

Alma Mater Studiorum – Università di Bologna

DOTTORATO DI RICERCA

Georisorse e Geotecnologie

Ciclo XX

Settore/i scientifico disciplinari di afferenza: ING IND 28

*Criteri di scelta di modelli geostatistici
spaziotemporali per problemi ambientali*

Candidata: Ing.Serena Sgallari

Coordinatore Dottorato

Prof. Ing. Paolo Berry

Relatore

Prof. Ing. Roberto Bruno

Indice

Introduzione	4
1. La modellizzazione geostatistica nel campo della tutela ambientale, stato dell'arte e problemi aperti	
1.1. Cosa vuol dire "ambientale"?	5
1.2. Gli strumenti della modellistica	6
1.3. I problemi aperti	7
1.4. I temi affrontati	8
2. Analisi di sensitività dei modelli e valutazione del rischio: il caso del Radon	
2.1. Analisi del problema e strumenti disponibili	9
2.2. Presentazione dei dati e scelta delle tecniche	10
2.3. I dati indoor	11
2.4. I dati delle acque	17
2.5. Analisi multivariata	23
2.6. Conclusioni	25
3. Il contributo geostatistico in settori con tecniche consolidate: il caso delle piogge	
3.1. Analisi del problema e strumenti disponibili	26
3.2. Presentazione dei dati e scelta delle tecniche	26
3.3. Analisi strutturale dei dati	34
3.4. Stima mediante Krigaggio disgiuntivo	40
3.5. L'approccio del metodo Support Vector Machine	53
3.6. Conclusioni	55
4. La modellistica nella pratica e nella normativa ambientale: il caso dei fanghi	
4.1. Analisi del problema e strumenti disponibili	56
4.2. Scelta delle tecniche e pianificazione dello studio di dettaglio	58
4.3. Studio di dettaglio: il canale Bardalanzo	60
4.3.1. Elaborazioni statistiche	
4.3.2. Analisi strutturale	
4.3.3. Stima dei volumi ed effetto supporto	
4.4. Studio di dettaglio: il canale Naviglio	66
4.4.1. Elaborazioni statistiche	
4.4.2. Analisi strutturale	
4.4.3. Stima dei volumi ed effetto supporto	
4.5. Il confronto dei due casi di studio con altre variabili territoriali	74
4.5.1. Raffronto tra i due casi di studio	
4.5.2. I fanghi e i dati dei suoli	
4.5.3. I fanghi e le variabili categoriali del territorio	
4.6. Conclusioni e proposta metodologica	83
5. Conclusioni	85
Bibliografia	86

Premessa

Il presente lavoro è stato sviluppato in un'ottica interdisciplinare ed internazionale. Il punto di partenza è stato lo sviluppo del lavoro di tesi di laurea, in tema di modellizzazione e selezioni di materiali di riporto. La tesi ha avuto riscontro presso le autorità locali, aprendo così un dibattito legato alla necessità di definizione di criteri rigorosi per la risoluzione dei problemi di tutela ambientale, quale la selezione di materiali inquinati provenienti dalla manutenzione della rete di canali di bonifica della pianura padana.

In termini di dottorato di ricerca, quindi, si è scelto di dare un carattere più generale alla per la definizione di un approccio ingegneristico per l'analisi dei problemi ambientali. Si sono quindi scelti tre temi, differenti tra loro da svilupparsi presso centri specializzati, anche internazionali.

In particolare, ciò ha prodotto due collaborazioni estremamente positive, in termini di apprendimento, di risultati e di scambio internazionale. La prima è avvenuta presso il centro di Geoscience de l'Ecole de Mines de Paris, Francia, dove ho affrontato il problema dell'inquinamento del Radon indoor in collaborazione con la ricercatrice Chantal de Fouquet. L'anno successivo, poi mi sono recata presso il Dipartimento di Ingegneria Ambientale della Columbia University, USA, dove ho affrontato il problema della modellizzazione di dati giornalieri di pioggia, in collaborazione con il prof.Lall.

Il lavoro di tesi è proseguito nell'ambito di una collaborazione con il Consorzio della Bonifica Parmense, per la ricerca approfondita dei possibili nessi tra la composizione dei materiali sul fondo dei fanghi dei canali di bonifica della pianura padana e le attività ad essi circostanti.

Tutti e tre i temi sono stati sviluppati coerentemente allo scopo del lavoro di tesi, ossia quello di sviluppare una analisi critica della attuale pratica della modellizzazione ambientale, identificando i punti sensibili e definendo dei criteri di scelta degli approcci correnti ed alternativi.

Introduzione

Il settore della tutela e del monitoraggio ambientale è attualmente in gran crescita e di grande popolarità mediatica. Come spesso accade in questi casi, lo sviluppo metodico e rigoroso delle procedure non riesce a tenere il passo della diffusione applicativa e mediatica della disciplina. Il risultato è che viene a mancare una definizione precisa dei settori che la tutela ambientale deve interessare e che si applichino tecniche avanzate nuove o provenienti da altre discipline senza una ragionata analisi preliminare del problema.

Le tecniche consolidate della modellistica provengono da varie discipline ed offrono potenti strumenti di elaborazione dei dati. D'altro canto la casistica dei problemi aperti in tema di tutela ambientale è estremamente ampia e di natura molto varia. Ciò che si ritiene carente è l'anello di congiunzione tra problema ambientale e modellistica applicata, ossia un approccio all'analisi del problema che fornisca i criteri per la scelta del quadro metodologico ottimale o più adeguato alla soluzione del problema.

Lo scopo di questa tesi è proprio quello di mettere a confronto alcune tecniche modellistiche, con particolare attenzione rivolta alla geostatistica, all'analisi critica dei problemi ambientali, arrivando a definire dei criteri ragionati per la scelta degli strumenti da utilizzare. Volendo adottare un linguaggio più diretto, si è inteso rispondere a domande tipo: fino a che punto è giustificato adottare metodologie via via più complesse? In presenza di due quadri disciplinari ed approcci teorici e metodologici diversi, come decidere quale adottare?

Il presente lavoro di tesi è strutturato in 5 capitoli:

- 1) Nel primo capitolo si presenta il problema in termini generali, il denominatore comune dei problemi ambientali, gli approcci e i problemi aperti. Nell'ultimo paragrafo si introducono poi i casi di studio che verranno affrontati in dettaglio in ciascuno dei capitoli successivi.
- 2) Nel secondo capitolo si affronta il problema di definizione di carte di rischio per l'inquinamento di Radon indoor. La cartografia prodotta, in seguito ad una scelta ragionata delle tecniche, evidenzia i limiti concettuali delle metodologie correnti in presenza di una variabile la cui definizione è inadatta ad una elaborazione con strumenti tradizionali o di routine.
- 3) Nel terzo capitolo si affronta il tema della stima dell'altezza di pioggia giornaliera disponibile su serie storiche centennali, ma con alcuni giorni senza informazione. L'approccio geostatistico conduce alla scelta di metodi di stima non lineari. I risultati ottenuti sono poi raffrontati con altre tecniche statistiche tradizionali, altrettanto complesse ancorché da riferire ad un quadro disciplinare totalmente diverso.
- 4) Nel quarto capitolo si affronta il tema di caratterizzazione e selezione di fanghi di canali di bonifica da espurgare, potenzialmente inquinati. Si è rivelato estremamente proficuo lavorare nell'ambito di un quadro metodologico e concettuale consolidato nell'ingegneria mineraria, in quanto è risultato possibile definire, ma soprattutto giustificare i criteri tecnico-economici di progettazione delle campionature e di selezione dei tratti inquinati.
- 5) Il quinto ed ultimo capitolo ripercorre le conclusioni di ogni singolo caso di studio per una analisi critica degli approcci risolutivi e per una generalizzazione delle osservazioni conclusive.

1. La modellizzazione geostatistica nel campo della tutela ambientale, stato dell'arte e problemi aperti

1.1. Cosa vuol dire "ambientale"?

In senso generale, il termine "ambiente" fa riferimento ad un mezzo naturale o, più spesso antropizzato; gli studi ad esso riferiti hanno quindi lo scopo di quantificarne lo stato e valutarne l'evoluzione nel tempo. I temi e le domande annoverate sotto il termine ambiente provengono da varie discipline quali scienza del suolo, agronomia, pluviometria, climatologia, ecologia e tossicologia. Il problema del monitoraggio, richiama poi il tema della modellizzazione temporale, così come il tema del rischio richiama la valutazione di probabilità di eccedere una data soglia.

In senso più ristretto, quindi, la modellizzazione ambientale ha a che vedere con lo studio delle relazioni tra le variabili che descrivono il mezzo e le concentrazioni delle diverse sostanze in esso presenti. Tali variabili sono definite in domini spazio-temporali e per questo sono dette Regionalizzate. La scala di lavoro, può poi variare in funzione del problema e può modificare la definizione stessa di variabili apparentemente eguali. La polluzione atmosferica, per esempio, può essere trattata a scala continentale, nazionale o locale, e nei vari casi la variabile è fisicamente "la stessa" in termini di scala di misura, pensiamo ad es. alla concentrazione di benzene; ma le caratteristiche di variabilità spazio temporali, le logiche e le modalità di campionatura, gli obbiettivi dello studio, sono assolutamente diversi se si parla di città, o di territorio regionale o nazionale; così se ci si deve interessare alle cause dell'inquinamento ad una scala locale, le informazioni da esaminare sono completamente diverse da quelle utili per una caratterizzazione a scala nazionale dove interessano piuttosto delle macrocategorie di fattori inquinanti.

Sotto tutti i punti di vista, la tematica ambientale, presenta tuttavia aspetti profondamente contraddittori. Ad esempio i nitrati, nutrimento per l'agricoltura, diventano inquinanti per i corsi d'acqua a valle di essa. La quantificazione di emissioni in atmosfera passano da problemi di igiene industriale per ambiti produttivi, a problemi di salute pubblica per contesti abitativi. Quanto osservato ha fatto sì che, per più di un decennio, lo sviluppo delle tematiche ambientali andasse di pari passo con il crescere dell'attenzione su temi specifici individuati dall'opinione pubblica.

Da un punto di vista scientifico, occorrerà attendere l'ultimo quarto del XX secolo per vedere nascere e diffondersi le riviste specializzate. Gli appuntamenti dei vari convegni internazionali sviluppavano il tema "ambiente" piuttosto in sessioni tematiche nell'ambito del contesto disciplinare specifico del congresso. Per esempio i congressi di geostatistica sono strutturati in sessioni dedicate alla teoria, o alle applicazioni specifiche, fra cui quelle ambientali. In seguito, anche per rispondere alla crescente domanda specifica, sono stati sviluppati degli eventi indipendenti, ma sempre legato alla disciplina "madre", senza un dialogo interdisciplinare costruttivo.

Una difficoltà simile all'integrazione multidisciplinare si osserva anche in campo formativo: sono stati aperti diversi corsi di studio mirati all'ambiente, per esempio l'Ingegneria per l'Ambiente ed il Territorio in Italia, ma hanno sempre dovuto scontare una settorializzazione spinta in funzione dell'area di provenienza dei docenti. Così, in Italia, si registra un'Ingegneria Ambientale con diverse anime, una "idraulica", una "chimica", una delle georisorse, una della pianificazione territoriale, ecc. E le diverse anime affrontano

spesso problemi molto simili, ma con visioni e strumenti molto diversi, in pratica mutuati dalle diverse estrazioni d'origine.

Sempre da un punto di vista scientifico è anche possibile definire delle caratteristiche comuni alle variabili che caratterizzano il contesto "ambientale" e ne indirizzano l'approccio da utilizzare.

Anzitutto, i problemi ambientali hanno quasi sempre carattere multivariato, ad esempio in termini di coordinate. Spesso le variabili di studio sono molteplici e tra loro collegate; altre volte è possibile ricondurre lo studio di una variabile ad un'altra di più facile reperibilità; in altri casi ancora si può prevedere l'utilizzo di indicatori per la caratterizzazione di una fonte inquinante, a cui ricondurre la variabile di concentrazione.

Un altro elemento importante è il carattere aleatorio delle variabili di studio, le grandezze trattate sono sempre accompagnate da una incertezza, prima sperimentale e poi legata alle assunzioni fatte in merito al loro comportamento nel dominio spazio-temporale di definizione.

Inoltre, come detto, c'è il carattere regionalizzato della variabile, cioè la sua definizione in un dominio spazio-temporale. La coordinata spaziale è solitamente continua, bi o tridimensionale e legata alla morfologia del territorio, altre volte può essere discontinua poichè condizionata dall'esistenza del mezzo studiato, ancora si può essere conveniente il passaggio da coordinate cartesiane a sistemi di riferimento concordi con la dinamica della variabile di studio. La coordinata temporale può essere trattata con diversi gradi di complessità. Il caso più semplice prevede che la componente temporale non faccia parte del modello stocastico. In questo caso la variabilità temporale può essere discretizzata e il modello spazio-temporale può essere semplificato ad un modello multivariato. Un classico esempio è il caso di una variabile soggetta a stagionalità, in cui si ha un modello differente per ciascuna stagione. Un grado di maggior complessità si ottiene nel caso in cui la componente temporale fa parte del modello stocastico, introducendo una variabilità indipendente dalle altre tre coordinate spaziali. In questo caso la variabile diviene funzione di 4 coordinate, senza però la necessità di ricorrere ad un modello dinamico. Se, invece, la componente temporale rientra nel modello stocastico introducendo una variabilità spazio-temporale, la variabile è funzione di 4 coordinate e diventa necessario il ricorso ad un modello dinamico.

Infine un altro elemento da tenere presente in fase di trattamento dei dati è l'additività delle variabili oggetto di studio. Se trascurato, quest'aspetto può portare ad errori metodologici grossolani. E' possibile che l'ostacolo sia facilmente aggirabile attraverso il ricorso a variabili ausiliarie.

1.2. Gli strumenti della modellistica

Una delle classificazioni più semplici dei modelli matematici utilizzati nei diversi settori delle Scienze prevede la distinzione in modelli deterministici e modelli stocastici. Se da un lato l'approccio deterministico punta sostanzialmente l'utilizzazione delle equazioni descrittive dei fenomeni, dall'altro l'approccio stocastico consente di gestire la difficoltà di descrivere e controllare la variabilità naturale, o anche artificiale, delle grandezze caratteristiche dei problemi ambientali. Assumendo il carattere aleatorio delle variabili di studio, divengono disponibili strumenti efficaci che consentono di gestire grandezze spazio-temporali che non potranno essere mai conosciute al di fuori dei punti campionati. Un aspetto interessante dei recenti sviluppi teorici dell'approccio aleatorio è quello di cercare di integrare nel modello probabilistico le equazioni

descrittive dei fenomeni, come ad es. nel caso dell'equazione di flusso nei mezzi poroso (de Lucia, et al. 2008). In questo senso la modellistica in campo ambientale, pur avendo fatto grandi progressi, non ha ancora completamente "metabolizzato" il grande apporto culturale operato dall'ingresso della Geostatistica e della Teoria delle variabili Regionalizzate sviluppata dal Prof. George Matheron le cui grandezze alla base dei processi decisionali sono appunto delle "Variabili Regionalizzate".

Tipicamente la distribuzione spaziale (o più in generale spazio-temporale) delle concentrazioni di una sostanza, utile nel caso di un'attività mineraria, inquinante nel caso di un impatto ambientale, è caratterizzata da un'elevata irregolarità, ma anche da una sua variabilità "strutturata": siamo cioè in presenza delle cosiddette Variabili Regionalizzate. Inoltre, tutti i problemi legati alla conoscenza di queste variabili nel dominio di studio debbono scontare la non conoscenza della VR al momento delle decisioni nei punti del dominio, ma solo nei punti campionari. E nella maggior parte dei casi il valore vero non sarà mai noto, neanche successivamente. Da qui nasce l'approccio modellistico delle Funzioni Aleatorie e l'essenziale apporto all'analisi dei problemi.

Le applicazioni geostatistiche alla soluzione dei problemi ambientali sono testimoniate dalla quantità dei lavori esistenti, sia a livello di casi di studio, sia a carattere teorico. Nei congressi internazionali di Geostatistica la più ampia sezione è quella ambientale. Peraltro questa cultura sembra essere rimasta circoscritta ad ambienti specialistici, anche se pacchetti software di larga diffusione utilizzano le tecniche geostatistiche, principalmente per la produzione di cartografie, non sempre coerentemente con le basi teoriche di partenza. Viceversa, tale competenza non fa parte del bagaglio culturale della maggior parte degli addetti ai lavori nei settori coinvolti nella modellistica ambientale, che trattano quotidianamente variabili naturali quali le concentrazioni spazio-temporali e i parametri dei mezzi interessati dal processo (es. permeabilità, saturazioni, granulometrie, diffusività, temperature, pressioni, impedenze elettromagnetiche, quote slm di falde, piovosità).

1.3. I problemi aperti

Il termine "ambientale", per quanto di difficile definizione, può essere ricondotto a quei problemi che hanno a che fare con il benessere della popolazione. Problemi tipici delle tematiche ambientali sono quelli legati all'utilizzazione di valori limite, di legge o tecnico-economici, per selezionare e distinguere ciò che è "buono", tollerabile dalla salute, da ciò che è "cattivo", cioè dannoso per la salute. Concretamente, in questi casi, occorre affrontare i seguenti temi.

- ✓ La definizione ed identificazione dei valori di soglia. La definizione, per esempio, del limite oltre il quale una sostanza diviene cancerogena per il corpo umano, è logicamente associata ad un tempo e ad una modalità di somministrazione; è allora richiesta la identificazione di un valore numerico di soglia che deve essere accompagnato dalla definizione di un supporto¹ spazio-temporale a cui è riferita la conoscenza o l'efficacia della variabile. Ne consegue che due valori limite definiti su supporti differenti non sono tra loro confrontabili e conducono a risultati numerici diversi, la cui correttezza dipende dal problema in esame alla luce anche dei due temi successivi (Matheron, 1982).

¹Supporto: sottodomino spazio-temporale sul quale è calcolato/misurato il valore medio della grandezza in esame

- ✓ Effetto supporto. La definizione dell'unità spazio-temporale a cui una variabile deve essere riferita è fondamentale affinché la variabile stessa abbia un significato fisico. Nel caso di inquinamento di aria, ad esempio si può pensare al supporto temporale in termini di intervallo a cui riferire la concentrazione media di una sostanza, un'ora, un giorno, etc.. La definizione del supporto deve avvenire in modo giustificato, in funzione dell'obiettivo che si vuole perseguire, come ad esempio la valutazione della pericolosità di un'esposizione media giornaliera (Matheron, 1971).
- ✓ Effetto informazione. La definizione di una concentrazione o di un tenore è sempre accompagnata da un'incertezza legata alla circostanza che normalmente il valore vero della grandezza nel dominio di interesse non è noto. Si dispone invece di un valore stimato, che implica un errore caratterizzabile solo in chiave probabilistica. Se la concentrazione di interesse deve essere raffrontata ad un valore di soglia, per esempio per decidere se un volume è inquinato oppure no, è possibile che l'incertezza connaturata nella stima comporti un errore di selezione. La caratterizzazione quantitativa dell'incertezza associata ad una concentrazione, consente di controllare gli effetti dell'errore di selezione, non ovviamente di eliminarlo (Bruno, et al. 2005).
- ✓ La selezione in termini probabilistici. I concetti sopra esposti sono direttamente collegati alla definizione della probabilità di superare il valore di soglia. Occorre dunque attivare una determinata opzione o azione, per esempio decidere se bonificare, solo laddove si associa alla soglia un valore di probabilità di superarla. La carenza nelle normative ambientali della definizione probabilistica del criterio di selezione ha tuttora l'effetto di impedire una chiara e corretta definizione di tali probabilità e, conseguentemente, di impedire l'uso di metodologie di calcolo specifiche (Sgallari, 2004).

1.4. I temi affrontati

Il presente lavoro ha avuto l'obiettivo di indagare le potenzialità applicative degli strumenti modellazione dei dati ai fini di un approccio ragionato ai problemi di carattere ambientale. Il punto di partenza, quindi, non è stato l'applicazione del modello, ma piuttosto la comprensione e l'analisi del problema specifico in ogni suo aspetto e criticità. I temi ambientali affrontati sono stati scelti in modo da evidenziare alcune criticità tipiche dei problemi ambientali:

- ✓ Inquinamento di Radon indoor. Si tratta di un problema di carattere multivariato, in cui la variabile ritenuta dannosa è potenzialmente riconducibile a caratteristiche geomorfologiche (Zhu, 1997). In particolare si è studiato il comportamento della variabile "*Radon indoor*" in relazione alla variabile "*Radon in falda*". In questo caso la fase preliminare di studio ha riguardato la definizione dei parametri e del supporto delle misure utili. Si è quindi proceduto alla ricerca delle correlazioni con altre variabili, aspetto fondamentale per rendere consistente la fase decisionale successiva, data la particolarità della variabile originale.
- ✓ Modellazione di dati di pioggia. Si tratta di informazioni e modellazioni alla base di valutazioni climatiche quali la definizione del rischio di evento estremo e la caratterizzazione dei cambiamenti climatici in atto (Keim, 2005). Il tema è da tempo affrontato con tecniche numeriche di tipo *machine learning*, che si sono evolute ed irrobustite notevolmente. Il problema specifico ha riguardato il completamento di un dataset di serie centenarie di dati di pioggia giornalieri. Il tema, in apparenza

semplice, presenta delle difficoltà non immediatamente evidenti legati alla definizione e natura della variabile in gioco, in relazione ai molti valori di pioggia nulli ed agli eventi piovosi di elevata intensità di carattere sporadico. Inoltre, la variabilità spazio-temporale dei dati ha richiesto un'analisi approfondita per il riconoscimento di domini omogenei. Lo scopo del lavoro è stato quello di testare la robustezza delle tecniche geostatistiche non lineari rispetto a quelle comunemente usate nel settore (Xavier, 2005).

- ✓ Caratterizzazione e selezione dei terreni di riporto inquinati. Il problema ha preso spunto dalla necessità di modifica di una norma regionale. E' indubbio che la normativa ambientale abbia ampi margini di miglioramento in termini di definizione di ciò che è realmente dannoso, delle procedure di valutazione e dei rischi connessi (Sgallari, 2006). Tuttavia, affinché le norme siano in grado di assorbire i contributi della modellistica, è fondamentale che la modellistica sia in grado di adattarsi alla realtà dei problemi di stima e selezione in ambito ambientale. In questo senso, più che ricercare aspetti teorici complessi, lo scopo del lavoro è stato quello di formulare una proposta metodologica operativa che concretizzasse l'approccio geostatistico al problema della selezione.

Una volta messo a fuoco il problema, il passo successivo è stato la ricerca dello strumento più idoneo per la sua risoluzione. Identificata la metodologia utile, ai fini della valutazione dell'efficienza delle scelte, sono stati considerati vari aspetti:

- la sensitività dei modelli a problemi di carattere ambientale;
- la robustezza delle tecniche più avanzate e/o complesse;
- l'utilizzabilità dei metodi in ambito tecnico-normativo.

L'idea complessiva, quindi, è stata quella di adottare un approccio ingegneristico per definire dei criteri ragionati e dei principi di economicità nella scelta delle metodologie di analisi ed trattamento dei dati disponibili.

2. Analisi di sensitività dei modelli e valutazione del rischio: il caso del Radon

2.1. Analisi del problema e strumenti disponibili

Il Radon è un gas radioattivo presente in natura, chimicamente inerte, inodore, incolore e privo di sapore. È prodotto dal radio nella catena di decadimento dell'uranio, elemento presente in quantità variabili in tutte le rocce e nel suolo. Quando il gas Radon si libera dal sottosuolo passando nell'aria, i suoi prodotti di decadimento, che emettono radiazioni alfa, possono aderire agli aerosol, alla polvere e ad altre particelle presenti nell'aria che respiriamo così da riuscire a depositarsi nelle cellule di rivestimento delle vie aeree dove le particelle alfa possono esplicare la loro azione dannosa. In particolare, se inalato, il gas Radon può indurre nelle cellule polmonari danni al DNA. Studi di mutagenesi cellulare, ricerche sperimentali su animali in vivo e studi epidemiologici hanno stabilito che l'esposizione a Radon può indurre tumore polmonare (RER, A.A.VV., 2007).

Per questo motivo in molti paesi, soprattutto in Europa e nel nord-America, sono state attivate politiche sanitarie finalizzate alla riduzione di questo rischio. Per quanto riguarda le abitazioni, il documento di riferimento risulta la Raccomandazione 90/143/EURATOM che stabilisce due livelli di azione distinti: uno per gli edifici da costruire, pari a 200 Bq/m^3 , ed uno per quelli esistenti, corrispondente a 400 Bq/m^3 (CEC 1990). L'Unione Europea ha successivamente emanato la direttiva 96/29/EURATOM che al Titolo VII si occupa dell'esposizione a radiazioni ionizzanti da sorgenti naturali nei luoghi di lavoro. In Italia la Direttiva 96/29/EURATOM è stata recepita con il D. Lgs. 241/00 che ha modificato il D.Lgs. 230/95 introducendo per l'appunto un Capo dedicato alla tutela dal rischio radioattività naturale nei luoghi di lavoro. In particolare è stato introdotto l'obbligo per le Regioni di individuare le aree del territorio in cui ci sia un'elevata probabilità di alte concentrazioni di attività di radon. Una volta individuate, in queste aree, tutti i luoghi di lavoro sarebbero soggetti a misurazioni della concentrazione di attività di Radon media annua per la verifica del rispetto del livello di azione fissato in 500 Bq/m^3 . Per quanto riguarda il rischio Radon indoor nelle abitazioni invece la normativa italiana non prevede alcun obbligo. Considerato il già citato rischio sanitario associato al Radon e tenuto conto che in Italia i casi di tumore polmonare correlati a questa esposizione sono stimati in un numero compreso tra 1500 e 6000 all'anno, il Ministero della Salute, tramite il Centro Nazionale per la Prevenzione e il Controllo delle Malattie, ha attivato nel 2005 una collaborazione con l'Istituto Superiore di Sanità, per dare avvio ad un Piano Nazionale Radon.

In questo contesto la Regione Emilia-Romagna ha effettuato campagne di misurazione per la creazione di un dataset il più possibile uniforme sul territorio. Il lavoro è stato finalizzato alla elaborazione di una carta stimata della concentrazione di Radon indoor e alla ricerca di possibili connessioni tra la concentrazione di quest'ultimo e le variabili naturali, con lo scopo di individuare indicatori di potenziale rischio.

L'analisi di regionalizzazione è risultata complessa poiché la serie temporale non è né isotopica né isocrona. Inoltre, il fondo geologico non è uniforme ma suddiviso in due macrozone geomorfologiche, una pianeggiante a carattere alluvionale e l'altra montuosa.

Un altro fattore che rende particolare lo studio della variabile *Radon indoor* è la non continuità della variabile nel dominio spaziale geografico, in quanto essa è definita solo ove è presente la costruzione.

Questo legame, poi, vincola la variabile a molti altri fattori, riferibili solo indirettamente al territorio o privi di qualunque riferibilità, come ad es. le modalità costruttive.

La natura del problema appena esposto ha quindi diverse sfaccettature: un aspetto è legato alla ricerca delle possibili cause naturali dell'inquinamento locale (Zhu 1997); un'altro altro aspetto ha a che vedere con la valutazione del rischio di superamento di una soglia (sgallari, 2006). Da un punto di vista modellistico gli strumenti che appaiono più idonei sono, l'analisi multivariata che integra le informazioni comuni a più variabili, la stima mediante krigaggio (Zhu,2001) e la simulazione (Beaubien,2003). Lo strumento prescelto è l'analisi multivariata al fine di ricercare ed integrare le informazioni comuni a più variabili. Al fine di approfondire la definizione di una variabile discontinua che definisca la presenza dell'edificio, risulterebbe efficace un approccio non lineare, in grado di sfruttare grandezze tipo indicatrici.

Lo scopo del presente lavoro è l'elaborazione di una cartografia di distribuzione della variabile Radon indoor. La cartografia è uno strumento molto richiesto ed utilizzato dagli enti di protezione ambientale come punto di partenza per la pianificazione degli interventi.

2.2. Presentazione dei dati e scelta delle tecniche

Il dataset utilizzato per lo studio è composto da:

- ✓ 232 punti di misura di concentrazione di Radon (Bq/l) ed altri elementi chimici (NH₄, As, Ca, Cd,Cr, Cu, Mn, Hg, Ni, NO₃, NO₂, Fe, Zn, SO₄) nelle acque di falda. I punti sono disposti in modo irregolare sulla parte pianeggiante del dominio studiato. Le coordinate sono tridimensionali, dove la quota è legata alla profondità della falda. Tutti i dati sono stati misurati nell'arco dei tre mesi della stagione primaverile
- ✓ 561 punti di misura di concentrazione di Radon indoor, i dati fanno riferimento al piano terreno ed al primo piano. Anche in questo caso i punti di misura sono disposti irregolarmente sul dominio studiato.

Il dominio di definizione della variabile, inizialmente quadridimensionale, è stato soggetto alle seguenti semplificazioni:

- La quota non è stata considerata direttamente come terza coordinata spaziale: nel caso dei dati indoor è stata utilizzata indirettamente al momento della suddivisione della popolazione di dati in sottoinsiemi associati a ciascun piano dell'edificio; nel caso delle misure in falda, è stata considerata indirettamente come profondità rispetto al piano di campagna e trattata come una variabile ausiliaria definita nel punto di appoggio.
- Si è trascurata la coordinata temporale per i dati indoor, perché le campagne di misura fanno riferimento ad uno stesso macro-periodo, le misure stesse rappresentano un valore medio su un supporto temporale e non sono state ripetute sistematicamente; in pratica le misure in ogni edificio sono state considerate regolarizzate sullo stesso supporto temporale, pari a 6 mesi;

Dal punto di vista della distribuzione geografica dei dati disponibili, occorre considerare quindi che le distanze fra punti di misura appartengono a due scale distinte:

- La piccola scala, con riferimento ad edifici appartenenti allo stesso comune;

- La media-grande scala, con riferimento ad edifici di comuni diversi, che ricoprono tutto il territorio regionale.

Da un punto di vista geologico il dominio di studio è suddiviso in due sottoinsiemi morfologicamente omogenei, una parte pianeggiante ed una montuosa, come riportato in fig.1.

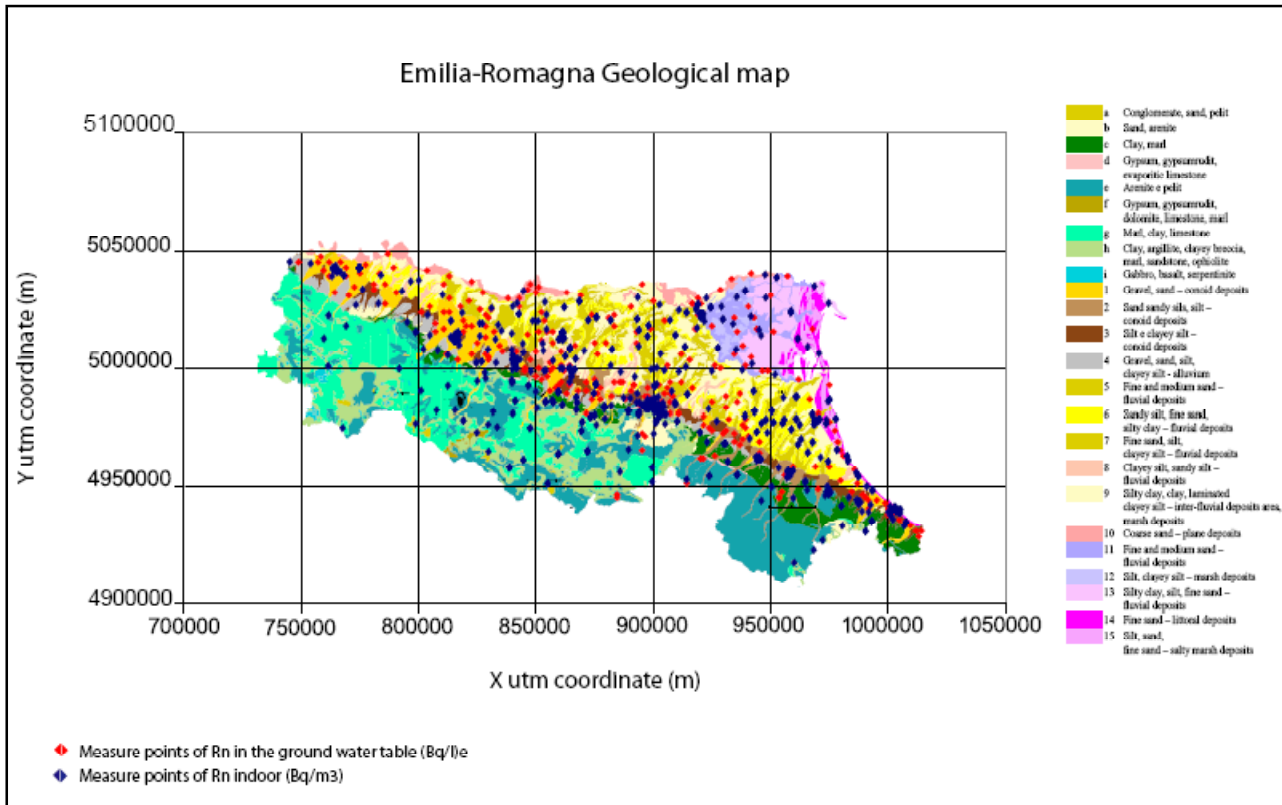


Figura 1 - Mappa geologica regionale dell'Emilia-Romagna e rappresentazione dei punti campionati

La parte pianeggiante è costituita da depositi alluvionali, conoidi, pianura alluvionale e pianura del delta del fiume Pò. Le formazioni sono caratterizzate da ghiaie, nella parte delle conoidi alluvionali, limi ed argille nella parte di pianura alluvionale e sabbie nella parte costiera e deltizia. La parte montuosa, invece, appartiene alla catena appenninica, formato da uno zoccolo continentale costituito prevalentemente da ofioliti.

Per l'analisi statistica preliminare di ciascun dataset si rimanda ai paragrafi 2.3 e 2.4 .

2.3. I dati indoor

Il Radon indoor è stato misurato su vari piani, ma solo quelli relativi al piano terra e al primo piano rappresentano un insieme di informazioni omogenee e equidistribuite sul territorio. La variabile relativa al primo piano è costituita da 561 punti di misura, per 117 di questi punti è anche definite la variabile di concentrazione Indoor per il piano terreno. I dati relativi al primo piano hanno una distribuzione logaritmica e sono equamente distribuiti sul territorio (figg. 2, 3).

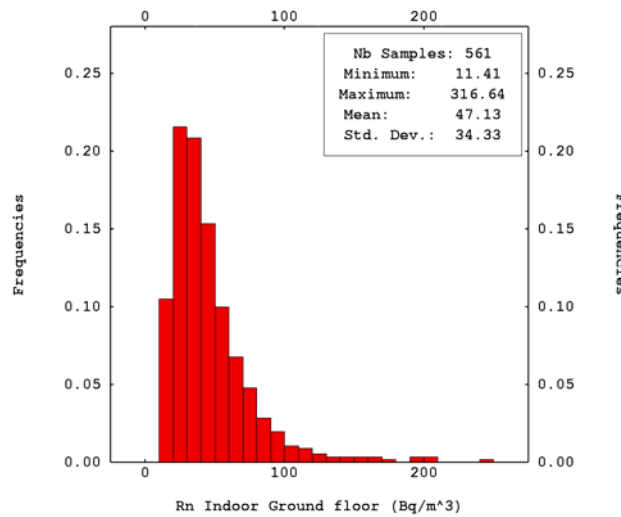


Figura 2 - Istogramma dei dati di Radon indoor, primo piano (Bq/m^3)

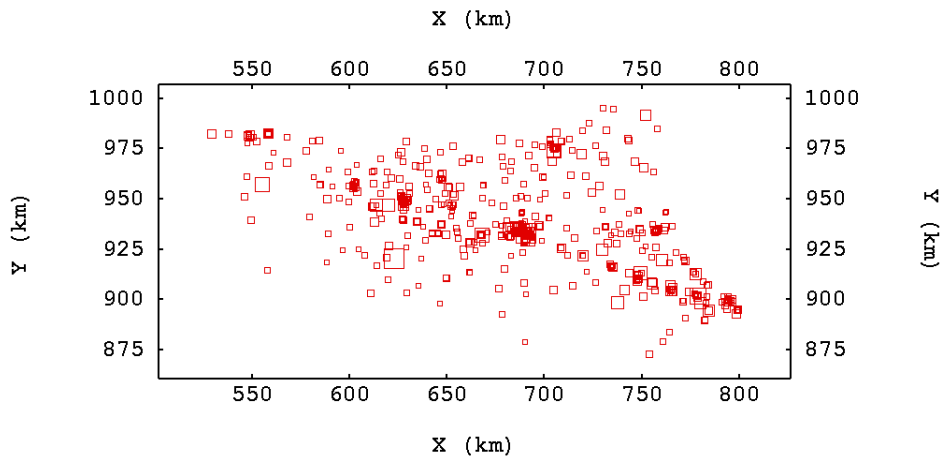


Figura 3 - Mappa dei punti di misura dei dati di Radon indoor, primo piano (Bq/m^3)

Anche l'istogramma dei dati relativi al piano terreno ha un andamento logaritmico con valori uniformemente distribuiti sul territorio (figg. 4, 5), il valore medio è maggiore rispetto al Radon al primo piano, mentre le varianze sono paragonabili.

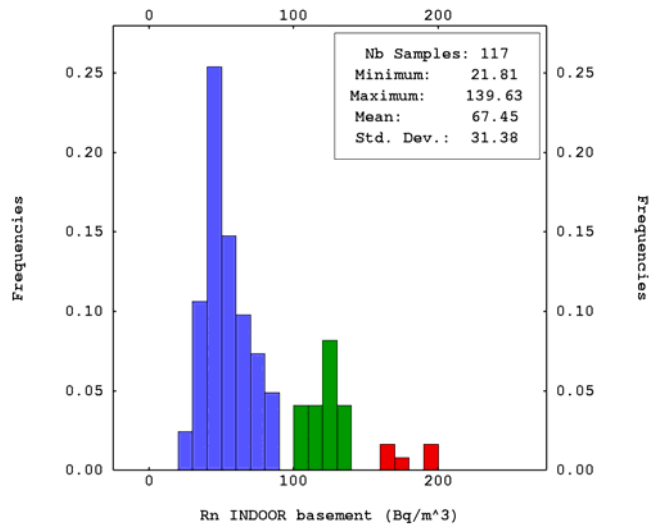


Figura 4 -Istogramma dei dati di Radon indoor, piano terreno (Bq/m³)

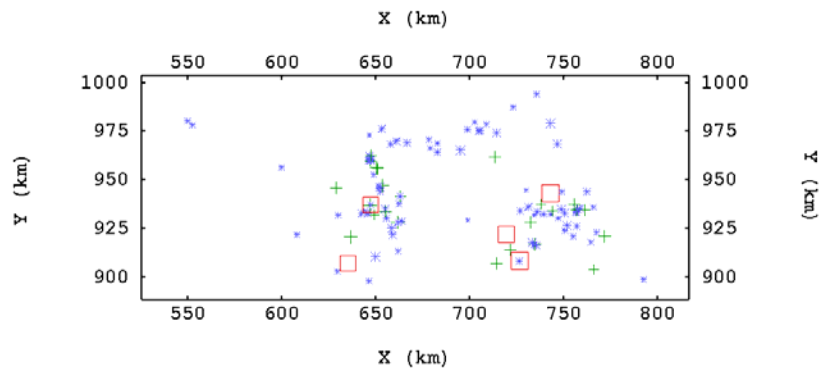


Figura 5 -Mappa dei punti di misura dei dati di Radon indoor, piano terreno (Bq/m³)

Il raffronto statistico tra le due variabili è riportato in figura 6 e mostra che i dati del piano terreno sono sistematicamente maggiori dei valori isotopici della variabile relativa al primo piano e mediamente correlati con essi. Infatti i punti dello scatter plot giacciono al di sopra della linea bisettrice ed il coefficiente di correlazione tra le due variabili vale 0.487.

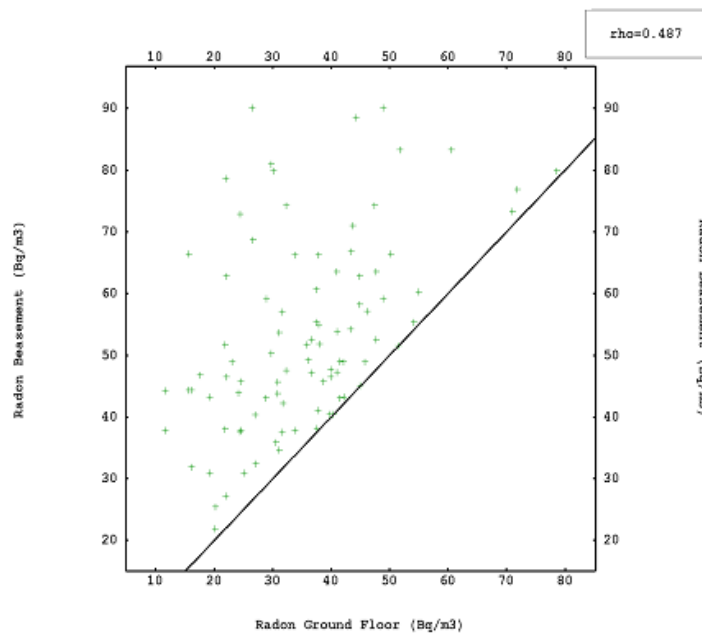


Figura 6 -Nuvola di correlazione tra la concentrazione di Radon indoor al piano terreno e al primo piano

I dati sono stati suddivisi in due gruppi per valutare la presenza di sottopopolazioni. In particolare si è indagata l'influenza dei dati indoor con le due diverse unità geologiche. I parametri statistici di media e varianza non hanno segnalato una sostanziale differenza tra le case costruite sull'Appennino, rispetto a quelle in pianura.

Il passo successivo ha riguardato l'analisi variografica come strumento di indagine. Infatti, si ricorda che la variabile in questione non è continua, quindi la struttura spaziale osservata e modellizzata potrebbe essere utilizzata per valutare le zone potenzialmente a maggior rischio. Il problema della discontinuità si risolverebbe potendo ricondurre la variabile Radon indoor ad una variabile naturale continua sul territorio. In tal senso un approccio coregionalizzato risulta più idoneo rispetto al ricorso alle indicatrici, strumento tipico per la valutazione della probabilità di superamento di una soglia. Il variogramma diretto di Radon indoor al piano terreno (fig.7) presenta una struttura sferica che riguarda circa il 30% della totale variabilità. La struttura di comune ai due variogrammi diretti è di tipo sferico, sebbene di piccola entità (tab.1).

La predominanza dell'effetto pepita e la modesta soglia del variogramma incrociato sono indice di una scarsa regionalizzazione della variabile.

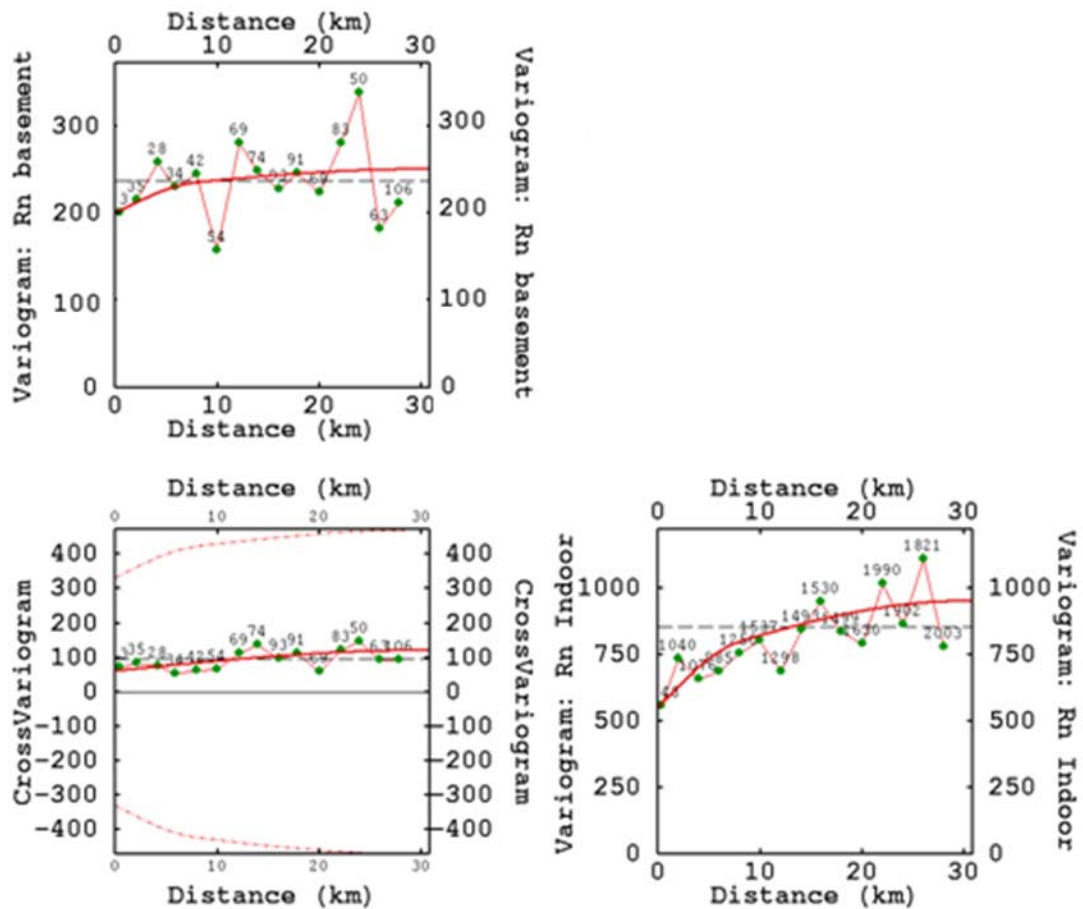


Figura 7 -Variogrammi diretti e incrociati della variabile Indoor al piano terreno e al primo piano

Struttura:	Pepita	Modello sferico (8 km)	Modello sferico (40km)
Primo piano, soglia (Bq/m ³) ²	550	250	150
Piano terreno, soglia(Bq/m ³) ²	200	25	25
Piano terreno-primopiano, soglia (Bq/m ³) ²	60	30	30

Tabella 1 – Modello di variogramma multivariato per Radon indoor, piano terreno e primo piano

Al fine di elaborare la carta di stima della variabile Radon indoor si sono utilizzati i modelli scelti. La stima mediante cokrigaggio dei dati ha fornito le carte di stima riportate in figura 8 e figura 10. Nelle figure 9 e 11 sono anche riportate le carte di varianza di stima che consentono valutare la qualità della stima stessa.

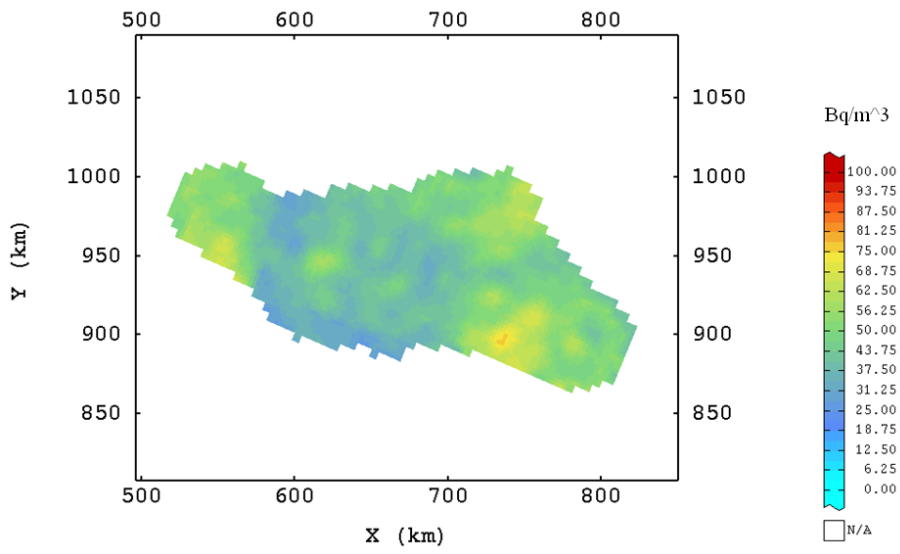


Figura 8 - Radon indoor, primo piano carta stimata (Bq/m3)

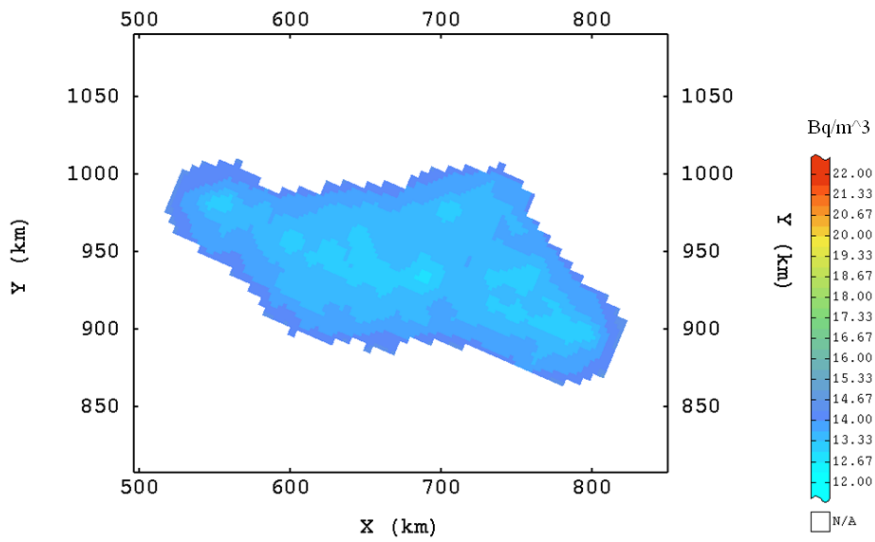


Figura 9 - Radon indoor, primo piano, deviazione standard di stima (Bq/m3)

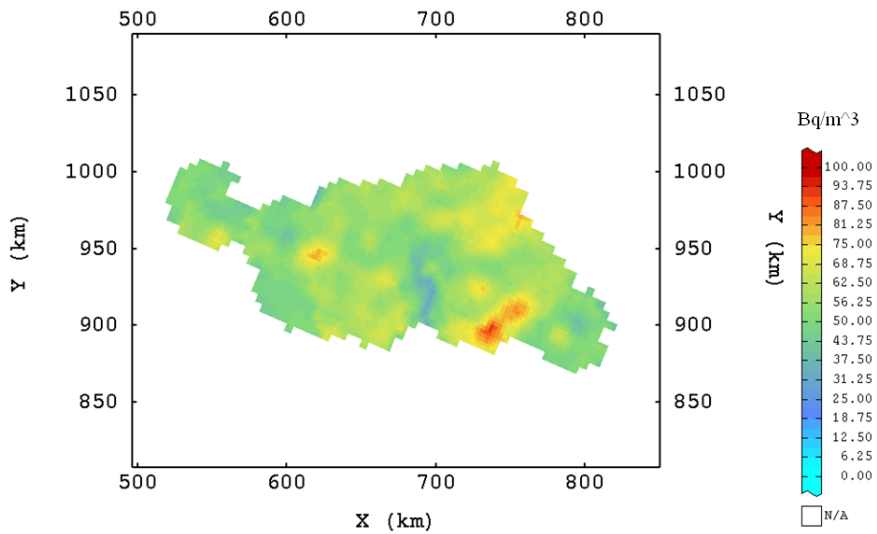


Figura 10 -Radon indoor, piano terreno, carta stimata (Bq/m3)

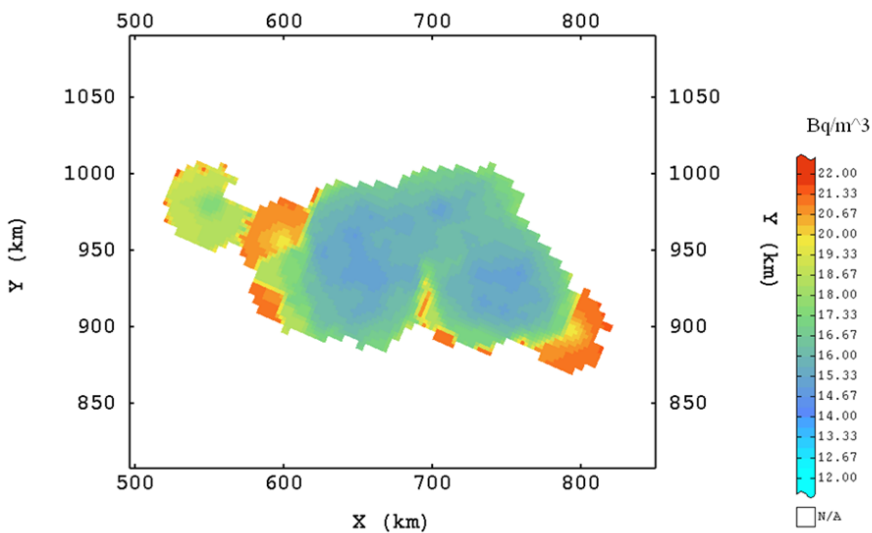


Figura 11 -Radon indoor, piano terreno, deviazione standard di stima (Bq/m3)

A conferma di quanto osservato la carta di Radon indoor al piano terreno presenta valori più elevati, la zona maggiormente interessata da valori alti risulta essere nell'appennino Forlivese. E' evidente la sottostima dei valori di picco isolati (Yamamoto, 2005). Nel complesso si osserva un basso rischio a scala regionale. Tuttavia la bassa regionalizzazione e il problema concettuale della continuità della variabile potrebbe essere ovviato riconducendo la variabile Radon indoor ad una variabile continua come la concentrazione di Radon in falda. In tal senso si è approfondito lo studio di questa variabile.

2.4. I dati delle acque

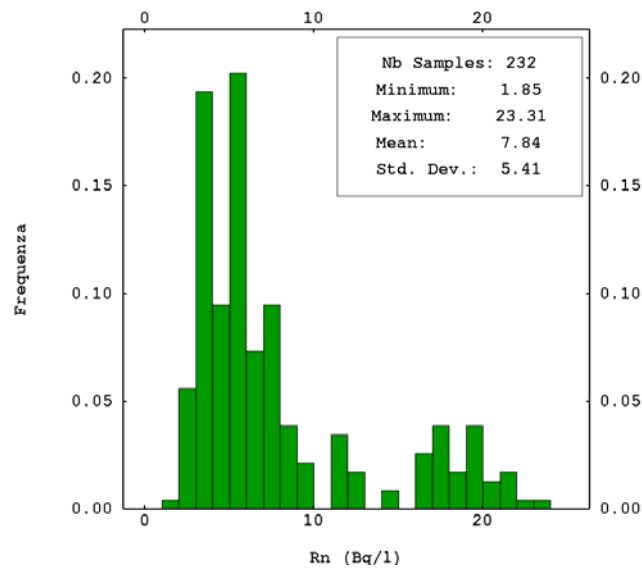


Figura 12 -Istogramma e statistiche dei valori di concentrazione di Radon in falda (Bq/l)

I dati di concentrazione di Radon nella falda sono stati raccolti nell'arco temporale di tre mesi, nella stagione primaverile (fig.12). L'elaborazione del coefficiente di correlazione tra la concentrazione di Radon in acqua e coordinate temporale mostra la presenza di una correlazione ($\rho_{Rn,time} = -0.52$). Tuttavia il dataset non contiene misure isocrone, quindi è possibile che il valore del coefficiente di correlazione sia falsato (ad esempio si osserva che sono state prima misurate le zone di pianura con concentrazioni più basse e poi quelle montuose con valori più alti). In questo senso si è analizzato il variogramma nella coordinata temporale, il quale mostra un andamento essenzialmente pepitico (fig.13). In base a queste osservazioni si è proceduto a considerare le misure isocrone.

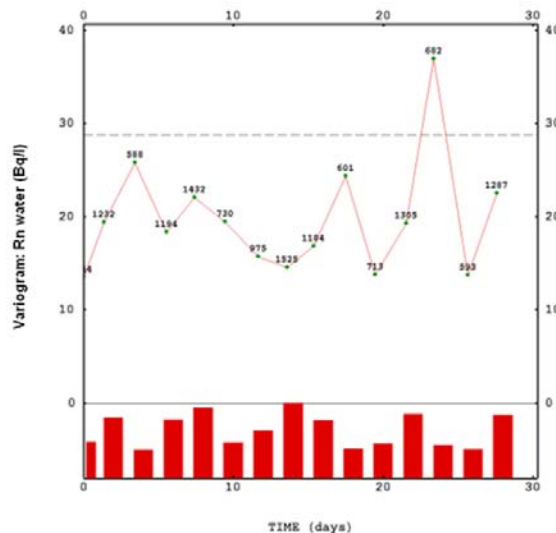


Figura 13 -Variogramma sperimentale temporale del Radon in acqua

Per quanto riguarda il comportamento spaziale, le coordinate geografiche giocano un ruolo importante, mentre la profondità della falda non risulta essere correlata né con la concentrazione, né con la divisione in sotto-domini di studio. In figura 14 si riporta l'andamento della concentrazione di Radon in falda in relazione alla coordinata x, dove è evidente la presenza di un trend.

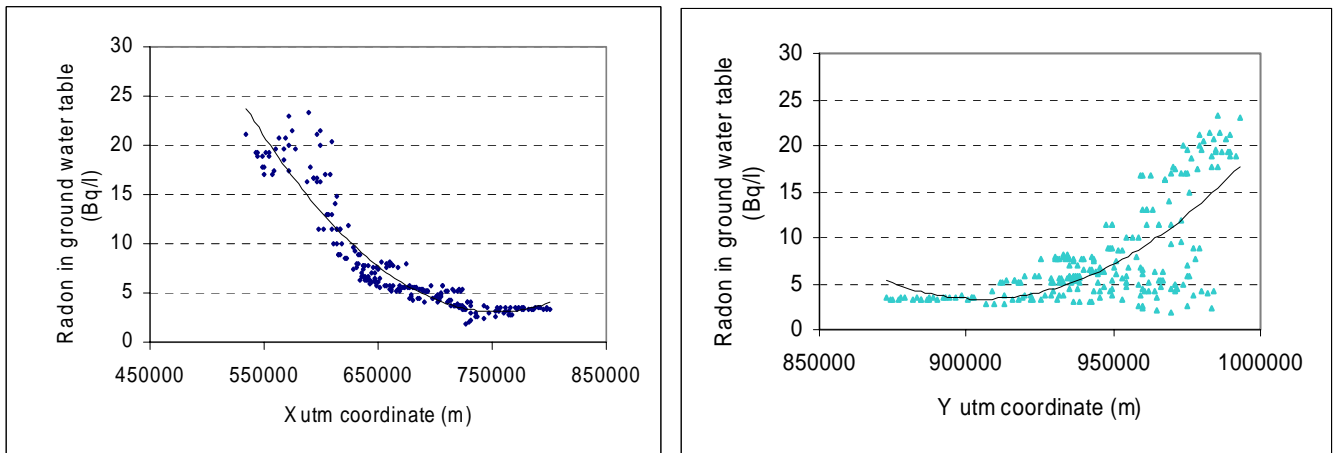


Figura 14 -Concentrazione di Radon in falda (Bq/l) in funzione delle coordinate x e y utm

Il trend riportato in figura può anche essere visto come la conseguenza di popolazioni con caratteristiche statistiche diverse che si susseguono perpendicolarmente all'asse appenninico (figg. 15, 16).

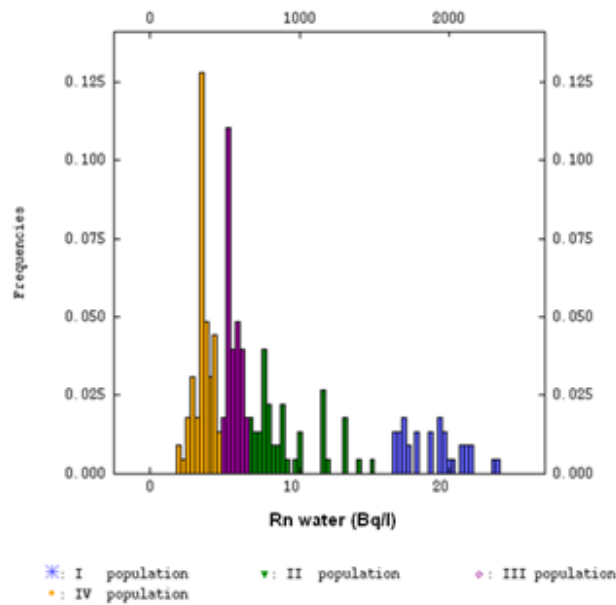


Figura 15 -Istogramma del Radon in falda, suddivisione in 5 sottopopolazioni, ciascun colore corrisponde ad una diversa sottopopolazione statistica individuata in base ad intervalli di concentrazione di Radon in falda.

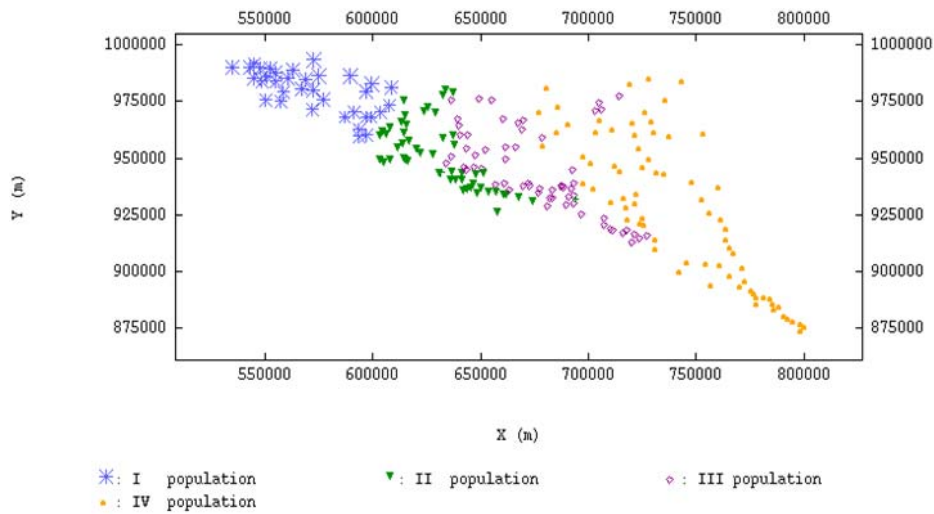


Figura 16 -Mappa dei punti si misura del Radon in falda, ciascun colore corrisponde ad una diversa sottopopolazione statistica individuata in base ad intervalli di concentrazione di Radon in falda (fig.15).

I dati forniscono anche la concentrazione di altri elementi chimici disciolti nelle acque di falda. I coefficienti di correlazione non rivelano, in prima analisi, alcuna correlazione con la concentrazione del Radon, tuttavia l'analisi spaziale di sottopopolazioni rivela la presenza di discontinuità comuni alle diverse variabili misurate. Ferro, Calcio, Cloruri, Zinco e Solfati, infatti, confermano le discontinuità rilevate poc'anzi. Il Ferro, ad esempio identifica due sottopopolazioni, una ad est ed una ad ovest del dominio (figg. 17, 18) che corrispondono ad un cut-off per il Radon pari ad una concentrazione di 7 Bq/l.

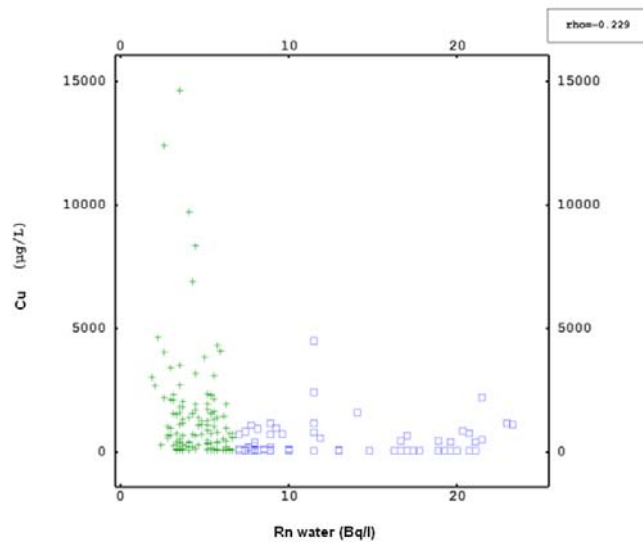


Figura 17 -Scatter plot di Radon (Bq/l) and Ferro (µg/l), I punti in blu corrispondono alla popolazione ad ovest del dominio di studio

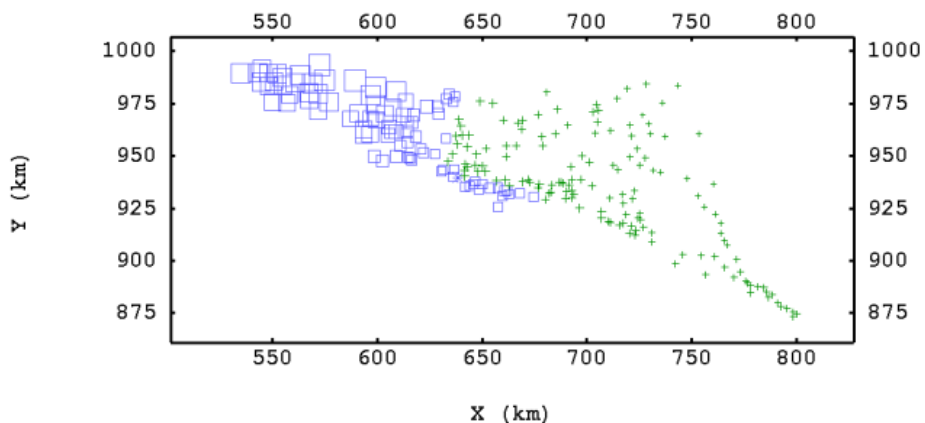


Figura 18 -Cartografia dei punti misurati, la suddivisione in due sottogruppi di dati corrisponde a quella individuata nello scatter plot

Come nel caso del Radon indoor, il fine dello studio è quello di elaborare la carta stimata di distribuzione della variabile. Sebbene il Radon in falda sia una variabile di secondaria importanza rispetto a quella indoor, è utile un confronto tra le due per ricercare possibili somiglianze.

Visto quanto fino ad ora osservato, si è proceduto con una rotazione del sistema di coordinate affinché l'asse Appenninico coincidesse con l'asse delle ascisse. Le tecniche di stima che si sono testate mediante cross-validazione sono state le seguenti (Chilés, 1999):

- ✓ Krigaggio Ordinario con differente modello di variogramma per ciascuna popolazione, la suddivisione in sottopopolazioni considerata è quella mappata in figura 16. La struttura dei variogrammi è comune e composta da un modello cubico sommato ad un effetto pepita. Gli elementi di variazione tra sono state la soglie e la portata. Al fine di assicurare la continuità della carta prodotta nel processo di stima si sono utilizzati anche i dati delle popolazioni confinanti (fig.19).
- ✓ Krigaggio Universale dove la variabile viene decomposta come $R(x)=Z(x)-\mu(x)$, dove $\mu(x) = \sum_{k=0}^p \beta_k f(x)$. Il residuo $R(x)$ è quindi una variabile aleatoria stazionaria che può essere modellizzata, come mostrato in figura 20.

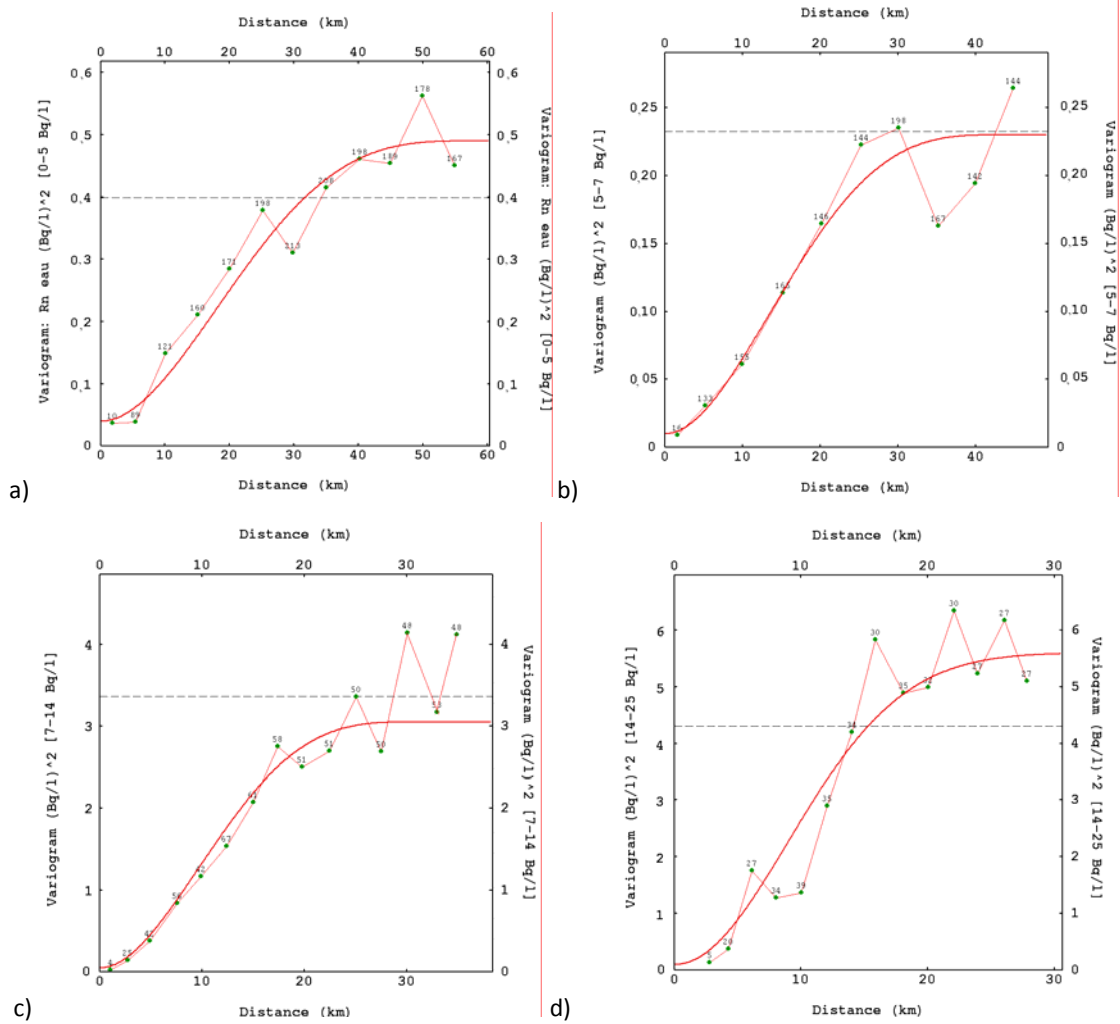


Figura 19 -Variogrammi sperimentali e modelli delle sottopopolazioni di dati, Radon in falda (Bq/l)² a) per 0-5 Bq/l, b) per 5-7 Bq/l, c) per 7-14 Bq/l, d) per 14-25 Bq/l.

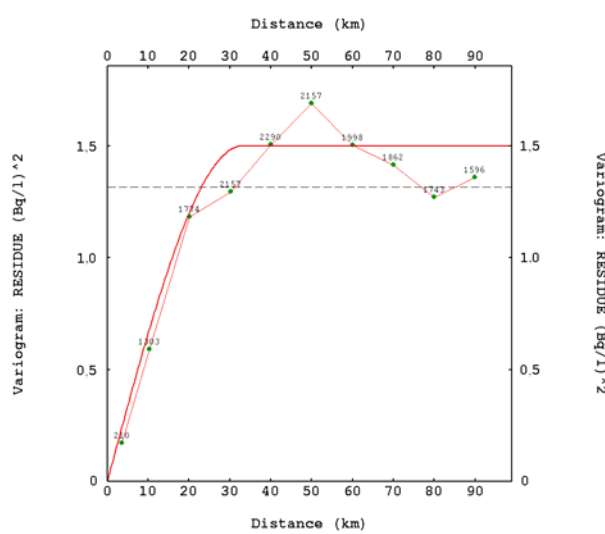


Figura 20 -Variogramma sperimentale e modello per i residuo del Krigaggio con deriva esterna, Radon in falda (Bq/l)²

In figura 21 si riporta il confronti tra i due metodi di stima, i punti meno prossimi alla linea bisettrice sono punti di confine rispetto al dominio studiato.

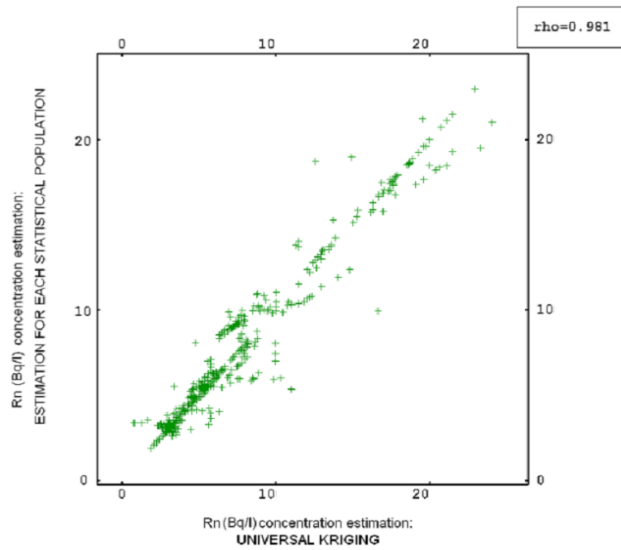


Figura 21 -Nuvola di correlazione i risultati di krigaggio di sottopopolazioni e krigaggio con deriva esterna

Entrambe le tecniche di stima hanno evidenziato buoni risultati in fase di cross-validazione e la presenza di una zona ad elevata concentrazione di Radon nella falda, con valori sono superiori a 20 Bq/l. La scelta è stata in favore del Krigaggio Universale perchè utilizza un solo modello e non pone il problema di continuità nelle aree di confine tra due popolazioni. La carta così stimata è presentata in figura 22 , e la deviazione standard in figura 23.

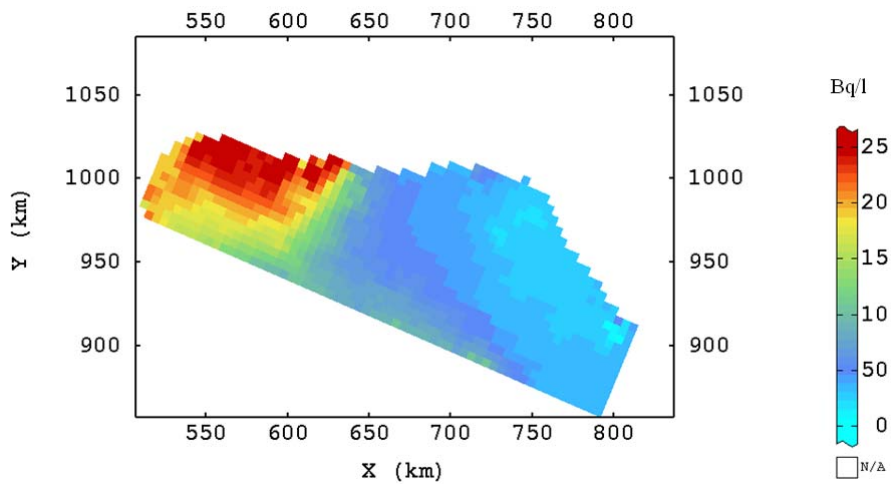


Figura 22 -Carta della stima di concentrazione di Radon in falda (Bq/l), metodo di stima: Krigaggio con deriva sterna

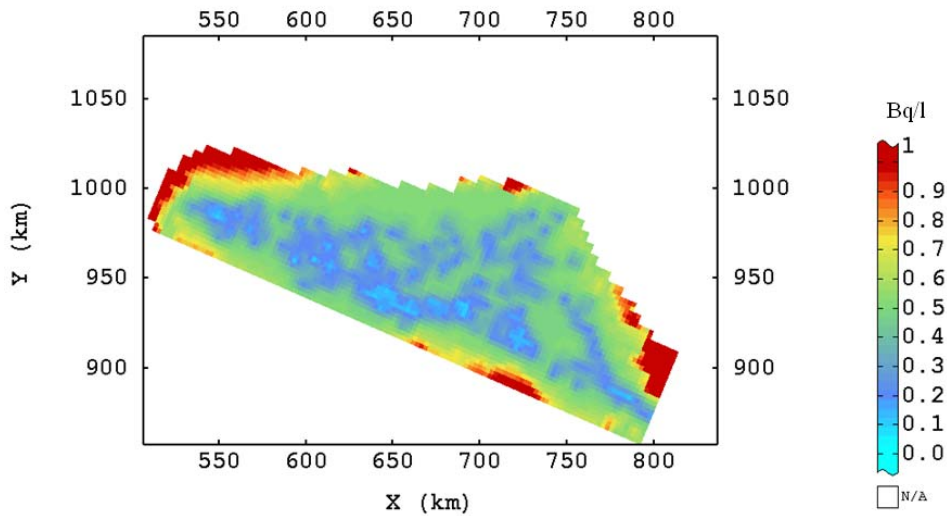


Figura 23 -Carta della deviazione standard di stima della concentrazione di Radon in falda (Bq/l), metodo di stima: Krigaggio con deriva esterna

2.5. Analisi multivariata

Una volta elaborate le carte di stima delle variabili è interessante studiare la possibilità di correlazioni tra le due. Il confronto non è semplice in quanto in dati non sono isotopici ed il dominio di studio ha estensione differenti. Gli strumenti a disposizione per il confronto sono di due tipi:

- ✓ Studio delle covarianze incrociate tra le variabili;
- ✓ Stima di una delle due variabili nei punti in cui è misurata l'altra. In generale la variabile stimata è quella che ha dimostrato di aver una minor varianza di stima.

Una volta elaborate le carte di stima delle variabili *Radon indoor* e *Radon in falda*, è interessante studiare la possibilità di correlazioni tra le due. Il confronto non è semplice in quanto i dati non sono isotopici ed il dominio di studio nei due casi ha estensione differente. Ciò impedisce di utilizzare strumenti classici quali coefficienti e nuvole di correlazione, gli strumenti a disposizione per il confronto sono di due tipi:

- ✓ Studio delle covarianze incrociate tra le variabili. Ciò consente lo studio delle correlazione su valori veri di entrambe le variabili in funzione della distanza h :

$$C_{i,j}(h) = E[Z_i(x) - m_i][Z_j(x+h) - m_j]$$

- ✓ Stima di una delle due variabili nei punti in cui è misurata l'altra. In generale la variabile stimata è quella che ha dimostrato di aver una minor varianza di stima –in questo caso la concentrazione di Radon in falda,- quindi maggior precisione del dato. Ciò consente di: sfruttare la continuità della variabile Radon in falda, sfruttare l'ottima strutturazione spaziale del Radon in falda, avere una buona precisione dei valori stimati raffrontati con valori veri di Radon Indoor

Lo studio è finalizzato alla ricerca di possibili cause della concentrazione di Radon indoor, quindi si è preferito riportare la variabile continua nei punti in cui la variabile Radon Indoor è nota. La concentrazione

del Radon in falda è stata, quindi stimata, con deriva esterna, nei punti in cui si è misurato il Radon indoor. Il confronto statistico tra la variabile stimata e quella vera fornisce un coefficiente di correlazione basso:

- ✓ $\rho_{pp/wt} = -0.2$ per in primo piano,
- ✓ $\rho_{pt/wt} = -0.3$ per il piano terreno.

Una volta che le due variabili sono isotopiche è possibile studiarne le strutture spaziali comuni calcolando i cross variogrammi, che presentano un andamento pepitico a conferma dell'assenza di correlazione spaziale. La verifica più significativa, che si riporta in figura 24 è quella della decomposizione in componenti principali. I primi due fattori, F1 ed F2, che spiegano rispettivamente circa il 50% e 32% della variabilità e che sono ortogonali per costruzione, coincidono con le due variabili, Radon indoor e in falda, che risultano così anch'esse ortogonali, ossia prive di correlazione. L'autovettore F3, che spiega il restante 17% di variabilità, discrimina la variabile indoor del piano terreno rispetto a quella del primo piano. Per F3 la variabile Radon in falda ha valore nullo.

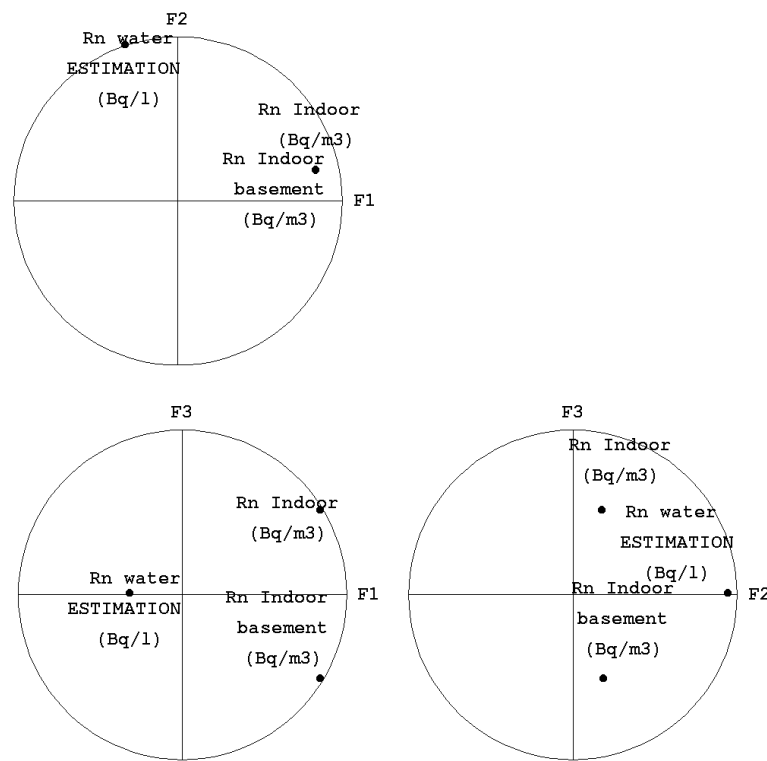


Figura 24 -Decomposizione in componenti principali del dataset composto da: Radon indoor e valori stimati di Radon in falda. La varianza che interessa ciascun autovettore è: F1: 50.55%, F2: 32.07%, F3:17.38%

A scala regionale, quindi, le due variabili studiate non hanno presentato una correlazione significativa. Successivamente, quindi, si si è indagata la presenza di correlazioni a scala locale, ciò è stato realizzato mediante una stima con vicinaggio pari a 2,5 km. Ossia per ciascun punto noto di Radon indoor si è stimato il valore di Radon in falda utilizzando i soli dati presenti nel raggio di 2,5 km. I punti così stimati sono riportati in figura 25, la zona in rosso è relativa alle abitazioni della città di Bologna e mostrano che il carattere regionalizzato del Radon in acqua non ha alcuna corrispondenza con la distribuzione del Radon indoor,

infatti i valori del radon in falda, sotto Bologna, sono circa costanti (6 Bq/l) corrispondono ad una ampia gamma di valori di radon indoor (0-130 Bq/m³)(fig.26).

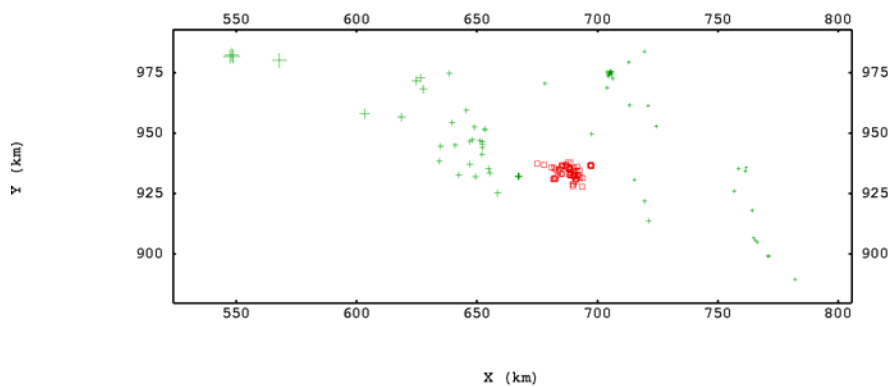


Figura 25 -Cartografia dei punti di Radon in falda stimati con vicinaggio pari a 2,5 km nei punti di misura del Radon indoor, I punti rossi corrispondono alla città di Bologna

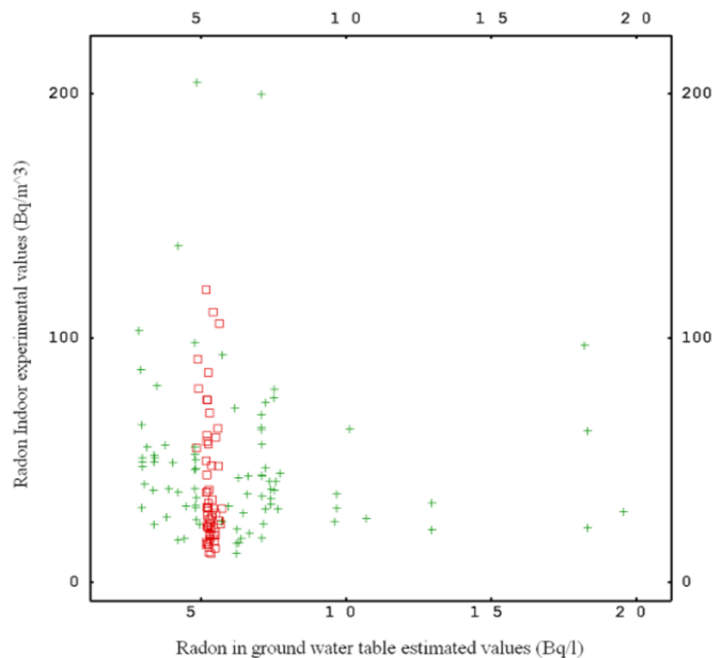


Figura 26 -Scatter plot tra i punti di Radon in falda stimati con vicinaggio pari a 2,5 km e i punti di misura del Radon indoor, i punti rossi corrispondono alla città di Bologna

2.6. Conclusioni

L'obiettivo di partenza del presente lavoro è stato quello di elaborare una carta a scala regionale della concentrazione di Radon indoor. L'analisi della variabile Radon indoor ha però portato alla luce difficoltà al raggiungimento dell'obiettivo, quali il significato oggettivo della variabile e dei risultati. I dati sono risultati scarsamente regionalizzati rispetto alla scala considerata e con una componente pepitica pari a circa l'80% della totale variabilità da cui l'approccio di modellizzazione classico è risultato poco efficace in termini di riproduzione degli hot spot. L'approccio risulta invece efficace per l'individuazione di aree a maggiore rischio, su cui concentrare l'attenzione ed effettuare se necessario indagini più approfondite. Nel caso in questione la carta a scala regionale ha dato mostrato uno scenario a basso rischio, ed una zona con

concentrazioni mediamente più elevate nel forlivese. L'obiettivo può essere visto anche ad un livello più approfondito: in termini di individuazione delle aree a rischio, quindi con riferimento ad un valore di concentrazione soglia. Questo approccio conduce, in termini di tecniche modellistiche, a simulazioni o decomposizioni in indicatori. In questo senso si è preferito evitare il ricorso a tali tecniche, poiché introducono condizioni di utilizzabilità restrittive, come ad esempio la stazionarietà stretta, che in questo caso non è ipotizzabile; e passaggi di trasformazione dei dati che richiedono una omogeneità delle distribuzioni che è difficile postulare in questo caso. Infine, la maggior sensibilità di queste tecniche alle ipotesi teoriche, quindi la minore robustezza, ne sconsiglia l'uso, visto anche lo scopo iniziale.

Il raffronto tra i due dataset ha poi evidenziato come il Radon in acqua e indoor abbiano caratteristiche piuttosto differenti, che fanno postulare se non due provenienze differenti, quanto meno due modalità di distribuzione spazio-temporale controllate da fattori indipendenti. Ciò porta ad escludere una strategia di monitoraggio della falda come possibile variabile ausiliaria continua, per migliorare l'individuazione di aree a rischio.

In base a quanto osservato non si ritiene idoneo l'approccio a tecniche non lineari, ma piuttosto si suggerisce la ricerca di variabili ausiliarie effettivamente correlate alla concentrazione di Radon indoor e distribuite sul territorio al fine non appesantire troppo i calcoli.

3. Il contributo geostatistico in settori con tecniche consolidate: il caso delle piogge

3.1. Analisi del problema e strumenti disponibili

L'analisi dei dati di pioggia è la base di molti studi sui cambiamenti climatici. Lo scopo del presente lavoro riguarda il completamento di un dataset di dati giornalieri di altezza di pioggia. I dati sono relativi a 40 stazioni di misura attive sul territorio della Florida dal 1901 fino al 2006. Molte di queste serie temporali hanno però valori mancanti, isolati o per periodi prolungati. Le tecniche di stima adottate hanno lo scopo di stimare i valori mancanti e quantificarne l'incertezza di stima (Taupin, 1997).

Le principali criticità del problema sono connesse alla natura della variabile ed alla struttura del dataset, in cui:

- ✓ La maggior parte dei dati giornalieri è relativa a giorni secchi. La distribuzione di probabilità, quindi, presenta una discontinuità nello zero ed una lunga coda per valori alti, l'istogramma è completamente asimmetrico;
- ✓ La persistenza spaziale e temporale degli eventi di pioggia potrebbe avere carattere stagionale;
- ✓ Le variabili pioggia/non pioggia ed altezza di pioggia potrebbero essere non isotrope e/o non stazionarie sul dominio di studio.
- ✓ Il numero delle stazioni e i dati variano in funzione della coordinata temporale, la prima parte del dataset, relativa ai primi anni dello scorso secolo, avendo un numero più esiguo di misure.

Conseguentemente, l'elaborazione di modelli spaziali e temporali è complicata e potrebbe richiedere l'elaborazione ed integrazione di più metodi/modelli data la scarsa continuità dei dati.

Viste le caratteristiche del problema si sono analizzate le tecniche a disposizione e quelle maggiormente usate. Da un punto di vista geostatistico l'approccio più idoneo risulta essere la codifica disgiuntiva che consente di trattare la variabile pioggia/non pioggia congiuntamente alla variabile altezza di pioggia (Haberlandt,2007). L'elaborazione poi di valori opportuni di cut-off, consente anche la riproduzione di eventi estremi ed isolate (Goovaerts,2000). D'altro canto la strutturazione delle Indicatrici è molto complessa e deve ben calibrarsi alla struttura spazio-temporale propria del dataset.

3.2. Presentazione dei dati e scelta delle tecniche

Il dataset è composto da valori di pioggia giornalieri relativi ad un periodo di 105 anni (1901-2006) e dislocati spazialmente in 40 stazioni di misura su un territorio di circa 10.000 km²-500 km di latitudine e 200 km di longitudine (fig.27). La serie temporali hanno diverse lunghezze ed hanno circa il 10% di valori non pervenuti. L'obiettivo è la stima di tali valori.



Figura 27 -Rappresentazione cartografica delle stazioni di misura, Florida

Le stazioni presentano un istogramma di tipo logaritmico (fig.28), con due comportamenti stagionali differenti (fig.29):

- Regime invernale (Novembre-Aprile) caratterizzato da 72% di giorni secchi ed una altezza di pioggia media pari a 0.1304 inches;
- Regime estivo (Maggio-Ottobre) caratterizzato da 50% di giorni secchi e ed una altezza di pioggia media pari a 0.3012 inches.

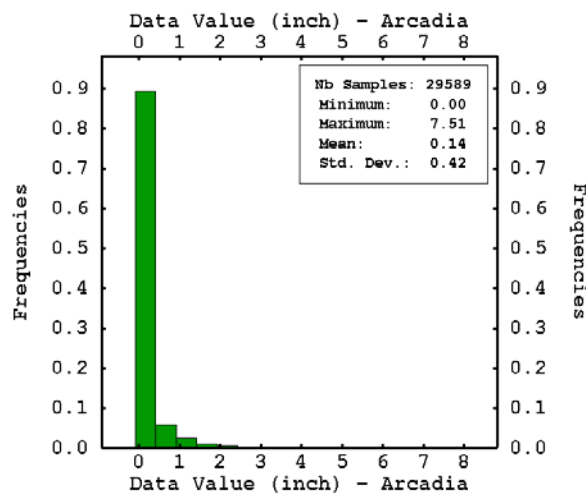


Figura 28 -Istogramma dei dati di altezza di pioggia, stagione invernale, stazione di misura Arcadia (n.7)

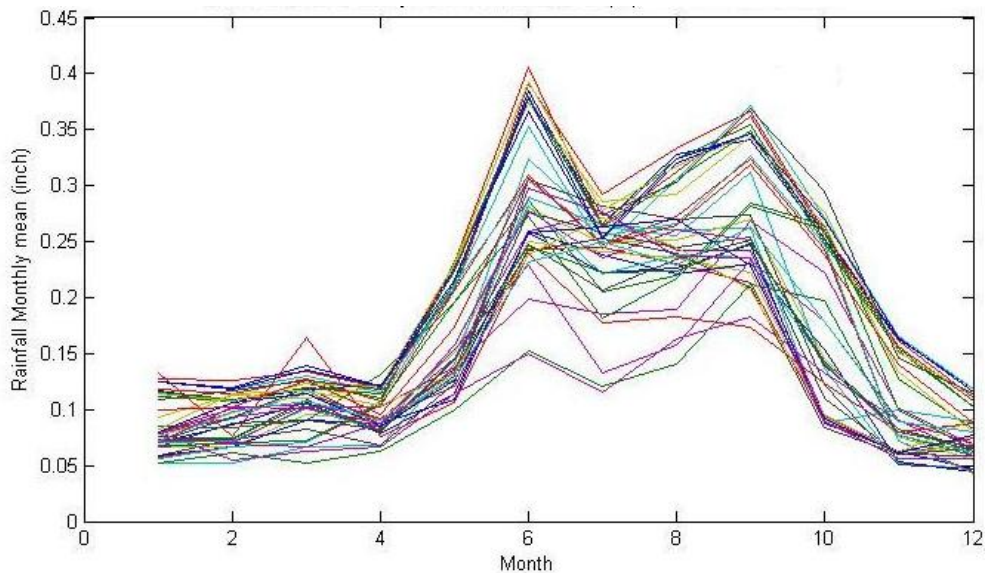


Figura 29 -Medie mensili dei dati di altezza di pioggia: ogni linea rappresenta una stazione

L'altezza di pioggia di ciascun mese ha una varianza relativa calcolata su tutti e 105 gli anni uguale o inferiore a 10%. Ciò ha consentito di assumere la stagionalità individuata costante sul tutto il dominio di studio. Per ciascuna stazione, st , si è poi calcolato il variogramma temporale di passo Δt come a seguire (Chilès et al.,1999):

$$\gamma_{st}(\Delta t) = \frac{1}{2} \frac{1}{nc(\Delta t)} \sum_{i=1}^n (Z_{st}(t_i, s_{st}) - Z_{st}(t_i + \Delta t, s_{st}))^2$$

I variogrammi temporali delle piogge giornaliere calcolati su un periodo di un anno (passo pari a 30 giorni) mostrano la presenza di una ciclicità stagionale trend (fig.30), da cui si assume la non stazionarietà spatio-temporale del fenomeno. La non stazionarietà osservata scompare, poi, per variogrammi temporali calcolati su un periodo di un mese, con passo pari a 1 giorno. Data anche la diversa variabilità relativa ad ogni mese, sono stati considerati 12 datasets, uno per ciascun mese, entro cui ritenere valida l'ipotesi di stazionarietà temporale (fig.31).

Confrontando i variogrammi sperimentali di diverse stazioni si è osservato come la posizione geografica della stazione ne influenzi il comportamento. I variogrammi delle stazioni che si trovano nell'entroterra mostrano una variabilità temporale debolmente strutturata con una portata pari ad almeno 4 giorni (fig.31). Al contrario, per le stazioni costiere la correlazione temporale, se c'è, è così ridotta da rientrare nelle fluttuazioni sperimentali (fig.32). Il comportamento del variogramma all'origine, poi, rivela la presenza di un effetto pepita pari a circa 85% della totale variabilità per le stazioni dell'entroterra e 91% della totale variabilità per le stazioni costiere.

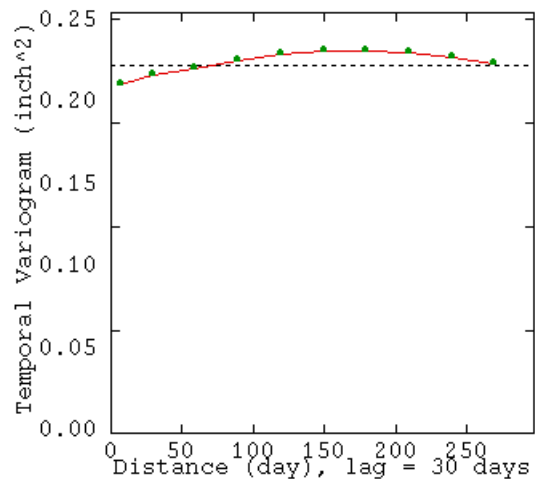


Figura 30 -Variogramma temporali, dominio 1 anno, passo di 30 giorni, stazione Arcadia (n.7), costiera

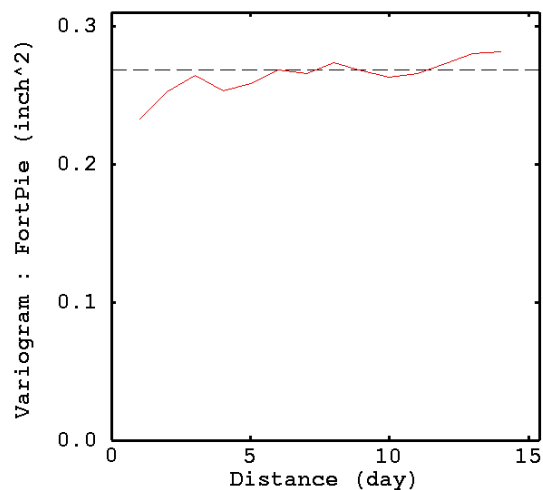


Figura 31 -Variogrammi temporali, dominio 1 anno, passo di 30 giorni, stazione Fort Pierce (n.12), entroterra

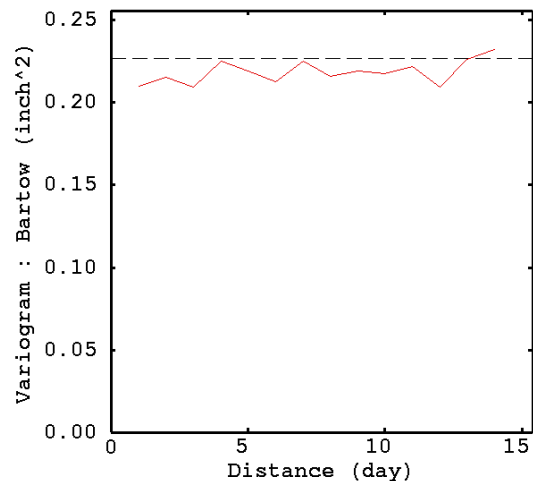


Figura 32 -Variogrammi temporali, dominio 1 mese, passo di 1 giorno, stazione Bartow (n.5), costiera

Il variogramma spaziale calcolato su un periodo di 105 anni, dato il mese m costituito da $nd(m)$ giorni e dato il passo h , risulta (Goovaerts,1997):

$$\gamma_m(h) = \frac{1}{2} \frac{1}{nc(h)} \sum_{y=1}^{105} \sum_{d=1}^{nd_m} \sum_{i=1}^n (Z_m(t_{d,y}, s_i) - Z_m(t_{d,y}, s_i + h))^2$$

Il numero di coppie nc dipende dal passo considerato e dalla disponibilità dei dati in ciascuna stazione. In questo caso si è scelto un passo di 5-10 km (in base al mese) in un dominio di 150 km.

Nel capoverso precedente si è osservato come le caratteristiche statistiche del dataset consentano di considerarne l'omogeneità su tutti i 105 anni. A conferma di questo, il dataset è stato suddiviso in due sottogruppi temporali di circa 50 anni l'uno (fig.33). I variogrammi sperimentali del primo periodo –linea rossa- sono stati confrontati con in variogrammi del secondo periodo –linea verde -. Il variogramma sperimentale rappresentato in blu rappresenta il variogramma medio dei due, relativo a tutti i 100 anni. Per il mese di Gennaio i due variogrammi differiscono solamente nel primo tratto con h compreso tra 0 e 20 km. In questi punti, però, il numero di coppie a disposizione per il calcolo è molto basso (tab.2), ciò influenza l'attendibilità dei valori di γ .

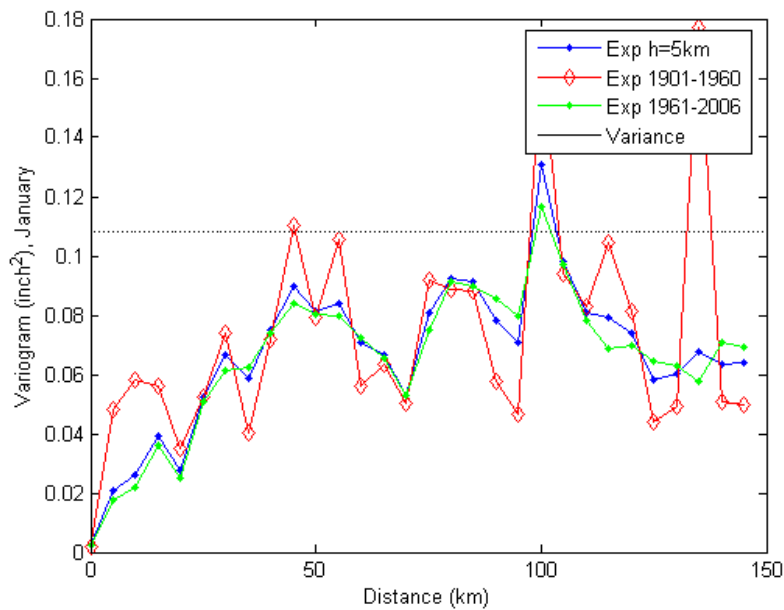


Figura 33 - Variogrammi spaziali per diverse sottopopolazioni temporali: 1901-1960, 1961-2006, Gennaio

	$\gamma(0)$	$\gamma(5)$	$\gamma(10)$	$\gamma(15)$	$\gamma(20)$	$\gamma(25)$
1901-1960	1461	1659	2106	2412	3351	2638
1961-2006	2287	17217	20934	16677	11083	7506

Tabella 2-Numero di coppie per i primi 6 passi dei variogrammi riportati in figura 33, Gennaio

Vista la bidimensionalità del dominio, si è indagata la presenza di anisotropie nelle direzioni geografiche principali. L'analisi è stata effettuata sul mese di Gennaio, rappresentativo per la stagione invernale (fig.34), e Giugno, rappresentativo per la stagione estiva (fig.35). I variogrammi così calcolati non mostrano la presenza rilevante di anisotropie.

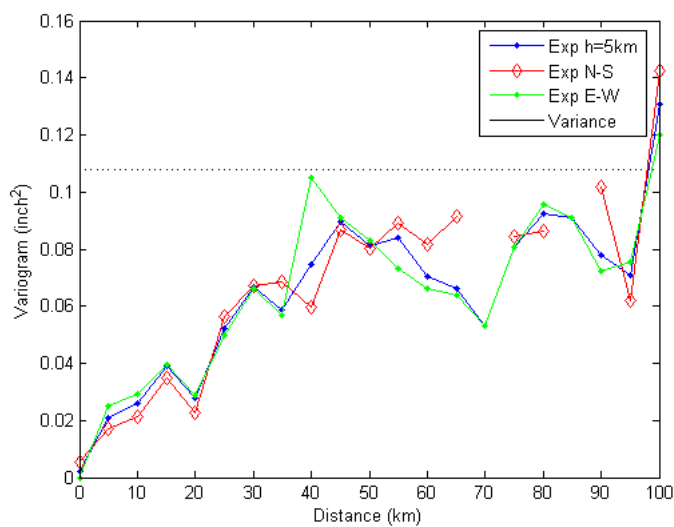


Figura 34 - Variogrammi spaziali nelle direzioni N-S e E-W, e medio delle due direzioni; mese di Gennaio

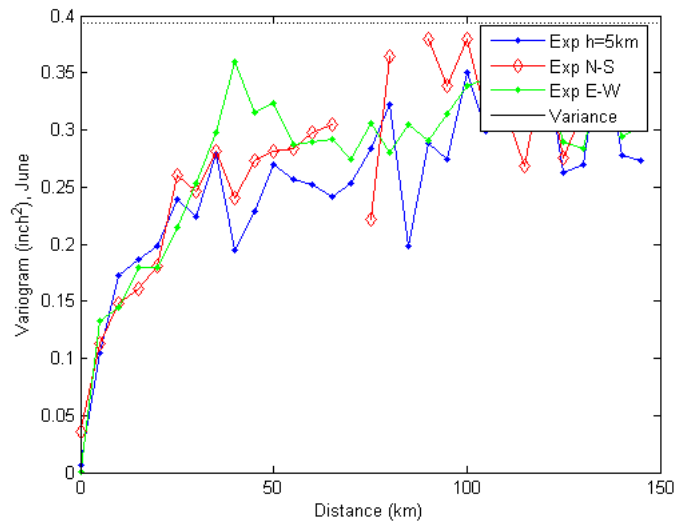


Figura 35 - Variogrammi spaziali nelle, direzioni N-S e E-W e medio delle due direzioni, mese di Giugno

Il variogramma spaziale così calcolato (Goovaerts,1997), è stato utilizzato anche per la ricerca di sottopopolazioni spaziali. Il dataset è stato diviso in due parti (fig.36): area costiera con alta densità di stazioni e area dell'entro terra con densità minore di punti di misura. Ancora, l'analisi è stata effettuata per i mesi di Gennaio e Giugno.

Per il mese di Giugno, la figura 37 mostra una minor varianza per la popolazione n°2 per un passo compreso tra 20 e 80 km. La popolazione n°2 ha una varianza complessiva leggermente maggiore solo attorno ai 50 km. Questa differenza deve essere tenuta in conto, tuttavia si ritiene possa essere ovviata attraverso una scelta consona del vicinaggio, senza quindi ricorrere alla separazione delle popolazioni.

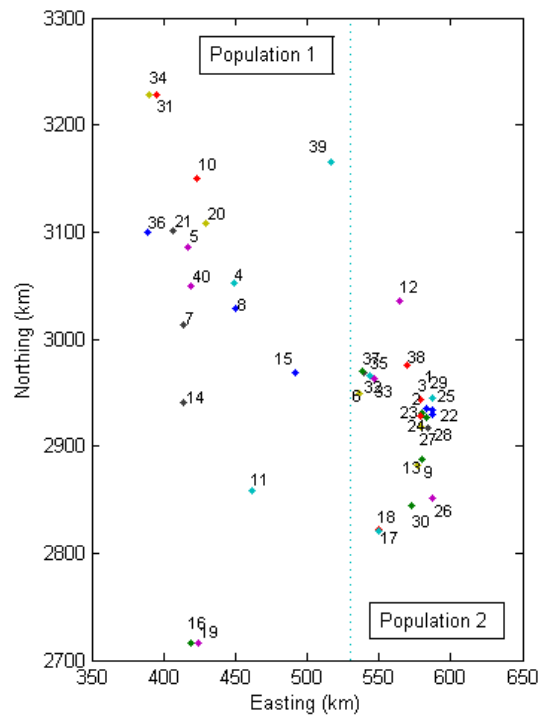


Figura 36 - Variogrammi spaziali -e numero di coppie- per l'area costiera (verde) e per l'area dell'entroterra (rosso); mese di ,
Giugno

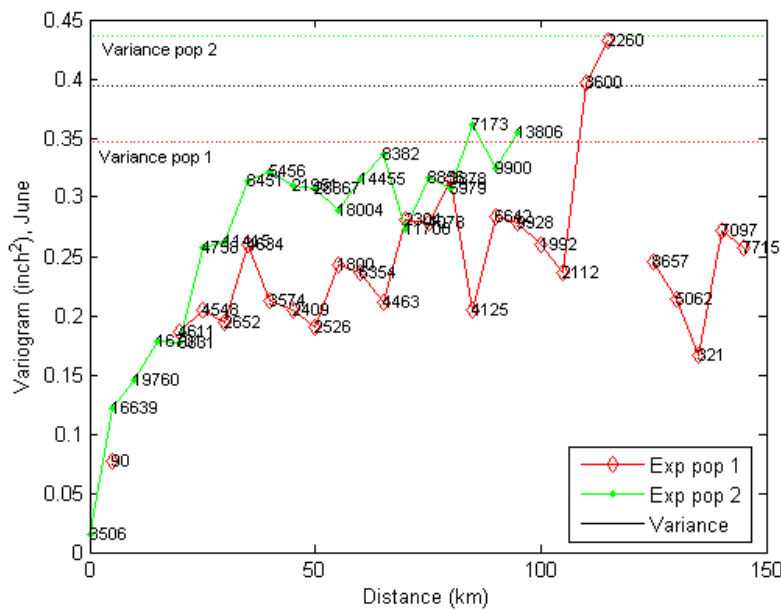


Figura 37 -Variogrammi spaziali -e numero di coppie- per le diverse sottopopolazioni geografiche, Giugno

Le considerazioni sin'ora fatte validano il calcolo di un variogramma sperimentale sul periodo di 105 anni (in figura 38 per il mese di Gennaio, in figura 39 per il mese di Giugno).

Da questi, si osserva chiaramente la presenza di una:

- Struttura a piccola scala con range di circa 20 km ed un sill pari a circa il 70% della totale variabilità;
- Struttura a grande scala con range di circa 60 km ed un sill pari a circa il 20% della totale variabilità;
- Struttura pepitica di modesta entità.

Le differenze tra i due, per contro, rivelano maggiore variabilità per il mese di Giugno; 0.39 inches² rispetto a 0.104 inches² di Gennaio.

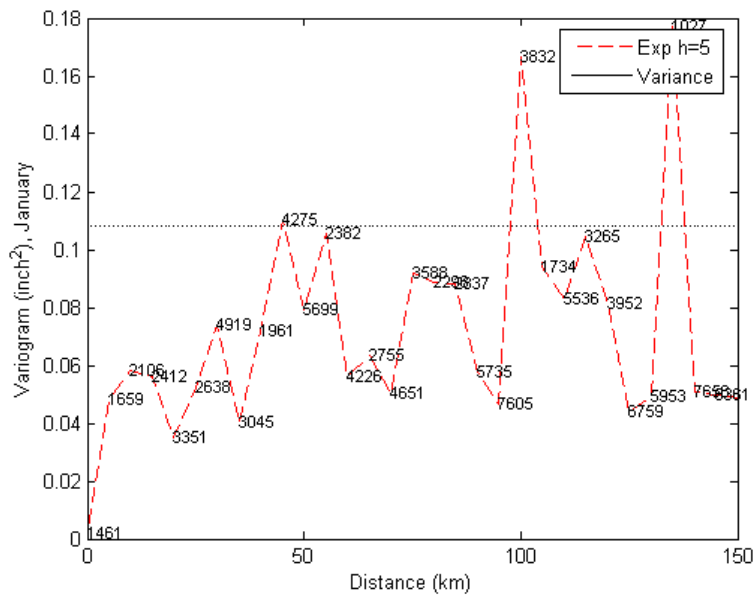


Figura 38 -Variogramma spaziali e numero di coppie; mese di Gennaio

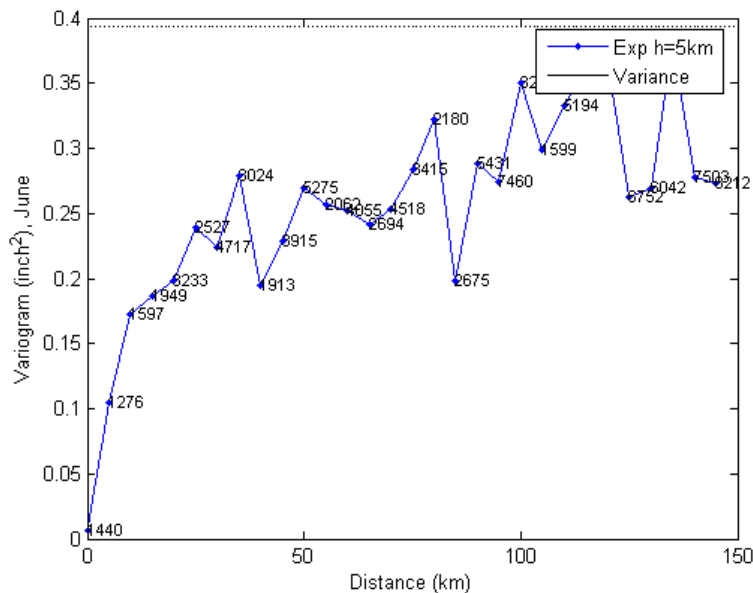


Figura 39 -Variogrammi spaziali e numero di coppi; mese di Giugno

Per quanto riguarda la valutazione congiunta della variabilità spazio-temporale, l'analisi è stata condotta considerando ogni stazione come una variabile con media e varianza nota (Jost,2004). Il calcolo delle covarianze incrociate temporali per ciascun mese tra due stazioni s_1 ed s_2 è risultato considerando che ogni anno ($y=1,105$) rappresenti una realizzazione della funzione aleatoria temporale "pioggia giornaliera del mese m " della stazione pluviometrica s . Il calcolo operativo deriva dalla seguente (Wackernagel,2003):

$$C_{s_1 s_2}^m(\Delta t) = \frac{1}{nc(\Delta t)} \sum_{y=1}^{105} \sum_{d=1}^{nd} \sum_{d'=1}^{nd} (Z_m(t_{d,y}, s_1) - \mu_1^m) * (Z_m(t_{d,y} + \Delta t_{d'd}, s_2) - \mu_2^m)$$

L'analisi ha consentito di valutare la presenza di eventuali correlazioni temporali tra diverse stazioni e ritardi (Kyriakidis, 2005). Nel complesso le cross-covarianze ottenute sono risultate comparabili con le strutture descritte poc'anzi. In sintesi le valutazioni fatte hanno portato a concludere che:

- ✓ La presenza di un numero consistente di dati ha facilitato l'analisi della variabilità temporale; La stazionarietà temporale risultata essere definita per sottogruppi mensili di dati. L'effetto pepita è importante e riguarda circa l'80% della totale variabilità. Ad esso si accompagna una struttura sferica con range di circa 4 giorni, per le stazioni nell'entroterra. Le stazioni costiere, invece, non presentano in misura sensibile questa struttura;
- ✓ La variabilità spaziale è meglio strutturata, i variogrammi sono isotropi e costituiti da un effetto pepita pari a circa il 20% della totale variabilità e due strutture sferiche di portata 20 e 60 km;
- ✓ L'analisi spazio-temporale conferma la correlazione spaziale accoppiata ad un ritardo temporale di circa 2 giorni dalla costa in direzione dell'entroterra.
- ✓ Il forte carattere lognormale delle distribuzioni richiedono il ricorso a metodi non stazionari.

In questo senso la decomposizione della variabile in indicatrici ed una stima mediante cokrigaggio risulta lo strumento più idoneo, e non eccessivamente oneroso in termini di calcoli, data le semplificazioni ammissibili in molti modelli spazio-temporali correnti.

Sono quindi riportati al fine di un confronto, i risultati di una stima effettuata mediante *Support Vector Machine* (Bishop,2007), una tecnica consolidata (Deak, 2007) ancorché innovativa per il settore. La scelta del metodo e lo studio sono avvenuti in parallelo con lo sviluppo dell'approccio geostatistico all'interno del gruppo di lavoro del prof. Lall presso la Columbia University. Il metodo scelto per il confronto parte dall'utilizzo degli algoritmi SVM per l'identificazione della frontiera non lineare di separazione dei due domini pioggia/non pioggia. Il passo successivo consiste nella stima locale dell'altezza di pioggia mediante regressione lineare di tipo *k-nearest*, con k uguale a 8.

3.3. Analisi strutturale dei dati

La decomposizione in indicatrici, o codifica disgiuntiva, consiste nella trasformazione di un valore numerico in un vettore binario (Rivoirard,1994). Ciascun valore binario rappresenta il superamento – o meno- di un valore di cut-off predefinito. La scelta dei valori di cut-off deve quindi essere accurata, più indicatrici vengono considerate, più precisa è la stima e più complessi i calcoli. I valori riportati in tabella 3 sono stati scelti in base ad una ripartizione lognormale del dominio, mantenendo il più possibile costante il numero di dati per ciascun intervallo (fig.40). La prima indicatrice rappresenta i valori di altezza di pioggia nulli. I

variogrammi sperimentali sono stati calcolati per i mesi di Gennaio e Giugno. In tabella 4 e 5 sono riportati i parametri principali di modellizzazione.

Indicatrice	l_1	l_2	l_3	l_4	l_5	l_6	l_7	l_8	l_9	l_{10}	l_{11}
Cut-off (inches)	0.001	0.02	0.05	0.10	0.20	0.35	0.70	1.50	5.00	10.00	15.00

Tabella 3-Set di valori di cut-off utilizzati per la codifica disgiuntiva della variabile altezza di pioggia

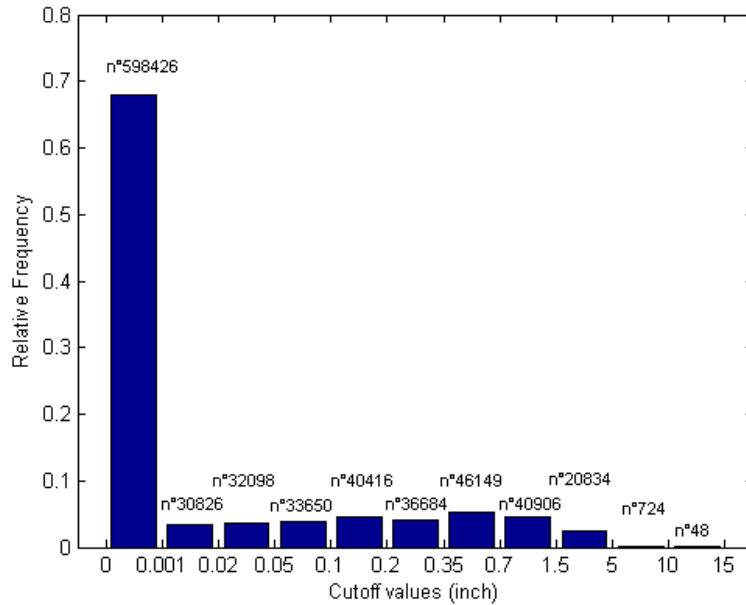


Figura 40 -Ripartizione del dominio della variabile in accordo con la frequenza di occorrenza dei valori in ciascun intervallo

Gennaio	l_1	l_2	l_3	l_4	l_5	l_6	l_7	l_8	l_9	l_{10}
Pepita	0.012	0.012	0.012	0.008	0.008	0.005	0.004	0.0015	0.0002	$1 \cdot 10^{-6}$
Modello sferico: struttura a piccolo scala										
Portata (km)	40	40	40	40	40	40	40	30	20	5
Soglia	0.05	0.05	0.04	0.03	0.03	0.025	0.016	0.006	0.0003	$4 \cdot 10^{-5}$
Modello sferico: struttura a grande scala										
Portata (km)	100	100	100	80	80	80	80	70	50	30
Soglia	0.048	0.048	0.038	0.038	0.028	0.02	0.006	0.002	0.0001	$4 \cdot 10^{-5}$

Tabella 4 -Parametri di modellizzazione per i variogrammi delle indicatrici; mese di Gennaio

Giugno	l_1	l_2	l_3	l_4	l_5	l_6	l_7	l_8	l_9	l_{10}
Pepita	0.025	0.025	0.025	0.025	0.025	0.005	0.02	0.01	0.0005	$1 \cdot 10^{-10}$
Modello sferico: struttura a piccolo scala										
Portata (km)	20	20	20	20	10	10	10	10	10	30

Soglia	0.005	0.005	0.04	0.03	0.03	0.03	0.03	0.017	0.0012	0.0006
Modello sferico: struttura a media scala										
Portata (km)	40	30	30	25	20	20	20	20	-	-
Soglia	0.09	0.09	0.075	0.065	0.065	0.04	0.04	0.015	-	-
Modello sferico: struttura a grande scala										
Portata (km)	100	100	100	100	100	75	75	75	-	-
Soglia	0.07	0.075	0.060	0.050	0.025	0.025	0.015	0.0025	-	-

Tabella 5 -Parametri di modellizzazione per i variogrammi delle indicatrici; mese di Giugno

In tabella 4 e 5 si osserva chiaramente il fenomeno di destrutturazione delle indicatrici secondo la quale la variabilità e la presenza di strutture spaziali decresce con l'aumentare del valore di cut-off (Matheron, 1982). Le principali caratteristiche comuni ad entrambi i mesi studiati sono le seguenti (figg. 41-45):

- Tutti i variogrammi spaziali delle indicatrici presentano delle strutture annidate, modellizzabili con due strutture sferici ed un effetto pepita.
- L'indicatrice n°11 è sempre di valore unitario.
- Le portate delle varie strutture sono tra loro comparabili.
- Aumentando il valore del cut-off si ha che:
 - le soglie restano sostanzialmente invariati;
 - l'effetto pepita cresce in rapporto alla totale variabilità (Matheron, 1982);
 - La variabilità totale e le soglie di ciascuna struttura decrescono (minor numero di eventi);
 - I variogrammi incrociati hanno un effetto pepita più importante dei diretti: le strutture comuni sono comunque visibili.

Le principali differenze tra i mesi studiati sono le seguenti:

- Le soglie dei variogrammi di Giugno sono maggiori di quelle dei variogrammi di Gennaio. Le differenze aumentano all'aumentare del valore di cut-off, infatti il gruppo di dati di Gennaio ha un minor numero di eventi estremi, in particolare la varianza della decima indicatrice è 10 volte minore rispetto a quella di Giugno.
- Il variogramma della decima indicatrice di Giugno ha valore nullo per portate fino a 30 km. Questo perché non ci sono mai eventi piovosi importanti e ciò può creare problemi legati alla significatività della variabile indicatrice ed alla scelta del modello; da un punto di vista geostatistico, ciò determinerebbe una estrema regolarità del modello, che impone una grande attenzione nella utilizzazione di questa variabile indicatrice.
- I variogrammi del mese di Gennaio hanno una struttura più regolare. All'aumentare del valore di cut-off le soglie diminuiscono proporzionalmente alla variabilità totale.
- Nei variogrammi delle indicatrici del mese di Giugno è presente anche una struttura a piccolo scala.

Le valutazioni appena fatte sono chiaramente collegate alle differenze tra stagione invernale ed estiva (Landot, in review), come già osservato nel paragrafo precedente. Gennaio è caratterizzato, infatti da eventi piovosi più regolari e, quindi, le strutture a grande scala sono prevalenti. Giugno, invece, è caratterizzato da eventi intensi con portata a piccolo scala.

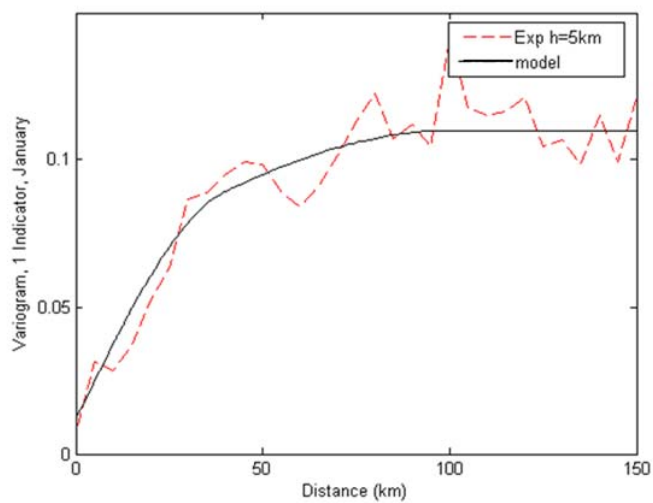


Figura 41-Variogramma sperimentale e modello, Indicatrice 1, Gennaio

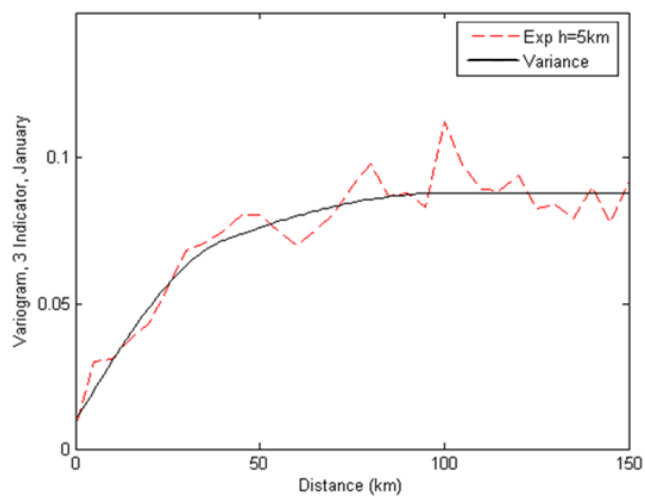


Figura 42 -Variogramma sperimentale e modello, Indicatrice 3, Gennaio

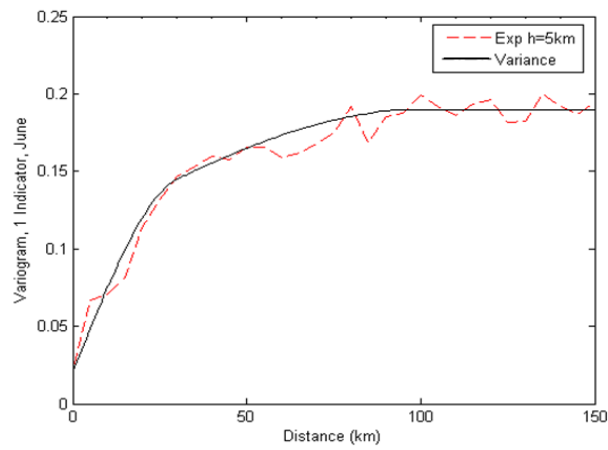


Figura 43 -Variogramma sperimentale e modello, Indicatrice 1, Giugno

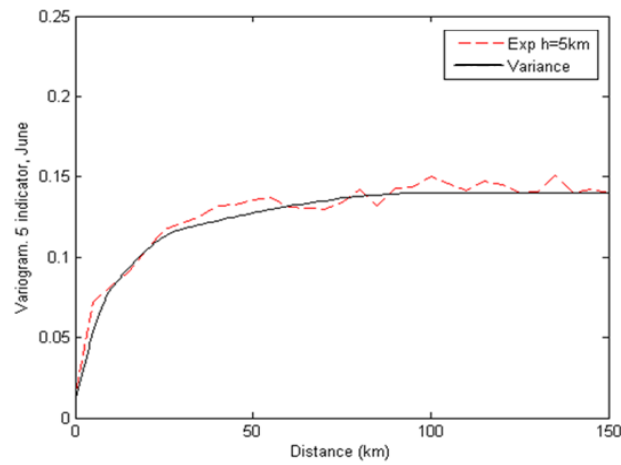


Figura 44 -Variogramma sperimentale e modello, Indicatrice 5, Giugno

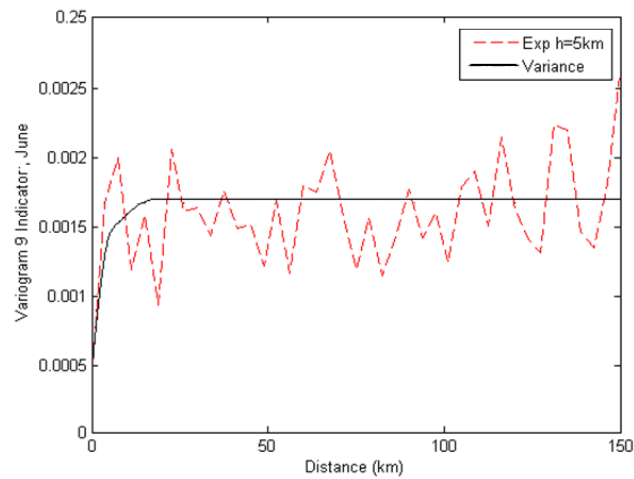


Figura 45 -Variogramma sperimentale e modello, Indicatrice 9, Giugno

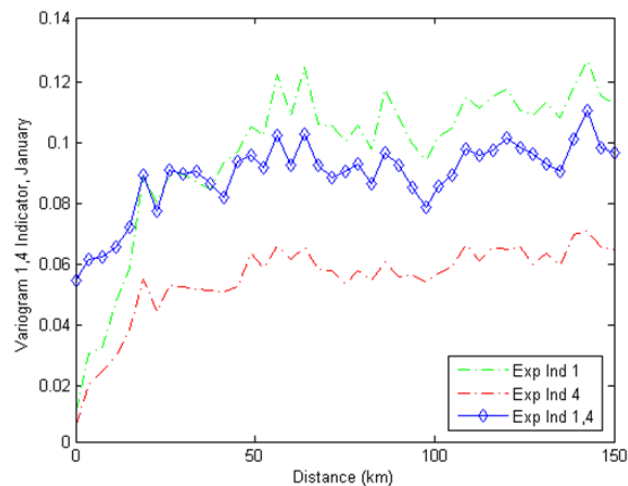


Figura 46 -Variogramma sperimentale diretto e incrociato, Indicatrice 1,4, Gennaio

3.4. Stima mediante krigaggio disgiuntivo

Anzitutto si è effettuato un test-kriging sulle indicatrici prese singolarmente (IK). Il test kriging è una procedura di cross-validazione che consente di valutare l'efficienza della modellizzazione e della stima eseguita, (Deutsch,1997). I parametri considerati sono stati:

e - Errore di stima sperimentale; che in condizioni di correttezza deve avere media nulla: $E[e]=0$. Nella pratica si calcola la media degli errori sperimentali, \bar{e} , per verificare se tenda a 0.

e^2 - Quadrato dell'errore di stima sperimentale, il cui valore atteso deve coincidere con la varianza di stima: $E[e^2]=\sigma_{DK}^2$. Si può calcolare la media degli errori quadratici, \bar{e}^2 , che è un indicatore robusto della qualità della stima.

σ_{DK} - Deviazione standard di stima, pari alla radice quadrata della varianza di stima σ_{DK}^2 ; si può considerare la media delle varianze di stima nei punti stimati $\bar{\sigma}_{DK}^2$, che fornisce un'indicazione della qualità prevista della stima.

E - Errore di stima sperimentale standardizzato con la deviazione standard di stima: $E=e/\sigma_{DK}$, che ha media nulla e varianza 1: $E[E]=0$, $E[E^2]=1$. In pratica si calcola la media dell'errore quadratico standardizzato, \bar{e}^2 ; se tende ad 1 la precisione teorica coincide con la precisione sperimentale, quindi il modello di variogramma e lo stesso krigaggio risultano corretti.

In tabella 6 sono riportati i principali risultati statistici del test Kriging condotto sui modelli del mese di Gennaio. Le indicatrici 3 e 4 (I_3 , I_4) risultano essere quelle peggiormente stimate, in particolare E ha media e varianza che si discostano dai valori normali. In tabella 7 si riportano i risultati per il mese di Giugno. È importante notare che la varianza di krigaggio del mese di Giugno sono circa doppie rispetto a quelle relative al mese di Gennaio.

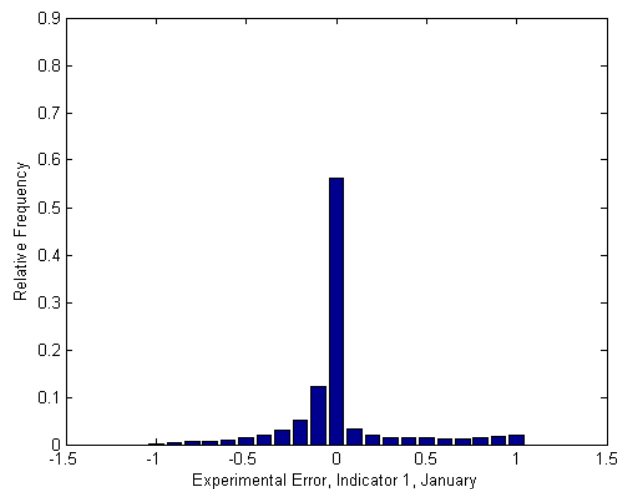
Gennaio	l_1	l_2	l_3	l_4	l_5	l_6	l_7	l_8	l_9	l_{10}
\bar{e}	0.016	0.001	0.032	0.030	-0.001	0.001	$1 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-8}$
\bar{e}^2	0.08	0.04	0.07	0.06	0.04	0.03	0.02	0.01	0	0
$\bar{\sigma}_{DK}^2$	0.08	0.04	0.06	0.05	0.04	0.03	0.02	0.08	0	0
\bar{E}	0.065	0.001	0.140	0.170	0.001	-0.001	$2 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-7}$
\bar{E}^2	1.18	0.78	1.34	1.56	0.98	1.04	1.04	0.90	0.53	0.24

Tabella 6 -Risultati del test Kriging, Gennaio

Giugno	l_1	l_2	l_3	l_4	l_5	l_6	l_7	l_8	l_9	l_{10}
\bar{e}	0.016	-0.005	0.0481	0.0621	-0.004	-0.004	-0.003	-0.001	$-7 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-6}$
\bar{e}^2	0.159	0.158	0.1626	0.1593	0.141	0.123	0.087	0.036	0.001	$1 \cdot 10^{-5}$
$\bar{\sigma}_{DK}^2$	0.149	0.149	0.1520	0.1438	0.143	0.128	0.096	0.042	0.002	$6 \cdot 10^{-4}$
\bar{E}	0.041	-0.009	0.1406	0.1792	-0.008	-0.008	-0.006	-0.005	-0.001	$-1 \cdot 10^{-5}$
\bar{E}^2	1.08	1.06	1.11	1.14	0.96	0.93	0.87	0.86	0.83	0.3

Tabella 7 -Risultati del test Kriging, Giugno

Un'ulteriore verifica è stata eseguita sugli istogrammi dell'errore di stima. Gli errori sperimentali, e , delle indicatrici hanno istogrammi simmetrici con media nulla, ad indicare che il modello testato non sottostima, né sovrastima i valori veri. In figura 47 si riporta l'istogramma dell'errore sperimentale della prima indicatrice ([0 , 1]) per il mese di Gennaio che mostra una minima dissimmetria. L'asimmetria riguarda errori di circa 0.1 inches per circa il 1,2% di valori del dataset. Analogamente si osserva una frequenza anomala crescente per errori positivi sino ad 1 pollice; questa asimmetria riguarda circa lo 0.16% dei valori del dataset.

Figura 47 -Istogramma dell'errore sperimentale, e , test Kriging, indicatrice 1, Gennaio

Se E è maggiore di 1, il modello tende a sottostimare i dati. Al contrario, se E è minore di uno i dati vengono sovrastimati. Quest'ultimo è il caso delle indicatori I_9 e I_{10} , caratterizzate da pochi valori unitari che diventano molto difficili da stimare e che, allo stesso tempo, contribuiscono ad aumentare i valori stimati circostanti. Per questo motivo si sono scelti vicinaggi differenti per i due mesi studiati. Gennaio ha un vicinaggio unico, mentre Giugno è stato stimato con un vicinaggio pari a 200 km. La figura 48 riporta l'istogramma dell'errore sperimentale per la prima indicatrice ([0 , 1]) per il mese di Giugno. La distribuzione è più simmetrica della precedente (fig.47), la qualità della stima è peggiore, poiché l'errore è più disperso, ma la stima è perfettamente coerente col modello come dimostrato dall'errore quadratico medio standardizzato. Il confronto tra i diversi istogrammi dell'errore all'aumentare del cut-off ne mostra l'evoluzione. Per il mese di Giugno la magnitudo dell'errore non varia sostanzialmente, mentre la simmetria diminuisce leggermente.

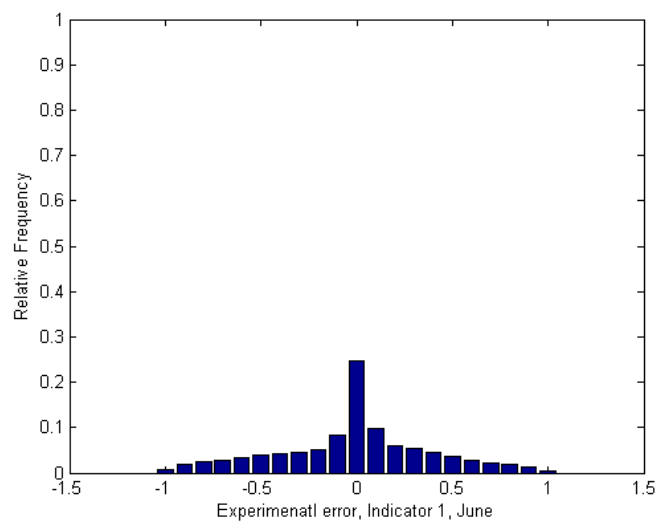


Figura 48 -Istogramma dell'errore sperimentale, e, test Kriging, indicatrice 1, Giugno

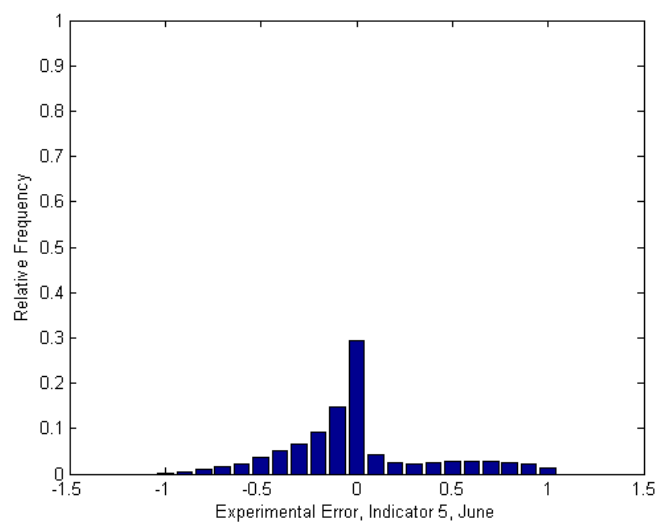


Figura 49 -Istogramma dell'errore sperimentale, e, test Kriging, indicatrice 5, Giugno

Lo scatter plot tra l'errore standardizzato, E , e i valori stimati serve a verificare l'ortogonalità teorica fra valore stimato mediante krigaggio ed errore di stima. In figura 50 lo scatter è riportato per l'indicatrice 1, per il mese di Gennaio. Le linee nette di demarcazione della nuvola sono dovute al carattere binario della variabile. Infatti, ad esempio, se il valore stimato è nullo, l'errore sperimentale può solamente essere nullo o unitario.

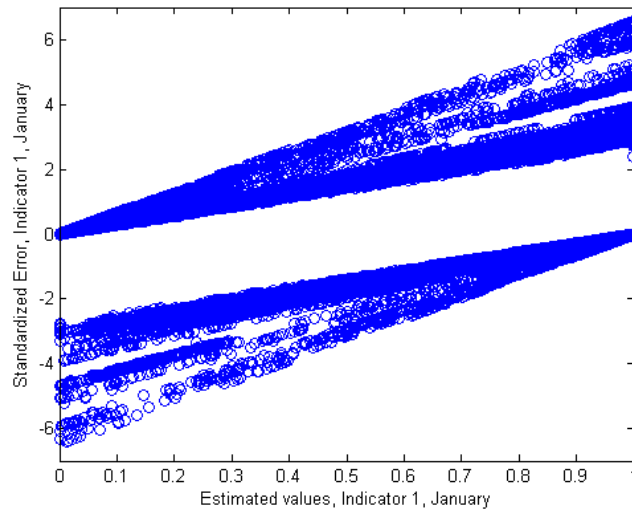


Figura 50 - Scatter plot, stimati vs. errore standardizzato, Indicatrice 1, Gennaio

La cartografia dell'errore standardizzato mostra se la sua distribuzione è omogenea su tutto il campo, oppure se in alcune zone si concentrano valori più elevati. Le figure 51 e 52 mostrano la cartografia dell'errore per la prima indicatrice, rispettivamente di Gennaio e Giugno. Ciascun rettangolo riporta i valori della stazione nell'intero periodo di misura. La gamma di colori della legenda è ben distribuita sul campo, da cui l'errore risulta omogeneo nello spazio.

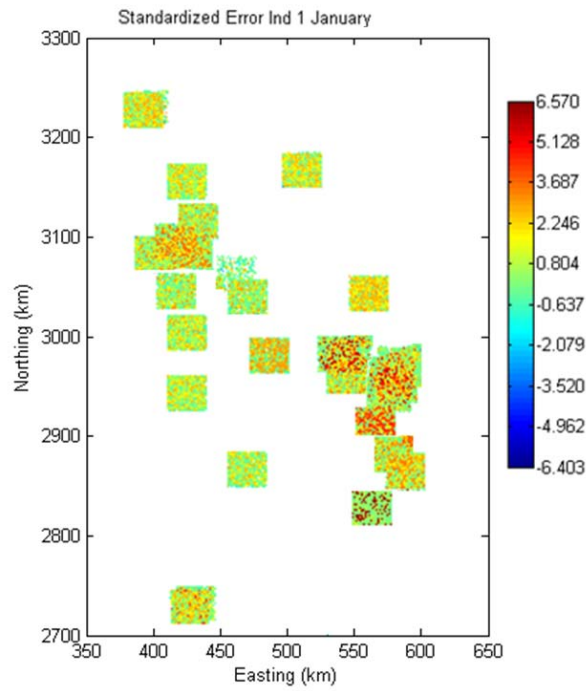


Figura 51 Mappa dell'errore standardizzato, Indicatrice 1, Gennaio

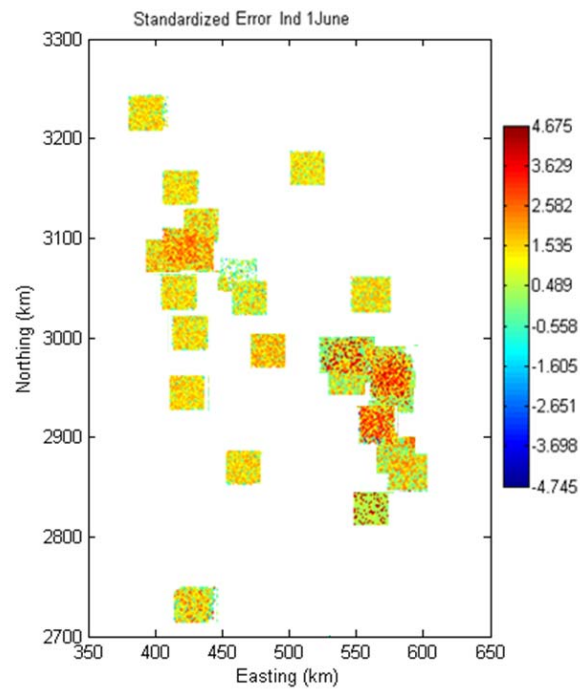


Figura 52 - Mappa dell'errore standardizzato, Indicatrice 1, Giugno

Le indicatrici stimate dal test kriging sono state poi *post-processate* al fine di confrontare i risultati con i valori di pioggia originari. La percentuale di giorni secchi dei dati cross-validati (81% Gennaio, 52% Giugno) è confrontabile con la percentuale di giorni secchi dei dati veri (79% Gennaio, 47% Giugno).

Il confronto tra gli istogrammi dei dati veri (fig.53) e dei dati cross-validati (fig.54) per il mese di Gennaio, mostra una sovrastima dei valori bassi ([0,2 – 0,4] inches) che si ritiene dovuta a problema degli “zeri” in fase di post-processing; ed una sottostima dei valori alti ([6 – 10] inches) dovuta alla stima stessa, cioè allo smoothing effect (Chilès et al.), ed alla particolarità del fenomeno stesso (Landot et al.), caratterizzato da eventi piovosi intensi e circoscritti, che possono interessare anche una sola stazione di misura.

Il raffronto dei due istogrammi, veri e stimati (fig.55-56), per il mese di Giugno mostra risultati analoghi a quelli appena riportati per il mese di Gennaio.

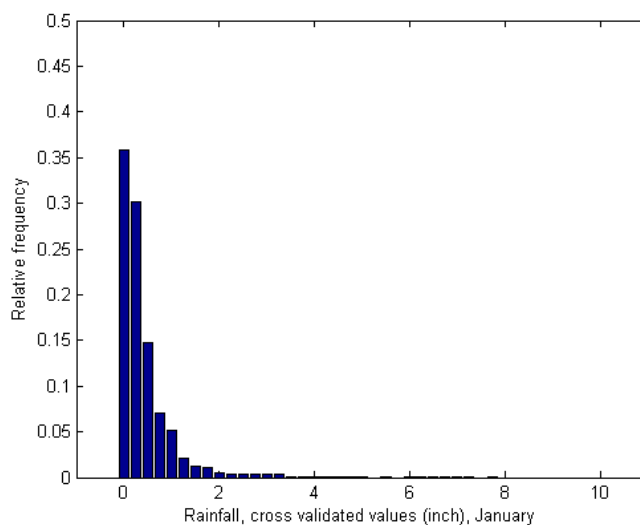


Figura 53 -Istogramma dei valori non nulli di altezza di pioggia, valori stimati con test Kriging e post processati, Gennaio

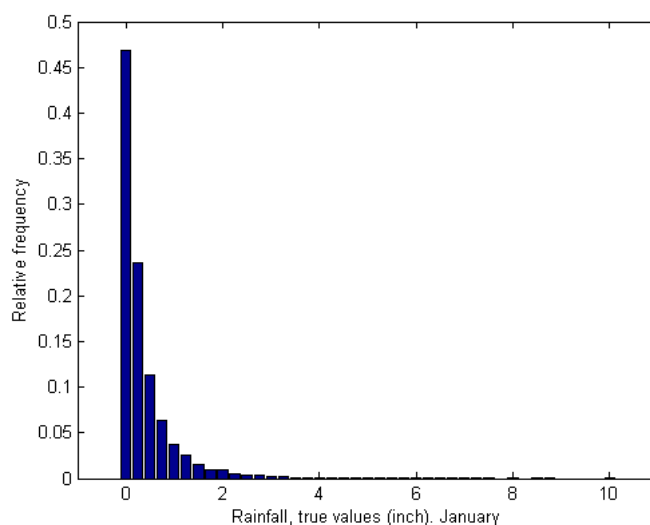


Figura 54 -Istogramma dei valori non nulli di altezza di pioggia, valori veri, Gennaio

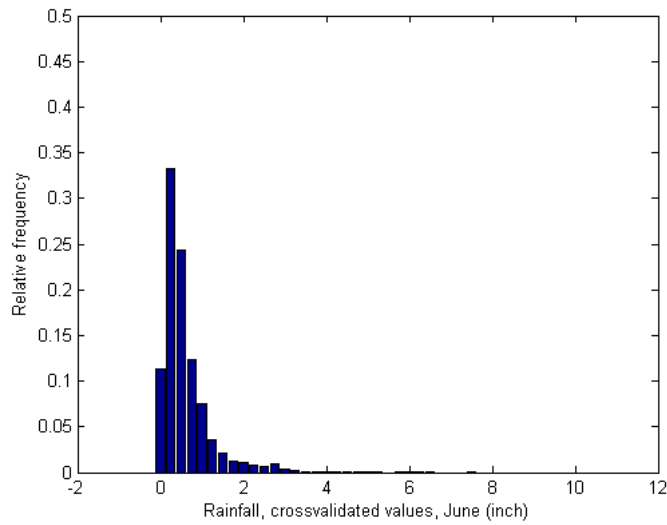


Figura 55 - Istogramma dei valori non nulli di altezza di pioggia, valori stimati con test Kriging e post-processati, Giugno

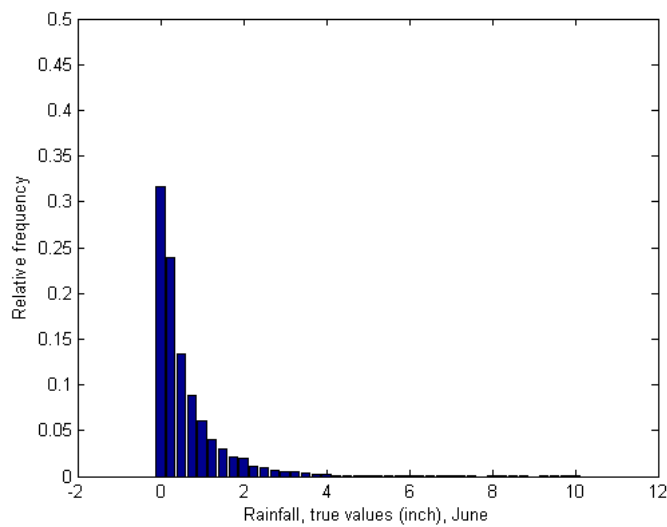


Figura 56 - Istogramma dei valori non nulli di altezza di pioggia, valori veri, Giugno

A partire dai modelli di variogramma discussi si è proceduto alla stima delle indicatrici per i mesi di Gennaio e Giugno nei punti e giorni in cui il dato non è stato rilevato. Le stime sono state eseguite esclusivamente come interpolazioni. La struttura del sistema di krigaggio utilizzato per la stima è (Chilès,1997):

$$\begin{bmatrix} \lambda_{\alpha}^i \\ \nu_{\alpha}^{j \neq i} \\ \mu_i \\ \mu_{i \neq j} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} \gamma_{I_i}(h_{\alpha\beta}) & \gamma_{I_i I_j}(h_{\alpha\beta}) & 1 & 0 \\ \gamma_{I_j I_i}(h_{\alpha\beta}) & \gamma_{I_j}(h_{\alpha\beta}) & 0 & 1 \\ 1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 0 & 0 \end{bmatrix}^{-1} \times \begin{bmatrix} \gamma_{I_i}(h_{\beta 0}) \\ \gamma_{I_i I_j}(h_{\alpha\beta}) \\ 1 \\ 0 \end{bmatrix}$$

La cui soluzione fornisce i pesi per la stima dei valori mancanti:

$$[I_{Z=z_1}]^{CK} = \sum_{\alpha=1}^n \lambda_{\alpha}^i I_{Z=z_i}(x_{\alpha}) + \sum_{j \neq i} \sum_{\alpha=1}^n v_{\alpha}^i I_{Z>z_i}(x_{\alpha})$$

Da cui la varianza di stima è:

$$\sigma_{DK}^2 = \sum_{i=1}^n \lambda_{\alpha}^i \gamma_{I_i}(h_{\alpha 0}) + \sum_{i=1}^{n_{cut}-1} \sum_{j \neq i+1}^{n_{cut}} \sum_{\alpha=1}^n v_{\alpha}^{ij} \gamma_{I_i I_j}(h_{\alpha 0}) + \mu_i$$

I risultati principali della stima dei dati del mese di Gennaio sono:

- ✓ Numero totale dei valori stimati: 6047;
- ✓ Percentuale di altezze di piogge nulle per i valori stimati: 71%;
- ✓ Massimo valore stimato: 2.97 inches;
- ✓ Vicinaggio: unico.

La figura 57 riporta l'istogramma dei valori stimati non nulli, la distribuzione è regolare e del tutto confrontabile con quella dei dati originari. La figura 58 mostra l'istogramma della varianza di stima, dove il 56% dei valori è compreso nell'intervallo ([0 – 0,01]). Il massimo valore della varianza di stima è 0,37 inches², che corrisponde a circa 0,55 inches; tale errore si verifica per l'1% dei valori stimati.

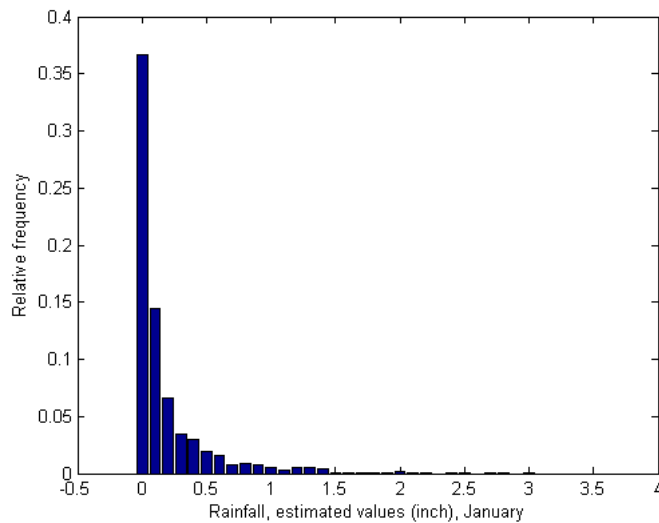


Figura 57 -Istogramma dei valori non nulli di altezza di pioggia, valori stimati, Gennaio

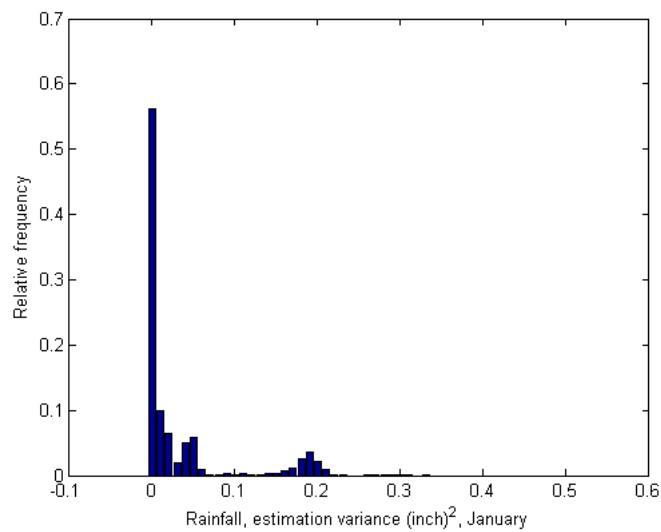


Figura 58 -Istogramma dei valori di incertezza di stima della variabile altezza di pioggia, Gennaio

Il dataset è stato quindi completato, inserendo i dati stimati al posto dei valori non pervenuti. Il risultato per la stazione n.40, per il mese di Gennaio del 1992 è riportato in figura 59 come esempio; i valori stimati e veri si alternano, come pure i valori di pioggia/non pioggia. Un esempio analogo è riportato in figura 61.

Nelle figure 60 e 62 si riporta il dataset completo per il mese di Gennaio. Nel complesso si osserva come il modello di struttura spaziale scelto, influenza il risultato della stima.

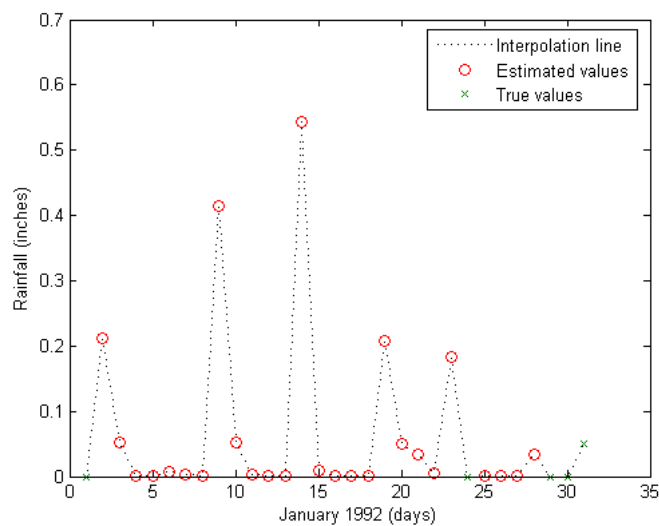


Figura 59 -Andamento temporale della variabile altezza di pioggia, valori veri e stimati, stazione n.40, Gennaio 1992

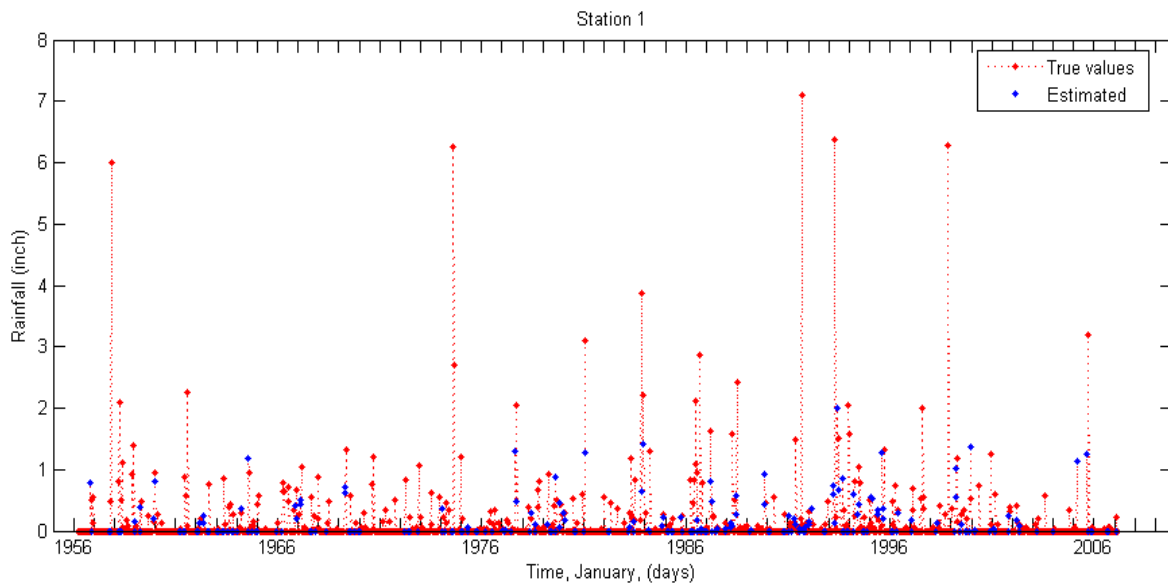


Figura 60 -Andamento temporale della variabile altezza di pioggia, valori veri e stimati, stazione n.1, Gennaio

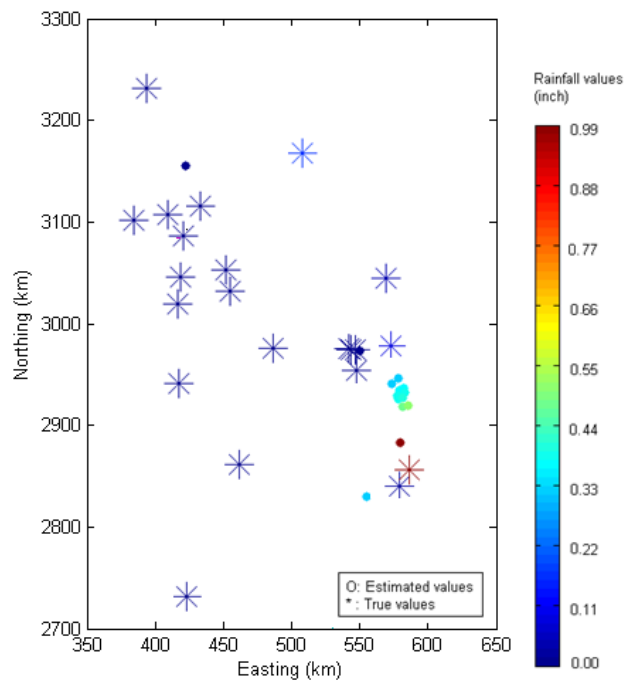


Figura 61 -Cartografia della variabile altezza di pioggia, valori veri e stimati, 1 Gennaio 1992

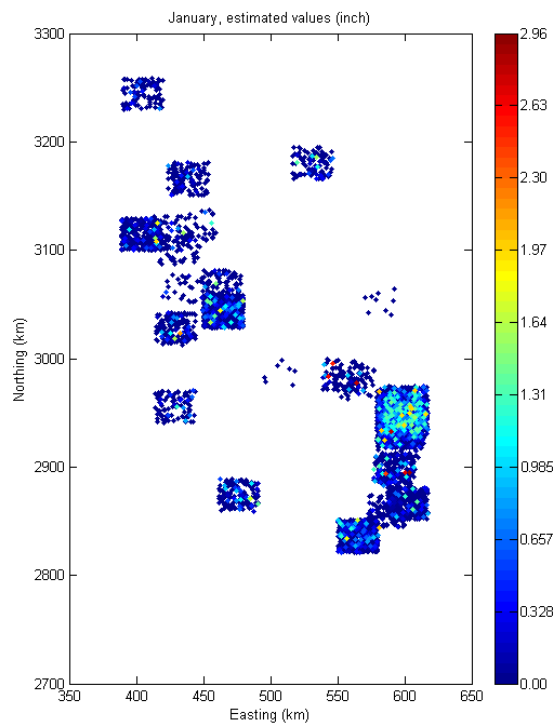


Figura 62 -Cartografia dei valori di altezza di pioggia, valori stimati, Gennaio

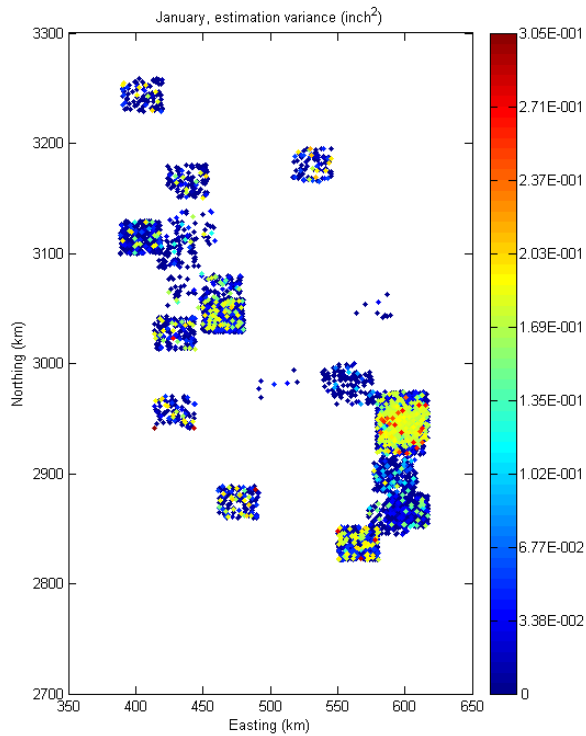


Figura 63 -Cartografia dei valori di varianza di stima della variabile altezza di pioggia, Gennaio

La procedura di stima eseguita sui dati di Giugno ha portato ai seguenti risultati:

- ✓ Numero totale dei valori stimati: 6650;
- ✓ Percentuale di altezze di piogge nulle per i valori stimati: 45%;
- ✓ Massimo valore stimato: 7.5 inches;
- ✓ Vicinaggio: 200 km.

La figura 64 riporta l'istogramma dei valori stimati non nulli. Il vicinaggio scelto ha consentito di riprodurre altezze di pioggia elevate, a dispetto di una precisione minore nella stima dei valori bassi. Infatti, l'istogramma dei valori stimati diminuisce per valori inferiori a 0.25 inches; in corrispondenza del quale la varianza di stima (fig.65) ha un picco di 0.05 inches², che interessa circa il 25 % dei valori stimati.

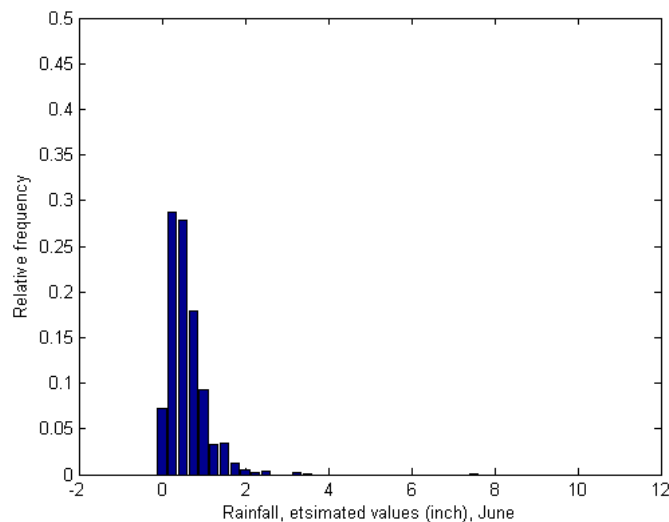


Figura 64 -Istogramma dei valori non nulli di altezza di pioggia, valori stimati, Giugno

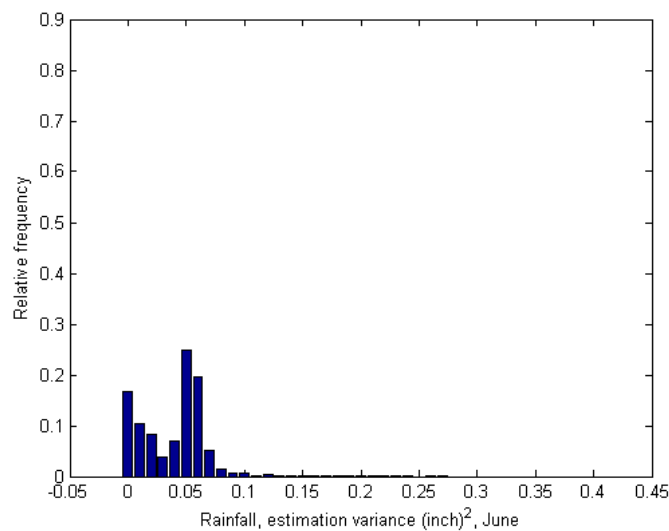


Figura 65 -Istogramma della varianza di stima della variabile altezza di pioggia, Giugno

A titolo di esempio, si sono confrontati i valori di due stazioni: n.16 (fig. 66a) e n.30 (fig. 66b) per il mese di Giugno 1901. I due comportamenti sono molto simili, coerentemente al vicinaggio scelto. In figura 67 è

riportato l'intero dataset per il mese di Giugno, per la stazione 68. In figura 69 sono riportati tutti i punti stimati, accompagnati dalla varianza di stima in figura 69.

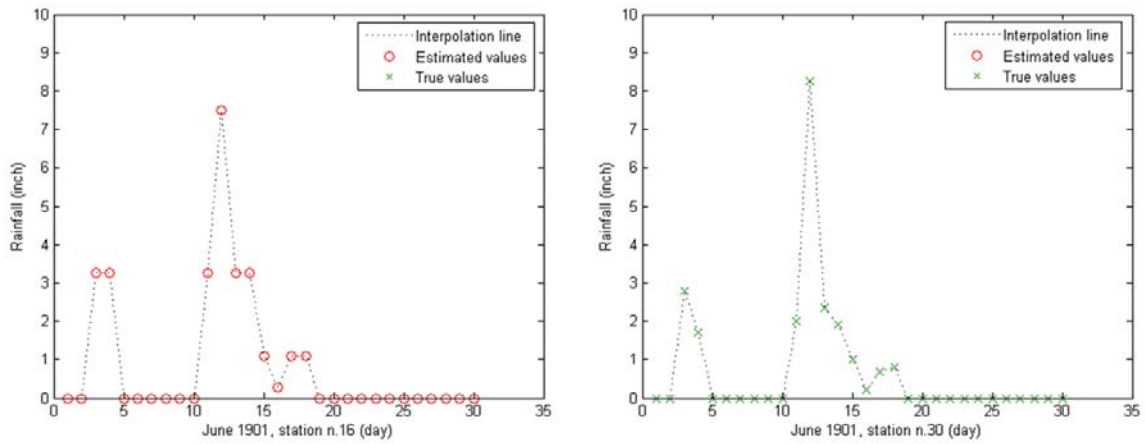


Figura 66 -Andamento temporale della variabile altezza di pioggia, valori veri per la stazione n.16 (a) e stimati per la stazione n.30 (b), Giugno 1901

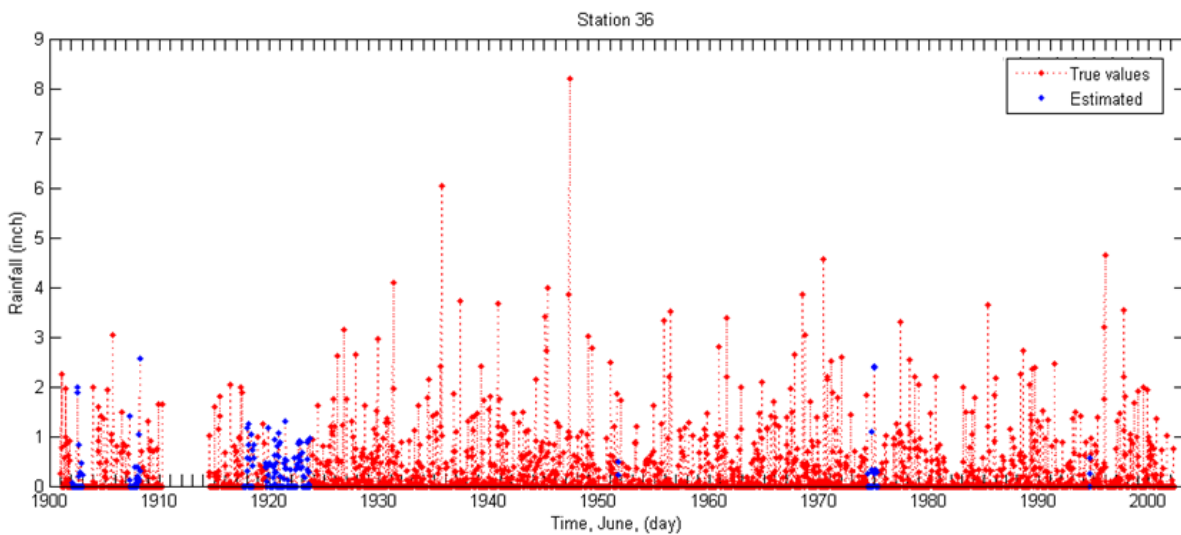


Figura 67 -Andamento temporale della variabile altezza di pioggia, valori veri e stimati, stazione n.36, Giugno

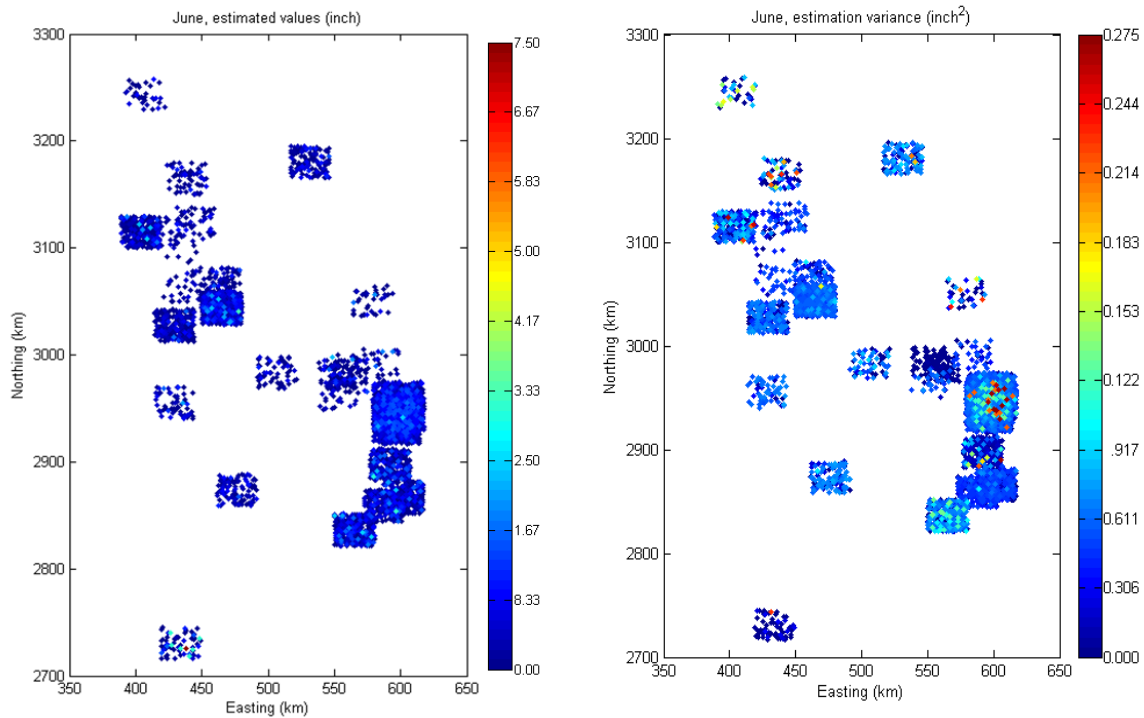


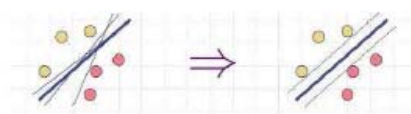
Figura 68 -Mappa dei valori di altezza di pioggia, valori stimati (a), varianza di stima (b), Giugno

3.5. L'approccio del metodo Support Vector Machine

Le macchine a vettori di supporto (SVM, dall'inglese Support Vector Machines), o macchine kernel, sono un insieme di metodi di apprendimento supervisionato per la regressione e la classificazione di pattern, sviluppati negli anni '90 da Vladimir Vapnik ed il suo team presso i laboratori Bell AT&T. Appartengono alla famiglia dei classificatori lineari generalizzati e sono anche note come classificatori a massimo margine, poiché allo stesso tempo minimizzano l'errore empirico di classificazione e massimizzano il margine geometrico (Bishop, 2007).

Nel caso specifico il problema di classificazione riguarda la separazione tra i due insiemi, pioggia/non pioggia. A questo scopo si è utilizzata una combinazione di funzioni su un dominio spaziale bidimensionale.

Si supponga di avere, per esempio, una dataset composto da N coppie $(x_1, y_1), (x_2, y_2), \dots, (x_N, y_N)$, dove $x_i \in \mathbb{R}^2$ rappresenta la posizione in uno spazio geografico bidimensionale e dove $y_i \in [-1, 1]$ rappresenta l'osservazione del processo, nel presente caso la misura di pioggia. Lo scopo è quello di definire il confine, nel piano x , che ottimizzi la separazione dei dati in base al criterio individuate da y . Le risposte che soddisfano il requisito sono molteplici, l'approccio SVM sceglie quella in grado massimizzare il margine, ossia la distanza tra il piano di confine e ciascun dato al fine di minimizzare il rischio.



In questo senso è possibile definire l'iperpiano di separazione come:

$$x: f(x) = x^T \beta + \beta_0 = 0$$

Dove β è un vettore, $\|\beta\| = 1$ e l'algoritmo di classificazione, derivato da $f(x)$ è quindi:

$$G(x) = \text{sign}[x^T \beta + \beta_0]$$

Come detto, per un numero finito N di campioni, ci possono essere più soluzioni per i parametri β e β_0 che forniscono un errore empirico nullo al fine della classificazione. Un criterio di ottimizzazione della scelta dei parametri può essere formulato come a seguire:

$$\max_{\beta, \beta_0, \|\beta\|=1} B$$

$$y_i(x^T \beta + \beta_0) > B, i = 1, \dots, N$$

Dove B definisce lo spessore dei margini ed è dato da $B = \frac{1}{\|\beta\|}$. Questo può essere visto come un problema quadratico convesso con soluzione ottimale data da:

$$\min_{\beta, \beta_0} \frac{1}{2} \|\beta\|^2$$

L'unione delle due condizioni può essere riscritta come:

$$\hat{\beta} = \sum_{i=1}^N \hat{\alpha}_i y_i x_i$$

Dove α_i sono i moltiplicatori di Lagrange associati con i vincoli per ciascun dato. L'algoritmo di classificazione che ne deriva è:

$$\hat{G}(x) = \text{sign}[x^T \hat{\beta} + \hat{\beta}_0] = \text{sign}\left[\sum_{i=1}^N \hat{\alpha}_i y_i x_i^T x + \hat{\beta}_0\right]$$

Quanto appena scritto può essere esteso al caso non lineare considerando un set di funzioni di kernel (e.g., Gaussiani, polinomiali) definite in uno spazio di dimensione x ed applicando l'algoritmo ad un dominio rappresentato dal numero di funzioni usate:

$$K(x_i x_j) = \phi(x_i)^T \phi(x_j)$$

Dove Φ sono funzioni base (e.g., $1, x, x^2, \sin(x)$) definite sul dominio R^2 . Quindi il classificatore diviene:

$$\hat{G}(x) = \text{sign}\left[\sum_{i=1}^N \hat{\alpha}_i y_i K(x, x_i) + \hat{\beta}_0\right]$$

Un classificatore ottimale implica la massimizzazione o minimizzazione di un criterio. Tipicamente, in problemi statistici il criterio da ottimizzare è la minimizzazione del rischio oppure della perdita. Per i

classificatori SVM la qualità del risultato è generalmente valutato utilizzando la percentuale di classificazioni corrette in seguito a crossvalidazione.

Il metodo così esposto è stato applicato al dataset di altezza di pioggia, I risultati della classificazione sono riportati in figura

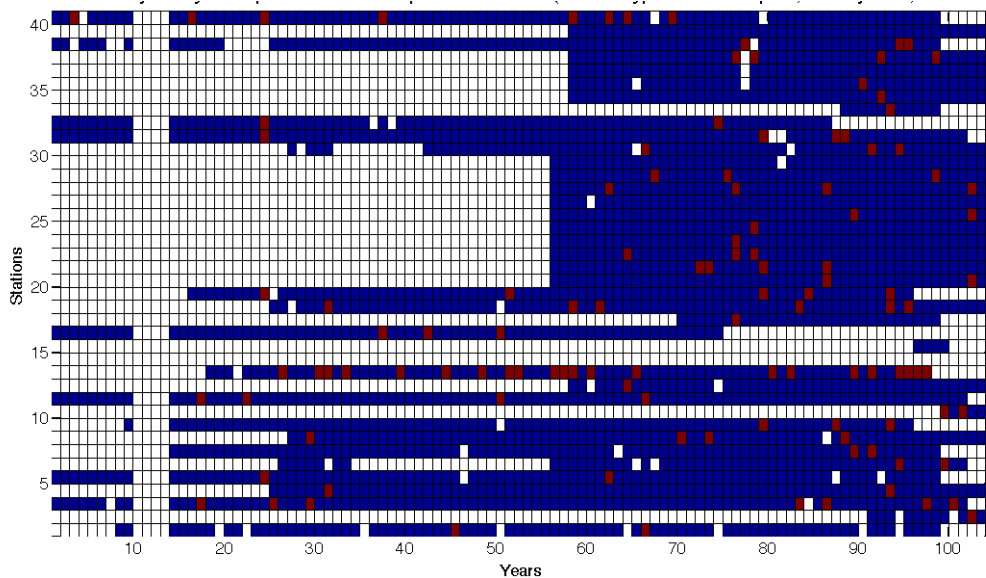


Figura 71 -Test di student sull'ipotesi che I valori di pioggia stimati con SVM+ regression lineare abbiano la stessa media dei valori veri. I valori blu in caso di accettazione dell'ipotesi al 5% di incertezza, rossi in caso di rigetto, bianchi in assenza di dati.

3.6. Conclusioni

La metodologia applicata ha mostrato una buona adattabilità al problema, robustezza e buona qualità di stima. La modellizzazione dei variogrammi ha richiesto una mole di lavoro consistente, soprattutto se raffrontato ad altre tecniche come machine learning. Il codice matlab utilizzato è stato scritto appositamente per il problema. Una volta standardizzata la procedura, un software pronto all'uso può essere utilizzato per l'automatizzazione del variogram fitting, diminuendo lamole di lavoro complessiva.

Nella codifica disgiuntiva, la scelta di intervalli ampi può portare all'appiattimento dei valori stimati in fase di postprocessamento. Questo ha riguardato i valori più alti delle indicatrici, da momento che il passo tra una indicatrice e l'altra è derivato da una scala logaritmica. Tuttavia la simulazione introdotta nella fase finale di postprocessamento ha consentito di differenziare tra loro, valori appartenenti alla stessa classe.

La scelta del vicinaggio, infine, ha avuto effetti sulla qualità della stima. Il vicinaggio unico, utilizzato per il mese di Gennaio, dà più importanza alla corretta stima di valori piccoli. Infatti, il relativo istogramma dei valori stimati riproduce molto bene quello dei valori veri, sebbene si osservi un effetto di smoothing per i valori estremi. Il vicinaggio utilizzato per il mese di Giugno reproduce più fedelmente i valori estremi, a dispetto della precisione dei valori piccoli.

Nella tabella 8 a seguire vengono confrontati alcuni parametri statistici qualitativi della stima mediante krigaggio in raffronto ai risultati ottenuti mediante classificazione con SVM. I due metodi sono di difficile paragone in quanto estremamente differenti e sviluppati con semplificazioni differenti in relazione al dominio. Tuttavia si può osservare come il metodo mediante SVM abbia una migliore prestazione nell'individuazione dei giorni dei giorni asciutti –hit rate minore per DK- mentre la procedura di Krigaggio abbia una migliore prestazione nella stima del valore di pioggia in inches, -RMSE minore per DK-.

		% pioggia/non pioggia stimati correttamente	RMSE su giorni di pioggia (inches)	Pioggia media stimata in giorni secchi (inches)
DK	Gennaio	74%	0.226	0.017
	Giugno	38%	0.521	0.109
SVM	Gennaio	98%	0.2	0.2
	Giugno	75%	0.25	0.28

Tabella 8-Parametri statistici di valutazione della stima, SVM e DK a confronto

4. La modellistica nella pratica e nella normativa ambientale: il caso dei fanghi

Il territorio della regione Emilia-Romagna è classificato interamente “di bonifica” ai sensi della Legge Regionale n. 16 del 1987. Su tale territorio operano 15 Consorzi di Bonifica, enti pubblici a statuto indipendente, coordinati a carattere regionale dall’ente URBER (Nesta,2002).I Consorzi gestiscono opere pubbliche di bonifica, tra le quali circa 20.000 Km di canali, aventi funzione di scolo delle acque meteoriche, di impedire fenomeni alluvionali e di ristagno nei comprensori di pianura, e di alimentare il sistema irriguo.

Per mantenerne l’efficienza, i Consorzi svolgono periodiche e programmate operazioni di dragaggio, di espurgo e risezionamento dei canali di bonifica, determinando una cospicua produzione di materiali di risulta da tali operazioni.

I materiali sono originati dal dilavamento dei terreni compresi nel bacino afferente ai canali e dal movimento naturale di scivolamento del terreno che costituisce le sponde dei canali stessi, presentano pertanto una composizione chimica di norma analoga a quella dei terreni circostanti. In casi particolari la composizione può essere influenzata da scarichi di acque meteoriche, domestiche ed industriali fino a determinarne l’inquinamento. La caratterizzazione, l’analisi e la destinazione d’uso di detti materiali è regolamentata dalla normativa nazionale e regionale (Dall’Olio,2001).

Recenti modifiche normative hanno portato alla luce difficoltà operative nello svolgimento delle regolari attività di manutenzione dei canali da parte dei Consorzi. La conseguenza pratica è stata la mancata manutenzione di alcuni canali con conseguente innalzamento del livello del fondo e una maggiore probabilità di tracimazione degli argini (A.A.V.V., 2006).

Secondo la nuova delibera –DR 1204/01- i suddetti materiali possono essere utilizzati secondo le seguenti modalità: 1). se i materiali non superano i limiti di accettabilità previsti dal D.M. 471/99 possono essere distesi sui terreni limitrofi, anche ad uso agricolo, al di fuori del campo di applicazione della normativa in materia di rifiuti, rispettando le regole generali più avanti specificate; Il distendimento dei materiali sui terreni limitrofi, anche ad uso agricolo, è ammesso a condizione che essi siano costituiti da particelle di terreno dilavato dalle aree circostanti il canale; eventuali rifiuti di altra natura devono essere rimossi e destinati a smaltimento separato. Se i materiali superano i limiti di accettabilità previsti dal D.M. 471/99 debbono essere gestiti nel rispetto della vigente normativa in materia di rifiuti (Mariotti, 2003).

4.1. Analisi del problema e strumenti disponibili

La definizione di materiale inquinato appare controversa in partenza. Come osservato nell’introduzione, il materiale di riporto ha origine anche dalla dilavazione dei terreni circostanti. Nel caso in cui vi sia un inquinamento di tipo diffuso, per esempio, la rimozione dei fanghi sul fondo di un canale non influirebbe sulle condizioni del territorio, né tanto meno la loro deposizione nei terreni circostanti altererebbe la qualità del suolo. Poiché l’origine e la soluzione del problema è da ricercarsi ben oltre (Franchini, 2002).

Un altro caso può riguardare i bacini fluviali originati dall’erosione di rocce con composizioni particolari. In tal caso è molto probabile che si trovino concentrazioni di metalli pesanti superiori ai limiti tabellari, frutto di un fenomeno naturale di sedimentazione (Nassisi,2006), quindi ben lungi da essere conseguenza di alterazione antropica.

Lo studio, quindi, ha anche posto attenzione sulla pedologia e geologia circostante, per determinare la relazione del materiale di riporto con la matrice di fondo. Le informazioni relative all'uso del suolo e alla categoria di vulnerabilità sono state inserite nel database GIS e si è indagata la loro influenza sulla composizione chimica dei fanghi. Più in generale si è cercato di contestualizzare la definizione di ciò che è inquinato e di ciò che può essere dannoso per la salute dell'ambiente e del cittadino (Sgallari, 2006).

Il concetto di supporto e le sue implicazioni giocano un ruolo importante nella teoria e nelle applicazioni geostatistiche. Per supporto si intende l'entità geometrica, o volume, sulla quale la variabile regionalizzata è definita e misurata. Ove, per variabile regionalizzata si intende una funzione matematica il cui valore dipende dalle coordinate del punto in cui essa viene misurata. Quando le dimensioni del supporto sono molto piccole rispetto alla scala di lavoro il supporto può considerarsi puntuale; ad esempio un campione prelevato ai fini di analisi di laboratorio può considerarsi puntuale rispetto alle dimensioni del canale. La dicitura "selezione" indica, poi, che il volume scelto costituisce il riferimento per il processo decisionale successivo ai calcoli.

L'importanza dei concetti appena esposti deriva dal fatto che data una variabile regionalizzata riferita ad un determinato supporto, cambiando la forma e le dimensioni di esso, si ottiene una variabile diversa dalla prima, ma ad essa riconducibile. Nel caso specifico dello studio, la Provincia competente ha il compito di definire il tratto di canale da indagare in quanto potenzialmente inquinato. La norma Regionale e i protocolli di intesa locali indicano che tale tratto è il supporto di selezione della nostra indagine poichè l'intero canale deve essere considerato come inquinato o non inquinato e le misurazioni effettuate devono essere ad esso riferite (Bonomo, 2005). Le prescrizioni non contemplano che il canale possa essere successivamente partizionato in sotto-tratti con destinazioni d'uso diverse tra loro.

Questo passaggio è molto importante ed al tempo stesso limitante poichè la scelta del tratto influisce sul risultato dell'indagine. Un esempio può essere dato da un canale molto inquinato nel primo tratto e non inquinato alla fine. Dividendo il canale in due parti la destinazione d'uso dei fanghi potrebbe risultare differente rispetto alla valutazione del canale come tratto unico. A tale scopo occorre indagare l'influenza del supporto di selezione sui volumi da inviare a discarica. Si sono considerati due canali come casi di studio. Ciascuno di essi è stato considerato prima come un unico tratto esteso, poi suddiviso in unità indipendenti. Per ciascun caso si sono calcolati i volumi da inviare a discarica.

La pratica comune vuole che si svolgano due prelievi di terreno, uno all'inizio ed uno alla fine del canale – ciò dovuto anche agli elevati costi di analisi di laboratorio, interamente a carico del Consorzio-. Tuttavia l'informazione puntuale di concentrazione degli inquinanti è ben lontana da permettere di definire i volumi da inviare in discarica, sia in termini di lunghezza del tratto di canale, distinzione di materiale di sponda da quello di fondo e di profondità dello scavo. Il dato puntuale deve quindi essere elaborato ed esteso a tutto il volume interessato. Ne consegue l'elaborazione di un valore stimato e relativa incertezza di stima. A tale scopo si è analizzata l'influenza della geometria del canale e della campionatura sul risultato finale e sui costi. Tale definizione, infatti, diventa ancora più importante considerando gli elevati oneri che lo smaltimento dei terreni comporta (ARPA, 2006).

4.2. Scelta delle tecniche e pianificazione dello studio di dettaglio

Al fine di valutare quantitativamente il problema in questione, si è scelto di analizzare in dettaglio due tratti di canale. Come precedentemente descritto la rete di canali è estremamente diversificata. A tal proposito si sono scelti due tratti rappresentativi:

- Il canale Bardaleno caratterizzato da bassa pressione ambientale, in area ad uso esclusivamente agricolo.
- Il canale Naviglio Navigabile caratterizzato da un'elevata pressione ambientale di tipo produttivo e civile.

Per rendere le due analisi comparabili si sono predefiniti i parametri da analizzare: Tessitura, PH, Calcarei totali, Sostanza organica, Carbonio organico, Elementi di fertilità, Metalli pesanti. Per ciascuno dei due canali di è definita una coordinata meandrica per trasformare il problema in monodimensionale. I dati sono stati analizzati per caratterizzare il comportamento geochimico del suolo e le relazioni con le variabili territoriali. L'analisi variografica, poi, hanno consentito di stimare i volumi e quantificare l'effetto supporto e l'effetto informazione.

I dati storici relativi alla composizione dei suoli sono stati utilizzati per stimare la composizione del fondo naturale nei punti di campionamento dei fanghi. I dati cartografici territoriali sono stati usati per l'elaborazione dei indicatori di pressione antropica. Anche in questo caso le coordinate delle variabili ausiliarie sono state trasformate in coordinate meandriche, questo ha consentito di utilizzare le covarianze incrociate per lo studio dell'evoluzione delle correlazioni lungo l'asse del canale.

Canale Bardaleno	
Tratto considerato	Origine nel Comune di Busseto, 2 km nel comune di Polesine
Lunghezza	7 km
Sezione	Trapezia, sponde 1:1
Profondità	1 -2 m
Larghezza del fondo	0,50 – 1,5 m
Analisi precedenti	-
Tipologia degli scarichi	Scolmatore di piena da scarico civile, scarichi delle attività agricole
Spandimento Fanghi	Nessuno
Tipologia del suolo Circostante	Superfici coltivate regolarmente arate e generalmente sottoposte ad un sistema di rotazione
Livello di attenzione	Medio
Pedologia	Campioni 1-15: Suoli a pendenza tipica 0,1-0,3% molto profondi a tessitura fine, moderata disponibilità di ossigeno. Variano all'aumentare della profondità da scarsamente a molto calcarei, da debolmente a moderatamente alcalini. Campione 16: Suoli a pendenza tipica 0,05-0,01% molto profondi a tessitura fine, moderata disponibilità di ossigeno. Calcarei, moderatamente alcalini.
Caratteristiche Geologiche	Campioni 1,14,15: Limi sabbiosi, sabbie fini, finissime, argille limose Depositi di argine distale Campioni 2-13, 16 Argille limose, argille e limi argillosi laminati Area interfluviale
Vulnerabilità degli acquiferi	Classe D: divieto di spandimento
Portate	Flusso inverso : inverno scolo estate scopo irriguo
Volume interessato dall'espurgo	5.000 m ³ (circa)

Tabella 9-Dati relativi al canale Bardaleno

Ai fini dello studio di è progettata una campionatura di dettaglio. Nel canale Bardaleno si sono prelevati 16 campioni, di cui 8 a passo 1 km e 8 raffittiti a passo 100 m. Questa soluzione consente di valutare la variabilità a due scale diverse, una dell'ordine di grandezza di quella della normale prassi di indagine, l'altra a minore scala. Quest'ultima ha consentito di verificare la precisione del risultato della procedura normale ed i rischi connessi alle decisioni conseguenti. Il tratto che si è scelto di raffittire è quello iniziale, che si differenzia anche perché è l'unico sottoposto ad una seppur lieve pressione antropica.

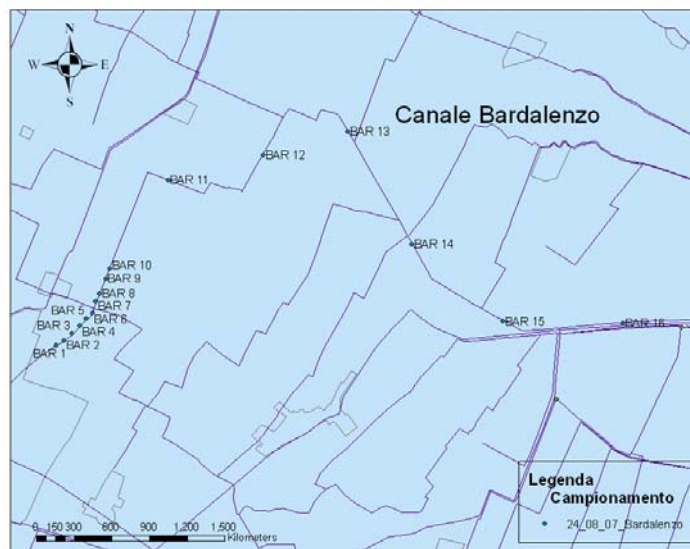


Figura 69 -Piano di campionamento del canale Bardaleno, planimetria

Naviglio Navigabile	
Tratto considerato	Tratto interno al territorio comunale, dall'origine fino alla cassa di espansione.
Lunghezza	4 km
Sezione	Trapezia, sponde 1:1
Profondità	1 – 2 m
Larghezza del fondo	4 – 5 m
Caratteristiche della zona circostante	Urbanizzata, industriale, artigianale.
Tipologia degli scarichi	Scolmatori di piena da scarichi civile, scarichi industriali ed artigianali
Spandimento Fanghi	Nessuno
Analisi precedenti	Studio pregresso di ARPA Parma in collaborazione con la Provincia (Cort.Cost.)
Uso del suolo	Vedi figura 70
Livello di attenzione	Elevato
Pedologia	Campioni 1-19: Suoli a pendenza tipica 0,2-0,8%; molto profondi; a tessitura media; a buona disponibilità di ossigeno; calcarei; moderatamente alcalini. Origine: Sedimenti fluviali a tessitura media, la cui deposizione si ritiene risalga in larga parte ad epoca pre-romana o romana. Campioni 20-23: Suoli a pendenza tipica 0,1-0,3%; molto profondi; a tessitura fine; a moderata disponibilità di ossigeno; calcarei; moderatamente alcalini. Localmente hanno tessitura media e buona disponibilità di ossigeno. Origine: Sedimenti fluviali a tessitura fine e, localmente, media
Caratteristiche Geologiche	Campioni 1-19: Ghiaie e sabbie - Depositi di conoide e di terrazzo. Campioni 20-23: Sabbie medie e fini, limi e argille limose - Depositi di canale e argine

	<i>indifferenziati</i>
<i>Vulnerabilità degli acquiferi</i>	<i>Campioni 1-19: categoria D : divieto di spandimento Campioni 20-23: categoria N : non vulnerabile</i>
<i>Portate</i>	<i>Flusso inverso : inverno scolo estate scolo irriguo</i>
<i>Volume interessato dall'espurgo</i>	<i>Circa 6.000 m³</i>

Tabella 10-Dati relativi al Naviglio

Ai fini dello studio di è progettata una campionatura di dettaglio. Nel canale Naviglio si sono prelevati 23 campioni. Il tratto considerato è piuttosto disomogeneo a causa di varie immissioni e a causa della variabilità del contesto urbano; inoltre il canale non è sempre facilmente accessibile, per tale motivo si è progettata una campionatura a passo possibilmente costante ed omogeneo pari a 100 m (figura 71).



Figura 70-Progetto di campionatura del canale Naviglio, foto aerea

4.3. Studio di dettaglio: il canale Bardalanzo

4.3.1. Elaborazioni statistiche

In prima analisi gli istogrammi di ciascun elemento evidenziano due comportamenti differenti (fig.72,73):

- Simmetrico di tipo Gaussiano per gli elementi: limo, argilla, Calcarei totali , PH, K, Co, Ni, V, Pb
- Asimmetrico di tipo logaritmico per gli elementi: sabbia, C, Cd, Cu, N, P, SO, Zn, Cr, Hg, As

Generalmente le variabili naturali hanno comportamento gaussiano, il comportamento logaritmico può essere indice di un'alterazione antropica o di una presenza in traccia della sostanza. In particolare la skewness attesta l'asimmetria delle distribuzioni: Carbonio organico, sostanza organica, Azoto, Arsenico, Cadmio, Cromo, Rame, Mercurio e Zinco hanno valori di dissimmetria. La dissimmetria del Cadmio e del Mercurio può essere spiegata da valori particolarmente bassi, quindi da una presenza in traccia della

sostanza (Nassisi), il Carbonio, Azoto e Fosforo e potrebbero essere collegati alla fertilizzazione dei terreni circostanti.

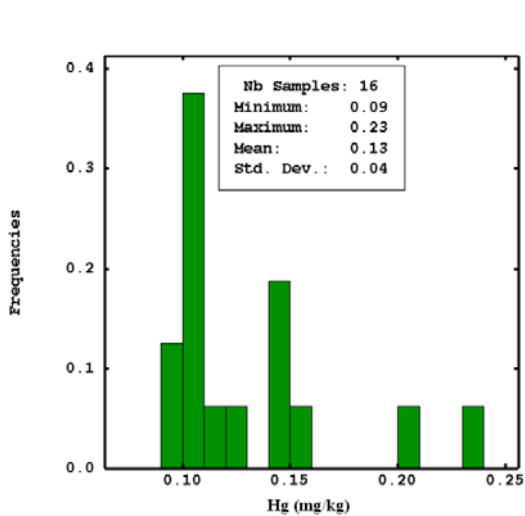


Figura 71 - Esempio di istogramma di tipo lognormale, Mercurio (mg/kg)

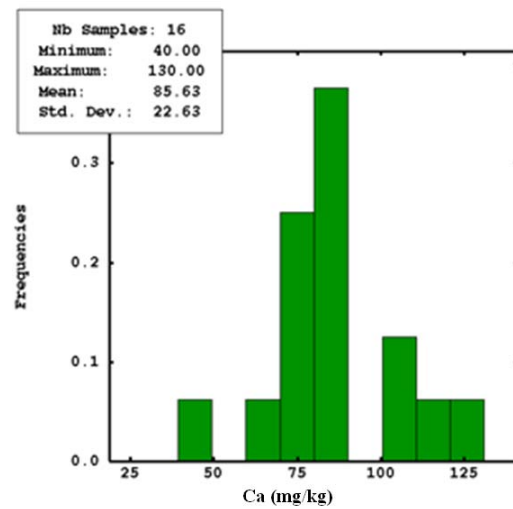


Figura 72 - Esempio di istogramma di tipo normale, Calcarei totali (g/kg)

Per valutare la presenza di sottopopolazioni nel set si sono confrontate le caratteristiche statistiche di:

- dati a passo 100 m;
- dati a passo 1000 m

Per quanto riguarda la stazionarietà del dataset si osserva una variazione delle caratteristiche statistiche tra le due popolazioni per: Carbonio organico, sostanza organica, Azoto, Zinco. Ciò suggerisce che la concentrazione naturale dello Zinco abbia subito un'alterazione: lo Zinco si trova infatti naturalmente correlato all'argilla, il suo legame con la sostanza organica -sito attivo opposto all'argilla- è tipico di liquami suinicoli. Si segnala, inoltre, un elevato incremento della variabilità della popolazione a passo 1000 m per il Potassio e per i calcari totali.

L'analisi multivariata risulta importante sia da un punto di vista di caratterizzazione pedologica, sia da un punto di vista di analisi della struttura spaziale dei dati. In particolare appare evidente la netta contrapposizione degli elementi di fertilità con l'argilla, principali siti attivi presenti nei suoli. La buona correlazione tra sabbia e sostanza organica indica la grana grossolana di quest'ultima. Inoltre si osserva la tendenza, per ciascun elemento, ad affiliarsi con solo uno delle due sostanze, che agiscono da siti attivi, ossia hanno la capacità di formare legami con molecole o aventi carica non nulla. La ripartizione è:

- Sostanza organica: Azoto, Carbonio, Fosforo, Cadmio, Rame, più debolmente anche Calcarei totali, Mercurio e Arsenico;
- Argilla: Nickel, Cobalto, Vanadio, più debolmente anche Cromo, Potassio e Piombo.

Per meglio comprendere i comportamenti comuni a più elementi si è utilizzata l'analisi delle componenti principali. Il fattore 1 discrimina in modo molto netto la tessitura argillosa dalla sostanza organica, a

conferma di quanto osservato precedentemente (fig.74). Ciascun sito attivo è accompagnato dagli elementi positivamente correlati ad esso. Ancora si osserva che l'argilla è affiliata a Nickel, Cobalto, Vanadio, Cromo e Piombo. Lo Zinco dimostra, ancora di avere un comportamento anomalo, il fattore 1, infatti, lo accomuna alla tessitura limosa, quindi nel settore della sostanza organica.

Il cerchio tra F1 e F2 riporta i tre elementi tessuturali in modo contrapposto, come se giacessero ai vertici di un triangolo. Da ciò si osserva che il fattore 2 discrimina la tessitura limosa da quella sabbiosa. A conferma di quanto visto precedentemente Cadmio e Arsenico hanno un comportamento molto simile al limo, Zinco e Fosforo si aggiungono a quanto osservato. La sostanza organica è ancora particolarmente affine a Rame, Mercurio e Carbonio organico. Calcari e Fosforo hanno un posizione intermedia tra limo e sabbia. Il Potassio ha un comportamento del tutto indipendente dagli altri elementi.

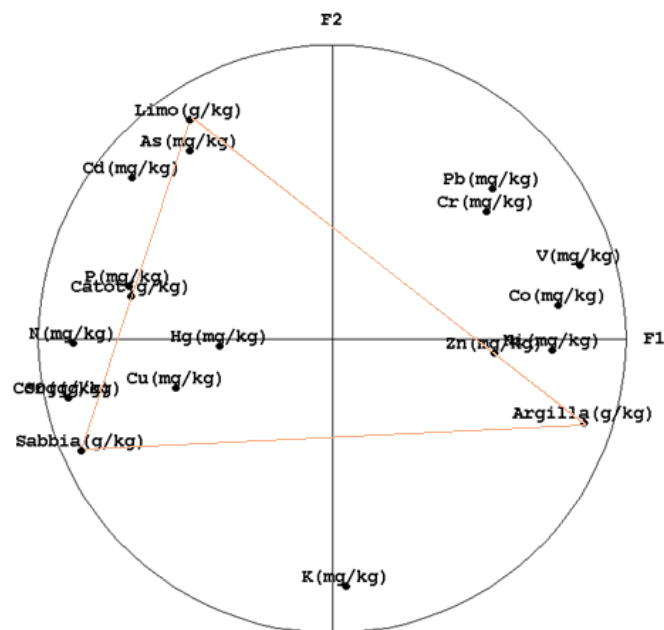


Figura 73 -Analisi in componenti principali delle variabili, fattore 1 e fattore 2

Come per l'analisi monovariata, anche nello studio delle correlazioni tra elementi si è osservata la coerenza di comportamento tra i campioni a piccola scala e a grande scala. Si sono quindi calcolate le nuvole di correlazione, distinguendo i due gruppi di dati (figura 75, asterischi verdi per i dati a passo 1000 m quadrati rossi per i dati a passo 100 m). I punti sono risultati ugualmente dispersi, a conferma dell'assenza di comportamenti spaziali anomali nel tratto raffittito.

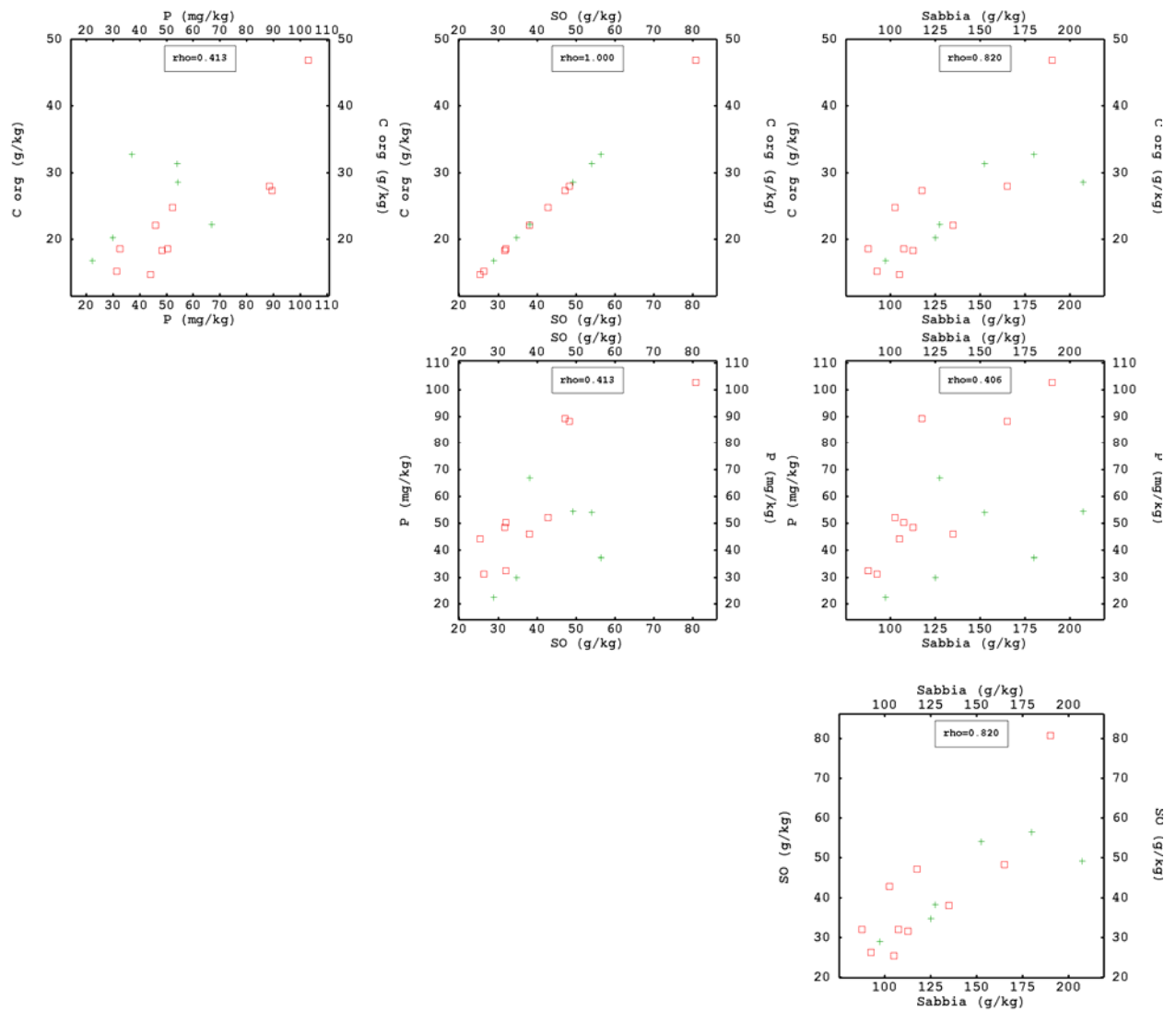


Figura 74 -Nuvole di correlazione tra: sabbia, sostanza organica, Carbonio organico, Fosforo. Il simbolo grafico distingue le popolazioni a passo 100 m (quadrato rosso) da quelle a passo 1000 m (asterisco verde e p riportato)

4.3.2. Analisi strutturale

Il comportamento spaziale dei vari elementi lungo l'asse conferma la coerenza strutturale degli elementi fino ad ora osservata. In figura 76 si può vedere l'andamento degli elementi tessiturali lungo l'asse del canale. La variabilità risulta uniforme, tuttavia nel primo tratto è evidente la presenza di un trend, negativo per l'argilla e positivo per limo e sabbia. Ciò può essere collegato ad un diverso meccanismo di sedimentazione. E' possibile che il primo tratto abbia un maggior numero di solidi sospesi derivanti dagli scarichi civili, di cui i grossolani sono i primi a sedimentare. In altri casi, un restringimento o un cambiamento di direzione può accelerare il flusso, diminuendo la sedimentazione delle particelle più leggere. Nel complesso, la variabilità del primo tratto non si discosta da quella del resto del canale. Gli elementi hanno andamento ed ordine di grandezza simile, fatta eccezione per i calcari totali.

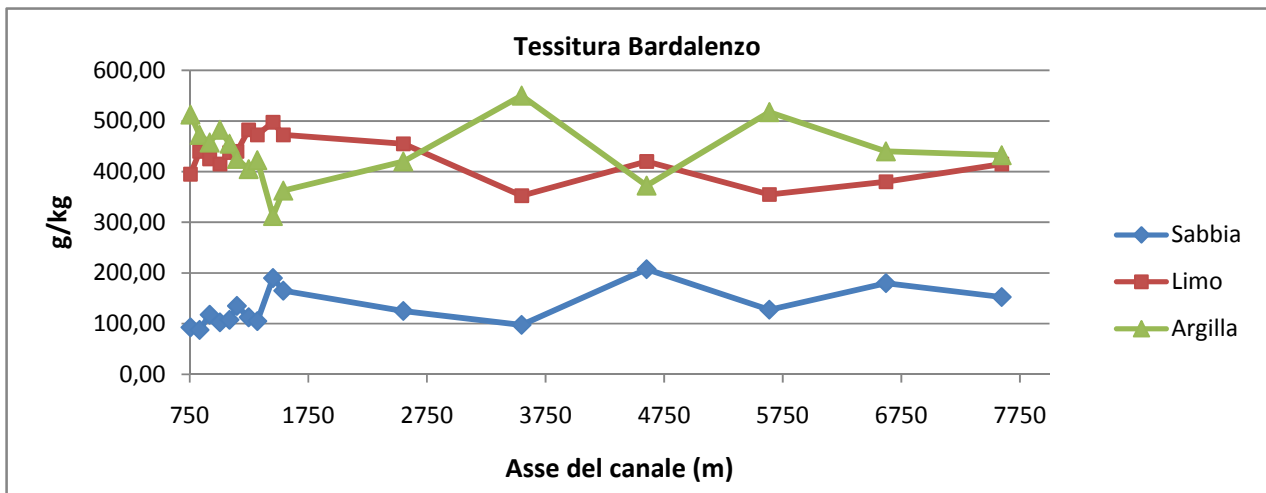


Figura 75 -Andamento degli elementi tessiturali lungo l'asse del canale Bardaleno

Il passo successivo dell'analisi strutturale richiama l'analisi variografica, che in questo caso non pone problemi di definizione di dominio, in quanto il canali può considerarsi monodimensionale. Da essa si desume che:

- ✓ le variabili analizzate non sono mutuamente indipendenti, ma le loro caratteristiche corrispondono a logiche comuni;
- ✓ il raffittimento del primo tratto mostra dinamiche a piccola scala non visibili a grande scala, le due strutture sono comunque compatibili.

4.3.3. Stima dei volumi ed effetto supporto

L'applicazione della normativa vigente ai fini della caratterizzazione di fanghi di espurgo è un processo di selezione. Una volta scelto il supporto si stima la concentrazione media degli elementi per ciascun volume e, sulla base del confronto fra il valore stimato con i valori di riferimento, si seleziona o no il volume elementare.

Tra gli elementi considerati, l'unico che presenta concentrazioni superiori al valore di soglia è lo Zinco, elemento scelto per la stima con Krigaggio Ordinario (KO). La stima è stata eseguita considerando diversi supporti, che si differenziano per la loro lunghezza, essendo costante l'area della sezione del canale. I volumi considerati sono: 100 m, 2000 m e 8000 m di lunghezza lineare (fig.77).

Il supporto a 100 m non consente di stimare tutto il canale, ma solo il tratto con campionatura raffittita. Ciò è comunque utile per monitorare possibili diversi esiti della selezione in quella parte del canale. Per un supporto volumetrico di 100 m di lunghezza un solo blocco supera il valore definito per legge, che dovrà, quindi essere smaltito in discarica.

Passando ad un supporto di 2000 m di lunghezza, la stima ottenuta evidenzia che nessun volume di terreno deve essere trasportato in discarica. Lo stesso vale per il caso di un supporto pari a tutta la lunghezza del canale, opzione che pure minimizza l'errore di stima.

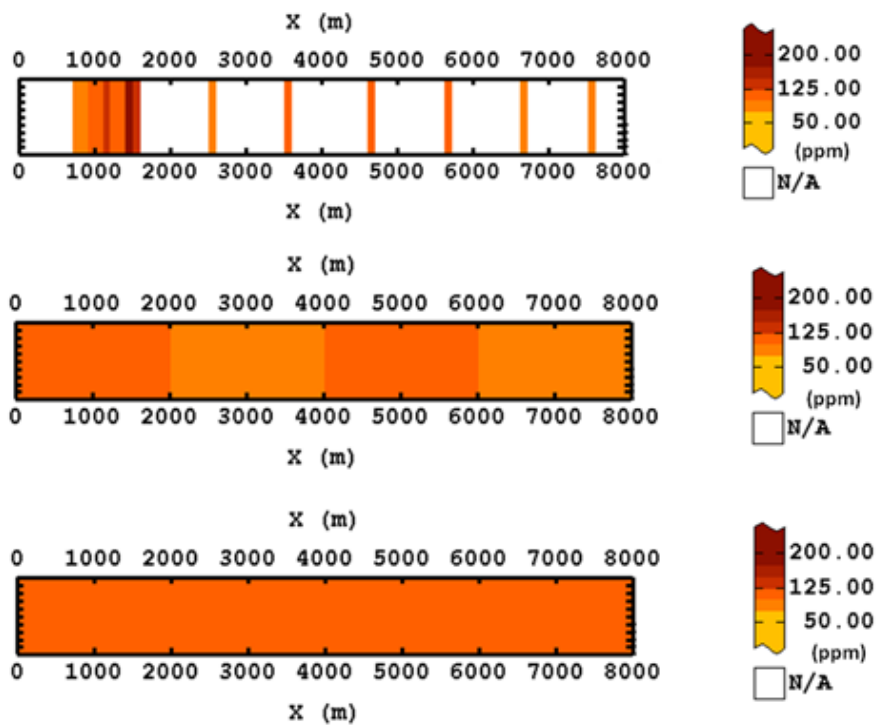


Figura 76 -Zinco, stima della concentrazione per differenti tipologie di blocchi: lunghezza lineare pari a 100 m, 2000 m, 8000 m, canale Bardalenzo

Dalla figura 78 si ha la conferma di quanto appena concluso. Ciascuna freccia rappresenta un valore stimato e la relativa incertezza di stima. Il primo gruppo di frecce di colore rosso riporta i risultati della prima stima – supporto 100 m-. Un solo blocco, come visto, supera il valore di soglia, anche considerati gli estremi di incertezza di stima. Il secondo gruppo – frecce blu - è relativo al supporto pari a 1000 m, mentre il terzo – freccia verde – è relativo al supporto pari alla lunghezza del canale. Tutti gli intervalli sono al di sotto del valore limite.

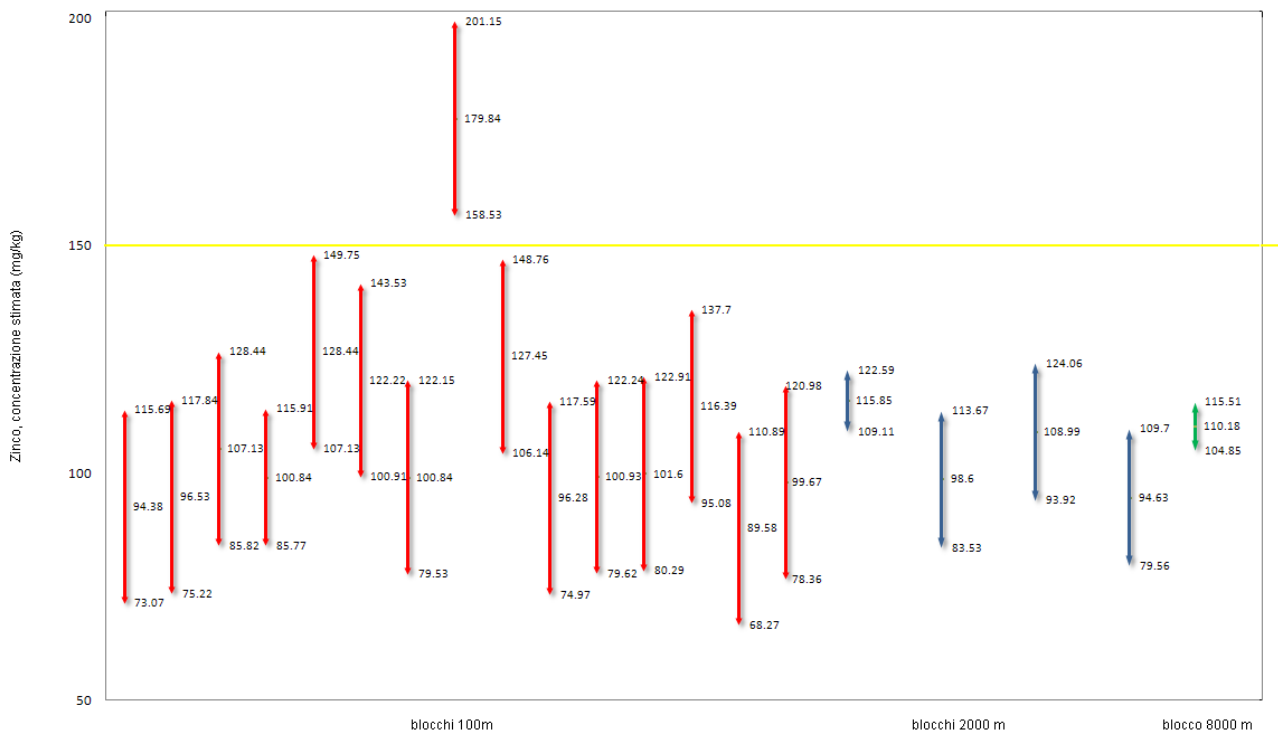


Figura 77 -Deviazione standard associata a ciascun valore stimato in blocchi di volume differente: 100 m, 2000 m, 8000 m di lunghezza lineare

4.4. Studio di dettaglio: il canale Naviglio

4.4.1. Elaborazioni statistiche

Gli elementi di fertilità, fatta eccezione per Fosforo e Potassio, presentano concentrazioni e variabilità minori rispetto a quelle osservate nel canale Bardaleno. Per questo motivo si ritiene opportuno attribuire le distribuzioni lognormali alle basse concentrazioni (fig.79-80). I valori di pH sono analoghi a quelli osservati nel canale Bardaleno, mentre la tessitura è prevalentemente argillosa, fatta eccezione per gli ultimi tre campioni con tessitura più grossolana. In prima approssimazione le variabili si possono distinguere in due gruppi:

- Elementi con concentrazioni simili a quelle osservate nel canale Bardaleno. La loro media è al di sotto dei limiti di legge – ove presenti-, la deviazione standard è inferiore alla media in termini di ordine di grandezza. Questi elementi sono: Arsenico, Cobalto, Nickel, Vanadio, Carbonio organico, sostanza organica, Azoto, Fosforo e Potassio.
- Elementi con concentrazioni maggiori rispetto a quelle osservate nel canale Bardaleno. I valori di picco sono superiori ai limiti fissati per legge – ove presenti-, le deviazioni standard sono comparabili alle medie come ordini di grandezza e le skewness superano il valore unitario pur avendo valori di concentrazione elevati; si tratta di Cadmio, Cromo, Mercurio, Piombo, Rame, Zinco e Calcarei totali.

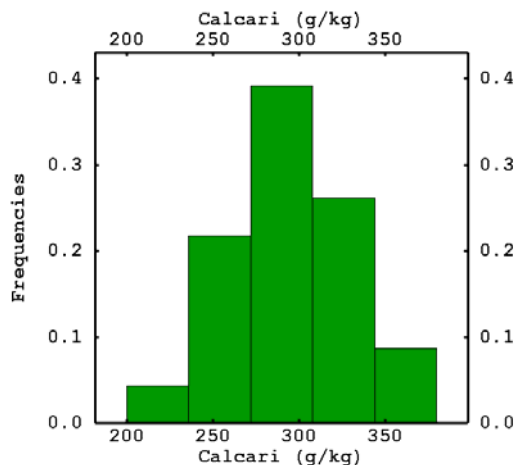


Figura 78 - Esempio di istogramma di tipo gaussiano, Calcari totali (g/kg)

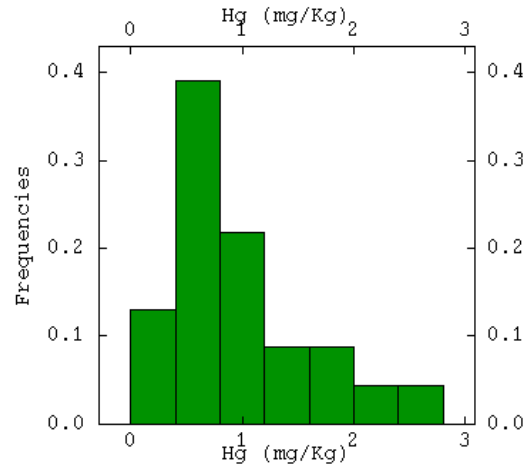


Figura 79 - Esempio di istogramma di tipo logaritmico, Mercurio (mg/kg)

Dalle caratteristiche statistiche di alcune delle variabili più significative non si osservano comportamenti globalmente difformi nella suddivisione in sottopopolazioni. Nel dettaglio delle singole variabili si segnala che: la tessitura è più fine nel primo tratto; Zinco e Potassio nel secondo tratto hanno concentrazioni maggiori; il Piombo ha una concentrazione media nel primo tratto doppia rispetto al secondo.

Come noto, lo studio di coefficienti e nuvole di correlazione consente di valutare comportamenti analoghi tra le diverse sostanze indagate. La prima differenza che risulta evidente rispetto all'analisi condotta sul Bardalanzo è il comportamento delle tre tessiture principali che non ricostruiscono il triangolo di riferimento. Infatti, limo e argilla hanno un comportamento simile e sono entrambi correlati negativamente alla sabbia. Anche il comportamento della sostanza organica risulta differente, appare, infatti, più fine poiché tende ad accompagnare argilla e limo comportandosi in maniera opposta rispetto alla sabbia. Da ciò risulta evidente che la distinzione degli elementi affiliati solo ad uno dei due siti attivi non risulta più così immediata, infatti vi sono:

- variabili unicamente affiliate all'argilla: Cobalto e Vanadio;
- variabili unicamente affiliate alla sostanza organica: Cromo, Nickel e Zinco;
- variabili affiliate ad entrambi i siti attivi: Azoto, Fosforo, Carbonio Organico, Potassio e limo.

Le restanti variabili non appaiono, in prima analisi, affiliate ad alcun sito attivo.

Per meglio comprendere i comportamenti comuni a più variabili si è utilizzata nuovamente l'analisi delle componenti principali. La figura 81 riporta la rappresentazione circolare dei fattori 1 e 2. Risulta subito chiaro, come osservato pocanzi, che il triangolo tessiturale non è altrettanto definito come nel caso del Bardalanzo. Per quanto riguarda la tessitura, il fattore 1 e il fattore 2 discriminano limo e sabbia dall'argilla.

Il fattore 1 discrimina in modo molto netto la tessitura argillosa dalla sostanza organica, a conferma di quanto osservato precedentemente. Il fattore 2 invece associa la sostanza organica alla sabbia. Ciascun sito attivo è accompagnato dagli elementi positivamente correlati ad esso. Ancora si osserva che l'argilla è affiliata a Nickel, Cobalto, Vanadio, Cromo e Piombo. Lo Zinco dimostra, ancora di avere un comportamento anomalo, ed infatti il fattore 1 lo accomuna con la tessitura limosa, mentre il fattore 2 lo accomuna con la sostanza organica. Il Potassio pare essere un po' più affine all'argilla, rispetto agli altri elementi di fertilità.

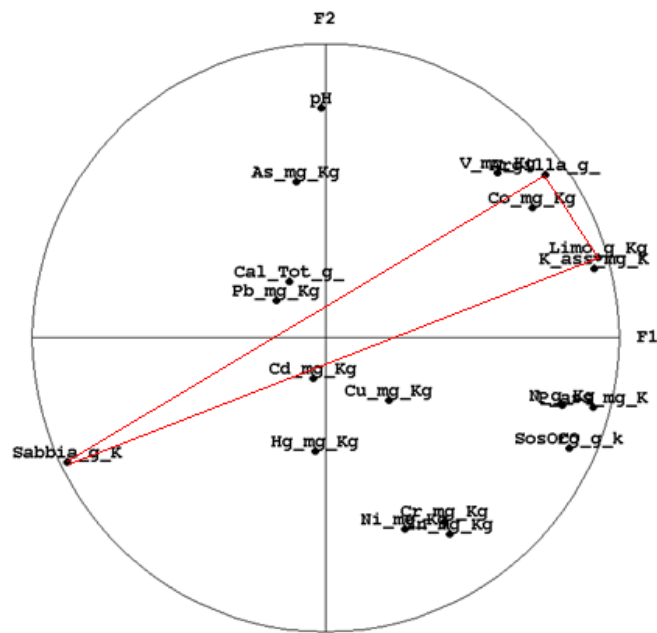


Figura 80 -Analisi in componenti principali delle variabili, fattore 1 e fattore 2

L'analisi delle nuvole di correlazione tra gli elementi non ha fornito informazioni rilevanti rispetto a quelle già raccolte. L'assenza di sottopopolazioni è stata confermata, come pure la buona correlazione tra i valori elementi di fertilità. Il potassio non ha comportamenti difforni rispetto a Azoto e Fosforo. Infine, il Piombo, conferma l'assenza di correlazione con i siti attivi di argilla e sostanza organica.

4.4.2. Analisi strutturale

A seguire si riportano l'andamento tessiturale lungo l'asse del canale, da cui si nota come la sabbia prevale rispetto all'argilla e limo, fatta eccezione per l'ultimo tratto, in cui il canale si snoda nella cassa di espansione, contesto assai differente rispetto al tratto a sud dell'autostrada. Nuovamente si osserva l'andamento comune delle tessiture limosa e argillosa (fig.82).

Tra i restanti elementi si segnala che:

- ✓ Il Rame, Cromo, Zinco e Nickel, hanno un andamento prima crescente, fino al terzo chilometro, poi decrescente;
- ✓ Il Piombo presenta un andamento differente rispetto ad ogni altro elemento: il primo campione ha un valore molto elevato che va poi decrescendo fino a stabilizzarsi nei primi 400 m;
- ✓ Le concentrazioni subiscono tutte una diminuzione a valle dello scarico del depuratore, che agisce evidentemente da diluitore.

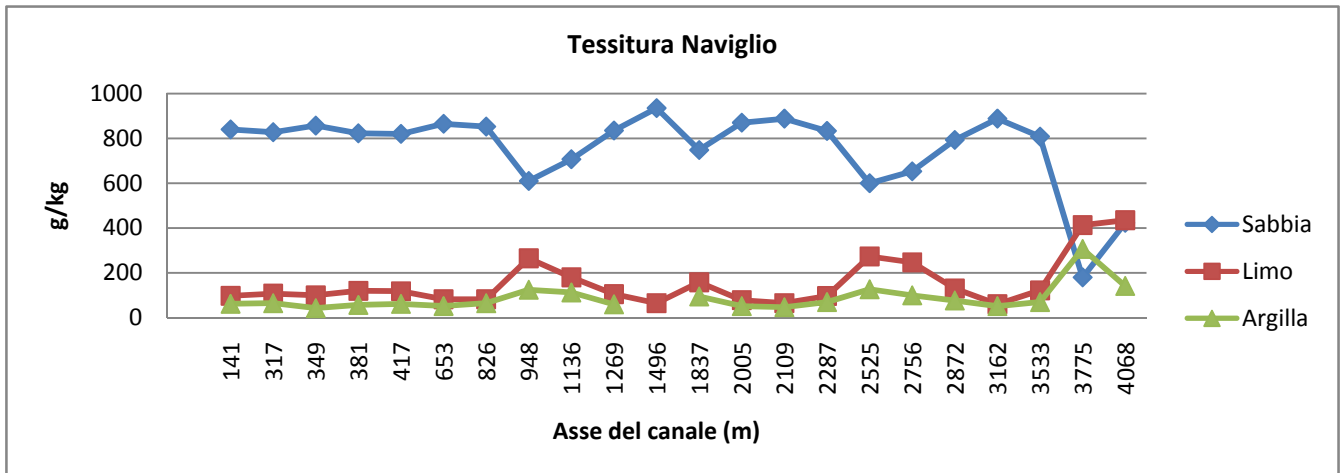


Figura 81 -Andamento degli elementi tessiturali lungo l'asse del canale Naviglio

Come si è visto, molti elementi del canale Naviglio risultano superare i limiti tabellari ed hanno comportamenti dissimili rispetto a quanto evidenziato dall'analisi relativa al canale Bardaleno. Dall'analisi variografica risulta chiaro che le singole variabili hanno una struttura spaziale molto meno definita e una minore distanza limite di correlazione (300 m nel Naviglio, contro 800 m nel Bardaleno). I variogrammi incrociati sono più irregolari (scostamento dal modello scelto) e con soglie molto prossime allo zero, ad indicare una correlazione più debole tra le strutture comuni (fig.83). Come visto, il Piombo ha un comportamento fortemente alterato, soprattutto nella fase iniziale del canale.

Per quanto riguarda Zinco, Cromo e Nickel, l'analisi variografica a piccola scala è ben strutturata, mentre a grande scala compare un andamento lineare crescente, che costituisce in genere oltre il 50% della totale variabilità. L'incremento lineare indica che la variabile studiata non è strettamente stazionaria rispetto alla scala di studio. Le cause possono essere molteplici, tra cui la presenza di un'immissione che genera un accumulo della sostanza.

I variogrammi incrociati conservano le strutture comuni ai diretti ed, in particolare, la componente di incremento lineare che arriva ad essere la struttura dominante, comune a Nickel e Cromo. Il variogramma incrociato SO-Cr è prevalentemente caratterizzato da una variabilità spaziale di tipo gaussiano, mentre per quelli SO-Ni e SO-Zn l'incremento lineare è presente. I tre metalli, per contro, non hanno strutture comuni con l'argilla, ad indicare la diversa origine della loro variabilità. Ciò potrebbe essere indice di un inquinamento comune di tipo industriale, in quanto solo in parte la sostanza organica ne viene coinvolta.

Si osserva poi che le strutture modellizzate nei variogrammi sono quelle più importanti e visibili (che riguardano cioè la maggior parte della variabilità). Ciò non esclude la presenza di strutture a variabilità più piccola, analoghe per esempio a quelle del Bardaleno, celate dal fenomeno non stazionario.

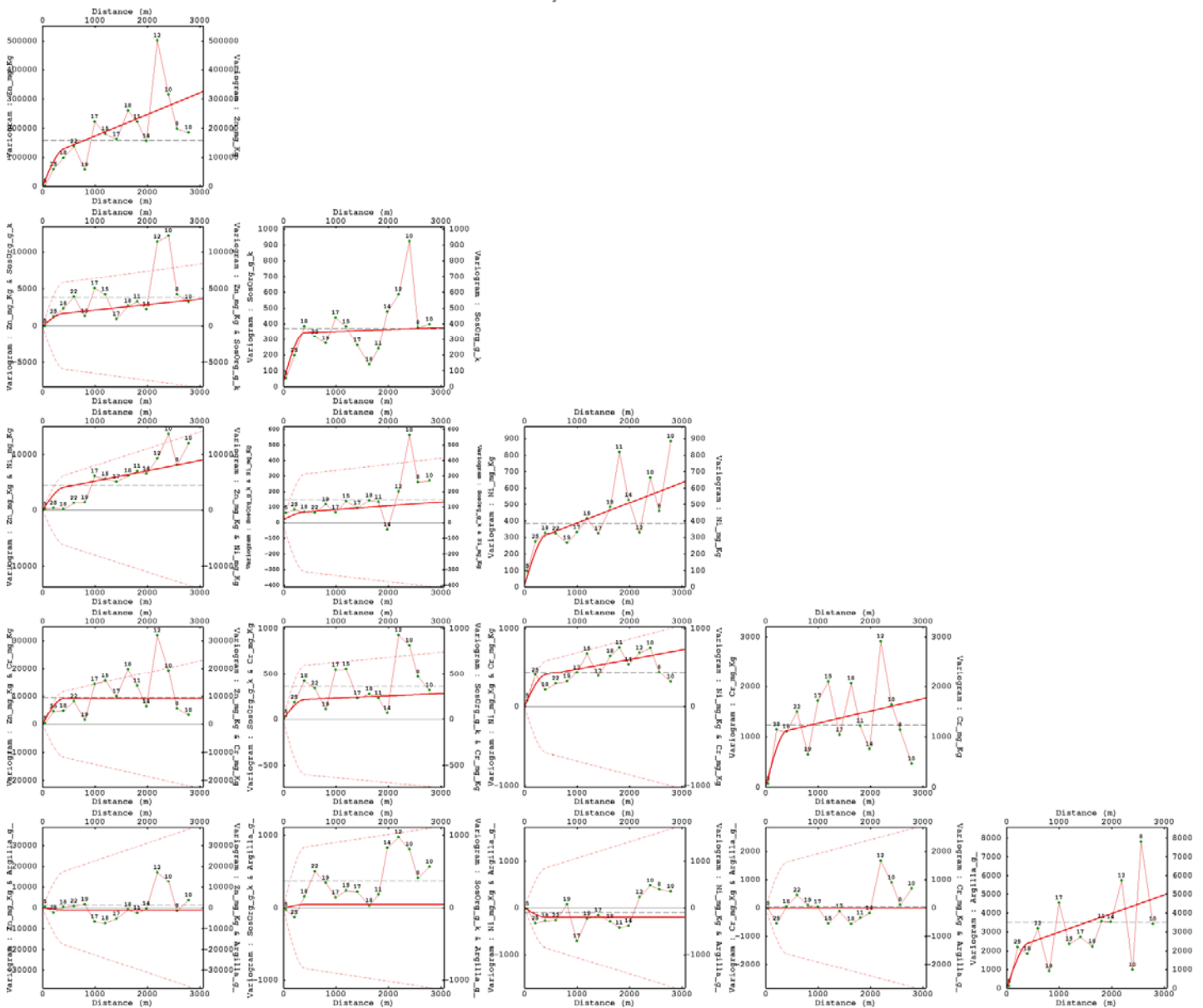


Figura 82 -Analisi variografica multivariata a grande scala ($h < 3000$ m) di sostanza organica, Argilla, Nickel, Cromo e Zinco nel canale Naviglio

4.4.3. Stima dei volumi ed effetto supporto

A seguire si riportano i risultati del processo di stima il Cromo (fig.84), che ha presentato gli aspetti più significativi. I calcoli si sono ripetuti per tre diversi volumi di riferimento. Il canale, infatti, è stato suddiviso rispettivamente in volumi da 100 m, 1000 m e 4000 m di lunghezza lineare e larghezza pari all'intera sezione.

Come visto per lo Zinco, nel caso del canale Bardaleno, anche qui si osserva l'effetto del cambiamento del volume di riferimento per la stima, solo per una delle tre configurazioni, infatti, è necessario provvedere allo smaltimento in discarica dei materiali.

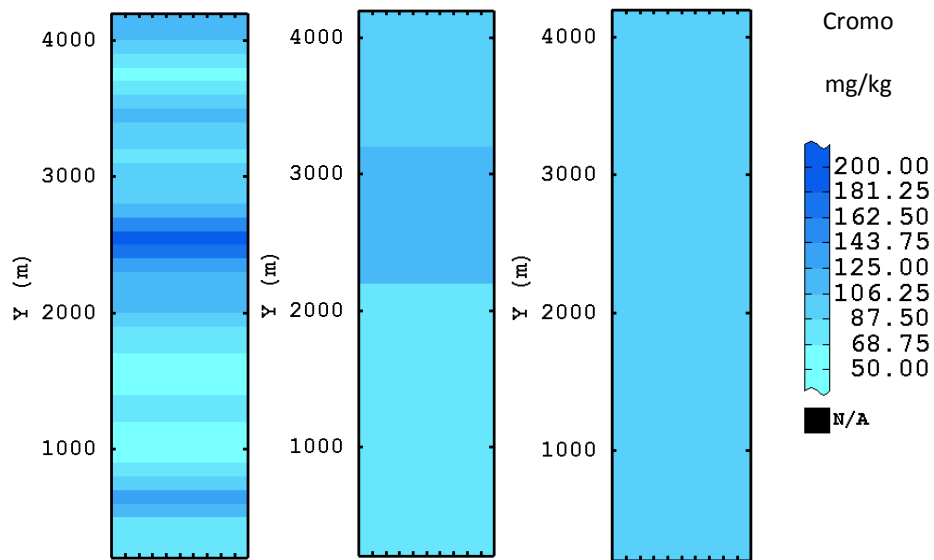


Figura 83 -Stima della concentrazione di Cromo per diversi volumi di riferimento:100 m, 1000 m e 4000 m di lunghezza lineare

In figura 85 si riportano i valori stimati, accoppiati alla loro incertezza di stima, per ogni volume e per ogni configurazione. Il primo gruppo, frecce gialle, è relativo alla configurazione con supporto di selezione pari a 100 m. Tre di questi blocchi hanno valore stimato superiore al limite di legge, per due di questi la deviazione standard introduce un intervallo il cui minimo è inferiore alla soglia di legge. Questo equivale ad introdurre un'incertezza sulla decisione finale. La configurazione con supporto di selezione pari a 1000 m è rappresentata dal secondo gruppo di frecce di colore blu. In questo caso tutti i valori stimati sono inferiori alla soglia, anche considerando l'incertezza introdotta dalla deviazione standard. L'ultima freccia a destra di figura 85 è relativa alla stima di un unico blocco pari alla lunghezza del canale, la deviazione standard associata è approssimabile a zero.

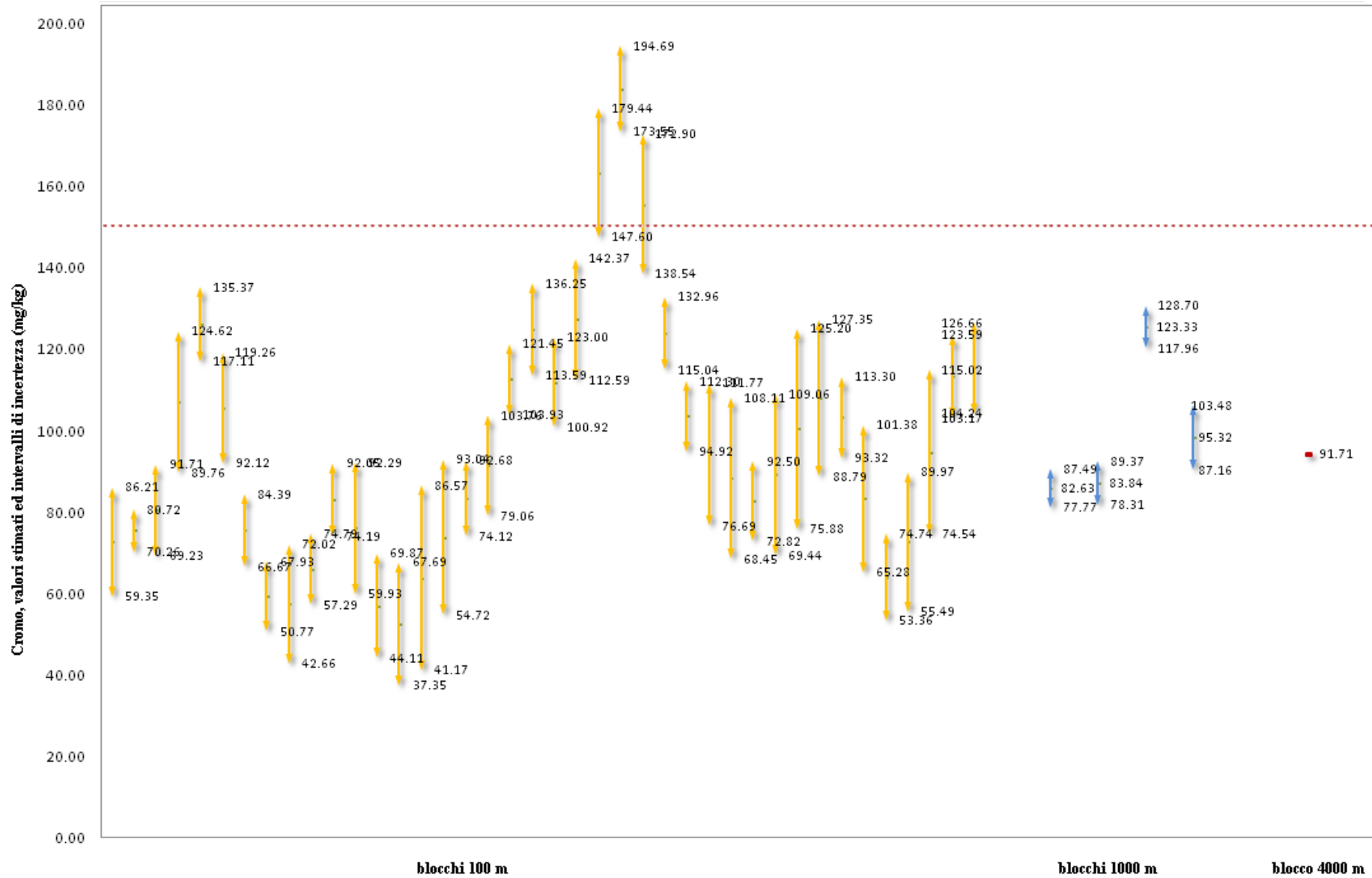


Figura 84 -Deviazione standard associata a ciascun valore stimato in blocchi di volume differente:100 m, 1000 m, 4000 m di lunghezza lineare,Cromo

4.5. Il confronto dei due casi di studio con altre variabili territoriali

4.5.1. Raffronto tra i due casi di studio

Il canale Bardalenzo si presenta in un contesto prevalentemente agricolo, con bassa pressione antropica. Ha origine in prossimità di un centro urbano di piccole dimensioni per poi snodarsi nella campagna nord ovest della Provincia. Le concentrazioni delle sostanze indagate sono al di sotto dei limiti di legge, -fatta eccezione per lo Zinco in un solo campione- e non presentano comportamenti anomali.

L'analisi incrociata delle variabili mostra correlazioni forti che riflettono strutture geochemiche del suolo coerenti tra loro, quale il triangolo tessiturale. Le lievi alterazioni riscontrate sono riconducibili a ben definite cause, tra cui il centro urbano, l'attività agricola adiacente e la composizione del terreno circostante il canale. In tal senso l'analisi del contesto è risultata fondamentale per poter definire i parametri di riferimento. Un chiaro esempio è il confronto tra il comportamento dello Zinco nel primo tratto e nel resto del canale: le due variabili sono confrontabili, tuttavia si osservano dinamiche geochemiche differenti, che rispecchiano la differente origine dell'elemento.

Il canale Naviglio si presenta in un contesto urbano industrializzato con elevata pressione, antropica. Il tratto considerato ha origine alla fine di un tratto tombato del medesimo canale, all'interno del centro urbano della città di Parma. Le concentrazioni dei dati sono al di sopra dei limiti di legge, -in alcuni casi anche di un ordine di grandezza- e presentano comportamenti anomali. L'analisi incrociata delle variabili mostra, talvolta, l'assenza di correlazioni forti tra le variabili – caso del Piombo - riflettendo l'alterazione delle strutture geochemiche del suolo, quale il triangolo tessiturale. L'analisi del contesto è risultata importante per ricondurre tali anomalie a tratti ben definiti e alle possibili cause. Un chiaro esempio è il comportamento comune di Zinco, Nickel e Cromo: le tre variabili sono correlate alla sostanza organica e solo debolmente all'argilla, tutte e tre presentano un comportamento spaziale non stazionario rispetto alla scala studiata e la loro presenza è riconducibile ad attività antropiche presenti nelle adiacenze.

Il confronto tra i due casi di studio offre spunti interessanti:

- ✓ le dinamiche geochemiche del fango sono ben strutturate per il Bardalenzo e quasi assenti per il Naviglio;
- ✓ il comportamento statistico cambia delle variabili, le distribuzioni sono più regolari per il Bardalenzo;
- ✓ la variabilità spaziale delle singole variabili sono differenti, prevale il comportamento stazionario per il Bardalenzo e non stazionario per il Naviglio;
- ✓ le strutture comuni alle variabili indicano cause ben differenti dalla composizione del fango: naturale/debolmente antropizzato per il Bardalenzo, urbanizzato/industriale per il Naviglio;

In particolare, l'analisi multivariata delle 20 variabili misurate in 39 punti mostra che le dinamiche interessate vanno oltre al singolo valore della singola sostanza, che non risulta esserne rappresentativa.

4.5.2. I fanghi e i dati del suolo

A seguire si riportano le principali caratteristiche statistiche dei metalli pesanti nei suoli circostanti ai canali studiati (fig.86-87). Si osserva che i valori massimi superano in alcuni punti i limiti di legge. Tali punti sono uniformemente distribuiti sul territorio. Il Nickel, in particolare ha valori massimi molto maggiore del limite di legge, tali valori elevato sono concentrati prevalentemente nella zona montana della Provincia, a sud.

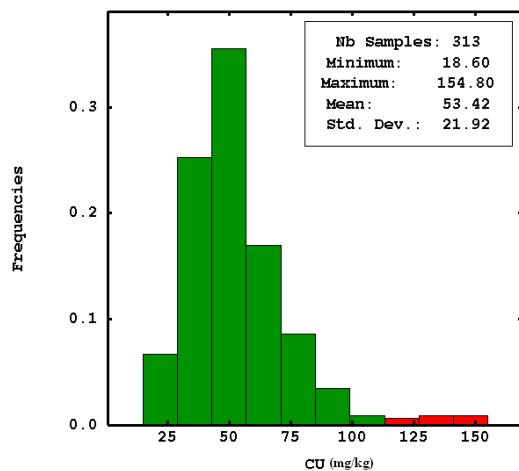


Figura 85.a - Caratteristiche statistiche del Rame nei suoli per la popolazione a passo omogeneo sul territorio provinciale (valori rossi oltre la soglia di legge)

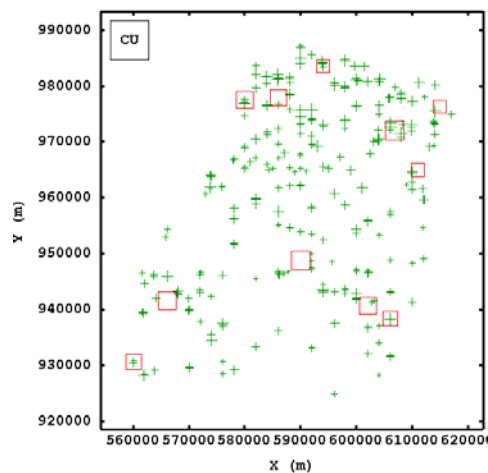


Figura 86.b - Mappatura del Rame per la popolazione a passo omogeneo sul territorio provinciale (valori rossi oltre la soglia di legge)

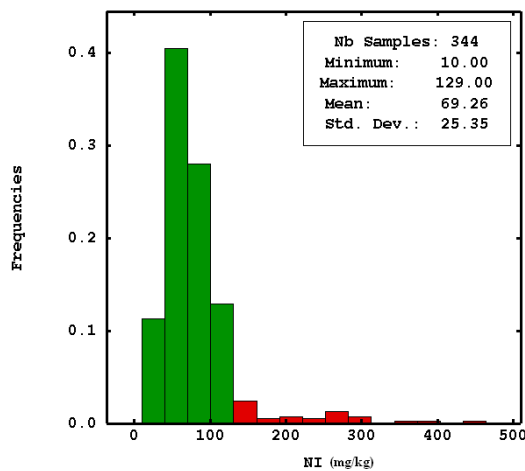


Figura 87.a - Caratteristiche statistiche del Nickel nei suoli per la popolazione a passo omogeneo sul territorio provinciale (valori rossi oltre la soglia di legge)

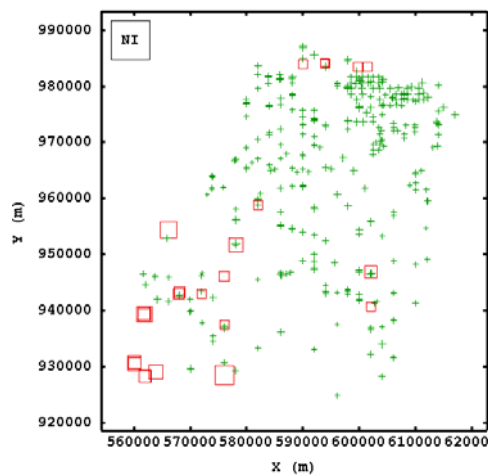


Figura 88.b - Mappatura del Nickel per la popolazione a passo omogeneo sul territorio provinciale (valori rossi oltre la soglia di legge)

Il passo successivo dello studio ha riguardato l'analisi delle strutture spaziali delle variabili con particolare attenzione ai metalli pesanti (Zinco, Nickel, Cromo e Piombo). I variogrammi diretti ed incrociati mostrano una variabilità molto strutturata e sono isotropici (fig.88). I variogrammi sono stati quindi utilizzati per stimare la composizione della matrice suolo nei punti in cui sono disponibili le campionature dei fanghi (fig.89). Le coordinate dei punti stimati sono poi state trasformate in coordinata meandrica lungo l'asse di ciascun canale.

In questo caso i due gruppi di dati sono stati raffrontati utilizzando le covarianze incrociate che, oltre a definire una correlazione tra i dati, sono in grado di caratterizzarla spazialmente.

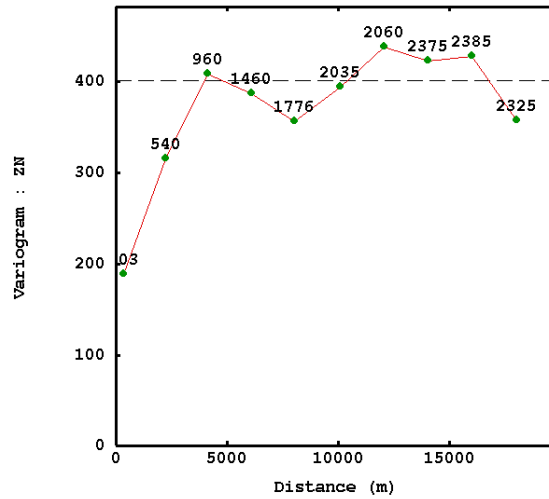
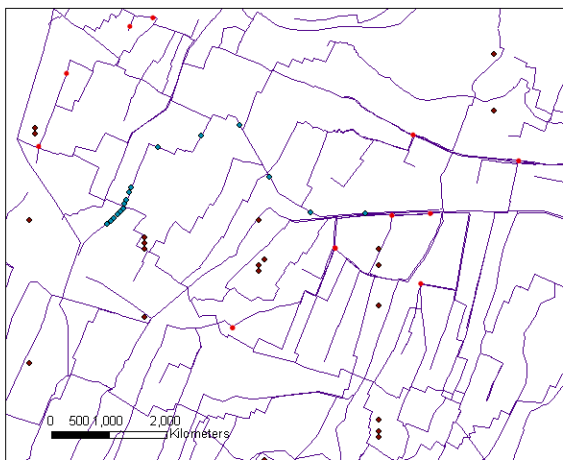


Figura 89 -Variogramma sperimentale dello Zinco per la popolazione a passo omogeneo sul territorio provinciale

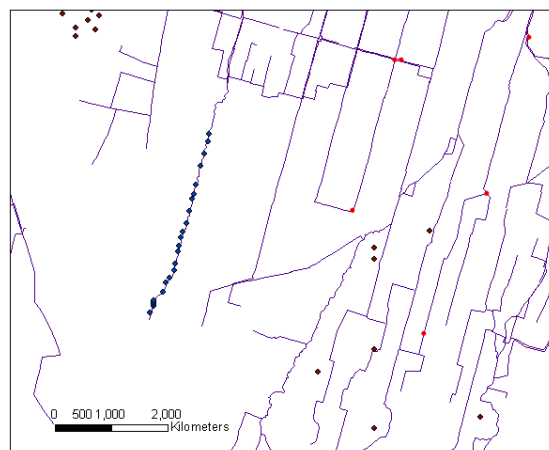
Canale Bardalenzo e punti campionati circostanti



Legenda

- canali
- Analisi sedimenti 04-06
- Campionamento Bardalenzo
- Campionamento suoli

Canale Naviglio e punti campionati circostanti



Legenda

- canali
- Analisi sedimenti 04-06
- Campionamento Naviglio
- Campionamento suoli

Figura 90 -Dettaglio cartografico dei dati relativi ai suoli ed ai fanghi utilizzati per la stima ed il raffronto incrociato

In fig.90 si osserva che il Piombo nei fanghi è correlato con il Piombo nei suoli. La dissimetria all'origine però indica uno sfasamento, infatti essa raggiunge il massimo valore per una distanza di circa 100 m tra la concentrazione del suolo a monte e del fango a valle. La correlazione tra lo Zinco nei suoli e nei fanghi nel canale Bardalenzo è ancor più significativa (fig.91). infatti la correlazione è positiva verso valle e negativa verso monte ad indicare che i fanghi a sono correlati positivamente con le concentrazioni del metallo nel suolo a

monte del punto. Inoltre la distanza di massima correlazione pare essere oltre la scala considerata, dato l'andamento crescente della curva.

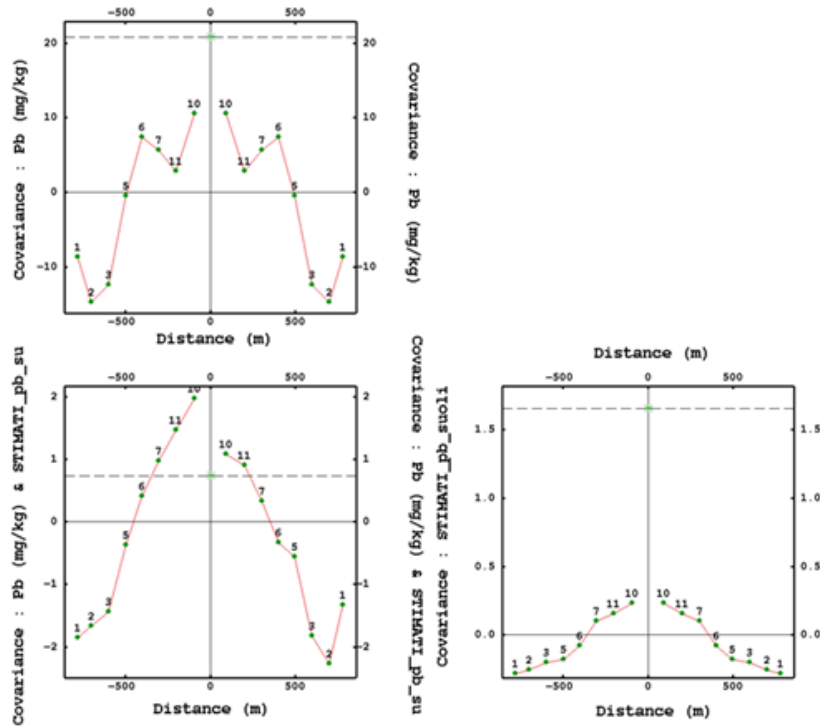


Figura 91 -Covarianza incrociata tra concentrazione di Piombo nei fanghi e nei suoli (valori stimati), canale Bardalenzo

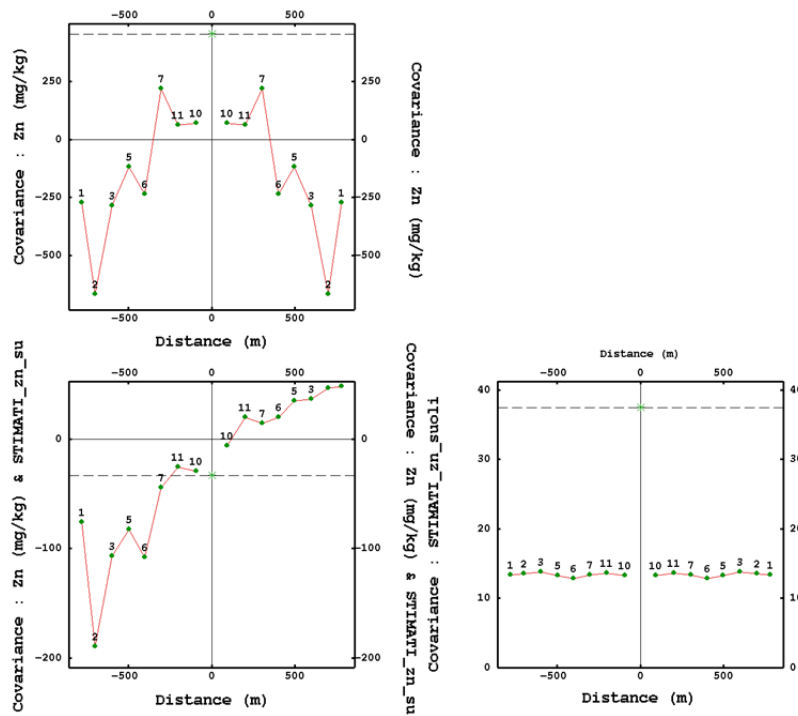


Figura 92 -Covarianza incrociata tra concentrazione di Zinco nei fanghi e nei suoli (valori stimati), canale Bardalenzo

Per quanto riguarda il canale Naviglio Navigabile, in figura 92 si riporta la covarianza incrociata tra il Piombo nei suoli e nel fango. La correlazione è positiva e costante in un verso e nulla nell'altro, ossia il Piombo nel suolo ha una correlazione positiva e costante con il Piombo nei fanghi a valle del punto ma non ha correlazione con il Piombo nei fanghi a monte del punto.

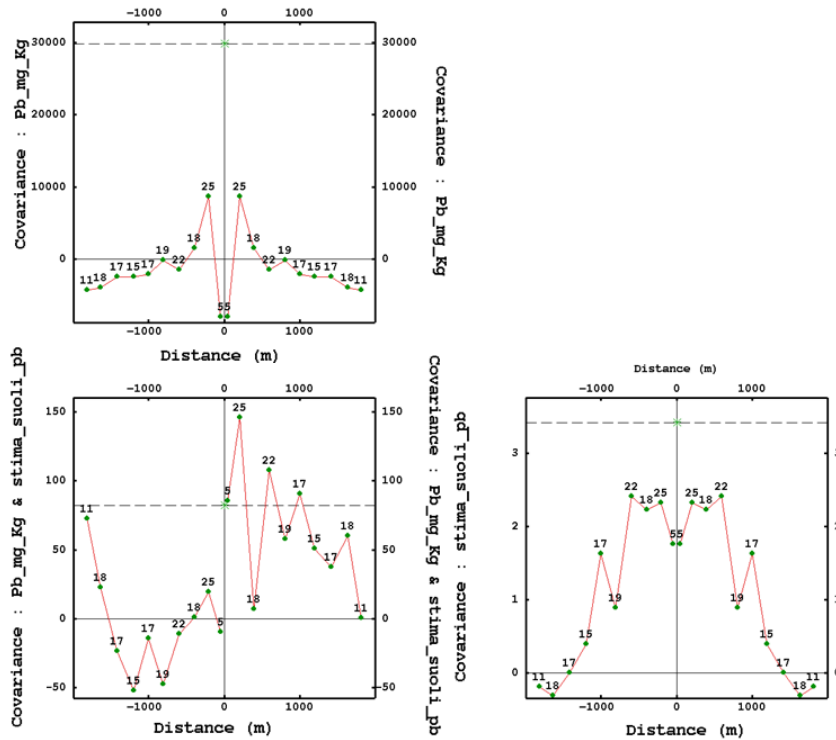


Figura 93 -Covarianza incrociata:concentrazione di Piombo nei fanghi e nei suoli (valori stimati), canale Naviglio

4.5.3. I fanghi e le variabili categoriali del territorio

L'andamento di alcune variabili, come detto, può esser influenzato dalle attività circostanti il canale. Per indagare e quantificare questa influenza si sono scelte delle variabili regionalizzate categoriali, per ciascuna delle seguenti categorie:

- ✓ Presenza di una strada;
- ✓ Presenza di attività industriale;
- ✓ Presenza di zona urbanizzata;
- ✓ Presenza di immissione nel canale.

In corrispondenza di ogni punto campionato, per ciascuno dei casi di studio, si è attribuito valore 1 all'indicatrice in presenza del fattore considerato e valore zero in assenza del fattore. Per ogni indicatrice così costruita si sono calcolate le covarianze incrociate con i metalli pesanti: Rame, Zinco, Nickel e Piombo. Nei grafici riportati la variabile indicatrice è la prima, seguita dalla concentrazione del metallo, quindi fornisce un'informazione sulla:

- Correlazione tra la presenza di un'industria e il Rame presente nel fango a valle monte di essa per una distanza h , per h positivi;
- Correlazione tra la presenza di un'industria e il Rame presente nel fango a monte di essa per una distanza h , per h negativi.

In figura 93 sono riportate le covarianze incrociate per il canale Bardalanzo. E' importante notare che per il Bardalanzo industrie e centri abitati sono presenti solo all'origine del canale. La coincidenza delle due variabili potrebbe influenzarne vicendevolmente l'interpretazione dei risultati.

L'indicatrice relativa alle zone industriali presenta un leggera dissimmetria con Rame e Zinco. La curva ha segno opposto rispetto ad h , ciò suggerisce che la presenza di una industria si contrapponga alla presenza dei due metalli pesanti. Ciò può essere spiegato attribuendo l'origine agricola a Rame e Zinco. Il Piombo ha comportamento contrario, la sua presenza infatti sembra essere legata ad una delle due indicatrici. La curva relativa al Nickel è mediamente nulla ad indicare un'assenza di correlazione con le due indicatrici.

L'indicatrice "immissione", invece, fornisce risultati più significativi. La covarianza incrociata con il Piombo presenta un effetto pepita di segno opposto e concorde con il segno del passo h . Ciò suggerisce che la presenza del Rame nei fanghi sia legata alla presenza di immissioni nel canale. Per contro, le curve relative a Nickel e Piombo hanno un comportamento lineare decrescente. Ciò può indicare la presenza di un effetto di ritardo tra le due variabili, quale la diluizione di una sostanza disciolta: l'immissione potrebbe diluire la concentrazione della sostanza, diminuendone la concentrazione lungo l'asse del canale. Lo stesso discorso, al contrario, vale per lo Zinco, per il quale la curva di covarianza incrociata con la presenza di uno scarico ha andamento lineare crescente. Ciò potrebbe essere spiegabile attraverso la presenza di immissioni ricche di Zinco.

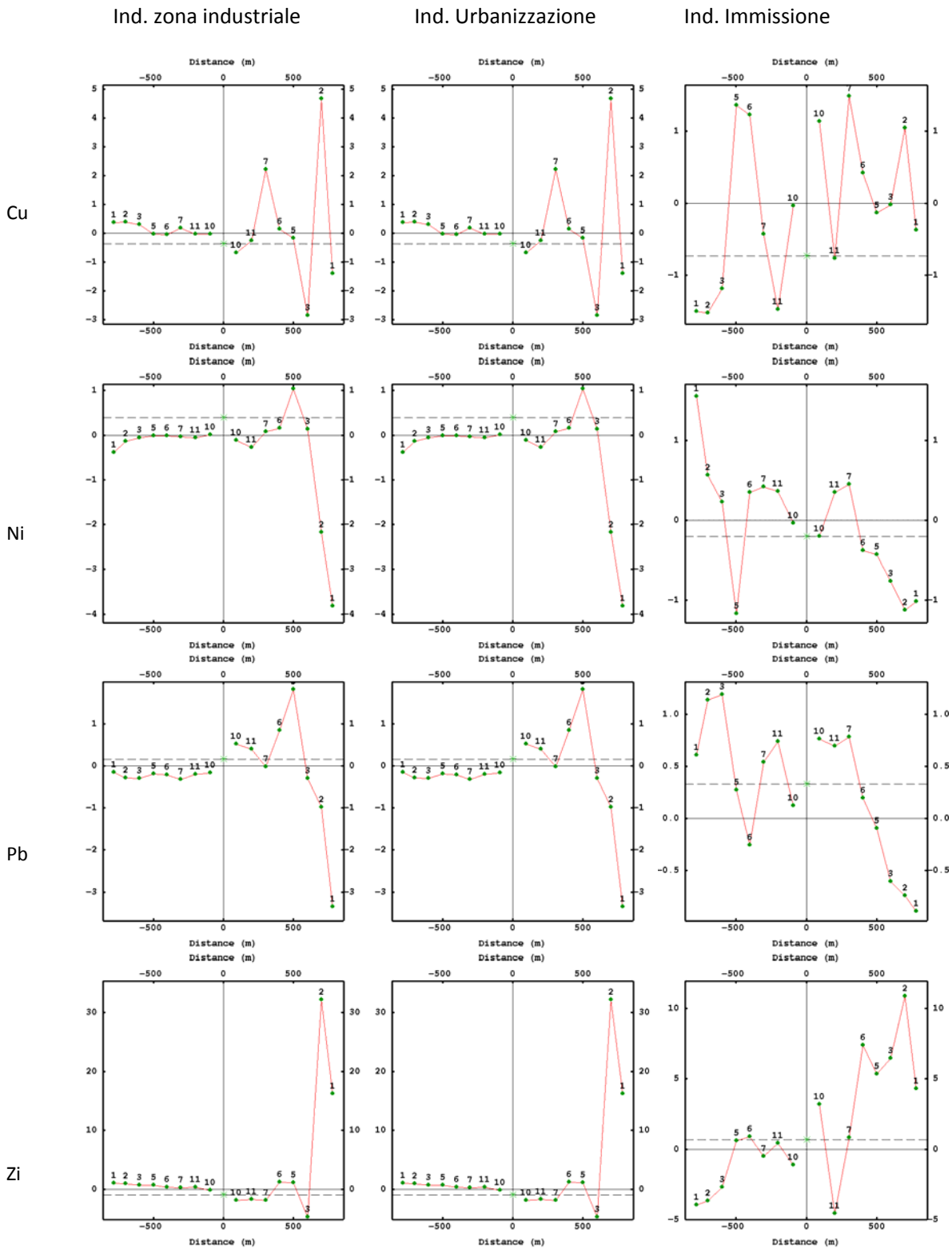


Figura 94 -Covarianza incrociata tra concentrazione dei metalli pesanti nei fanghi e le variabili categoriali, canale Bardaleno

In figura 94 sono riportate le covarianze incrociate per il canale Naviglio. Per quanto riguarda l'indicatrice relativa alla presenza di un'attività industriale: la correlazione con il Rame e con il Nickel risulta approssimabile a zero; la correlazione con il Piombo è mediamente positiva ma non presenta dissimetrie particolari.

La curva di covarianza incrociata tra indicatrice "industria" e la concentrazione dello Zinco nel fango presenta invece un andamento interessante: negativo con effetto pepita per h negativi, l'andamento diventa lineare crescente per h positivi. Ciò suggerisce che la concentrazione dello Zinco nei fanghi sia indipendente dalla presenza di un'industria se non a valle di essa, dove potrebbe essere presente un effetto di sedimentazione che culmina a circa un chilometro dall'industria.

Per quanto riguarda l'indicatrice di presenza di strade non si segnalano andamenti di particolare interesse, da cui si può dedurre che le acque di pioggia e di lavaggio stradale non sono scaricate nel Naviglio. L'indicatrice di presenza urbana presenta un leggero ritardo rispetto alla concentrazione del Nickel.

L'indicatrice di presenza di immissioni, invece, presenta spunti piuttosto interessanti. Le curve con Nickel e Zinco presentano un netto ritardo, dove l'andamento è lineare negativo a monte e raggiunge un minimo - negativo - a circa 400 m, per poi crescere nuovamente. Ciò può essere spiegato, ancora, con un effetto di diluizione. L'immissione, in questo caso, è lo scarico del depuratore. Il Rame non presenta elementi significativi di correlazione con la variabile "immissione". Il Nickel ha un leggero andamento lineare crescente positivo, di cui il massimo non è individuabile alla scala studiata.

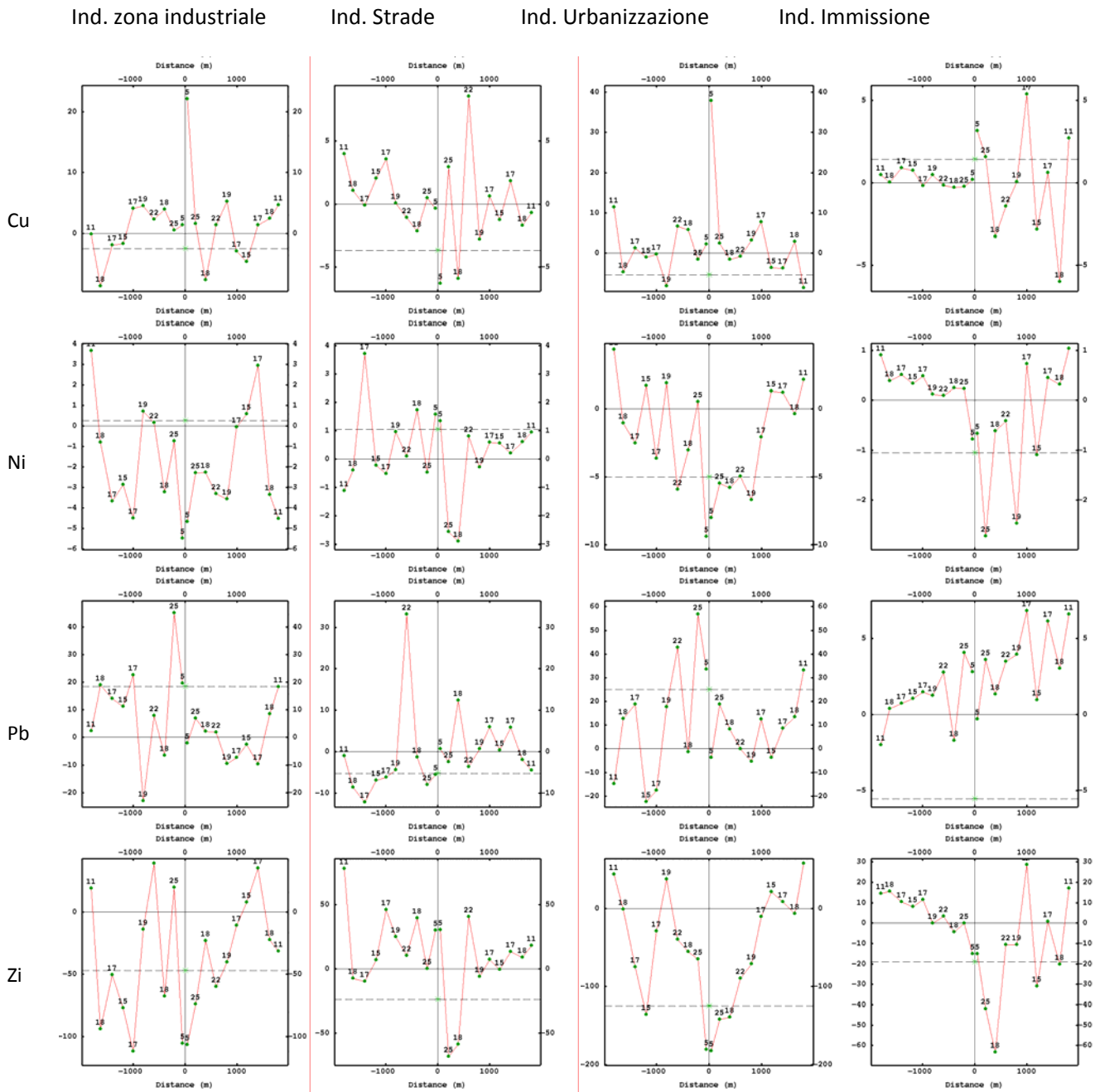


Figura 95 -Covarianza incrociata tra concentrazione dei metalli pesanti nei fanghi e le variabili categoriali, canale Naviglio

4.6. Conclusioni e proposta metodologica

Nel presente lavoro si sono studiati due canali in dettaglio utilizzando un budget ad hoc per lo studio. Ciò ha consentito di valutare quantitativamente e qualitativamente numerosi aspetti relativi ai fanghi. Uno tra questi è appunto l'incertezza che diminuisce con l'aumentare dei dati a disposizione.

Ciò che è apparso evidente è che l'alterazione delle concentrazioni di sostanze potenzialmente dannose per la salute dell'uomo è strettamente legata ad altri fattori o variabili ausiliarie. Ciò avviene in due diverse forme:

- ✓ Variabili ausiliarie legate alla presenza antropica quali: l'uso del suolo, il censimento e monitoraggio degli scarichi e delle pratiche di spandimento dei fanghi. Nello studio si è dimostrato come queste variabili siano numericamente correlate a fenomeni di inquinamento. Da cui il monitoraggio di tali variabili consentirebbe di gestire a monte il problema, definendo qualitativamente e quantitativamente le zone potenzialmente inquinate e le sostanze inquinanti da ricercare.
- ✓ Variabili ausiliarie di caratterizzazione del suolo quali: tessitura, presenza di sostanza organica, correlazioni tra elementi con comportamento analogo. Nello studio si è osservato come un suolo "naturale" abbia equilibri geochimici ben precisi. L'alterazione di questi equilibri può essere indice di un inquinamento. Un esempio è l'elevata presenza di sostanza organica, che può essere dovuta a scarichi di liquami suini, contenenti Rame e Zinco. In oltre si sono osservati comportamenti simili tra elementi in funzione della loro provenienza. Il Nickel, ad esempio è accompagnato da Cromo in presenza di sedimenti ofiolitici, mentre si presenta con il Cadmio in presenza di inquinamento di tipo industriale. Queste valutazioni consentono di eseguire analisi dettagliate con un minimo sforzo economico poichè consentono di diminuire il numero di variabili da analizzare, e di propendere per le "indicatrici" meno costose, quali la tessitura.

Da un punto di vista attuativo, poi, si evidenzia la possibilità di migliorare la definizione delle procedure tecniche che non tengono conto dell'effetto supporto e di superare alcune imprecisioni concettuali nel riferimento ai valori limite. Infatti il dato analitico campionario non viene in alcun modo riferito al volume di fango, oggetto dell'intervento, per es. garantendo ovunque la stessa densità di campionatura al variare della lunghezza dei canali. L'attribuzione del valore di un campione ad un preciso volume, per esempio un tratto di canale, richiede una stima accompagnata, conseguentemente, da una incertezza.

Da ciò, un primo passo è la scelta del volume che si intende stimare con i dati puntuali a disposizione. Nello studio si è osservato come la scelta del volume di riferimento influenzi il risultato finale, in termini di quantità di fango oltre il limite di concentrazione.

Il problema affrontato è quindi di carattere generale ed applicabile ai casi di inquinamento di suoli e corsi d'acqua, in particolare, rispetto alla normativa vigente specifica lo studio ha consentito di individuare alcune azioni da eseguirsi in fase di indagine preliminare al fine di meglio caratterizzare il mezzo inquinato:

- ✓ Monitoraggio delle attività circostanti i canali;
- ✓ Definizione di variabili categoriali di presenza antropica (strade, allevamenti, aziende metallurgiche);
- ✓ Definizione dei potenziali inquinanti associati a ciascuna delle variabili categoriali;
- ✓ Individuazione di un parametro indicatore per ciascuna delle variabili categoriali;

- ✓ Definizione delle attività ad elevata pressione antropica, valutazione dell'area in funzione del rischio connesso all'attività;
- ✓ Monitoraggio periodico del parametro indicatore per ogni rispettiva area individuata;
- ✓ Monitoraggio degli scarichi.

I risultati delle indagini preliminari, così impostate, consentono un continuo monitoraggio dei fanghi, senza l'impiego di grandi risorse economiche. Tale monitoraggio prevede una procedura di indagine dettagliata nel caso si presenti un valore anomalo rispetto agli standard definiti. La procedura successiva prevede un'indagine di campo secondo le seguenti regole generali:

- ✓ In presenza di un valore anomalo definire il volume oggetto del raffittimento delle indagini, in base al parametro indicatore responsabile del superamento (es. intorno di 300 per un punto potenzialmente inquinato da scarichi industriali)
- ✓ In presenza di un valore anomalo eseguire raffittimento della campionatura (numero di campioni proporzionale allo scarto del valore sperimentale rispetto al valore limite);
- ✓ Definizione del volume la cui concentrazione supera il limite stabilito (associato ad una incertezza);
- ✓ Esecuzione dell'intervento.

5. Conclusioni

Il tema del monitoraggio e della tutela ambientale ha subito una forte crescita di popolarità negli scorsi venti anni. Come tutte le discipline “giovani” ed in rapida crescita si deve, talvolta, fare i conti con disomogeneità di approfondimento delle tematiche e carenze metodologiche. Nell’introduzione di è osservato come spesso metodi di modellizzazione dei dati, provenienti da altre discipline vengano utilizzati senza un’adeguata analisi del problema che si vuole risolvere. Concetti quali la probabilità di superamento di una soglia, il supporto volumetrico di un dato, l’effetto informazione sono spesso trascurati od omessi, con il rischio che i risultati ottenuti con potenti mezzi di calcolo siano non consistenti.

Lo scopo del presente lavoro è stato quello di applicare diverse tecniche geostatistiche e non, a problemi ambientali di carattere ingegneristico. L’analisi preliminare del problema è risultata fondamentale per la scelta dell’approccio da utilizzare, in particolare per i diversi casi si ricorda che:

Il caso del Radon ha preso spunto dalla necessità di definire una carta per la valutazione preliminare delle aree a rischio Radon. Il problema è apparso subito complesso perchè legato alla presenza dell’edificio e perchè le fonti naturali di Radon non sono sempre di facile individuazione. Spesso accade che problemi complessi vengano affrontati con tecniche complesse, in questo caso per esempio con il ricorso ad indicatori o a simulazioni. Nello studio abbiamo visto come la mancanza di struttura spaziale della variabile suggerisca il ricorso ad una tecnica il più possibile robusta. L’informazione così ottenuta può ritenersi indicativa, si ma affidabile per una ulteriore indagine di dettaglio. In questo caso si è quindi ritenuto opportuno stimare mediante co-krigaggio che, pur non avendo restituito i punti di picco sperimentali isolati, ha fornito una stima di buona qualità sulle aree che potrebbero essere soggette a rischio.

Nel caso della stima di dati di pioggia si sono confrontati due metodi differenti: le tecniche geostatistiche non lineari e tecniche già consolidate nel settore. In particolare si è visto che le prestazioni dell’approccio di Support Vector Machine è risultata migliore in sede di classificazione di giorni pioggia/non pioggia, ma non nella precisione di stima del valore di altezza di pioggia. Questo può suggerire la possibilità di studiare un modello integrato che benefici dei meriti di entrambi i metodi. In generale, quindi, si osserva come tecniche già consolidate possano e debbano essere messe in discussione al fine di risolvere una classe di problemi nuova.

Il caso dei fanghi infine ha presentato un problema semplice dal punto di vista concettuale ma che ha dovuto scontrarsi con l’applicabilità normativa. In questo senso si osserva come i modelli e le elaborazioni dei dati debbano anche essere recepiti a livello pratico e tecnico, al fine di colmare il grande gap esistente tra i modelli avanzati e le attuali pratiche in vigore. In tal senso le conclusioni ottenute sono state uno spunto per una proposta di regolamentazione a livello Provinciale.

Più in generale quindi si è inteso rispondere alle domande poste nell’introduzione, qualificando e quantificando:

- ✓ L’importanza dell’analisi del problema;
- ✓ L’importanza della scelta del quadro metodologico;
- ✓ La valutazione della robustezza di un modello;
- ✓ La coerenza del modello con i vincoli normativi e operativi.

In una lettura frettolosa può apparire scontata l'importanza dell'analisi del problema e del quadro metodologico, ma non sempre è immediato quantificarne la sensitività dato un problema specifico. A dimostrazione di ciò, si osserva l'assenza di una esperienza consolidata di nel confronto tra metodi di calcolo diversi.

La comparazione tra tecniche differenti è fondamentale per testare la robustezza di ciascun metodo e per elaborare modelli nuovi e sinergici di carattere interdisciplinare. Per fare ciò, nuovamente, è necessaria un'analisi del problema accurata e la conoscenza dei diversi strumenti modellistici forniti dalle diverse discipline.

Un altro elemento non trascurabile è il carattere regionalizzato delle variabili, da cui l'approccio geostatistico è necessario, almeno in fase di analisi dei dati. Si è osservato, poi, che le tecniche complesse forniscono risultati più accurati a prezzo di ipotesi restrittive e di una maggiore sensibilità. Tale accuratezza potrebbe non essere giustificata ai fini del raggiungimento dell'obbiettivo.

Infine, i problemi di analisi ambientale devono avere a che fare con vincoli normativi ed operativi esterni al quadro tecnico economico che possono essere inconsistenti con il problema, viziando così la ricerca della soluzione. In queste circostanze è necessario adottare buon senso nella valutazione del danno/beneficio e utilizzare gli strumenti tecnico scientifici per proposte di modifiche alla normativa.

Bibliografia

- ARPA Emilia-Romagna, 2006, "Suolo" da I' "Annuario regionale dei dati ambientali 2006".
- Beaubien S.E., Ciotoli G., Lomardi S., 2003, "Carbon dioxide and radon gas hazard in the Alban Hills area", *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 123, 63-80
- Bishop C., 2007, "Pattern Recognition and Machine Learning", Springer
- Bonomo, 2005, "Bonifica di siti contaminati", McGraw-Hill, Milano
- Bruno R., Sgallari S., 2007, "Analisi geostatistica della distribuzione spaziale delle concentrazioni di Radon sul territorio dell'Emilia Romagna", cap.6 de "il Radon ambientale", Regione Emilia-Romagna.
- Bruno R., De Fouquet Ch., 2005, "The expansion of environmental Geostatistics", *Lecture Notes in Statistics*, Volume 183, Springer New York.
- Chilès J.P., Delfiner P., 1999 "Geostatistics: Modeling Spatial Uncertainty", Wiley, New York.
- Dall'Olio N., Crapella B (a cura di), 2001, "La gestione degli spandimenti sul suolo di reflui zootecnici e fanghi di depurazione in Provincia di Parma", Assessorato Agricoltura ed Alimentazione, Provincia di Parma.
- de Lucia M., Le Loch G., de Fouquet Ch., 2008, "Transmissivity in porous media" Tesi di dottorato, XIX Ciclo, Università degli studi di Bologna.
- Deák G.O., Bartlett M.S., Jebara T., 2007, " New trends in Cognitive Science: Integrative approaches to learning and development", *Neurocomputing*, Volume 70, 2139-2147
- Deutsch, C.V., Journel, A.G, 1997. "GSLIB: Geostatistical Software Library and User's Guide" (Applied Geostatistics Series), Second Edition, Oxford University Press.
- Frachini R., Alifracò G., Bodria A., 2002, "Rapporto sulla qualità dei fanghi e delle acque del canale Naviglio Navigabile, Localizzazione degli scarichi puntuali", ARPA Emilia Romagna.
- Goovaerts, P. 1997, "Geostatistics for Natural Resources Evaluation", Oxford Univ. Press, New York.
- Goovaerts P., 2000, "Geostatistical approaches for incorporating elevation into the spatial interpolation of rainfall", *Journal of Hydrology* 228, 113–129.
- Haberlandt U., 2007, " Geostatistical interpolation of hourly precipitation from rain gauges and radar for a large-scale extreme rainfall event", *Journal of Hydrology* 332, 144– 157.
- Jost, G., Heuvelink G.B.M., Papritz A., 2005, "Analysing the space–time distribution of soil water storage of a forest ecosystem using spatio-temporal kriging", *Geoderma* 128, 258– 273.
- Keim R.F., Skaugset A.E., Weiler M., 2005, "Temporal persistence of spatial patterns in through fall", 314, 263– 274.

- Kyriakidis P.C., Miller N.L., Kim J., 2004, "A spatial time series framework for simulating daily precipitation at regional scales", *Journal of Hydrology* 297, 236–255.
- Landot T., Sgallari S., Lima C., Lall U., (in review), "In-filling missing historical daily rainfall data study", South Florida water management district, U.S.A.
- Mariotti, Merlo, 2003, "La gestione dei siti inquinati", Pitagora editrice, Bologna
- Matheron, 1971, "The theory of regionalized variable and its applications", Ecole des Mines de Paris
- Matheron G., 1982, "La déstructuration des hautes teneurs et le krigeage des indicatrices", Technical report N761. Paris: ENSMP.
- Nesta F., 2002, "Natura giuridica delle Comunità Montane e dei Consorzi di Bonifica alla luce del Testo Unico degli Enti Locali", Tesina di approfondimento, Master enti locali, Ceida.
- Rivoirard J., 1994, "Introduction to Disjunctive Kriging and Non-linear Geostatistics", Clarendon Oxford.
- Sgallari S., 2004, "Caratterizzazione dei fanghi di espurgo di un canale di bonifica mediante metodi geostatistici, con riferimento alla delibera Regionale n°1204 del 17/6/2001", tesi di Laurea, Università degli Studi di Bologna.
- Sgallari S., Bruno R., 2007, "Non linear Geostatistical approach to rainfall data modelling", *Geoitalia 2007*, Rimini, Italy.
- Sgallari S., de Fouquet Ch., Bruno R., 2006, "Radon indoor, in rocks and in ground water: data integration for mapping in Emilia-Romagna", IAMG -Mathematical Geology-. Liegi, Belgio.
- Sgallari S., Bruno R., Franchini R., Nassisi A., 2006, "Environmental risk, support and information effect: the case of polluted sludge of drainage channels in the north of Italy", IAMG-Mathematical Geology-. Liegi, Belgio.
- Steve W. Lyon S.W., Lembo A.J., Walter M.T., Steenhuis T.S., 2006, "Defining probability of saturation with indicator kriging on hard and soft data", *Advances in Water Resources* 29, 181–193.
- Taupin J.D., 1997, "Caractérisation de la variabilité spatiale des pluies aux échelles inférieures au kilomètre en région semi-aride (région de Niamey, Niger)", *C. R. Acad. Sci. Paris. Sciences de la terre et des* 325, 251-256.
- Wackernagel, H., 2003, "Multivariate Geostatistics", Springer, Berlin.
- Xavier E., Torres J.F.S., 2005, "Models for support and information effect: a comparative study", *Mathematical geology*. 37. 49-67
- Yamamoto J.K., 2005, "Correcting the smoothing effect of ordinary Kriging estimates", *Mathematical Geology*, 37, 69-94
- Zhu H.C., 1997, "Geological controls to Radon distribution in the Ardenne Massif, application of statistical and geostatistical methods", Phd thesis, Faculté Polytechnique de Mons
- Zhu H.C., Charlet J.M., Poffijn A., 2001, "Radon risk mapping in southern Belgium: an application of geostatistical and GIS techniques", *The science of the total environment* 272, 203-210.

Siti internet e riferimenti normativi principali:

<http://www.urber.it/>

A.A.V.V., "Canali in piena nella bassa", pag.19 de "Gazzetta di Parma" del 8/11/2005, Parma.

BU n.102 BU Emilia-Romagna 25 Luglio 2001, n.102

B.U.R.L. 11 agosto 1998, n. 32, 1° suppl. ord.

CAA Comunicazione dell'Assessorato all'Agricoltura, all'Ambiente e Sviluppo Sostenibile, Provincia di Parma, AMB/DAM/04/99268 del 12/2004.

Cfr. Corte Cost. - Sentenza n. 66/ 92

G.U. 02.02.1972 N.30 Suppl. Ord.

G.U. 29 agosto 1977, n. 234, suppl. Ord.

G.U. 248 21/10/1999, DM 13/9/99.

G.U. 15/12/1999, n. 293, suppl. Ord.

G.U. 88 del 14/4/2006 - suppl. ord. n. 96

SO. GU.33 Suppl. Ord. n. 33 G.U.R.I. 15 Febbraio 1997, n. 38

<http://www.ambientediritto.it/>

<http://www.bonifica.pr.it/>

www.weathercenter.com