

Proposta metodologica per l'ottimizzazione delle reti di monitoraggio ambientale.

R.Bruno, A.Pistocchi – DICMA – Università di Bologna

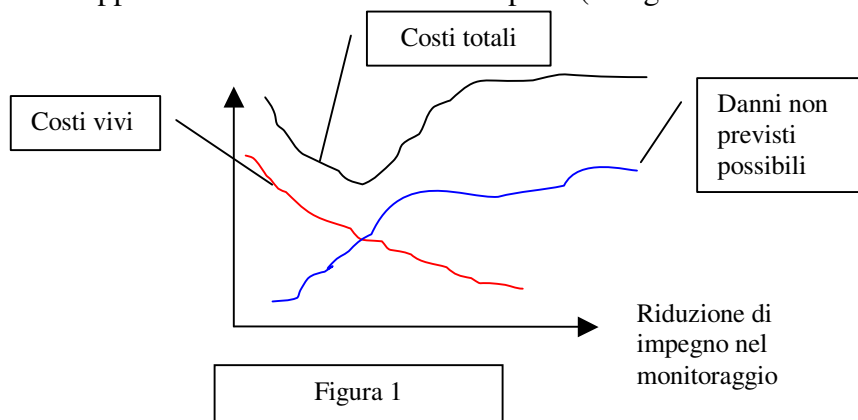
In generale, la valutazione di una rete di monitoraggio ambientale deve stabilire se essa soddisfa lo scopo per cui è stata progettata, e se la sua struttura è efficiente.

E' chiaro che una valutazione di efficienza implica una stima dei benefici, conseguibili con il monitoraggio, rispetto ai costi che presentano l'impianto e la gestione della rete. I benefici di una rete di monitoraggio sono legati alla capacità della rete di fornire informazioni utili a prendere decisioni. Per valutare i benefici, è innanzitutto necessario conoscere per quali decisioni vengono utilizzati i dati. I costi sono sempre piuttosto semplici da valutare. Essi sono una funzione crescente della densità della rete, che può essere costruita per punti in modo ovvio. I benefici sono invece di più difficile valutazione, per motivi riconducibili ai seguenti:

- i benefici ambientali non sono semplici da quantificare, per via dell'enorme incertezza da cui sono affette le previsioni sulle georisorse e sul loro utilizzo;
- i benefici non dipendono solo dalla densità della rete, ma anche dalla sua struttura e distribuzione spaziale, che può essere caratterizzata mediante alcuni indici, ma non può essere rappresentata con funzioni continue semplici.

Il concetto di ottimizzazione corrisponde alla ricerca di un assetto della rete di monitoraggio di *minimo costo* (dove il *costo* è una grandezza non intuitiva, e rappresenta *la somma dei costi di impianto e di esercizio della rete, e dei costi da associare ad eventi che la rete non ha consentito di prevedere*).

La figura 1 rappresenta una possibile schematizzazione del problema, valida quando tutte le grandezze in gioco sono rappresentabili con funzioni semplici (e segnatamente monodimensionali). Si tratta di

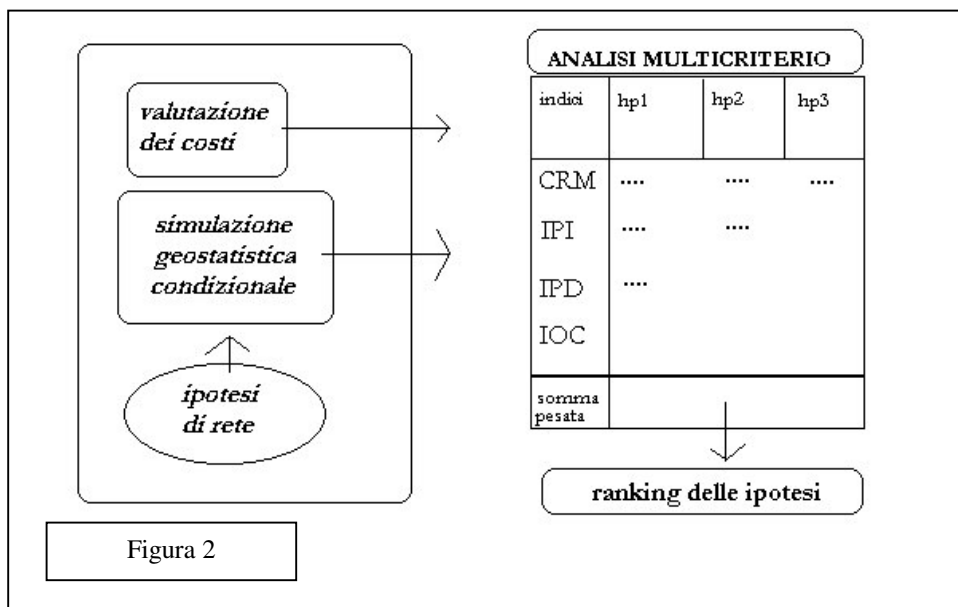


trovare una funzione rappresentativa dei benefici (ovvero dei costi evitati) conseguenti a vari livelli di impegno di risorse nel monitoraggio.

Il problema può essere risolto secondo vari approcci. L'approccio classico, dell'analisi costi-benefici (Pearce e Turner, 1989), prevederebbe di stimare la funzione dei danni corrispondenti a mancate previsioni dovute alla bassa *performance* della rete. Se ci riferiamo in specifico alla rete di monitoraggio degli acquiferi della Regione Emilia Romagna, gestita da ARPAER, questa produce informazioni sulla piezometria e sulla qualità (espressa con un certo numero di parametri idrochimici). Si può supporre che i dati del monitoraggio vengano utilizzati per decidere le politiche di controllo dell'inquinamento del sottosuolo (priorità di intervento per contaminazioni di origine industriale, pratiche agricole...) e per la gestione delle risorse idriche (tasso di emungimento da un acquifero compatibile con la sua ricarica naturale, ovvero tale da non provocare sistematici abbassamenti del livello piezometrico). Quindi, se si possono quantificare i costi del depauperamento degli acquiferi o

della perdita di risorsa a causa del suo inquinamento, è possibile individuare la densità della rete di monitoraggio che costituisce l'*optimum* cercato.

Una analisi costi-benefici come quella descritta può servire come concetto generale di ispirazione per uno studio di ottimizzazione come quello qui considerato. Tuttavia essa è – nella generalità dei casi – impossibile da attuare perché molti dei benefici connessi con la conservazione delle risorse sono di difficilissima monetizzazione. Ad esempio, una analisi costi-benefici sulla capacità di conservare le risorse idriche sotterranee dovrebbe esprimere un valore monetario delle stesse. Questo valore potrebbe derivare dalla stima della tariffa a cui l'acqua potrebbe essere venduta. Ma se in un futuro la risorsa idrica mostrasse una scarsità assoluta, dipendente da fattori esterni ai processi controllati dal monitoraggio – come ad esempio una modificazione climatica – le tariffe sarebbero molto differenti.



Inoltre, il dibattito sullo sviluppo sostenibile suggerisce che esistano altri valori per cui conservare la risorsa, al di là di quello monetario. Un valore è quello di conservare un ciclo naturale nella sua integrità, per motivi etici, culturali o simili. Questi motivi di valorizzazione delle georisorse sono stati studiati ai fini della loro monetizzazione, e vari metodi sono stati proposti allo scopo (come il concetto di valore economico totale o le tecniche basate sul prezzo edonico). Tuttavia la valutazione con queste tecniche risente di molte incertezze e dipende da scelte spesso arbitrarie. Ma, più a monte di queste difficoltà, occorre ricordare che le decisioni che possono essere prese in base alle indicazioni del monitoraggio non derivano dai dati in maniera diretta. Trattandosi di decisioni di piano, esse derivano da una interpretazione razionale, ma soggettiva, dei dati in questione, insieme a una molteplicità di altri aspetti. Infine, non è possibile identificare con precisione una relazione fra una decisione di piano e un danno evitato. Non è possibile superare l'inconveniente nemmeno invocando criteri statistici (p.es. controllando la correlazione esistente fra l'assunzione di certe decisioni e la protezione delle georisorse) perché in ciascun caso si incontrano difficoltà di ordine semantico, oltre che operativo: il problema è, secondo la teoria delle decisioni, *mal posto*, e quindi non può essere risolto con tecniche formalizzate, qual è l'analisi costi-benefici.

Una diversa filosofia, oggi del resto comunemente sposata nell'ambito della ricerca e della pratica del *decision making*, è quella dell'analisi multicriterio (si veda ad es. Malczewski, 1999). Il problema di ottimizzazione della rete di monitoraggio può essere facilmente impostato in questo spirito. Un inconveniente del dover adottare questo approccio, naturalmente, è che la valutazione rifletta in maniera 'non oggettiva' la struttura delle preferenze dei *decision makers*. Questo approccio, come noto, può essere schematizzato nelle seguenti fasi operative:

- identificazione delle alternative di scelta
- identificazione dei criteri di giudizio
- valutazione dell'importanza relativa dei criteri
- assegnazione di un giudizio secondo ciascun criterio ad ogni alternativa
- combinazione dei giudizi e assegnazione del giudizio complessivo, formulazione di un ordine di preferibilità delle alternative

Esistono in letteratura numerose tecniche per attuare le fasi sopra elencate, e qui non si entrerà nel dettaglio. Occorre solo ricordare che esiste la possibilità di impostare l'analisi sotto forma di un problema di ricerca operativa (ad es. Simonovic, 1996).

Nell'analisi multicriteriale, le alternative sono in numero finito e devono essere specificate a priori. Questo significa che occorrerà valutare alcuni possibili assetti della rete, ai quali corrisponderà un costo di impianto e di esercizio, sulla base di ragionamenti qualitativi. Si potranno prendere in considerazione molteplici ipotesi di riduzione e di riassetto della rete, e si procederà alla valutazione di ciascuna di esse. Alla fine della valutazione si potranno disporre le varie ipotesi secondo un ordine di preferenza. Si potrà prevedere comunque l' "ipotesi zero", che consiste nel lasciare la rete immutata.

Ai fini della valutazione della rete di monitoraggio degli acquiferi dell'Emilia Romagna, si propongono qui i seguenti criteri:

1. costo di impianto (attualizzato) e di esercizio della rete
2. omogeneità della copertura
3. capacità di prevedere l'inquinamento
4. capacità di prevedere il depauperamento dell'acquifero

I criteri sopra riportati possono essere rappresentati mediante indicatori che devono essere valutati per ogni ipotesi, in modo da assegnare a ciascuna il relativo punteggio.

Il costo della rete di monitoraggio (CRM) è facilmente determinabile. L'omogeneità della copertura può essere valutata a partire dalla conoscenza dei dati puntuali, ed effettuando un'operazione di *kriging*. Questa operazione consente di ricavare per ogni punto non solo un valore interpolato da quelli osservati, ma anche la varianza di stima. Ove la varianza è piccola, la capacità di valutare il valore non osservato a partire dagli osservati è buona, e viceversa si ha una cattiva capacità di valutazione dove la varianza è alta. L'indice di omogeneità della copertura è espresso dalla relazione:

$$IOC=(V_{max}-V_{min})/V_{max}$$

essendo V_{max} e V_{min} il valore massimo e minimo della varianza sull'area in esame.

La capacità di prevedere gli effetti dell'inquinamento può essere valutata in base alla distribuzione di probabilità dei valori delle variabili interpolate su tutta l'area di interesse a partire dai dati resi disponibili dalla rete di monitoraggio, per ogni alternativa. Dato che la varianza di stima dipende in ogni punto solo dalla posizione e dal variogramma utilizzato per il krigaggio (e quindi noto a partire dall'analisi strutturale sui dati condotta preliminarmente allo stesso), si possono riprodurre le distribuzioni delle varianze di stima corrispondenti a varie configurazioni della rete di monitoraggio, senza dover conoscere i dati in nuovi punti rispetto a quelli disponibili, e senza dover effettuare ogni volta il krigaggio.

La conoscenza del valore stimato e della varianza di stima consente in prima approssimazione di stimare la distribuzione di probabilità dei valori in ogni punto, nell'ipotesi gaussiana.

Una volta fissata, per ogni parametro idrochimico, una soglia di concentrazione limite opportuna, la distribuzione di probabilità dei valori dello stesso in ogni punto consente di produrre una mappa della probabilità che in ogni punto si commetta un *errore del primo tipo* nel dare il giudizio (Maione e Moisello, 1995):

$$\text{Map1} = \text{Prob}\{C > C_{\text{max}} \mid C_{\text{obs}} < C_{\text{max}}\}, \text{ se } C_{\text{obs}} < C_{\text{max}}$$

$$\text{Map1} = 0 \text{ altrimenti}$$

dove C è la concentrazione da stimare nel punto, C_{obs} è la concentrazione stimata per krigaggio nel punto e C_{max} è la soglia massima ammissibile.

La probabilità dell'errore di primo tipo è la probabilità che il punto considerato sia classificato come 'non inquinato' pur essendo inquinato. Analogamente, si può calcolare una mappa della probabilità di commettere un *errore del secondo tipo*:

$$\text{Map2} = \text{Prob}\{C < C_{\text{max}} \mid C_{\text{obs}} > C_{\text{max}}\}, \text{ se } C_{\text{obs}} > C_{\text{max}}$$

$$\text{Map2} = 0 \text{ altrimenti}$$

Questa probabilità si riferisce alla classificazione di un punto come inquinato pur non essendo esso inquinato. Si può assegnare un peso $W1$ all'errore del primo tipo e un peso $W2$ all'errore del secondo tipo. Questi pesi esprimono il rapporto fra i 'costi' (da valutare in senso lato) connessi (1) con la decisione di continuare ad usare la risorsa inquinata, e (2) con la decisione di vietare l'uso della risorsa non inquinata. I pesi dovranno, nella generalità dei casi, essere assegnati in base a giudizi razionali, ma soggettivi, non essendoci procedure semplici per la stima effettiva di questi costi. I pesi potranno essere costanti per tutta l'area di studio, oppure variabili (ad esempio si potrà associare all'errore di secondo tipo un peso maggiore nelle aree a maggiore scarsità assoluta di risorsa, ecc.). Infine, si può calcolare come segue l'indice di performance della rete rispetto alla capacità di prevedere l'inquinamento:

$$\text{IPI} = \sum \text{Map1}(i) * W1(i) + \sum \text{Map2}(i) W2(i)$$

dove la sommatoria è estesa a tutti i pixel (nel caso di mappe raster) o punti (nel caso di mappe vettoriali) della mappa. Analogamente si può procedere per valutare la performance della rete di monitoraggio rispetto alla capacità di prevedere il depauperamento dell'acquifero (IPD). In questo caso, anziché le concentrazioni di inquinanti si potranno prendere i tassi di abbassamento medio della falda osservati negli anni, e si potrà fissare anche in questo caso una soglia. La procedura è del tutto analoga. L'indice risultante sarà:

$$\text{IPD} = \sum \text{Map3}(i) * W3(i) + \sum \text{Map4}(i) W4(i),$$

dove:

$$\text{Map3} = \text{Prob}\{T > T_{\text{max}} \mid T_{\text{obs}} < T_{\text{max}}\}, \text{ se } T_{\text{obs}} < T_{\text{max}}$$

$$\text{Map3} = 0 \text{ altrimenti}$$

$$\text{Map4} = \text{Prob}\{T < T_{\text{max}} \mid T_{\text{obs}} > T_{\text{max}}\}, \text{ se } T_{\text{obs}} > T_{\text{max}}$$

$$\text{Map4} = 0 \text{ altrimenti}$$

e T_{obs} , T e T_{max} sono rispettivamente i tassi di abbassamento della superficie piezometrica stimato a partire dalle osservazioni, da stimare e massimo ammissibile. I tassi di abbassamento dovrebbero essere stimati come pendenze medie delle linee di trend.

Una volta che per ogni ipotesi di assetto della rete sono stati valutati i quattro indicatori sopra descritti, è possibile procedere alla valutazione. Questa viene fatta con le tecniche standard di analisi multicriterio, che oggi sono disonibili in numerose varianti. Si ritiene che sia opportuno considerare metodi non compensatori di analisi, visto che i quattro criteri possono non essere fra loro del tutto indipendenti.

Infine è da osservare che, qualora si voglia valutare l'ipotesi di inserire nuovi punti di misura, occorre prima estrarre dalla simulazione geostatistica condizionata ai valori osservati la distribuzione dei valori da ipotizzare in quei punti. Successivamente si procede considerando questi valori simulati come delle 'vere' osservazioni e si applicano i metodi descritti. La figura 2 illustra il diagramma di flusso della procedura proposta.

Da ultimo, occorre osservare che, qualora la distribuzione dei dati consenta di affermarlo, si può ipotizzare una distribuzione normale o lognormale dei dati. In questo caso, la simulazione condizionale geostatistica può essere sostituita da una semplice stima per krigaggio o co-krigaggio, e si possono considerare note le distribuzioni di probabilità, date le medie e le varianze delle stime.

Bibliografia

- Pearce, D. W., Turner, R.K., Economics of natural resources and the environment, Hemel Hempstead, Harvester and Wheatsheaf, London, 1989
- Simonovic, S.P., Bender, J.M., Collaborative planning support system: an approach for determining evaluation criteria, Journal of Hydrology, 177(3-4), 1996
- Malczewski, J., GIS and Multicriteria decision analysis, Wiley, New York, 1999
- Maione, U., Moisello, U., Elementi di statistica per l'idrologia, La Goliardica Pavese, Pavia, 1995
- Bruno, R., Considerazioni sui criteri di definizione di un piano di campionatura ottimale sull'esempio del giacimento di Campiano – Nota GEOSTAT-IGAGM, Roma, 1979
- Bruno, R., Raspa, G., Il ruolo della campionatura di dettaglio nella definizione e selezione delle riserve recuperabili – L'industria mineraria, n.5- Roma, 1983
- Bruno, R., Guarascio, M., Lipari, D., A classification procedure for exploitable reserves – NATO/ASI Conference on Statistical Treatment for Estimation of Mineral and Energy resources – Il Ciocco, Lucca, 1986