



Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia  
e lo sviluppo economico sostenibile



*Ministero dello Sviluppo Economico*

## RICERCA DI SISTEMA ELETTRICO

Performance Assessment di Depositi Geologici per il confinamento di  
rifiuti radioattivi ad alta attività e lunga vita e relativa modellazione dei  
fenomeni di dispersione di contaminanti attraverso le barriere protettive

*E. Zio, F. Cadini, J. De Sanctis*



PERFORMANCE ASSESSMENT DI DEPOSITI GEOLOGICI PER IL CONFINAMENTO DI RIFIUTI RADIOATTIVI AD ALTA ATTIVITA' E LUNGA VITA E RELATIVA MODELLAZIONE DEI FENOMENI DI DISPERSIONE DI CONTAMINANTI ATTRAVERSO LE BARRIERE PROTETTIVE

E. Zio, F. Cadini – CIRTEN, Politecnico di Milano, J. De Sanctis - ENEA

Settembre 2012

Report Ricerca di Sistema Elettrico

Accordo di Programma Ministero dello Sviluppo Economico - ENEA

Area: Governo, gestione e sviluppo del sistema elettrico nazionale

Progetto: Nuovo nucleare da fissione: collaborazioni internazionali e sviluppo competenze in materia nucleare

Responsabile del Progetto: Paride Meloni, ENEA



**CIRTEN**

**Consorzio Interuniversitario per la Ricerca TEcnologica Nucleare**

**POLITECNICO DI MILANO  
DIPARTIMENTO DI ENERGIA**

**Performance Assessment di Depositi Geologici per il  
confinamento di rifiuti radioattivi ad alta attività e lunga  
vita e relativa modellazione dei fenomeni di dispersione di  
contaminanti attraverso le barriere protettive.**

**E. Zio , F. Cadini, J. De Sanctis**

**CERSE-POLIMI RL 1453/2012**

**Milano, Settembre 2012**

Lavoro svolto in esecuzione dell'Attività LP2.E1a  
AdP MSE-ENEA sulla Ricerca di Sistema Elettrico - Piano Annuale di Realizzazione 2011  
Progetto 1.3.1 "Nuovo Nucleare da Fissione:  
collaborazioni internazionali e sviluppo competenze in materia nucleare"

# Indice

<b>Introduzione.....</b>	<b>4</b>
<i>Motivazioni del lavoro.....</i>	4
<i>Obiettivi del lavoro.....</i>	4
<i>Contesto del lavoro.....</i>	5
<b>Depositi geologici profondi per rifiuti ad alto livello di radioattività .....</b>	<b>8</b>
<i>Panoramica generale delle opzioni di smaltimento geologico profondo .....</i>	8
<i>Analisi del near-field.....</i>	11
<i>Le barriere del near-field.....</i>	11
<i>I processi del near-field .....</i>	13
<i>Analisi del far-field.....</i>	15
<b>Analisi di sensitività e delle incertezze per la performance assessment di un deposito di rifiuti radioattivi.....</b>	<b>17</b>
<i>Tecnica del Nominal Range Sensitivity Analysis per l'analisi di sensitività di un modello di PA ibrido applicato ad un caso studio realistico .....</i>	17
<i>Rilascio e trasporto di radionuclidi.....</i>	18
<i>Nominal Range Sensitivity Analysis (NRSA) .....</i>	22
<i>Conclusioni .....</i>	25
<i>Subset Sampling per la propagazione delle incertezze in un modello ibrido per la PA di un deposito di rifiuti radioattivi.....</i>	26
<i>Modello affidabilistico del deposito .....</i>	26
<i>"Subset Simulation" .....</i>	30
<i>Risultati .....</i>	33
<i>Conclusioni .....</i>	37
<b>Conclusioni.....</b>	<b>37</b>
<b>Riferimenti bibliografici .....</b>	<b>39</b>

## Sommario

La presente annualità di collaborazione è proseguita in continuità con gli studi impostati negli anni precedenti in relazione ai depositi superficiali ed ha avviato il lavoro di sviluppo di conoscenze, competenze e strumenti modellistici e computazionali per l'analisi del rischio di un deposito geologico per il confinamento di rifiuti radioattivi ad alta attività e/o lunga vita, partendo dalla metodologia e dalle competenze consolidate per i depositi superficiali. In particolare, sono stati avviati i seguenti lavori: i) il recupero e la sintesi delle informazioni esistenti a livello nazionale ed internazionale sui depositi geologici profondi per rifiuti radioattivi ad alta attività e vita lunga e ii) lo sviluppo del contesto metodologico di performance assessment probabilistica specifico per un deposito geologico profondo, con particolare attenzione alla definizione delle necessarie ed adeguate procedure di analisi di sensitività e delle incertezze e loro verifica con riferimento ai modelli disponibili grazie agli sviluppi delle precedenti annualità. Nel presente rapporto vengono dunque presentati i primi risultati di questi lavori.

In particolare, nella prima parte del rapporto sono illustrate le principali caratteristiche strutturali di un deposito geologico profondo e i principali processi fisico-chimici coinvolti nel rilascio e nella migrazione dei radionuclidi. La raccolta di tali informazioni ha permesso di evidenziare i) una similarità di base nelle caratteristiche delle matrici rocciose, dei materiali e dei processi coinvolti, ma anche ii) una serie di caratteristiche e processi peculiari dei depositi geologici profondi rispetto a quelli superficiali, di cui è fondamentale tener conto per estendere gli approcci computazionali sviluppati per i depositi superficiali nel corso delle precedenti annualità della collaborazione e presentati nei precedenti rapporti.

Nella seconda parte del rapporto, sono presentate due metodologie per l'analisi di sensitività e delle incertezze aleatorie ed epistemiche, cioè, rispettivamente, l'analisi di Sensitività a Range Nominale e la tecnica del Subset Sampling. Tali procedure sono state provate utilizzando, senza perdita di generalità e per convenienza, dati, modelli e codici di calcolo del rilascio e trasporto di radionuclidi sviluppati nelle precedenti annualità. Questo ha permesso di concentrarsi sullo sviluppo delle procedure e dei metodi, e sulla loro verifica.

L'analisi di Sensitività a Range Nominale (NRSA) è applicata ad un caso realistico di rilascio da un deposito in un acquifero profondo eterogeneo bidimensionale. Nonostante la complessità del codice di calcolo impiegato, la semplicità e la flessibilità del NRSA hanno permesso di ottenere risultati significativi in tempi accettabili.

La tecnica Subset Sampling (SS) è stata applicata per la stima di probabilità basse dell'evento di superamento delle soglie di dose nel caso di rilascio da un deposito in un acquifero monodimensionale. La propagazione delle incertezze nei parametri che governano la modellazione probabilistica dei processi di rilascio all'uscita del modello di deposito ha permesso di stimare la probabilità che la dose superi le soglie di sicurezza prestabilite. Il confronto dei risultati del metodo SS con quelli del classico metodo Monte Carlo standard ne ha dimostrato l'efficienza superiore.

# Introduzione

## *Motivazioni del lavoro*

Il confinamento dei rifiuti radioattivi costituisce un importante problema di sicurezza per l'industria nucleare, con notevole impatto sull'opinione pubblica.

Il presente lavoro si propone di contribuire allo sviluppo della sicurezza nella gestione dei rifiuti radioattivi in Italia, attraverso lo studio di metodologie di analisi quantitative per la valutazione delle prestazioni di contenimento di un deposito geologico profondo di rifiuti radioattivi di alta attività e /o lunga vita.

Il lavoro è inserito in quanto previsto dal Piano Annuale delle attività oggetto dell'Accordo di Collaborazione fra ENEA e CIRTEN, nell'ambito dell'Accordo di Programma MSE-ENEA, tema di ricerca n. 5.2.5.8 "Nuovo nucleare da fissione"; linea progettuale LP2, *Obiettivo E1*.

Il prodotto finale dell'attività vuole fornire la base scientifica sulla quale ricreare, aggiornare e consolidare le competenze del sistema Italia nella materia in oggetto.

## *Obiettivi del lavoro.*

La **prima annualità** della collaborazione ENEA – Politecnico di Milano è consistita nella sintesi e nella catalogazione sistematica delle informazioni esistenti a livello nazionale ed internazionale sui rifiuti radioattivi e sulle strutture preposte al loro smaltimento in termini di:

- Metodologie per la valutazione delle prestazioni di sicurezza dei depositi
- Comunicazione del rischio associato alla gestione dei depositi
- Formazione

Successivamente, l'attività si è focalizzata sullo sviluppo di un approccio computazionale modulare per la valutazione delle prestazioni di sicurezza di un deposito di rifiuti radioattivi. In generale, l'approccio si fonda su:

- Lo sviluppo di un modello stocastico a compartimenti per l'analisi del trasporto di radionuclidi alle differenti scale di deposito (near-field e far-field);
- L'"ibridizzazione" del suddetto modello stocastico con modelli deterministici per il trasporto di contaminanti nelle acque di sottosuolo;
- L'investigazione di meta-modelli empirici più snelli per l'eventuale sostituzione di alcuni dei moduli per l'analisi di sicurezza, particolarmente onerosi dal punto di vista computazionale, al fine di poter effettuare in modo computazionalmente efficace la propagazione delle incertezze e le analisi di sensitività.

La **seconda annualità** della collaborazione si è focalizzata sulla prima di queste attività. In particolare, sono stati sviluppati i seguenti moduli:

- A. Sviluppo di un modello di *Probabilistic Safety Assessment 0-D*, "snello", del rilascio da un deposito superficiale, per stime di prima approssimazione "veloci".
- B. Sviluppo di un modello stocastico a compartimenti **1-D** di un deposito superficiale per la stima dei rilasci in zona insatura.

e il loro **accoppiamento** con

- C. Modelli semi-analitici del trasporto di radionuclidi in acque di sottosuolo
- D. Modelli stocastici a compartimenti **1-D** e **2-D** del trasporto in acque di sottosuolo applicati al caso studio "ENEA".

La **terza annualità** della collaborazione ha riguardato:

- Il consolidamento e la validazione dei moduli di modellazione sviluppati nel corso della seconda annualità, e dei relativi codici di simulazione;
- L'"ibridizzazione" dei suddetti modelli stocastici con modelli deterministici per il trasporto di contaminanti nelle acque di sottosuolo

- L'estensione dei moduli di modellazione del rilascio e trasporto di radionuclidi ad uno specifico processo di particolare rilevanza per la valutazione delle prestazioni di sicurezza del deposito, cioè il rilascio in presenza di limiti di solubilità;
- L'applicazione della metodologia a casi studio realistici.

Il primo triennio di attività è stato dedicato allo studio dei depositi superficiali per rifiuti di basso e medio livello di radioattività.

La prima annualità del secondo triennio di attività è proseguita in continuità con gli studi impostati negli anni precedenti in relazione ai depositi superficiali ed ha avviato il lavoro di sviluppo di conoscenze, competenze e strumenti modellistici e computazionali per l'analisi del rischio di un deposito geologico per il confinamento di rifiuti radioattivi ad alta attività e/o lunga vita, partendo dalla metodologia e dalle competenze consolidate per i depositi superficiali. In particolare, sono stati avviati i seguenti lavori:

- Recupero e sintesi delle informazioni esistenti a livello nazionale ed internazionale sui depositi geologici profondi per rifiuti radioattivi ad alta attività e vita lunga.
- Sviluppo del contesto metodologico di performance assessment probabilistica specifico per un deposito geologico profondo, con particolare attenzione alla definizione delle necessarie ed adeguate procedure di analisi di sensibilità e delle incertezze e loro verifica con riferimento ai modelli disponibili grazie agli sviluppi delle precedenti annualità;

I risultati delle suddette attività sono presentati nel presente rapporto.

### *Contesto del lavoro*

I sistemi di contenimento dei depositi superficiali o geologici per il contenimento di rifiuti radioattivi sono costituiti da barriere artificiali e naturali il cui obiettivo è prevenire il rilascio dei radionuclidi e ritardare la loro successiva migrazione nelle falde acquifere ed eventualmente nella biosfera [35].

La valutazione di sicurezza (*Performance Assessment*) di un deposito di rifiuti radioattivi, sia di tipo superficiale per rifiuti con livello di attività basso o intermedio, che di tipo geologico profondo per rifiuti con alto livello di attività, è un complesso insieme di analisi che ha come obiettivo la dimostrazione che le dosi rilasciate all'uomo non superino mai nel tempo i limiti imposti da un ente regolatorio nazionale. Essa si basa sull'analisi sistematica e sistemica delle barriere ingegneristiche artificiali e naturali preposte al contenimento dei rifiuti. L'analisi mira ad investigare gli effetti del naturale processo di degrado e/o di eventi incidentali che possono minare la funzionalità delle barriere, portando al rilascio ed alla dispersione dei rifiuti contenuti.

Inoltre, molti enti nazionali regolatori, responsabili della definizione delle normative di riferimento per il controllo e la messa in sicurezza dei depositi per il contenimento di rifiuti radioattivi, richiedono non solo la stima puntuale della dose assorbita da gruppi di popolazione opportunamente definiti come critici, ma anche la valutazione probabilistica delle incertezze associate a tale stima, sia *aleatorie*, ovvero dovute alla stocasticità intrinseca nell'evoluzione del sistema, che *epistemiche*, ovvero dovute alla non completa conoscenza dei fenomeni e processi che governano l'evoluzione del sistema, che si traduce in incertezza nelle ipotesi e nei valori dei parametri dei modelli utilizzati per la loro descrizione quantitativa [30].

In definitiva, una performance assessment probabilistica, sia nella fase progettuale del deposito che in quella operativa, è in generale un'attività complessa che richiede [30][31][62]:

- i. l'identificazione degli scenari che influenzano il comportamento del deposito durante la sua vita;
- ii. la stima delle probabilità con cui questi scenari possono verificarsi (incertezze aleatorie);
- iii. la stima delle conseguenze associate al rilascio dei radionuclidi, espresse tipicamente in termini di dose assorbita dal gruppo critico;
- iv. la valutazione delle incertezze associate alle stime precedentemente menzionate (incertezze epistemiche).

In linea di principio, queste analisi devono essere effettuate sia per depositi superficiali che profondi, con l'eccezione della fase ii., la cui inclusione in una metodologia integrata assume un ruolo fondamentale nel caso geologico, soprattutto dal punto di vista regolatorio [30][54]. Per questo motivo, nella presente annualità, il maggiore sforzo modellistico è stato posto sullo sviluppo, l'implementazione e la parziale

verifica di una metodologia che integri le quattro attività fondamentali della performance assessment probabilistica precedentemente elencate.

Nel far questo si è potuto fare tesoro delle esperienze provenienti dai lavori del primo triennio di attività, tenendo conto del fatto che, come evidenziato nei rapporti delle annualità precedenti e come testimoniato in vari documenti di letteratura internazionale, sia di carattere teorico (ad esempio, [54] o [15]) che applicativo (ad esempio, [55] o [18]), le problematiche **computazionali** legate alla stima delle dosi sono proprie della performance assessment sia dei depositi superficiali che di quelli geologici profondi. Particolarmente significativa a questo proposito è l'affermazione a pag 187 di [15]: *“Release mechanisms from shallow burial sites - The procedure for modelling potential doses to Man is similar to that already discussed for deep disposal of radioactive wastes. A detailed assessment of local groundwater flow must be coupled with models of the leaching and release rates of radionuclides from the near-field”*. Si veda inoltre la Sezione 3.3 – Recommended approaches to LLW performance assessment modeling issues in [54].

D'altra parte, è necessario tenere conto delle differenze modellistiche dovute ai diversi fenomeni coinvolti nei due casi ed all'associata complessità (ad esempio nel caso dei depositi geologici un fenomeno da tenere in debito conto è l'influenza delle temperature indotte dal decadimento radioattivo dei rifiuti ad alta attività, che non sono invece presenti nei depositi superficiali), nonché all'estensione temporale e spaziale dell'analisi (ad esempio, nel caso di un deposito geologico il far-field può interessare scale di molti chilometri).

A tal fine, nel lavoro di questa annualità, di cui riportiamo i contenuti nel presente rapporto, si è innanzitutto proceduto ad una sistematica sintesi delle principali caratteristiche di progetto di un deposito geologico profondo, con particolare riferimento ai materiali e le geometrie delle barriere ingegneristiche e naturali del near-field e del far-field, ed ai processi fisico-chimici tipicamente coinvolti nel rilascio e nel trasporto dei radionuclidi (Sezione *“Depositati geologici profondi per rifiuti ad alto livello di radioattività”*). Tale sintesi è il risultato della consultazione della letteratura scientifica riguardante le “best practices” internazionali.

Per lo sviluppo metodologico volto allo studio del rilascio e della migrazione dei radionuclidi (punto iii. della performance assessment), si è partiti dalle basi costruite nelle precedenti annualità per i depositi superficiali, adottato, con le dovute integrazioni, al caso dei depositi geologici. In breve sintesi, la concettualizzazione metodologica di base prevede una modellazione modulare, multi-scala (alle differenti scale del deposito, della geosfera e della biosfera), Markoviana (e dunque su base probabilistica), a compartimenti della migrazione dei radionuclidi attraverso le barriere di contenimento. I modelli “a grana fine” dei processi di migrazione in un singolo compartimento, dettagliati sulla scala di calcolo necessaria, producono risultati su domini di dimensione corrispondente alla scala adottata che alimentano in ingresso i modelli di migrazione “a grana grossa” su scala di deposito, geosfera e biosfera, meno onerosi dal punto di vista computazionale. Per la risoluzione dei modelli Markoviani di migrazione dei radionuclidi nei compartimenti a diverse scale, si adotta la simulazione Monte Carlo che nell'analisi dei depositi superficiali sviluppata nelle precedenti annualità abbiamo dimostrato capace di fornire la flessibilità necessaria a descrivere aspetti realistici dell'evoluzione dinamica del sistema, senza introdurre le difficoltà derivanti dalla necessità di trovare soluzioni analitiche o numeriche.

Come evidenziato in precedenza, l'analisi quantitativa dei processi di migrazione dei radionuclidi attraverso le barriere di contenimento di un deposito geologico sino alle principali vie di esposizione per la stima delle dosi assorbite non può prescindere dalla contestuale valutazione di quanto le stime risultanti da tale analisi siano incerte e dalla individuazione di quali siano le principali fonti di questa incertezza (punto iv. della performance assessment). Questo problema è stato affrontato attraverso lo sviluppo, l'implementazione e l'applicazione di due procedure di analisi di sensitività e propagazione delle incertezze, presentate in Sezione *“Analisi di sensitività e delle incertezze per la performance assessment di un deposito di rifiuti radioattivi”*.

In particolare, nella Sotto Sezione *“Tecnica del Nominal Range Sensitivity Analysis per l'analisi di sensitività di un modello di PA ibrido applicato ad un caso studio realistico”* viene illustrata l'Analisi di Sensitività basata sul Range Nominale (NRSA) [27]. La NRSA è stata ampiamente usata in diverse applicazioni di tipo “risk-based”, principalmente per la semplicità ed adattabilità che offre nell'automatizzazione delle

procedure di analisi di sensitività di modelli di sistemi complessi [22][21][1]. Poichè, come spiegato in precedenza, la struttura concettuale e le metodologie per lo studio del rilascio e della migrazione dei radionuclidi contenuti in un deposito geologico profondo sono valide anche nel caso di depositi superficiali, l'applicabilità e la potenzialità del metodo sono state provate con riferimento ad un problema di rilascio e migrazione di radionuclidi da un deposito superficiali [9], sfruttando l'immediata reperibilità dei dati e dei modelli provenienti dal lavoro svolto nelle precedenti annualità. Lo schema di modellazione modulare adottato accoppia un modello a compartimenti basato sulla simulazione Monte Carlo per la migrazione di radionuclidi alla scala del deposito [10] con un modello numerico - stocastico per il flusso ed il trasporto di radionuclidi sulla larga scala di un acquifero eterogeneo.

Nella Sotto Sezione *"Subset Sampling per la propagazione delle incertezze in un modello ibrido per la PA di un deposito di rifiuti radioattivi"* invece il modello affidabilistico di deposito già presentato in un precedente rapporto e in [52] e [11] è utilizzato per stimare le dosi all'individuo critico, nella struttura di analisi tipica del "Probabilistic Safety Assessment - PSA" [52][56][14][16][38][39]. Vengono prese in considerazione le incertezze nei parametri che governano la modellazione probabilistica dei processi di rilascio, descritte in termini di densità di probabilità; la loro propagazione all'uscita del modello affidabilistico permette di stimare la probabilità che la dose superi le soglie di sicurezza prestabilite dall'ente regolatore. Per la propagazione delle incertezze viene impiegato uno schema di simulazione Monte Carlo (MC) a doppio ciclo ("double loop") in cui la probabilità di superare la soglia imposta viene stimata come il numero di scenari in cui la soglia è superata in rapporto al numero totale di scenari simulati. Poichè lo schema Monte Carlo standard richiederebbe molte simulazioni e lunghi tempi computazionali per ottenere delle stime robuste dal punto di vista statistico, l'approccio adottato è stato quello della "Subset Simulation" (SS) nel quale la probabilità di fallimento delle barriere è espressa come il prodotto di probabilità condizionate di alcuni eventi intermedi, opportunamente scelti più frequenti, le cui realizzazioni sono generate attraverso successive simulazioni di Markov Chain Monte Carlo (MCMC) [49]. Anche in questa applicazione, come nella precedente, l'efficienza dell'approccio proposto è stata verificata su un caso studio di deposito superficiale già disponibile dai lavori delle precedenti annualità e senza perdita di generalità.

## Depositi geologici profondi per rifiuti ad alto livello di radioattività

### *Panoramica generale delle opzioni di smaltimento geologico profondo*

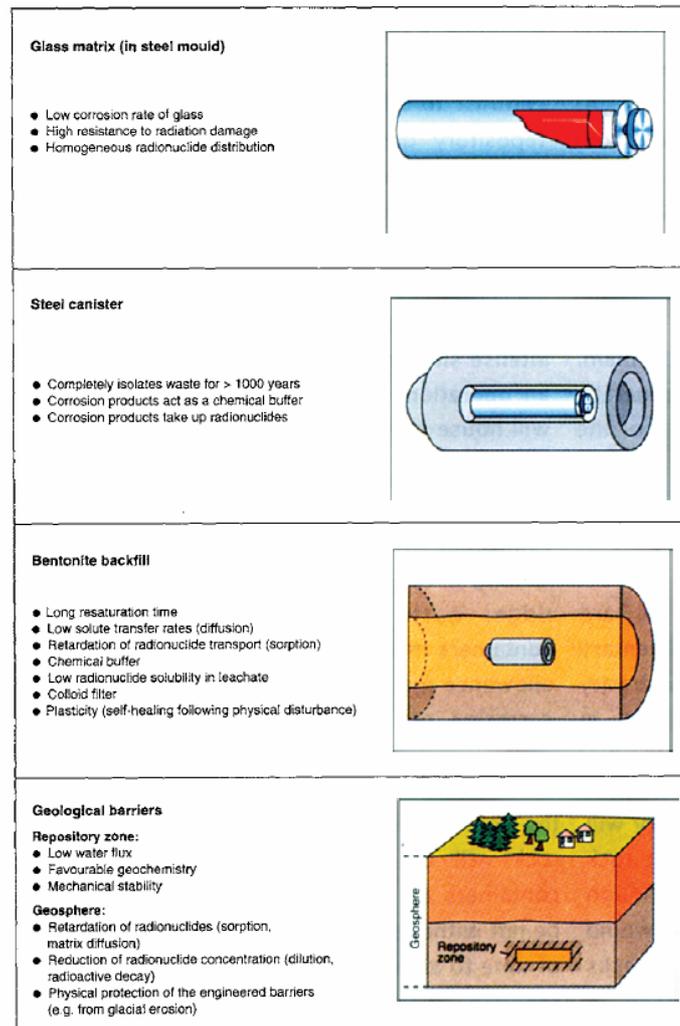
Tra le varie opzioni esistenti per lo smaltimento geologico dei rifiuti di alta attività e/o a vita lunga [15], esistono solo due possibilità realistiche: i “deep-boreholes” (o pozzi profondi) e i depositi a “tunnel”. L’attenzione principale della ricerca internazionale è di gran lunga rivolta maggiormente verso questi ultimi. In generale, i depositi a tunnel sono concepiti a profondità che variano tra i 300 m e i 1500 m, mentre i pozzi profondi possono arrivare sino a diversi chilometri, dove si pensa che mediamente i flussi di acque sotterranee siano quasi del tutto trascurabili [15][60].

Un deposito profondo a tunnel può essere progettato ad hoc o può essere ricavato da preesistenti miniere o caverne. Tuttavia, sebbene più costosa, la prima opzione sembra più adatta per i rifiuti ad alta attività e/o a vita lunga emettitori di calore, ove siano richieste specifiche geometrie che ottimizzino lo smaltimento di calore; la seconda opzione potrebbe avere invece maggior successo per rifiuti di livello intermedio.

A livello di performance assessment, le due tipologie di progetto non implicherebbero comunque grandi differenze di modellazione, poiché i processi fisici coinvolti nella migrazione dei radionuclidi sarebbero i medesimi, sebbene ad intensità molto diverse. Inoltre, indipendentemente dal tipo di progetto, il concetto di sicurezza principale al quale ci si deve attenere è quello delle barriere multiple, che in molti Paesi è addirittura un requisito regolatorio (cfr. ad esempio il capoverso 10 CFR 63.113 emanato dall’ente regolatore statunitense NRC – Nuclear Regulatory Commission). Tale concetto implica che i rifiuti radioattivi siano isolati dai processi naturali che tenderebbero a riportarli a contatto con l’uomo attraverso una serie di barriere (naturali e artificiali) innestate l’una all’interno dell’altra come in una “Matrioska”. Come dimostrato da varie esperienze internazionali [41] e come evidenziato anche a livello regolatorio in molti paesi (vedi ad esempio il Paragrafo 10 CFR 63.113 del NRC regulations degli Stati Uniti), tali barriere non conviene che siano progettate in logica ridondante, cioè in modo tale che ognuna presa singolarmente sia in grado di offrire il livello di protezione richiesto, poiché ciò sarebbe di fatto impossibile da ottenere; piuttosto, è più realistico assumere che tali barriere agiscano di concerto e che il comportamento di ognuna possa essere predetto con accuratezza [15].

Il sistema multi-barriera di un deposito geologico profondo per rifiuti di alta attività e/o a vita lunga consiste in generale di quattro componenti (Figura 1):

1. La matrice solida (vetrosa o data dal combustibile esausto stesso) che ingloba i rifiuti radioattivi;
2. Il contenitore metallico o ceramico che racchiude la matrice solida;
3. Il riempimento (Backfill) dei vuoti, che deve fornire la “continuità” termica e meccanica con la matrice rocciosa ospitante e la minimizzazione dei flussi di acque di sottosuolo (buffer);
4. La matrice rocciosa, che rappresenta la barriera più importante; nei più importanti progetti di deposito, cioè quelli della tipologia a tunnel, date le profondità interessate, tale matrice è satura d’acqua.



**Figura 1: Le barriere di un deposito geologico profondo, con particolare riferimento alla tipologia di deposito a “tunnel” (tratto da [15]).**

Con riferimento alla tipologia di deposito a “tunnel”, cioè quella ritenuta in generale più promettente e che ha dunque avuto maggior successo a livello di ricerca e sviluppo, le due principali geometrie di progetto possibili sono tali per cui:

1. I contenitori dei rifiuti sono posti direttamente nei tunnel orizzontali scavati nella roccia (tipologia studiata ad esempio in Svizzera);
2. I contenitori sono posti in pozzi secondari scavati o verticalmente o in obliquo a partire dai tunnel orizzontali del deposito (tipologie studiate ad esempio in Svezia e in Belgio).

Qualunque sia la geometria scelta, l’aspetto fondamentale che deve guidare il progetto di dettaglio è quello dello smaltimento di calore efficiente. I contenitori devono essere posti ad opportune distanze tra loro, in modo tale che, tenendo anche conto dei materiali utilizzati, le temperature delle barriere non raggiungano valori tali da rischiare di comprometterne la tenuta (per fessurazioni, degrado accelerato, alterazione flussi d’acqua, ecc.). Inoltre, altri aspetti fondamentali di cui tener conto in fase di progetto di un deposito a “tunnel” sono legati ai costi di scavo: di particolare rilevanza sono (i) la stabilità delle gallerie, che dipende dal substrato roccioso coinvolto: i depositi nelle rocce più dure come graniti e gneiss e quelli nelle formazioni saline possono, in contesti geomeccanici favorevoli, essere strutture auto-sostenenti, mentre quelli in argille plastiche hanno sicuramente bisogno di costosi rivestimenti in acciaio o cemento; (ii) la facilità di trasporto di uomini, residui di scavo, macchinari e contenitori di rifiuti.

Per comodità di analisi, è conveniente dividere le barriere del deposito in due zone: il “near-field” e il “far-field”. Il “near-field” include in generale tutte le barriere ingegneristiche e alcuni metri (o decine di metri) di

matrice rocciosa ospitante, cioè tutto ciò il cui comportamento è significativamente alterato dal calore e dai rilasci chimici. Il “far-field” è una zona molto più vasta e geologicamente complessa, ma che si trova in uno stato stazionario dal punto di vista termico, chimico e idrogeologico.

In generale dunque, lo scopo delle barriere ingegneristiche e naturali di un deposito è quello di ritardare e diluire il processo di migrazione dei radionuclidi. Tale processo può essere originato da un intervento umano o da cause naturali.

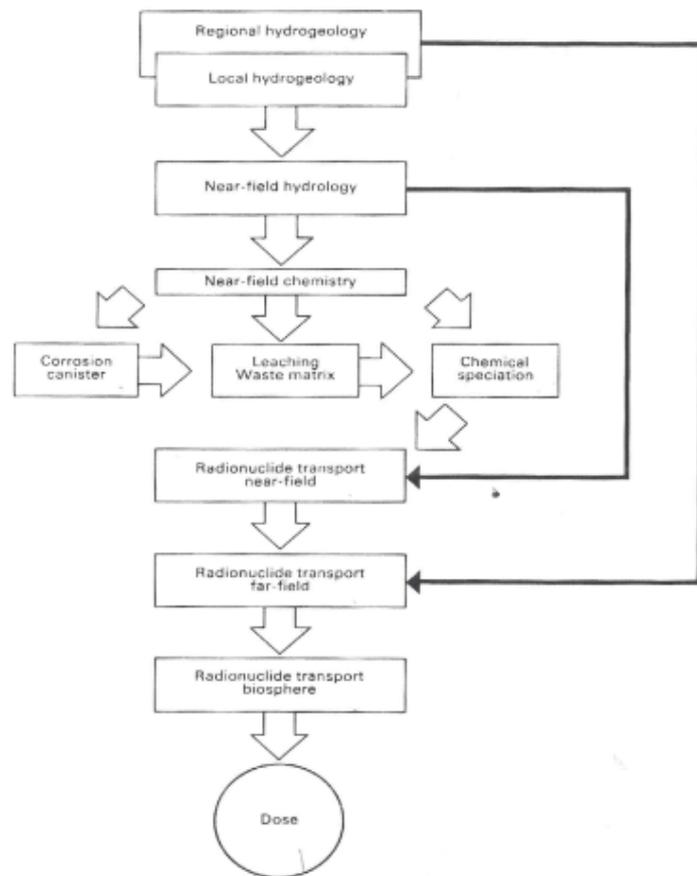
Per quanto riguarda la prima causa, è da intendere solo *accidentale*, poiché sarebbe molto difficile, se non impossibile, prevenire interventi umani *intenzionali* futuri volti al recupero del rifiuto radioattivo. Nell’ambito degli interventi accidentali, qualora il livello tecnologico futuro sia per lo meno uguale a quello attuale, allora sembra improbabile che possa avvenire alcun rilevante fenomeno di intrusione nel corso di qualunque attività mineraria in prossimità del deposito. L’unica possibilità potrebbe essere legata allo scavo di singoli pozzi di esplorazione (“boreholes”) attraverso la zona occupata dal deposito. Per ridurre le probabilità che ciò accada, in fase di selezione del sito devono essere accuratamente evitate le regioni che costituiscano risorse naturali potenzialmente sfruttabili dall’uomo. Questo aspetto è particolarmente critico per lo smaltimento in depositi di evaporiti (sali), poiché, oltre a costituire una risorsa naturale di per sé stessi, possono essere utilizzati per l’immagazzinamento di petrolio, gas naturale, ecc., per la loro caratteristica permeabilità molto bassa: questo ha portato molti Paesi ad escludere i depositi di evaporiti come possibili siti per lo smaltimento geologico profondo dei rifiuti radioattivi di alta attività e/o a vita lunga.

Per quanto riguarda invece le cause naturali, queste possono essere in generale divise in due categorie:

1. La lenta evoluzione delle strutture del deposito e dell’ambiente circostante, che in generale può essere modellata con approcci di tipo *deterministico*, perché avverrà con certezza; questo insieme di processi prende il nome di *scenario evolutivo normale* (Figura 2). Tipicamente coinvolge i processi legati al movimento delle acque sotterranee, che sono presenti in tutte le rocce della crosta terrestre (con l’unica eccezione delle evaporiti) e che sono le principali responsabili del trasporto di radionuclidi. Le acque sotterranee si muovono per effetto dei gradienti di battente idraulico, dando luogo alla componente advettiva del trasporto. Tuttavia, anche se l’acqua non si muove, permette il trasporto diffusivo dei radionuclidi. Inoltre l’acqua è responsabile dei più importanti processi di degrado delle barriere, quali ad esempio la lisciviazione della matrice solida, la corrosione dei contenitori, ecc.
2. Gli eventi “distruttivi”, tipicamente isolati, che possono in generale essere modellati solo con approcci di tipo *probabilistico*, poiché non vi è certezza sul fatto che avvengano o meno e sulla loro eventuale frequenza. Esempi di tali eventi sono i terremoti, le eruzioni vulcaniche, le glaciazioni, i cambiamenti climatici, la tettonica, ecc.; questi eventi possono causare direttamente il rilascio di contaminanti radioattivi nella biosfera o, indirettamente, modificare i campi di flusso delle acque di sottosuolo.

L’ipotesi normalmente adottata nelle performance assessment è che gli effetti (probabilistici) degli eventi “distruttivi” possano essere sovrapposti a quelli (deterministici) dello scenario evolutivo normale, assumendo linearità ed indipendenza dei processi (vedi anche [30]).

Nelle seguenti Sotto Sezioni saranno descritti più dettagliatamente i processi tipici di uno scenario evolutivo normale nel near-field e nel far-field.



**Figura 2: Rappresentazione a diagramma di flusso dei principali processi coinvolti nello “scenario evolutivo normale” di un deposito geologico profondo di rifiuti radioattivi di alta attività e/o a vita lunga (tratto da [15]).**

### *Analisi del near-field*

In questa Sotto Sezione sono descritti le barriere ed i processi principali che sono coinvolti nello scenario evolutivo normale nel near-field.

#### *Le barriere del near-field*

##### **Backfill.**

I ruoli principali del backfill sono quelli di minimizzare l’accesso delle acque di sottosuolo, alterarne la chimica, ritardare il trasporto di radionuclidi, fornire un riempimento plastico dei vuoti, distribuire uniformemente gli stress meccanici e condurre efficientemente il calore di decadimento.

Nelle rocce cristalline il backfill più adatto è la **bentonite** (principalmente sodio-montmorillonite): ha ottime proprietà di espansione quando satura, una permeabilità molto bassa ( $<10^{-13}$  m/s), può reagire chimicamente con il ferro nel contenitore per creare uno strato passivante protettivo. Inoltre, il suo degrado chimico è un processo molto lento, specialmente nelle rocce granitiche. Altri possibili materiali di riempimento sono i “grout” e i cementi, sebbene siano più adatti ai rifiuti di livello intermedio che non generano quantità significative di calore. Nei depositi di evaporiti, le condizioni di totale assenza di acqua permettono che il backfill possa avere solo buone proprietà di trasferimento di stress meccanici e calore, per cui lo stesso sale finemente macinato potrebbe fungere da riempimento. In condizioni insature (ad esempio Yucca Mountain), un’intercapedine di aria potrebbe essere il miglior riempimento, perché in questo modo si sfrutterebbe la pressione di capillarità che si oppone all’ingresso dell’acqua nelle cavità nelle quali sono posti i contenitori. In generale è comunque difficile valutare le prestazioni di un backfill nelle condizioni idrotermali che si incontrerebbero nell’ambiente del deposito: si possono effettuare solo test in laboratorio, che però non sempre forniscono risultati affidabili.

##### **Contenitore**

La struttura del contenitore deve essere progettata anche per tener conto del suo trasporto e la sua collocazione nel deposito stesso. Deve inoltre fornire un'adeguata radioprotezione agli addetti al suo trasporto e pure alle strutture che lo accolgono all'interno del deposito (un elevato campo di radiazioni potrebbe infatti compromettere le prestazioni delle barriere vicine). I materiali tipicamente ritenuti più adatti per la sua costruzione sono di tipo metallico. In fase di progetto, sono due gli approcci possibili: (i) il contenitore può essere concepito per essere resistente alla corrosione, cioè o per essere termodinamicamente stabile nell'ambiente del deposito o per creare strati passivanti protettivi: questo implica che i materiali scelti siano tipicamente costosi (ad esempio il rame, come nel progetto di deposito del SKB in Svezia); (ii) il contenitore può essere concepito per permettere la corrosione, ma in maniera e in tempi controllati: è possibile quindi costruire contenitori spessi in materiali più economici (ferro, acciaio). Una performance assessment dovrebbe tenere in considerazione l'evento distruttivo aleatorio della rottura anticipata di uno o più contenitori a causa di difetti di fabbricazione. Le misurazioni dei tassi di corrosione sono molto difficili alla scala del laboratorio: per questo motivo sono molto importanti gli studi degli analoghi naturali [50]. Particolare attenzione deve essere posta al problema della fessurazione da interazione stress-corrosione nel campo di stress meccanici a cui è sottoposto il contenitore. Inoltre, un altro problema fondamentale è quello del possibile accumulo di gas  $H_2$  (sovrapressioni e/o incendi) causato dai processi di corrosione in ambienti privi di ossigeno. In generale comunque, anche in seguito alla inevitabile perforazione del contenitore, esso può continuare a fungere da barriera. Infatti, i contenitori in materiali chimicamente poco attivi possono fornire semplicemente una limitazione fisica al trasporto di radionuclidi attraverso le parti ancora parzialmente integre o attraverso i prodotti di corrosione stessi; i contenitori in materiali più reattivi invece possono fungere da tamponi chimici o da adsorbitori di radionuclidi: in particolare, gli ossidi di ferro derivanti dalla corrosione possono smorzare sia il pH che le condizioni redox (e quindi assicurare un ambiente chimicamente riducente) e possono adsorbire fortemente molti radionuclidi [47].

#### **Matrice solida**

La sua funzione principale è quella di limitare i tassi di rilascio dopo la rottura del contenitore. Per quanto riguarda le matrici solide, l'obiettivo principale di una performance assessment è la stima dei tassi di lisciviazione, dai quali dipendono i tassi di rilascio dei radionuclidi. Le principali famiglie di matrici solide utilizzabili nei depositi geologici sono, ad oggi, due: i vetri borosilicati (BG) per i rifiuti di alta attività e/o a vita lunga e il combustibile esausto stesso se non ritrattato.

I **vetri borosilicati** offrono una grande stabilità e flessibilità, hanno una grande capacità di incorporare omogeneamente i radionuclidi e il loro comportamento alla lisciviazione è molto ben studiato. La componente principale dei BG è la  $SiO_2$ , che ne controlla il comportamento di dissoluzione a tempi più brevi. I BG possono diventare molto reattivi ad alte temperature e pressioni, per cui già a  $200^\circ C$  in condizioni idrotermali i vetri di disgregano velocemente. I tassi di rilascio dei radionuclidi sono fortemente influenzati dalle solubilità dei prodotti secondari (che sono il risultato della complessa termodinamica delle reazioni nel near-field, quali ad esempio materiali amorfi, colloidali o fasi minerali stabili), piuttosto che dal tasso di disgregazione della matrice. Come mostrato nella Figura 3, si osserva una generale tendenza alla diminuzione dei tassi di lisciviazione nei primi tempi, seguita da una fase di rilascio limitata dalla solubilità; a tempi più lunghi, la chimica del near-field si riassume su fasi più stabili, e i limiti di solubilità diminuiscono. Una delle principali assunzioni riguardo i BG nelle performance assessment è che i vetri si fratturino prima del collocamento nel deposito, offrendo così maggiori superfici alla lisciviazione dell'acqua.

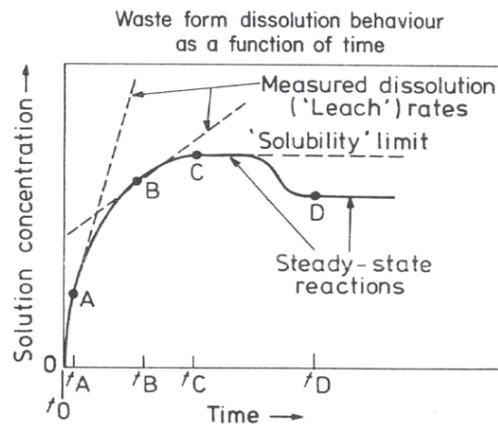


Figura 3: Schema Tipico andamento dei tassi di lisciviazione di un vetro borosilicato (tratto da [15]).

Il comportamento in dissoluzione del **combustibile esausto** ( $UO_2$  o  $U_{met}$ ) è controllato dalla solubilità dell'uranio in acqua, che, fortunatamente, nelle acque di sottosuolo profonde e in condizioni di riduzione, è piuttosto bassa. A differenza dei BG, qui la matrice stessa solida che ingloba i radionuclidi è radioattiva, con significativi effetti legati all'integrale della radiazione: la significativa radiolisi delle acque circostanti induce condizioni ossidanti nel near-field più prossimo alla matrice, accelerando il processo di dissoluzione dell' $UO_2$  o  $U_{met}$ . Inoltre, fino a circa  $10^4$  anni, la potenza termica è più elevata. Un ulteriore elemento di cui si deve tener conto è che nel combustibile esausto sono presenti elementi estremamente mobili (Cs e I) che diffondono nella matrice solida durante il funzionamento in centrale e si accumulano sulle superfici: Per questo, nelle performance assessment si assume tipicamente e conservativamente un rilascio istantaneo di Cs e I.

#### *I processi del near-field*

Durante il riempimento del deposito la ventilazione e il drenaggio forzati garantiscono condizioni asciutte e quindi assenza di acqua nei pori delle strutture del near-field. Dopo il riempimento e la chiusura del deposito, le condizioni cambiano gradualmente secondo le seguenti fasi:

1. L'acqua rioccupa la matrice rocciosa de-saturata e penetra nel backfill (la bentonite, tipico materiale di riempimento, si gonfia riempiendo gli eventuali vuoti presenti e la "excavated damaged zone" (EDZ);
2. Tale processo è però in parte controbilanciato inizialmente dal calore di decadimento emesso dai rifiuti che potrebbe portare l'acqua ad ebollizione e creare una "goccia secca" nell'intorno dei contenitori;
3. Alla fine comunque le acque di sottosuolo saturano il backfill: la chimica dell'acqua si altera a causa di reazioni quali dissoluzione, precipitazione o scambio ionico. Questa fase è ancora più intensa per riempimenti di bentonite o cementizi;
4. Avviene il contatto con il contenitore: comincia dunque la corrosione, mentre il trasporto di soluti (sostanze corrosive o prodotti di corrosione) avviene principalmente per diffusione (processo molto lento), grazie alla bassa permeabilità dei materiali coinvolti;
5. Ad un certo punto, avviene la perforazione del contenitore e l'acqua entra in contatto con la matrice solida dei rifiuti;
6. La matrice solida comincia a degradarsi; i radionuclidi entrano direttamente in **soluzione** o come **particolato** o come **colloidi**;
7. Comincia la migrazione dei radionuclidi nel near-field; i tassi di rilascio sono determinati dai **tassi di disgregazione** della matrice solida e/o dai **limiti di solubilità**; è dunque possibile stimare i tassi di rilascio nel far-field.

L'intensità dei processi appena elencati è influenzata da diversi fattori, i più importanti dei quali sono la temperatura (T), il campo di stress meccanici (M), l'idrogeologia (H) e la chimica (C).

La **temperatura** (T) è probabilmente il fattore più importante. Mediamente a 1 Km di profondità la temperatura varia tra i 25° e i 50° C, a cui bisogna aggiungere l'incremento dovuto al calore di decadimento dei rifiuti radioattivi. Fortunatamente, è possibile effettuare predizioni molto accurate dei trasferimenti di calore, persino tenendo in considerazione la risaturazione del backfill in bentonite (accoppiamenti TH). Naturalmente le temperature massime che si possono raggiungere dipendono sia dal carico termico che, come già visto nella Sotto Sezione precedente, dalla disposizione geometrica dei rifiuti.

Il campo di **stress meccanici** (M) è legato all'effetto combinato della pressione idrostatica e quella litostatica sui componenti del near-field. Nella zona satura c'è completa interconnessione idraulica di pori e fratture, quindi ad 1 Km di profondità la pressione **idrostatica** esercitata sui componenti del near-field è approssimativamente uguale ad un battente di 1 Km di acqua. In seguito alla **risaturazione** della EDZ, questo valore rappresenta lo stress **minimo** a cui i rifiuti sono sottoposti. Inoltre, in alcuni strati sedimentari misti, le acque di sottosuolo potrebbero trovarsi a pressioni maggiori di quella idrostatica a causa di **trasferimenti** parziali di pressione **litostatica**. Sul lungo periodo, alla fine la massa rocciosa chiude ogni cavità presente, e il campo di stress sul near-field diventa pari alla pressione litostatica piena. La temperatura può influenzare il campo di stress stesso (accoppiamenti TM, vedi in seguito); inoltre ripidi gradienti termici e espansioni termiche differenziali possono generare "spalling" e microfessurazioni nelle rocce più fragili, modificando i campi di flusso idrici.

Il trasporto di soluto nel near-field è poi fortemente influenzato dall'**idrogeologia** (H) regionale, dalla geometria del deposito e dalle caratteristiche fisiche delle barriere. L'idrogeologia regionale determina il massimo flusso di acqua attraverso l'intero deposito, ma il trasporto di soluti è influenzato dal "layout" del near-field. Nelle modellazioni, spesso è fatta l'assunzione di *flusso equivalente*, cioè l'intero flusso d'acqua che attraversa il deposito è a disposizione per lo scambio di soluti e tale flusso è equamente ripartito tra i vari contenitori di rifiuti. Intuitivamente, l'idrogeologia del near-field è fortemente influenzata dal calore (accoppiamenti TH), principalmente attraverso l'induzione di variazioni di densità dell'acqua e quindi di forze di galleggiamento o, in alcuni casi, addirittura di cambiamenti di fase locali che possono durare anche per decine-centinaia di anni [58][51]. L'idrogeologia del near field è anche influenzata dal campo di stress meccanici (accoppiamenti HM). Più in generale si parla dunque di accoppiamenti THM.

L'analisi della **chimica** (C) delle acque di sottosuolo richiede la conoscenza del pH, delle proprietà di ossidazione o riduzione dell'acqua (condizioni redox o Eh) e delle concentrazioni degli ioni principali. Lo studio approfondito della chimica richiederebbe anche la conoscenza dei dati termodinamici di base di tutte le reazioni che possono avvenire nel near-field, che però sono di difficile reperimento, soprattutto per quanto riguarda gli attinidi. Le reazioni idrotermali con la matrice rocciosa danneggiata dagli scavi (EDZ) o riscaldata dal calore di decadimento possono alterare la chimica dell'acqua ben prima che questa entri in contatto con i contenitori, portando alla formazione di prodotti secondari che influenzano le dinamiche del near-field (accoppiamenti THMC). In particolare, gli aspetti principali legati alla chimica del near-field di cui si dovrebbe tener conto in fase di modellazione del rilascio e del trasporto di radionuclidi sono (i) i limiti di solubilità, importanti nel determinare i tassi di rilascio, (ii) la speciazione chimica, che influisce sui fenomeni di ritardo nel trasporto, (iii) la formazione di colloidali, cioè di particelle nella scala dei nano-micrometriche possono formare sospensioni stabili in fase acquosa: i colloidali sono mobili in acqua e possono accelerare imprevedibilmente il processo di trasporto dei radionuclidi.

Come accennato in precedenza, i quattro fattori precedentemente descritti che, direttamente o indirettamente, causano il rilascio ed il susseguente trasporto di radionuclidi nel near-field interagiscono fortemente tra di loro, come mostrato più esaurientemente in Figura 4. Questa complessità pone notevoli problemi in fase di modellazione e di calcolo nell'ambito della performance assessment di un deposito geologico profondo.

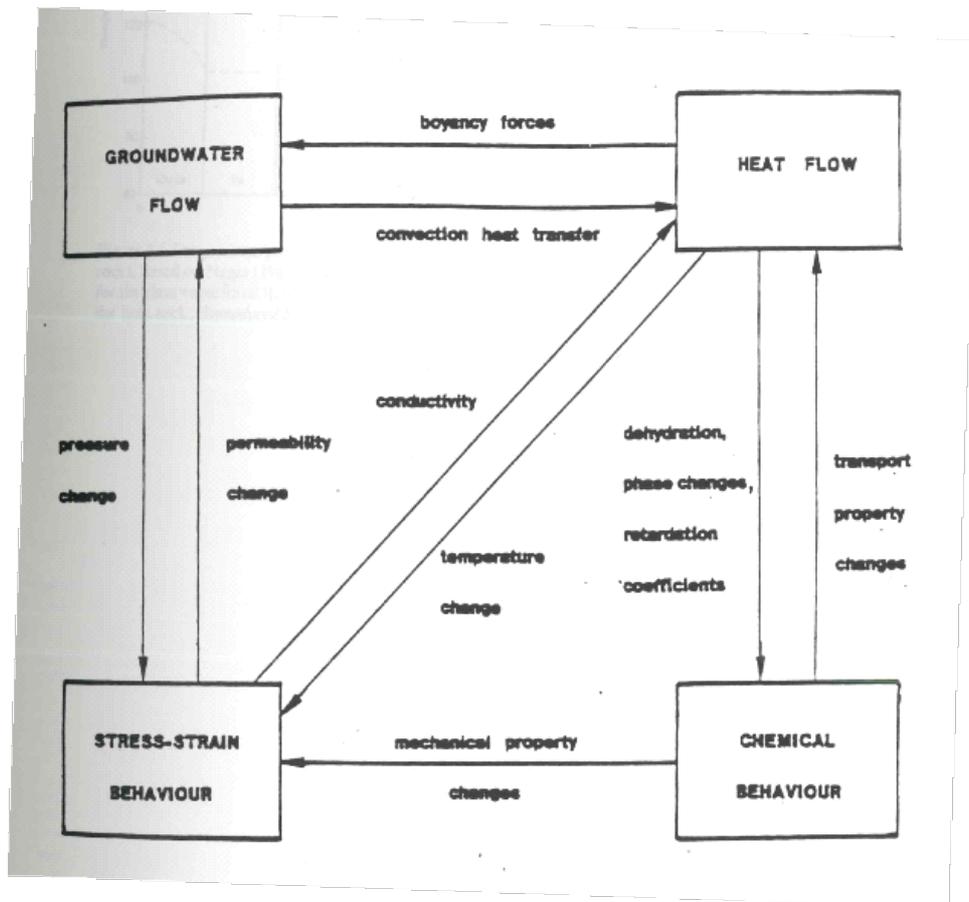


Figura 4: Schema dei possibili accoppiamenti THMC nel near-field di un deposito geologico profondo (tratto da [15]).

### Analisi del far-field

Il far-field può essere considerato come la più importante delle barriere di un deposito. Si comporta come un enorme “buffer” fisico e chimico nei confronti dei processi nel near-field. Il far-field e il near-field sono accoppiati per mezzo di uno scambio di soluti: agenti corrosivi e complessanti sono trasportati dal far-field verso il near-field, mentre i prodotti di corrosione ed i radionuclidi lisciviati sono rilasciati dal near-field verso il far-field. Successivamente al rilascio dei radionuclidi nel far-field, la performance assessment deve studiare (i) i tempi impiegati dai radionuclidi stessi per raggiungere la biosfera e (ii) le concentrazioni alle quali vi giungono.

In quanto segue descriveremo i processi tipici del far-field facendo riferimento allo scenario evolutivo normale, cioè a quello per cui i radionuclidi sono lisciviati e trasportati dalle acque di sottosuolo verso la biosfera. Per questo motivo, la modellazione dei flussi delle acque di sottosuolo assume il ruolo più importante in una performance assessment. Per quanto dipendenti dalle eterogeneità delle matrici rocciose considerate, tali flussi mostrano delle strutture ricorrenti a seconda delle tipologie di rocce prese in considerazione. In generale, le principali tipologie di rocce ad oggi prese in considerazione per la localizzazione di un deposito geologico profondo sono: (i) le rocce cristalline (igneie o metamorfiche), (ii) quelle argillose e (iii) le evaporiti. I depositi di ignimbrite vulcanica sono stati presi in considerazione solo nel caso del progetto di deposito di Yucca Mountain. La loro caratteristica comune principale è quella di mostrare una permeabilità molto bassa, che garantisce flussi molto ridotti delle acque di sottosuolo. Inoltre queste rocce dovrebbero avere buone proprietà di trasferimento di calore e di adsorbimento (ritardo) dei radionuclidi. Qui di seguito descriviamo brevemente le principali caratteristiche di queste quattro tipologie di rocce.

Le rocce **cristalline**, quali ad esempio i graniti, i gabbri o i basalti, hanno una porosità estremamente bassa, ma sono tipicamente fessurati, con fratture che variano dalla scala del centimetro a quella delle centinaia di metri. Per questo motivo i flussi di acqua attraverso le rocce cristalline sono sostanzialmente imposti dalla rete di fratture. I basalti hanno una discontinuità aggiuntiva: le porzioni superiori e inferiori delle colate laviche che li hanno originati hanno una struttura meno compatta e “spugnosa”; inoltre, diversi tipi di sedimenti possono essersi accumulati tra i vari strati basaltici. Tutto ciò aumenta la permeabilità dei basalti, rendendoli poco adatti alla localizzazione di un deposito geologico profondo. Le rocce cristalline mostrano un’ottima stabilità termica, dovuta alla loro formazione, e buone proprietà di conduttività termica. Infine, la grande durezza di queste rocce permette di scavare gallerie auto-sostenentesi, con un notevole risparmio economico.

Le rocce **argillose** mostrano una grande varietà di proprietà. Ad esempio, dal punto di vista meccanico, gli strati di argilla **plastici** mostrano tipicamente basse permeabilità, non sono inclini a fessurazione e hanno ottime proprietà di adsorbimento; tuttavia, allo stesso tempo, tali formazioni si trovano spesso a basse profondità, hanno una bassa stabilità termica, sono spesso associate a strati di altre rocce molto permeabili e richiedono tecniche complesse di scavo. Gli strati di argilla più **duri**, di contro, sono molto più simili alle rocce cristalline: sono fratturati ed hanno bassa porosità, ma minori capacità di adsorbimento. La loro origine è sedimentaria, per cui si formano a strati in strutture geologiche molto ampie. Questo è un fatto positivo, poiché tali stratificazioni offrono dei percorsi più lunghi alle acque di sottosuolo per raggiungere la biosfera.

I depositi di **evaporiti** sono grandi formazioni di sali quali Na, Mg, K e Ca che si sono formate per evaporazione di antichi laghi e lagune. Il sale più comune è l’halite (o salgemma NaCl). I sali in generale sono termicamente molto stabili e ottimi conduttori di calore. Sono virtualmente impermeabili all’acqua e il loro contenuto di umidità è prossimo allo zero. presentano poche fratture, che tendenzialmente tendono a chiudersi da sole, data la plasticità della roccia. I tunnel possono essere scavati con molta facilità in questi strati. un problema è legato al fatto che la loro estrema plasticità, unita al fatto che la densità è in media più bassa rispetto a quella delle rocce circostanti, fa sì che nel lungo periodo queste stratificazioni tendano a muoversi verso la superficie in enormi bolle a forma di goccia, chiamati anche diapiri. La difficile previsione della dinamica di questo fenomeno (che potrebbe riportare in superficie i rifiuti) e il fatto che le evaporiti costituiscano potenziali risorse naturali (o possano essere usate per immagazzinarle, come visto in precedenza) fanno sì che siano escluse da molti paesi quali potenziali siti di smaltimento.

## Analisi di sensitività e delle incertezze per la performance assessment di un deposito di rifiuti radioattivi

In questa Sezione sono sviluppate due metodologie a supporto della fase iii. di performance assessment di un deposito geologico (vedi Introduzione). In particolare, vengono sviluppate una metodologia per l'analisi di sensitività ed una per l'analisi delle incertezze. Entrambe sono provate su casi studio riguardanti depositi superficiali, senza alcuna perdita di generalità e per facilità di reperibilità dei dati e dei modelli.

### *Tecnica del Nominal Range Sensitivity Analysis per l'analisi di sensitività di un modello di PA ibrido applicato ad un caso studio realistico*

Come visto nella Sezione precedente, un deposito di rifiuti radioattivi utilizza barriere artificiali (ingegneristiche) e naturali (geologiche) per ritardare il rilascio dei radionuclidi e la loro migrazione verso le falde acquifere e/o le acque superficiali e, in ultimo, verso la biosfera [35][62][54]. La valutazione delle prestazioni di queste barriere è un'attività fondamentale. In questo contesto, la modellazione della migrazione dei radionuclidi attraverso le barriere del deposito e la geosfera è dunque la parte più critica di questa attività.

La conoscenza non perfetta dei processi fisici coinvolti e dei parametri che governano i loro modelli matematici interpretativi mina la bontà dei risultati della modellazione (i) dei meccanismi di rilascio dei radionuclidi dalle matrici solide e (ii) dei processi di trasporto attraverso le barriere artificiali e naturali. La conoscenza di quali siano i fattori fisici e parametri di modello che maggiormente influenzano i risultati dell'analisi è di notevole importanza per una loro adeguata e solida interpretazione.

L'Analisi di Sensitività (SA, "Sensitivity Analysis") può fornire un valido supporto all'investigazione di come i risultati di un modello rispondano alle variazioni dei parametri di ingresso incerti [8][28][27][21].

I molti metodi proposti per la SA possono essere in generale classificati in tre categorie principali: "sensitivity testing", analitici e stocastici (o basati sul campionamento) [36].

I metodi di "sensitivity testing" implicano lo studio della risposta di un modello a fronte di una selezione di valori dei parametri di input e/o di un insieme di modifiche nella formulazione del modello stesso [36].

I metodi analitici invece consistono o nella differenziazione (analitica) delle equazioni di modello e la seguente soluzione di un insieme di equazioni di sensitività ausiliarie, o la riformulazione del modello originale per mezzo di equazioni stocastiche algebriche/differenziali. In generale questi metodi richiedono la conoscenza delle equazioni di modello o del codice che ne simula il comportamento [36]. I più diffusi metodi analitici sono:

i) I metodi di analisi differenziale, ad esempio l'espansione di Neumann o i metodi perturbativi, il cui scopo principale è quello di predire gli effetti delle variazioni di parametri senza calcolare le configurazioni perturbate, ma, piuttosto, attraverso l'uso di quantità non perturbate [8]; in particolare, è stato dimostrato che l'uso delle funzioni aggiunte per studiare gli effetti di piccole perturbazioni è efficiente per quei modelli che coinvolgono un grande numero di parametri di ingresso e, allo stesso tempo, poche uscite [8]; gli svantaggi principali di questi metodi sono (a) il requisito che i termini perturbativi siano piccoli e (b) le generali difficoltà matematiche e numeriche che nascono in presenza di sistemi complessi e non-lineari;

ii) Il metodo della funzione di Green [33];

iii) I metodi diretti accoppiati e disaccoppiati; sia ii) che iii) sono computazionalmente intensivi per problemi su larga scala non-lineari, quali quelli tipicamente affrontati in applicazioni pratiche [8];

iv) I metodi "spectral-based", basati sulla rappresentazione dei processi stocastici in termini di una espansione in serie, come ad esempio le espansioni di Karhunen-Loeve e Polynomial Chaos [42] (vedi [25] e [28] per applicazioni al flusso e trasporto in mezzi porosi).

Infine, i metodi stocastici usano le uscite del modello originale valutate in corrispondenza di combinazioni di parametri di ingresso opportunamente campionati [32]. In generale, essi non richiedono la conoscenza né delle equazioni di modello, né del codice rappresentativo. I metodi stocastici più utilizzati sono:

- i) I metodi monte Carlo [37]; questi possono essere associati ad alti costi computazionali, sebbene alcune tecniche possono essere adottate per migliorarne l'efficienza (ad esempio le tecniche del Latin Hypercube, del Quasi-Monte Carlo o della riduzione della varianza [42]);
- ii) I metodi FAST (Fourier Amplitude Sensitivity Test) [48];
- iii) I metodi delle superfici di risposta, in cui una superficie di risposta opportunamente costruita è utilizzata in sostituzione del modello al calcolatore e tutte le operazioni legate all'analisi di incertezza/sensibilità del modello originale sono derivate dalla superficie di risposta stessa [32][13].

La scelta del metodo di SA dipende dalla natura del problema e del modello, e dalle risorse a disposizione dell'analista. Secondo [8], l'applicabilità di molti dei metodi di SA descritti in precedenza può essere accertata attraverso una fase preliminare di selezione di un sottoinsieme di parametri di ingresso più rilevanti sulla base di conoscenze "a priori". In questo lavoro proponiamo di supportare tale fase di selezione attraverso una procedura semplice, che può essere collocata nell'ambito dei metodi SA di tipo "sensitivity testing" semi-globali, cioè l'Analisi di Sensibilità basata sul Range Nominale (NRSA) [27]. La NRSA è stata ampiamente usata in diverse applicazioni di tipo "risk-based", principalmente grazie alla semplicità ed adattabilità che offre nell'automatizzazione delle procedure di SA di modelli di sistemi complessi [22][21][1].

L'applicabilità del metodo NRSA viene qui dimostrata con riferimento ad un problema di rilascio e trasporto di radionuclidi per la performance assessment di un deposito di rifiuti radioattivi il cui modello è stato sviluppato in [9]. Lo schema di modellazione modulare accoppia un modello a compartimenti basato sulla simulazione Monte Carlo per la migrazione di radionuclidi alla scala del deposito [10] con un modello numerico-stocastico per il flusso ed il trasporto di radionuclidi sulla larga scala di un acquifero eterogeneo. La presentazione del lavoro è organizzata come segue. Il Paragrafo "*Rilascio e trasporto di radionuclidi*" descrive brevemente il modello a compartimenti basato sul Monte Carlo e l'analisi del flusso e del trasporto nell'acquifero eterogeneo assieme alla loro applicazione ad un caso studio realistico. Il Paragrafo "*Nominal Range Sensitivity Analysis (NRSA)*" illustra le procedure operative ed i principali risultati dell'analisi di sensibilità NRSA. infine, nel Paragrafo "*Conclusioni*" sono presentate alcune conclusioni.

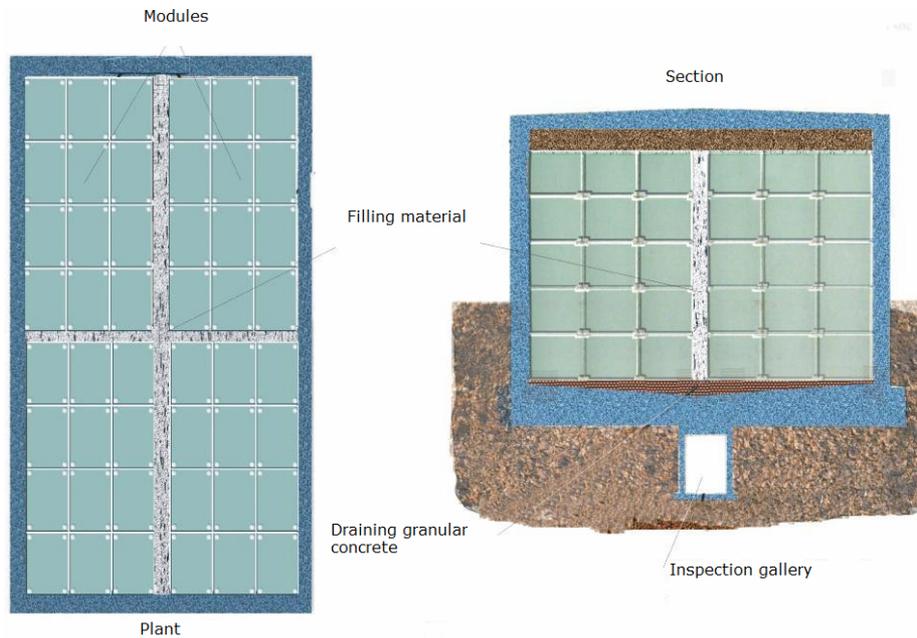
#### *Rilascio e trasporto di radionuclidi*

In questo Paragrafo riassumiamo brevemente i punti principali della strategia di modellazione introdotta in [9] e basata sull'accoppiamento di un modello a compartimenti basato sulla simulazione Monte Carlo per il rilascio di radionuclidi da un deposito con un modello numerico di flusso e trasporto in un acquifero completamente saturo. Successivamente applichiamo la procedura per analizzare il comportamento di un deposito le cui caratteristiche di progetto sono simili a quelle dell'impianto di smaltimento attualmente operativo di El Cabril, Spagna [66].

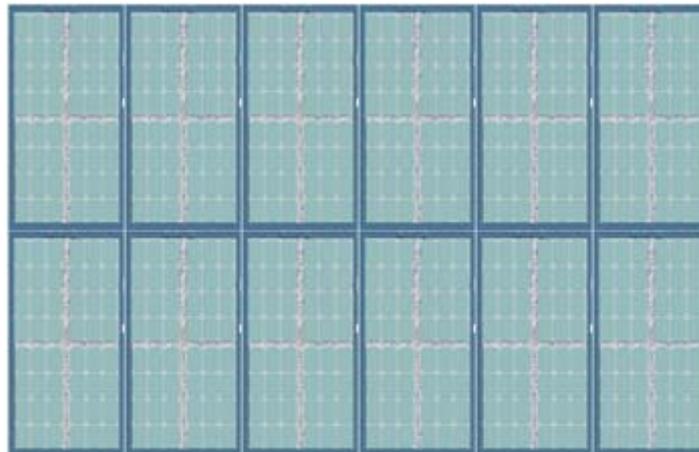
Le principali strutture di contenimento di una struttura di smaltimento sono i fusti, i moduli, le celle e le unità di smaltimento; queste costituiscono un insieme di barriere multiple atte a contrastare la filtrazione dell'acqua e la migrazione dei radionuclidi. I fusti consistono in dei contenitori d'acciaio in cui il materiale radioattivo è incapsulato in una matrice solida di cemento. Il diametro del fusto è di 0.791 m e la sua altezza è di 1.1 m, per una capacità volumetrica totale di circa 400 l. Il modulo, contenente 6 fusti, è una cassa di calcestruzzo, chiusa e sigillata con un tetto di calcestruzzo; lo spazio vuoto tra un fusto e l'altro è riempito da un materiale speciale, come per esempio grout. Le dimensioni esterne del modulo sono: 3.05 m di lunghezza, 2.09 m di larghezza e 1.7 m d'altezza, mentre le dimensioni interne sono: 2.75 m di lunghezza, 1.79 m di larghezza e 1.37 m d'altezza. I moduli sono inseriti in matrici di 8x6x5 in celle di calcestruzzo costruite appena sotto il naturale piano di campagna, ma sopra il livello normale della falda acquifera [9] (Figura 5). Quindi, l'unità di smaltimento è una struttura di calcestruzzo che incorpora una fila di 6 celle, mentre la totalità del deposito è costituita da due unità di smaltimento, disposte in file parallele, in cui ognuna di esse rappresenta un sistema indipendente che può essere costruito e gestito individualmente senza interferire con le altre unità (Figura 6).

In totale il deposito contiene  $16 \times 36 \times 5 = 2880$  moduli. Le dimensioni esterne del deposito sono dunque 52.8 m di larghezza (16 moduli), 84.6 m di lunghezza (36 moduli) e 14.4 m di altezza (5 moduli) (Figura 6), che

includono i “buffer” di bentonite posti tra i moduli e le strutture stesse del deposito (muri di cemento, soffitti e pavimenti).



**Figura 5: Schema della matrice 8x6x5 di moduli in una cella di deposito [9].**



**Figura 6: Schema dell'intero deposito considerato [9].**

Sotto le ipotesi semplificative [45][46] di i) moduli identici, ii) un trasporto di massa prevalentemente verticale e iii) una simmetria del processo di diffusione laterale, la stima della probabilità del rilascio nella zona insatura al di sotto del deposito può essere ridotta ad un problema mono-dimensionale di stima del rilascio da una sola colonna di cinque moduli identici. Dunque, la rappresentazione a compartimenti della colonna del deposito consiste in un vettore mono-dimensionale in cui un compartimento corrisponde ad un modulo [9].

La stima del rilascio al di fuori della colonna del deposito è stata ottenuta attraverso una simulazione Monte Carlo di  $M=5500 \cdot 5=27500$  particelle del radionuclide  $^{239}\text{Pu}$  equamente distribuite nei compartimenti della colonna e rilasciati in accordo con la distribuzione dei tempi di emissione della sorgente Per ulteriori dettagli sulla procedura il lettore può riferirsi ai precedenti rapporti ENEA o a [9].

La distribuzione del termine di sorgente da ciascun modulo e le distribuzioni dei tempi di transizione (o attraversamento) da un compartimento all'altro sono stimati per mezzo del codice MASCOT [10]. Il decadimento radioattivo e le seguenti catene sono trascurate per semplicità di illustrazione del metodo.

Ad esempio, la Figura 7 mostra la stima della probabilità di rilascio calcolata per la colonna di cinque moduli. I cinque picchi, che rappresentano i rilasci dai cinque moduli, sono ritardati dall'attraversamento del compartimento (modulo) sottostante. Il primo picco rappresenta il rilascio nell'acquifero dal modulo collocato sul fondo della colonna. In definitiva, la colonna di moduli causa (i) un progressivo ritardo dell'ingresso di radionuclidi nell'acquifero e (ii) un allargamento temporale delle storie di rilascio dovuto agli effetti dispersivi/diffusivi in direzione verticale.

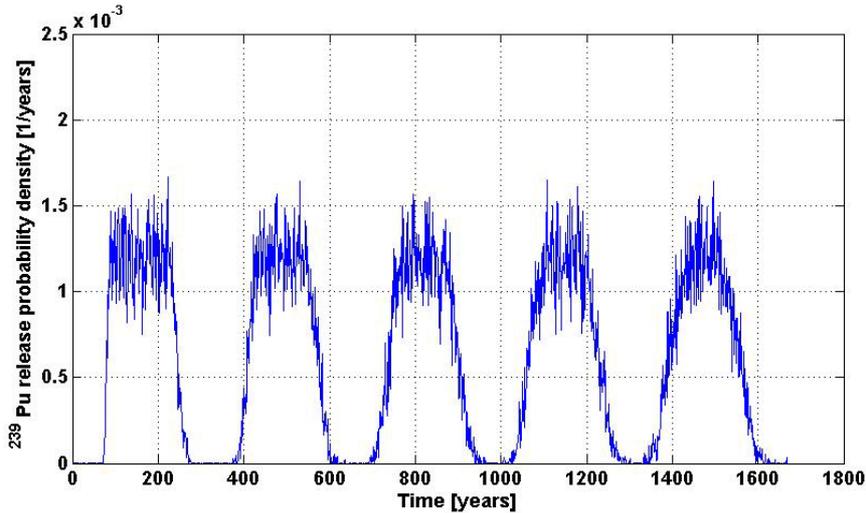


Figura 7: Densità di probabilità di rilascio di  $^{239}\text{Pu}$  dalla colonna dei cinque moduli (riprodotto da [10]).

Consideriamo uno scenario in cui le particelle di radionuclidi siano rilasciate direttamente nella frazione satura del sistema dell'acquifero. Questa assunzione porta tipicamente ad una sovrastima delle concentrazioni di soluto rilevate nei pozzi a valle del flusso di radionuclidi rilasciato dal deposito: ciò garantisce comunque un'analisi conservativa delle prestazioni del sistema di contenimento.

Un modello bidimensionale di flusso e trasporto è poi costruito proiettando l'area di deposito su un dominio di dimensioni  $L_x \times L_y = 2000 \text{ m} \times 2000 \text{ m}$ , che è poi discretizzato in un insieme di  $200 \times 200$  celle di egual misura. La Figura 8 mostra il dominio bidimensionale entro il quale il flusso ed il trasporto nelle acque di sottosuolo viene calcolato. La proiezione del deposito (indicata dalla R e formata da  $8 \times 5$  celle che approssimativamente rappresentano l'area  $52.8 \text{ m} \times 84.6 \text{ m}$  di deposito) e una prescelta posizione di interesse ambientale (W) sono riportate in Figura 8. Le equazioni di flusso e trasporto sono risolte per mezzo dei ben noti ed utilizzati codici numerici MODFLOW2000 [29] e MT3DMS [63].

Un flusso di soluto in ingresso è iniettata nell'acquifero in accordo ad un'opportuna discretizzazione temporale del rilascio dal deposito stimato con la simulazione Monte Carlo. Nel nostro esempio, la portata in ingresso [ $\text{m}^3\text{y}^{-1}$ ] è:

$$\Phi_{in} = q_d S \quad (1)$$

dove  $q_d = 21.2 \text{ m y}^{-1}$  è il flusso di Darcy in uscita dal fondo della colonna di cinque moduli e  $S [\text{m}^2]$  è la superficie della cella sorgente. La concentrazione di radionuclidi risultante all'ingresso dell'acquifero è

$$C_{in}(t) = A_0 \frac{pdf_{out}(t)}{\Phi_{in}} \quad (2)$$

in cui  $A_0 = 1.6 \times 10^{10} [\text{Bq}]$  è l'attività totale di  $^{239}\text{Pu}$  nel deposito, corrispondente all'inventario Italiano al tempo di riferimento  $t=0$  (si ipotizza che le particelle di radionuclide siano inizialmente uniformemente distribuite entro le celle sorgente [19]) e  $pdf_{out}(t) [\text{y}^{-1}]$  è la densità di probabilità di rilascio dal dominio di

quattro compartimenti (cioè la colonna di cinque moduli). È da notare che la bassa attività di  $^{239}\text{Pu}$  scelta giustifica l'ipotesi di trascurare il processo di rilascio limitato dalla solubilità del  $^{239}\text{Pu}$ , perché la sua concentrazione media entro il deposito (che è assunta essere uniformemente distribuita) è pari a  $C_{rep}^{Pu239} \cong \frac{\lambda A_0}{N_A V_{wp}} = 2.96 \cdot 10^{-14} < C_{sl}^{Pu239} = 2.30 \cdot 10^{-4} \text{ [mol}\cdot\text{m}^{-3}]$ , dove  $\lambda = 2.86 \cdot 10^{-5} \text{ y}^{-1}$  è la costante di decadimento del  $^{239}\text{Pu}$ ,  $N_A = 6.022 \cdot 10^{23} \text{ mol}^{-1}$  il numero di Avogadro,  $V_{wp} = (16 \cdot 36 \cdot 5) \cdot (6 \cdot 0.4) \cong 6.91 \cdot 10^3 \text{ m}^3$  è il volume totale dei moduli nel deposito e  $C_{sl}^{Pu239}$  è il limite di solubilità del  $^{239}\text{Pu}$  [61].

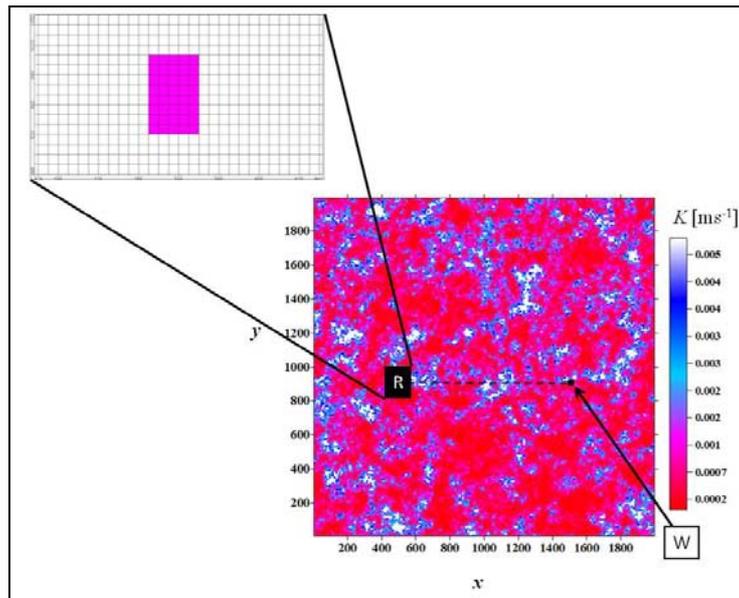


Figure 8: Schema del dominio dell'acquifero delle simulazioni con il deposito (R) e il pozzo di osservazione (W).

Consideriamo l'acquifero come un continuo stocastico per il quale la conoscenza della distribuzione spaziale della conducibilità idraulica ( $K$ ) possa essere incompleta. A scopo dimostrativo, i parametri che consideriamo sono riferiti ad una specifica posizione nell'acquifero. Facciamo notare come i valori specifici di questi parametri non alterino comunque l'approccio metodologico adottato. Le informazioni a disposizione permettono di ricavare la media geometrica della conducibilità idraulica,  $K_G = 8.27 \cdot 10^{-4} \text{ ms}^{-1}$  e la varianza  $\Sigma = 1.21$  della log-conducibilità,  $Y = \ln K$ . La Figura 9 mostra il confronto tra il variogramma sperimentale omnidirezionale di  $Y$  (circles) calcolato sulla base delle informazioni a disposizione ed il variogramma teorico che meglio riproduce tali risultati. La Figura 9 suggerisce che una lunghezza di scala  $\lambda$ , che descrive il grado di persistenza spaziale del sistema, non possa essere identificata senza ambiguità. L'incertezza nella stima di  $\lambda$  è ampiamente documentata in letteratura (ad esempio in [24]) e può avere un impatto significativo sulle predizioni dei processi di flusso e trasporto in acquiferi stocasticamente eterogenei.

Per questo motivo, qui adottiamo il popolare modello di variogramma Esponenziale [17] e analizziamo la risposta del sistema "ensemble" per un insieme di scale di correlazione nel contesto di una Nominal Range Sensitivity Analysis del problema.

Un gradiente di battente uniforme (in media) di circa 0.2 è imposto lungo la direzione Ovest-Est, mentre i confini laterali del dominio sono ipotizzati impervi (no flussi).

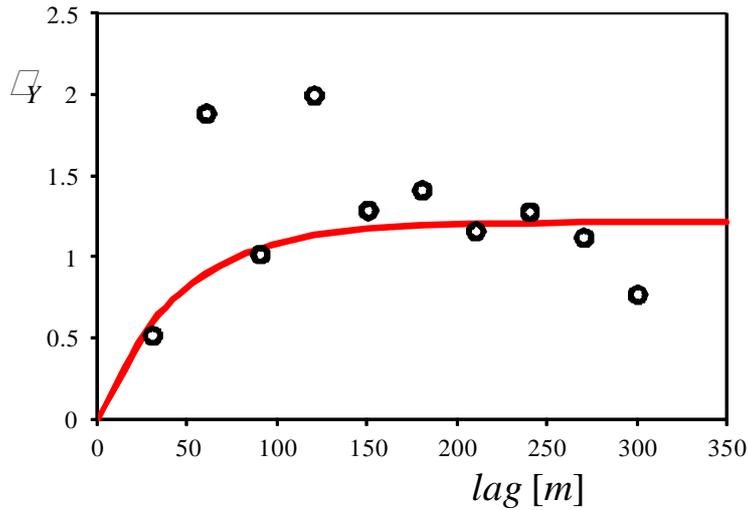


Figura 9: Variogramma sperimentale calcolato  $\gamma_Y$ , di  $Y$  (cerchi) e modello di variogramma esponenziale con sill  $\Sigma = 1.21$  e lunghezza di correlazione  $\lambda = 45$  m.

La migrazione di radionuclidi è poi modellata attraverso la classica Equazione dell'Advection-Dispersion-Reaction (ADRE) che governa il trasporto di una specie chimica in un mezzo poroso completamente saturo. Considerando che il processo di adsorbimento-desorbimento del soluto è governato dall'isoterma di equilibrio lineare, l'ADRE può essere scritta come [7]:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left( \frac{D_{ij}}{R} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} \left( \frac{v_i}{R} C \right) \quad (3)$$

in cui è stata adottata la convenzione della somma di Einstein. Qui,  $C = C(x, y, t)$  è la concentrazione di radionuclide in acqua;  $x_i, i=1,2$  sono le coordinate spaziali cartesiane;  $v_i$  [ $m \cdot s^{-1}$ ] è la componente della velocità media nei pori lungo la direzione  $x_i$ , che dipende dalla distribuzione spaziale della conducibilità idraulica  $K$  attraverso la legge di Darcy;  $D_{ij}$  [ $m^2 \cdot s^{-1}$ ] è la componente  $ij$  del tensore di dispersività idrodinamica, che può essere espresso come:

$$D_{ij} = \alpha_T |\mathbf{v}| \delta_{ij} + (\alpha_L - \alpha_T) \frac{v_i v_j}{|\mathbf{v}|} \quad (4)$$

dove  $\alpha_L$  [m] è la dispersività longitudinale,  $\alpha_T$  [m] quella trasversale,  $|\mathbf{v}|$  [ $m \cdot s^{-1}$ ] è il modulo del vettore velocità media nei pori e  $\delta_{ij}$  è una delta di Kronecker;  $R = 1 + \frac{\rho_b}{n} K_d$  è il fattore di ritardo che tiene conto dei processi di adsorbimento descritti in termini di un coefficiente di partizione uniforme (ma incerto),  $K_d$  [ $m^3 \cdot Kg^{-1}$ ] ( $n$  è la porosità effettiva del mezzo saturo e  $\rho_b$  è la densità "bulk" [ $Kg \cdot m^{-3}$ ]).

#### Nominal Range Sensitivity Analysis (NRSA)

Il modello introdotto nel Paragrafo precedente per calcolare le concentrazioni di radionuclidi in un dominio bidimensionale può essere visto come il risultato di un approccio misto deterministico e stocastico. Gli approcci stocastici nascono in generale per sopperire ad una mancanza di conoscenza o, in altre parole, l'incertezza sul comportamento futuro del contaminante dovute all'impossibilità di ottenere una descrizione dettagliata dei processi di flusso e di trasporto alla micro-scala dei pori. In accordo con [30], nel contesto di una performance assessment possiamo identificare questo tipo di incertezza come *aleatoria*, o

irriducibile, legata al fatto cioè che, per quanto precise possano essere le campagne sperimentali, i volumi più piccoli di quello rappresentativo elementare (REV) non possono essere risolti in dettaglio [7]. D'altra parte, i modelli stocastici risultanti dall'operazione di media sul REV (Darcy law, ADRE) sono caratterizzati da parametri, come la conducibilità idraulica, le dispersività o i coefficienti di partizione che possono, a loro volta, essere affetti da un altro tipo di incertezza, chiamata *epistemica*, o riducibile, perché, in principio, misure più precise possono sempre migliorare la nostra conoscenza dei valori dei parametri [30].

In analogia con [30], in questo lavoro l'analisi di sensitività è condotta con riferimento ai soli parametri epistemicamente incerti, facendo ricorso ad un'operazione di media delle uscite del modello, cioè le concentrazioni di picco, rispetto all'incertezza aleatoria. In quanto segue, ci riferiremo ai parametri epistemicamente incerti semplicemente come "parametri incerti".

A scopo dimostrativo, per quanto riguarda il calcolo del flusso, consideriamo solo la scala di correlazione di  $Y$ ,  $\lambda$ , come uno dei parametri incerti selezionati.

La dispersività longitudinale  $\alpha_L$  è pure considerata incerta, poiché test su scala di campo con traccianti non sono disponibili. Per semplicità assumiamo che la dispersività trasversale sia  $\alpha_T = \alpha_L/10$ , come tipicamente fatto nelle applicazioni pratiche [57].

Si considera che i tre parametri selezionati siano uniformemente distribuiti entro gli intervalli di variabilità riportati in Tabella 1. L'intervallo di variabilità di  $\alpha_L$  è stato selezionato tenendo in considerazione i valori pubblicati delle dispersività longitudinali apparenti (ad esempio in [23][53] e nelle referenze ivi contenute) che sono state stimate su scale di osservazione multiple, a partire da quelle di laboratorio ( $O(10^{-1})$  m, con  $O(\ )$  che rappresenta l'ordine di grandezza) sino a quelle di campo ( $O(10^3)$  m). La scelta dell'intervallo di variabilità di  $\lambda$ , è stata fatta assumendo che la scala di correlazione sia associata ad un coefficiente di variazione pari all'incirca al 40%. Questo permette di considerare l'influenza sulla variabile di stato obiettivo di campi debolmente e fortemente correlati entro la finestra di osservazione adottata. Il grado di variabilità di  $K_d$  è stato derivato dall'intervallo presentato in [18][52], in cui è stata studiata la migrazione di  $^{239}\text{Pu}$  in un mezzo simile a quello che consideriamo in questo esempio. I valori minimo e nominale sono gli stessi dell'esempio di letteratura, mentre il valore massimo è più basso ( $0.003 \text{ l}\cdot\text{mg}^{-1}$  verso  $0.01 \text{ l}\cdot\text{mg}^{-1}$ ) perché (i) per ragioni di simmetria, abbiamo preferito che tutti i valori nominali giacciono nel punto a metà degli intervalli considerati e (ii) le simulazioni con valori più elevati di  $K_d$  sarebbero state computazionalmente più dispendiose, senza alcun valore aggiunto per la dimostrazione della validità della metodologia. La densità "bulk" del suolo e la porosità effettiva del mezzo poroso sono rispettivamente  $\rho_b = 1700 \text{ kg m}^{-3}$  e  $n = 0.15$ .

In quanto segue, presentiamo una procedura per analizzare gli effetti dei parametri incerti summenzionati sul valore atteso della concentrazione massima di  $^{239}\text{Pu}$  rilevata in un dato punto di interesse. A fini illustrativi, mostriamo i risultati ottenuti ad una posizione collocata 1000 m a valle della linea di confine del deposito (punto W in Figura 8). Le soluzioni numeriche MODFLOW e MT3DMS sono calcolate su un orizzonte temporale di  $T = 2500$  y.

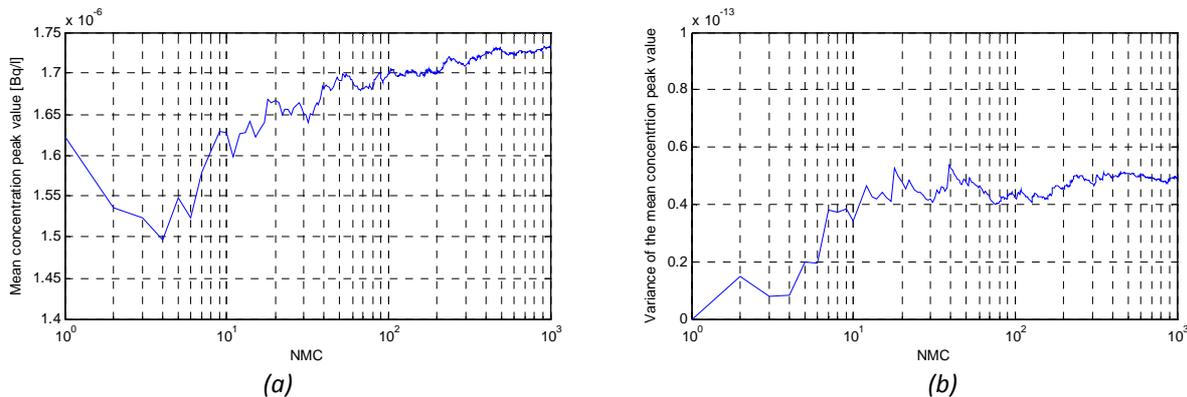
**Tabella 1: Intervallo di variabilità dei parametri incerti selezionati.**

PARAMETRI	MIN	NOMINALE	MAX
Scala di correlazione di $Y$ , $\lambda$ , [m]	40	70	100
Dispersività longitudinale, $\alpha_L$ , [m]	50	100	150
Coefficiente di partizione, $K_d$ , [ $\text{l mg}^{-1}$ ]	0.001	0.002	0.003

Realizzazioni incondizionate delle log-conducibilità spazialmente correlate sono state generate per mezzo del codice GCOSIM3D [26]. Quest'ultimo è basato su una tecnica di simulazione sequenziale gaussiana comunemente usata che permette di generare realizzazioni casuali multi-dimensionali della conducibilità

idraulica sulla base di una struttura di variogramma assegnata che tenga conto dei dati osservati. I dettagli teorici del metodo possono essere trovati in [17].

La Figura 8 riporta un esempio del campo  $K$  generato con  $\lambda = 70$  m. Cento iterazioni Monte Carlo (MC) sono state eseguite per ciascuno dei modelli di eterogeneità considerati. Sebbene questo ridotto numero di iterazioni non dia luogo alla completa stabilità statistica delle quantità di interesse, i risultati ottenuti permettono un'analisi significativa del processo [6]. Questo è evidenziato per esempio dalla Figura 10, in cui sono mostrati i valori medi delle concentrazioni di picco calcolate nella posizione W (Figura 10a) e le loro varianze (Figura 10b) in funzione del numero di iterazioni MC fino a  $NMC = 1000$ , per il caso di test associato alla tripletta di parametri incerti corrispondente a  $\lambda = 70$  m,  $\alpha_L = 100$  m e  $K_d = 0.002 \text{ l}\cdot\text{mg}^{-1}$ . Il tempo medio di picco è approssimativamente  $t_{peak} \cong 1930$  y, che cade entro l'orizzonte temporale  $T$ . La concentrazione media di picco e la sua varianza raggiungono quasi la convergenza a valori approssimativamente pari a, rispettivamente,  $1.725 \cdot 10^{-6} \text{ Bq/l}$  e  $5.0 \cdot 10^{-14} \text{ Bq}^2/\text{l}^2$ . Il tempo computazionale richiesto per eseguire una singola simulazione MODFLOW+MT3DMS (cioè per una data realizzazione del campo di conducibilità idraulica) è, in media, approssimativamente uguale a 5 min su un calcolatore 3.16 GHz Intel Core2 Duo CPU con 2 GB di RAM. Ne consegue che il tempo totale richiesto per ottenere la media e la varianza delle concentrazioni massime su 1000 realizzazioni del campo di conducibilità idraulica è  $t_{CPU} \cong 1000 \cdot 5 \text{ min} = 5000 \text{ min} \cong 3.5 \text{ d}$ . Dati i lunghi tempi computazionali e coerentemente con gli obiettivi dell'analisi NRSA, abbiamo ritenuto che  $NMC = 100$  (a cui corrispondono i valori di  $1.7 \cdot 10^{-6} \text{ Bq/l}$  e  $4.0 \cdot 10^{-14} \text{ Bq}^2/\text{l}^2$  rispettivamente per la media e la varianza delle concentrazioni di picco) fossero sufficienti per i nostri scopi, commettendo un errore relativo sulla media pari circa a solo 1.5%.



**Figura 10: Tassi di convergenza delle (a) media e (b) varianza campionarie delle concentrazioni massime rilevate al punto di osservazione W per 1000 iterazioni Monte Carlo (Figura 8).**

Abbiamo dunque applicato la tecnica NRSA per il calcolo degli indici di sensitività per analizzare l'importanza relativa dei parametri incerti sulla variabilità dei valori in uscita al modello [22][21][1]. L'effetto dell'incertezza di  $\lambda$ ,  $\alpha_L$ , e  $K_d$  sulla media della concentrazione di picco e sulla sua deviazione standard è calcolato variando ciascun parametro  $x_i$ , entro il suo intervallo di variabilità predefinito mantenendo gli altri parametri al loro valore nominale. Gli indici di sensitività (chiamati anche "swing weights") per la media e la deviazione standard della concentrazione di picco sono definiti rispettivamente come:

$$U_c(x_i) = \langle C_{peak}(x_i^+, x_{j \neq i}^0) \rangle - \langle C_{peak}(x_i^-, x_{j \neq i}^0) \rangle \quad (5)$$

e

$$U_\sigma(x_i) = \langle \sigma_{c_p}(x_i^+, x_{j \neq i}^0) \rangle - \langle \sigma_{c_p}(x_i^-, x_{j \neq i}^0) \rangle, \quad (6)$$

Qui,  $\langle C_{peak} \rangle$  and  $\sigma_{c_p}$  rappresentano rispettivamente la concentrazione media di picco e la sua deviazione standard nella posizione  $W$ ;  $x_i^+, x_i^-$  sono rispettivamente il valore massimo e minimo di un dato parametro incerto e i termini  $x_{j \neq i}^0$  sono i valori nominali dei rimanenti due parametri.

La Tabella 2 riassume i risultati dell'analisi di sensitività. Gli effetti della variabilità ipotizzata per  $\lambda$  e  $K_d$  sulla media della concentrazione di picco sono dello stesso ordine di grandezza, con un'importanza limitata per la quantità di interesse. D'altra parte, l'incertezza sui valori di dispersività influenza sensibilmente la media della concentrazione di picco. La variabilità della deviazione standard  $\sigma_{c_p}$  è largamente influenzata dalla lunghezza di correlazione di  $Y$  e dalla dispersività, mentre  $K_d$  non ha un impatto significativo per i valori specifici adottati in questo caso studio. L'incertezza associata alla media della concentrazione di picco è quindi principalmente legata alla struttura spaziale dell'eterogeneità dell'acquifero e all'intensità dei fenomeni dispersivi e solo marginalmente allo scenario geochimico considerato.

Si noti che l'analisi NRSA non fornisce risultati locali, perché il metodo valuta il modello ai valori estremi degli intervalli in ingresso. D'altra parte, la procedura non può essere vista come un'analisi di sensitività globale, in quanto gli effetti di un ingresso sono osservati mantenendo i rimanenti parametri incerti ai loro valori nominali [27].

Il NRSA ha implicato la soluzione di 100 problemi di flusso e trasporto per ciascuna delle 6 triplette considerate, richiedendo dunque un tempo computazionale totale approssimativamente pari a  $t_{CPU} \cong 6 \cdot 100 \cdot 5 \text{min} = 3000 \text{min} = 50 \text{h}$ .

**Tabella 2: Indici di sensitività ottenuti con il metodo NRSA per i tre parametri incerti selezionati.**

PARAMETRO	INDICE SENSITIVITÀ $\langle C_{peak} \rangle$	INDICE SENSITIVITÀ $\sigma_{c_p}$	UNITÀ
Lunghezza di correlazione della conducibilità idraulica, $\lambda$	$U_c(\lambda) = -1.50 \times 10^{-7}$	$U_\sigma(\lambda) = 1.70 \times 10^{-7}$	[Bq/l]
Dispersività longitudinale, $\alpha_L$	$U_c(\alpha_L) = -1.53 \times 10^{-6}$	$U_\sigma(\alpha_L) = -5.30 \times 10^{-7}$	[Bq/l]
Coefficiente di partizione, $K_d$	$U_c(K_d) = -3.50 \times 10^{-7}$	$U_\sigma(K_d) = -3.40 \times 10^{-8}$	[Bq/l]

### Conclusioni

In questa parte del lavoro abbiamo svolto un'analisi di sensitività in uno schema di modellazione modulare che accoppia un modello Monte Carlo per la simulazione del trasporto di radionuclidi alla scala del deposito con un'analisi Monte Carlo del flusso nelle acque di sottosuolo e conseguente trasporto di radionuclidi alla scala di un acquifero eterogeneo bidimensionale. Le quantità di interesse ambientale sono la media e la deviazione standard (ensemble) delle concentrazioni di picco rilevate in una posizione assegnata nel dominio di studio. Si è ipotizzato che l'incertezza nelle concentrazioni di picco sia dovuta alla non completa conoscenza della scala di correlazione del campo di log-conducibilità (che descrive il grado di correlazione spaziale delle conducibilità), della dispersività longitudinale (che descrive lo sparpagliamento del soluto alla scala di interesse) e il coefficiente di partizione del radionuclide (che descrive il processo di adsorbimento sulle rocce dell'acquifero).

In generale, il vantaggio principale dello schema di modellazione proposto risiede nella sua modularità. Questo infatti permette di selezionare un insieme di modelli in grado di catturare adeguatamente i processi fisici sottostanti, le distribuzioni dei parametri e le condizioni al contorno, a seconda degli obiettivi dell'analisi. Lo schema metodologico sfrutta appieno la possibilità di (i) rappresentare le complesse ed eterogenee strutture del deposito e (ii) assimilare le importanti informazioni sulla caratterizzazione dettagliata dell'acquifero su larga scala. Queste includono le distribuzioni eterogenee dei litotipi esistenti e i conseguenti parametri idro-geo-chimici, che sono modellati come processi stocastici. L'applicazione dell'approccio NRSA alla performance assessment di un caso studio realistico illustra la capacità del metodo

di fornire indicazioni sul relativo ruolo dei parametri di modello, anche in presenza di pesanti calcoli Monte Carlo.

### *Subset Sampling per la propagazione delle incertezze in un modello ibrido per la PA di un deposito di rifiuti radioattivi*

In questa Sotto Sezione, il modello affidabilistico già presentato in un precedente rapporto e in [52] e [10] è utilizzato per stimare le distribuzioni dei tempi di guasto delle barriere del deposito e le conseguenti dosi all'individuo critico entro uno schema di "Probabilistic Safety Assessment - PSA" [52][56][14][16][38][39]. Sono prese in considerazione le incertezze nei parametri che governano la modellazione probabilistica dei processi di rilascio, descritte in termini di densità di probabilità; la loro propagazione all'uscita del modello affidabilistico permette di stimare la probabilità che la dose superi le soglie di sicurezza prestabilite.

Per la propagazione delle incertezze può essere impiegato uno schema Monte Carlo (MC) a doppio ciclo che prevede che si (i) campionino  $N_T$  valori dei parametri di ingresso dalle loro distribuzioni di incertezza e (ii) in corrispondenza di ognuno degli  $N_T$  insiemi di parametri di ingresso risolva il modello affidabilistico per calcolare le corrispondenti dosi da ingestione di acqua potabile. La probabilità di superare la soglia imposta dall'ente regolatore viene infine stimata come il numero di scenari in cui la soglia è superata in rapporto al numero totale di scenari simulati.

Poiché nella pratica le barriere protettive del deposito sono progettate per essere molto affidabili, cosicché il loro guasto è un evento raro, il suddetto schema Monte Carlo richiederebbe molte simulazioni e lunghi tempi computazionali per ottenere delle stime statisticamente robuste.

Per far fronte a questo problema si è adottato l'approccio della "Subset Simulation" (SS), sviluppato specificatamente per affrontare problemi multidimensionali di affidabilità strutturale [2]. I problemi sono formulati nei termini classici della fisica affidabilistica, per cui i sistemi strutturali si rompono quando il carico applicato supera la loro capacità di resistenza [59][43][65].

In questa Sotto Sezione proponiamo una originale analogia al problema di affidabilità strutturale, con riferimento all'analisi quantitativa dei guasti del sistema a barriere multiple di un deposito di rifiuti radioattivi. I guasti sono definiti in termini del superamento delle soglie di sicurezza stabilite dall'ente regolatore da parte di una o più variabili di controllo (ad esempio la dose). Nell'approccio SS la probabilità di guasto è espressa come il prodotto di probabilità condizionate di alcuni eventi intermedi, opportunamente scelti più frequenti: nel caso del deposito, questi sono successivi superamenti di soglie di dose intermedie. Il problema di stimare le basse probabilità di guasto è quindi affrontata eseguendo una sequenza di simulazioni di eventi più frequenti nei loro spazi di probabilità condizionati; i campioni condizionati necessari sono generati attraverso successive simulazioni di Markov Chain Monte Carlo (MCMC) [49], in modo da popolare gradualmente le regioni condizionate intermedie finché la regione di guasto finale non viene raggiunta dalle realizzazioni della catena di simulazioni.

In aggiunta al miglioramento nell'efficienza computazionale, la scelta di utilizzare il metodo SS per problemi di performance assessment è promettente anche per la possibilità di ricavare informazioni utili per l'analisi di sensitività, incrementando la conoscenza del modello.

La Sezione è organizzata in questo modo. Nel Paragrafo "*Modello affidabilistico del deposito*", per completezza viene presentato il modello affidabilistico del deposito di letteratura [52][11], assieme allo schema classico MC per la stima della probabilità di guasto. Nel Paragrafo "*Subset Simulation*", sono introdotti i concetti principali dell'algoritmo SS e nel Paragrafo "*Risultati*" questo è applicato e i suoi risultati sono confrontati con quelli ottenuti con uno schema MC classico; inoltre, è presentata l'analisi di sensitività basata sul SS. Infine, il Paragrafo "*Conclusioni*" espone le conclusioni del lavoro.

#### *Modello affidabilistico del deposito*

Di seguito dunque facciamo riferimento al progetto tipico di deposito ingegneristico superficiale per lo smaltimento dei rifiuti radioattivi a bassa e media attività, già introdotto in un precedente rapporto, ma che per chiarezza viene nuovamente descritto in questo Paragrafo [52][12][44][10].

Dopo un appropriato condizionamento, i rifiuti sono opportunamente immobilizzati con una speciale malta cementizia (manufatti) e messi in fusti di acciaio speciali (contenitori); i fusti sono disposti su un pavimento di cemento e rinforzati con un materiale appropriato, il quale garantisce stabilità strutturale e migliora la capacità di isolamento; un coperchio in calcestruzzo assicura la protezione a lungo termine contro le infiltrazioni delle acque piovane. Infine, il rilascio finale dei radionuclidi in falda acquifera al di sotto del deposito è ritardato dall'attraversamento della zona insatura. Perciò, le strutture del deposito e il sito naturale, nel quale è collocato il deposito, possono essere rappresentate come una sequenza di barriere artificiali e naturali atte a prevenire la contaminazione della falda acquifera dai rifiuti radioattivi ed il successivo rilascio della dose ad un opportuno ben definito gruppo critico.

L'approccio probabilistico si propone di considerare le barriere ingegneristiche come componenti binari caratterizzati da due stati (Figura 11): *di funzionamento*, se le barriere sono efficaci nell'impedire la migrazione dei radionuclidi, e di *guasto*, se le proprietà di contenimento delle barriere sono deteriorate [52]. La rottura di una barriera è dovuta principalmente all'azione dell'acqua che infiltrandosi nella struttura a causa delle precipitazioni piovane, accelera il processo di degrado della barriera stessa ed il trasporto dei radionuclidi attraverso i pori e/o le fratture del deposito e del sito, verso la falda acquifera.

La stima del rilascio dei radionuclidi nelle acque sotterranee si basa sulla rottura sequenziale delle barriere (Figura 12): la rottura del *top cover* (barriera *a*) è dovuta sia all'infiltrazione delle acque piovane sia al suo naturale degrado nel tempo; questo porta al fatto che l'acqua raggiunge i contenitori (barriera *b*) iniziando il processo di corrosione; poi l'acqua interagisce con i manufatti radioattivi (barriera *c*) e per via del fenomeno della lisciviazione i radionuclidi sono trasportati dall'acqua attraverso il *backfill* (barriera *d*) raggiungendo così il *bottom cover* (barriera *e*), la cui rottura permette ai radionuclidi di uscire dal deposito; in fine, i radionuclidi sono trasportati attraverso la zona insatura (barriera *f*).

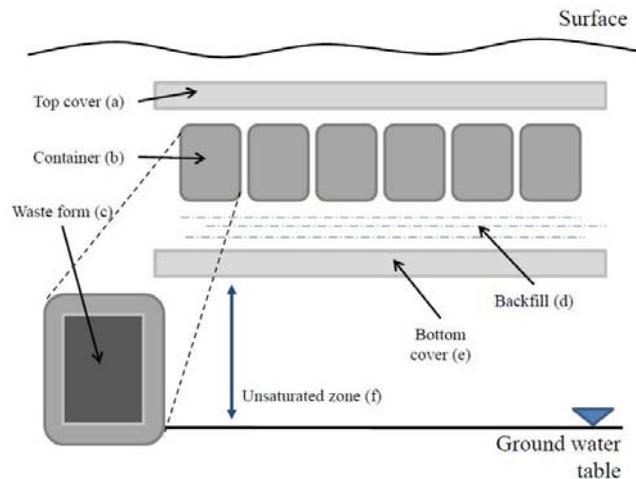


Figura 11: Illustrazione schematica delle barriere ingegneristiche e naturali del deposito.

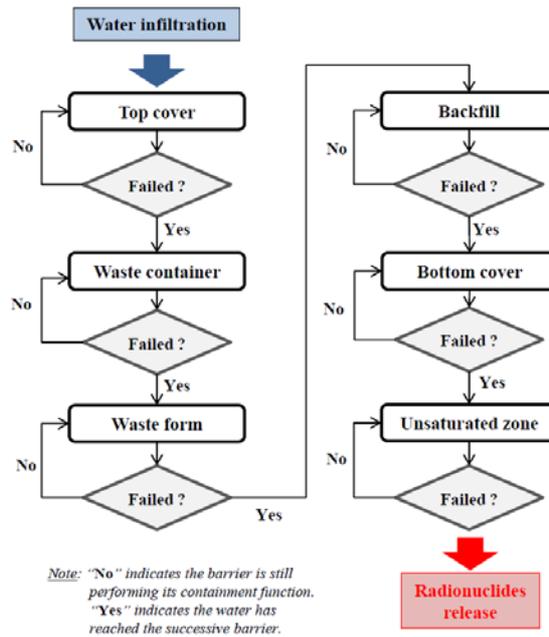


Figura 12: Meccanismo di guasto delle barriere.

In [52], la rottura della  $i$ -esima barriera è modellizzata come un evento stocastico il cui tempo di occorrenza è distribuito secondo una distribuzione esponenziale con rateo costante,  $\lambda_i$  [64]:

$$f_i(t) = \lambda_i e^{-\lambda_i t} \quad i = a, b, \dots, f \quad (7)$$

È possibile interpretare il modello probabilistico di guasto del deposito come un modello affidabilistico a sei componenti (le barriere) in una configurazione di *stand-by* freddo [64], ad esempio, a ciascun componente è richiesto di adempiere alla sua funzione protettiva nel momento in cui avviene la rottura del componente precedente nella sequenza fisica sopra illustrata. In questo contesto, la distribuzione del tempo di rottura del deposito, ad esempio, la distribuzione del tempo di rilascio dei radionuclidi nella falda acquifera, può essere determinata analiticamente come [52][64]:

$$f_s(t) = \left( \prod_{i=a, \dots, f} \lambda_i e^{-\lambda_i t} \right) \left( \sum_{i=a, \dots, f} \frac{e^{-\lambda_i t}}{\prod_{j \neq i} (\lambda_j - \lambda_i)} \right) \quad (8)$$

Sotto l'ipotesi di un riempimento del deposito costante nel tempo fino ad un certo tempo  $T$  (y) di chiusura dell'impianto e trascurando, per semplicità, i radionuclidi generati dalle catene di decadimento di altri elementi radioattivi presenti nel deposito, il rateo di rilascio  $R_d$  (Bq/y) di un solo tipo di radionuclide nell'acque sotterranee, durante il periodo di smaltimento, è [52]:

$$R_d(t) = S_d(t) \cdot f_s(t) \quad (9)$$

dove  $S_d(t) = \frac{Q}{\lambda_r} (1 - e^{-\lambda_r t})$  (Bq) rappresenta l'inventario del radionuclide all'istante di tempo  $t$  dopo l'inizio delle procedure di smaltimento (l'indice  $d$  sta per 'disposal', smaltimento in inglese),  $Q$  è il rateo di smaltimento del radionuclide (Bq/y) e  $\lambda_r$  è il rateo di decadimento radioattivo del tipo di radionuclide

considerato. Dall'altra parte, il rateo di rilascio  $R_p$  (Bq/y) in falda dopo la chiusura del deposito al tempo  $T$  è:

$$R_p(t) = S_p(t) \cdot f_s(t+T) \quad (10)$$

dove  $S_p(t) = S_d(T) \cdot e^{-\lambda_r t}$  (Bq) è l'inventario del radionuclide all'istante di tempo  $t$  dopo la chiusura dell'impianto (l'indice  $p$  sta per 'post-closure' in inglese).

Sotto le ipotesi di *i)* trasporto 1-D a causa della presenza di un flusso prevalentemente advettivo e *ii)* rilascio dal deposito 0-D, le concentrazioni (Bq/m<sup>3</sup>) dipendenti dal tempo del radionuclide in falda prima della chiusura del deposito possono essere valutate come l'integrale di convoluzione [52]:

$$C_d(x,t) = \int_0^t S_d(t-\tau) f_s(t-\tau) C_g(x,\tau) d\tau \quad (11)$$

dove  $t$  è il tempo trascorso dall'inizio delle operazioni di smaltimento e  $x$  è la distanza longitudinale nella direzione del flusso; in modo simile, le concentrazioni dopo la chiusura dell'impianto possono essere valutate come [52]:

$$C_p(x,t) = \int_0^T S_d(T-\tau) f_s(T-\tau) C_g(x,t+\tau) d\tau + \int_0^t S_d(t-\tau) f_s(T+t-\tau) C_g(x,t) d\tau \quad (12)$$

dove  $t$  è il tempo trascorso dalla fine delle operazioni di smaltimento. In entrambe le equazioni,  $C_g(x,t)$  è la soluzione della equazione di advezione - dispersione mono-dimensionale con una sorgente puntiforme rilasciata istantaneamente [20]:

$$C_g(x,t) = \frac{e^{-\lambda_r t} e^{-(x-U_x^1 t)} / 4D_x^1 t}{2\pi A R \theta \sqrt{D_x^1 t}} \quad (13)$$

dove  $U_x^1 = U_x / R$  è la velocità ritardata della falda acquifera (m/y),  $D_x^1 = D_x / R$  è il coefficiente di dispersione longitudinale ritardato (m<sup>2</sup>/y),  $A$  è la sezione trasversale della falda (m<sup>2</sup>),  $R$  è il fattore di ritardo definito come  $(1 + K_d \cdot \rho_b / \theta)$ ,  $\rho_b$  è la densità di massa e  $\theta$  è la porosità efficace.

Infine, considerando uno scenario che porti all'ingestione di acqua potabile, la dose  $D(x,t)$  (mSv/y) ad un individuo del gruppo critico si può stimare come:

$$D(x,t) = C_{d,p}(x,t) \cdot \gamma \cdot \delta \quad (14)$$

dove  $C_{d,p}$  è la concentrazione prima e dopo la chiusura del deposito,  $\gamma$  (l/day) è la quantità media d'acqua potabile consumata all'anno e  $\delta$  (mSv/Bq) è il fattore di conversione di dose per ingestione [52][18].

La dose  $D(x,t)$  può quindi essere stimata numericamente ricorrendo alle equazioni (11) o (12), (13) e (14): ad ogni passo temporale discreto  $\tau$  le concentrazioni sono date dalle somme cumulate fino al tempo

$t = \tau \cdot \Delta t$  dei prodotti dei tassi di rilascio stimati,  $R_d$  or  $R_p$  per la funzione  $C_g$  valutata ai corrispondenti istanti temporali.

L'incertezza affligge i parametri che governano il modello probabilistico di rilascio; questa incertezza è modellata attraverso densità di probabilità. La propagazione dell'incertezza attraverso il modello affidabilistico del deposito può essere fatta attraverso uno schema MC classico (i) campionando  $N_T$  valori dei parametri di ingresso dalle loro distribuzioni e (ii), per ognuno degli  $N_T$  insiemi di valori dei parametri di ingresso, eseguendo il codice numerico per calcolare le corrispondenti dosi da ingestione di acqua potabile.

Definendo l'evento di guasto come  $F = D(\bar{x}, t) > D^*$ , cioè la dose in una posizione di riferimento  $\bar{x}$  a valle del sito di smaltimento è maggiore della soglia di accettabilità  $D^*$ , allora, alla fine delle  $N_T$  simulazioni dell'evoluzione del deposito, la probabilità di guasto del contenimento del deposito  $P(F)$  può essere stimata come:

$$\hat{P}(F) \approx \frac{\text{Counts}}{N_T} \quad (15)$$

dove *Counts* è il numero di volte che l'evento di guasto  $F$  accade (cioè la dose  $D$  eccede la soglia di accettabilità  $D^*$ ) nelle  $N_T$  simulazioni.

#### "Subset Simulation"

L'idea alla base del metodo SS è quella di esprimere una probabilità (piccola) come il prodotto di probabilità condizionate (più grandi) di eventi intermedi opportunamente definiti. Per esempio, se si assume che una struttura si guasti quando il carico eccede 300kN, allora i possibili eventi intermedi sono rappresentati dal carico eccedente 100, 150 e 250 kN. Questo permette di convertire una simulazione di un evento raro in una sequenza di simulazioni di eventi più frequenti. Durante la simulazione, i campioni condizionati sono generati attraverso una catena di Markov costruita in maniera tale che la distribuzione stazionaria limite sia la distribuzione condizionata obiettivo di un qualche evento intermedio scelto adattativamente. Facendo ciò, i campioni condizionati popolano gradualmente le regioni intermedie successive fino alla regione di guasto (raro) obiettivo [3].

Per un dato evento di guasto obiettivo  $F$  di interesse, sia  $F_1 \supset F_2 \supset \dots \supset F_m = F$  una sequenza di eventi intermedi, cosicché  $F_k = \bigcap_{i=1}^k F_i$ ,  $k = 1, 2, \dots, m$ . Condizionando sequenzialmente rispetto all'evento  $F_i$ , la probabilità di guasto  $P(F)$  può essere scritta come:

$$P(F) = P(F_m) = P(F_1) \prod_{i=1}^{m-1} P(F_{i+1} | F_i) \quad (16)$$

Si noti che anche se  $P(F)$  è piccola, le probabilità condizionate in (16) possono essere costruite sufficientemente grandi scegliendo opportunamente  $m$  e gli eventi intermedi  $\{F_i, i = 1, 2, \dots, m-1\}$ .

L'idea originale del SS è quella di stimare la probabilità di guasto  $P(F)$  attraverso la stima di  $P(F_1)$  e  $\{P(F_{i+1} | F_i) : i = 1, 2, \dots, m-1\}$ . La simulazione MC standard può essere usata per stimare  $P(F_1)$ . Al contrario, il calcolo delle probabilità condizionate in (16) con il MC classico comporta la non banale attività di campionare dalle distribuzioni condizionate di  $\underline{x}$  dato che appartiene a  $F_i$ ,  $i = 1, 2, \dots, m-1$ , cioè da  $q(\underline{x} | F_i) = q(\underline{x}) I_{F_i}(\underline{x}) / P(F)$ , dove  $q(\underline{x} | F_i)$  è la densità di probabilità di  $\underline{x}$  condizionata all'accadimento degli eventi intermedi  $F_i$ ,  $i = 1, 2, \dots, m-1$ ;  $q(\underline{x})$  è la densità di probabilità incondizionata di  $\underline{x}$  e  $I_{F_i}(\underline{x})$  è una variabile binaria tale che  $I_{F_i}(\underline{x}) = 1$ , se  $\underline{x} \in F$  e  $I_{F_i}(\underline{x}) = 0$ , altrimenti. A questo proposito, la simulazione basata sulle Markov Chain Monte Carlo (MCMC) fornisce un potente metodo per la generazioni di campioni

condizionati alle regioni di guasto  $F_i, i=1,2,\dots,m-1$  [2][65][3]. Per ulteriori informazioni sulla tecnica MCMC, il lettore interessato può fare riferimento alla letteratura specialistica.

Nella effettiva implementazione del SS, senza perdite di generalità, si assume che l'evento di guasto di interesse possa essere definito come il superamento di una predefinita soglia  $y$  da parte del valore di una variabile di risposta critica  $Y$  del sistema in analisi, cioè  $F = \{Y > y\}$ . la sequenza di eventi intermedi  $\{F_i : i=1,2,\dots,m\}$  può essere corrispondentemente definita come  $F_i = \{Y > y_i\}, i=1, 2,\dots, m$ , in cui  $0 < y_1 < y_2 < \dots < y_i < \dots < y_m = y$  è una sequenza crescente di valori di soglia intermedi [2][65][3].

La scelta della sequenza  $\{y_i : i=1,2,\dots,m\}$  influenza i valori delle probabilità condizionate  $\{P(F_{i+1} | F_i) : i=1,2,\dots,m-1\}$  in (16) e quindi l'efficienza della procedura SS. In particolare, scegliendo la sequenza  $\{y_i : i=1, 2,\dots, m\}$  a priori rende difficile il controllo dei valori delle probabilità condizionate  $\{P(F_{i+1} | F_i) : i=1, 2,\dots,m-1\}$ . per questo motivo, in questo lavoro, i valori delle soglie intermedie sono scelti adattativamente in modo tale che le probabilità condizionate stimate siano uguali ad un valore prefissato  $p_0$  ( $p_0 = 0.1$  è il valore usato in questo lavoro)[2][65][3].

L'algoritmo SS procede dunque nel seguente modo (Figura 13):

1. Campiona  $N$  vettori  $\{\underline{x}_0^k : k=1,2,\dots,N\}$  per mezzo del MC standard, cioè dalla densità di probabilità originale  $q(\cdot)$ . Il pedice '0' denota il fatto che questi campioni corrispondono al 'Livello Condizionato 0';
2. Pone  $i = 0$ ;
3. Calcola i valori delle variabili di risposta  $\{Y(\underline{x}_i^k) : k=1,2,\dots,N\}$ ;
4. Sceglie il valore di soglia intermedio  $y_{i+1}$  come il  $(1-p_0)N^{\text{esimo}}$  valore nella lista di valori crescenti  $\{Y(\underline{x}_i^k) : k=1,2,\dots,N\}$  (calcolata al passaggio 3. sopra) per definire  $F_{i+1} = \{Y > y_{i+1}\}$ . Facendo questo, la stima campionaria di  $P(F_{i+1} | F_i) = P(Y > y_{i+1} | Y > y_i)$  è uguale a  $p_0$  (nota che si è implicitamente assunto che  $p_0N$  sia un valore intero);
5. Se  $y_{i+1} \geq y_m$ , procede a 10. sotto;
6. Viceversa, cioè se  $y_{i+1} < y_m$ , con la scelta di  $y_{i+1}$  fatta al passo 4. sopra, identifica i  $p_0N$  campioni  $\{\underline{x}_i^u : u=1,2,\dots,p_0N\}$  tra  $\{\underline{x}_i^k : k=1,2,\dots,N\}$  la cui risposta  $Y$  appartiene a  $F_{i+1} = \{Y > y_{i+1}\}$ : questi campioni sono al 'Livello Condizionato  $i+1$ ' e distribuiti come  $q(\cdot | F_{i+1})$ ;
7. A partire da ciascun campione  $\{\underline{x}_i^u : u=1,2,\dots,p_0N\}$  (identificato al passo 6. sopra), utilizza la simulazione MCMC per generare  $(1-p_0)N$  campioni condizionati aggiuntivi distribuiti in accordo a  $q(\cdot | F_{i+1})$ , cosicché ci sono un totale di  $N$  campioni condizionati  $\{\underline{x}_{i+1}^k : k=1, 2,\dots, N\} \in F_{i+1}$  al 'Livello Condizionato  $i+1$ ';
8. Pone  $i \leftarrow i+1$ ;
9. Torna al passo 3. sopra;
10. Ferma l'algoritmo.

Si noti che il numero totale di campioni utilizzati è  $N_T = N + (m-1) \cdot (1-p_0)N$ .

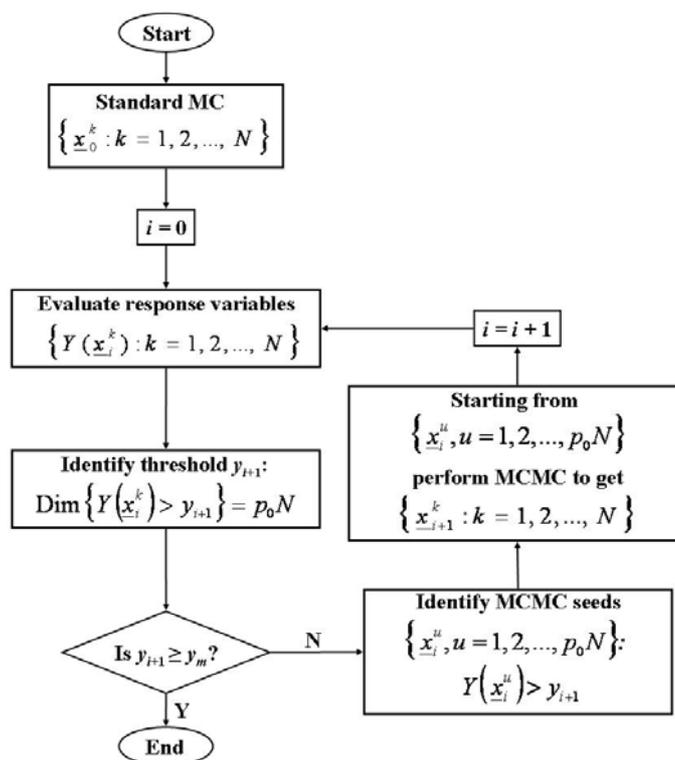


Figura 13: Diagramma di flusso dell' algoritmo SS.

la procedura è tale per cui sono stimati i valori di risposta  $\{y_i : i = 1, 2, \dots, m\}$  ai livelli specificati di probabilità  $P(F_1) = p_0$ ,  $P(F_2) = p(F_2 | F_1)P(F_1) = p_0^2$ , ...,  $P(F_m) = p_0^m$ , piuttosto che le probabilità di guasto  $P(F_1)$ ,  $P(F_2 | F_1)$ , ...,  $P(F_m | F_{m-1})$ , che sono fissate a priori al valore  $p_0$ . In quest'ottica, il SS è un metodo per generare campioni i cui valori di risposta corrispondono a prescelti livelli di probabilità, piuttosto che per stimare probabilità di predefiniti eventi di guasto. Come conseguenza, il SS fornisce informazioni su  $P(Y > y)$  in funzione di  $y$  in corrispondenza di tutti i valori di  $Y$  simulati piuttosto che ad un singolo valore di  $y$ . Questa caratteristica è importante perché il trend di  $P(Y > y)$  in funzione di  $y$  ovviamente fornisce molte più informazioni che una singola stima puntuale [5].

Si può dimostrare che il numero di campioni  $N_T$  richiesti per ottenere una data accuratezza (cioè varianza) per lo stimatore della probabilità di guasto  $P(F)$  è approssimativamente  $N_T \propto |\log P(F)|^r$ , dove  $0 < r \leq 3$ . In confronto al MC standard, dove  $N_T \propto 1/P(F)$ , questo implica un sostanziale miglioramento dell'efficienza nella stima di probabilità molto basse. Per esempio, si può dimostrare che il numero di campioni richiesti dal MC standard per stimare le probabilità di guasto obiettivo di  $P(F) = 10^{-3}$  e  $10^{-6}$  con data accuratezza è rispettivamente 4 e 1030 volte più grande di quello richiesto dal SS per ottenere la stessa accuratezza [2][3]. La dimostrazione di questa proprietà non viene fornita qui per brevità; il lettore interessato può fare riferimento a [2][3] per i dettagli matematici. Si noti che la diseuguaglianza  $|\log P(F)|^r < 1/P(F)$  è sempre verificata per ogni valore di  $0 < P(F) \leq 1$  e  $0 < r \leq 3$ .

Per chiarezza, la Figura 14 mostra un'illustrazione passo-passo della procedura per i livelli condizionali 0 e 1 attraverso un esempio.

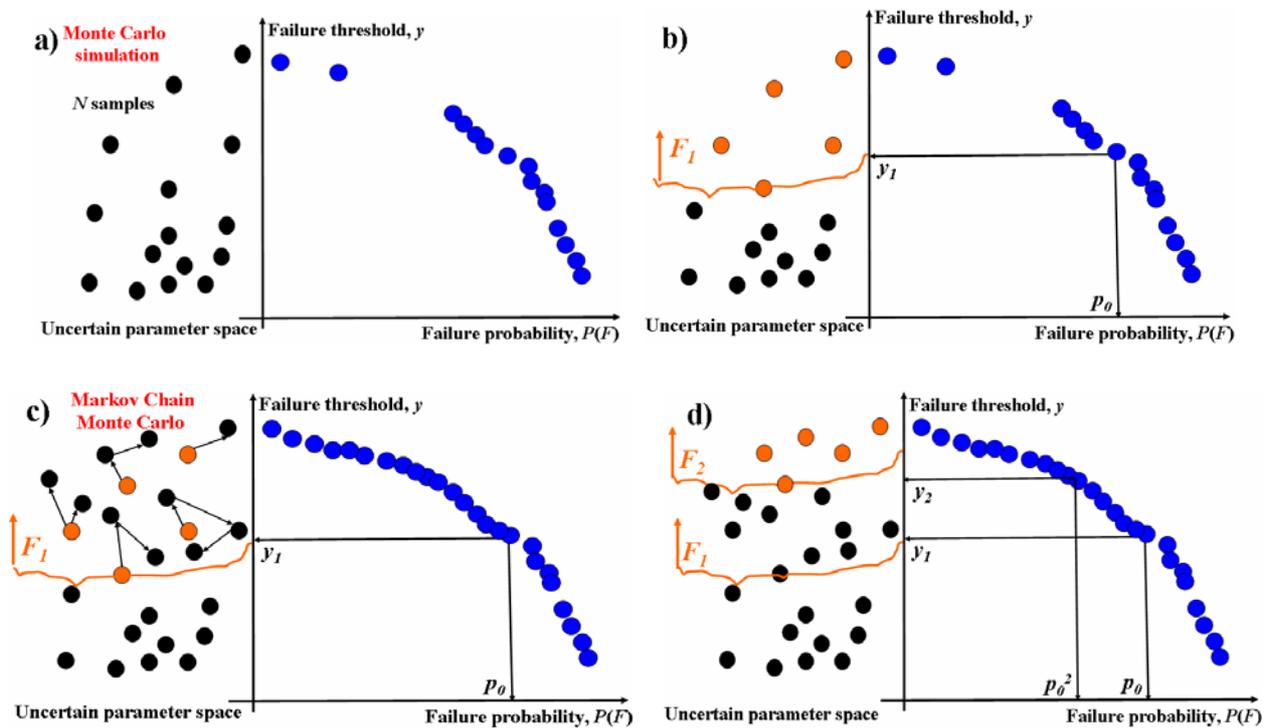


Figura 14: Illustrazione della procedura SS: a) Livello Condizionato 0: Simulazione Monte Carlo Standard; b) Livello Condizionato 0: selezione adattativa di  $y_1$ ; c) Livello Condizionato 1: simulazione Markov Chain Monte Carlo; d) Livello Condizionato 0: selezione adattativa di  $y_2$  [5].

### Risultati

L'approccio SS descritto nel Paragrafo precedente è applicato alla stima della probabilità di guasto del deposito descritto nel Paragrafo "Modello affidabilistico del deposito". I risultati sono confrontati con quelli di un MC standard, con riferimento ad una singola specie di radionuclide, cioè  $^{129}\text{I}$ . Questo particolare radionuclide è stato scelto per la sua vita lunga, che impone un'attenzione particolare all'analisi del suo comportamento [34][35].

L'incertezza sulle distribuzioni dei tempi di guasto delle barriere è descritta da distribuzioni log-normali dei tassi di guasto  $\lambda_l, l = a, \dots, f$ . Il 5° e il 95° percentile delle distribuzioni sono riportati in Tabella 3.

Tabella 3: Parametri legati al modello stocastico di guasto delle barriere ingegneristiche e naturali del deposito di rifiuti radioattivi in [52].

Tipo	Barriera	5° percentile di $\lambda_l$ (1/y)	95° percentile di $\lambda_l$ (1/y)
a	Top cover	1/50	1/10
b	Waste container	1/25	1/5
c	Waste form	1/4000	1/300
d	Backfill	1/55	1/12
e	Bottom cover	1/26	1/6
f	Unsaturated zone	1/85000	1/25000

Tabella 4: Parametri dipendenti dal radionuclide scelto per l'analisi [52].

Nuclide	Half-life $T_{1/2}$ (y)	Tasso smaltimento rifiuti $Q$ (Bq/y)	Intervallo valori $K_d$ (ml/g)	Valore di riferimento $K_d$ (ml/g)	Coefficiente di dose da ingestione $\delta$ (mSv/Bq)
$^{129}\text{I}$	$1.70 \cdot 10^7$	$1.11 \cdot 10^8$	0.5 – 1	1	$1.10 \cdot 10^{-4}$

Tabella 5: Parametri di modello non dipendenti dal radionuclide [52].

Parametro	Valore di riferimento	Unità
Thickness of unsaturated zone ( $z$ )	2	m
Seepage velocity in unsaturated zone ( $U_z$ )	$1.157 \cdot 10^{-10}$	m/s
Bulk density ( $\rho_b$ )	$1.7 \cdot 10^6$	$\text{g/m}^3$
Effective porosity ( $\vartheta$ )	0.3	–
Groundwater velocity ( $U_x$ )	$1.157 \cdot 10^{-6}$	m/s
Aquifer cross sectional area ( $A$ )	$1.0 \cdot 10^2$	$\text{m}^2$
Dispersivity	1	m
Longitudinal distance of well from the repository ( $x$ )	$1.6 \cdot 10^3$	m
End of disposal activities ( $T$ )	50	y
Yearly drinking water ingestion ( $\gamma$ )	2.2	l/day

La soglia di dose è assunta pari a  $D^* = 0.1$  mSv/y; si è assunto che il valore della soglia sia conservativamente ben al di sotto dei valori tipicamente assunti dagli enti regolatori di molti Paesi (ad esempio, 0.3 mSv/y negli USA o 1 mSv/y in Italia).

Le Tabelle 4 e 5 riassumono i parametri fisici utilizzati per il calcolo numerico della dose  $D(x, t)$ .

Dato l'insieme di parametri incerti  $\lambda_l, l = a, \dots, f$ , la regione di guasto può essere definita come  $F = \{\bar{\lambda} : D(x, t) > D^*\}$ . Per applicare il metodo SS la regione di guasto deve essere parametrizzata con un singolo parametro, cosicché la sequenza di regioni di guasto intermedie  $\{F_i : i = 1, \dots, m\}$  può essere generata variando tale parametro. Nel caso del deposito di rifiuti radioattivi si assume che tale parametro sia la variabile di risposta critica  $Y(\bar{\lambda}) = \max\{D(x, t) / D^*\}$ . Riferendosi alla notazione del Paragrafo precedente, la sequenza di regioni intermedie può essere adattativamente generata come  $F_i = \{\bar{\lambda} : Y(\bar{\lambda}) > y_i\}$ ,  $i = 1, \dots, m$  dove  $0 < y_1 < \dots < y_i < \dots < y_m = 1$  è la sequenza dei valori di soglia intermedi (normalizzati). il valore di  $y_{i+1}$  è il  $(1-p_0) \cdot N^{\text{esimo}}$  valore di  $Y(\bar{\lambda})$  calcolato al livello  $i = 1, \dots, m$ . In seguito, la probabilità condizionata costante  $p_0$  è posta pari a 0.1 (Paragrafo "Subset Simulation") e il numero di livelli di simulazione  $m$  è posto eguale a 4, ognuno con  $N = 400$  campioni, eccetto che per l'ultimo livello che ha 280 campioni.

La Figura 15 mostra la probabilità di guasto,  $P(F)$ , per differenti soglie di dose fino a  $D^* = 0.1$  mSv/y stimate con il metodo SS (linea continua) con un totale di  $N_T = 1480$  campioni. I risultati sono confrontati con quelli ottenuti con un MC standard con lo stesso numero  $N_T = 1480$  di simulazioni (linea tratteggiata).

L'efficienza dei due metodi in analisi è valutata nei termini di due indici che sono indipendenti dal numero totale  $N_T$  di campioni generati, cioè il coefficiente di variazione unitario,  $\Delta$  e la cosiddetta Figura di merito (FOM).

Il coefficiente di variazione unitario  $\Delta$  è definito come:

$$\Delta = c_v \cdot \sqrt{N_T} = \frac{\sigma_{\hat{P}}}{\hat{P}(F)} \cdot \sqrt{N_T} \quad (17)$$

dove  $c_v = \frac{\sigma_{\hat{P}}}{\hat{P}(F)}$  è il coefficiente di variazione,  $\hat{P}(F)$  è la stima della probabilità di guasto (cioè la probabilità che la dose ecceda la soglia di 0.1 mSv/y) e  $\sigma_{\hat{P}}$  è la deviazione standard di  $\hat{P}(F)$ . Poiché in tutti gli stimatori di tipo MC la deviazione standard (e quindi la c.o.v.  $c_v$ ) decresce con una tasso  $O(1/\sqrt{N_T})$ , allora  $\Delta = c_v \cdot \sqrt{N_T}$  è indipendente da  $N_T$  [40]. Più basso è il valore di  $\Delta$ , e minore è la variabilità del corrispondente stimatore della probabilità di guasto e dunque maggiore è l'efficienza del metodo di simulazione impiegato.

Tuttavia, in aggiunta alla precisione dello stimatore della probabilità di guasto, si deve tener conto anche del tempo computazionale associato al metodo di simulazione. Per questo è introdotto il FOM così definito:

$$FOM = \frac{1}{\sigma_p^2 \cdot TCPU} \quad (18)$$

dove  $TCPU$  è il tempo computazionale richiesto dal metodo di simulazione. Poiché  $\sigma_p^2 \propto 1/N_T$  e approssimativamente  $TCPU \propto N_T$ , anche il FOM è indipendente da  $N_T$ . Si noti che in questo caso maggiore è il valore dell'indice, maggiore è l'efficienza del metodo.

La Tabella 6 riporta la stima della probabilità di guasto  $\hat{P}(F)$  (colonna 3); i valori della varianza  $\hat{\sigma}^2$ , il coefficiente di variazione unitario  $\Delta$  e la Figura di Merito FOM (colonne 4, 6 e 7, rispettivamente) mostrano che l'algoritmo SS ha prestazioni superiori a quelle dello schema MC standard. Il tempo computazionale  $TCPU$  (colonna 5) richiesto da ciascun metodo si riferisce ad un calcolatore Pentium 4 CPU 2.00GHz.

Il risultato ottenuto è ragionevole: infatti, la stima di una probabilità di guasto  $P(F) \sim 10^{-4}$  con il MC standard con  $N_T = 1480$  campioni non è efficiente, poiché in media solo  $1480 \cdot 10^{-4} \sim 0.148$  (cioè meno di uno) campioni di guasto sono disponibili nella regione di guasto di interesse. D'altra parte, con il SS, grazie ai condizionamenti successivi,  $N \cdot p_0 = 400 \cdot 0.1 = 40$  campioni di guasto condizionati sono generati al livello di probabilità  $\hat{P}(F) \sim 10^{-4}$ .

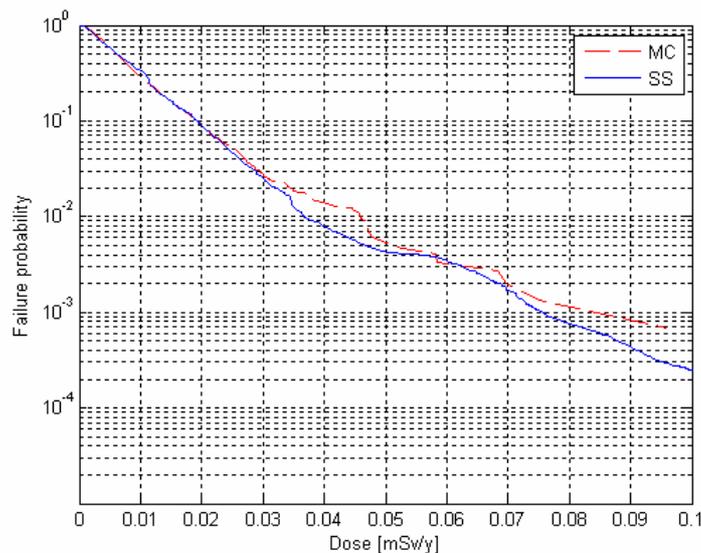


Figura 14: Stima della probabilità di guasto del deposito per <sup>129</sup>I per differenti soglie di dose fino a  $d = 0.1$  mSv/y: standard MC (linea tratteggiata) e SS (linea continua).

Tabella 6: Confronto tra i risultati per la stima della probabilità di guasto  $\hat{P}(F)$  con lo standard MC (prima riga) e con il SS (seconda riga) su un Pentium 4 CPU 2.00 GHz.

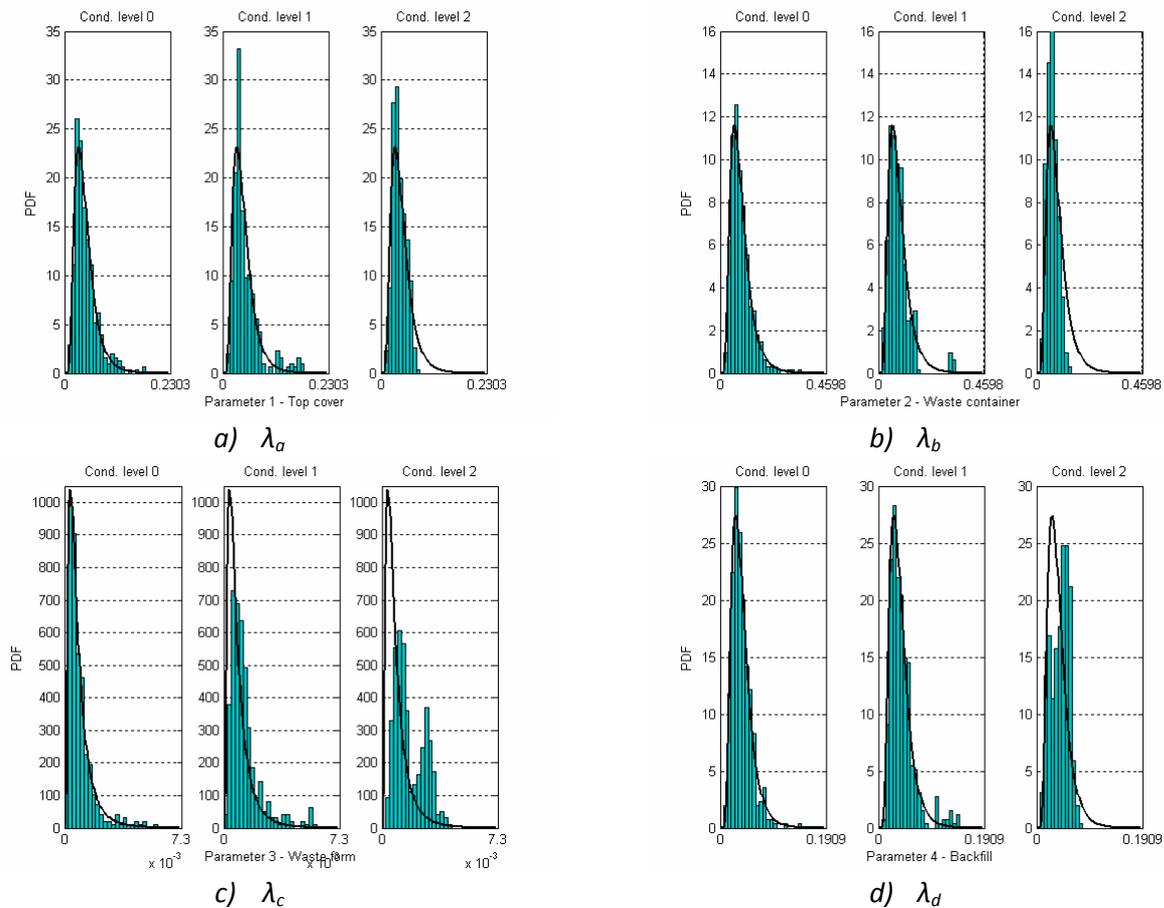
0.1 [mSv/y]	$N_T$	$\hat{P}(F)$	$\hat{\sigma}^2$	$TCPU$ (s)	$\Delta$	FOM
MC	1480	$6.75 \cdot 10^{-4}$	$4.56 \cdot 10^{-7}$	1015	38.4	2159.5
SS	1480	$2.5 \cdot 10^{-4}$	$2.75 \cdot 10^{-8}$	797	25.5	45661

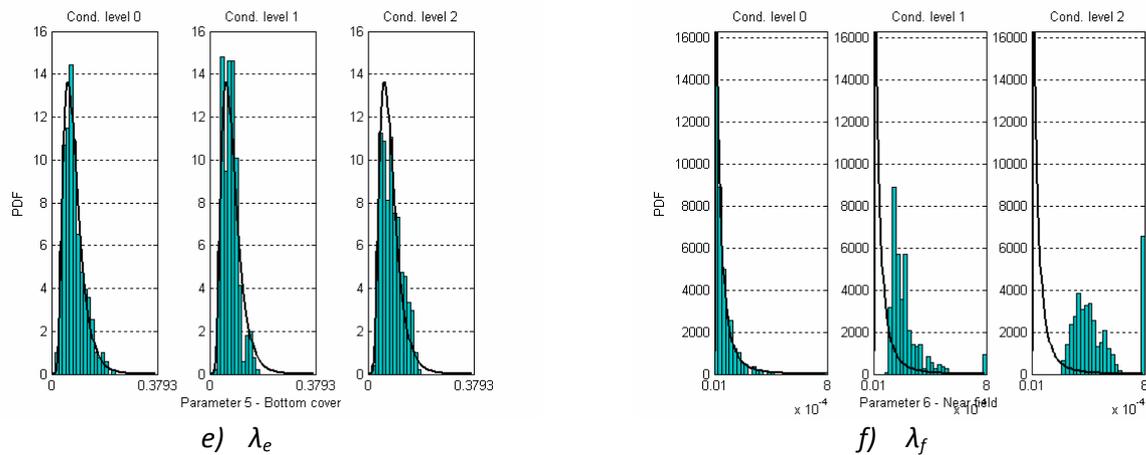
I campioni delle catene di Markov generati con il SS possono essere usati non solo per stimare le probabilità condizionate, ma anche per effettuare un'analisi di sensitività. Intuitivamente, da confronto tra le densità di probabilità  $q(x_j | F)$  del parametro incerto  $x_j, j = 1, 2, \dots, n$ , condizionate all'accadimento del guasto  $F$ , con le densità di probabilità incondizionate  $q(x_j)$ , si può ottenere un'indicazione sull'importanza del parametro  $x_j$  nell'influire sul guasto del sistema. Formalmente, per ciascun valore assegnato di  $x_j$  il teorema di Bayes' può essere scritto come:

$$P(F | x_j) = \frac{q(x_j | F)}{q(x_j)} P(F), \quad j = 1, 2, \dots, n \quad (19)$$

cosicché  $P(F | x_j)$  non è sensibile a  $x_j$  quando  $q(x_j | F) \sim q(x_j)$ , cioè quando la densità di probabilità condizionata  $q(x_j | F)$  è simile nella forma alla pdf  $q(x_j)$  [65][3][5][4]. L'efficacia di questo approccio per l'analisi di sensitività è stato dimostrato da una serie di studi condotti nell'ambito dell'affidabilità strutturale e dei sistemi nucleari passivi [65][3][5][4].

La sensitività delle prestazioni del sistema multi-barriera ai singoli parametri di ingresso della Tabella 3 può quindi essere studiata esaminando il cambio di distribuzioni campionarie ai diversi livelli condizionati. L'istogramma dei campioni condizionati dei parametri incerti ai diversi livelli per una singola SS è mostrato in Figura 15. Si noti che le distribuzioni empiriche (istogrammi) dei campioni condizionati di tutti i parametri incerti sono rappresentati nell'intervallo  $\mu \pm 2\sigma$ , dove  $\mu$  e  $\sigma$  sono rispettivamente le medie e le deviazioni standard delle distribuzioni log-normali assegnate ai parametri di ingresso incerti. L'intervallo usato per la rappresentazione delle distribuzioni empiriche dei parametri incerti è il risultato empirico della variazione casuale dei parametri incerti durante la simulazione stocastica: in quest'ottica, il metodo SS dimostra la sua capacità di esplorare l'intero intervallo di variabilità (incluso le regioni associate a probabilità molto basse) per ciascuno dei parametri incerti facendo uso di una simulazione MCMC che popola gradualmente i livelli condizionati intermedi [3].





**Figura 15: Confronto tra le distribuzioni condizionate empiriche dei parametri di ingresso incerti di Tabella 3 a diversi livelli condizionati (istogrammi) e le corrispondenti distribuzioni incondizionate (linee continue), con riferimento alla probabilità di guasto corrispondente al superamento della soglia 0.1 mSv/y da parte della dose.**

La prestazione del sistema di barriere è fortemente sensibile al parametro  $\lambda_f$ , cioè il tasso di “guasto” (attraversamento) del “near field” (barriera naturale), come mostrato dal significativo spostamento verso destra della sua distribuzione condizionate empirica (istogrammi) rispetto a quella incondizionata (linee continue). Visivamente, anche il parametro  $\lambda_c$ , cioè il tasso di guasto della matrice, presenta un evidente spostamento verso destra della sua distribuzione condizionate empirica, che diventa più accentuato verso il livello condizionato finale della probabilità di guasto.

Si noti che l’algoritmo SS produce le distribuzioni condizionate empiriche della Figura 15 mentre si eseguono le simulazioni per stimare la probabilità di guasto nel contenimento del sistema di barriere; i risultati dell’analisi di sensitività possono essere dunque prontamente visualizzati per identificare (e classificare) i parametri più importanti.

### Conclusioni

In questa parte del lavoro è stata sviluppata una originale applicazione della tecnica “Subset Simulation” per la stima delle probabilità di guasto di un deposito di rifiuti radioattivi.

I risultati del metodo SS sono stati confrontati con quelli del MC standard, confermando che per la stima di probabilità basse dell’evento di guasto di interesse (superamento delle soglie di dose) la SS è più efficiente del MC standard. Questo è dovuto al fatto che nella SS i campioni di cammini Markoviani sono gradualmente adattati a regioni di guasto di bassa probabilità, mentre i campioni MC nelle regioni a bassa probabilità sono rari, dando luogo ad un’informazione statistica meno robusta. L’applicazione ha dimostrato l’efficacia di questa tecnica, originariamente derivata per problemi di affidabilità strutturale.

Inoltre, il SS è stato utilizzato per un’analisi di sensitività che ha consentito di individuare l’importanza dei parametri di modello incerti basata sulle distribuzioni condizionate campionarie a diversi livelli di probabilità di guasto.

## Conclusioni

L’obiettivo principale della performance assessment di un deposito geologico profondo per rifiuti radioattivi ad alta attività e/o a lunga vita è quello di verificare la conformità delle stime delle dosi attese al gruppo critico con i limiti imposti per legge dagli Enti Nazionali Regolatori, tenendo opportunamente in conto le incertezze associate.

In questo contesto, nella prima parte di questo rapporto è stata innanzitutto presentata una panoramica delle principali caratteristiche strutturali di un deposito geologico profondo e dei principali processi fisico-

chimici coinvolti nel rilascio e nella migrazione dei radionuclidi. Tale attività ha permesso di evidenziare i) una similarità di base nelle caratteristiche delle matrici rocciose, dei materiali e dei processi coinvolti, ma anche ii) una serie di caratteristiche e processi peculiari dei depositi geologici profondi rispetto a quelli superficiali, di cui è fondamentale tener conto per estendere gli approcci computazionali sviluppati per i depositi superficiali nel corso delle precedenti annualità della collaborazione e presentati nei precedenti rapporti. Nell'analisi è emerso che le differenze maggiori sono legate i) agli accoppiamenti THMC (termo-idrogeologici-meccanico-chimici) indotti dalla potenza termica da decadimento radioattivo dei rifiuti di alta attività e/o a vita lunga; ii) al trasporto in reti di fratture (tipico delle rocce cristalline), che per i depositi geologici profondi assume delle caratteristiche molto particolari, causate dall'estensione del far-field e dall'interconnessione delle fratture stesse, e differenti da quelle che si potrebbero avere per un deposito superficiale in cui il trasporto sarebbe dominato da una o comunque poche singole fratture; iii) alla generazione di gas per corrosione dei contenitori metallici in ambienti anossici.

Nella seconda parte del rapporto, sono state presentate due metodologie per l'analisi di sensitività e delle incertezze aleatorie ed epistemiche, ad integrazione della performance assessment di depositi geologici. Tali procedure sono state provate utilizzando, senza perdita di generalità e per convenienza, dati, modelli e codici di calcolo del rilascio e trasporto di radionuclidi sviluppati nelle precedenti annualità. Questo ha permesso di concentrarsi sullo sviluppo delle procedure e dei metodi, e sulla loro verifica.

L'Analisi di Sensitività a Range Nominale (NRSA) è stata applicata ad un caso realistico di rilascio da un deposito superficiale in un acquifero profondo eterogeneo bidimensionale. Nonostante la complessità del codice di calcolo impiegato, che accoppia un modello Monte Carlo per la simulazione del trasporto di radionuclidi alla scala del deposito con un'analisi Monte Carlo del flusso nelle acque di sottosuolo e conseguente trasporto di radionuclidi alla scala dell'acquifero eterogeneo, la semplicità e la flessibilità del NRSA hanno permesso di ottenere risultati significativi in tempi accettabili.

La tecnica Subset Sampling è stata applicata per la stima di probabilità basse dell'evento di superamento delle soglie di dose nel caso di rilascio da un deposito superficiale in un acquifero monodimensionale. La propagazione delle incertezze nei parametri che governano la modellazione probabilistica dei processi di rilascio all'uscita del modello di deposito ha permesso di stimare la probabilità che la dose superi le soglie di sicurezza prestabilite. Il confronto dei risultati del metodo SS con quelli del MC standard ne ha dimostrato l'efficienza superiore; inoltre, grazie alle sue proprietà, la SS è stata anche utilizzata per un'analisi di sensitività dell'importanza dei parametri di modello incerti.

In generale, è prevedibile che il ricorso a descrizioni realistiche ancora più dettagliate dei casi studio di depositi geologici, renderà necessario affrontare le seguenti problematiche di modellazione dei processi coinvolti:

- i. L'inclusione, nei modelli di trasporto di tipo "particle-based" già presentati nelle precedenti annualità e utilizzati anche per le attività legate al presente rapporto, dei processi specifici che caratterizzano il trasporto in ambito geologico.
- ii. L'incremento degli sforzi computazionali richiesti per le analisi, a causa della complessità dei fenomeni in gioco e delle relative scale spazio-temporali: in quest'ottica, nell'ambito degli schemi di analisi proposti, si prevede di esplorare la possibilità di utilizzare modelli surrogati che approssimino la risposta dei modelli dettagliati con un errore controllabile e velocità di calcolo anche di ordini di grandezza inferiori.

In prospettiva dunque, la prosecuzione dell'attività riguarderà principalmente i seguenti argomenti:

- Analisi di incertezze e di sensitività:
  - Tecniche di velocizzazione delle simulazioni deterministiche del trasporto (per esempio, regressioni non-lineari attraverso l'utilizzo dei *Local Gaussian Processes* e *Polynomial Chaos Expansion*).
- Modellazione di processi caratteristici del rilascio e della migrazione di radionuclidi da un deposito geologico profondo:
  - Trasporto in mezzi fratturati per mezzo di approcci di tipo particle tracking basati sulla teoria di Kolmogorov-Dmitriev.

## Riferimenti bibliografici

- [1] @Risk Users' Manual: Guide to Using @risk. Risk Analysis and Simulation Add-In For Microsoft Excel, Version 4.5, Palisade Corporation, 2002.
- [2] S. K. Au, J. L. Beck, "Estimation of small failure probabilities in high dimensions by subset simulation", *Probabilistic Engineering Mechanics*, 16 (2001), pp. 263-277.
- [3] S. K. Au, J. L. Beck, "Subset Simulation and its application to seismic risk based on dynamic analysis", *Journal of Engineering Mechanics*, 129 (2003), pp. 1-17.
- [4] S. K. Au, "Augmented approximate solutions for consistent reliability analysis", *Probabilistic Engineering Mechanics*, 22 (2007), pp. 77-87.
- [5] S. K. Au, "Reliability-based design sensitivity by efficient simulation", *Computers and Structures*, 83 (2005), pp. 1048-1061.
- [6] F. Ballio, A. Guadagnini, "Convergence assessment of numerical Monte Carlo simulations in groundwater hydrology", *Water Resources Research*, 40 (2004), pp. 1-5.
- [7] J. Bear, "Hydraulics of Groundwater", McGraw-Hill International Book Co (1979).
- [8] D.G. Cacuci, "Sensitivity and Uncertainty Analysis", Chapman and Hall (2003).
- [9] F. Cadini et al., "An integrated simulation framework for the performance assessment of radioactive waste repositories", *Annals of Nuclear Energy*, 39 (2012), pp. 1-8.
- [10] F. Cadini et al., "Monte Carlo estimation of radionuclide release at a repository scale", *Annals of Nuclear Energy*, 37 (2010), pp. 861-866.
- [11] F. Cadini, D. Avram, E. Zio, A. Luce, A. Taglioni, "Monte Carlo simulation-based reliability model for the PSA of a radioactive waste repository", *Journal of Polish Safety and Reliability Association, (Summer Safety and Reliability Seminars - SSARS 2010)*, 1 (2010), pp. 43-50.
- [12] F. Cadini, J. De Sanctis, T. Girotti, E. Zio, A. Luce, A. Taglioni, "Monte Carlo-based assessment of the safety performance of a radionuclide waste repository", *Reliability Engineering & System Safety*, 95 (2010), pp. 859-865.
- [13] F. Cadini, E. Zio, F. Di Maio, V. Kopustinkas, R. Urbonas, "A Neural-network-based Variance Decomposition Sensitivity Analysis", *International Journal of Nuclear Knowledge Management*, 2 (2007), pp. 299-312.
- [14] S.H. Chang, W.J. Cho, "Risk analysis of radioactive waste repository based on the time-dependent hazard rate", *Radioactive Waste Management and the Nuclear Fuel Cycle*, 5 (1984), pp. 63-80.
- [15] N.A. Chapman, I.G. McKinley, "The geological disposal of nuclear waste", John Wiley & Sons (1987).
- [16] B.L. Cohen, "A general probabilistic risk assessment for low level waste burial grounds", *Nuclear and Chemical Waste Management*, 5 (1984), pp. 39-47.
- [17] C.V. Deutsch, A.G. Journel, "GSLIB Geostatistical Software Library and User's Guide", 2nd ed. Oxford Univ. Press, New York (1998).
- [18] ENEA, "Internal Report", Chapman, N. A (1997).
- [19] ENEA, "Inventario nazionale dei rifiuti radioattivi", Task Force per il sito nazionale di deposito dei materiali radioattivi, 3a edizione (2000).
- [20] A.R. Freeze, J.A. Cherry, "Groundwater", Prentice Hall Publishing, New Jersey (1979).
- [21] H. C. Frey et al., "Evaluation of Selected Sensitivity Analysis Methods Based Upon Applications to Two Food Safety Process Risk Models", *Computational Laboratory for Energy, Air, and Risk; Department of Civil, Construction, and Environmental Engineering, North Carolina state University Raleigh, NC* (2003).
- [22] H. C. Frey et al., "Recommended Practice regarding Selection, Application, and Interpretation of Sensitivity Analysis Methods Applied to Food Safety Process Risk Models", *Computational Laboratory for Energy, Air, and Risk; Department of Civil, Construction, and Environmental Engineering, North Carolina state University Raleigh, NC* (2004).
- [23] L.W. Gelhar, "Stochastic subsurface hydrology from theory to application", *Water Resources Research*, 22 (1986), pp. 135S-145S.

- [24] L.W. Gelhar, "Stochastic Subsurface Hydrology", Prentice Hall, New Jersey, (1993).
- [25] R. Ghanem, "Scales of fluctuation and the propagation of uncertainty in random porous media", *Water Resources Research*, 34 (1998), pp. 2123-2136.
- [26] J.J. Gómez-Hernández, A.G. Journel, "Joint sequential simulation of multi-Gaussian field", *Geostatistics Troia '92*, Ed. Soares, 1993, 1, pp. 85-94.
- [27] M. Granger Morgan, M. Henrion, "Uncertainty", Cambridge University Press (1991).
- [28] A.W. Hagues, M.M.R. Williams, M.D. Eaton, "A probabilistic study of the effect of retardation factor uncertainty using a compartment model for radionuclide release into the biosphere", *Annals of Nuclear Energy*, 37 (2010), pp. 1197-1207.
- [29] A.W. Harbaugh, M.G. McDonald, "A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model", *US Geological Survey, Techniques of Water-resources Investigations Book Vol. 6 586 pp.* (Chapter A1), 1988.
- [30] J.C. Helton, C.J. Sallaberry, "Computational implementation of sampling-based approaches to the calculation of expected dose in performance assessments for the proposed high-level radioactive waste repository at Yucca Mountain, Nevada", *Reliability Engineering and System Safety*, 94 (2009), pp. 699–721.
- [31] J.C. Helton, C.J. Sallaberry, "Conceptual basis for the definition and calculation of expected dose in performance assessments for the proposed high-level radioactive waste repository at Yucca Mountain, Nevada", *Reliability Engineering and System Safety*, 94 (2009), pp. 677–698.
- [32] J.C. Helton, "Uncertainty and sensitivity analysis techniques for use in performance assessment for radioactive waste disposal", *Reliability Engineering and System Safety*, 42 (1993), 327–367.
- [33] J. T. Hwang, E. P. Dougherty, H. Rabitz, "The Green's function method of sensitivity analysis in chemical kinetics", *Journal of Chemical Physics*, 69 (1978), pp. 5180-5191.
- [34] IAEA Safety Standards Series No. 111-G-1.1. Classification of radioactive waste. IAEA eds., Vienna, 1994.
- [35] IAEA Safety Standards Series No. WS-G-1.1.. *Safety Assessment for Near Surface Disposal of Radioactive Waste*. IAEA eds., Vienna, 1999.
- [36] S.S. Isukapalli, "Uncertainty Analysis of Transport-Transformation Models", PhD thesis, Rutgers, The State University of New Jersey (1999).
- [37] M.H. Kalos, P. A. Whitlock, "Monte Carlo Methods : Basics", John Wiley & Sons, New York (1986).
- [38] P.O. Kim, W.J. Cho, S.H. Chang, "Probabilistic safety assessment of low-level waste disposal system", *Radioactive Waste Management and the Nuclear Fuel Cycle*, 10 (1988), 253.
- [39] Y.N. Kim, J.K. Kim, T.W. Kim, "Risk assessment for shallow land burial of low-level radioactive waste", *Waste Management*, 13 (1993), pp. 589–598.
- [40] P.S. Koutsourelakis, H. J. Pradlwarter, G.I. Schueller, "Reliability of structures in high dimensions, Part I: algorithms and application", *Probabilistic Engineering Mechanics*, 19 (2004), pp. 409–417.
- [41] LBNL – Lawrence Berkeley National Laboratory. *Geological Challenges in Radioactive Waste Isolation – Fourth Worldwide Review*, Witherspoon and Bodvarsoon Eds. (2006).
- [42] O.P. Le Maitre, O.M. Kino, "Spectral Methods for Uncertainty Quantification with Application to Computational Fluid Dynamics", Springer (2010).
- [43] E.E. Lewis, "Introduction to reliability engineering", Second edition, John Wiley and Sons, Inc. (1994).
- [44] R. Little, J. Avis, N. Calder, N. Garisto, P. Gierszewski, H. Leung, L. Limer, J. Penfold, G. Towler, R. Walke, R. Walsh, "A preliminary postclosure safety assessment of OPG's proposed L&ILW deep geologic repository, Canada", *Proceedings of the 12th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management, ICEM'09/DECOM'09*, October 11–15, 2009, Liverpool, UK.
- [45] M. Marseguerra et al. "Sviluppo di un Modello Stocastico e sua Implementazione in un Codice Monte Carlo", Internal Report, Politecnico di Milano (2001).
- [46] M. Marseguerra et al., "Groundwater contaminant transport in presence of colloids I. A stochastic nonlinear model and parameter identification" *Ann. Nucl. Energy* 28 (2001), pp. 777-803.

- [47] I.G. McKinley, "The quantification of source term profiles from near-field geochemical models", Proceedings of workshop on the source term for radionuclide migration from high level waste or spent fuel under realistic repository conditions, Sandia Rpt, SAND 85-0380, 1985, pp.115-123.
- [48] G.J. McRae, J.W. Tilden, J.H. Seinfeld, "Global sensitivity analysis - a computational implementation of the Fourier amplitude sensitivity test (FAST)", Computers and Chemical Engineering, 6 (1982), pp. 15-25.
- [49] N. Metropolis, A.W. Rosenbluth, M.N. Rosenbluth, A.H. Teller, "Equations of state calculations by fast computing machines", Journal of Chemical Physics, 21 (1953), pp. 1087-1092.
- [50] W. Miller, R. Alexander, N. Chapman, I. Mckinley, J. Smellie, "Geological Disposal of Radioactive Wastes and Natural Analogues", Waste Management Series, Volume 2, pp. 1-316 (2000).
- [51] S. Mukhopadhyay, E.L. Sonnenthal, N. Spycher, "Modeling coupled thermal-hydrological-chemical processes in the unsaturated fractured rock of Yucca Mountain, Nevada: heterogeneity and seepage", Physics and chemistry of the Earth, 31 (2006), pp. 626-633.
- [52] R.N. Nair, T.M. Krishnamoorthy, "Probabilistic safety assessment model for near surface radioactive waste disposal facilities", Environmental Modelling and Software, 14 (1999), pp. 447-460.
- [53] S.P. Neumann "On advective transport in fractal permeability and velocity fields", Water Resources Research, 31 (1995), pp. 1455-1460.
- [54] NUREG 1573. A performance assessment methodology for low-level radioactive waste disposal facilities (2000).
- [55] NUREG/CR-5737, Hydrogeologic performance assessment analysis of the commercial low level radioactive waste disposal facility near West Valley, New York (1991).
- [56] A. Pritzker, J. Gassman, "Application of simplified reliability methods for risk assessment of nuclear waste repository", Nuclear Technology, 48 (1980), pp. 289-297.
- [57] M. Riva et al., "Relative importance of geostatistical and transport models in describing heavily tailed breakthrough curves at the Lauswiesen site", Journal of Contaminant Hydrology, 101 (2008), pp. 1-13.
- [58] J. Rutqvist, C.-F. Tsang, "Analysis of thermal-hydrologic-mechanical behavior near an emplacement drift at Yucca Mountain", Journal of Contaminant Hydrology, 62-63 (2003), pp. 637-652.
- [59] G.I. Schueller, H.J. Pradlwarter, "Benchmark study on reliability estimation in higher dimension of structural systems – An overview", Structural Safety, 29 (2007), pp. 167-182.
- [60] SNL – Sandia National Laboratories. Deep Borehole Disposal of High-Level Radioactive Waste, SAND2009-4401 (2009).
- [61] D. Wes Efurud, et al. "Neptunium and Plutonium solubilities in a Yucca Mountain groundwater", Environ. Sci. Technol., 32 (1998), pp. 3893-3900.
- [62] M.-S. Yim, S.A. Simonson, "Performance assessment models for low level radioactive waste disposal facilities: a review", Progress in Nuclear Energy, 36 (2000), pp. 1-38.
- [63] C. Zheng, P.P. Wang, "MT3DMS: A modular three-dimensional multispecies model for simulation of advection, dispersion and chemical reactions of contaminants in groundwater systems; Documentation and User's Guide", Contract Report SERDP-99-1, U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS (1999).
- [64] E. Zio, "An Introduction to the Basics of Reliability and Risk Analysis. Series in quality, reliability and engineering statistics", 13, World Scientific Publishing Co. Pte. Ltd., Singapore (2007).
- [65] E. Zio, N. Pedroni, "Estimation of the functional failure probability of a thermal-hydraulic passive systems by means of Subset Simulation", Nuclear Engineering and Design, 239 (2009), pp. 580-599.
- [66] P. Zuloaga, "New Developments in LLW Management in Spain", ENRESA, <http://www.euronuclear.org/events/topseal/presentations/PP-Session-III-Zuloaga.pdf> (2006).

**Enrico Zio** (Laurea in Ingegneria Nucleare, Politecnico di Milano, 1991; Master in Ingegneria Meccanica, UCLA, 1995; Dottorato in Ingegneria Nucleare, Politecnico di Milano, 1995; Dottorato in Ingegneria Nucleare, MIT, 1998) è direttore della cattedra “Sistemi Complessi e Sfida Energetica della Fondazione Europea delle Nuove Energie di Electricite’ de France (EDF)” presso Ecole Centrale Paris e Supelec, professore ordinario, presidente e delegato del rettore dell’associazione Alumni e precedente direttore della Scuola di Dottorato presso il Politecnico di Milano, professore aggiunto presso l’università di Stavanger. È il presidente della European Safety and Reliability Association ESRA, membro del comitato scientifico dell’” Accidental Risks Department of the French National Institute for Industrial Environment and Risks”, membro della società nucleare Coreana e della società di “Prognostics and Health Management” e precedente presidente del Capitolo Italiano della “IEEE Reliability Society”. Presta servizio come editore associato di “IEEE Transactions on Reliability” e come membro del comitato editoriale di varie riviste scientifiche internazionali, tra le quali Reliability Engineering and System Safety, Journal of Risk and Reliability, International Journal of Performability Engineering, Environment, Systems and Engineering, International Journal of Computational Intelligence Systems. La sua ricerca è incentrata sulla caratterizzazione e la modellazione dei comportamenti di guasto/riparazione/manutenzione di componenti, sistemi complessi e infrastrutture critiche per lo studio della loro affidabilità, disponibilità, manutenibilità, prognostica, sicurezza, vulnerabilità e security, principalmente utilizzando un approccio computazionale basato su metodi di simulazione Monte Carlo avanzati, tecniche di soft computing e scienze euristiche di ottimizzazione. È autore o coautore di cinque libri internazionali e più di 200 articoli su riviste internazionali.

**Francesco Cadini** (Laurea in Ingegneria Nucleare, Politecnico di Milano, 2000; Master in Ingegneria Aerospaziale, UCLA, 2003; Dottorato in Ingegneria Nucleare, Politecnico di Milano, 2006) è ricercatore presso il Politecnico di Milano. La sua attività di ricerca è attualmente focalizzata sullo sviluppo e l’applicazione di *i*) metodi computazionali per la performance assessment di depositi di rifiuti radioattivi, *ii*) algoritmi Monte Carlo sequenziali (particle filters) per la stima e la predizione del comportamento dinamico di un impianto/struttura con applicazioni alla diagnostica e prognostica dei sistemi e *iii*) tecniche di soft computing (reti neurali, logica fuzzy, algoritmi genetici, ecc.) per l’identificazione dei modelli, la predizione di serie temporali e il controllo ottimale. Presta servizio come revisore di alcune riviste internazionali. È coautore di più di 50 articoli su riviste internazionali o su atti di congressi internazionali.

**Jacopo De Sanctis** (Laurea in Fisica, Università degli Studi di Bologna, 2003, Dottorato in Fisica Nucleare Sperimentale, Università degli Studi di Bologna, 2008). Per tutto l'anno 2004 è stato titolare di due borse di studio per neolaureati nell'ambito delle attività di ricerca scientifica del gruppo terzo dell'INFN, sezione di Bologna. Da Febbraio 2009 a Dicembre 2011, in qualità di assegnista di ricerca presso il Dipartimento di Energia del Politecnico di Milano ha svolto attività di ricerca sulla modellazione dei fenomeni di dispersione degli inquinanti radioattivi attraverso le barriere artificiali e naturali di un deposito di rifiuti radioattivi. Attualmente, in qualità di ricercatore, svolge attività di ricerca all' ENEA, presso il "Centro Ricerche Brasimone". La sua attività è incentrata principalmente sullo sviluppo e caratterizzazione di nuove tecniche di campionamento e di analisi dei gas Nobili radioattivi.