

APAT

Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici

TESI DI STAGE

II Sessione 2003/2004

***“Individuazione dei criteri per la gerarchizzazione dei siti minerari
dismessi tramite analisi di rischio”***

Tutor

Ing. Carlo Dacquino

Stagista

Gisella Darini

Servizio per la Promozione della Formazione Ambientale

Marzo 2004

Indice

1.	INTRODUZIONE.....	7
2.	METODOLOGIE DI CALCOLO ESISTENTI.....	9
3.	IL MODELLO DI CALCOLO UTILIZZATO: A.R.G.I.A.....	20
	3.1 Censimento dei siti minerari abbandonati.....	27
	3.2 Architettura del database.....	29
	3.3 Analisi di rischio relativo di siti minerari abbandonati.....	32
	3.4 Indice relativo di rischio sanitario.....	37
	3.5 Analogia con le leggi dei circuiti elettrici.....	47
	3.6 Risultati dell'applicazione A.R.G.I.A.....	50
4.	CONCLUSIONI.....	56
	Riferimenti bibliografici	
	Allegato A	
	Allegato B	

PREMESSA

La Legge 179/2002, art 22 comma 1, impegna il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio ad effettuare il censimento di tutti i siti minerari abbandonati.

Anche se nella legge non è dichiarata in maniera esplicita alcuna finalità, è evidente che, oltre a soddisfare l'obiettivo primario di acquisire un patrimonio di conoscenza organizzato razionalmente, facilmente disponibile e consultabile, il censimento dei siti minerari si configura come uno strumento di base per la bonifica ed il recupero del patrimonio minerario italiano.

Infatti, ciascun sito minerario è una potenziale fonte di rischio ambientale sotto un duplice aspetto:

1. Il *rischio sanitario ecologico*, dovuto al fatto che ciascun sito minerario è un luogo di accumulo di potenziali inquinanti, spesso abbandonati, in quanto scarti di lavorazione, senza alcuna precauzione, visto che ai tempi dell'attività mineraria non si era ancora sviluppata la consapevolezza che tali residui potessero provocare danni ambientali¹.
Inoltre, gli scavi in sotterraneo, modificando il regime idrogeologico del luogo e facilitando gli scambi tra mineralizzazione e falde sotterranee, provocano un sensibile aumento dell'inquinamento delle stesse falde.
2. Il *rischio statico strutturale*, dovuto sia agli scavi in sotterraneo, che con il tempo e l'abbandono possono causare crolli nel sottosuolo e fenomeni di frana e subsidenza in superficie, sia al franamento degli stessi scarti di lavorazione, a volte accumulati senza le adeguate misure di stabilizzazione, e/o delle strutture di contenimento dei bacini di laveria.

¹ A tale proposito è interessante osservare come nel gergo minerario tali scarti venissero definiti "inerti".

A questi rischi si devono aggiungere, sotto tutt'altro aspetto, le potenzialità turistiche ed infrastrutturali che possono derivare dal recupero di alcuni siti, ubicati in luoghi di particolare pregio sia turistico che geomorfologico.

Il problema è che i siti minerari abbandonati sono tanti, finora ne sono stati censiti 1551, e che, quindi, non è pensabile una politica di bonifica e recupero che non sia orientata da una preventiva individuazione dei siti potenzialmente pericolosi e/o attrattivi.

E' necessario, quindi, definire una gerarchia dei siti, sia rispetto alle due tipologie di rischio indicate, che rispetto alle potenzialità di sviluppo turistico ed infrastrutturale.

L'obiettivo di questo stage è proprio quello di gerarchizzare i siti, utilizzando tutte le informazioni utili che sono contenute nel database sin qui realizzato.

Si è deciso di effettuare tale gerarchizzazione solo in funzione del rischio sanitario ecologico, sia perché le informazioni sinora reperite in modo rappresentativo² ben si adattano a tale operazione, sia perché sul rischio sanitario ecologico è disponibile, in modo organico, tutta una letteratura e modellistica (metodi di analisi del rischio assoluta e relativa) che, allo stato attuale, è invece assente per quanto riguarda il rischio statico strutturale³.

Il modello di analisi di rischio relativa cui si è fatto riferimento è stato l'A.R.G.I.A. proposto dalla regione Emilia-Romagna, opportunamente adattato per tenere conto delle informazioni disponibili nel database.

² Cioè tale da riguardare la stragrande maggioranza dei siti censiti.

³ Con ciò non si vuole affermare che non esistono metodi di calcolo per il rischio statico strutturale, bensì che tale argomento non è ancora stato affrontato in modo organico, ma solo in maniera contingente, al presentarsi di ogni singolo problema. Non esiste, pertanto, uno schema semplificato a cui riferirsi per individuare un indice di rischio relativo.

Il risultato ottenuto, la gerarchizzazione di 417 siti potenzialmente sede delle sostanze inquinanti inorganiche previste dal DM 471/99, a cui è stato aggiunto l'Amianto per le sue caratteristiche di cancerogenicità, potrà essere utilizzato per quantificare e definire una politica di recupero, supportata da sopralluoghi in situ, scansionati in funzione della classifica proposta.

Poiché, il metodo adottato è del tutto informatizzato, l'attuale risultato di prima approssimazione, potrà essere immediatamente aggiornato, in presenza di ulteriori informazioni che deriveranno dall'approfondimento del database dei siti, previsto nelle successive fasi del censimento.

CAPITOLO 1

INTRODUZIONE

Il controllo, la gestione e la bonifica di siti inquinati sono tra i principali problemi che le regioni industrializzate, europee e del resto del mondo, si trovano ad affrontare in questo inizio di millennio. L'individuazione e l'implementazione di strategie di intervento comportano un oneroso sforzo dal punto di vista ingegneristico, finanziario ed amministrativo.

Le Agenzie per la Protezione dell'Ambiente sono nella difficile situazione di dover garantire sia un'adeguata protezione della salute pubblica e dell'ambiente, sia la disponibilità di strumenti tecnici e normativi efficaci affinché le bonifiche possano essere condotte con successo.

Data la complessità del problema, gli organi di normazione e controllo si trovano a dover valutare ed adottare un largo numero di approcci diversi, sia tradizionali che innovativi. Tra questi l'Analisi di Rischio è ormai considerata quale valido strumento di supporto al processo decisionale.

In questo ambito assume particolare rilievo il censimento nazionale dei siti minerari abbandonati, previsto dall'art. 22 della Legge 179 del 31/07/02 recante "Disposizioni in materia ambientale", in previsione di un programma di bonifica volto al recupero ambientale di tutte quelle situazioni che rappresentano un pericolo sia per l'ambiente che per l'uomo.

A causa dell'elevato numero di siti minerari abbandonati presenti sul territorio nazionale, più di 1500, successivamente al censimento occorrerà predisporre uno strumento tecnico che faciliti la gerarchizzazione dei siti in base ad un Indice Relativo di Rischio Ambientale.

L'analisi di rischio sanitario-ambientale è attualmente la tecnica più avanzata per la valutazione del grado di pericolo potenziale relativo ad un

sito inquinato e per la definizione delle priorità di intervento tra siti o, nell'ambito di eventuali disomogeneità, sullo stesso sito. Con questo approccio vengono quantificati i reali pericoli per la salute dell'uomo e dell'ambiente connessi al rilascio di inquinanti e vengono di conseguenza elaborate le opportune strategie di gestione del rischio, evitando di disperdere risorse economiche in situazioni che non comportino effettivi rischi per la salute umana.

Lo scopo del presente lavoro è proprio quello di fornire una metodologia di calcolo che, utilizzando le informazioni a disposizione sulle miniere dismesse, individui un punteggio di rischio relativo in maniera da predisporre una “classifica” che suggerisca l'ordine degli interventi di bonifica, fornendo un sistema di supporto decisionale sul Rischio Ambientale per siti minerari abbandonati.

CAPITOLO 2

METODOLOGIE DI CALCOLO ESISTENTI

Il Decreto Ministeriale 471/99 “Regolamento recante criteri, procedure e modalità per la messa in sicurezza, la bonifica ed il ripristino ambientale dei siti inquinati” ha introdotto , sulla scorta di analoghi interventi a livello europeo ed internazionale, l’Analisi di Rischio come strumento di base per la valutazione dello stato di contaminazione e l’individuazione di una strategia per l’attuazione di un risanamento sostenibile del territorio.

Uno degli obiettivi centrali dei progetti comunitari è quello di mettere in comune e migliorare le conoscenze scientifiche che sono alla base delle diverse strategie per la gestione ed il risanamento sostenibile del territorio e, quindi, dell’Analisi di Rischio. È evidente la necessità di linee guida per la definizione di procedure univoche di valutazione del rischio, allo scopo fornire strumenti utili e confrontabili di supporto alle decisioni.

In particolare l’Analisi di Rischio consente di programmare e progettare gli interventi di bonifica dei siti contaminati in considerazione dei rischi sanitari e ambientali che effettivamente esistono, consentendo al tempo stesso di ottimizzare l’impegno economico.

L’Analisi Relativa di Rischio è una metodologia di valutazione di siti potenzialmente inquinati, finalizzata alla definizione di priorità d’intervento. Essa si distingue dall’analisi assoluta, in quanto, a differenza di quest’ultima, non annovera tra i suoi obiettivi la quantificazione numerica degli indici di rischio, attraverso una modellizzazione matematica dei percorsi dei contaminanti e delle modalità di esposizione dei bersagli stessi.

In materia di siti contaminati il D.M. 471/99 richiede l’utilizzo di valutazioni di rischio sia relativo che assoluto rispettivamente nella pianificazione e nel coordinamento degli interventi di messa in sicurezza e bonifica.

I modelli utilizzati nelle procedure di analisi relativa del rischio forniscono un punteggio che esprime il grado di pericolosità di un sito espresso su una scala che è propria del modello medesimo: tali metodi dunque non portano a valutazioni su una scala di rischio assoluto, ma i punteggi ricavati sono sufficienti a consentire confronti relativi fra più siti.

La struttura generale dei metodi di analisi di rischio sia assoluta, sia relativa si basa su procedure che modellano, a vari livelli di approfondimento e dettaglio, le seguenti componenti: sorgenti, vie di trasporto e recettori.

I modelli esistenti hanno avuto come riferimento il modello statunitense HRS (*Hazard Ranking System – EPA, Environmental Protection Agency*, 1991), che rappresenta un sistema di valutazione relativa usato dall'EPA per stimare rischi per la salute pubblica e per l'ambiente causati da rilasci incontrollati di sostanze pericolose.

L'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente Americana usa l'HRS per assegnare ad ogni sito un punteggio, compreso in un range che va da 0 a 100, basato sulla probabilità che i contaminanti siano stati o saranno rilasciati dalla sorgente, sulle caratteristiche fisiche e tossicologiche dei contaminanti presenti nel sito e sulla popolazione o le aree sensibili realmente o potenzialmente esposte all'inquinante.

Punteggi che raggiungono almeno 28.50 indicano un sito adatto ad essere collocato nell'elenco delle priorità NPL (*National Priorities List*), che designa i siti in cui l'intervento risulta più urgente.

La struttura dell'HRS comprende percorsi, cioè scenari attraverso i quali recettori umani o ambientali possono essere esposti alla contaminazione, e fattori cioè variabili relative ad ogni via di trasporto.

I quattro percorsi di migrazione del modello sono l'aria, le acque sotterranee (da cui dipendono eventi legati alla contaminazione delle acque potabili, della catena alimentare umana e dell'ambiente stesso), le acque

superficiali ed il suolo (che incide sia sulla popolazione residente che su quella situata in prossimità del sito). Le variabili relative alle vie di trasporto ed agli eventi pericolosi sono caratterizzate da fattori raggruppati in tre categorie principali, designate a rispondere a tre fondamentali caratteristiche del sito:

- probabilità del rilascio, che si riferisce alla probabilità che un contaminante sia stato o sarà rilasciato nell'ambiente;
- caratteristiche del rifiuto, ossia le proprietà tossicologiche del contaminante e la predisposizione a migrare dal sito;
- bersagli, cioè il numero di persone o le aree sensibili messe in pericolo dal rilascio.

A tutti questi fattori sono assegnati valori numerici usati per calcolare il punteggio della relativa categoria per ogni via di trasporto. Il punteggio finale del sito è ottenuto dalla combinazione dei quattro punteggi delle vie di trasporto: più precisamente esso si ottiene come radice quadrata della somma dei quadrati dei punteggi delle vie di migrazione, divisa per un fattore pari a 4:

$$P_T = \sqrt{\sum_i (P_i)^2 / 4} \quad \text{con } i = 1, \dots, 4.$$

Il modello HRS presenta una certa complessità e una forte dipendenza dagli input informativi richiesti, la qual cosa ne rende difficoltoso l'utilizzo in paesi con scarsa copertura di dati di tipo territoriale.⁴

A partire da questo modello di calcolo sono state sviluppate a livello internazionale altre procedure di analisi, fra cui le più utilizzate sono:

- RBCA, *Risk Based Corrective Actions*;
- CONCAWE, sviluppato dall'Organizzazione europea per l'Ambiente, la Salute e la Sicurezza delle Compagnie Petrolifere;
- RISC, Modello di calcolo sviluppato dalla British Petroleum;

⁴ Prevede ad esempio analisi territoriali da foto aeree.

- GIUDITTA, Gestione Informatizzata di Tollerabilità Ambientale, Provincia di Milano;
- ROME, *ReasOnable Maximum Exposure*, APAT, Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici.

RBCA

La procedura RBCA rappresenta un criterio decisionale basato sull'analisi assoluta del rischio molto noto a livello internazionale. RBCA è una norma ASTM (*American Society for Testing and Materials*) pubblicata come E1739 nel 1995 per guidare gli interventi di risanamento sui siti contaminati da idrocarburi e successivamente aggiornata ed integrata, cui ci si riferisce comunemente come "Standard Rebecca".

Lo standard permette di integrare la valutazione del rischio sanitario con la definizione di interventi di bonifica e/o di messa in sicurezza di siti contaminati, fornendo un quadro conoscitivo specifico per il sito in esame, suddiviso per livelli successivi di approfondimento, su cui basare la progettazione della bonifica.

La metodologia ASTM E1739-95 prevede lo sviluppo di tutti o parte dei seguenti livelli di analisi:

- livello 1: utilizzato per effettuare un primo "screening" del sito in esame. La connotazione tipicamente preliminare di questo livello di indagine implica l'adozione di ipotesi di esposizione ai contaminanti estremamente conservative e, in generale, non specifiche del sito. Inoltre, nell'analisi di livello 1 i punti di esposizione sono ipotizzati coincidenti con i focolai di contaminazione, quindi senza tenere conto di fenomeni di attenuazione dovuti alla diffusione dei contaminanti nello spazio e nel tempo. I valori RBSL (*Risk Based Screening Levels*) calcolati risultano quindi estremamente cautelativi e non vengono considerati obiettivi di eventuali interventi di

bonifica, per i quali si fa riferimento ai risultati del livello 2 di analisi che prevede la caratterizzazione specifica del sito.

- livello 2: rappresenta una valutazione sito-specifica, i parametri di esposizione ed i punti di possibile contatto utilizzati sono specifici per il sito in esame e conducono quindi alla definizione di concentrazioni ammissibili di contaminanti più realistiche, definite SSTL (*Site Specific Target Levels*), che per quanto ancora cautelative possono essere di supporto nella definizione di eventuali interventi.

- livello 3: se sussistono particolari esigenze legate agli interventi di bonifica di un sito, è possibile elevare ulteriormente il livello di approfondimento dell'analisi di rischio, introducendo valutazioni di tipo probabilistico ed impiegando sofisticati modelli matematici previsionali delle modalità di trasporto dei contaminanti nelle varie matrici ambientali interessate. I valori SSTL risultanti dall'analisi di terzo livello possono essere meno conservativi degli SSTL di secondo livello e possono portare a ridurre gli interventi di bonifica del sito in esame.

I valori RBSL e SSTL di una sostanza sono definiti come le concentrazioni considerate protettive per la salute umana, in base ad un particolare insieme di ipotesi conservative riguardanti l'esposizione potenziale di un individuo a detta sostanza.

Inoltre l'RBCA rappresenta soprattutto un processo decisionale graduale, *risk-based* e non semplicemente un insieme di algoritmi e modelli di calcolo.

CONCAWE

Anche l'Organizzazione Europea per l'Ambiente, la Salute e la Sicurezza delle Compagnie Petrolifere CONCAWE, ha proposto un approccio per la valutazione dei siti contaminati basato sull'analisi di rischio (CONCAWE report no. 2/97).

L'approccio delineato è molto simile al RBCA dell'ASTM; i principali punti di analogia sono i seguenti:

- procedura razionale e coerente alla definizione degli interventi correttivi per la riduzione dei rischi;
- analisi di rischio alla base dei criteri di valutazione;
- approccio graduale a più livelli, che bilancia ipotesi cautelative con le caratteristiche specifiche del sito;
- screening iniziale tramite il confronto con valori RBSL;
- calcolo dei valori SSTL specifici per il sito come obiettivi di bonifica;
- condivisione di numerosi percorsi di esposizione e di algoritmi per la stima dell'esposizione.

I due approcci presentano tuttavia alcune differenze che riflettono in parte alcune esigenze normative esistenti nelle Legislazioni Europee rispetto a quelle degli Stati Uniti.

La differenza più importante tra il metodo ASTM e quello proposto da CONCAWE consiste nel fatto che il calcolo dei valori RBSL e SSTL nel metodo CONCAWE è direttamente riferito alla destinazione d'uso del sito, tenendo conto, in modo cautelativo, di tutti i percorsi di esposizione riconosciuti nello scenario di esposizione pertinente con il modello concettuale del sito.

Tale scelta vuole soddisfare l'esigenza, sottolineata nelle strategie europee, di evidenziare l'uso del suolo nell'identificazione dei rischi e negli obiettivi di risanamento.

Il fatto di considerare contemporaneamente più percorsi di esposizione, non comporta necessariamente una differenza significativa tra l'approccio CONCAWE ed ASTM, dal momento che, ad esempio per un prodotto chimico e/o un uso del suolo o una particolare sostanza, spesso il rischio è dominato da un unico percorso.

L'algoritmo di integrazione per il calcolo dell'esposizione totale, è stato adottato da diverse normative europee (Svezia/Swedish EPA report 4639, Norvegia/SFT report 99:06) per il calcolo di valori guida risk-based e per l'analisi di rischio sito specifica.

RISC

Il modello RISC, sviluppato dalla British Petroleum, deriva dallo standard RBCA, secondo un processo a più livelli, il cui corpo principale è rappresentato dal secondo, in cui sono compresi i codici di *fate & transport* e le tecniche di analisi Monte Carlo.

Come elementi peculiari del modello si devono evidenziare:

- la capacità di determinare obiettivi *risk-based* anche per il parametro Idrocarburi Totali (HC);
- l'inclusione nel sistema della versione completa del modello di diffusione dell'aria *indoor* di Johnson ed Ettinger (che include il flusso di vapore convettivo dovuto alle differenze di pressione) e di un modello di esposizione da doccia per il percorso acque sotterranee;
- gli algoritmi contenuti in RISC possono distinguere la presenza/assenza di prodotti in fase separata nella zona della sorgente di inquinamento;
- il software può valutare sia il rischio specifico di un percorso e relativo ad un composto che il rischio additivo dovuto a percorsi o composti multipli, secondo la filosofia RBCA, e può anche simulare il rischio additivo dovuto a recettori multipli;
- è disponibile l'analisi Monte Carlo per la stima del rischio probabilistico dovuto ad una distribuzione statistica (anziché per un valore fisso) dei parametri di esposizione.

Per quanto riguarda gli algoritmi di trasporto utilizzati, ben 6 diversi a seconda del percorso in esame, essi sono sia di tipo stazionario (volatilizzazione da suolo ad aria *indoor* e volatilizzazione da acque

sotterranee verso aria *indoor*) che transitorio (tutti gli altri); inoltre è anche contemplata la possibilità di accoppiare più algoritmi, specialmente per quanto riguarda il trasporto nella zona satura e nelle acque sotterranee.

GIUDITTA

La Provincia di Milano, in collaborazione con la Società URS Dames & Moore, ha realizzato uno strumento informatico, basato sullo standard ASTM E1739-95, in grado di semplificare l'adozione di procedure di analisi di rischio a siti contaminati: il software operativo GIUDITTA.

Il modello rappresenta la trascrizione fedele e rigorosa del percorso concettuale contenuto nella normativa (D. Lgs. 22/97 e successive modificazioni e D.M. 471/99), permettendo all'operatore, mediante un percorso guidato, di percorrere due livelli consecutivi di analisi e quindi di individuare con sufficiente semplicità ed in modo univoco gli obiettivi di bonifica.

Il primo livello, tabellare, è di confronto con le concentrazioni limite stabilite dalla normativa in funzione dell'uso; il secondo livello è di analisi di rischio vera e propria, esteso per tutte quelle sostanze che risultano presenti in concentrazioni superiori al limite e per le quali si possono valutare concentrazioni residue che risultino avere un rischio accettabile per i recettori umani ed ambientali.

L'analisi di primo livello risulta estremamente semplificata in quanto l'unico dato di input richiesto è relativo alle concentrazioni di contaminante rinvenute, segnalando i casi di superamento rispetto ai valori presenti del D.M. 471/99.

Successivamente alla semplice verifica di tipo tabellare, è prevista l'opzione relativa al secondo livello che sviluppa una procedura di analisi di rischio basata sulle più validate procedure esistenti. Dall'applicazione completa di GIUDITTA è possibile definire valori di accettabilità delle sostanze per le varie matrici ambientali e confrontarli con le concentrazioni

rinvenute in sito; quindi rappresentare in forma tabellare e grafica i valori in eccesso, al fine di rendere più immediata l'analisi dei tipi di rischi connessi alle varie sostanze ed alle vie di esposizione per i diversi recettori.

In assenza di dati specifici del sito la procedura consente comunque di effettuare un'ipotesi di valutazione di rischio utilizzando parametri di default precalcolati che sono notevolmente cautelativi. Pertanto tale situazione, oltre ad offrire garanzie di massima tutela, spinge anche il progettista ad acquisire il maggior numero di dati specifici del sito, accrescendo così notevolmente una reale conoscenza della situazione di contaminazione.

ROME

Il codice ROME deriva da un progetto avviato dall'ANPA (Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente)⁵ nel 1997 per l'elaborazione di una metodologia di Analisi di Rischio e di individuazione di limiti di accettabilità generici della contaminazione nei suoli e nelle acque sotterranee derivati dalla metodologia stessa, guidata dal principio RME (Reasonable Maximum Exposure). Il progetto era motivato dall'esigenza di elaborazione di limiti di accettabilità, prevista dall'articolo 17 del Decreto Ronchi, e contemporaneamente dall'esigenza di proporre un metodo di analisi di rischio sito-specifico.

Il software ROME si ispira piuttosto fedelmente agli standard ASTM RBCA, rappresentandone un'edizione informatizzata e semplificata e recependone sia l'approccio graduale che i diversi algoritmi di calcolo.

In particolare ROME presenta le seguenti caratteristiche:

- esegue il calcolo del rischio in modo diretto (*forward*), cioè consente di stimare e caratterizzare il rischio associato allo stato di contaminazione del sito in termini quantitativi, ed il calcolo degli obiettivi di bonifica in modo inverso (*backward*), progettando le azioni di rimedio necessarie a ridurre il rischio entro limiti accettabili;

⁵ Oggi APAT.

- l'analisi di rischio e gli obiettivi di bonifica sono valutati per le destinazioni d'uso commerciale/industriale e residenziale/ricreativa;
- i diversi percorsi di esposizione sono sommati secondo un algoritmo proposto da CONCAWE ed adottato da diverse normative nazionali europee;
- in presenza di più sostanze si può calcolare sia il rischio cumulativo che gli obiettivi di bonifica;

I percorsi di esposizione previsti da ROME sono: suolo superficiale, suolo profondo, acque superficiali e profonde.

I modelli di esposizione ed i parametri di default utilizzati nel calcolo partecipano ad un esercizio di confronto internazionale con modelli analoghi, nell'ambito delle iniziative dell'Azione Concertata CLARINET.

CAPITOLO 3

IL MODELLO DI CALCOLO UTILIZZATO: A.R.G.I.A. (Analisi del Rischio per la Gerarchizzazione dei siti Inquinati presenti nell'Anagrafe)

Il modello di calcolo A.R.G.I.A. nasce da una collaborazione tra Regione Emilia Romagna, ARPA sezione provinciale di Ravenna e Centro Ricerche Ambientali Montecatini, nell'ambito di un progetto volto a sviluppare una metodologia innovativa di analisi relativa del rischio applicabile all'anagrafe dei siti contaminati regionali, ossia in quelle aree ove sia stato individuato un valore di concentrazione, nei suoli o nelle acque, superiore ai limiti tabellari per uno o più parametri previsti dal D.M. 471/99.

Il metodo fornisce una guida tecnica per rendere operativa ed efficace l'esecuzione del calcolo per la gerarchizzazione dei siti contaminati regionali.

Lo spirito del metodo è decisamente “conservativo”, poiché si ispira alla cautela preferendo sovrastimare un rischio piuttosto che sottostimarlo.

A.R.G.I.A. è stato studiato specificatamente per le aree presenti nell'anagrafe dei siti inquinati e, come tale, si applica ai casi in cui siano stati rilevati superamenti, nei suoli o nelle acque, dei limiti previsti dal D.M. 471/99 e per le sostanze ivi menzionate.

Come altri modelli di *Hazard Ranking*, analizza, per ciascun sito in esame, tre categorie di fattori rilevanti:

- sorgente di contaminazione,
- vie di trasporto,
- recettori.

Ciascuna categoria raggruppa un insieme di parametri, ognuno dei quali ne descrive una caratteristica che incide sulla modalità di contaminazione del sito.

Il modello concettuale di A.R.G.I.A. è la rappresentazione teorica di un sistema ambientale e dei processi chimici, fisici e biologici, che specificano le tipologie di coinvolgimento dei citati fattori rilevanti.

Il modello concettuale di un sito contaminato prevede l'individuazione:

- delle sorgenti di contaminazione e, quindi, la valutazione dei contaminanti indice e della loro concentrazione rappresentativa alla sorgente,
- dei percorsi di migrazione,
- delle vie di esposizione dei recettori.

Le sorgenti di contaminazione

A.R.G.I.A. si applica ai siti presenti nell'anagrafe che, come tali, devono presentare almeno un valore dei parametri previsti dal D.M. 471/99, nel suolo o nelle acque, superiori ai limiti tabellari. Quindi le sorgenti primarie di inquinamento che si devono considerare nel modello sono sempre il suolo e/o le acque che presentano valori superiori alla norma.

A valle delle sorgenti primarie, il modello permette di considerare anche le cosiddette sorgenti secondarie, rappresentate dalle matrici ambientali (suolo, acque superficiali e sotterranee, aria indoor e outdoor) che hanno subito la contaminazione a partire dalle sorgenti primarie e che, a loro volta, sono divenuti fattori di trasferimento di inquinanti verso altri comparti ambientali o verso i recettori.

I contaminanti indice

La selezione delle sostanze indice rappresenta un punto cruciale nell'analisi del rischio. A.R.G.I.A. prevede che venga applicato un criterio di *screening* per la selezione dei cosiddetti contaminanti indice, ossia di quelli che è opportuno considerare nel calcolo.

Dalle quantità e qualità di detti contaminanti vengono calcolati altrettanti coefficienti di pericolosità specifica definiti come prodotto del

relativo coefficiente di pericolosità intrinseca per il rispettivo carico inquinante.

Il carico inquinante si calcola come prodotto della concentrazione rappresentativa della contaminazione per l'estensione della stessa.

Con il termine coefficiente di pericolosità intrinseca si intende, invece, un punteggio normalizzato legato allo *slope factor*⁶ (per le sostanze cancerogene) o all'inverso della *reference dose*⁷ (per le sostanze non cancerogene). Gli *slope factors* e le *reference doses* utilizzati sono stati assegnati in conformità alle informazioni tossicologiche attualmente presenti nei maggiori database tossicologici (IRIS, RISK). La pericolosità specifica come sopra calcolata assume valori che differiscono di molto a seconda della presenza o meno di sostanze cancerogene. Infatti, la normalizzazione di questi parametri nel metodo è stata operata ottenendo per le sostanze cancerogene valori uguali o superiori a 1000, mentre per le sostanze non cancerogene è stato posto a 100 il limite superiore. Questa differenza di punteggio è stata adottata proprio per tenere conto delle diverse gravità degli effetti patologici indotti.

La selezione delle sostanze indice avviene, per ciascuna sorgente primaria, includendo nei successivi calcoli quegli inquinanti del sito che, superando i limiti tabellari del D.M. 471/99, risultano avere un coefficiente di pericolosità specifica superiore al 10% di quella del contaminante con pericolosità specifica massima nella rispettiva categoria (cancerogena e non) indipendentemente dalla sorgente, suolo o acqua, interna al sito considerato, in cui è presente la sostanza. Se presenti, quindi, dopo la selezione rimarranno una o più sostanze cancerogene ed una o più sostanze non cancerogene.

⁶ Pendenza della curva effetto-dose, alle basse dosi. Si esprime in $(\text{mg}/(\text{Kg}\cdot\text{giorno}))^{-1}$ e misura la velocità con cui si passa dall'assenza di rischio ad un rischio pari all'1%.

⁷ È la massima esposizione media giornaliera che non produce effetti apprezzabili sull'organismo durante il corso della vita. Si esprime in $(\text{mg}/\text{Kg}\cdot\text{giorno})$.

A.R.G.I.A. a differenza degli altri metodi di analisi relativa del rischio, richiede come dato di input la concentrazione rappresentativa dei contaminanti indice in corrispondenza di ogni sorgente primaria di contaminazione.

Le vie e le modalità di esposizione

A.R.G.I.A. prevede e richiede l'individuazione delle vie di migrazione e delle modalità attraverso le quali i contaminanti indice possono raggiungere, col tempo, i recettori.

L'esposizione di un soggetto recettore può avvenire sulla verticale della sorgente di contaminazione (esposizione diretta) o a distanza da questa (esposizione indiretta). Nel primo caso la concentrazione da assumere nell'analisi relativa del rischio coincide con la concentrazione assunta come rappresentativa della sorgente. Nell'altro caso è necessario modellizzare i meccanismi che regolano la migrazione dei contaminanti dalla sorgente di contaminazione fino al punto di esposizione. Per simulare i fenomeni di trasporto e di diffusione della contaminazione, i fattori di ripartizione considerano implicitamente le proprietà chimico-fisiche dei contaminanti e descrivono la loro distribuzione nei comparti ambientali.

Le vie di esposizione sono:

- suolo superficiale, spessore di suolo compreso tra il piano campagna ed 1 metro di profondità,
- suolo profondo, spessore di suolo compreso tra -1 metro dal piano campagna e la base della contaminazione,
- aria indoor, porzione di ambiente aereo nel quale le possibili evaporazioni di inquinanti restano confinate in ambienti chiusi,
- aria outdoor, porzione di ambiente aereo aperto, nel quale le possibili evaporazioni di inquinanti provengono dal suolo superficiale, sottosuolo, acque superficiali ed acque sotterranee,
- acque sotterranee, comprendono sia la falda direttamente interessata dall'inquinamento, sia la falda ricevente il

percolamento di sostanze inquinanti dal suolo, sia la falda a contatto diretto con il fondo di un bacino di acqua superficiale,

- acque superficiali, comprendono sia le acque superficiali interessate direttamente da sversamenti inquinanti, sia le acque che ricevono apporti di sostanze dall'immissione di acque sotterranee e/o dal suolo.

Le possibili modalità di esposizione considerate nel modello concettuale di A.R.G.I.A. sono:

- l'ingestione di acque sotterranee,
- il contatto dermico e l'ingestione di suolo contaminato,
- l'inalazione indoor e outdoor di vapori e/o particolato dalla superficie del suolo e/o dalle acque,
- il contatto dermico con acque superficiali.

I recettori

Per quanto riguarda i recettori, il modello concettuale considera due tipologie di recettori:

- recettori umani,
- recettori naturali o artistici.

I recettori umani comprendono sia i residenziali, sia i lavoratori, differenziati anche in base alla loro localizzazione. A questo proposito A.R.G.I.A. considera i recettori *on site*, che sono quelli posti in corrispondenza della sorgente di contaminazione ed i recettori *off site*, collocati ad una certa distanza, nell'ambito di tre fasce concentriche: 101-1000 m, 1001-3000 m, 3001-5000 m, misurati dal bordo del sito contaminato (la fascia da 0 a 100 m si considera *on site*).

Il numero dei recettori umani *on site* e nell'ambito delle fasce di interesse è necessario, ed in carenza del dato specifico si può stimarlo utilizzando criteri diversi a seconda dei dati disponibili.

La presenza di recettori naturali-artistici viene identificata sulla base delle individuazioni operate dal Piano Territoriale Paesaggistico Regionale

(PTPR) e dai Piani Territoriali di Coordinamento Provinciale (PTCP) con le terminologie: *zone di particolare interesse paesaggistico-ambientale, zone di tutela naturalistica, zone ed elementi di particolare interesse storico-archeologico o artistico* (Artt. 19,21,25), qualora esse esistano nel raggio di 5 km di distanza dal perimetro del sito contaminato.

Quella che viene stimata è la densità delle zone sensibili rispetto all'area sottesa dalla fascia di interesse. Questo parametro dimensionale assume valori compresi fra 0 e 1 ed esprime la frazione di superficie vulnerabile (per motivi naturali o storico-artistici) alla contaminazione.

A.R.G.I.A. permette di valutare due tipi di indici di rischio:

- indice di rischio sanitario,
- indice di rischio relativo ai recettori naturali/artistici.

L'indice di rischio IRI_m relativo ad ogni contaminante m^{-imo} analizzato nel sito, è un numero adimensionale dato da:

$$IRI_m = \sum_i PtS_{im} * PtT_i * PtR_i$$

Dove PtS_{im} è il punteggio relativo alla sorgente; PtT_i è il punteggio relativo alle vie di trasporto e PtR_i è il punteggio relativo ai recettori.

IRI_m è la somma degli indici di rischio relativi alle $i=5$ diverse vie di trasporto (acque sotterranee, acque superficiali, suolo, aria indoor ed aria outdoor). L'indice di rischio complessivo di una sorgente è dato dalla somma degli indici relativi a tutti i contaminanti analizzati. L'indice di rischio totale di un sito è, a sua volta, la somma degli indici di rischio delle diverse sorgenti primarie presenti nel sito.

È da notare che, a differenza di altri metodi di analisi relativa del rischio come l'HRS, non viene calcolata la media quadratica dei quattro percorsi rilevanti (aria, acque superficiali, acque sotterranee, suolo), che

tende a sovrastimare l'effetto delle componenti più importanti e sottostimare quelle che lo sono meno.⁸

⁸ In sostanza l'uso della media quadratica tiene in considerazione il fatto che le componenti di rischio relative ai differenti percorsi potrebbero non essere in fase e quindi non sommarsi tra loro.

In tal modo tende a privilegiare la presenza di un rischio alto connesso ad un percorso, piuttosto che la somma di rischi medio-alti connessi a più percorsi.

3.1 CENSIMENTO DEI SITI MINERARI ABBANDONATI

Alla luce dell'emanazione della Legge 179 del 31/07/02, recante "Disposizioni in materia ambientale", si è pensato di sfruttare il modello di calcolo A.R.G.I.A. per realizzare uno strumento tecnico che permettesse la gerarchizzazione dei siti minerari abbandonati, censiti sul territorio nazionale.

Il R.D. 1443/27 all'art. 2 definisce come miniere i siti destinati alla ricerca e coltivazione delle sostanze ed energie seguenti:

- a) minerali utilizzabili per l'estrazione di metalli, metalloidi e loro composti, anche se detti minerali siano impiegati direttamente;
- b) grafite, combustibili solidi, liquidi e gassosi, rocce asphaltiche e bituminose;
- c) fosfati, sali alcalini e magnesiaci, allumite, miche, feldspati, caolino e bentonite, terre da sbianca, argille per porcellana e terraglia forte, terre con grado di refrattarietà superiore a 1630 gradi centigradi;
- d) pietre preziose, granati, corindone, bauxite, leucite, magnesite, fluorina, minerali di bario e di stronzio, talco, asbesto, marna da cemento, pietre di litografiche;
- e) sostanze radioattive, acque minerali e termali, vapori e gas.

Tutti i siti che non ricadono nella suddetta classificazione sono da definirsi cave.

Dall'elenco sopra riportato appare chiaro come nella definizione di siti minerari vanno comprese non solo le miniere propriamente dette, ma anche i giacimenti geotermici e di idrocarburi, nonché le sorgenti di acque minerali e termali e alcuni siti con coltivazione a cielo aperto.

D'altra parte il D.P.R. del 09/04/59 n. 159 "Norme di polizia delle miniere e delle cave", fa riferimento a siti abbandonati solo per quanto riguarda la cessazione "dell'esercizio di una miniera o cava sotterranea" (art. 39), concentrando l'attenzione sul concetto di sotterraneo.

Infine, la ricerca e la coltivazione di idrocarburi e dei campi geotermici è a sua volta regolata dalla L. 6/57, che istituisce, tra le altre cose, il “Comitato tecnico per gli idrocarburi e la geotermia”, separando di fatto l’ambito delle coltivazioni mediante pozzi di perforazione da quelle delle coltivazioni in sotterraneo.

Di conseguenza, tenendo anche in conto che la cessazione della coltivazione mediante pozzi è subordinata al ripristino delle condizioni di partenza attraverso la chiusura cementata dei pozzi stessi, l’ambito del censimento nazionale dei siti minerari dimessi è stato limitato alle:

- 1) miniere con coltivazione in sotterraneo;
- 2) miniere a cielo aperto che comportano attività di sbancamento (miniere di carbone, di marna per cemento, ...)
- 3) cave coltivate in sotterraneo.

Poiché la legge non fa riferimento ad un ambito temporale, si è stabilito di definire tale ambito a partire dal 1870, anno del completamento di fatto dell’Unità d’Italia con l’annessione dei territori laziali dello Stato Pontificio.

Tutti i materiali relativi allo stato dei siti minerari abbandonati sono, o dovrebbero essere, conservati presso gli ex Distretti Minerari, passati, a seguito della Legge Bassanini, dal Ministero dell’Industria alle dipendenze delle Regioni, salvo i distretti siciliani e quelli di Trento e Bolzano, già di competenza delle amministrazioni locali, Regione e Province Autonome, rispettivamente.

La ricerca effettuata sui dati disponibili ha consentito di individuare un “Censimento del patrimonio minerario nazionale”, realizzato su commessa dell’Agip Petroli, dall’Università di Bologna, Facoltà di Ingegneria, Dipartimento DICMA.

Tale censimento, attraverso l’analisi di più di 7000 documenti, raccoglie i dati di oltre 1500 Centri minerari che hanno operato sul territorio nazionale, nei 100 anni che vanno dal 1889 al 1989. Si tratta dell’unico

censimento organico, relativo all'intero territorio nazionale, che sia mai stato svolto⁹. Dato il grado di approfondimento del censimento DICMA, che raccoglie informazioni su tutti gli aspetti¹⁰ del sito minerario rilevato e al fatto che la rilevazione ha riguardato tutto il patrimonio minerario nazionale che ha operato fino al 1989, le operazioni di verifica e completamento, in corso, dovranno riguardare:

- i siti minerari ancora in attività nel 1989,
- le concessioni rese operative dopo il 1989,
- i siti minerari abbandonati tra il 1870 e il 1889.

⁹ Se si esclude il “Repertorio delle Attività Minerarie Italiane”, realizzato nel biennio 1943/44 dalle forze di occupazione tedesche e relativo alla parte di territorio nazionale che va da Roma in su.

¹⁰ Ciascuna scheda di censimento è articolata in 11 sezioni, relative a:

1. nome sito minerario
2. minerali coltivati
3. periodo di produzione
4. riferimenti geografici
5. ambiente circostante
6. antropizzazioni
7. rocce incassanti
8. tipo di giacimento
9. sistemi di coltivazione
10. caratteri strutturali e ambientali
11. cartografia e notizie tecniche.

3.2 ARCHITETTURA DEL DATABASE

L'APAT ha preparato un database in Access97 con relativa maschera ad interfaccia amichevole, per le operazioni di introduzione, modifica, ricerca e consultazione del database, in Visual Basic 6.

La maschera di introduzione, che è in realtà un applicativo collegato ma indipendente dal database, permette anche la consultazione dello stesso database su base geografica, mediante il pacchetto di routines di Mapobjects che simulano le funzioni del GIS Arcview.

Il database è articolato nelle seguenti tabelle, connesse le une alle altre mediante opportuni codici:

- 1) siti
- 2) comuni
- 3) concessionari
- 4) litologie
- 5) minerali
- 6) piani minerari
- 7) province
- 8) regioni
- 9) sistemi di coltivazione
- 10) sistemi di trattamento
- 11) sopralluoghi
- 12) scarti.

Come già accennato, per la gestione del database è stato realizzato un programma in Visual Basic 6, con interfaccia “user friendly”, che consente la gestione del database in modo del tutto trasparente per l'utente, il quale dovrà solo azionare gli opportuni comandi.

Il programma prevede:

- la ricerca e selezione dei siti in funzione di opportuni criteri di ricerca definiti dall'utente;

- la stampa dei siti selezionati (dati generali, piani di coltivazione, fotografie, mappe, sopralluoghi, ...);
- l'interfacciamento, mediante l'uso opportuno delle routines MapObject, dei siti selezionati con file di tipo grafico (gli shapefiles di ArcView), in modo da poter usufruire anche della cartografia georeferenziata dei siti selezionati;
- eventuali elaborazioni statistiche sui siti selezionati e loro rappresentazione grafica.

3.3 ANALISI DI RISCHIO RELATIVO DI SITI MINERARI ABBANDONATI

Definire un indice relativo di rischio ambientale, connesso all'esistenza di miniere abbandonate, risulta complesso per la molteplicità di aspetti coinvolti; entrano in gioco, infatti, parametri non confrontabili per natura, che influiscono sul concetto di rischio in maniera diversa. Facendo un'analisi preliminare del problema "miniere dismesse", senza voler scendere nei particolari, si possono ipotizzare tre potenziali eventi dannosi legati ad altrettanti aspetti del problema:

- *rischio statico-strutturale*, subsidenza e frane dovute sia all'abbandono degli impianti di superficie, che al degrado delle strutture di sostegno nel sottosuolo ed all'allargamento delle cavità provocato dall'azione delle acque profonde;
- *rischio ecologico-sanitario*, contaminazione dell'ambiente da parte di sostanze tossiche abbandonate;
- *impatto paesaggistico*, visto che spesso i siti sono in prossimità di zone ad alto interesse naturalistico (vedi figura 3.3.1).

Il valore dell'indice di rischio complessivo sarà espressione di tutte e tre le componenti citate.

Il rischio statico-strutturale, fondamentalmente, dipende dalla presenza di cavità all'interno della miniera, dovute all'attività estrattiva praticata nel periodo di produzione ed è legato a fenomeni di subsidenza e crolli. La sua entità è funzione del volume di materiale asportato, dello spessore dello scavo sotterraneo rispetto allo spessore del terreno sovrastante, della litologia incassante e di superficie che condiziona la stabilità del sistema, l'accessibilità al sito e la permeabilità, poiché i fenomeni di erosione dipendono dall'acqua di infiltrazione.



Figura 3.1.1: Miniera sarda situata in prossimità della costa, Masua (CA.)

Il rischio sanitario dipende, invece, dalla presenza di materiale inquinante di discarica, ossia materiale di scarto del minerale estratto, e dalla presenza di serbatoi e bacini di laveria, utilizzati come vasche di flottazione per la separazione dei minerali mediante l'aggiunta di reagenti. Infine, la miniera stessa, attraversata dall'acqua e lasciata in stato di abbandono, rappresenta un elemento di rischio sanitario.

Per quanto riguarda l'aspetto legato all'impatto paesaggistico, le modifiche dell'ambiente connesse all'attività estrattiva dipendono da strutture abbandonate e cumuli di materiale di scarto, che possono raggiungere notevoli dimensioni (fino a diverse centinaia di migliaia di m³, vedi Figura 3.3.2), che insistono sul territorio in maniera invasiva, provocando il deturpamento dell'ambiente naturale.

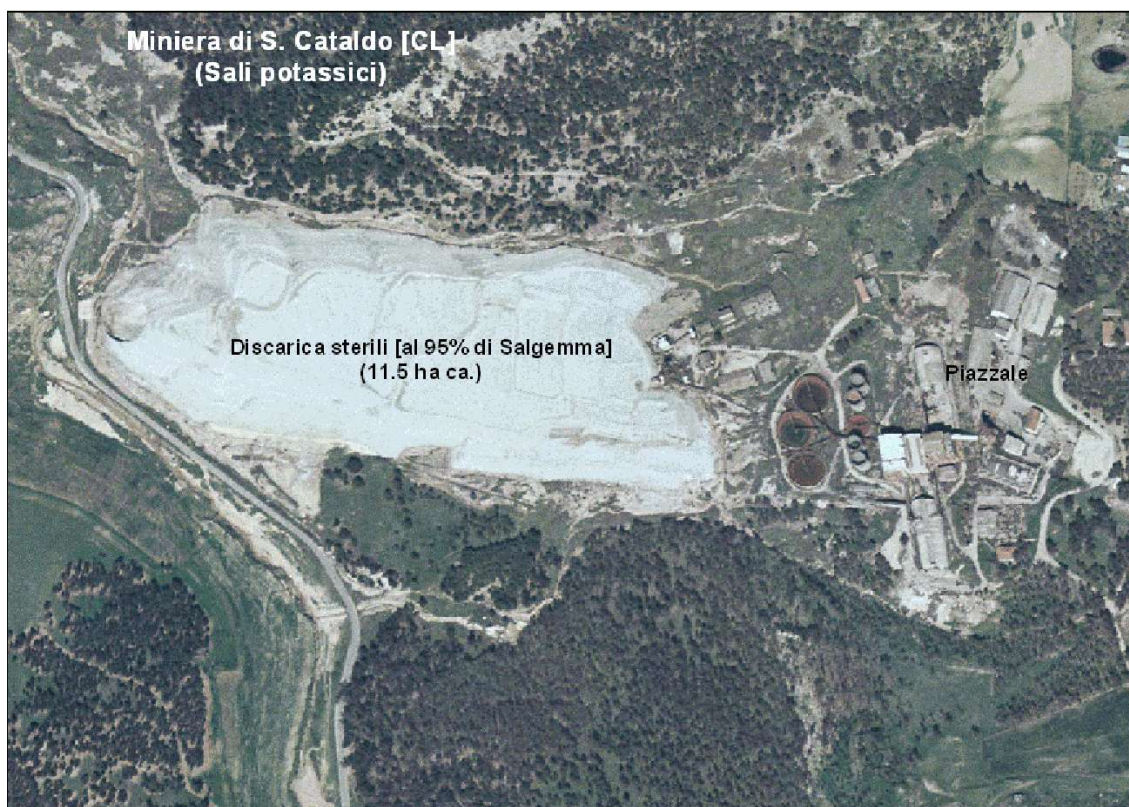


Figura 3.3.2: Discarica di materiale di scarto nella miniera di S. Cataldo (CL).

Attualmente, il censimento delle miniere dismesse è in una fase preliminare, che dovrà essere approfondita e completata, di conseguenza la valutazione del rischio relativo è stata condotta in maniera parziale, considerando solo gli aspetti di cui si è a conoscenza, ottenendo comunque uno strumento attendibile come metro di confronto dell'entità del rischio tra siti diversi.

Nella raccolta di materiale informativo, tra la documentazione degli ex Distretti Minerari e i sopralluoghi effettuati, sono stati individuati i siti minerari abbandonati presenti sul territorio nazionale corredati di informazioni più o meno dettagliate, poichè dipendenti dalla cura con cui in passato sono state archiviate le pratiche riguardanti l'attività estrattiva. Tali informazioni, contenute nella tabella principale *Siti*, consistono, principalmente, in:

- denominazione del sito;
- Comune, Provincia e Regione di appartenenza;

- sistema di coordinate con Longitudine e Latitudine;
- codice dell'ultimo concessionario;
- periodo di coltivazione, ossia l'intervallo temporale in cui la miniera è stata attiva;
- massima produzione annuale, ossia tonnellate coltivate nell'anno di massima produzione;
- litologia incassante;
- sistema di trattamento del minerale;
- minerali estratti;
- uso del suolo in superficie;
- situazione attuale.

Esistono, inoltre, altre tabelle di approfondimento, connesse le une alle altre, ad integrazione di alcuni aspetti.

Considerando la natura delle informazioni precedenti, contenute nel database, si deduce che, in questa fase, non si hanno strumenti che permettano di affrontare un'analisi dell'aspetto statico strutturale e dell'impatto ambientale del rischio relativo.

L'individuazione del rischio statico-strutturale, anche se di 1^a approssimazione richiederà, quantomeno, l'acquisizione dei piani di miniera, con la relativa geometria degli scavi e delle strutture di sostegno.

Di conseguenza la valutazione dell'indice di rischio relativo, per il momento, sarà limitata all'aspetto sanitario, e, d'ora in avanti, con indice relativo di rischio si intenderà indice relativo di rischio sanitario, riferito alla presenza di discariche in miniera, trascurando l'influenza di bacini di laveria e del corpo stesso della miniera.

Si raggiunge, quindi, un risultato di prima approssimazione.

Successivamente, sulla base di informazioni più dettagliate, sarà possibile sviluppare ed approfondire il problema, prevedendo sopralluoghi di verifica e completamento, per valutare lo stato attuale dei siti minerari abbandonati, dal punto di vista dei possibili inquinamenti della falda (per

dilavamento degli eventuali residui della lavorazione abbandonati e/o per infiltrazione della falda nelle zone coltivate), della stabilità della superficie (condizionata da possibili fenomeni di subsidenza e frane, collegate all'abbandono di camere di coltivazione vuote, stabilità dei versanti nel caso di coltivazioni di superficie) ed infine del recupero e della valorizzazione paesaggistica del sito.

In funzione del numero risultante dei siti si dovrà prevedere una casistica, con conseguente tempistica, per gli interventi di bonifica in funzione della stima di:

- un indice di rischio sanitario-ambientale;
- un indice di rischio di stabilità della superficie;
- un indice di impatto paesaggistico.

I sopralluoghi, da effettuarsi secondo una scansione temporale determinata in base agli indici di rischio/impatto sopra menzionati e fino ad esaurimento del finanziamento ad essi destinato, dovranno essere corredati da una documentazione che dovrà contenere:

- fotografia/e del sito,
- coordinate geografiche e quote del sito,
- rilievi geologici di superficie e di profondità,
- rapporto sul rischio di inquinamento superficiale,
- rapporto sullo stato di stabilità delle zone di coltivazione e del loro eventuale impatto sulla stabilità della superficie,
- rapporto sulle misure per il recupero paesaggistico.

3.4 INDICE RELATIVO DI RISCHIO SANITARIO

Sulla base della procedura di calcolo A.R.G.I.A., è stato realizzato un programma in Visual Basic 6, con interfaccia “user friendly”, che restituisce, per ogni sito minerario censito, un indice di rischio totale per le sostanze cancerogene ed un indice di rischio totale per quelle non cancerogene, che sommati danno un indice di rischio complessivo per il sito.

Pur in assenza di certi dati, essendo il database in fase di costruzione, il metodo di calcolo risulta efficace. Infatti, le informazioni mancanti sono comuni a tutti i siti censiti, e per esse si è deciso di porre pari all’unità il corrispondente parametro che interviene nel calcolo dell’indice di rischio, considerando, in questo modo, cautelativamente il caso peggiore. In tal modo tutti i siti risultano influenzati da questa scelta nella stessa misura e, ai fini di un confronto, il metodo mantiene la sua validità, visto che non si cerca un valore assoluto dell’indice di rischio.

Infatti, dal confronto tra l’indice di un sito che possiede valori reali dei parametri di calcolo ed uno caratterizzato dai valori cautelativi, il secondo risulterà sfavorito, cioè sicuramente più a rischio di inquinamento sanitario. Il presente lavoro supera questo inconveniente grazie all’omogeneità dei dati relativi ai siti censiti.

In futuro, quando si avranno a disposizione le informazioni mancanti, si potrà migliorare il grado di approssimazione dei risultati, poichè il metodo di valutazione prevede la possibilità di aggiornare il database, introducendo, al posto dei valori di *default* cautelativi, i valori reali dei parametri mancanti, eliminando l’aleatorietà del calcolo.

Passando alla fase di esecuzione dell’A.R.G.I.A., l’utente accede alle funzionalità del sistema attraverso i comandi del menù principale. Tali comandi sono nell’ordine:

- *Nuovo_Sito*, che apre una finestra attraverso la quale si può scegliere il sito da esaminare e visualizzarne i parametri;
- *Nuova_Sorgente*, che, nel caso in cui per lo stesso sito siano presenti più sorgenti, imposta i parametri della nuova sorgente;
- *Calcola*, apre una finestra che restituisce i valori delle variabili di calcolo caratteristiche, per ogni via di trasporto;
- *Totale*, apre la finestra riassuntiva che mostra il punteggio totale dei cancerogeni e dei non cancerogeni, nonché il punteggio totale del sito.

I calcoli che il programma compie in automatico si basano sulle informazioni contenute nella banca dati di riferimento: *Siti_minerari_Argia.mdb*.

All'utente non è richiesta, per l'utilizzo del programma, alcuna conoscenza di dettaglio sulla natura e localizzazione degli archivi di dati. Inoltre, se la banca dati viene aggiornata, il sistema provvede ad attivare automaticamente il calcolo dei nuovi indici al successivo avvio del programma.

Attraverso la finestra del menù *Nuovo_Sito* (Figura 3.4.1) si possono individuare facilmente le tre tipologie di dati richieste dall'A.R.G.I.A., che si riferiscono rispettivamente:

- al sito,
- alla sorgente,
- alle sostanze inquinanti.

ARGIA - Metodo Standard
Nuovo_Sito, Nuova_Sorgente, Calcola, Chiudi

Dati generali sito

Nome: Lavoratori: Densità residenti (ab/Kmq): Densità aree sensibili (0-1):

Stazione meteo: Tempo di ritorno delle piene: Precipitazione annua (mm): Portata acque sup. (mc/s):

Densità idrografica (0.001 - 0.030): Tipo acquifero: Litotipo acquifero:

Profondità top falda (m): Litotipo zona vadosa:

Sorgente MA01001002_01

Estensione: Spessore zona inquinata (m):

Numero sostanze: Profondità top inquinante (m):

Sostanza	Conc.	C. suolo	C. ac. sot.	C. ac. sup.	C. aria_i	C. aria_o	CPS	
Amianto	4500.00	4500.00					3.21E+04	S

Modalità di contenimento:

Condizioni di accessibilità:

Tipo	Contenim.	Sostanza	Est.	CPI	Conc.	Accessibilità	Sorg.
3	15	Amianto	1.79E-07	4.00E+07	4500.00	Senza barriere	1

☐ Suolo contaminato: Volume (mc)
☐ Suolo contaminato: Area (mq)
☐ Terrapieno: Volume (mc)
☐ Cumulo: Volume (mc)
☐ Bidoni, serbatoi, ...: Volume (mc)
☐ Falda: Volume (mc)
☐ Falda: Area (mq)
☐ Acqua sup. ferma: Volume (mc)
☐ Acqua sup. ferma: Area (mq)
☐ Acqua sup. corrente: Portata (mc/s)
☐ Scarichi: Portata (mc/s)

Figura 3.4.1: Finestra del menù Nuovo_Sito.

Nel *frame* riferito al sito si richiedono:

- nome,
- lavoratori,
- densità residenti (ab/Kmq),
- densità aree sensibili (0-1),
- stazione meteo,
- tempo di ritorno delle piene,
- precipitazione annua (mm),
- portata acque superficiali (mc/s),
- densità idrografica (0.001-0.030),
- tipo acquifero,
- litotipo acquifero,
- profondità top della falda (m),
- litotipo zona vadosa.

Visto che il database *Siti_minerari_Argia* è in via di sviluppo grazie ai sopralluoghi in atto, alcuni dei precedenti parametri presentano valori effettivi, altri, invece, assumono il valore cautelativo di riferimento.

Si esclude, innanzitutto, la presenza dei lavoratori poiché il censimento è rivolto solo alle miniere dismesse, cioè che hanno terminato la loro attività.

La densità dei residenti è stata ricavata tenendo conto sia della densità abitativa del comune in cui ricade il sito, sia della densità abitativa dei comuni confinanti. In tal modo si tutelano quelle situazioni in cui la miniera è situata in un piccolo centro, ma confina con una città più popolosa che incrementa il rischio poiché condiziona la quota parte riferita ai recettori. Naturalmente la densità del comune di appartenenza incide con un peso superiore sul valore del parametro, cioè pari a 0.75, mentre quella dei comuni confinanti con peso 0.25.

Il valore della densità idrografica corrisponde a quella del comune di appartenenza del sito, mentre la densità delle aree sensibili è posta uguale a zero, non avendo a disposizione informazioni precise a riguardo.

Per i restanti parametri, siccome non si hanno valori effettivi, si fa un discorso cautelativo ipotizzando la situazione più svantaggiosa, ed attribuendo alla variabile un punteggio pari ad 1.

Nel *frame* riferito alla sorgente si richiedono:

- estensione,
- spessore zona inquinata (m),
- tipologia della sorgente,
- profondità top inquinante (m),
- numero sostanze,
- concentrazione,
- modalità di contenimento,
- condizioni di accessibilità.

Per il calcolo dell'estensione della sorgente, siccome la produzione annua è un dato non sempre ricavabile, è stato preso in considerazione il

periodo di coltivazione, informazione disponibile per tutti i siti censiti. Si ipotizza che miniere che coltivavano lo stesso tipo di minerale, trovandosi nella stessa realtà economica potevano contare sulle stesse tecnologie di estrazione del minerale. È lecito, dunque, considerare costanti i rendimenti delle attività censite e di conseguenza anche le quantità di scarto. Lo scarto prodotto è proporzionale alla quantità coltivata, legata a sua volta al periodo di produzione, cioè numero di anni, da cui dipende l'estensione della sorgente. Ma questo dato non è scisso dalla realtà tecnologica, per cui miniere attive in tempi recenti avranno rese maggiori di quelle che erano operative agli inizi del secolo scorso. Questa considerazione porta ad introdurre un fattore correttivo al periodo di produzione, riferito a quanto tempo è trascorso dalla chiusura della miniera. Inoltre, si presume che il potere inquinante degli scarti diminuisca nel tempo, rendendo meno impattanti quelli abbandonati da più tempo. In definitiva la formula per il calcolo dell'estensione del cumulo di scarti è:

$$(periodo\ di\ coltivazione)^2 / (2003 - anno\ inizio\ attività).$$

Nei casi studiati ogni sito è caratterizzato da una sorgente singola, sottoforma di cumulo.

La modalità di contenimento, non avendo informazioni precise, viene scelta cautelativamente, per cui si ipotizza di avere un cumulo di scarti, superficiale e all'aperto su uno strato permeabile.

Per l'accessibilità alla sorgente si presuppone l'assenza di barriere.

Lo spessore e la profondità della zona inquinata assumono i valori cautelativi, mentre il tipo di inquinanti presenti è noto.

Infine, la terza tipologia di dati richiesta dall'A.R.G.I.A. riguarda le sostanze inquinanti.

Il metodo si applica ai casi in cui sono stati rilevati superamenti della concentrazione, nei suoli o nelle acque, dei limiti riportati nell'allegato 1 del D.M. 471/99, con riferimento esclusivamente alle sostanze inorganiche

elencate nella normativa, a cui si aggiunge l'Amianto che, per il suo riconosciuto potere cancerogeno, gode di una legislazione specifica.

In definitiva, fra tutte le miniere censite, sono state selezionate solo quelle in cui si rileva la presenza delle sostanze inquinanti indicate nel D.M. 471/99, cioè 417 miniere corrispondenti ad una delle tipologie elencate di seguito, a cui sono stati associati gli elementi inquinanti presenti negli scarti di lavorazione, con concentrazioni ricavate dalla letteratura esistente in materia:

- *miniere di Amianto (e/o Crisotilo)*: si considera un tenore medio del 6%, con un recupero variabile tra il 90 e il 95%. La sostanza inquinante presa in considerazione sarà, quindi, l'**Amianto** con un tenore in situ pari a 4500 ppm;
- *miniere di Talco*: nelle miniere di Talco è sicuramente presente l'**Amianto** anche se, ovviamente, con tenori molto bassi, per cui si prendono come riferimento i valori delle miniere di Amianto ridotti di un ordine di grandezza;
- *miniere di Mercurio (e/o Cinabro)*: si considera un tenore medio dello 0.7%, con un recupero pari al 95%. La sostanza inquinante presa in considerazione sarà, quindi, il **Mercurio** con un tenore in situ pari a 350 ppm;
- *miniere di Fluoruri*: si considera un tenore medio del 50%, con un recupero pari al 60%. Le sostanze inquinanti prese in considerazione saranno, quindi, i **Fluoruri** con un tenore in situ pari a 200000 ppm;
- *miniere di Argento*: si considera un tenore medio dell'1%, con un recupero variabile pari al 90%. La sostanza inquinante presa in considerazione sarà, quindi, l'**Argento** con un tenore in situ pari a 1000 ppm;
- *miniere di Manganese*: si considera un tenore medio del 30%, con un recupero pari al 90%. La sostanza inquinante presa in

considerazione sarà, quindi, il **Manganese** con un tenore in situ pari a 30000 ppm;

- *miniere di Nichel/Cobalto*: si considera un tenore medio dell'1% per il Nichel e dello 0.3% per il Cobalto, con un recupero, per entrambi, pari al 90%. Le sostanze inquinanti prese in considerazione saranno, quindi:

Nichel con un tenore in situ pari a 1000 ppm,

Cobalto con un tenore in situ pari a 300 ppm;

- *miniere di Rame*: si considera un tenore medio del 3%, con un recupero pari al 90%. La sostanza inquinante presa in considerazione sarà, quindi, il **Rame** con un tenore in situ pari a 3000ppm;

- *miniere di Piombo e Zinco*: si considera un tenore medio dell'1.5% per il Piombo e del 5% per lo Zinco, con un recupero, pari, rispettivamente all'87% ed al 90%. Considerando anche la presenza di varie impurità, le sostanze inquinanti prese in considerazione saranno:

Piombo con un tenore in situ pari a 1950 ppm,

Zinco con un tenore in situ pari a 5000 ppm,

Argento con un tenore in situ pari a 2 ppm, pari a circa lo 0.1% del Pb¹¹,

Cadmio con un tenore in situ pari a 300 ppm, pari a circa lo 0.6% dello Zn,

Antimonio con un tenore in situ pari a 250 ppm, pari a circa lo 0.5% dello Zn,

Cianuri, introdotti in flottazione, con un tenore in situ pari a 100 ppm (100 g/t);

¹¹ Se la Galena, minerale del Piombo, è del tipo argentifero, il tenore dell'Argento è moltiplicato per 3.

- *miniere di Pirite*: in questo caso si è fatto riferimento alle concentrazioni medie delle ceneri di Pirite. Le sostanze inquinanti prese in considerazione saranno, quindi:

Arsenico con un tenore in situ pari a 450 ppm,

Cadmio con un tenore in situ pari a 800 ppm,

Nichel con un tenore in situ pari a 1200 ppm,

Manganese con un tenore in situ pari a 7000 ppm,

Rame con un tenore in situ pari a 5000 ppm.

I dati sulla tipologia degli inquinanti della miniera e sui tenori degli elementi in situ, dipendenti dal rendimento del trattamento di estrazione, sono valori ricavati dalla letteratura, che mancano di una verifica effettiva.

In definitiva, le sostanze inquinanti selezionate sono: *amianto, mercurio, fluorite, argento, manganese, nichel, cobalto, rame, piombo, zinco, cadmio, antimonio, cianuri ed arsenico*.

Il database dei siti minerari, selezionati per la successiva classifica, è organizzato in 9 tabelle riportate nell'Allegato A, in cui sono state inserite le 417 miniere. Le tabelle prendono il nome dal minerale coltivato e sono:

- Amianto,
- Argento,
- Fluorite,
- Manganese,
- Mercurio,
- Nichel/Cobalto,
- Piombo/Zinco,
- Pirite,
- Rame.

Naturalmente, esistono miniere in cui è avvenuta la coltivazione di più di un minerale, per esempio pirite con mercurio. Si deve, perciò, decidere in quale tabella inserire questa tipologia di miniere.

Per una corretta gestione del database, è stata effettuata una scelta sul criterio di inserimento dei siti.

Le tabelle sono organizzate su tre livelli (Figura 3.4.2):

- 1° livello: Nichel/Cobalto, Piombo/Zinco e Amianto;
- 2° livello: Pirite;
- 3° livello: Argento, Mercurio, Manganese, Fluorite e Rame.

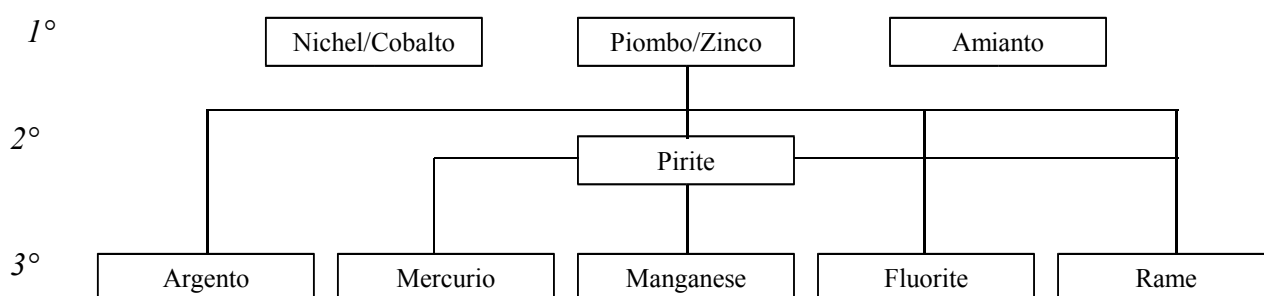


Figura 3.4.2: Tabelle miniere dismesse.

La chiave di lettura dello schema è la seguente: i minerali coltivati nelle miniere della tabella di un determinato livello sono presenti anche nelle tabelle, collegate, di livello superiore, ma non in quelle collegate di livello inferiore.

Per esempio, la tabella Pirite è collegata con Piombo/Zinco, del livello superiore, Mercurio, Manganese, Fluorite e Rame, del livello inferiore. Ciò implica che in Pirite ci sono miniere di pirite, miniere di pirite e mercurio, pirite e manganese, pirite e fluorite, pirite e rame, ma non quelle di pirite, piombo e zinco che sono contenute, invece, nella tabella Piombo/Zinco del livello superiore. Inoltre, la tabella Pirite può contenere anche miniere in cui si coltiva la pirite in associazione con sostanze che non rientrano tra quelle inquinanti del D.M. 471/99.

Analogamente nella tabella Argento sono elencate esclusivamente miniere di argento. Siccome, però, esiste un legame con la tabella Piombo/Zinco, significa che dal censimento risultano miniere di argento, piombo e zinco, contenute in Piombo/Zinco, del livello superiore.

3.5 ANALOGIA CON LE LEGGI DEI CIRCUITI ELETTRICI

Sfruttando una similitudine con le leggi dell'elettricità, che governano il flusso della corrente elettrica nei mezzi conduttori, il rischio è paragonato all'intensità di corrente che fluisce dal polo sorgente al polo recettore (Figura 3.5.1). Il flusso del rischio tra i due poli avviene attraverso cinque rami posti in parallelo, riferiti ai cinque ambienti a rischio di contaminazione, che non presentano effetti d'interferenza. Il passaggio in ognuno dei rami è ostacolato dai tre fattori rilevanti che intervengono nell'analisi di rischio:

- *sorgente di contaminazione,*
- *via di trasporto,*
- *recettori,*

visti come tre resistenze poste in serie, R_S , R_T , R_{Re} , il cui effetto globale è dato dalla somma degli effetti. Naturalmente se manca una delle tre resistenze il passaggio della corrente è interrotto, cioè il rischio non arriva al recettore finale.

La resistenza dei recettori R_{Re} , esprime una resistenza equivalente, corrispondente a quattro poste in parallelo, relative alla distanza del settore di ricezione, a partire dal punto in cui è situata la miniera: distanze inferiori a 100 m, da 100 a 1000 m, da 1000 a 3000 m e da 3000 a 5000 m.

Continuando, in analogia ai principi sull'elettricità, l'entità che facilita il passaggio del rischio attraverso i cinque ambienti viene identificata con la conduttanza, inverso della resistenza. La conduttanza C_i esprime il Fattore di Rischio F_{ri} relativo all'ambiente di esposizione i-esimo:

$$C_i \equiv F_{ri} ,$$

con $i = 1, \dots, 5$, che rappresenta, rispettivamente, le acque sotterranee, le acque superficiali, l'aria indoor, l'aria outdoor e il suolo.

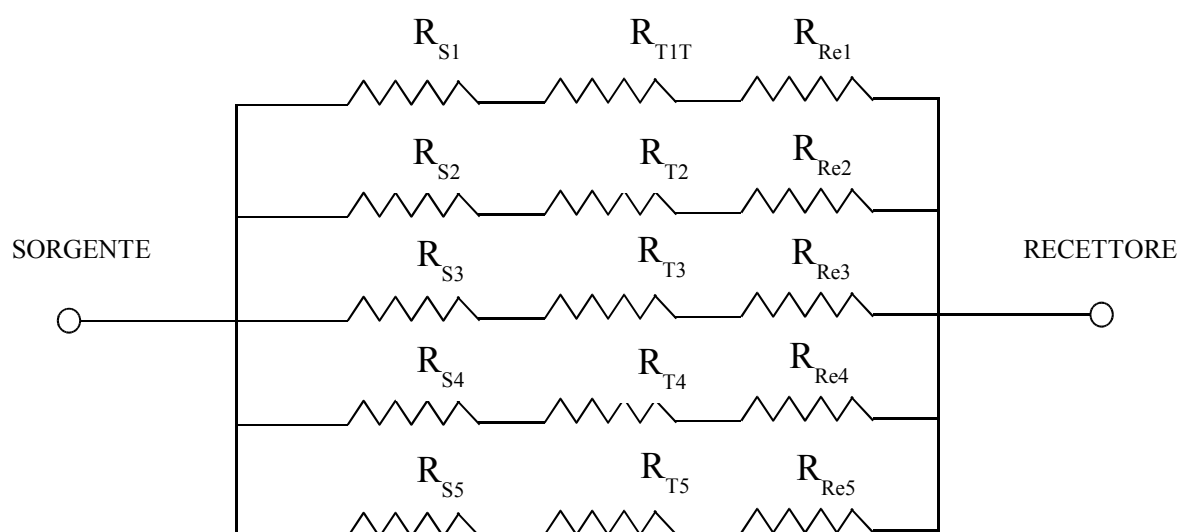


Figura 3.5.1: Circuito sfruttato per l'analogia con le leggi dell'elettricità.

Risolvendo il circuito, le resistenze del ramo i -esimo, collegate in serie, si sommano, fornendo la resistenza totale R_{ti} . Per essa sono valide le seguenti espressioni:

$$R_{ti} = R_{Si} + R_{Ti} + R_{Rei} = (1 / C_{Si}) + (1 / C_{Ti}) + (1 / C_{Rei})$$

$$R_{ti} = (C_{Ti} C_{Rei} + C_{Si} C_{Rei} + C_{Si} C_{Ti}) / C_{Si} C_{Ti} C_{Rei}$$

$$C_{ti} = 1 / R_{ti} = (\Pi_j C_{ij}) / K$$

dove la produttoria è eseguita rispetto a j , cioè ai tre fattori rilevanti: *sorgente*, *vie di trasporto* e *recettore*, mentre i , che è riferito ad uno dei cinque ambienti a rischio di contaminazione, rimane invariato, e K è la quantità data dalla somma dei prodotti incrociati delle conduttanze.

Dunque, il Fattore di Rischio totale F_{rti} , è funzione della produttoria dei Fattori di Rischio F_{rij} :

$$F_{rti} \equiv (\Pi_j F_{rij}) .$$

Infine, risolvendo i cinque rami in parallelo, la conduttanza totale è ricavata attraverso la somma delle conduttanze e quindi il Fattore di Rischio totale F_r attraverso la sommatoria rispetto ad i , dei Fattori di Rischio F_{rti} :

$$F_r = \sum_i F_{rti} .$$

Concludendo, F_r per siti contaminati è legato al prodotto dei fattori di rischio parziali associati a *sorgente, vie di trasporto e recettori*, per cui l'assenza di uno ne provoca l'annullamento per l'ambiente di riferimento; ma dipende anche dalla sommatoria eseguita rispetto ai cinque ambienti di contaminazione, nel qual caso l'assenza di uno può solo ridurre il valore finale del risultato.

Infine, se nello stesso sito sono presenti più sostanze inquinanti si dovranno considerare altri circuiti, analoghi al precedente, collegati in parallelo, e quindi nel calcolo del Fattore di Rischio interverranno altre sommatorie, sempre che le sostanze non presentino effetti d'interferenza.

3.6 RISULTATI DELL'APPLICAZIONE A.R.G.I.A. : la gerarchia dei siti minerari dismessi basata sull'Indice di Rischio

L'applicazione del metodo di calcolo A.R.G.I.A. ai siti minerari dismessi, ha permesso di individuare una gerarchia di prima approssimazione delle miniere abbandonate presenti sul territorio nazionale, a cui è stato associato un indice di rischio relativo. Nella classifica finale le miniere sono ordinate per indice di rischio decrescente in una scala che va da 100 a 0.

Nell'Allegato B "Classifica dei siti minerari abbandonati" è riportata la gerarchia dei 417 siti ordinati per indice di rischio decrescente. I campi di informazioni, oltre al codice del sito, nome, comune, provincia, regione e sostanza inquinante, riguardano i punteggi parziali e complessivi dell'indice di rischio. Innanzitutto si individua l'indice totale per le sostanze cancerogene e le non cancerogene, dalla cui somma si ricava l'indice totale per il sito. Nel campo *Indice log* il valore dell'indice totale è riportato su scala logaritmica e nell'ultimo campo *Indice* il risultato è normalizzato a 100, cioè il sito più pericoloso ha in indice di rischio pari a 100 e quello meno pericoloso pari a 0.

I risultati del calcolo, anche se in prima approssimazione, risultano significativi, infatti in testa alla graduatoria si trovano, per lo più, miniere in cui è presente l'amianto che, per il suo riconosciuto potere cancerogeno, gode di una legislazione specifica.

Ciò avvalora la correttezza della procedura e l'affidabilità dei risultati.

Come già visto, il valore finale dell'indice è condizionato dai parametri della sorgente, delle vie di trasporto e dei recettori, secondo diversi rapporti di dipendenza analizzati a proposito dell'analogia elettrica.

Per effettuare un confronto fra il peso che hanno la sorgente e i recettori sul punteggio finale sono stati scelti 60 siti, contenuti nell'Allegato B, distinti in tre gruppi specifici: 20 in testa alla classifica "fortemente

inquinati”, 20 nelle posizioni centrali “mediamente inquinati” e 20 in coda alla classifica “debolmente inquinati”.

Per i siti fortemente inquinati il rapporto fra sorgente e recettori mostra che l’incidenza della sorgente supera l’ordine di grandezza dei recettori, tranne che in alcuni dei casi considerati; in tutti i casi, comunque, sia il peso della sorgente che quello dei recettori rimane importante (Figura 3.6.1).

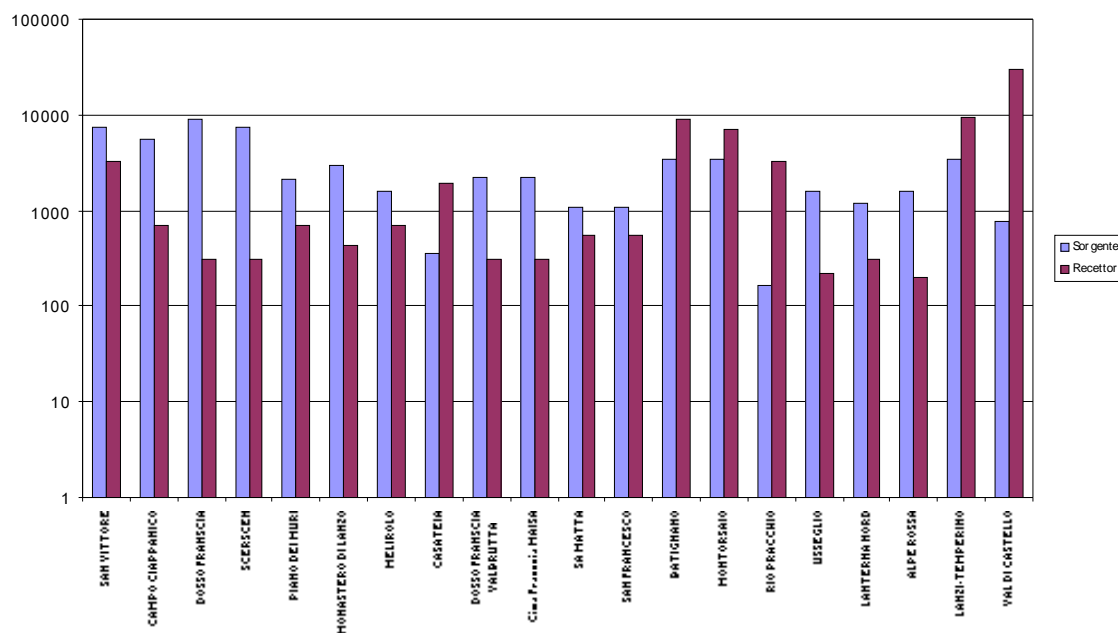


Figura 3.6.1: Siti minerari abbandonati fortemente inquinati, rapporto tra sorgente e recettori.

Per i siti mediamente inquinati la situazione è ribaltata poiché dal confronto tra peso della sorgente e peso dei recettori sono questi ultimi a prevalere (Figura 3.6.2).

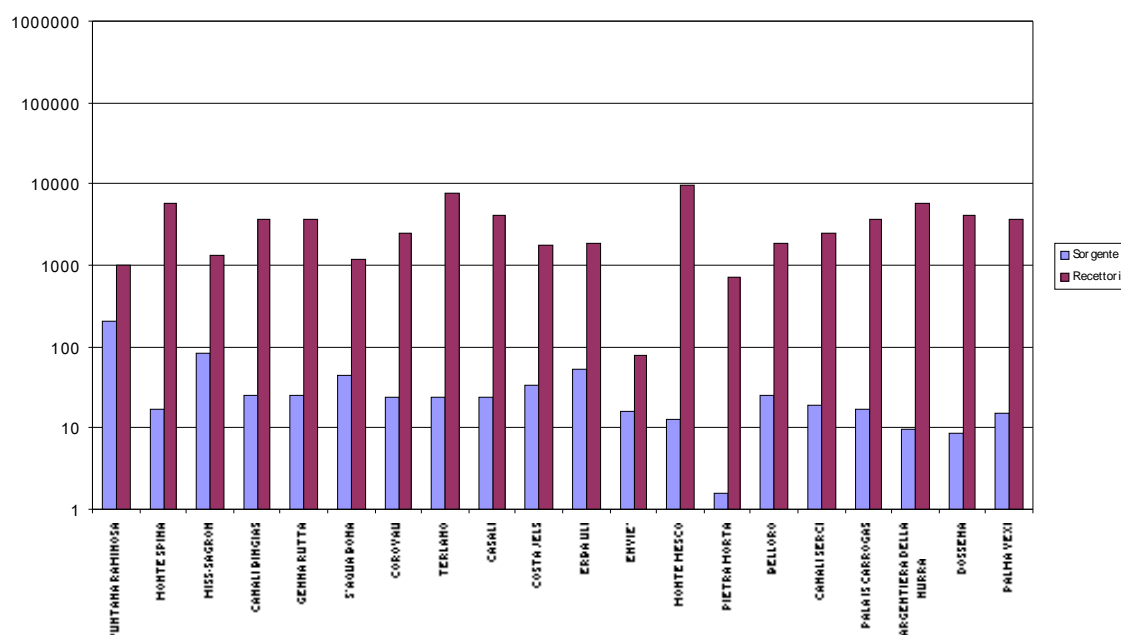


Figura 3.6.2: Siti minerari abbandonati mediamente inquinati, rapporto tra sorgenti e recettori.

Infine, per i siti debolmente inquinati il contributo dei recettori è di molti ordini di grandezza superiore rispetto alla sorgente (Figura 3.6.3).

Dall'analisi dei valori assunti dall'indice parziale dei recettori, nei tre casi considerati, risulta che esso non si discosta molto dalla soglia 1.000; mentre per la sorgente la differenza è notevole: quasi sempre al di sopra di 10.000 per i siti fortemente inquinati, oscillante tra 10 e 100 per i siti mediamente inquinati ed inferiore all'unità per i siti debolmente inquinati.

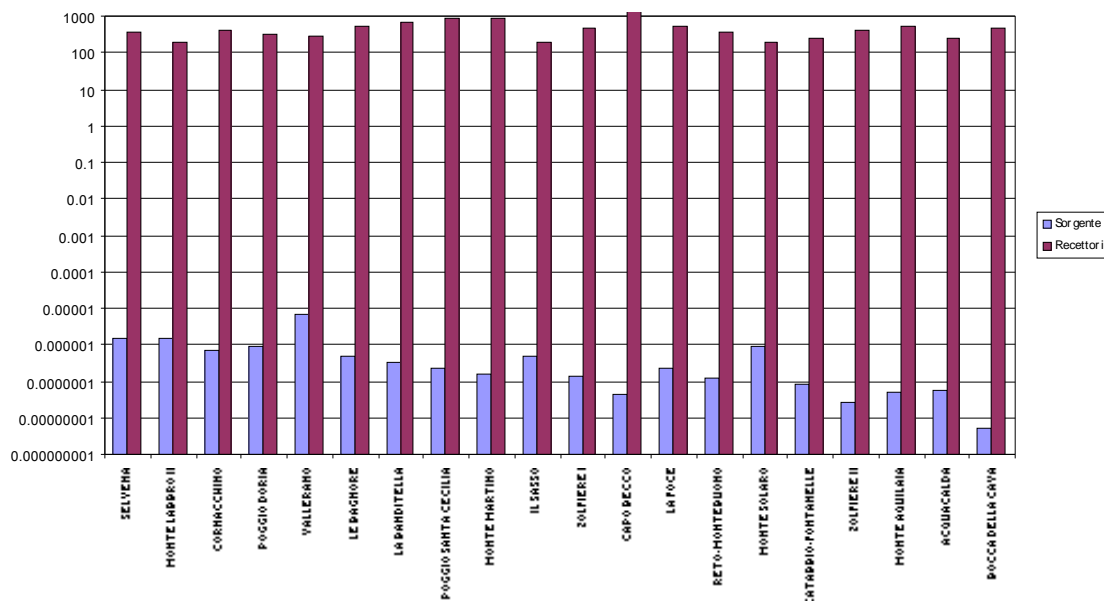


Figura 3.6.3: Siti minerari abbandonati debolmente inquinati, rapporto tra sorgente e recettori

In definitiva, pur considerando l'importanza della presenza di recettori, è la sorgente di inquinamento che determina l'entità del rischio e, di conseguenza, la posizione relativa dei siti nella classifica.

È importante sottolineare che il punteggio legato al fattore sorgente è condizionato dalla tipologia di sostanze inquinanti presenti. La pericolosità specifica assume valori che differiscono di molto a seconda della presenza o meno di sostanze cancerogene. Nel metodo di calcolo la normalizzazione del *coefficiente di pericolosità intrinseca* è stata effettuata ottenendo per le sostanze cancerogene valori uguali o superiori a 1000, mentre per le sostanze non cancerogene il limite superiore è stato posto a 100.

Basta, dunque, questa distinzione iniziale per intuire a priori che una miniera abbandonata contaminata da una sostanza cancerogena avrà un indice di rischio superiore rispetto ad una contaminata da sostanze non cancerogene, indipendentemente dall'estensione della sorgente e da altre condizioni sfavorevoli, che comunque non sarebbero sufficienti a colmare tanta differenza nell'ordine di grandezza del punteggio.

A conferma che l'indice calcolato è fortemente legato alle caratteristiche della sorgente, è stata realizzata una graduatoria per il punteggio parziale sorgente, una per il punteggio parziale recettori ed infine per i residenti. La posizione di uno stesso sito in graduatoria risulta più o meno modificata; per comprendere quanto detto si riporta su un piano cartesiano, per ogni sito, la posizione della classifica totale come variabile dipendente e la posizione della classifica parziale come variabile indipendente.

Scegliendo la classifica parziale della sorgente come variabile indipendente, la dispersione dei punti è minima, infatti si ottiene, per essi, un coefficiente di correlazione prossimo all'unità, con pendenza 0.986 ± 0.016 e intercetta 0, che implica una equivalenza tra le due variabili pressochè perfetta (Figura 3.6.4).

Al contrario, scegliendo la classifica recettori come variabile indipendente, il livello di dispersione aumenta, essendo il coefficiente di correlazione molto basso (Figura 3.6.5).

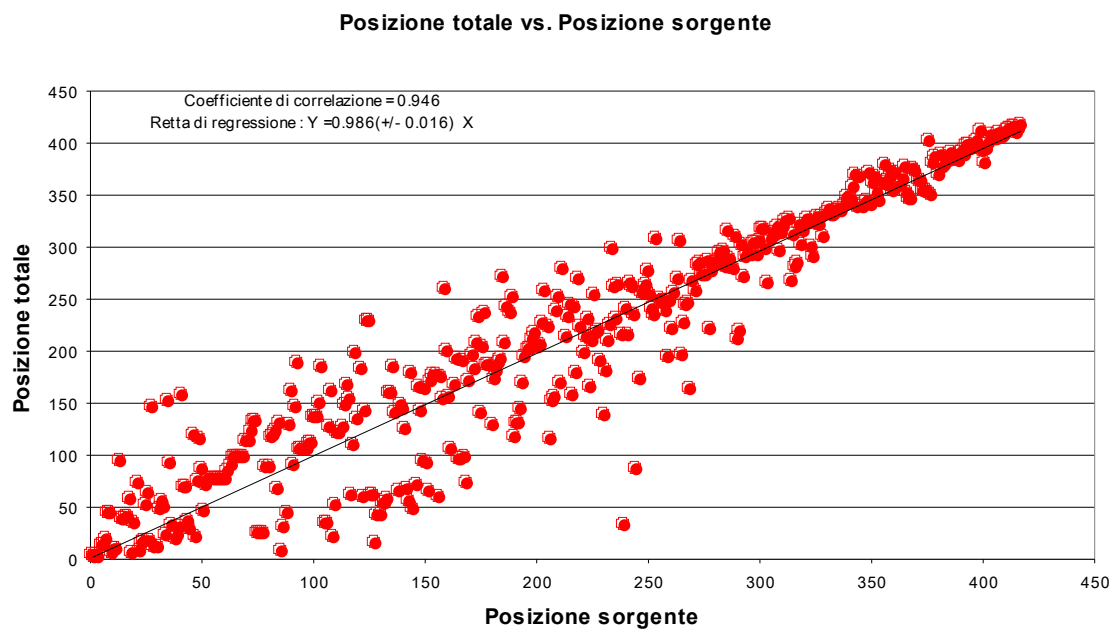


Figura 3.6.4: Correlazione tra posizione nella classifica totale e nella classifica sorgente.

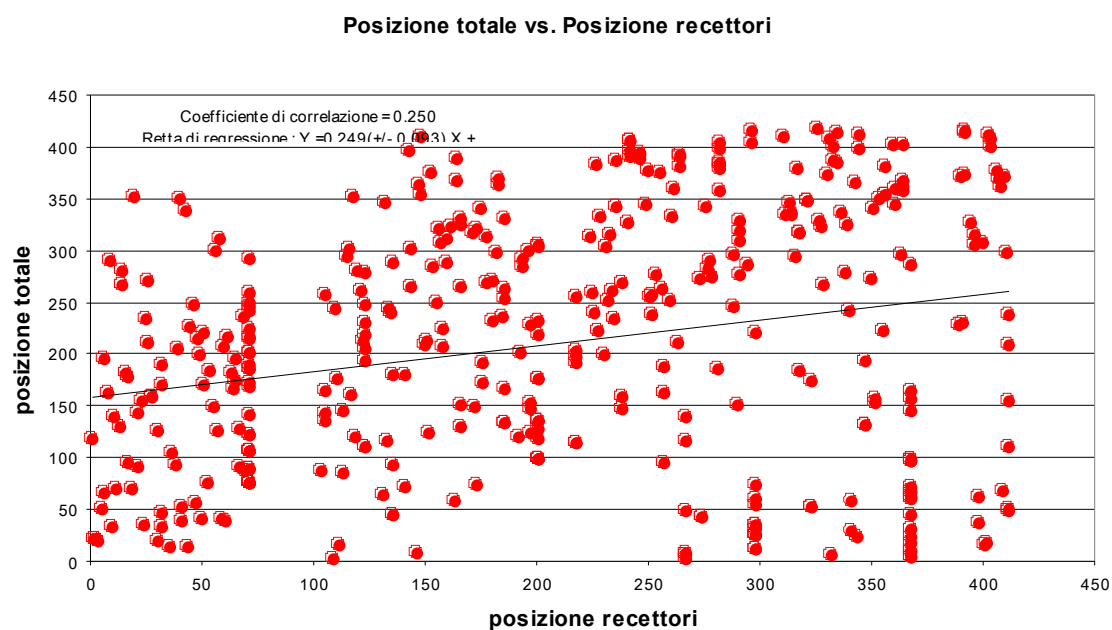


Figura 3.6.5: Correlazione tra posizione nella classifica totale e nella classifica recettori.

CONCLUSIONI

Lo studio delle miniere censite tramite analisi di rischio ha condotto ad una gerarchia dei siti, basata sull'entità del rischio ecologico-sanitario di contaminazione dell'ambiente.

Dall'analisi dei risultati è stato possibile valutare il rapporto di dipendenza tra l'indice di rischio totale e gli indici parziali del calcolo, concludendo che la sostanza inquinante è un fattore predominante.

I dati a disposizione non permettono di valutare tutti i parametri di riferimento del metodo A.R.G.I.A., dunque il risultato ottenuto è di prima approssimazione.

In futuro aggiornando il database, sarà possibile, senza apportare modifiche al sistema, ottenere una classifica più precisa perché basata su ulteriori dati di inquadramento dei siti.

Inoltre, l'approfondimento dell'analisi di rischio relativo, in merito alla visione globale della problematica, prevede lo studio delle miniere abbandonate dal punto di vista statico-strutturale e dell'impatto paesaggistico, per arrivare alla definizione di un indice di rischio complessivo espressione di tutte e tre le componenti citate.

Tale approccio fornirà un valido strumento per comprendere in un'unica matrice interpretativa gli aspetti più rilevanti del processo decisionale volto all'individuazione della migliore strategia d'intervento, ai fini della bonifica e del recupero dei siti minerari.

Esso consentirà, infatti, di gerarchizzare i siti e di pianificare le politiche e le strategie di intervento sulla base di considerazioni oggettive che tengano conto sia delle questioni legate al rischio sanitario-ecologico, già affrontate nell'ambito del D.M. 471/99 che del cosiddetto "Decreto Bagnoli", sia del potenziale rischio statico-strutturale che, purtroppo, al livello di siti minerari non viene ancora concepito come un rischio da affrontare in maniera

organica su tutto il territorio nazionale, ma come emergenza contingente, in corrispondenza ad eventi particolari (crolli, subsidenze, franamento delle strutture di contenimento dei bacini di laveria). Si ricordi, a questo proposito, che, dopo il Vajont, la maggiore catastrofe nazionale (268 morti) legata al dissesto idrogeologico si è verificata il 19/07/85 in Val di Stava a causa del franamento del bacino di laveria di una miniera abbandonata.

Per quanto riguarda l'impatto paesaggistico e il potenziale turistico, basta sottolineare che molte miniere, oltre a trovarsi in posti turisticamente molto attraenti, possono esse stesse fare da richiamo turistico, sia attraverso un recupero museale che attraverso la preparazione di percorsi sotterranei, opportunamente protetti, che consentano sia di ammirare in situ le bellezze mineralogiche presenti, che di recuperare il senso di un lavoro durissimo che, però, in Italia, come nel resto del mondo è alla base di ogni Società Industriale, cui fornisce la "materia prima" per lo sviluppo.

Riferimenti bibliografici

ARPA, Agenzia regionale prevenzione e ambiente dell'Emilia Romagna, 2003, *A.R.G.I.A.: Analisi del Rischio per la Gerarchizzazione dei siti Inquinati presenti nell'Anagrafe*, Ravenna.

UNICHIM, Associazione per l'unificazione nel settore dell'industria chimica-Federata all'UNI, 2002, *Suoli e falde contaminati analisi di rischio sito-specifica criteri e parametri*, Milano.

CONSIGLIO NAZIONALE DELLE RICERCHE (Centro di studi per la preparazione dei minerali), 1963, *Installations de preparation des mineraux en Italie*, Cannes.

PROVINCIA DI MILANO, 2003, *Giuditta (Gestione informatizzata di tollerabilità ambientale)*, Milano.

PROVINCIA DI MILANO, *Bonifica di siti contaminati: teoria e pratica dell'analisi di rischio nel contesto italiano*, Milano.

U.S. DEPARTMENT OF ENERGY, 1994, *The Hazard Ranking System (HRS)*.

L. FANFANI, P. ZUDDAS, A. CHESSA, 1997, *Heavy metals speciation analysis as a tool for studying mine tailings weathering*, Journal of Geochemical Exploration 58.

Siti internet:

<http://www.sinanet.apat.it/aree/Geosfera/Suolo/ROME2.asp>, 03/12/03.

<http://www.risc-site.nl/riscframework.htm>, 04/12/03.

<http://www.epa.gov>, 10/11/03.

