa di F2; ciò consente di delimitare quelle zone che potrebbero essere maggiormente soggette a

fenomeni di contaminazione e di ottimizzare l'azione di recupero.

In particolare, la mappa del primo fattore (fig. 8a) mostra una notevole influenza dei parametri intrinseci all'aquifero (toni caldi) nella fascia costiera, soprattutto nel settore a SE di Brindisi, dove forma una sacca profonda dai valori alti che prosegue con qualche discontinuità nell'estremo settore sudorientale. Nella mappa del secondo fattore (fig. 8b) i toni freddi, associati a valori negativi, individuano un'ampia fascia meridionale la cui variabilità è dovuta principalmente a fattori antropici: questa zona corrisponde infatti alla Piana di Brindisi dove si pratica un'intensa attività agricola e si impiegano, anche in modo massiccio, fertilizzanti a base di azoto minerale, come già riscontrato in lavori precedenti (Lopez et al., 2005).

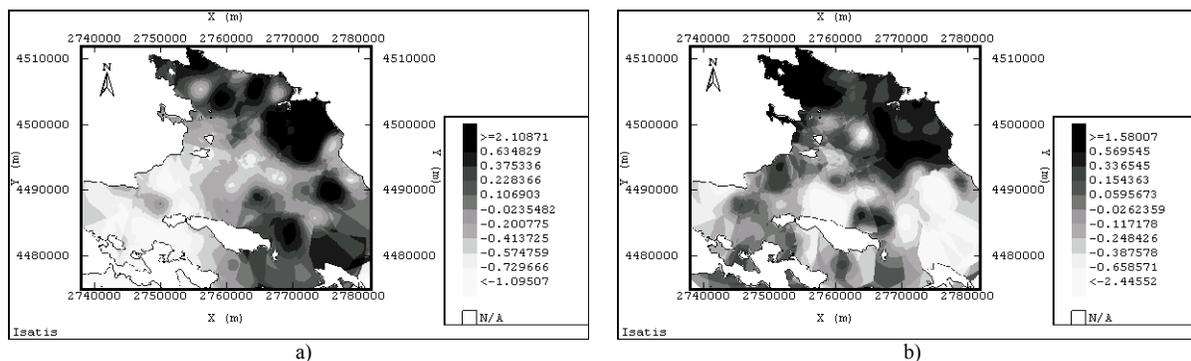


Fig. 8 – Mappe dei primi due fattori regionalizzati: F1 (a) e 2) F2 (b)  
Maps of the first two regionalised factors: F1 (a) and F2 (b)

#### 4. Conclusioni

In questo lavoro si è mirato a caratterizzare la qualità delle acque di falda superficiale della Piana di Brindisi, adoperando tecniche geostatistiche avanzate uni e multi-

variate. L'impiego di queste tecniche nella caratterizzazione della qualità delle acque di falda si è dimostrato molto utile per almeno due motivi principali. Il primo deriva dalla possibilità di distinguere la doppia natura dell'inquinamento: naturale, legato essenzialmente

all'intrusione marina, e antropico, derivante dall'utilizzo di fertilizzanti a base di nitrati.

Queste tecniche inoltre consentono di produrre delle mappe di probabilità di superamento di soglie critiche, che rappresentano un valido strumento decisionale nelle mani di amministratori e pianificatori delle risorse naturali, in quanto permettono di individuare le aree di rischio e pianificare le più efficaci azioni di risanamento.

Si vuol evidenziare, infine, un possibile sviluppo dell'impiego di queste tecniche: la simulazione stocastica

delle variabili produce una serie di mappe alternative, ugualmente probabili, che danno una misura dell'incertezza intrinseca delle stime. Queste mappe, inviate in input ad un modello meccanicistico di previsione del flusso idrico, produrranno ugualmente una serie di mappe dell'output che opportunamente post-elaborate consentiranno di valutare la propagazione degli errori nel modello e quindi di fare delle previsioni di tipo probabilistico, per esempio, della propagazione di determinati inquinanti nelle falde.

## Bibliografia

- Castrignanò, A., Stelluti, M., 2001. Applicazione della geostatistica all'analisi dei dati spaziali. Seminario di Geostatistica. A cura della Sezione di Geopedologia e Meccanica Agraria, Dipartimento di Scienze Agroambientali e della Produzione Vegetale dell'Università di Perugia.
- Geovariances & École Des Mines De Paris, 2004. ISATIS, Software manual, release 5.05. Geovariances, Avon Cedex, France.
- Goovaerts P., 1997. Geostatistics for Natural Resources Evaluation. Oxford Univ. Press, New York, 483 pp.
- Grassi, D., Tadolini, T., 1985. Hydrogeology of the mesozoic carbonate platform of Apulia (South Italy) and the reasons for its different aspects. International Symposium on karst water resources, 293-306, Ankara, Turchia.
- Journel, A.G., Huijbregts, C.J., 1978. Mining Geostatistics. Academic Press, New York, NY. 600 pp
- Lopez, N., Sciannamblo, D., Spizzico, M., Tinelli R., 2005. Characterising the post-Cretaceous aquifer in the Brindisi Plain (South Italy) in order to recover and protect underground bodies of water. Proceedings of 3rd Symposium "Quality and management of water resources" Italian-Russian Institute of Education and Ecological Researches, St. Petersburg (RU), 16-18 June 2005.
- Ricchetti, E., Polemio M., 1996. L'acquifero superficiale del territorio di Brindisi: dati geoidrologici diretti e immagini radar da satellite. Mem. Soc. Geol. It., 51, 1059-1074, Roma
- Spizzico, M., Sciannamblo, D., 2003. On 226Ra and 222Rn concentrations in the brackish water of coastal aquifers: lab-investigations and confirmation in the carbonate aquifer of Brindisi (Italy). Proceedings of 1<sup>st</sup> ICGGE, Bled, Slovenia.
- Wackernagel, H., 2003. Multivariate Geostatistics: an introduction with Applications. Springer-Verlag, Berlin, 3<sup>rd</sup> ed., pp.388
- Webster, R., Oliver, M.A., 2000. Statistical methods in Soil and Land Resources Survey. Oxford University Press.
- Zeza, F., 1978. Lithological properties and geological conditions of carbonatic platform deposits related to karstic groundwater circulation in Southern Italy. Geol. Appl. ed Idrogeol., 13, 393-416, Bari.